



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 446|91

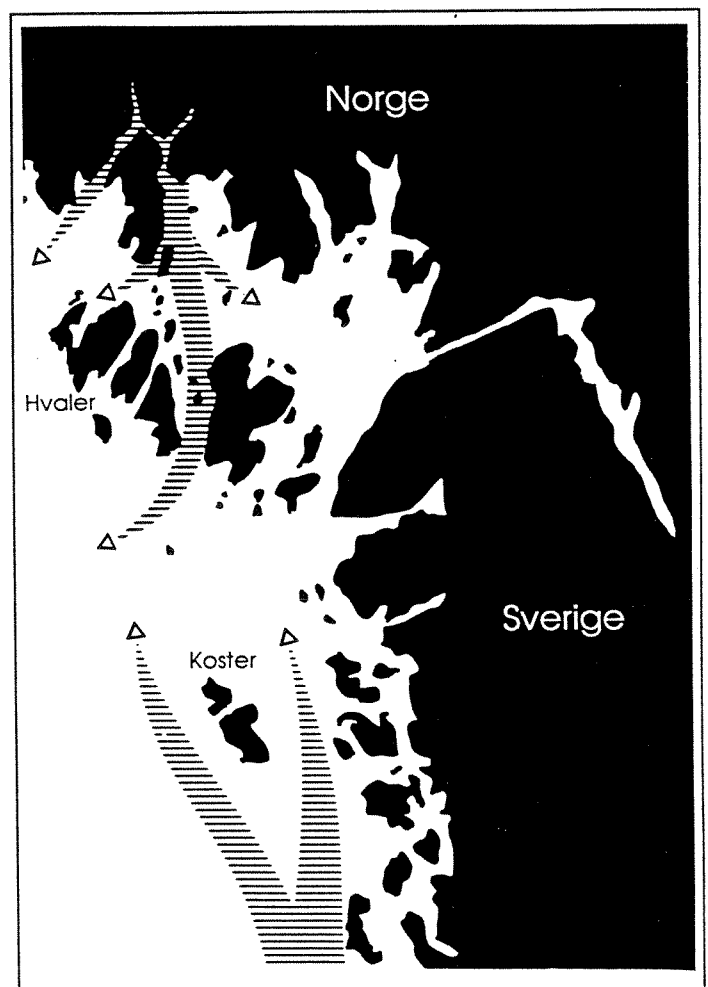
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA

Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-895501 O-900346	Undernr.:
Løpenr.: 2669	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA AS Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	---

Rapportens tittel: Miljøgifter i organismer i Hvaler/Kosterområdet. (Overvåkingsrapport nr. 446/91). TA-744/1991	Dato: 4/12-91	Trykket: NIVA 1991
Forfatter(e): John Arthur Berge	Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Østfold/Svenskekysten
	Antall sider: 192	Opplag: 125

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	---

Ekstrakt: Innholdet av metaller, klororganiske forbindelser og polyaromatiske hydrokarboner i tang, fisk og skaldyr tyder på at kystområdet utenfor Hvalerøyene bare er lite til moderat belastet. Registrerte konsentrasjoner har neppe konsekvenser for bruken av dette området til rekreasjon og fiske. Tydelige miljøgiftproblemer ble avdekket innenfor Hvalerøyene og ved munningen av Glomma's vestre løp. En metallpåvirkning kunne spores i blåskjell og blæretang langs Glomma's hovedløp, og innholdet av HCB, PCB og DDT i fisk lå over bakgrunnsnivå på stasjoner nær Glomma's to utløp. PCB-innholdet i torskelever var der såpass høyt at det bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Det samme gjelder det tilsynelatende høye kadmiuminnholdet i taskekrabbe fra Iddefjordens ytre del.

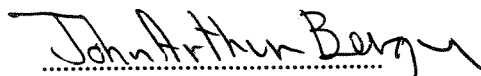
4 emneord, norske

1. Marine organismer
2. Miljøgifter
3. Overvåking
4. Hvaler/Kosterområdet

4 emneord, engelske

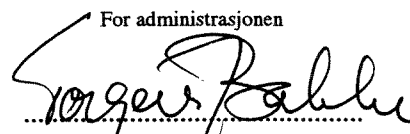
1. Marine organisms
2. Metals
3. Organic micro pollutants
4. Glomma Estuary

Prosjektleder



John Arthur Berge

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2011-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-895501 og 0-900346

MILJØGIFTER I ORGANISMER I HVALER/KOSTER OMRÅDET.

Oslo, den 4. desember 1990

Prosjekt leder: John Arthur Berge

Medarbeidere:

Sigbjørn Andersen
Lasse Berglind
Einar Brevik (NILU/NIVA)
Bodil Ekstrøm
Aud Helland
Valborg Holtan Jørgensen (SI)
Frank Kjellberg
Jon Knutzen
Roger Konieczny
Alfhild Kringstad (SI)
Fritjof Moy
Kari Martinsen (SI)
Marit Mjelde
Michael Oehme (NILU)
Tone Oredalen
Eirin Røgeberg
Tom Tellefsen
Mats Walday

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Avsnitt	Side
1 FORORD	1
2 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
3 INNLEDNING	9
4 INNSAMLING AV MATERIALE	12
4.1 Innsamling og forbehandling av blæretang og blåskjell . . .	13
4.2 Innsamling og forbehandling av sjøkreps og krabbe	14
4.3 Innsamling og forbehandling av av ål og torsk	14
5 ANALYSEMETODER	15
5.1 Metaller	16
5.2 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser	17
5.3 PCDF/PCDD	17
5.4 EPOC1	18
5.5 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	19
5.6 Klorfenoler og klorguajakoler	19
5.7 Antall parallelle analyser	19
6 RESULTATER FRA FORUNDERSØKELSE I 1988	22
7 METALLER - RESULTATER OG DISKUSJON	24
7.1 Metaller i blæretang	24
7.2 Metaller i blåskjell	29
7.3 Metaller i ål	36
7.4 Metaller i torsk	44
7.5 Metaller i sjøkreps	50
7.6 Metaller i krabbe	52
7.7 Metallinnholdets betydning for bruk av fisk og krepsdyr til konsum	54
8 POLYKLORERTE DIBENZO-P-DIOKSINER OG DIBENZOFURANER I FISK OG	

Avsnitt	Side
SKALLDYR – RESULTATER OG DISKUSJON	57.
8.1 PCDF/PCDD i torskelever	57
8.2 PCDF/PCDD i ål	61
8.3 PCDF/PCDD i blåskjell	61
8.4 PCDF/PCDD i krabbe	62
8.5 Vurdering av innholdet av PCDF/PCDD i organismer	63
9 TOKSAFEN OG KLORDAN I FISK OG BLÅSKJELL – RESULTATER OG DISKUSJON	64
10 POLYKLORETE BIFENYLER (PCB) OG ANDRE KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK OG SKALLDYR – RESULTATER OG DISKUSJON	67
10.1 PCB i blåskjell	67
10.2 HCB i blåskjell	70
10.3 DDT i blåskjell	72
10.4 Lindan (γ -HCH) og α -HCH i blåskjell	72
10.5 PCB i torsk og ål	76
10.6 HCB i torsk og ål	85
10.7 DDT i torsk og ål	86
10.8 Lindan (γ -HCH) og α -HCH i torsk og ål	89
10.9 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser i sjøkreps	90
10.10 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser i taskekrabbe	92
11 EPOCT I FISK OG TASKEKRABBE – RESULTATER OG DISKUSJON	93
12 POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) – RESULTATER OG DISKUSJON	94
12.1 PAH i blåskjell	94
12.2 PAH i ålefilet og torskelever	95
12.3 PAH i sjøkreps og taskekrabbe	98
13 OPPSUMMERENDE KOMMENTARER OG TILRÅDINGER	98
14 REFERANSER	100

Avsnitt	Side
VEDLEGGFIGURER 1. Kart som viser detaljlokalisering av de enkelte stasjoner	105
VEDLEGGSTABELL 1. Geografiske koordinater for innsamlede stasjoner	109
VEDLEGGSTABELL 2. Karakteristiske data for de analyserte organismer	112
VEDLEGGSTABELL 3. Rådata fra metallanalyser av blæretang (tørrvektsbasis)	117
VEDLEGGSTABELL 4. Rådata for metallanalyser av blåskjell (tørrvektsbasis)	119
VEDLEGGSTABELL 5. Rådata for metallanalyser av ålefilet	121
VEDLEGGSTABELL 6. Rådata for metallanalyser av torskelever ($\mu\text{g/g}$ t.v.)	124
VEDLEGGSTABELL 7. Rådata for metallanalyser av torskefilet ($\mu\text{g/g}$ t.v.)	126
VEDLEGGSTABELL 8. Rådata for analyse av PCB og andre klororganiske forbindelser i blåskjell ($\mu\text{g/kg}$ v.v.)	128
VEDLEGGSTABELL 9. Rådata for PCB analyse av ålefilet ($\mu\text{g/g}$ fett)	130
VEDLEGGSTABELL 10. Rådata for PCB analyse av torskelever ($\mu\text{g/g}$ fett)	132

VEDLEGGSTABELL 11. Rådata for PAH analyse av blåskjell . . .	134
VEDLEGGSTABELL 12. Rådata for PAH analyse av ålefilet og torskelever	137
VEDLEGGSTABELL 13. Rådata for PAH analyse av sjøkreps og krabbe	142
VEDLEGGSTABELL 14. Rådata for EPOC1-analyser	145
Vedlegg A	147
Vedlegg B	149
Vedlegg C	181
Vedlegg D	186
Vedlegg E	190

1 FORORD

I august 1986 møttes miljøvernministrene i Sverige og Norge for å drøfte forurensningssituasjonen i farvannet Hvaler-Koster. En gruppe bestående av representanter for Statens Naturvårdsverk (SNV) og Statens forurensningstilsyn (SFT), Gøteborg og Bohuslän länsstyrelser og Østfold Fylke fikk i oppdrag å initiere et svensk-norsk samarbeidsprosjekt. I dette prosjektet fikk NIVA i oppgave å gjennomføre fire delundersøkelser:

- (i) Partikler i vann. Spredning og kjemisk sammensetning (prosjektleder J. Skei).
- (ii) Sedimentfelleundersøkelser (prosjektleder K. Næs)
- (iii) Bunnsedimentundersøkelser (prosjektleder J. Skei)
- (iv) Miljøgifter i organismer (prosjektleder J.A. Berge)

Av disse prosjektene er de tre første rapportert i Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 432/90. Denne rapporten inneholder resultater fra den fjerde delundersøkelsen.

En av målsetningene for delprosjekt (iv) var å påvise eventuelle geografiske miljøpåvirkningsgradienter i svensk/norsk grensefarvann og eventuelt påvise kilder. For å kunne ha mulighet til å oppfylle dette formål ble det forutsatt at tilsvarende miljøgiftundersøkelser også skulle utføres innen de respektive lands statlige eller lensorganiserte undersøkelser på stasjoner som ligger nærmere potensielle kilder (innenfor Hvalerøyene, langs den svenske vestkyst). Fra norsk side ble det blant annet av denne grunn besluttet å igangsette slike undersøkelser i Hvaler-Singlefjordområdet og munningen av Iddefjorden.

SFT ga NIVA i oppdrag å utarbeide et forslag til program for slike undersøkelser innenfor Hvalerøyene. Det endelige innhold i dette programmet ble etter en høringsrunde fastlagt i NIVA's programforslag til SFT av 9/5-1990. Dette programmet omfattet ialt 8 delundersøkelser som NIVA skal gjennomføre i perioden 1990-1995:

- (i) Hydrografi og satellittdata (prosjektleder J. Magnusson).
- (ii) Sedimentundersøkelser (prosjektleder A. Helland).
- (iii) Sedimenterende materiale (prosjektleder K. Næs)
- (iv) Bløtbunnsfauna (prosjektleder B. Rygg).
- (v) Gruntvannssamfunn (prosjektleder F. Moy)
- (vi) Dykkerundersøkelser (prosjektleder M. Walday).
- (vii) Miljøgifter i organismer (prosjektleder J.A. Berge)
- (viii) Diagnostisk undersøkelse av skrubbe (prosjektleder H. Hektoen).

Disse undersøkelser ble der det var nødvendig samordnet med tilsvarende NIVA undersøkelser utenfor Hvalerøyene.

Her rapporteres resultater av analyser av miljøgifter i organismer fra følgende program:

- (1) Overvåking av kystfarvannet mellom Norge og Sverige, inklusiv en forundersøkelse basert på organismer innsamlet i 1988 og
- (2) Overvåking av Hvaler-Singlefjordområdet og munningen av Iddefjorden.

Begge undersøkelsesprogram er ledd i Statlig program for forurensningsovervåking administrert av SFT. Administrativ leder for ovenfor nevnte delprosjekter i begge program har vært John Arthur Berge. Sistnevnte prosjekt er finansert 50% av Borregaard Industries Ltd., Kronos Titan A/S, Saugbruksforeningen og Greker Industrier i Østfold.

En takk rettes til Anders Flingsorp, Jens Hansen, Alva Jakobson, Benno Jönsson, Sven Gunnar Lunneryd, Bertil Rex og John Tisler, for organisering og innsamling av biologisk materiale til analyse.

Oslo, den 4. desember 1991

John Arthur Berge
Prosjektleder

2 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Tidligere undersøkelser i Hvaler-området har vist at en nær Glommas munning og i Iddefjorden har hatt miljøproblemer knyttet til industriutslipp (treforedling, metallurgisk industri etc.), kommunal forurensning og tidligere deponier (Øra-området). Påvirkningen av området utenfor Hvalerøyene har vært mindre kjent og tildels omstridt. Hovedhensikten med denne undersøkelse har vært å kvantifisere miljøgiftinnholdet i utvalgte organismer for å vurdere effekter av forurensningsbelastningen i ulike deler av området og eventuelt påvise geografiske gradienter i miljøpåvirkning.

De kystnære områdene utenfor Hvalerområdet fremstår som lite til moderat forurenset på basis av miljøgiftinnholdet i organismer innsamlet i 1989 og 1990. Problemområdene når det gjelder miljøgifter i organismer ligger innenfor Hvalerøyene og er hovedsakelig lokalisert til munningen av Glommas vestre og østre løp der en hadde en tydelig påvirkning av de organiske miljøgiftene PCB, HCB og DDT. En tydelig metallpåvirkning av overflatevannet kunne også måles langs Glommas hovedløp fra Kjøkø og ut til Løperen. Generelt sett var det en tendens til noe lavere miljøgiftkonsentrasjoner i den østre delen av området innenfor Hvalerøyene enn i de vestre deler ved Glommas munnings. Et tilsynelatende høyt kadmiuminnhold ble imidlertid funnet i krabbe fra ytre del av Iddefjorden. Dette kan delvis skyldes at krabbesmør naturlig har et høyt innhold av kadmium.

En sammenligning med tidligere undersøkelser (der dette var mulig) antyder at forurensningsnivået har forandret seg lite eller er noe redusert siden begynnelsen av 1980 tallet.

Det anbefales at næringsmiddelmyndighetene på bakgrunn av det tilsynelatende høye kadmiuminnholdet i krabbe fra Iddefjorden vurderer bruken av disse til konsum. En slik vurdering må imidlertid bygge på analysemateriale fra flere vevstyper fra flere stasjoner enn det som foreligger i denne undersøkelse. Det forhøyede innholdet av PCB i torskelever fra området ved munningen av Glomma bør også vurderes av næringsmiddeltilsynet.

Metaller i blæretang og blåskjell: Miljøgiftinnholdet i disse organismer gjenspeiler vannkvaliteten i overflatelaget som, spesielt i området innenfor Hvalerøyene, er dominert av vann fra Glomma.

Stasjoner med konsentrasjoner klart over bakgrunnsnivå lå hovedsakelig

i Glommas hovedløp innenfor Hvalerøyene. Dette hovedmønstret kunne ses både i blåskjell og blæretang. Metaller med overkonsentrasjoner i dette området var jern, titan, sink (kun i blæretang), kvikksølv, krom (kun i blåskjell), kobber, nikkel og kadmium (kun i blæretang). For bly var det antatt "normale" konsentrasjoner på alle stasjoner. Overkonsentrasjonen i både blæretang og blåskjell var størst for titan (opptil 8 x bakgrunn) og jern (3-6 x bakgrunn), med forbehold for det noe sparsomme datattilfanget for å anslå bakgrunnsnivå av disse metallene.

Overflatevannet fra Iddefjorden synes ikke å forårsake den samme metallbelastningen som Glommavann idet konsentrasjonen ved Sponvika og Singløya generelt sett var lavere enn nærmere Glommas munning. Et unntak var imidlertid bly.

Sammenlignet med 1980/81 tyder blåskjelldataene fra 1989 på en svak nedgang i belastningen på utsiden av Hvaler (Herføl området). Det samme var delvis tilfelle for Glommas hovedløp innenfor Hvaler, unntatt for jern. Fra mai 1990 ble utslippet fra Kronos Titan redusert med Ca. 90%. Resultatet av denne utslippsreduksjonen fanges derfor ikke opp i foreliggende undersøkelse.

Metallinnholdet i ål og torsk:

Metallinnholdet i fisk reflekterer ikke metallpåvirkning med like stor følsomhet som blæretang og blåskjell, og ga ikke samme avstandsgradienter fra munningen og utover langs Glommas hovedløp. Generelt sett ble de laveste konsentrasjoner funnet i den sydlige delen av området (Tjärnö, Råssö).

Kvikksølv lå under bakgrunnsnivå i torskefilet (0.5 µg/g t.v.) på alle stasjoner. I lever fant en noe høyere konsentrasjoner av kvikksølv i torsk fra Sponvika enn på de øvrige stasjoner. De høyeste kvikksølvkonsentrasjoner fant en imidlertid hos ål i området umiddelbart utenfor Hvaler. I dette området ble det også funnet de høyeste kvikksølvkonsentrasjoner i sediment. For ål er imidlertid bakgrunnskonsentrasjoner av metaller lite kartlagt. De laveste kvikksølvkonsentrasjoner ble funnet i den sørlige del av undersøkelsesområdet på svensk side av riksgrensen. På alle stasjoner lå kadmiumkonsentrasjonen i torsk (filet og lever) og sannsynligvis også i ål under bakgrunnsnivå for diffust belastede områder.

Kobber er et metall som blant annet brukes som beroingshindrende middel på båter. Konsentrasjonen av kobber lå ca 20-35% over bakgrunnsnivå (20 µg/g t.v.) i torskelever fra Hankø og Herføl, men lå ellers relativt lavt i hele undersøkelsesområdet.

Nivåene av Hg, Pb og Cd som er funnet i torskelever, torskefilet og ålefilet i Hvaler /Koster området overskrider ikke foreslåtte grensverdier for spiselige vannlevende organismer.

Metaller i taskekrabbe: Konsentrasjonen av metaller i krabbesmør fra Iddefjordens munning lå med et mulig unntak for krom og kadmium, tilnærmet i samme nivå eller lavere, enn i en presumtvt upåvirket lokalitet på den norske Sørlandskysten (Tromlingene). Dette antyder således at en i Iddefjorden har liten metallpåvirkning på krabber. Forbehold må imidlertid tas da bakgrunnskonsentrasjonen av metaller i krabbe er dårlig kjent. Konsentrasjonen av kadmium i krabbesmør var imidlertid høyt, utifra et næringsmiddelhygienisk synspunkt. Det antydes imidlertid at en naturlig har et høyt innhold av kadmium i krabbesmør.

Metaller i sjøkreps: Innholdet av metaller (Hg, Fe, Ti, Cr, Zn, Cu, Ni, Pb og Cd) i muskelvev fra halen (abdomen) var med unntak av for kadmium (Cd) meget likt på de to stasjoner. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i sjøkreps er ikke etablert.

Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/D) i torskelever, ålefilet og blåskjell: På bakgrunn av dioksinanalyser som også er gjort innenfor Hvalerøyene synes en ikke å ha noen vesentlig dioksinpåvirkning i dette området. Konsentrasjonen i blåskjell fra Sponvika synes imidlertid noe forhøyet (ca 3 ganger bakgrunn).

Basert på dioksininnholdet i torsk synes belastningen å være relativt lav og tilnærmet lik både innenfor Hvalerområdet og nær kysten i svensk/norsk grenseområde. Sammenstilling av litteraturdata kan imidlertid antyde en mer storskala dioksinpåvirkning transportert via strømsystemet i Skagerrak.

Klordan og toksafen i fisk og blåskjell: Konsentrasjonen av toksafen i fisk i Hvalerområdet og i svensk/norsk grensefarvann er av samme størrelsesorden eller lavere enn det en tidligere har funnet på den svenske vestkyst. Sammenligningen er imidlertid noe usikker, idet ulike arter har vært analysert.

Polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7) og andre klororganiske forbindelser (HCB, DDT) i blåskjell: Den høyeste konsentrasjonen av ΣPCB_7 (ΣPCB_7 tilsvarer summen av PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-

138, PCB-180) i blåskjell ble funnet ved Papper (3.3 µg/kg v.v) og den laveste ved Råssö (0.13µg/kg v.v.). Med unntak av stasjonen ved Papper synes konsentrasjonene å være nær bakgrunnsverdier for diffust belastede områder. Konsentrasjonen av PCB i blåskjell fra den østre delen av Hvalerøyene (Singløya, Sponvika) hadde lavere verdier enn i den vestre delen (N-Asmaløy, Papper). På stasjonene som ligger klart utenfor området som omkranses av Hvalerøyene (dvs. Missingen, Tisler, Nord-Hällsöens munning, N-Koster, Tjärnö og Råssö) er det ikke mulig å identifisere klare geografiske gradienter.

Høyeste konsentrasjon av heksaklorbenzen (HCB) ble funnet på N-Koster (0.22 µg/kg v.v.) dvs. svært nær et antatt høyt bakgrunnsnivå på 0.20 µg/kg v.v. Meget lave konsentrasjoner (<0.01 µg/kg) ble funnet både nord i undersøkelsesområdet (Løperen) og i syd (Råssö), mens de høyeste konsentrasjoner ble funnet nær riksgrensen på stasjonene N-Koster og Tisler.

Ingen av de undersøkte stasjoner hadde et Σ"DDT"-nivå klart over antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (dvs. 3 µg/kg v.v.). Den høyeste konsentrasjonen ble funnet ved Singløya (1 µg/kg v.v.) og den laveste i området utenfor Løperen (<0.02 µg/kg v.v.). Også for insektmiddelet lindan fant en lave konsentrasjoner i blåskjell i hele undersøkelsesområdet.

Polyklorerte bifenyler (PCB) og andre klororganiske forbindelser i fisk, sjøkreps og krabbe: Konsentrasjonen av ΣPCB₇ i torskelever og ålefilet var høyest nær munningen av Glomma, mens den utenfor Hvalerøyene lå tydelig lavere. Klare geografiske PCB gradienter ble ikke påvist i området utenfor Hvalerøyene. Konsentrasjonen av PCB i torsk nær Glommas munning var i underkant av det som er funnet i den sydlige del av Nordsjøen, mens området utenfor Hvalerområdet hadde tilnærmet samme belastningsgrad som sentrale og nordlige deler av Nordsjøen.

Konsentrasjonen av PCB i torskelever fra stasjonene Kjøkkø, Faretangen og Herføl lå over en antatt øvre grense for bakgrunnskonsentrasjonen i diffust belastede områder uten klare punktkilder. Konsentrasjonen av PCB i torsk lever fra Kjøkkø lå på et nivå som bør vurderes nærmere av næringsmiddelmyndighetene.

Tilsvarende bakgrunnskonsentrasjoner er ikke etablert for ål. Det var en lineær sammenheng mellom konsentrasjonen i torskelever og ålefilet for alle de ulike PCB-kongenerer. Dette antyder at miljøpåvirkningen med PCB er såpass sterk at forskjeller i de to arters biologi (næring, habitat, vandringsmønster) ikke er tilstrekkelig til å viske ut sammenhengen mellom belastning og konsentrasjon i de to fiskearter på samme stasjon.

Konsentrasjonen av heksaklorbensen (HCB) i ålefilet og torskelever var høyest ved Faretangen og Kjøkkø. Høyeste konsentrasjon i torskelever ble observert ved Kjøkkø (0.09 µg/g v.v.). Belastningsnivået på disse stasjoner kan karakteriseres som moderat (Faretangen) til markert (Kjøkkø) (antatt bakgrunnskonsentrasjon i torskelever=0.02µg/g v.v.) På de øvrige stasjoner var konsentrasjone lavere (<0.02 µg/g v.v.) i begge vevstyper. Noe høyere konsentrasjoner ble funnet i torskelever enn i ålefilet.

Analyser av PCB og andre klororganiske komponenter i sjøkreps tyder på at de dypere områder utenfor Hvalerøyene er lite påvirket av slike forbindelser. Tilsvarende fant en at krabber fra ytre del av Iddefjorden også var lite påvirket.

Polyaromatiske hydrokarboner (ΣPAH) i blåskjell, sjøkreps, taskekrabbe og ål: Innholdet av ΣPAH i blåskjell var meget lavt i hele undersøkelsesområdet. Et tilsvarende resultat ble observert i Hvalerområdet i 1980/81.

Konsentrasjonene av ΣPAH i sjøkreps utenfor Hvalerøyene og i taskekrabbe fra ytre del av Iddefjorden var også lave (13.2-19.7 µg/kg v.v.).

Den høyeste ΣPAH konsentrasjon i ålefilet ble funnet på stasjonen utenfor Hankø (37 µg/kg v.v.) mens laveste konsentrasjon ble funnet ved Råssö (26 µg/kg v.v.). PAH i lever ble kun analysert i torsk fra Hankø der konsentrasjonen var 50.5 µg/kg v.v..

Totalt sett tyder analyseresultatene på at en ikke har noen vesentlig PAH belastning i området.

Videre undersøkelser: Kilden til den vedvarende PCB påvirkningen i området nær Glommas munning er ikke kjent. En har imidlertid tidligere hatt mistanke til at fyllingen ved Øra kan være en betydelig kilde. En nærmere kartlegging med tanke på å avdekke PCB kilden i området bør gjennomføres. Det forhold at en har forhøyede verdier i ål og torsk

både ved Glomma's østre og vestre løp kan antyde at en også har en eller flere kilder lenger opp i Glomma.

I 1994 skal det i regi av det norske Statlig program for forurensningsovervåkning foretas en oppfølging av de miljøgiftundersøkelser som ble foretatt i 1989 innenfor Hvalerøyene. I forbindelse med denne undersøkelse foreslås det at det også gjennomføres undersøkelse i svensk/norsk grensefarvann, men i redusert omfang i forhold til det som ble utført i 1989.

Undersøkelser bør også gjennomføres i Iddefjorden. Dette på grunn av størrelsen av de miljøgiftlager som sannsynligvis finnes der og at disse lager, etter gjennomføring av de planlagte utslippsreduksjoner med tiden kan få øket betydning.

En undersøkelse bør også gjennomføres for å klartlegge om en har noen storskala spredning av dioksin i Skagerrak. Første fase i en slik undersøkelse bør være en sammenstilling av alle eksisterende data fra kystområdene i Skagerrak og Kattegat.

3 INNLEDNING

Området som er undersøkt i denne undersøkelsen dekker kyststrekningen fra Hankø til Syd-Koster, iberegnet området innenfor Hvalerøyene (fig.1). Området er sterkt utnyttet til friluftsliv (bading, båtliv) og utnyttes også til yrkes- og fritidsfiske. Området inkluderer viktige hekkeplasser for fugl og grenser opp mot områder som brukes som kasteplasser for sel. Kyststrekningen er også av betydning for yrkesfiske etter reker, sjøkreps, hummer, makrell, ål, brisling, torsk og flatfisk. Området har hatt en viss oppdrettsaktivitet, hovedsakelig av blåskjell på svensk side.

Det marine miljø i området er i varierende grad påvirket fra Glomma i nord og muligens også tidvis fra kyststrømmen fra sydøst. Tidligere ble påvirkningen fra Glomma regnet som årsaken til et rikt fiske- og dyreliv i Kosterområdet. I de senere år har en imidlertid, spesielt fra svensk side, vært opptatt av en mulig forurensningspåvirkning fra industri- og kommunale utslipp fra norsk side. Tidligere undersøkelser i regi av SFT og industrien i området har vist at en innenfor Hvalerøyene og spesielt nær Glommas munning har hatt klare forurensningseffekter (Knutzen, 1984; Skei, 1984; Skei, 1987). Kjennskapen til området utenfor Hvalerøyene er imidlertid dårligere. På norsk side har en også stilt spørsmål om en mulig påvirkning fra langtransporterte forurensningskomponenter i kyststrømmen.

Det er under arbeid en handlingsplan for Glomma. Arbeidet gjøres i regi av Miljødepartementet og i tråd med intensjonene i Noredsjøavtalen vil planlagte tiltak medføre betydelige belastningsreduksjoner i Hvaler-området. Det er siden 1989 også gjennomført betydelige endringer i forurensningsbelastningen i Glomma-regionen. Kronos Titan reduserte i mai 1990 utslippene av tynnnsyre og metaller til Glomma med ca. 90 %, mens det kommunale renseanlegget for kloakk for Fredrikstad og omegnen (FOA), igangsatt i november 1989, har redusert belastningen i resipienten fra ca. 110000 p.ekv. til ca. en tredjedel av dette.

Det har vært enkelte utslippsreduksjoner også i perioden før 1990 (se tabell 1). Det planlegges også ytterligere reduksjoner knyttet til papirindustriens utslipp. Ellers er det planlagt en generell innstramning i landbruksforurensningen som må ventes å føre til mindre tilførsler av næringssalter til Glomma oppstrøms Sarpsborg. Totalt sett er det ventet at belastningen på Hvaler-området vil gå betydelig ned i femårsperioden 1990-1995. Det er derfor viktig å følge opp med

undersøkelser som kan registrere de forventede endringer i miljøkvaliteten i området.

Hovedhensiktene med undersøkelsene i svensk/norsk grensefarvann har vært:

1. Beskrive innholdet av miljøgifter i biota (kvantifisere forurensningstrykket)
2. Ved hjelp av geografiske gradienter knytte eventuelt høye nivåer til aktuelle kilder i området, og prøve å avsløre kildene til disse ved studier av geografiske miljøgift-gradienter i biota.

For undersøkelser i Hvaler-Singlefjordområdet og munningen av Iddefjorden har SFT gitt en målformulering som er noe mer omfattende enn for overstående:

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. Hvilken forurensningskomponent forringer miljøkvalitet og bruksverdi (jfr. vannkvalitets kriterier) 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.

Hvert enkelt delprosjekt dekker ikke alle målformuleringene, men totalt sett vil imidlertid disse bli dekket.

Tabell 1. Utslipp fra en del industribedrifter i Østfold.

Tallmaterialet er oppgitt av SFT. Merk at det knytter seg en del usikkerhet til tallene. Manglende tall betyr at opplysninger om utslipp ikke har vært tilgjengelig.
 KOF=kjemisk oksygenforbruk, AOX=organisk bundet klor,
 Hg=kvikksølv, Pb=bly, Cu=kobber (som oksid), Cr=krom,
 Zn=sink.

Bedrift	årstall	KOF	AOX	Hg	Pb	Cu ¹	Cr	Zn
		tonn/år		kg/år		tonn/år		
Borregaard Industries Ltd.	1985	75000	700	485	300	69	5	1.5
	1987	50000	470	40	?	70		
	1989	54000	270	25	201	70		0.3
	1990	45000	160	8	161	46	0.5	0.1
Greaker cellulose	1985	3850						
	1987	3000	150					
	1989	2770	133					
	1990	3210	120					
Kronos Titan A/S	1985					0.5	32	9.5
	1987							
	1989					0.6	1.4	4.5
	1990					0.6	1	1.5
Saugbruks- foreningen	1985	35000	250					
	1987	48000	300					
	1989	39000	340					
	1990	27000	56					

¹ Merk at utslippet av kobber er oppgitt som oksid.

4 INNSAMLING AV MATERIALE

Undersøkelsen består av en forundersøkelse som ble gjennomført i 1988 og en hovedundersøkelse som ble gjennomført i 1989 og 1990.

Forundersøkelse: Innsamling av torsk ble gjennomført i november 1988 på tre stasjoner (Herføl, Dynekilens munning og Tjärnö, se fig. 1 og eventuelt vedleggsfigurer 1-3 for et mer detaljert kart).

Hovedundersøkelse: Blæretang, blåskjell og fisk ble innsamlet på 10-13 stasjoner mens krabbe og sjøkreps ble innsamlet på henholdsvis 1 og 2 stasjoner (fig. 1). De geografiske koordinater for innsamlede stasjoner ses i vedleggstabell 1 og en detaljert stasjonsoversikt finnes i vedleggsfigurene 1-3 for. Innsamling ble foretatt i perioden oktober 1989 til august 1990. Analysene ble hovedsakelig foretatt på blandprøver av fra 7-71 individer avhengig av organismetype og tilgjengelighet på hver enkelt stasjon (tabell 2). Lengde, vekt, etc. av det analyserte materiale ses i vedleggstabell 2.

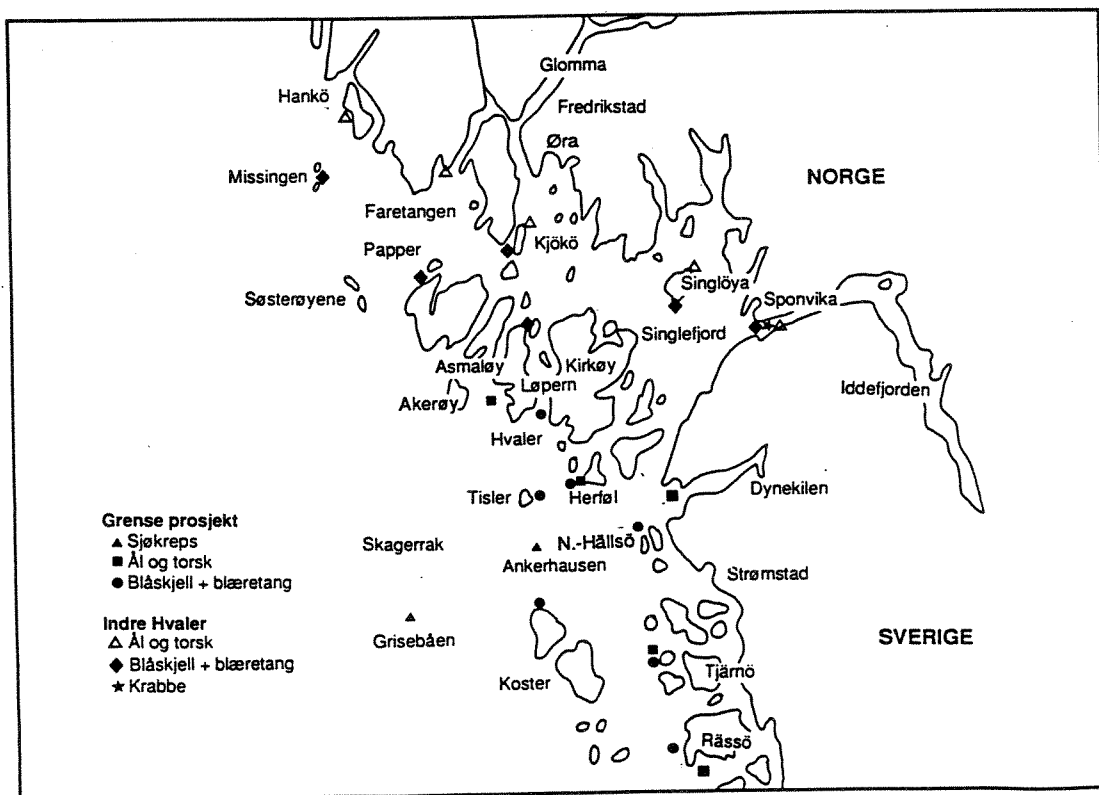


Fig.1. Stasjoner for innsamling av blæretang, blåskjell, ål, torsk og sjøkreps og krabbe (Et mer detaljert kart ses i vedleggsfigurene 1-3).

Tabell 2. Stasjoner for innsamling av organismer til miljøgift-analyser.

Organismer (F=filet, L=lever, H=hale, K=krabbesmør(hepatopancreas))analysert for miljøgifter med angivelse av antall stasjoner innsamlet i 1989 og 1990 (St). Tall i parentes angir antall stasjoner innsamlet i forbindelse med overvåkning av området innenfor Hvalerøyene. Prøvetype (B=blandprøve, E=enkeltfisk), antall individer i blandprøven (N) og tidspunkt for prøveinnsamling.

Organisme	St	Prøve type	N	Tidspunkt
Blæretang	13(6)	B	10-20	okt.-nov. 1989
Blåskjell	12(5)	B	11-71	okt.-nov. 1989
Ål (F)	10(5)	B	7-28	okt.-nov. 1989
Ål (F)	3(1)	E	10 ¹	okt.-nov. 1989
Torsk (F)	10(5)	B	16-25	okt.-nov. 1989
Torsk (L)	10(5)	B	16-25	okt.-nov. 1989
Sjøkreps (H)	2(0)	B	20-25	des.89-jan.90
Taskekrabbe (K)	1(1)	B	11	aug. 1990

¹ Angir antall enkeltfisk analysert

4.1 Innsamling og forbehandling av blæretang og blåskjell

Fra hver stasjon ble det innsamlet 10-20 individer av blæretang (Fucus vesiculosus) fra 0-1 m dyp. En blandprøve bestående av øvre del (5-10 cm) av hver individ (kuttet over 2. blære) ble analysert.

To størrelsesgrupper av blåskjell (Mytilus edulis) (ca. 2-4 og 4-6 cm) ble innsamlet fra hver stasjon. For stasjoner undersøkt i regi av "grenseprosjektet" ble det imidlertid kun utført analyser på den største gruppen. Blåskjellen ble etter innsamling frosset uten forutgående rennsing av tarm. Blåskjellene ble transportert i frossen tilstand til NIVA der bløtdelene ble tatt ut etter delvis tining. Skjellene i hver størrelsesgruppe ble lengdemålt, og totalvekten av bløtdeler og tørre skall ble registrert for beregning av gjennomsnittsverdier av størrelse, bløtdelsvekt og skallvekt (se vedleggstabell 2B).

4.2 Innsamling og forbehandling av sjøkreps og krabbe

Innsamling av sjøkreps (Nephrops norvegicus) ble utført ved bruk av teiner agnet med salt fisk (Ankerhausen) og trål (Grisebåen) i desember 1989 og januar 1990.

Sjøkrepsen ble lagret frossen frem til uttak av vevsprøver til analyse. Kun blandprøver av bakkroppen/halen (abdominal muskulatur) ble analysert. Lengde fra enden av telson (haleviften) til spissen av rostrum (pannetornen) og vekt av hver enkelt sjøkreps ble målt. Gjennomsnittsverdier av disse størrelser ses i vedleggstabell 2E.

Krabber (Cancer pagurus) ble innsamlet i august 1990 med ruser i ytre del av Iddefjorden i området mellom Sponvika og Svinesund. To blandprøver bestående av krabbesmør (hepatopankreas) fra henholdsvis 11 hannkrabber og 17 hunnkrabber ble analysert. Hunnkrabbene ble kun analysert for kadmium. Midlere skallbredde på de analyserte hann- og hunnkrabber krabber var henholdsvis 16.2 cm (1 SD=1.8 cm) og 15.3 cm (1 SD=0.86).

4.3 Innsamling og forbehandling av av ål og torsk

Innsamling av ål (Anguilla anguilla) og torsk (Gadus morhua) ble foretatt ved hjelp av ruser i perioden oktober-november 1989 (hovedundersøkelse) og i november 1988 (forundersøkelse).

Som ledd i forundersøkelsen ble det innsamlet og analysert torsk fra 3 stasjoner i 1988. Disse stasjoner er:

Herføl, syd for Kirkøy (Stasjon 2)	, 25 fisk analysert
Dynekilens munning (Stasjon 4)	, 25 fisk analysert
NV av Tjærnø (Stasjon 6)	, 8 fisk analysert

I hovedundersøkelsen ble det analysert fisk fra 10 stasjoner (fig.1). Analysene av filet prøver er foretatt på blandprøver av muskelvev fra ryggsiden av fisken.

5 ANALYSEMETODER

En oversikt over de kjemiske komponenter som er analysert ses i Tabell 3. Analysene av PCDF/PCDD er utført av NILU (Norsk institutt for Luftforskning), toksafen, klordan, klorfenoler og klorguajakoler av SI (Senter for Industrieforskning), klor analyse for bestemmelse av EPOCl av IFE (Institutt for energiteknikk), mens de øvrige klororganiske forbindelser og metaller er utført av NIVA.

Tabell 3. Oversikt over forurensningskomponenter som er analysert i de enkelte organismer.

M=metaller (jern=Fe, sink=Zn, titan=Ti, krom=Cr, kobber=Cu, bly=Pb, nikkel=Ni, kadmium=Cd, kvikksølv=Hg)

PCDF/D=polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, T=toksafen, K=klordan, PCB=polyklorerte bifenyler (her bergnet som summen av syv utvalgte kongenerer dvs.

$\Sigma\text{PCB}_7 = \text{PCB-28} + \text{PCB-52} + \text{PCB-101} + \text{PCB-118} + \text{PCB-138} + \text{PCB-153} + \text{PCB-180}$), ACL= andre klororganiske forbindelser

(pentaklorbenzen=5CB, DDT, heksaklorbenzen=HCB, oktaklorstyren=OCS, heksaklorsyκλοheksan=HCH,

dekaklorbifenyl=PCB-209 (10-CB)), EPOCl=ekstraherbart persistent organisk bundet klor, PAH=polyaromatiske

hydrokarboner. ClGF=klorguajakoler og klorfenoler.

Organisme	M ¹	PCDF/D ²	T ³	K ³	PCB ¹	ACL ¹	EPOCl ⁴	PAH ¹	ClGF
Blæretang	X								
Blåskjell	X	X ⁵	X ⁵	X ⁵	X	X		X	
Ål (F)	X	X ⁵	X ⁵	X ⁵	X	X	X	X	
Ål (F,E)	X								
Torsk (F)	X								
Torsk (L)	X	X ⁵	X ⁵	X ⁵	X	X	X	X	X ⁶
Sjøkreps (H)	X				X	X		X	
Taskekrabbe (S)	X	X			X	X	X	X	

¹Analyser foretatt av NIVA

²Analyser foretatt av NILU

³Analyser foretatt av SI

⁴Analyser av klor i ekstrakt foretatt av Institutt for Energiteknikk

⁵Kun utvalgte stasjoner

⁶Kun analysert i forundersøkelse, 1988.

5.1 Metaller

Forbehandling (Hg, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd)

Alger: Prøven tørkes og homogeniseres. 0.2-0.3 g av tørt materiale veies inn

Blåskjell: Prøven homogeniseres og 1.5-2 g vått materiale veies inn.

Fisk og krepsdyr: Prøven blandes med 50 % vann og homogeniseres.
Ca. 2 g vått materiale veies inn.

Prøver av alle vevstyper behandles i henhold til Norsk standard, NS4780, 1.utg. juni 1988.

Prøvene tilsettes 10 ml konsentrert HNO_3 (salpetersyre) og kokes ved 120°C og fortynnes med 100 ml destillert og avionisert vann (Norsk standard, NS4780, 1.utg. juni 1988).

Forbehandling (Ti)

Prøvene behandles etter en modifisert utgave av EPA metode 283.1.

Prøvene glødes ved 550°C i 30 minutter, tilsettes 5 ml konsentrert svovelsyre (H_2SO_4), varmes i 15 minutter i autoklav uten trykk i 30 minutter ved 120°C . Prøven fortynnes så til 100 ml.

Sluttbestemmelse (Zn)

Sluttbestemmelse er foretatt ved bruk av atomabsorpsjon i flamme (Norsk Standard, NS4770, NS4773, 1. utg. mai 1980)

Sluttbestemmelse (Fe, Ti, Cr, Cu, Pb, Ni, Cd)

Sluttbestemmelse foretas ved bruk av flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) (Norsk Standard, NS4780, NS4781, 1. utg. juni 1988)

Sluttbestemmelse (Hg)

Kvikksølvet reduseres til Hg^0 med tinnklorid, oppkonsentreres på gullfelle og analyseres ved kalddamp atomabsorpsjon (Norsk Standard, NS4768, 1. utg. februar 1989).

5.2 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser

Syv kongenerer av polyklorerte bifenyler (PCB) er bestemt. Beskrevet ved IUPAC nummer (International Union of Pure and Applied Chemistry) er disse: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-138, PCB-180. Summen av disse 7 betegnes som ΣPCB_7 . Ved sammenligning med tidligere arbeider der total mengde PCB er oppgitt er følgende relasjon benyttet.

$$\text{Tot PCB} = 1.5 \times \Sigma\text{PCB}_7 \quad (\text{se Marthinsen et al. 1991})$$

Denne relasjonen er utarbeidet på bakgrunn av analyser av torsk og skrubbe fra Hvalerområdet. Forbehold må derfor tas om at relasjonen muligens kan være noe anderledes for ål og blåskjell. Foreløpige data fra blåskjell innsamlet i Oslofjorden antyder at den benyttede faktor på 1.5 kan være noe lav for blåskjell og muligens nærmere 2.4 (upubliserte NIVA/SI data).

I tillegg til disse 7 kongenerer av PCB er også pentaklorbenzen (5CB), α -heksaklorcykloheksan (α -HCH), Lindan (γ -HCH), heksaklorbenzen (HCB) og p,p-DDE bestemt. Ved den analysemetode som er benyttet omdannes p,p-DDT til p,p-DDE (Berglind pers. med.) slik at de verdier som oppgis for p,p-DDE tilsvarer summen av p,p-DDT og p,p-DDE i prøven.

Forbehandling og analysene er utført av NIVA etter en metode beskrevet i vedlegg A. I forundersøkelsen er imidlertid tot PCB analysert ved kvantifisering mot en kommersiell standard (Clophen) der total mengde PCB er analysert på kapillærkolonne (Berglind pers. medd.).

5.3 PCDF/PCDD

Analyse av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/D), toksafen og klordan ble utført på det samme materialet. SI utførte opparbeidelsen av materialet og analyse av toksafen og klordan, mens NILU foretok analyse av PCDF/D.

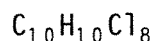
De anvendte metoder for analyse av PCDF/D ses i vedlegg B.

I rapporten brukes "dioksin" synonymt med PCDF/PCDD.

Toksafen og klordan

Analysemetoder er beskrevet i vedlegg B (GC-ECD) og C (GC-MS)

Toksafen er en blanding av klorerte kamfener (> 177 komponenter)
Summeformelen for toksafen på gjennomsnittsbasis er :



Toksafen er et bredspektret insekticid hvis nedbrytningsprodukter er funnet i fisk i områder meget fjernt fra potensielle kilder. På den svenske vestkysten er toksafen påvist i laks, ørret og makrell (Andersson et al., 1988). Atmosfærisk transport via støv er foreslått som den sannsynlige årsak til den vide spredningen av toksafen. Toksafen er ikke godkjent for bruk i Norge (opplysning fra Landbrukets giftnevnd).

Teknisk klordan er et pesticid bestående av en blanding av minst 26 ulike komponenter som ikke er kjent brukt i de nordiske land (Anderson et al., 1988), mens Stenersen (1988) oppgir at det i Norge ikke har vært brukt etter 1967. Klordankomponenter er imidlertid påvist i fisk fra Sogndalsfjorden (Skåre et al., 1985) og på den svenske vestkyst (Andersson et al., 1988). Som for toksafen antas at luftbåren transport er den mest sannsynlige årsak til den vide spredning av klordan.

5.4 EPOCI

Disse analyser er utført av IFE ved hjelp av nøytronaktivering av ekstrakter oversendt fra NIVA.

5.5 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

Analysene er foretatt ved bruk av GC-MSD med autoinjektor (Hewlett Pckard 5890 MK Model II). To metoder for oppslutning av prøver til analyse av PAH er benyttet.

1. Blåskjell, ålefilet (1 gangs analyse), torskelever (1 gangs analyse)

For disse prøver ble en metode beskrevet av Grimmer og Böhnke (1975) benyttet. ca 20 g av prøvematerialet ble ekstrahert.

2. Krabbe, sjøkreps, reanalyse av ålefilet

Metoden som er benyttet baserer seg på ekstraksjon med toluen fra ca. 10g av homogenatet i Soxhlet apparatur i 24 t. Metoden er tilpasset NIVA's lab. etter anvisninger fra D. Broman, Universitetet i Stockholm (se Broman et al. 1990).

5.6 Klorfenoler og klorquajakoler

Analysene er foretatt på blandprøver av torskelever fra de 3 stasjonene innsamlet i forbindelse med forundersøkelsen. Prøvene ble analysert for klorfenoler (2,4 diklorfenol, 2,4,6 triklorfenol, 2,3,5 triklorfenol, 2,3,4,6 tetraklorfenol, pentaklorfenol) og klorquajakoler (4,5 diklorquajakol, 3,4,5 triklorquajakol, 4,5,6 triklorquajakol tetraklorquajakol). For analysemetode se vedlegg D

5.7 Antall parallelle analyser

BLÆRETANG

Metall:Tre parallelle metallanalyser er utført på homogenatet fra hver stasjon.

BLÅSKJELL

Metall: Tre parallelle metallanalyser ble utført på homogenatet av fra hver stasjon.

Dioksiner, klordan og toksafen: En analyse ble utført på blandprøve av homogenatet av blåskjellene fra hver av 4 stasjoner.

PCB og andre klororganiske forbindelser: 1-3 parallelle analyser er utført på homogenatet av 20-60 blåskjell fra hver av ialt 12 stasjoner

PAH: 1 analyse er utført på homogenatet av 20-59 blåskjell fra hver av fire stasjoner

TORSKEFILET

Metall: En metallanalyse ble utført på blandprøve av homogenatet av vevsbiter fra 16-25 individer fra hver av de 10 stasjoner.

TORSKELEVER

Metall: Tre parallelle analyser ble utført på blandprøve av homogenatet av lever fra 16-26 individer fra hver av de innsamlede stasjoner.

PCDF/D, klordan, toksafen: En analyse ble utført på blandprøve av homogenatet av lever fra 17-25 individer fra hver av de 4 analyserte stasjoner.

Andre klororganiske forbindelser: Opptil 3 parallelle analyser ble utført på blandprøve av homogenatet av lever fra 16-26 individer fra hver av de 10 innsamlede stasjoner.

EOPC1 og PAH : En analyse ble utført på homogenatet av 16-26 individer fra hver av de 10 innsamlede stasjoner.

Klorquajakoler og klorfenoler: En analyse ble foretatt på homogenat av lever fra 8-25 individer fra 3 stasjoner innsamlet i 1988.

ÅLEFILET

Metall: Tre parallelle metallanalyser ble utført på en blandprøve (7-28 individer) fra alle stasjoner. I tillegg ble det valgt ut 10 enkeltål fra 3 stasjoner (Kjøkkø, Akerøya, Råssö) som ble analysert individuelt. Kriteriet for utvelgelse var at disse 10 ål skulle dekke hele lengdeintervallet av ål fra den aktuelle stasjon.

PCDF/D, klordan, toksafen: En analyse ble utført på blandprøve av homogenatet av filet fra 7-27 individer fra hver av de 5 analyserte stasjoner.

Andre klororganiske forbindelser: Opptil 2-3 parallelle analyser ble utført på blandprøve av homogenatet av filet fra 7-27 individer fra hver av de 10 innsamlede stasjoner.

EPOC1 og PAH: En analyse ble utført på homogenatet av 7-27 individer fra hver av de 10 innsamlede stasjoner.

SJØKREPS

Alle analyser (metaller, klororganiske forbindelser og PAH) ble foretatt på blandprøve av muskelvev fra abdomen (bakkroppen) fra 20-25 individer fra hver av 2 stasjoner. Ingen parallelle analyser ble foretatt.

KRABBE

Alle analyser ble foretatt på blandprøve av krabbesmør (hepatopankreas i skallet) fra 11 hanner fra et område nær Sponvika. Parallelle analyser ble kun foretatt for kadmium. For dette metallet ble det også analysert en blandprøve bestående av 17 hunn-krabber fra samme stasjon.

6 RESULTATER FRA FORUNDERSØKELSE I 1988

Analyseresultatene fra forundersøkelsen i 1988 ses i tabell 4. Av tabellen ses at konsentrasjonen av alle metallene untatt sink (Zn), jern (Fe) og bly (Pb) ligger under eller omkring det en kan forvente i uforurensede eller diffust belastede områder.

Det knytter seg en viss usikkerhet til de gjennomførte blyanalyser slik at disse må oppfattes som maksimalverdier (se 7.1.4).

På stasjon 2 (Herføl) og 4 (Dynekil) ligger maksimalkonsentrasjonene av Pb over det en kan forvente som bakgrunnsverdier mens en på stasjon 6 (Tjärnä) har konsentrasjoner nær grensen av det en kan forvente i diffust belastede områder.

Konsentrasjonen av Fe og Zn ligger på alle 3 stasjoner over det en kan forvente i diffust belastede områder. Bakgrunnskonsentrasjonen av Fe og Zn i torskelerver er imidlertid noe usikre (Knutzen og Skei 1990) og graden av overkonsentrasjon er relativt beskjeden. Dette betyr at en eventuell jern og sink belastning i området trolig må være marginal.

Av de analyserte klororganiske forbindelsene er det kun PCB på stasjon 6 som har verdier som kan sies å være over det en kan forvente i bare diffust belastede områder.

For jern, sink, sum DDT og PCB ligger verdiene høyest på stasjon 6 NV av Tjärnö, mens de for Hg (i lever), Cr og Cu ligger høyest på stasjon 4 ved Dynekilens munning. Totalt sett er analyseresultatene fra de 3 stasjoner relativt like og de forskjeller som ses dels så små at de ligger innenfor metodikkens usikkerhet.

Undersøkelser av klorfenoler og klorguajakoler i gallevæske fra skrubbe fra Hvalerområdet (Leira, samt innenfor og utenfor Hvalerøyene) har vist verdier som tangerer det en kan forvente som bakgrunnsverdier (Monfelt og Lindestrøm, 1989). Gallevæske er det mediet der en kan forvente det høyeste innhold av slike substanser. Når en i disse innledende analyser ikke fant spor av klorfenoler og klorguajakoler i lever (tabell 4, Vedlegg D), samt at kun bakgrunnsverdier tidligere er funnet i gallevæske av skrubbe, ble ikke disse analyser utført i hovedundersøkelsen.

Tabell 4. Analyseresultater fra muskelveg og lever fra torsk innsamlet i svensk/norsk grensevann i uke 46, 1988. Resultater fra metallanalyser i lever og muskelveg er oppgitt i $\mu\text{g/g}$ våtvekt. Resultater fra analyser av klororganiske analyser i leverveg er oppgitt i $\mu\text{g/g}$ fett. L = leverveg, M = muskelveg, i.p. = ikke påvist. Som bakgrunnsverdier oppgis verdier funnet i presumptivt ikke belastede eller diffust belastede områder. Opplysninger om bakgrunnsverdier er tatt fra Knutzen og Skei 1990. " ΣPCB_7 " er begreget på grunnlag av Sum PCB, fettinnhold og $k=1.5$. (se avsnitt 5.2).

Parameter	Vevstype	St.2 Herføl	St.4 Dyne- kil	St.6 Tjärnö	Bakgrunnsverdier
% tørrstoff (SI)	L	54.8	61.7	52.6	
% tørrstoff(NIVA)	M	20.5	19.3	20.1	
% fett(NIVA)	L	42.8	52.9	32	
% fett(SI)	L	52.1	53.7	35.3	
Hg ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	M	<0.002	<0.002	<0.002	0.1
Hg ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	0.016	0.012	0.016	0.1?
Fe ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	38.5	34.2	50.7	30?
Ti ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	<0.66	<0.66	<0.66	
Cr ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	0.23	0.38	<0.06	0.5?
Zn ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	23.9	22.3	27.9	20
Cu ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	5.17	5.26	3.55	10
Pb ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	0.42	0.55	0.12	0.1?
Ni ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	<0.66	<0.66	<0.66	0.5
Cd ($\mu\text{g/g}$ våtvekt)	L	0.01	<0.01	0.02	0.5
HCB ($\mu\text{g/g}$ fett)	L	<0.05	<0.05	<0.05	0.05
γ -HCH ($\mu\text{g/g}$ fett)	L	<0.05	<0.05	<0.05	0.1 ¹
Sum DDT ($\mu\text{g/g}$ fett)	L	<0.05	0.06	0.1	0.5
Tot PCB ($\mu\text{g/g}$ fett)	L	3.4	3.5	6.2	3?
Klorfenoler	L	i.p.	i.p.	i.p.	
Klorguajakoler	L	i.p.	i.p.	i.p.	
" ΣPCB_7 " $\mu\text{g/g}$ v.v.	L	1	1.2	1.3	2

¹Gjelder for ΣHCH .

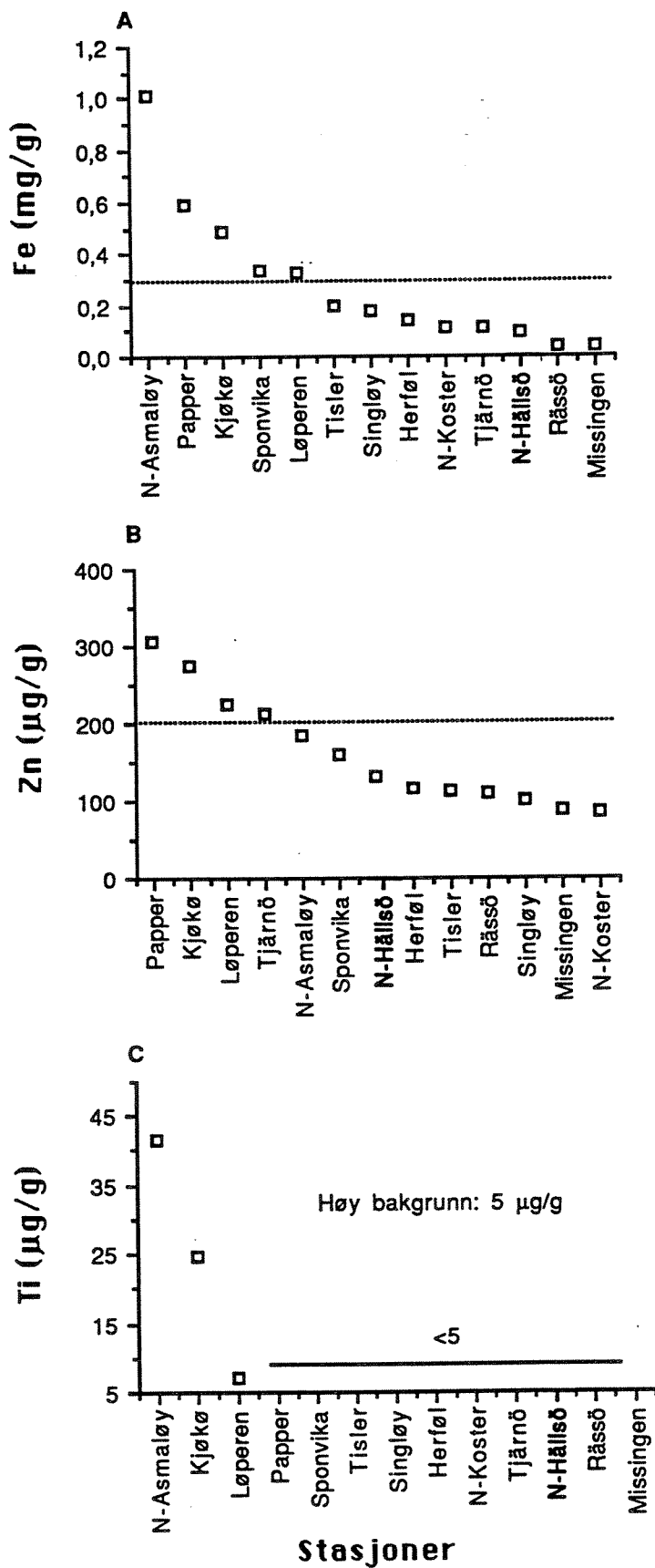
7 METALLER – RESULTATER OG DISKUSJON

7.1 Metaller i blæretang

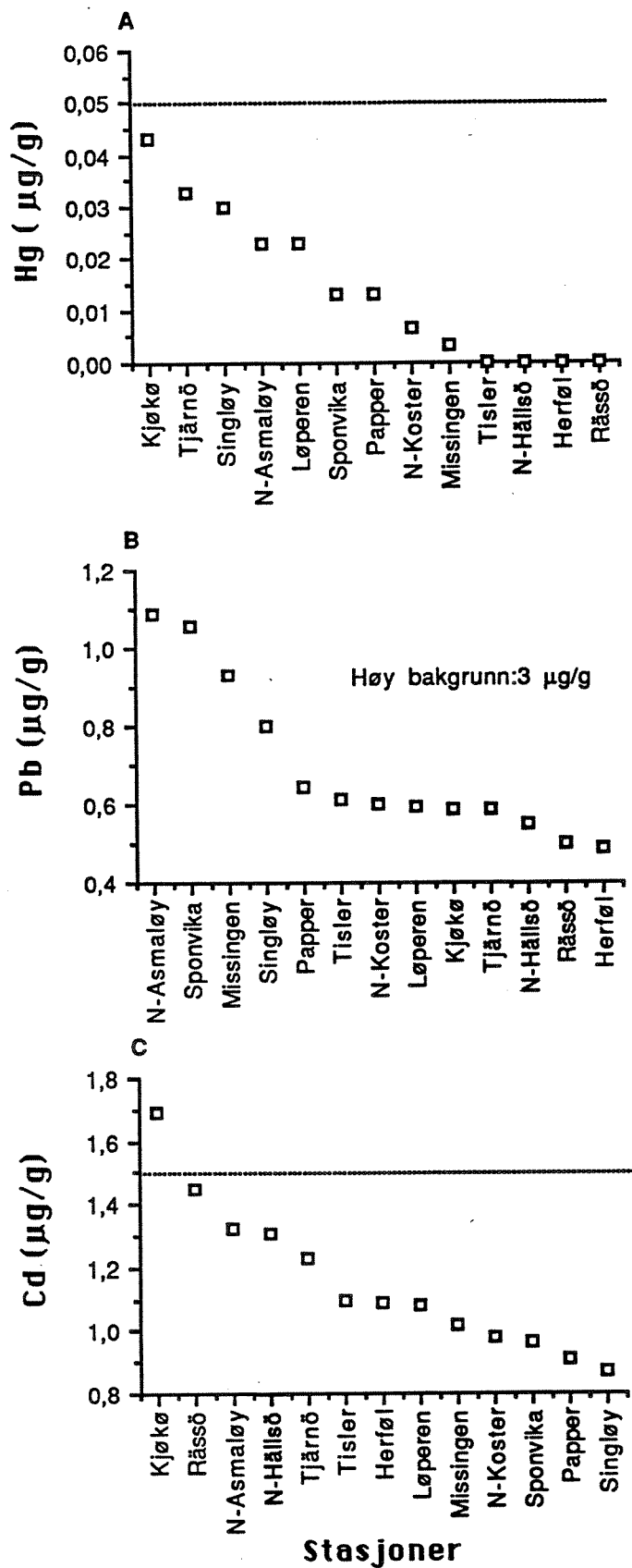
Innholdet av metallet funnet i blæretang er vist i figurene 2-4. Rådata for metallanalysene ses i vedleggstabell 3. For hvert metall er konsentrasjonene på hver stasjon sammenlignet med det som antas å være et høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990). Resultatet av denne sammenligning ses i figur 5. Stasjonene Kjøkø, Løperen (Kvernskjær) og N-Asmaløy er de stasjoner der en har flest metaller over et høyt bakgrunnsnivå. Disse stasjoner ligger alle i Glommas hovedløp. Stasjonene i østre del av Glomma-estuariet (Singløy og Sponvika) hadde en mindre belastning enn stasjonene langs Glommas hovedløp (Kjøkø, N-Asmaløy, Løperen) (fig. 5). Dette viser at metallbelastningen nær overflaten i alt vesentlig grad er knyttet til Glommavannet. Overkonsentrasjonene av Fe og Zn funnet ved Papper kan muligens forklares ved transport av Glommavann vestover eller av lokale forhold (fiskehavn). En transport av Glommavann vestover gir imidlertid ikke opphav til overkonsentrasjoner i blæretang så langt vest som Missingene.

Konsentrasjoner over bakgrunnsnivå ble ikke funnet på svensk side av riksgrensen med unntak av sink ved Tjärnö. Imidlertid finner en ingen klare overkonsentrasjoner i blæretang på de ytterste av Hvalerøyene (Herføl, Tisler) og heller ikke på stasjonene umiddelbart syd for riksgrensen (Nord-Hällsö, N-Koster). Dette tyder på at Glommavann ikke gir opphav til overkonsentrasjoner i blæretang på svensk side av riksgrensen og at den overkonsentrasjonen av sink som ble registrert ved Tjärnö sannsynligvis har andre årsaker.

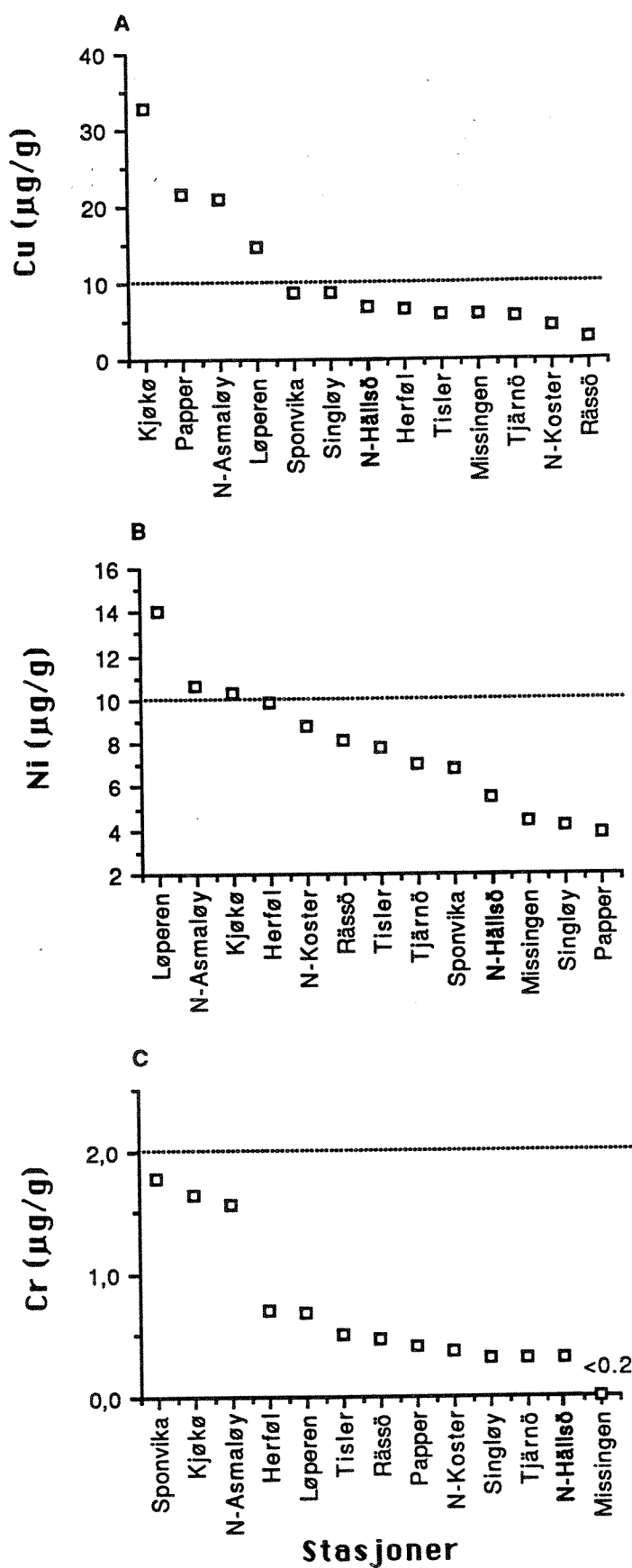
Konsentrasjoner av Hg, Cr, og Pb over et høyt bakgrunnsnivå ble ikke funnet på noen av stasjonene og kun Kjøkø hadde en ubetydelig forhøyet verdi for Cd.



Figur 2. Konsentrasjonen (tørrvektbasis) av jern (A), sink (B) og titan (C) i blæretang på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder er angitt med horisontal stiplet linje.



Figur 3. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av kvikksølv (A), bly (B) og kadmium (C) i blæretang på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder er angitt med horisontal stiplet linje.



Figur 4. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av kobber(A), nikkel (B) og krom (C) i blæretang på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder er angitt med horisontal stiplet linje.

	Zn	Fe	Hg	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Ti
Kjökö	■	■				■	■	■	■
Papper	■	■				■			
N-Asmaløy		■				■	■		■
Sponvika		■							
Singløya									
Løperen	■	■				■	■		■
Nord-Hällsö									
Herföi									
Tisler									
N-Koster									
Missingen									
Tjärnö	■								
Råssö									
"Bakgrunns- nivå"	200	300	0,05	2	3	10	10	1,5	5
XB	~1,5	~3	-	-	-	~3	~1,5	~1,1	~8?

Figur 5. Stasjoner der det er påvist metall konsentrasjoner i blæretang over et høyt bakgrunnsnivå (skravert).
 Zn=sink, Fe=jern, Hg=kvikksølv, Cr=Krom (total), Pb=bly, Cu=kobber, Ni=nikkel, Cd=kadmium, Ti=titan. Bakgrunnsnivåer er oppgitt på tørrvektbasis ($\mu\text{g/g t.v.}$). XB=Konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for den mest belastede stasjon.

7.2 Metaller i blåskjell

Innholdet av metallet funnet i blåskjell er vist i figurene 6-8. Rådata for metallanalysene ses i vedleggstabell 4.

Konsentrasjonene av titan lå under deteksjonsgrensen (5 µg/kg t.v.) på alle stasjoner med unntak av N-Asmaløy og Singleøya, der konsentrasjonen av titan var henholdsvis 39.3 og 8.4 µg/g.

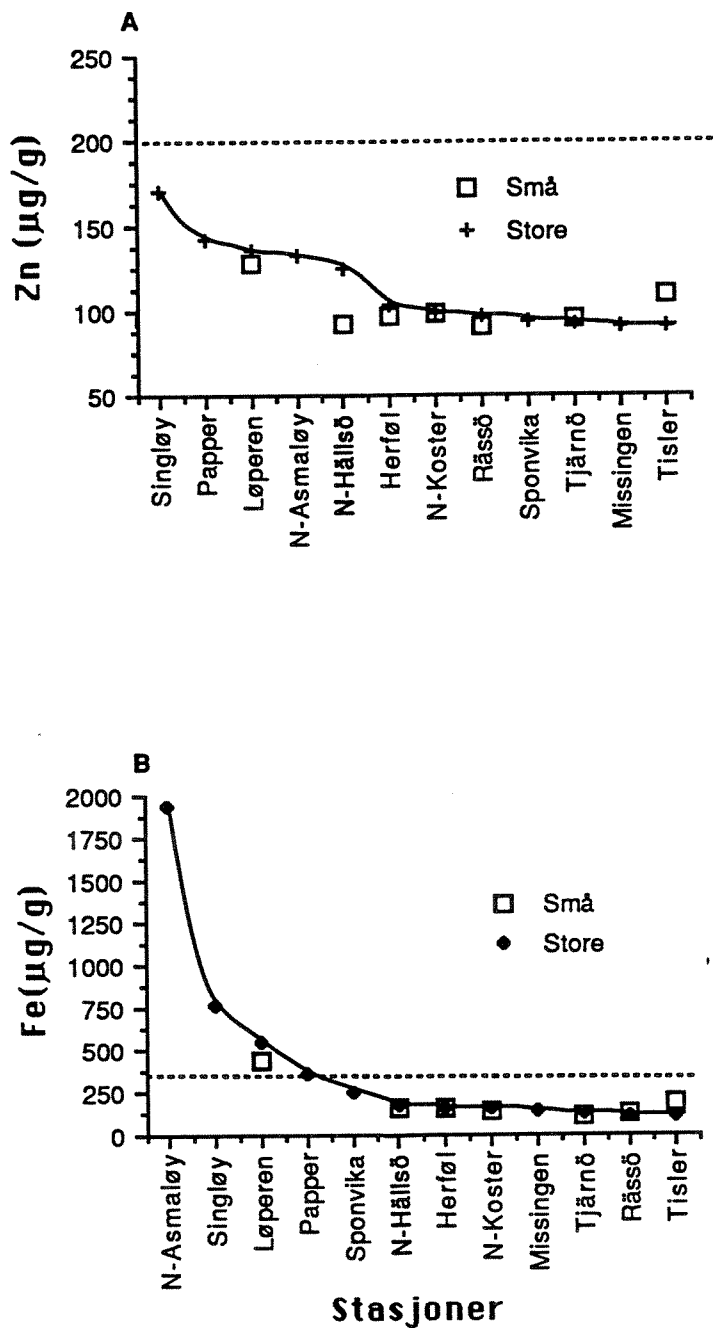
For hvert metall er konsentrasjonene på hver stasjon sammenlignet med det som antas å være øvre grense for bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990).

Stasjonen nord for Asmaløy viste den største metallbelastning totalt. Her ble det funnet konsentrasjoner over et høyt bakgrunnsnivå for metallene: jern (x6), krom (x3), kobber (x2.4) og titan (x8). Verdier for bakgrunnskonsentrasjonen av Ti i blåskjell er fåtallige og usikre og er her satt til 5 µg/g).

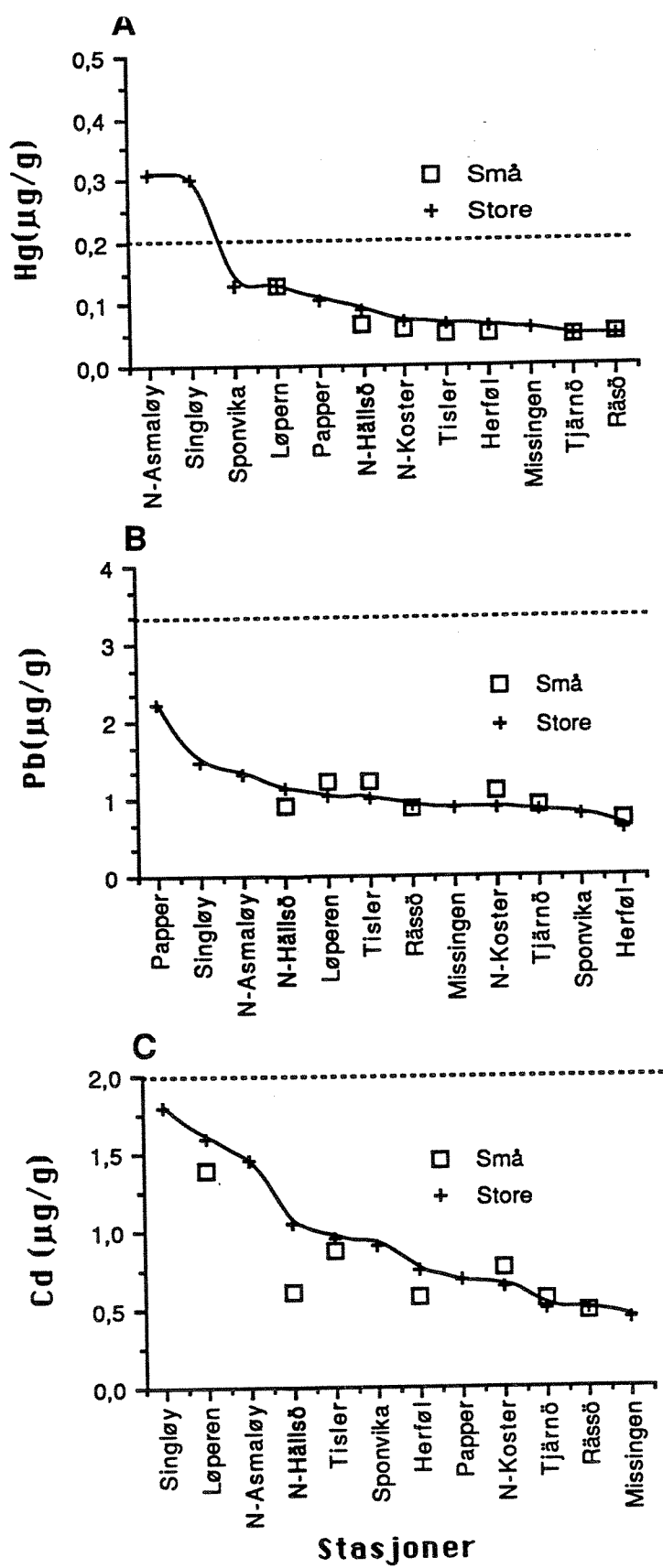
Overkonsentrasjoner av jern ble funnet på i alt fire stasjoner (se figur 9) som alle ligger innenfor Hvalerøyene. Overkonsentrasjoner av titan ble funnet på to av disse fem stasjoner og overkonsentrasjoner av krom og kobber på en stasjon (N-Asmaløy).

N-Asmaløy var den stasjonen som pekte seg ut som den mest metallbelastede (fig. 9). Metallbelastningen i blåskjell synes å være knyttet kun til selve Glommaestuariet, mens de mest sydlige deler av Hvalerøyene (Herføl, Tisler) har "normale" konsentrasjoner av metaller i blåskjell. Også Missingen mot nordvest og stasjonene Råssö, Tjärnö, N-Koster og Nord-Hällsö på svensk side av riksgrensen mot syd synes lite metallpåvirket. Grovt sett synes blæretang og blåskjell å gi det samme bilde av metallbelastningen i undersøkelsesområdet (se fig. 5 og 9).

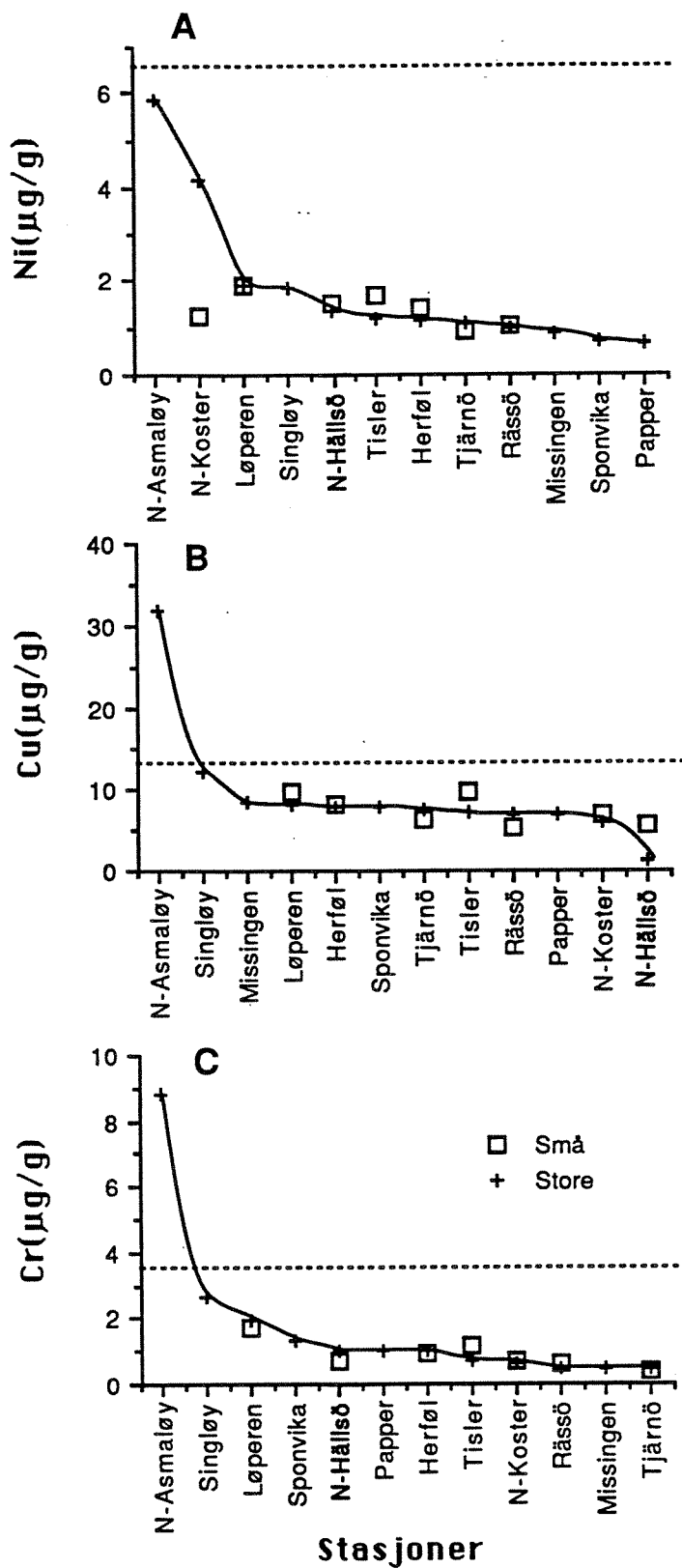
På stasjonene Løperen, Nord-Hällsö, Heføl, Tisler, N-Koster, Tjärnö og Råssö ble begge størrelsegrupper av blåskjell analysert. Disse var, med unntak av Løperen (overkonsentrasjoner av Fe), alle stasjoner som var lite påvirket. Konsentrasjonene i de to grupper av blåskjell viste ingen klare forskjeller mht. metallbelastning for de ulike metaller. Rangeringen av stasjoner etter avtagende konsentrasjon kunne imidlertid variere noe. For stasjoner med konsentrasjoner av metaller i bakgrunnsnivå må en derfor være forsiktig med å bruke rangeringen av stasjoner som uttrykk for avtagende belastningsgrad.



Figur 6. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ tv) av sink (A) og jern (B) i blåskjell på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon i blåskjell i størrelsesgruppen 4-6 cm. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder angitt ved stiplede linje.



Figur 7. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ tv) av kvikksølv (A), bly (B) og kadmium (C) i blåskjell på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon i blåskjell i størrelsegruppen 4–6 cm. Antatt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder er angitt.



Figur 8. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ tv) av nikkel (A), kobber(B) og krom (C) i blåskjell på ulike stasjoner. For hvert metall er stasjonene rangert etter avtagende konsentrasjon blåskjell i størrelsesgruppen 4-6 cm. Antatt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder er angitt.

	Zn	Fe	Hg	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Ti
N-Asmaløy		■	■	■		■			■
Papper		■							
Sponvika									
Singløya		■	■						■
Løperen		■							
Nord-Hällsö									
Herföf									
Tisler									
N-Koster									
Missingen									
Tjärrö									
Råssö									
"Bakgrunns- nivå"	200	333	0,2	3,3	3,3	13,3	6,6	2,0	5?
Max XB	-	5,8	1,6	2,7	-	2,4	-	-	8

Fig. 9. Stasjoner der det er påvist metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tv) i blåskjell over et høyt bakgrunnsnivå (skravert).
XB=Konsentrasjon/bakgrunnskonsentrasjon for den mest belastede stasjon.

I 1980/81 ble det undersøkt metallkonsentrasjoner i blåskjell i Hvalerområdet (Knutzen, 1984). I figur 10 er konsentrasjoner på tilnærmet de samme stasjoner som ble undersøkt i 1980/81 sammenlignet med konsentrasjonene funnet i denne undersøkelsen (St.nr 21 ≈ Løperen, St.nr. 31 ≈ N-Asmaløy, St. nr.57 ≈ Herføl, St. nr. 59 ≈ Sponvika).

Metallkonsentrasjonen i blåskjell fra Herføl (Sandøy) og Sponvika var gjennomgående noe lavere i 1989 enn i 1980/81 med unntak av kvikksølv i blåskjell fra Sponvika der konsentrasjonen var noe høyere enn i 1980, men lavere enn i 1981. Blåskjell fra Løperen inneholdt også lavere eller tilnærmet de samme konsentrasjoner i 1989 som i 1980/81, untatt jern som viste klart høyere konsentrasjoner i 1989. Konsentrasjonen av jern i blåskjell fra N-Asmaløy var også klart høyere i 1989 enn i 1981 tilsvarende fant en også for titan (1981: 36 µg/g, 1989: 49 µg/g). Også for kvikksølv og kobber var konsentrasjonen høyere i 1989 enn i 1981, mens konsentrasjonen av bly, kadmium og sink var lavere eller lik.

Totalt sett tyder analyseresultatene fra blåskjell at en har hatt en svak nedgang i metallbelastningen utenfor selve Hvaler-estuarieret (Herføl (Sandøy)). Denne tendensen ses også i Sponvika med et mulig unntak for kvikksølv der en nedgang kun antydes iforhold til 1981-nivå men ikke iforhold til 1980-nivå. Konsentrasjonen av jern ser imidlertid ut til å ha øket kraftig i blåskjell fra stasjoner langs Glomma's hovedløp.

Forsøk har vist at rekruttering, vekst og kvalitet hos blåskjell tidligere var negativt påvirket ved Glomma's utløp, og at tynnsyreutslippet fra Kronos Titan (der en av hovedkomponentene er jernhydroksyd) delvis har vært ansvarlig for disse effekter (Kirkerud og Bakketun, 1988). Det økede innhold av jern i blåskjell kan neppe skyldes økt utslipp fra Kronos Titan, da utslippet derfra ikke har økt i perioden. En annen mulig forklaring er økt tilførsel via elvevann som naturlig har høyt jerninnhold. En slik økt tilførsel kan forklares med varme vintre som bevirker høyere partikkelinnhold i Glomma vinterstid.

Fra mai 1990 ble utslippet fra Kronos Titan redusert med ca 90%. Resultater av dette fanges derfor ikke opp i denne undersøkelse, men vil eventuelt fanges opp i undersøkelsen som er planlagt gjennomført i 1994.

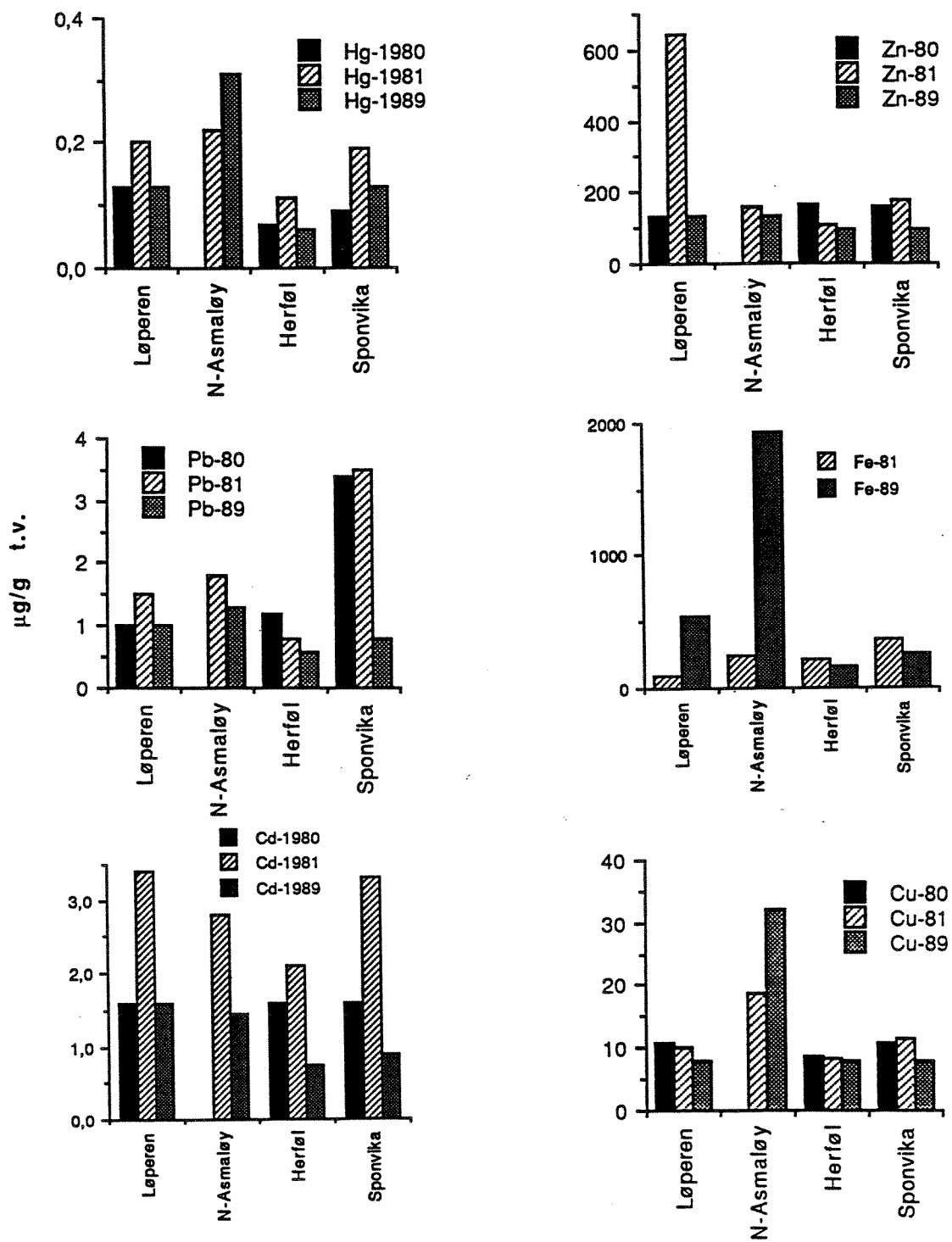


Fig. 10. Metaller funnet i blåskjell fra Hvalerområdet i 1980, 1981 (Knutzen, 1984) og 1989 (denne undersøkelse).

7.3 Metaller i ål

Blandprøver

Innholdet av metaller i ål basert på blandprøver ses i figurene 11 og 12 (rådata ses i vedleggstabell 5).

Konsentrasjonen av kadmium (Cd), nikkel (Ni) og titan (Ti) lå under deteksjonsgrensen (Cd:0.02-0.04, Ni:1-2.1, Ti:<5 µg/g t.v.) på alle stasjoner (Ti ble kun analysert på 2 stasjoner), mens konsentrasjonen av krom (Cr) lå under deteksjonsgrensen på de sydlige stasjoner (Herføl, Tjärnö og Råssö) (se fig.12). Generelt lå metall- innholdet i ålefilet nær eller noe over antatt høyt akgrunnsnivå (for Hg, Pb og Cu) i saltvannsfisk i diffust belastede områder(cf. Knutzen, 1987). Forbehold må imidlertid tas idet bakgrunnsverdier for ål er dårlig kjent og deteksjonsgrensen på 5 µg/g t.v. for Ti sannsynligvis er høyere enn bakgrunnsverdien i fisk.

Kobberkonsentrasjonen i ål fra Hankø var noe høyere og avvek vesentlig fra de øvrige stasjoner. (fig. 11). De høyeste konsentrasjoner av flere av de øvrige metaller (Fe, Cr og Pb) ble også funnet ved Hankø.

De høyeste konsentrasjonene av Zn og Hg ble funnet ved henholdsvis Singløya og innenfor Akerøya. Konsentrasjonsforskjellen mellom høyeste og laveste konsentrasjon var relativt liten (max ca. 4 for Cr og Hg.).

Klare geografiske gradienter knyttet til mulige utslippskilder ble ikke funnet.

Tendensen for kvikksølv var imidlertid at en hadde noe lavere konsentrasjoner i den sydlige delen av området (Tjärnö og Råssö), midlere konsentrasjoner i området innenfor Hvalerøyene (Sponvika, Kjøkø) og de høyeste konsentrasjoner nord i området utenfor Hvalerøyene (Akerøya, Herføl, Dynekil, Hankø, Faretangen). For ingen av metallene var konsentrasjonen innenfor Hvalerøyene vesentlig høyere enn i området utenfor. Den laveste blykonsentrasjonen (funnet ved Faretangen) var ca. 3-4 ganger høyere enn nivået funnet i ål fra Tyskebukta (Oehlenschläger, 1988), mens den høyeste kvikksølvkonsentrasjonen (funnet innenfor Akerøya) var lavere enn nivåene i ål fra engelske ferskvannlokaliteter (Mason og Barak, 1990).

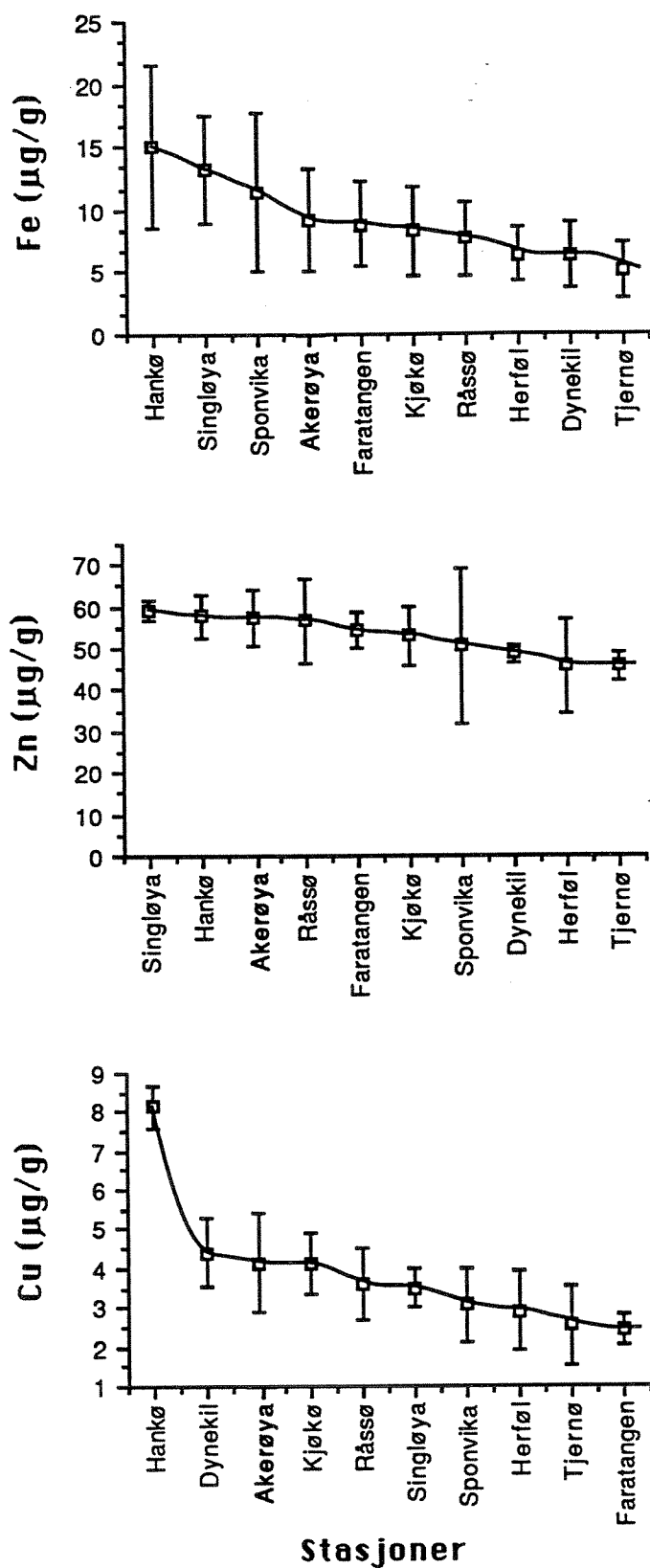


Fig. 11. Innholdet av metallene jern (Fe), sink (Zn) og kobber (Cu) i blandprøver av ål (tørrvektsbasis) fra stasjoner i Hvaler/Koster-området. Stasjonene er for hvert metall rangert etter avtagende konsentrasjon. Middelerdi ($n=3$) \pm 1 standardavvik er avmerket for hver stasjon.

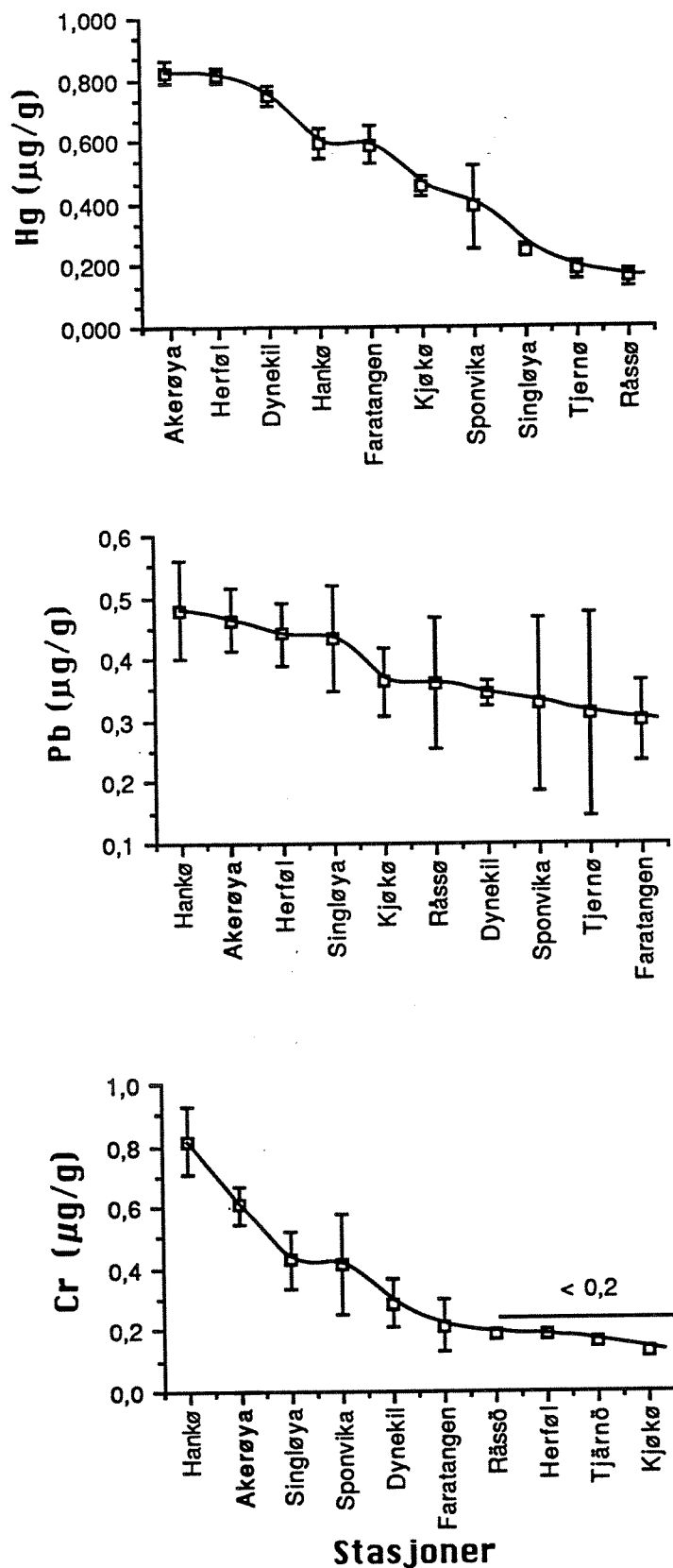


Fig. 12. Innholdet av metallene kvikksølv (Hg), bly (Pb) og krom (Cr) i blandprøver av ål (tørrvektsbasis) fra stasjoner i Hvaler/Koster området. Stasjonene er for hvert metall rangert etter avtagende konsentrasjon. Middelerdi ($n=3$) \pm 1 standardavvik er avmerket for hver stasjon.

Merk: De oppgitte verdiene av Cr på stasjonene Råssø, Herføl, Tjernø og Kjøkkø må oppfattes som maksimalverdier.

Enkeltfisk

Innholdet av metaller i enkeltfisk fra stasjonene Kjøkø, Løperen og Råssö ses i fig. 13 og 14. Av figurene ses at det var noe forskjell i middelkonsentrasjon avhengig av om resultatene fra enkeltfisk eller blandprøver ble benyttet. Størst var avviket for bly (Pb) (se fig. 14A). Ideellt sett skulle en finne samme konsentrasjon i blandprøven som ved bruk av enkeltfisk såfremt de utvalgte 10 enkeltfisk var representative for de ca. 25 fisk brukt i blandprøven og tilnærmet samme mengde vev tatt fra hver fisk.

Middelstørrelsen på enkeltål som ble analysert avvok ikke fra det en fant i de ål som ble brukt i blandprøven (tabell 5).

Tabell 5. Lengde av analysert ål. Gjennomsnittlig lengde av ål ved analyse av enkeltfisk (L_{10}) og blandprøve (L_{25}).

Stasjonsnavn	L_{10}	L_{25}
Råssö	38.95	38.8
Akerøya	37.95	39.6
Kjøkø	42.2	42.4

En antar at forskjellen mellom middelkonsentrasjonen i blandprøver og enkeltfisk skyldes andre årsaker enn de som er nevnt over. For å teste analytisk reproducerbarhet ble enkeltfisk og blandprøver fra Løperen reanalysert for bly, kvikksølv, jern og sink (fig. 15). Sink som ved første analyse viste lite avvik (5%) mellom blandprøve og enkeltfisk viste ved annen analyse noe større relativ forskjell (ca. 20%). Ved reanalyse av bly og jern som ved første analyse viste et klart avvik oppnådde en et vesentlig mindre avvik mellom blandprøver og enkeltfisk, mens en for kvikksølv fant at den relative forskjell mellom blandprøve og enkeltprøve ble opprettholdt. Fra et praktisk synspunkt (brukerinteresser) var imidlertid nivået i blandprøver og middelveiden for enkeltfisk i samme nivå. Signifikante forskjeller mellom resultatene av de to reanalyser på jern ble imidlertid funnet. Variasjonen i de ulike analyseresultater endrer imidlertid ikke på hovedkonklusjonen om at ål fra undersøkelsesområdet er lite eller moderat metallbelastet.

Årsaken til avviket mellom de ulike middelveier ligger hovedsakelig i at nivåene generelt sett er lave og tildels nær deteksjonsgrensen. Dette har sannsynligvis forårsaket at tilfeldige (ukjente) forhold knyttet til prøvetype/analysekjøring har gitt små (se rådata), men signifikante systematiske utslag i analysene.

Med de i praksis relativt små forskjeller en finner i middelkonsentrasjonen på de ulike stasjoner (se fig. 11 og 12) og de forbehold som ligger i presisjonsnivået i den kjemiske analysen, kan en ikke bruke konsentrasjonsforskjeller på nærtstående stasjoner i konsentrasjonsgradienten (fig. 11, 12) som uttrykk for forskjeller i belastning. Et ytterligere kompliserende element er at fisk har evnen til å regulere metallkonsentrasjonen av en rekke metaller, men sannsynligvis ikke kvikksølv (metylkvikksølv). Som hovedkonklusjon kan det imidlertid slås fast at konsentrasjonene av metaller i ål er lave eller moderate (Hg, Pb) og ikke har konsekvenser for bruk av denne fiskeart til konsum i undersøkelsesområdet.

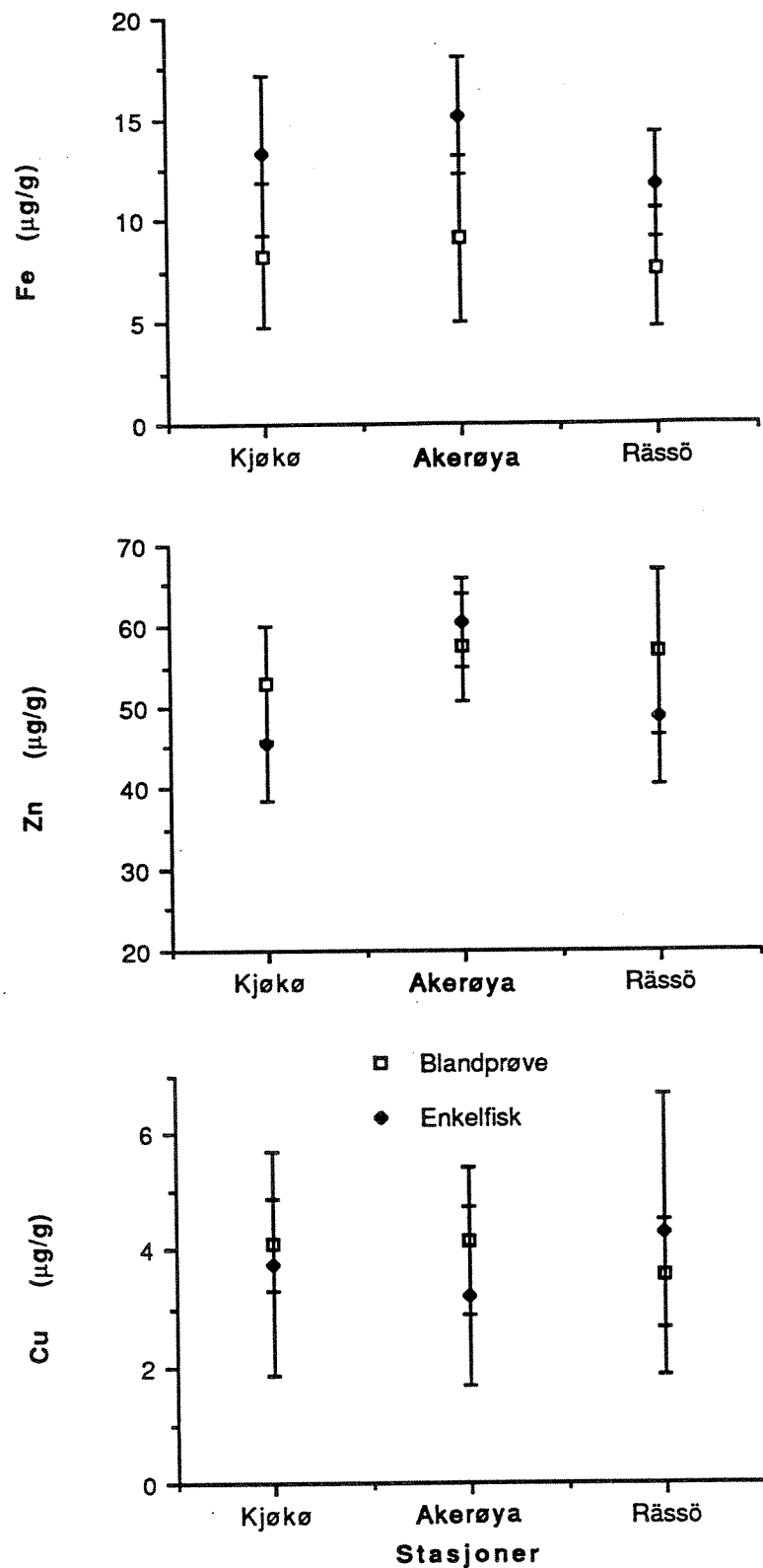


Fig. 13. Middelerdi for innholdet av jern (Fe), sink (Zn) og kobber (Cu) i ålefilet basert på analyse av enkeltfisk (10 stk) og 3 parallellanalyser av blandprøve (n=25) fra tre stasjoner i Hvaler/Koster området. Enheter=µg/g t.v..

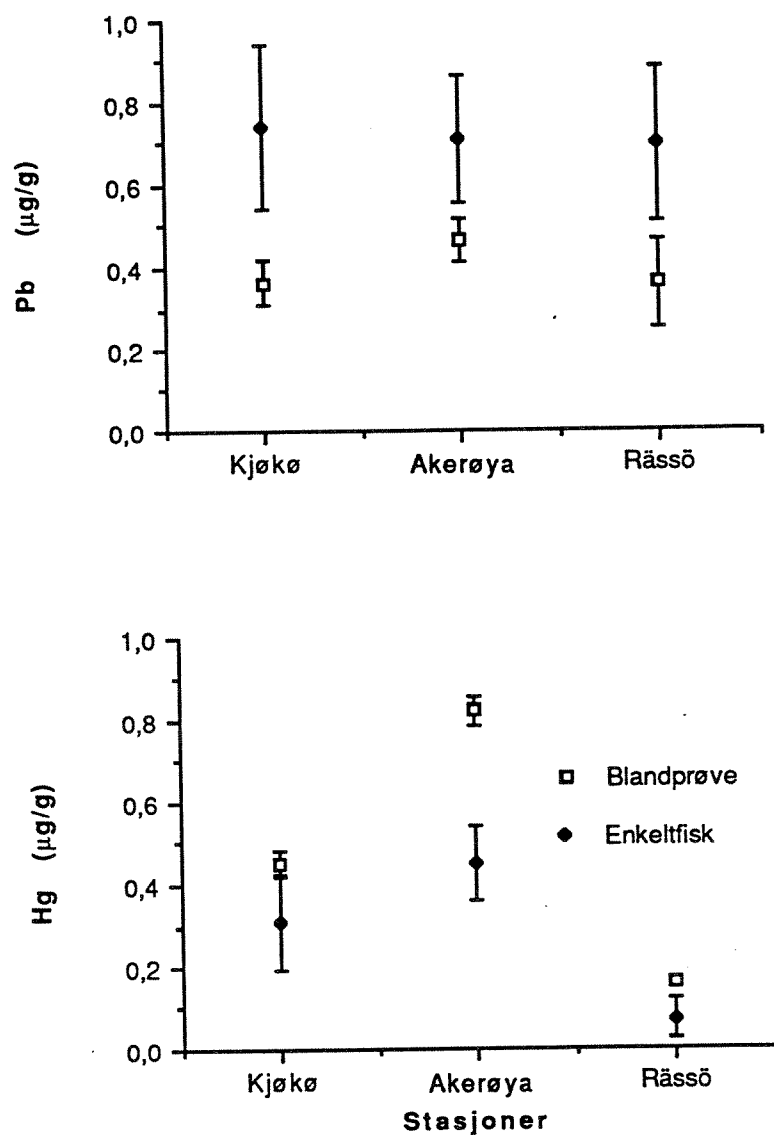


Fig. 14. Middelerdi for innholdet av bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i ålefilet basert på analyse av enkeltfisk (10 stk) og 3 parallellanalyser av blandprøve (n=25) fra tre stasjoner i Hvaler/Koster området. Enheter= $\mu\text{g/g}$ t.v..

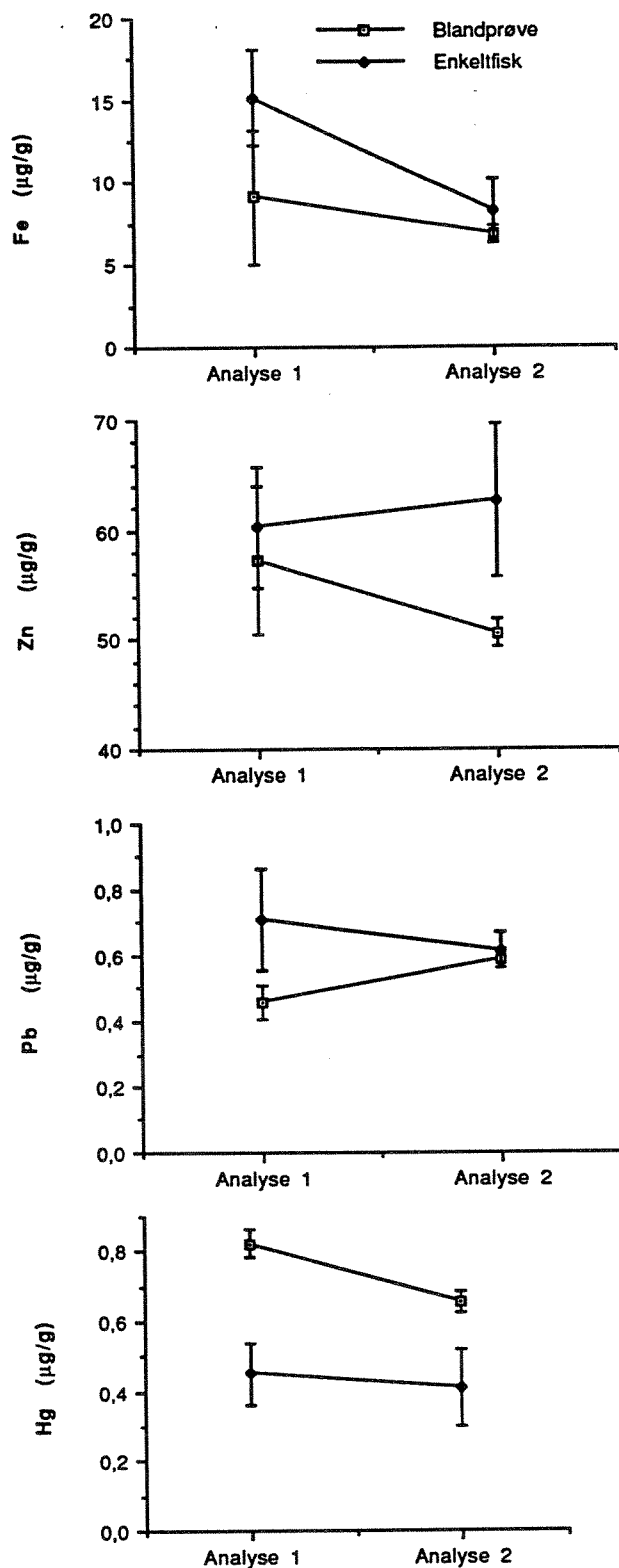


Fig. 15. Middelerdi for innholdet av metaller i ålefilet fra området utenfor Løperen. Resultatene er basert på to uavhengige analyser (Analyse 1, Analyse 2) av enkeltfisk og og blandprøve. Enheter= $\mu\text{g/g}$ t.v..

7.4 Metaller i torsk

Innholdet av metaller i torskelever og torskefilet er vist i figurene 16 og 17. Rådata ses i vedleggstabell 6 og 7.

For flere av metallene var deteksjonsgrensen i analysene høyere enn konsentrasjonene i prøven. Dette forårsaket at en for Cd, Ni, Cr, Ti og Pb har fått et ufullstendig bilde av konsentrasjonene i torsk. For de metallene der en fikk tilfredsstillende resultater (Hg, Cu, Fe, Zn), var med unntak av kvikksølv, konsentrasjonene i lever vesentlig høyere enn i filet (fig. 16). Dette er i samsvar med det en finner i sei fra Hardangerfjordområdet (Julshamm et al. 1985) og generellt i fisk (Grande 1987, Knutzen 1987a).

Det er en klar tendens til at konsentrasjonene i torskefilet er mer uavhengig av stasjon enn i torskelever (fig. 16 og 17) og reflekterer at metallbelastning lettere gir opphav til overkonsentrasjoner i fiskelever enn i filet.

I filet ble det ikke funnet konsentrasjoner av jern, kadmium, kvikksølv og sink over et antatt høyt bakgrunnsnivå (Fig. 18), mens en for bly fant konsentrasjoner over bakgrunnsnivå på alle undersøkte stasjoner uten at det var mulig å spore noen klare geografiske gradienter. En tilsvarende høy konsentrasjon av bly ble også funnet i forbindelse med forundersøkelsen i 1988. En er imidlertid i relasjon til bakgrunnsnivå noe tilbakeholden mht. utsagnskraften ved de utførte analyser. Ved analyse av vev der bakgrunnsnivået er så lavt som i fiskefilet (0.05 µg/g t.v.) vil behandling og opparbeiding av prøvene lett medfører forurensning over bakgrunnsnivå. En konkluderer derfor med at de utførte bly analyser sannsynligvis har gitt for høye verdier og må oppfattes som maksimalverdier, slik at det er liten grunn til å legge brett på verdier som ikke representerer negative konsekvenser for brukerinteressene. Alle de maksimalverdier for bly som her er funnet ligger under grenseverdier for innhold i spiselige akvatiske organismer (cf. Knutzen og Skei 1990).

På de stasjoner som ligger utenfor Hvalerområdet har en imidlertid i sediment tidligere funnet konsentrasjoner av bly over bakgrunnsnivå (Skei, Helland og Næs, 1990). Konsentrasjonen av krom i torskefilet lå i området <0.2-0.53 µg/kg t.v på alle stasjoner med unntak av Sponvika der konsentrasjonen var 4.04 µg/kg t.v. Konsentrasjonen av kobber i torskefilet var nær eller noe over et antatt høyt bakgrunnsnivå på alle stasjoner.

I torskeler lever ble konsentrasjoner av sink over et antatt bakgrunnsnivå funnet på alle stasjoner. Overkonsentrasjoner av kobber ble kun funnet på Herføl og Hankø. Konsentrasjonen av bly (Pb) var også over bakgrunnsnivå på alle stasjoner.

Ser en på forskjeller i metallbelastningen på de enkelte stasjoner så er dette utbredelsesmønsteret ulikt for hvert enkelt metall (fig. 16 - 17). Dersom en for hvert metall rangerer stasjonene etter avtagende konsentrasjon og utfører korrelasjonsanalyse mellom rangeringen i både lever og filet, viser det seg at det kun er en signifikant korrelasjon ($p < 0.05$) mellom sink og kobber i lever og mellom jern i lever og Pb i filet. Dette betyr at geografiske gradienter er avhengig både av hvilke metall en velger og vevstype som er analysert. Siden det er liten overenstemmelse mellom belastningsgrad i lever og muskelvev, kan dette tyde på at det ikke er noe "metallsignal" i resipienten sterkt nok til å overstyre fysiologiske opptaks- og utskillelsesmekanismer, som i fisk virker betydelig modererende på eventuelle metallgradienter. Dessuten vil tilfeldige hendelser forstyrre bildet av eventuelle geografiske gradienter mer for stasjoner som ligger i eller nær bakgrunnsnivå enn der konsentrasjonen er høyere. Dette betyr at en skal legge begrenset vekt på de geografiske gradienter som fremkommer spesielt i de lavere deler av konsentrasjonsområdet.

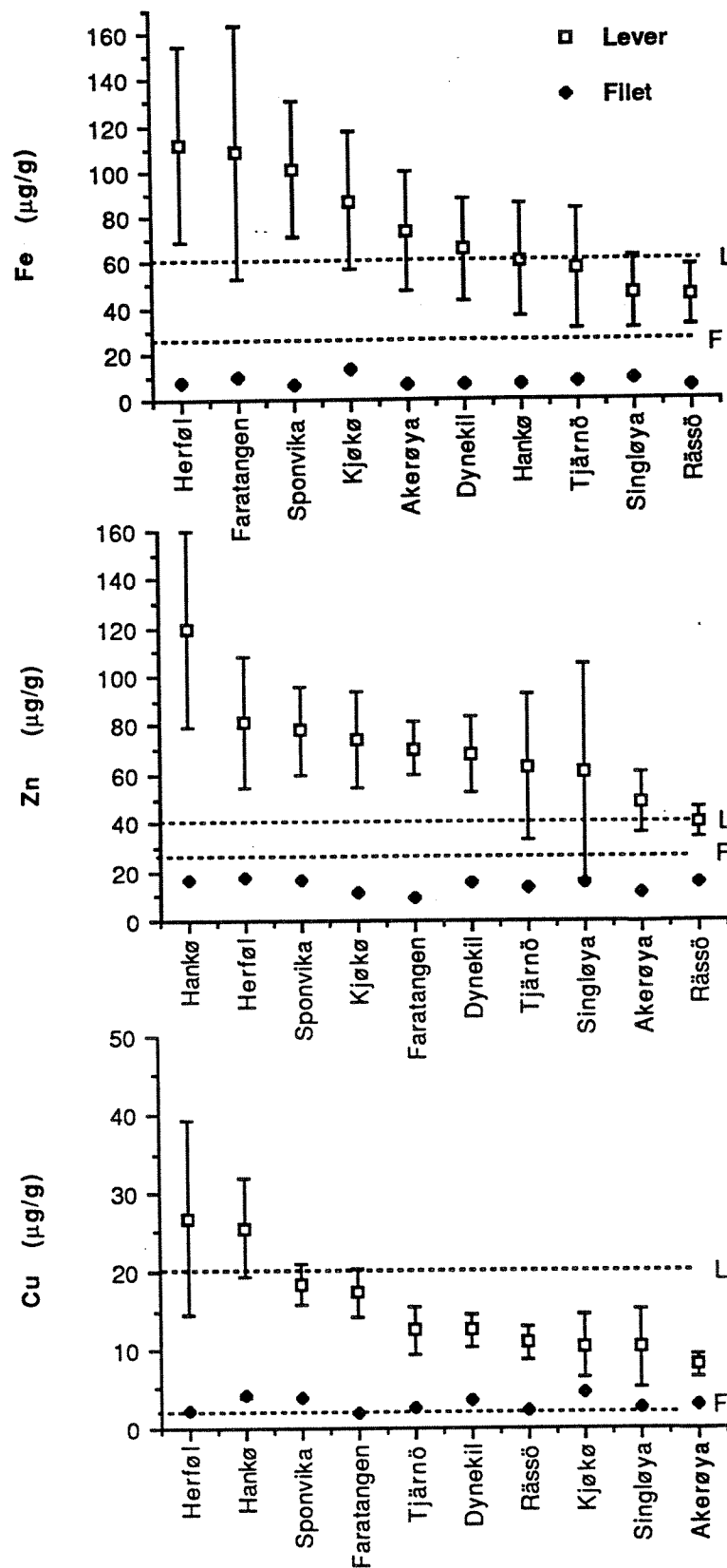


Fig. 16. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ tv) av jern (Fe), sink (Zn) og kobber (Cu) i torskefilet og torskelever på ulike stasjoner. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon i lever. Horisontalt stiplet linje angir antatt høyt bakgrunnsnivå (omregnet etter Knutzen og Skei, 1990).

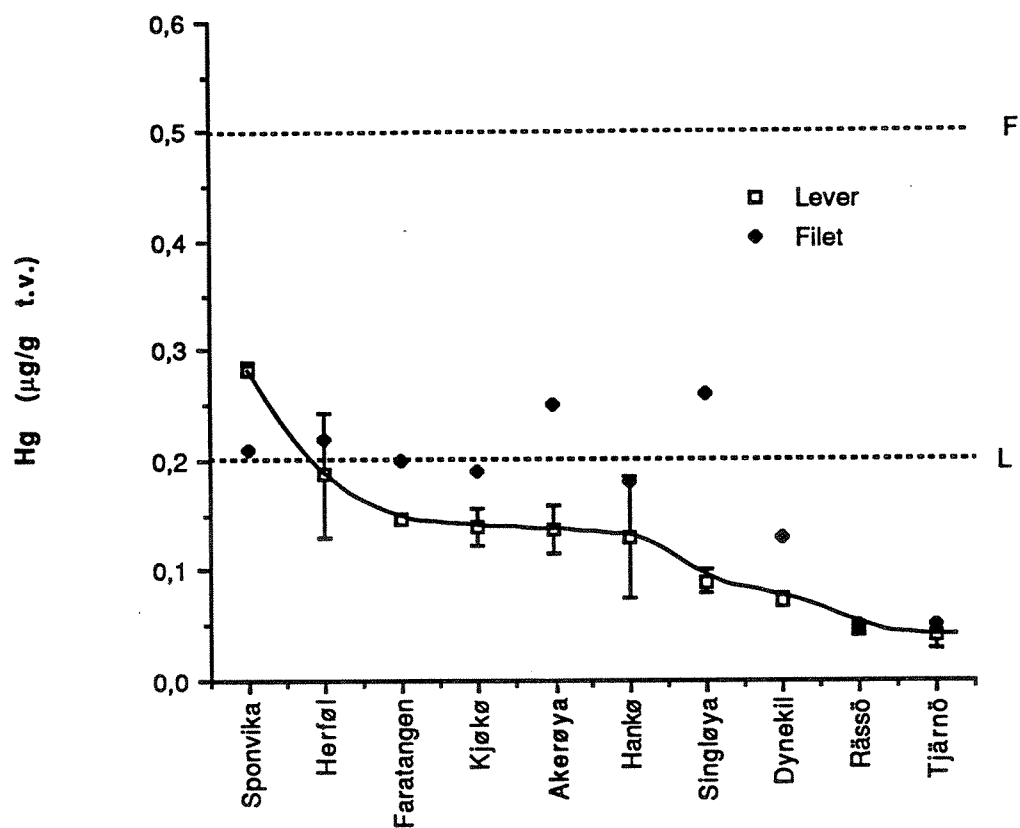


Fig. 17. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g t.v.}$) av kvikksølv (Hg) i torskfilet og torskelever på ulike stasjoner. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon i lever. Horisontalt stiplet linje angir antatt høyt bakgrunnsnivå (omregnet etter Knutzen og Skei, 1990).

	Zn	Fe	Hg	Cr	Cu	Cd
Kjökö						
Faratangen						
Sponvika						
Singløya						
Akerøya						
Dynekilens munning						
Herföi						
Hankö						
Tjärnö						
Råssö						
Bakgrunn	25	25	0,5	0,5?	2,5	0,1
Max XB	-	-	-	8	1,8	-

Fig. 18. Stasjoner der det er påvist metallkonsentrasjoner i torskefilet over et høyt bakgrunnsnivå (skravert). XB=Konsentrasjon/bakgrunnskonsentrasjon for den mest belastede stasjon. Bakgrunnsnivå $\mu\text{g/g}$ t.v. er omregnet etter Knutzen og Skei, 1990). Zn=sink, Fe=jern, Hg=kvikksølv, Cu=kobber, Cr=krom, Cd=kadmium.

	Zn	Fe	Hg	Cr	Cu	Cd
Kjökö	▨	▨				
Faratangen	▨	▨				
Sponvika	▨	▨	▨			
Singløya	▨					
Akerøya	▨	▨				
Dynekilens munning	▨	▨				
Herfö	▨	▨			▨	
Hankö	▨	▨			▨	
Tjärnö	▨					
Råssö	▨					
Bakgrunn	40	60?	0,2?	1?	20	1?
Max XB	3	1,9	1,4	-	1,3	-

Fig. 19. Stasjoner der det er påvist metallkonsentrasjoner i torskelever over et høyt bakgrunnsnivå (skravert). XB=Konsentrasjon/bakgrunnskonsentrasjon for den mest belastede stasjon. Bakgrunnsnivå $\mu\text{g/g}$ t.v. er omregnet etter Knutzen og Skei, 1990).

En sammenligning av metallinnholdet i torskelever fra stasjoner innsamlet i 1988 (forundersøkelse) og 1989 ses i tabell 6.

Tabell 6. Innholdet av metaller i torskelever ($\mu\text{g/g}$, t.v.) i 1988 og 1989.

Metall	Herføl		Dynekil		Tjärnö	
	1988	1989	1988	1989	1988	1989
Hg	0.03	0.2	0.02	0.07	0.03	0.04
Fe	70.1	112.2	55.4	65.5	96.4	57.0
Ti	<1.2	ia	<1.06	ia	<1.25	ia
Cr	0.42	<0.6	0.62	<0.45	<0.11	<0.39
Zn	43.5	81.5	36.1	67.7	53.0	63.0
Cu	9.4	26.9	8.5	12.4	6.7	12.4
Ni	<1.2	<5.8	<1.1	<4.5	<1.3	<3.9
Cd	0.02	<0.14	<0.02	<0.09	<0.04	<0.08

ia=ikke analysert

En ser her at det på samme stasjon tildels kan være en tilsynelatende betydelig forskjeller i konsentrasjon fra ett år til år. Dette ses spesielt for kvikksølv, der konsentrasjonen i 1989 var vesentlig høyere i torskelever fra både Herføl og Dynekilens munning. Også for kobber i torsk fra Herføl var konsentrasjonen vesentlig høyere i 1989.

Slike forskjeller i konsentrasjon fra år til år forsterker ytterligere den varsomhet som må utøves når det gjelder å tolke geografiske gradienter som fremkommer ved å rangere stasjonene etter avtagende konsentrasjon (fig. 16-19).

7.5 Metaller i sjøkreps

Innholdet av metaller funnet i sjøkreps fra Ankerhausen og Grisebåen var meget likt med unntak av jern og kadmium der den relative forskjell var betydelig (tabell 7).

Tabell 7. Konsentrasjoner av metaller ($\mu\text{g/g}$ t.v.) funnet i hale av sjøkrep (Nephrops norvegicus).

Stasjon	Hg	Fe	Ti	Cr	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	%TS
Ankerhausen	<0.1	6.8	<5	<0.2	59.8	43.9	0.84	<2	0.13	22.2
Grisebåen	<0.1	13.1	<5	<0.2	57.1	36.7	0.73	<2	0.05	22.9

Bakgrunskonsentrasjoner av metaller i sjøkrep er ikke etablert. Relevant sammenligning har derfor vært problematisk. Metallkonsentrasjonen i sjøkrep lå imidlertid i samme nivå eller lavere (Fe, Zn, Cd) enn i den spiselige del av skallinmaten i krabber fra tre stasjoner i Farsund-området (Knutzen, 1987).

Konsentrasjonene av Zn og Cu funnet i sjøkrep er noe mindre enn funnet i reker som Pandalus montagui og P. varians (Nugegoda, 1988).

Det er dokumentert at krepsdyr (decapoder) kan regulere vevskonsentrasjonen av essensielle spormetaller (Zn, Cu) innenfor snevre grenser når usatt for ulik metallbelastning (Nugegoda, 1988 med referanser). Eksempelvis regulerer reken Pandalus montagui sin vevskonsentrasjon av Zn mellom 58.8 og 83.2 $\mu\text{g/g}$ ved konsentrasjoner av Zn i vannet opptil 22 $\mu\text{g/l}$ (Nugegoda, 1988), mens mer littorale krepsdyr som strandkrabbe kan regulere konsentrasjonen ved langt høyere konsentrasjoner (414 $\mu\text{g/l}$) (Rainbow, 1985). Til sammenligning har en i Oslofjorden målt 1.6 $\mu\text{g/l}$ sink i sjøvann (Skei et al., 1987). Dette betyr at en selv i klart sinkpåvirkede miljøer (eksempelvis 22 $\mu\text{g/l}$ i sjøvann) ikke vil gjenspeile denne belastning i vevet hos krepsdyr med disse regulerende egenskaper. En tilsvarende regulering gjelder sannsynligvis også for kobber. For kadmium derimot, som er et ikke-essensielt metall, kjenner en ikke tilsvarende reguleringsmekanismer hos krepsdyr (Rainbow, 1985), slik at belastningen i miljøet sannsynligvis gjenspeiles i vevskonsentrasjonen.

På de stasjoner der en har innsamlet sjøkrep har en ikke mistanke om noen klar kilde til kadmiumforurensning. Imidlertid finner en noe høyere konsentrasjoner i sediment ved munningen av Singlefjorden/Dynekiln og sørover til Kosterfjorden/Kosterrenna enn i området utenfor skjærgården nord og syd for dette (Helland, Skei, Næs, 1990). Dette kan forklare den noe høyere konsentrasjonen i sjøkrep fra Ankerhausen enn på Grisebåen.

7.6 Metaller i krabbe

Konsentrasjonen av metaller i krabbe fra ytre del av Iddefjorden ses i tabell 8. Noen sammenstilling av bakgrunnsverdier av metaller i taskekrabbe er ikke kjent (Knutzen, 1987b). Krabbesmør i taskekrabbe fra tre stasjoner i Arendalsområdet er imidlertid analysert av Næs et al. 1991. I mangel av bakgrunnsverdier vil en derfor sammenligne metallkonsentrasjoner i krabbesmør fra Iddefjorden med tilsvarende konsentrasjoner fra en presumtvt lite påviket stasjon i Arendalsområdet (Tromlingene) (se tabell 8), idet en antar at denne stasjonen er nær det en kan forvente som bakgrunnskonsentrasjon i sydnorske kystområder.

For alle metallene med et mulig unntak for krom (Cr) lå konsentrasjonene tilnærmet i samme nivå eller lavere i krabber fra Sponvika sammenlignet med Tromlingene (tabell 8). Konsentrasjonen av krom var imidlertid ca. 3 ganger høyere i Sponvika. Totalt sett tyder resultatene på en ubetydelig metallbelastning i krabber innsamlet fra Sponvikaområdet.

Innholdet av kadmium i krabbesmør fra begge lokaliteter vist i tabell 8 er imidlertid høyt sammenlignet med det en kan finne i skallinnmat fra Farsundsområdet (dvs. 4.1 µg/g t.v., Knutzen, 1987) og betyr sannsynligvis at krabbesmør naturlig har et høyt kadmiuminnhold (se Næs et al., 1991 med referanser).

Tabell 8. Konsentrasjoner av metaller ($\mu\text{g/g}$ t.v.) funnet i krabbesmør av taskekrabbe (*Cancer pagurus*). Tall i parentes viser analyseverdi etter reanalyse av samme prøve.

- A. Hannkrabber innsamlet i Sponvikaområdet i Iddefjorden.
- B. Hunnkrabber innsamlet i Sponvikaområdet.
- C. Krabber (kjønn er ukjent) fra Tromlingene (omregnet fra Næs et al. 1991)

Stasjon	Hg	Fe	Cr	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	%TS
A. Sponvika	0.21	160	0.5	72	100	0.3	<0.5	14.2(14.7)	39.7
B. Sponvika								14.9	35.0
C. Tromlingene	0.16	113	0.16	134	66	0.6	1.9	12.8	31.3

Det er imidlertid viktig å påpeke at konsentrasjonen av kadmium (Cd) funnet i krabbesmør (tilsvarer $5.6 \mu\text{g/g}$ v.v. i Sponvika) er høyt utifra et næringsmiddelhygiene synspunkt (se tabell 9). Dette høye nivået ble gjenfunnet i både hann- og hunnkrabber. En må imidlertid være oppmerksom på at det ved analyse eller ved konsum av hele skallinmaten kan finne sted en betydelig fortyningseffekt siden de øvrige deler sannsynligvis har en lavere konsentrasjon enn krabbesmøret (hepatopancreas).

Forskjellen i kadmiumkonsentrasjon i krabbesmør fra Sponvika og Tromlingene er relativt sett marginal. Differansen (ca. $1.8 \mu\text{g/g}$ t.v.) er imidlertid betydelig sett iforhold til de verdier en kan finne i andre typer vev av krepsdyr (se tabell 7). En forklaring på forskjellen i kadmiumkonsentrasjon mellom Tromlingene og Sponvika kan muligens være et høyt innholdet av kadmium i sediment i området (Sedimentundersøkelser foretatt i 1990, rapport under utarbeidelse). Kilden til denne kadmiumforurensning er imidlertid ikke kjent. Fordi en har begrensede mengder analysedata fra krabbesmør fra andre områder kan en strengt tatt ikke si i hvilken grad den observerte kadmiumkonsentrasjon skyldes belastning i resipienten eller at krabbesmør naturlig inneholder mye kadmium.

7.7 Metallinnholdets betydning for bruk av fisk og krepsdyr til konsum

Norske grenseverdier for maksimalt innhold av kontaminanter i fisk finnes ikke idag. Enkelte land har imidlertid satt egne nasjonale grenser for enkelte stoffer i noen matvarer/matvaregrupper. Forvaltningen på miljøgiftområdet er basert på internasjonale og nordiske grenseverdier for tolerabelt inntak gjennom det totale kostholdet (tolerabelt daglig/ukentlig pr. kg kroppsvekt). Næringsmiddelhygieniske vurderinger krever derfor foruten de gitte dosegrenser også at en kjenner innholdet av den enkelte miljøgift i hver matvaregruppe, samt gjennomsnittskonsumet av hver av disse.

En total vurdering av eventuelle næringsmiddelhygieniske aspekter (helserisiko) av de konsentrasjoner av miljøgifter som som her påvises, ligger utenfor rammen av dette prosjektet og hører inn under næringsmiddelmyndighetenes forvaltningsansvar.

En vurdering av helserisiko vil her begrense seg til en vurdering av de observerte konsentrasjoner mot de grenser (der dette finnes) som enkelte land har satt for maksimalkonsentrasjoner i matvarer (se tabell 9) og der disse overskrides, som en indikasjon beregne den fiskemengde som må konsumeres for at tolerabel daglig/ukentlig dose skal overskrides (der slike finnes). En må imidlertid være oppmerksom på at slike grenseverdier for samme metall kan variere noe fra land til land.

Tabell 9. Grenseverdier/forslag til grenseverdier for innholdet av miljøgifter i marine organismer brukt til konsum.

Stoff type	Grenseverdi		Referanse
	($\mu\text{g/g}$ v.v.)	($\mu\text{g/g}$ t.v.)	
<u>Fiskefilet</u>			
Cd	0.1	0.5 ¹⁾	SNT ²⁾ , 1990
Cu	10	50	N.W. Green, 1986
Hg	0.5	2.5 ¹⁾	SNT ²⁾ , 1990
Pb	2	10 ¹⁾	N.W. Green, 1986
<u>Fiskelever</u>			
Cd	0.5	1 ³⁾	SNT ²⁾ , 1990
Cu	10	20 ³⁾	N.W. Green, 1986
Hg	1	2 ³⁾	N.W. Green, 1986
Pb	1	2 ³⁾	SNT ²⁾ , 1990

1) Basert på våtvektsgrense og vanninnhold på ca 80%

2) Statens næringsmiddeltilsyn

3) Basert på våtvektsgrense og vanninnhold på ca 50%

Fra et næringsmiddelhygienisk aspekt er det metallene Cd, Pb, Hg som en er mest opptatt av når det gjelder miljøgifter i fisk. Ingen av de konsentrasjonene av Hg, Pb og Cd som er funnet i torskelever og torskefilet overskrider de grenser som ses i tabell 7 og representerer derfor neppe noe næringsmiddelhygienisk problem i Hvaler/Koster-området.

Kobberinnholdet i lever fra Herføl og Hankø overskrider imidlertid grensen på 20 $\mu\text{g/g}$ tv med maksimalt 35 % på gjennomsnittsbasis. En foreløpig anbefalt grense for ukentlig inntak av kobber er satt til 245 mg for en person på 70kg (Bernhard og Andrae, 1984). Med en maksimal konsentrasjon på 27 $\mu\text{g/g}$ tv som ble funnet i torskelever fra Herføl, tilsvarer ukedosen et ukentlige inntak på ca. 18 kg friskvekt torskelever dersom dette er eneste kobberkilde. De noe høye konsentrasjoner av kobber i torskelever fra Herføl og Hankø bør derfor neppe få konsekvenser for bruk av torsk til konsum.

Metallkonsentrasjoner (Cu, Pb, Cd og Hg) over anbefalte grense i fisk til konsum ble ikke observert i ålefilet på noen av stasjonene

Konsentrasjonen av metallene Hg, Cd, Pb og Cu i sjøkreps ligger alle under anbefalte grenseverdier for marine organismer brukt til konsum,

mens en for de resterende metaller ikke har funnet slike grenser tilgjengelig.

Konsentrasjonen av kadmium (Cd) funnet i krabbesmør (tilsvarer 5.6 $\mu\text{g/g}$ v.v. for Sponvika) er mer enn 10 ganger det eksempelvis Danmark anbefaler som forsvarlig i krepsdyr til konsum (0.5 $\mu\text{g/g}$ v.v.), mens konsentrasjonen av kvikksølv ligger under tilsvarende grense (0.3 $\mu\text{g/g}$ v.v.).

De tilsynelatende høye konsentrasjoner av kadmium i krabbesmør fra Sponvika er sannsynligvis pga. en betydelig "fortynningseffekt" av mindre næringsmiddelhygienisk betydning enn det konsentrasjonen som sådan skulle tilsi.

Det anbefales imidlertid, at helsemyndighetene på bakgrunn av det høye kadmiuminnholdet i krabbesmør gjør en totalvurdering av bruken av krabber til konsum. Til en slik vurdering trenger en ytterligere informasjon om kadmiumkonsentrasjonen i ulike typer krabbevev for å kunne vurdere betydningen av en eventuell "fortynningseffekt". Det ville også være naturlig å analysere krabber fra flere lokaliteter.

8 POLYKLORETE DIBENZO-P-DIOKSINER OG DIBENZOFURANER I FISK OG SKALLDYR – RESULTATER OG DISKUSJON

8.1 PCDF/PCDD i torskelever

Rådata for analyse av PCDF/PCDD ses i vedlegg B. Omregnet til 2,3,7,8-ekvivalenter varierer PCDF/PCDD mengden i torskelever på friskvektbasis fra 7.3 ng/kg innenfor Akerøya til 12.5 ved Sponvika (Figur 20) tilsvarende 19.89 og 76,18 ng/kg på fettbasis. Torskelever fra stasjonene Akerøya, Råssö og Kjøkø innholdt noe lavere konsentrasjoner enn stasjonen ved Sponvika. Dette ses uavhengig av om konsentrasjonene regnes på friskvektbasis eller på fettbasis (fig.20 a). De konsentrasjonene av "dioksin" som her er funnet i torskelever er klart lavere enn konsentrasjoner funnet i ytre Oslofjord og meget lavere enn konsentrasjoner funnet i belastede områder som i og utenfor Grenlandsfjordene (se tabell 10).

Tabell 10. Innholdet av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (ng/kg friskvekt) i torskelever fra utvalgte områder i Ytre Oslofjord/Skagerak.

Lokalitet	2,3,7,8-TCDD ekv.	Ref.
Breviksfjorden	1315	1
Såsteinbåen (SV av Langesundsbukta)	155, 224, 532	1, 2
Kristiansandsfjorden	164-20	3
Ytre Oslofjord (10 km syd av Færder)	82	2
Dypbåen (Jomfruland)	73	1
Sandværhausen (Nevlunghavn)	41	1
Torbjørnskjær	31	4
Denne undersøkelse	7.3-12.25	
Bævøskjærne (Utkanten av Glommas hovedløp)	7	4

¹ Knutzen og Oehme, 1988

² Knutzen og Oehme, 1990

³ Knutzen et al. 1991

⁴ Staveland, 1990

Det ser derfor ut til at dioksinkonsentrasjonen i torskelever nær kysten i svensk/norsk grensevann (Råssö og Aerøya) og innenfor Hvalerområdet er bemerkelsesverdig lavere enn i mer sentrale deler av ytre Oslofjord (Færder, Torbjørnskjær). Den største enkeltkilde til utslipp av dioksin til Skagerrak har sannsynligvis vært Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk. Utslipet fra denne magnesiumfabrikken til Frierfjorden kan ved hjelp av dioksinholdet i krabber følges sydvestover langs Telemarkskysten bortimot 50 km. En har så langt ikke sporet dette utslippet innover Oslofjorden (Knutzen og Oehme, 1990). En annen potensielle dioksin kilde i område er Tofte Cellulose på Hurumlandet. Bedømt utifra komponentsammensetningen i lever av skrubbe hevder Lindstrøm et al. (1989) at påvirkningen fra denne fabrikk på sitt nærområde er liten eller moderat. Konsentrasjonsnivåene i fabrikkens nærområde antyder imidlertid at disse var noe forhøyet.

Det noe forhøyede innholdet av "dioksin" funnet ved Færder og Torbjørnskjær kan muligens forklares ved at vann fra Grenlandsfjordene under spesielle forhold kan transporteres inn i roterende strømsystem i ytre Oslofjord og dermed blir transportert også over på de ytre deler av den østre side av Oslofjorden for derved å gi opphav til forhøyede konsentrasjoner av "dioksin". Eksistensen av slike roterende strømsystem i ytre Oslofjord er sannsynliggjort ved numeriske modellforsøk (Dahl et al. 1991).

De noe høyere konsentrasjoner i torskelever (og blåskjell) ved Sponvika enn innenfor Hvaler-området forøvrig kan imidlertid også tyde på en lokal kilde i Iddefjorden.

Konsentrasjonsforholdet mellom filet og lever er i Frierfjorden funnet å være 100-500 (Knutzen og Oehme, 1988). Ved omregning av leverkonsentrasjonen funnet i denne undersøkelse til tilsvarende filetkonsentrasjon ($k=100$), gir verdier i filet i størrelsesordenen 0.07-0.12 (ng/kg friskvekt). Bergquist et al., 1989 undersøkte "dioksin"-innholdet i torsk og sild i svenske kystområder. De fant imidlertid at konsentrasjonene i torsk var på eller lavere enn deteksjonsgrensen på 0.1-0.2 ng/kg vv. 2,3,7,8 TCDD ekvivalenter, mens konsentrasjonen i sild på den svenske vestkyst var 2.6 økende til 6.7-8.1 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i Østersjøen. Torskefilet fra Varangerfjorden er funnet å inneholde 0.12 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (Biseth et al 1990) mens sild fra den nordlige Nordsjø inneholder 2.15 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter. Høyt bakgrunnsnivået av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i mager saltvannsfisk er tidligere antatt å være <0.5-1 ng/kg friskvekt (Knutzen og Oehme,

1988). Senere data antyder imidlertid at dette bakgrunnsnivået må modifiseres noe slik at det for torsk ligger i området 0.2-0.3 ng/kg, sannsynligvis noe høyere (<0.5 ng/kg) i skrubbe og andre arter med litt høyere fettinnhold.

Totalt sett indikerer dioksinanalysene at dioksininnholdet i torsk fra svensk/norsk grensefarvann og Hvalerområdet ligger i samme størrelsesorden som i svenske kystfarvann forøvrig.

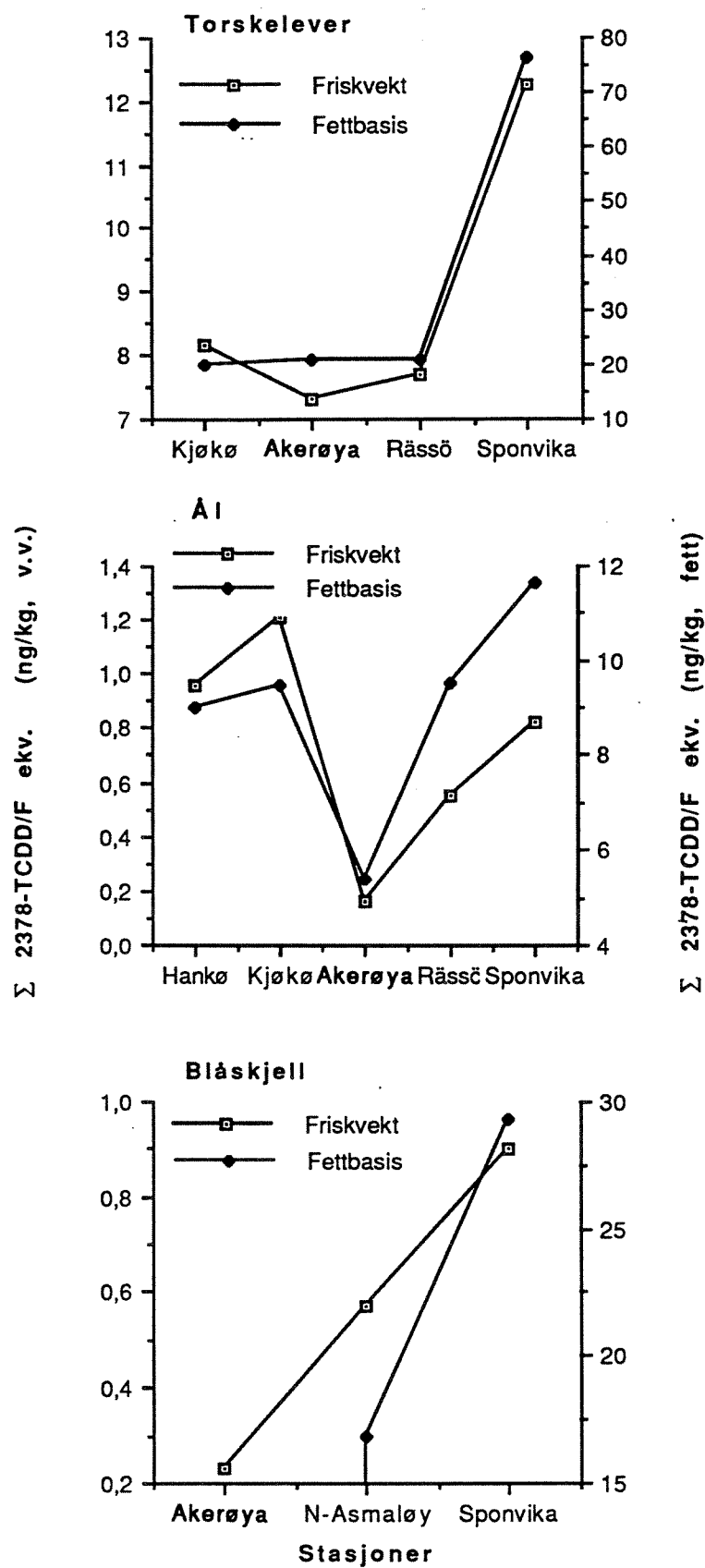


Fig. 20. Konsentrasjonen av Σ 2378-TCDD ekv. (Nordisk modell) i torskelever, ålefilet og blåskjell.

8.2 PCDF/PCDD i ål

Den høyeste konsentrasjon i ålefilet var 1.2 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter funnet ved Kjøkø, mens laveste konsentrasjon var 0.16 ng/kg funnet innenfor Akerøya. Rådata for "dioksinanalysene" ses i vedlegg B. En lavere konsentrasjon ble funnet i ål sammenlignet med torskelever. Dette ses også når konsentrasjonene beregnes på fettbasis. Basert på fettinnhold var konsentrasjonen i ål høyest i Sponvika der konsentrasjonen var 11.65 ng/kg. Bakgrunnsnivået av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i mager saltvannsfisk antas som nevnt i kap. 8.1, å være å være <0.2-1.3 ng/kg friskvekt, og en må derfor anta at bakgrunnsnivået i ål som må regnes som en fet fisk, er noe høyere. Dette betyr at det "dioksin"-innholdet som her er funnet i ål er under eller nær øvre grense for bakgrunnsnivå.

Til sammenligning har en funnet konsentrasjoner i villål fra Gunnekleivfjorden (primærresipienten for Hydro Porsgrunn) tilsvarende 46 ng/kg vv 2,3,7,8 TCDD ekvivalenter (Berge og Knutzen, 1989), mens en ved Jomfruland (30 km fra Hydros utslipp) har funnet 9.3 ng/kg (Knutzen og Oehme, 1988). Konsentrasjonen ved Jomfruland er altså ca. 8 ganger høyere enn høyeste konsentrasjon funnet i Hvalerområdet der konsentrasjonsnivået følgelig må karakteriseres som lavt/moderate.

8.3 PCDF/PCDD i blåskjell

Rådata for "dioksinanalysene" ses i vedlegg B. I tillegg til de stasjoner som er vist i figur 20 ble imidlertid også blåskjell fra Råssö analysert, analyseresultatet fra denne stasjonen (5.57 ng/kg vv) var imidlertid pga. dårlig gjennvinning meget usikkert (se vedlegg C) og er derfor ikke tatt med i diskusjonen.

Bakgrunnsnivå for "dioksin" i blåskjell er antatt å være <0.5 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter på Skagerrakkysten (Knutzen, 1988) mens det på Vestlandet og nordover kan synes noe lavere (0.1-0.2 ng/kg vv. 2,3,7,8-TCDD ekv. NIVA/NILU upubliserte data). Ut fra dette synes blåskjell fra Sponvika således å ha en overkonsentrasjon på minimum 4 ganger, mens skjell fra stasjonene N-Asmaløy og Løperen ligger på eller noe over bakgrunnsnivå. På lokaliteten Sponvika dreier det seg om tydelig, men moderat grad av belastning. Nivået i Hvalerområdet

ligger under det man har registrert i Kristiansandsfjorden, der man har en punktkilde på 5-10 g TCDD ekv. pr. år og mindre enn 2 % av det som er funnet i Breviksfjorden (Berge og Knutzen, 1991).

Blåskjell lever nær overflaten der de filtrerer ut partikler fra vannet. Dersom dioksininnholdet i utslipp til resipienten er knyttet til partikler i overflatevannet, er det rimelig at det er i disse en vil detektere overkonsentrasjon.

8.4 PCDF/PCDD i krabbe

Dioksininnholdet i krabbe fra Sponvika var 19.5 pg/g (SUM 2,3,7,8-TEQ, nordisk modell) (se vedlegg E) og må regnes som lavt/moderat, og ~~bare svakt over det som er observert lenger syd på Skagerrakkysten.~~ De laveste konsentrasjoner i krabbe på den svenske vestkysten ble funnet langt fra potensielle punktkilder i den ytre skjærgård NV av Varberg (Hallbäck, 1987) der konsentrasjonen var 18 pg/g TCDD ekv (Eadon-ekvivalenter) (tilsvarer 14 pg/g TCDD ekv. nordisk modell) og altså tilnærmet det samme som ble funnet i krabber fra ytre del av Iddefjorden. I undersøkelsene utført av Hallbäck (1987) ble det også analysert 2 hannkrabber fra munningen av Iddefjorden/Singlefjorden. Konsentrasjonene i disse var 56 pg/g TCDD ekv. nordisk modell) og vesentlig høyere enn det som ble funnet i denne undersøkelsen.

De høyeste konsentrasjoner på den svenske vestkyst ble funnet i nærheten av treforedlingsindustri (Värdö) der konsentrasjonen i 1985 og 1986 var henholdsvis 460 og 124 pg/g TCDD ekv. (Eadon) (tilsvarer 336 og 89 pg/g TCDD ekv. nordisk modell). Spesielt høyt var innholdet av de meget giftige komponentene 2,3,7,8-TCDD og 2,3,7,8-TCDF (Hallbäck, 1987). Generelt sett lå konsentrasjonen av "dioksiner" i hannkrabber på den svenske vestkyst noe over det en skulle forvente i upåvirkede områder. Det må imidlertid bemerkes at et slikt bakgrunnsnivå ennå ikke er tilfredsstillende etablert.

Et meget høyt innhold av klorerte dioksiner og dibenzofuraner fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk er påvist i krabbe fra Grenlandsområdet (Knutzen og Oehme, 1988). De høyeste konsentrasjoner ble funnet i Frierfjorden (998 pg/g TCDD ekv.), mens en i Langesundsbukta (Såstein) fant noe lavere konsentrasjoner (135 pg/g TCDD ekv.).

8.5 Vurdering av innholdet av PCDF/PCDD i organismer

Totalt sett synes dioksininnholdet i biota å være relativt lavt innenfor Hvalerområdet og nær kysten i svensk/norsk grenseområdet og en synes ikke å kunne spore noen vesentlig PCDF/D påvirkning fra utslipp til Glomma eller fra Iddefjorden.

Sponvika har den høyeste konsentrasjon av "dioksin" både for torsk, blåskjell og ål (kun på fettbasis), og ville isolert kunne antyde at en har hatt en liten lokal dioksinkilde i dette området. Kun blåskjell viste imidlertid tydelige overkonsentrasjoner på denne stasjon. Analysene av krabbe fanget i 1990 tyder likevel ikke på at en har noen vesentlig dioksinpåvirkning i Iddefjorden idag. Resultatene fra 1985 reiser da spørsmålet om det har funnet sted en reduksjon av "dioksinbelastningen" i området?

Av dokumenterte dioksinkilder i tilgrensende områder er Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk i Grenlandsområdet den mest betydelige, men også treforedlingsindustri på den svenske vestkysten har utslipp som gir opphav til overkonsentrasjoner. En må også anta at treforedlingsindustrien på norsk side (Borregard, Saugbruksforeningen) har vært en dioksinkilde, samt at en har en mer diffus belastning fra forbrenningsanlegg, biler, etc..

Disse kilder gir imidlertid ikke opphav til overkonsentrasjoner av "dioksin" innenfor Hvalerøyene med unntak av i blåskjell fra Iddefjordens munning.

De noe høyere konsentrasjoner i torskelever på Torbjørnskjær enn innenfor Hvalerøyene kan tyde på at den helt ytre skjærgård er noe påvirket av langtransporterte forurensninger (havstrømmer). For slik transport må en anta at Hvalerøyene og tildels også Kosterøyene virker skjermende, slik at de indre kystområder blir mindre berørt.

Den øvre grense for tolerabelt ukentlig - livslangt - inntak av "dioksiner" er 35 pg/kg kroppsvekt 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (dvs. i underkant av 2.5 ng pr. uke for en person på 70 kg). For å oppfylle ukekvoten - uten annen eksponering - må en konsumere henholdsvis 128 g krabbesmør fra Iddefjorden, 200g torskelever fra Sponvika, 2 kg ål fanget ved Kjøkø eller 2.7 kg blåskjell fra området ved Sponvika pr. uke.

9 TOKSAFEN OG KLORDAN I FISK OG BLÅSKJELL – RESULTATER OG DISKUSJON

Maksimalkonsentrasjonen av toksafen og klordan i torsk og ål ses i fig. 21. Konsentrasjonen av toksafen og klordan må blant annet pga. den analysemetode som er benyttet (GC-ECD), oppfattes som maksimalverdier (se vedlegg B og C). Toksafen og klordan ble ikke påvist i blåskjell.

Toksafen

Maksimalverdiene for toksafen funnet i torskelever ligger på nær 1500 µg/kg fett ved Kjøkø mens den laveste maksimalverdien ble funnet ved Sponvika (280 µg/kg) (fig.21). Prøven av torskelever fra Kjøkø ble også analysert ved hjelp av GC-MS for eventuelt med sikkerhet å kunne identifisere de toksafener som synes være tilstede utifra GC-ECD analysene (se vedlegg C). Torskelever prøven fra Kjøkø ble valgt ut til GC-MS analyse pga. dennes, relativt sett høye tokasfenverdi.

Toksafener kunne imidlertid ikke identifiseres utifra utført GC-MS analyse. De forbindelser som en antok var toksafen, viste seg å være rester av PCB. Siden GC-MS analysen hadde høyere deteksjonsgrense enn GC-ECD analysen står en tilbake med de utførte GC-ECD analyser som (se fig. 21) som må oppfattes som maksimalverdier. Utifra den gjennomførte GC-MS analyse av toksafen kan det tyde på at disse maksimalverdier ligger godt over de virkelige konsentrasjoner.

I ål ble den høyeste maksimale toksafenkonsentrasjon funnet i Sponvika (ca 800 µg/kg, fett), mens det ikke ble påvist toksafen i ål ved Akerøya. På den svenske vestkyst er det analysert for toksafen i laks, ørret og makrell (Andersson et al. 1988). Den høyeste midlere konsentrasjon funnet der var i laks (2800 µg/kg, fett), mens den laveste konsentrasjonen ble funnet i ørret (1200 µg/kg, fett). Det ser derfor ut til at konsentrasjonen av toksafen i Hvalerområdet og i svensk/norsk grensefarvann er av samme størrelse eller mindre enn det en tidligere har funnet på den svenske vestkyst. Sammenligningen er imidlertid usikker, idet samme fiskeslag ikke er analysert. Konsentrasjonen av toksafen i torskelever fra Vestertana, <15 µg/kg fett (Koistinen et al., 1989) er vesentlig lavere enn det som er funnet i fisk fra den svenske vestkyst.

Klordan

Maksimalverdier for γ -klordan i torskelever ble kun bestemt i prøve fra Kjøkø og innenfor Akerøya, mens α -klordan også kunne detekteres ved Sponvika og ved Råssö (fig. 21). Maksimal konsentrasjonen α -klordan i torsk var ca. 5 ganger høyere enn γ -klordan på de to stasjoner der begge former ble detektert (fig.21). Gamma (γ)-klordan ble ikke funnet i ål. Den høyeste totalkonsentrasjon av klordan ($\alpha+\gamma$) var 33.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett.

Siden klordan kvantifiseres ulikt innen forskjellige undersøkelser, er sammenligninger problematiske spesielt når en i denne undersøkelsen opererer med maksimalkonsentrasjon. Andersson et al. (1988) har undersøkt klordaninnholdet i laks, ørret og makrell på den svenske vestkyst. De inkluderte imidlertid også trans-nanachlor og oxychloridan i tillegg til γ -klordan α -klordan, som analysene begrenser seg til i foreliggende undersøkelse. Den høyeste midlere konsentrasjonen funnet av Andersson et al. var 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett funnet i makrell, mens den laveste middel- konsentrasjon var 80 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett, funnet i ørret.

I torskelever fra Vestertana ble det i 1987 og 1988 funnet henholdsvis 216 og 163 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (Koistinen et al., 1989), men også denne undersøkelsen inkluderte trans-nanachlor og oxychloridan i tillegg til γ -klordan α -klordan.

GC-MS-analyser av klordan ble ikke utført.

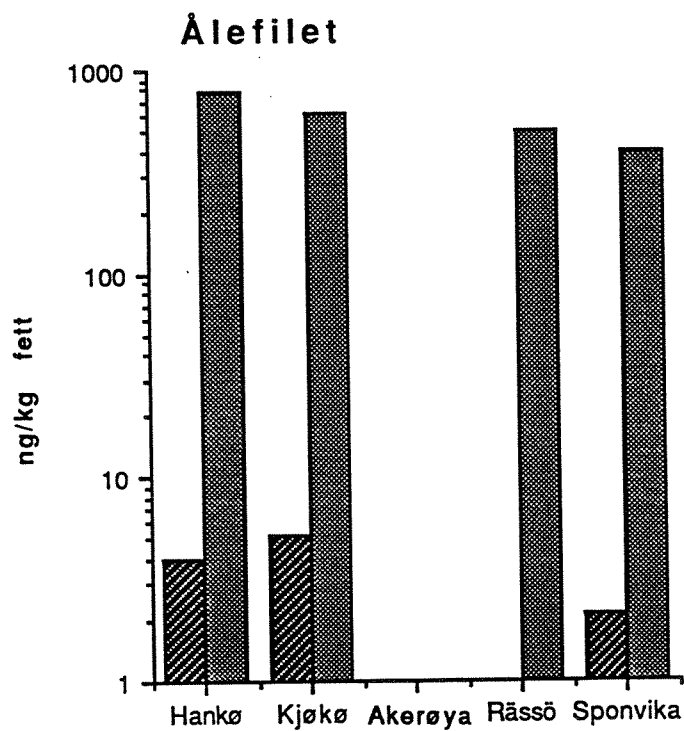
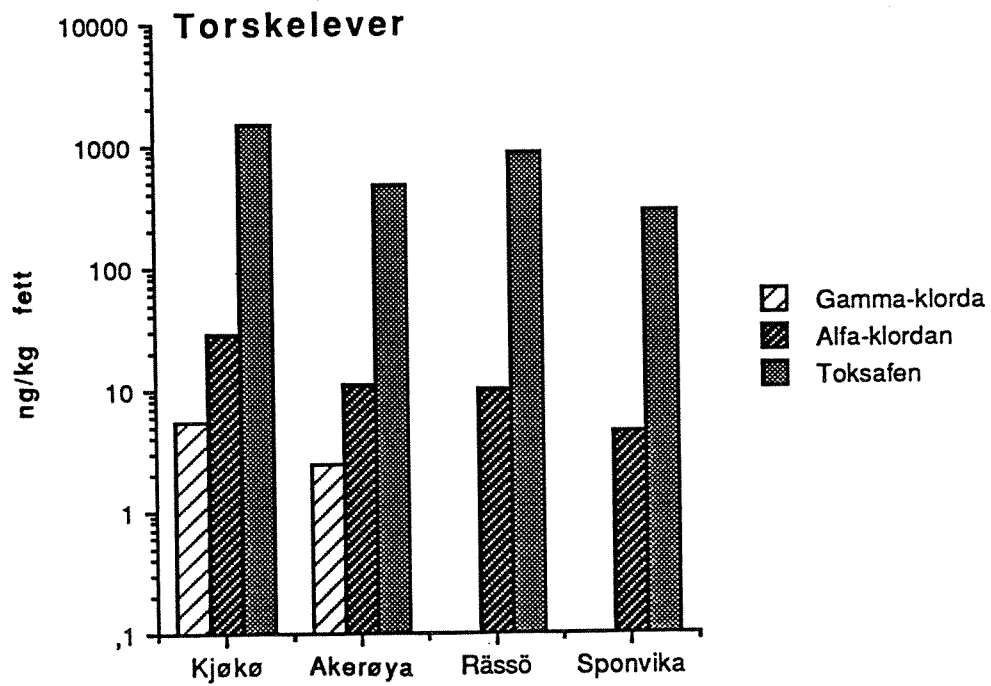


Fig.21. Maksimalverdier av toksafen og klordan i torskelever og ålefiletpå ulike stasjoner. Merk: Verdiene er maksimalverdier.

10 POLYKLORERTE BIFENYLER (PCB) OG ANDRE KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK OG SKALLDYR – RESULTATER OG DISKUSJON

10.1 PCB i blåskjell

Resultatene av PCB analyser og andre utvalgte klororganiske forbindelser er gjengitt i vedleggstabell 8. I fig. 22 er konsentrasjonen av Σ "PCB"₇ i blåskjell på de ulike stasjoner vist. Konsentrasjonen av Σ "PCB"₇ var under det man antar er bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Σ "PCB"₇ = ca. 5 µg/kg v.v., k=1.5) på alle stasjoner med unntak av Papper der konsentrasjonen var ca. 7 ganger større (ca. 33 µg/kg v.v.). Det må imidlertid tas forbehold for den usikkerhet det knytter seg til bruken av omregningsfaktoren k=1.5 (se avsnitt 5.2, side 17). Ved bruk av en omregningsfaktor k=2.4 ville imidlertid ikke endre på konklusjonen om Papper som eneste stasjon med konsentrasjoner over bakgrunnsnivå.

Den laveste konsentrasjonen ble funnet i blåskjell fra Råssö (0.13 µg/kg v.v.). Den høyeste konsentrasjonen på svensk side av riksgrensen ble funnet i blåskjell fra Nord-Hällsöen (1.24 µg/kg v.v.). Det synes som konsentrasjonene i den østre del av området innenfor Hvalerøyene (Singløya, Sponvika) hadde lavere verdier enn i den vestre del (N-Asmaløy, Papper). Ser man på de stasjoner som ligger utenfor området som omkranses av Hvalerøyene (Missingen, Tisler, Nord-Hällsö, N-Koster, Tjärnö og Råssö er det vanskelig å identifisere klare geografiske gradienter.

Tidligere analyser av PCB i blåskjell på 7 stasjoner i Hvaler området (Knutzen, 1984) er utført ved kvantifisering mot en teknisk standard og identifiserer ikke enkeltisomere. Den verdien for konsentrasjonen av Σ "PCB"₇ som oppgis i denne undersøkelsen er derfor ikke direkte sammenlignbar med tidligere analyser. For analyser på fisk må en multiplisere Σ PCB₇ beregnet på basis av de syv isomerene som her er benyttet med en faktor for å kunne sammenligne verdiene med tidligere analyser basert på kvantifisering mot en teknisk standard (se avsnitt 5.2).

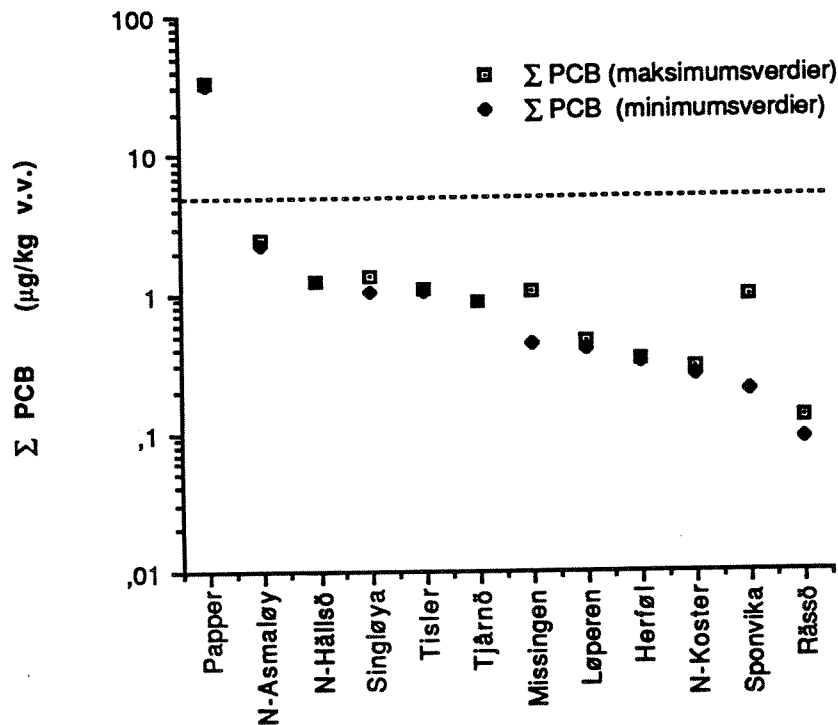


Fig.22. Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell på de ulike stasjoner (rangert etter avtagende konsentrasjon) i Koster/Hvaler området. Stiplet linje antyder øvre grense for bakgrunnskonsentrasjon i diffust belastede områder. For ΣPCB_7 (max) er deteksjonsgrensen medregnet for de komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen. I ΣPCB_7 (min.) er komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen ikke medregnet.

Dersom en antar et tilsvarende forhold for blåskjell som i torsk (Marthinsen et al. 1991) og benytter faktoren 1.5 ($\Sigma PCB = 1.5 \Sigma PCB_7$) kan en omregne de konsentrasjonene som ble funnet i 1981 (Knutzen, 1984), slik at de kan sammenlignes med de som ble funnet i denne undersøkelsen (1988). Ved en slik omregning der en også har antatt et

midlere vanninnhold i blåskjell på 14.4% (tilsvarende middelverdien for foreliggende undersøkelsen), finner en konsentrasjoner i området 1-8 µg/kg v.v. for 6 av de 7 stasjoner som da ble undersøkt. På den syvende stasjonen (st. 67 = Øra) ble det imidlertid funnet vesentlig høyere konsentrasjoner (ca. 90 µg/kg v.v.). Det ble imidlertid ikke funnet blåskjell i Øraområdet i 1989.

Tabell 11. Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i blåskjell i Hvalerområdet i 1981 (beregnet verdi basert på data i Knutzen (1984), $k=1.5$) og 1989 i µg/kg v.v..

Stasjoner	1981	1989
Papper ¹	8.1	33
Løperen	6.6	0.4-0.5
Sponvika	1.49	0.2-1
N-Asmaløy ¹	3.7	2.3-2.5

¹ Stasjonen i 1981 og 1989 var ikke helt identisk.

Ved sammenligningen mellom verdier funnet i 1981 og 1989 (tabell 11) må det tas forbehold knyttet til den benyttede omregningsfaktoren ($k=1.5$) og at de analyserte stasjoner ikke er helt identiske. Siden den benyttede omregningsfaktor $k=1.5$ muligens er noe for lav (se avsnitt 5.2) vil 1981 verdiene i tabell 10 også kunne være noe overestimert.

Entydige endringer i konsentrasjonene av PCB i blåskjell innefor Hvalerøyene siden 1981 er derfor vanskelig å spore (se tabell 11). Eksempelvis var konsentrasjonen i blåskjell fra Sponvika og N-Asmaløyområdet i 1981 i samme nivå som i 1989 mens konsentrasjonen i blåskjell fra Løperen viste en klar reduksjon. Samtidig viste konsentrasjonen i skjell fra Papper området en økning.

De noe høyere konsentrasjoner av PCB funnet ved Papper er vanskelig å forklare. Lokaliteten ligger relativt beskyttet (ankringsplass for mindre båter) og en har lokalt en base for mindre fiskefartøy. Også i 1981 ble de høyeste konsentrasjoner (foruten Øra) funnet nær Papperhavn.

Grenser for innhold av PCB i blåskjell til konsum er ikke etablert i Norge. I USA opererer man med en grenseverdi på ca. 1300 µg/kg v.v. (tilsvarende 2000 µg/kg v.v. analysert på basis av industriell standard) og altså en faktor på ca 40 større enn det som her ble funnet på Papper. Dette betyr at innholdet av PCB i blåskjell innenfor Hvalerøyene og i svensk/norsk grensefarvann må antas å ikke være noe næringsmiddelhygienisk problem.

Konsentrasjonen av de ulike PCB-isomerer ses i vedleggstabell 8. Generelt bidro PCB-153, PCB-138 og PCB-101 mer til totalkonsentrasjonen enn de øvrige 4 isomerer. I blåskjell fra Papper bidro imidlertid også PCB-52 betydelig. En har idag lite data fra analyser av individuelle PCB-isomerer av blåskjell. En videre diskusjon av disse data vil derfor ikke bli foretatt.

10.2 HCB i blåskjell

Konsentrasjonen av HCB i blåskjell ses i fig. 23. Blåskjell fra de øvrige stasjoner (Missingen, Papper, N-Asmaløy, Singløya, Sponvika) ble analysert i en annen analyseserie der deteksjonsgrensen var 0.15 µg/kg v.v. Alle analyseneverdier for disse stasjoner lå under denne deteksjonsgrensen.

Høyeste konsentrasjon i svensk/norsk grensefarvann ble funnet på N-Koster (0.22 µg/kg v.v.), mens konsentrasjonen i blåskjell fra Løperen og Råssö lå under deteksjonsgrensen (0.01µg/kg v.v.).

Et høyt bakgrunnsnivå av HCB i blåskjell i diffust belastede områder antas å ligge i området rundt 0.2 µg/kg v.v. (Knutzen og Skei, 1990), mens maksimalkonsentrasjonen anbefalt i skalldyr til konsum i Danmark og Sverige er 200 µg/kg v.v. (Anon., 1990). Konsentrasjonen av HCB i blåskjell ligger således på alle stasjoner nær eller under det en antar er et høyt normalnivå i diffust belastede områder og langt under anbefalte maksimalverdier i skjell til konsum.

I undersøkelser av HCB-innholdet i blåskjell fra Hvalerområdet i 1981 lå konsentrasjonen i området 0.04-0.17 µg/kg v.v. når en unntar blåskjell tatt nær Øra-området, der konsentrasjonen var vesentlig høyere (3.3 µg/kg v.v. tilsvarende 23.1 µg/kg t.v.). Denne høye konsentrasjonen ble antydnet å være forårsaket av en lokal kilde. Det tyder derfor på at konsentrasjonen av HCB er redusert på enkelte

stasjoner. Eksempelvis var konsentrasjonen av HCB i Løperen-området (st.21, st.28, Knutzen, 1984) ca. $0.2 \mu\text{g}/\text{kg v.v.}$ ($1-1.2 \mu\text{g}/\text{kg t.v.}$), mens den i 1989 var $<0.01 \mu\text{g}/\text{kg v.v.}$.

Meget lave konsentrasjoner ($<0.01 \mu\text{g}/\text{kg}$) ble funnet både nord i undersøkelsesområdet (Løperen) og i syd (Råssö), mens de høyeste konsentrasjoner ble funnet nær riksgrensen på stasjonene N-Koster og Tisler (fig.23).

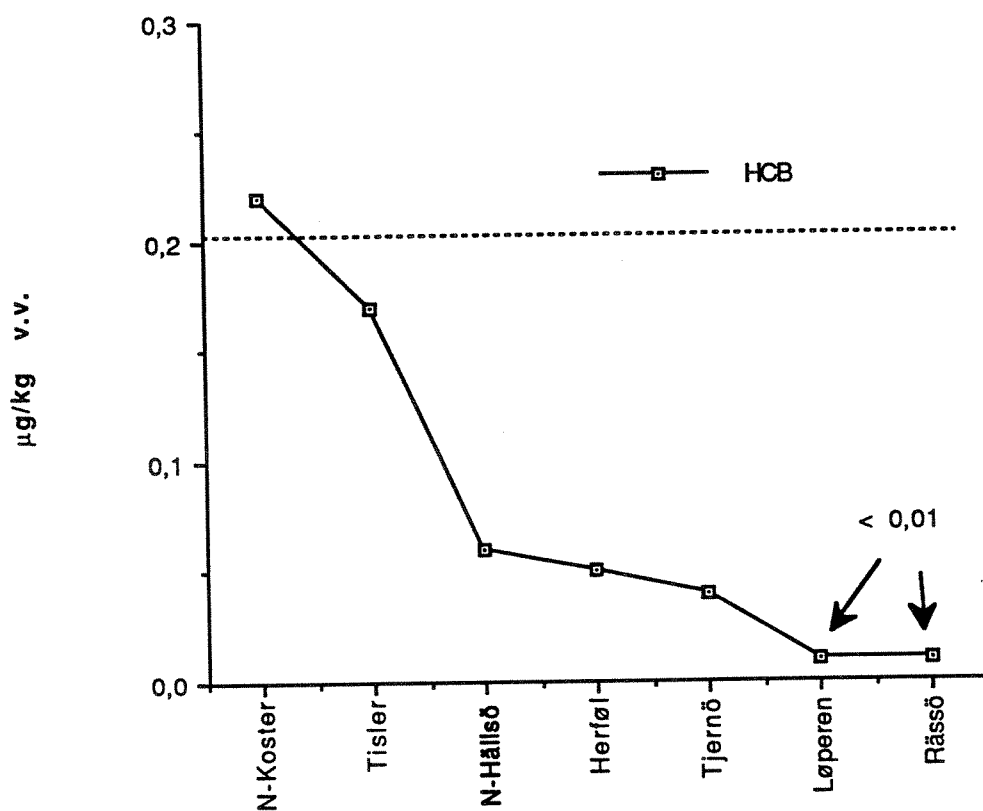


Fig.23. Konsentrasjonen av HCB i blåskjell fra svensk/norsk grensefarvann. Deteksjonsgrense $0.01 \mu\text{g}/\text{kg v.v.}$. Konsentrasjonsnivået mellom de to stiplede linjer angir nivået for øvre grense for konsentrasjoner i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990).

10.3 DDT i blåskjell

De høyeste konsentrasjoner av DDT i blåskjell ble funnet ved Singløya (fig.24) der konsentrasjonen av Σ "DDT" var maksimalt 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., mens konsentrasjonen av p,p-DDE var 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.. Σ "DDT" inkluderer konsentrasjonen av DDT, p,p- DDD og p,p-DDE(se avsnitt 5.2). Den laveste konsentrasjonen ble funnet i Løperen (p,p-DDE < 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.). Rådata for konsentrasjonene av DDT ses i vedleggstabell 17. Konsentrasjonen av p,p-DDE i Hvalerområdet i 1981 (Knutzen, 1984) lå i området 0.04-0.17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. når en unntar stasjonen ved Øra der konsentrasjonene var 9.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v..

I diffust belastede områder regner en at de maksimale bakgrunns-konsentrasjoner for DDT i blåskjell ligger nær 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Knutzen og Skei, 1990). Ingen av de undersøkte stasjoner i 1989 (st. 67=Øra untatt) hadde et Σ "DDT" nivå over et slikt bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen p,p-DDE funnet i blåskjell fra Sponvika i 1981 var 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v (1.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.), mens den var tilnærmet det samme i 1989 (0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.). Konsentrasjonen i blåskjell fra Løperen var imidlertid redusert i 1989 sammenlignet med det en fant i 1981 (0.2-0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v).

Innholdet av DDT i blåskjell i denne undersøkelsen er 3-5 størrelsesordener lavere enn det som er anbefalt som øvre grense for innholdet i muslinger til konsum i Danmark (2000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., Anon., 1990).

10.4 Lindan (γ -HCH) og α -HCH i blåskjell

Konsentrasjonen av Lindan (γ -heksaklorcykloheksan= γ -HCH) og α -heksaklorcykloheksan(α -HCH) ses i fig.25. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på stasjonen ved Papper. Konsentrasjonen av γ -HCH i blåskjell fra Papper var 0.39 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.(vedleggstabell 8). Dette er ca. en størrelsesorden lavere enn den laveste konsentrasjonen funnet i Hvaler-området i 1981 (Knutzen, 1984). Konsentrasjonen av α -HCH ser også ut til å være redusert på noen stasjoner (tabell 12). Konsentrasjonsreduksjonen kan skyldes at bruken av Lindan er blitt redusert i løpet av 1980-tallet.

I Sverige ble i praksis all bruk av Lindan forbudt i 1988 (Annon., 1989), mens en i Norge de siste 10 år har hatt et varierende forbruk av Lindan med kun en svak antydning av reduksjon i omsetningen (fig. 26).

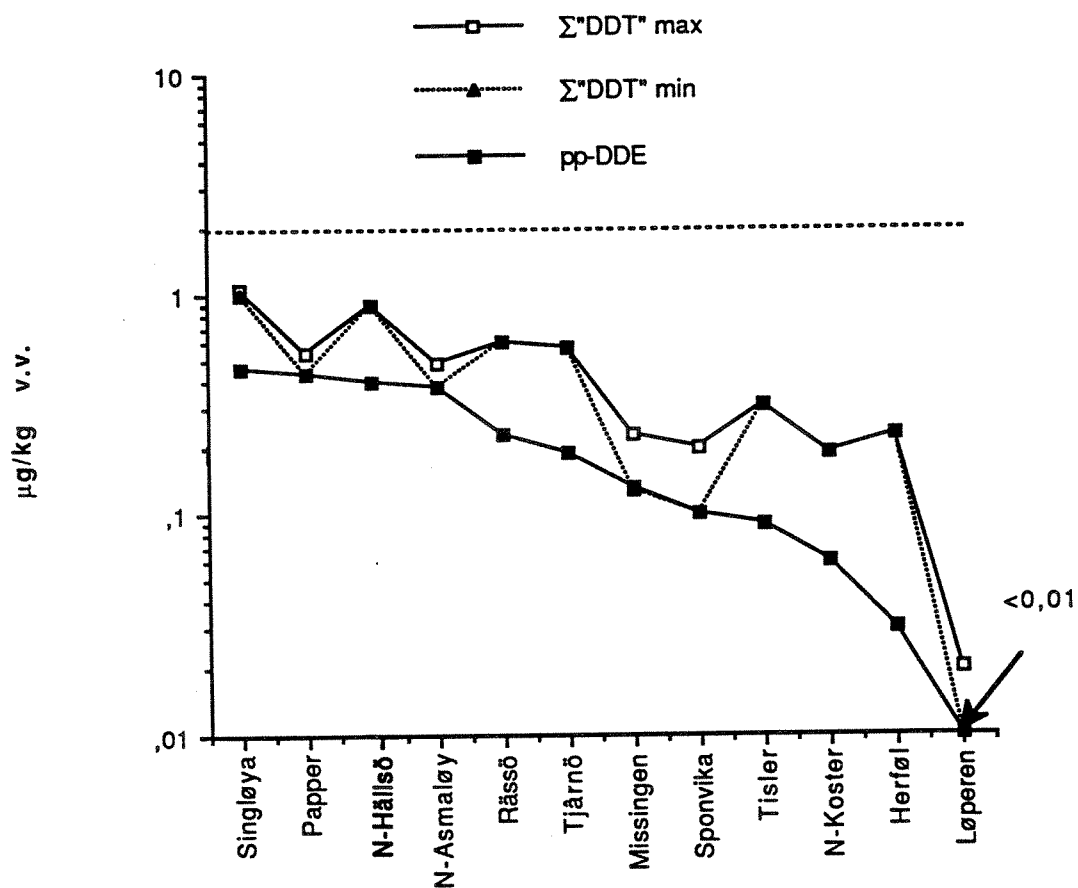


Fig. 24. Konsentrasjonen av p,p-DDE og Σ "DDT" (Σ "DDT" = p,p-DDE + p,p-DDD). For Σ "DDT" (max) er deteksjonsgrensen medregnet for de komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen. I Σ "DDT" (min.) er komponenter der konsentrasjonen lå under deteksjonsgrensen ikke medregnet. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon av p,p-DDE.

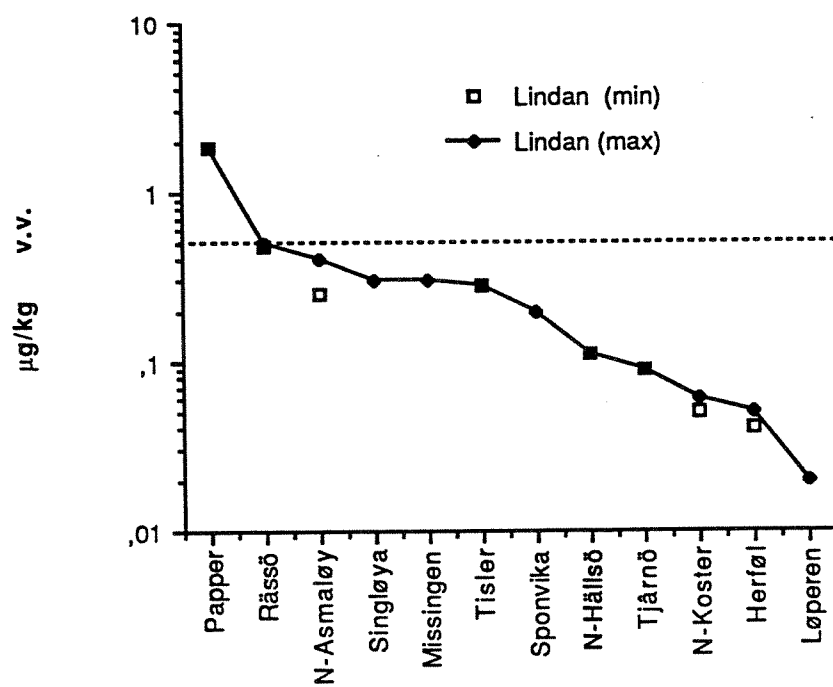


Fig.25. Konsentrasjonen av Lindan (γ -heksaklorcykloheksan og α -heksaklorcykloheksan) i blåskjell fra ulike stasjoner i Hvaler/Koster-området.

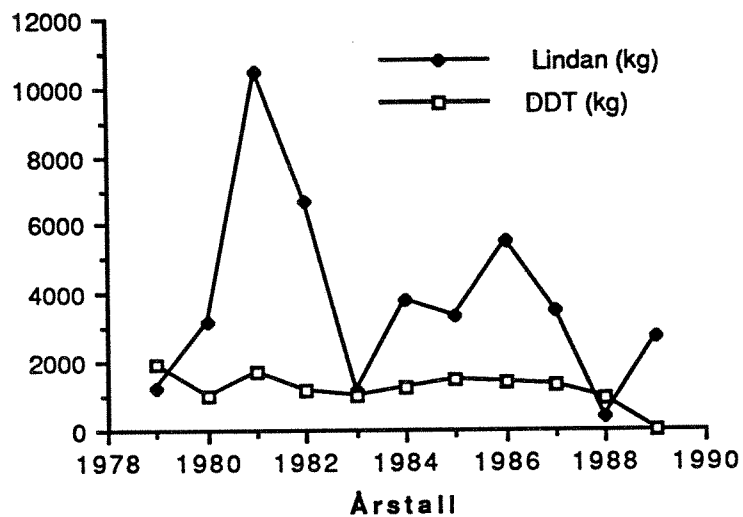


Fig.26. Årlige omsetning av DDT og Lindan i Norge i perioden 1979-1989. (Data fra Landbrukets Giftnemnd) .

Tabell 12. Konsentrasjonen av α -HCH i blåskjell i Hvalerområdet i 1981 og 1989 i $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.. (1981 data er omregnet fra tørrvektsbasis i Knutzen, 1984).

Stasjoner	1981	1989
Papper ¹	5.24	1.42
Løperen	1.1 ²	<0.01
Sponvika	0.04	<0.1

1) Stasjonen i 1981 og 1982 var ikke helt identisk.

2) Gjennomsnittsverdi for to stasjoner i Løperen i 1981.

10.5 PCB i torsk og ål

Rådata for analyser av klororganiske forbindelser i ålefilet og torskelever finnes i vedleggstabell 9 og 10. For sammenligning med bakgrunnsverdier og med grenser for innhold av de ulike komponenter i næringsmidler er konsentrasjonene omregnet til våtvektsbasis på bakgrunn av fettinnholdet i henholdsvis ålefilet og torskelever.

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i torskelever og ålefilet var høyest nær munningen av Glomas østre løp på stasjonen ved Kjøkø (fig.27), der konsentrasjonen var henholdsvis 4.1 og 0.49 $\mu\text{g/g}$ v.v.. I torskelever var det også noe høyere konsentrasjoner ved Faretangen (Glomma's vestre løp), mens det i torskelever på de øvrige 8 stasjoner var jevne konsentrasjoner i området 0.4–0.9 $\mu\text{g/g}$ v.v..

Konsentrasjonen av PCB i torskelever lå på stasjonene Kjøkø, Faretangen og Herføl over en antatt øvre grense for bakgrunnskonsentrasjonen i diffust belastede områder uten klare punktkilder dvs. $\Sigma\text{PCB}_7 = \text{ca. } 0.7 \mu\text{g/g}$ v.v. (omregnet fra Knutzen og Skei, 1990 på basis av omregningsfaktor $k=1.5$ tatt fra Marthinsen et al. 1991). Til sammenligning kan nevnes at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av ΣPCB_7 (summen av PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) i torsk fra nordlige deler av Nordsjøen i perioden 1979–1987 var 0.422 $\mu\text{g/g}$ v.v., mens den utenfor kysten av Nederland var 3.3 $\mu\text{g/g}$ v.v. (de Boer, 1988). Det synes derfor som om den benyttede bakgrunnskonsentrasjon på 0.7 $\mu\text{g/g}$ v.v. er noe lav sett i lys av konsentrasjonen i den nordlige delen av Nordsjøen.

Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i torskelever på stasjonene Herføl, Dynekil og Tjärnö var henholdsvis 0.84, 0.4 og 0.6 $\mu\text{g/g}$ v.v.. Disse verdier er 84–33 % av de verdier som etter omregning fra Tot. PCB til ΣPCB_7 ble funnet i de samme områder i forundersøkelsen gjennomført i 1988 (se tabell 4).

Bakgrunnskonsentrasjoner for PCB er ikke etablert for ål. For annen fet fisk som laks og sild oppgis et bakgrunnsnivå for totalmengde PCB på henholdsvis 0.05 og 0.1 $\mu\text{g/g}$ v.v. (Knutzen og Skei 1990). Dette betyr at konsentrasjonen av ΣPCB_7 i ål fra Kjøkø klart overstiger disse verdier. På stasjonene Faretangen, Råssö, Sponvika og Dynekil har en noe lavere verdier i området 0.05–0.1 $\mu\text{g/g}$ v.v.. Tar en hensyn til at en kun har analysert 7 kongenerer av PCB, må en anta at også disse verdier ligger noe i overkant av bakgrunnsverdien for fet fisk. (omregnet til ΣPCB_7 skulle bakgrunnsverdien i laks og sild tilsvare ca 0.03 og 0.06 $\mu\text{g/g}$ v.v..). På stasjonene Tjärnö, Herføl, Hankø, Akerøya og Singløya har en de laveste verdiene (0.03–0.05 $\mu\text{g/g}$ v.v.).

Standarder for øvre grense av total mengde PCB i fiskelever og fiskekjøtt til konsum i Sverige er oppgitt til henholdsvis 5 og 2 $\mu\text{g/g}$ vv (Anonym, 1990). Disse grenseverdier må imidlertid for å kunne sammenlignes med de analyseresultater som presenteres i denne undersøkelsen divideres med en faktor $k = \text{ca } 1.5$ (se kap.5.2). Dette gir nye grenseverdier for ΣPCB i fiskelever og fiskekjøtt til konsum på henholdsvis ca 3.3 og 1.3 $\mu\text{g/g}$ vv. og betyr at konsentrasjonen i torskelever fra Kjøkø ligger over denne grense. Mens konsentrasjonen i ål ligger under denne grensen på alle stasjoner.

Også i 1981 ble det registrert konsentrasjoner av PCB i Hvalerområdet som var i overkant av bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen av ΣPCB funnet i 1981 ved Øra var ca 4 $\mu\text{g/g}$ v.v. (omregnet fra data oppgitt i Knutzen, 1984, $k=1.5$) dvs. omtrent det samme som ble funnet ved Kjøkø i 1989 (4.1 $\mu\text{g/g}$ v.v.).

Den laveste konsentrasjonen av PCB observert i 1981 var ca. 1.1 $\mu\text{g/g}$ v.v. beregnet som ΣPCB_7 (omregnet fra data oppgitt av Knutzen, 1984, $k=1.5$) funnet ved Kirkøy. Dette er noe høyere, men relativt nær de laveste konsentrasjonene som ble funnet i 1989 (Dynekilens munning=0.4, Singløya 0.45 $\mu\text{g/g}$ v.v.). Med det forbehold som ligger i omregningen av de konsentrasjonene som ble funnet i 1980, ser det derfor ut til at konsentrasjonsnivået av PCB i torskelever ikke har endret seg vesentlig i perioden 1981-1989. En tilsvarende uendret konsentrasjon er funnet i torskelever fra Nordsjøen i perioden 1979-1987 (de Boer, 1988).

Marthinsen et al. (1991) antyder imidlertid at det har vært en reduksjon i PCB-innholdet i skrubbe fra Hvalerområdet i 80-årene pga forbudet mot bruk av PCB fra 1988.

Ser en på området utenfor Hvalerøyene (Hankø-Råssö) så er konsentrasjonen av PCB i torskelever relativt jevn (0.4-0.85 $\mu\text{g/g}$ v.v.) og lik konsentrasjonen i den østre delen av området innenfor Hvalerøyene (Sponvika, Singløya). Dette antyder at en ikke har vesentlige geografiske PCB-gradienter utover det som gis av de to stasjonene som ligger nærmest henholdsvis Glommas østre og vestre løp (Kjøkø og Faretangen). Dette betyr videre at konsentrasjonen av PCB i torsk nær Glommas munning er i underkant av det man finner i den sydlige del av Nordsjøen, mens områdene utenfor Hvalerområdet har tilnærmet samme belastningsgrad som sentrale og nordlige deler av Nordsjøen.

Resultatene til Staveland (1990) viser at en i 1988 hadde signifikante forskjeller i konsentrasjonen av PCB i torskelever fra området ved Glommas munning (1.75 $\mu\text{g/g}$ vv.) og området godt utenfor Hvalerøyene (Torbjørnskjær: 0.89 $\mu\text{g/g}$ vv., Søsterøyene: 0.51 $\mu\text{g/g}$ vv.). Konsentrasjonen på en stasjon utenfor Hvalerøyene mellom Asmaløy og Tisler (i Glommas hovedløp) hadde noe lavere konsentrasjon (1.2 $\mu\text{g/g}$ vv.) enn ved Glommas munning, men noe over det som her er funnet i torskelever utenfor Hvalerøyene.

Skei (1984) antyder at utlekking fra fyllingen ved Øra er en betydelig PCB kilde. De forhøyede konsentrasjoner funnet ved Faretangen antyder at fyllingen ved Øra ikke er eneste kilde for PCB i området. Forhøyede konsentrasjoner både ved Kjøkø og Faretangen antyder også PCB kilde(er) lokalisert høyere oppe i Glomma.

I ål har en imidlertid ikke noe entydig konsentrasjonshopp mellom Faretangen og de øvrige stasjoner utenfor Hvalerøyene.

Konsentrasjonen av de ulike PCB kongenerer i torskelever og ålefilet på de ulike stasjoner ses i figurene 28 og 29 . I begge tilfeller ligger konsentrasjonen av PCB-118, PCB-138 og PCB-153, noe høyere enn i de øvrige 4 kongenerer. Tilsvarende ble funnet i torskeler av Staveland (1990).

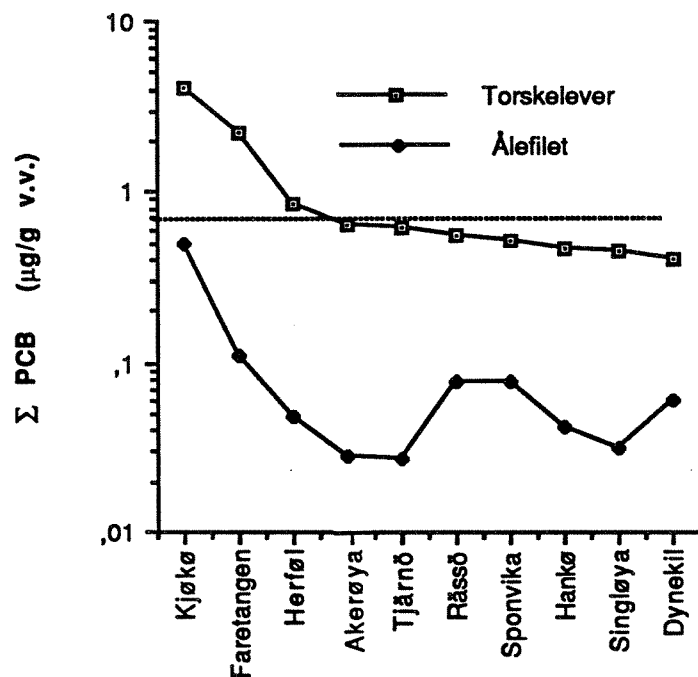


Fig.27. Konsentrasjonen av Σ -PCB₇ ($\mu\text{g/g v.v.}$) i torskelever og ålefilet fra Hvaler/Koster-området i 1989. Σ PCB₇ = PCB-28 + PCB-52 + PCB-101 + PCB-118 + PCB-138 + PCB-153 + PCB-180. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon i ålefilet. Stiplet linje antyder øvre grense for bakgrunnsnivå (Omregnet etter Knutzen og Skei, 1990, K=2.5).

Det er en lineær sammenheng mellom konsentrasjonen i torskelever og ålefilet for alle de ulike PCB-kongenerer (fig.30-33). Dette gjenspeiler at miljøpåvirkningen med PCB er såpass sterk at forskjeller i de to arters biologi (næring, habitat, vandringsmønster) ikke er tilstrekkelig til å viske ut sammenhengen mellom belastning og konsentrasjon i de to fiskearter på samme stasjon.

Den konsentrasjonen av PCB som her er funnet i torskelever fra Kjøkø er såpass høy at den bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Ved en slik vurdering bør en legge til grunn at hovedtyngden av fiske etter torsk i området rundt Kjøkø og Faretangen er fritidsfiske, men at det også leveres noe torsk fra dette området til Skagerrakfisk.

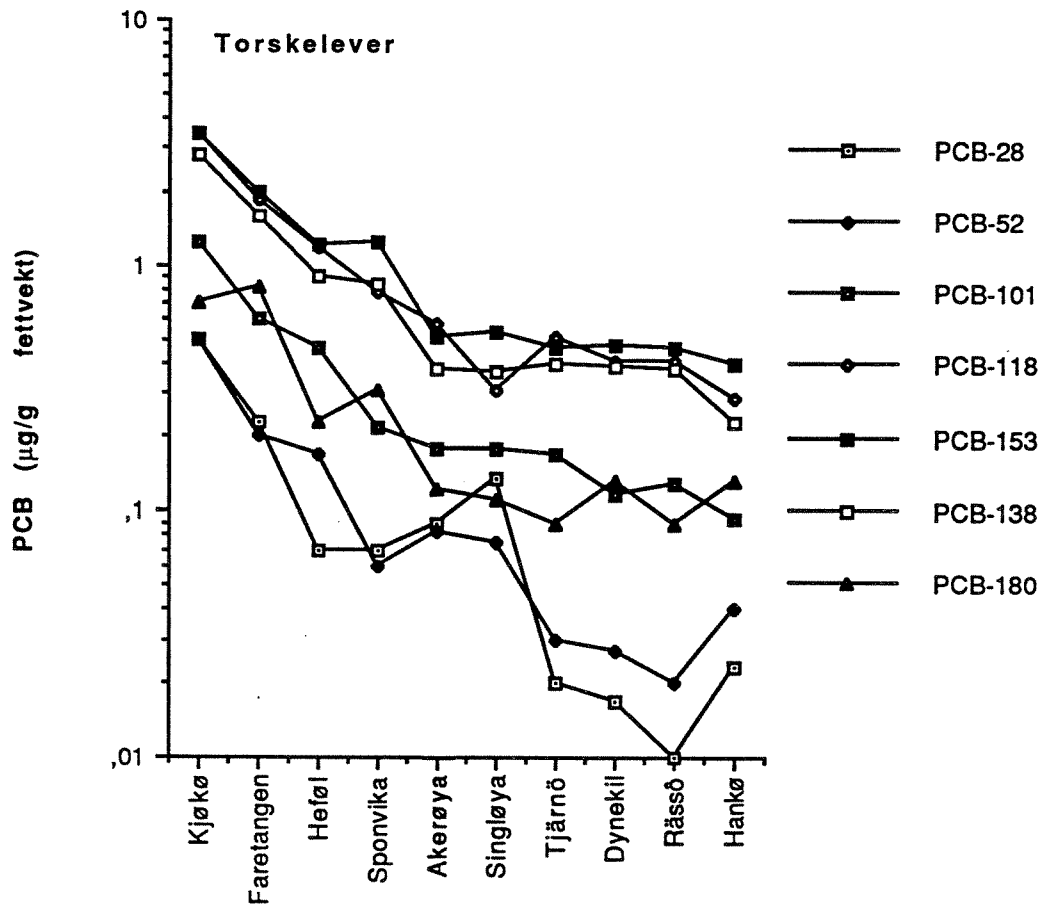


Fig.28. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$ fettvekt) av de ulike PCB kongenerer i torskelver på de ulike stasjoner. Merk at stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon (ΣPCB_7).

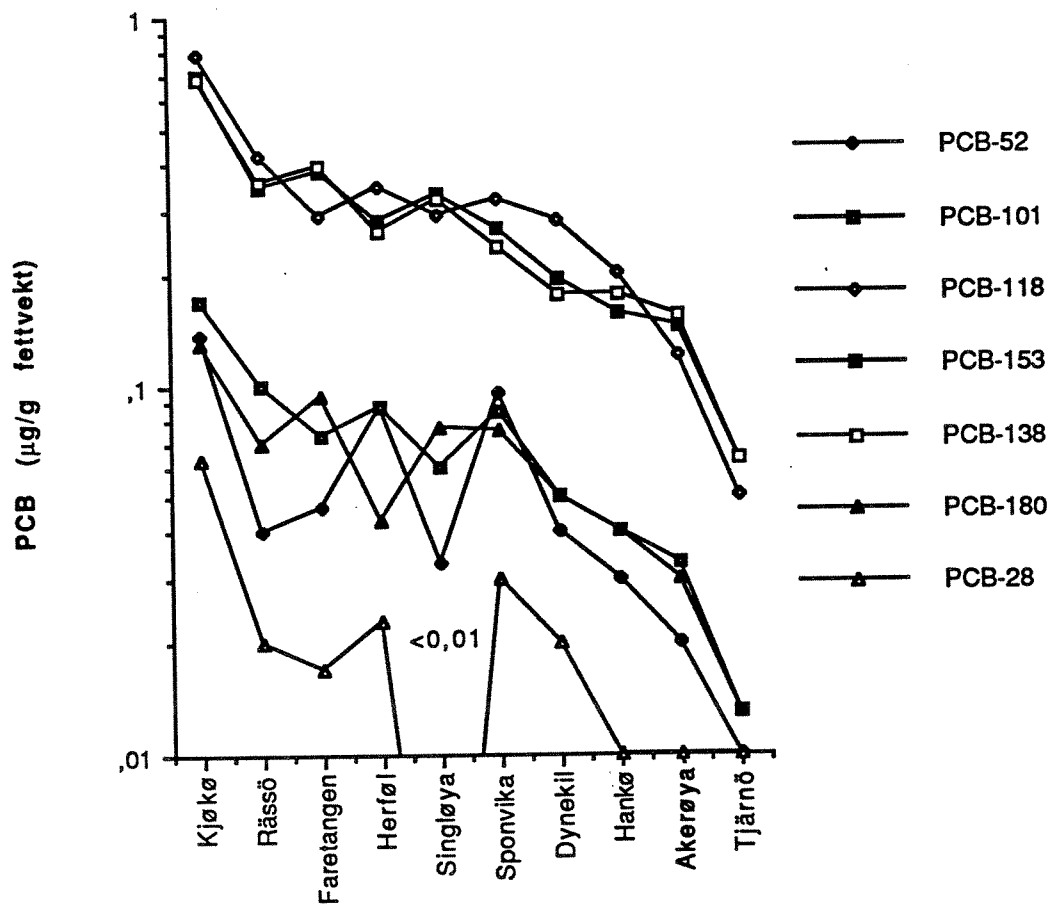


Fig.29. Konsentrasjonen (µg/g fettvekt) av de ulike PCB kongenerer i ålefilet på de ulike stasjoner. Merk at stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon (ΣPCB_7).

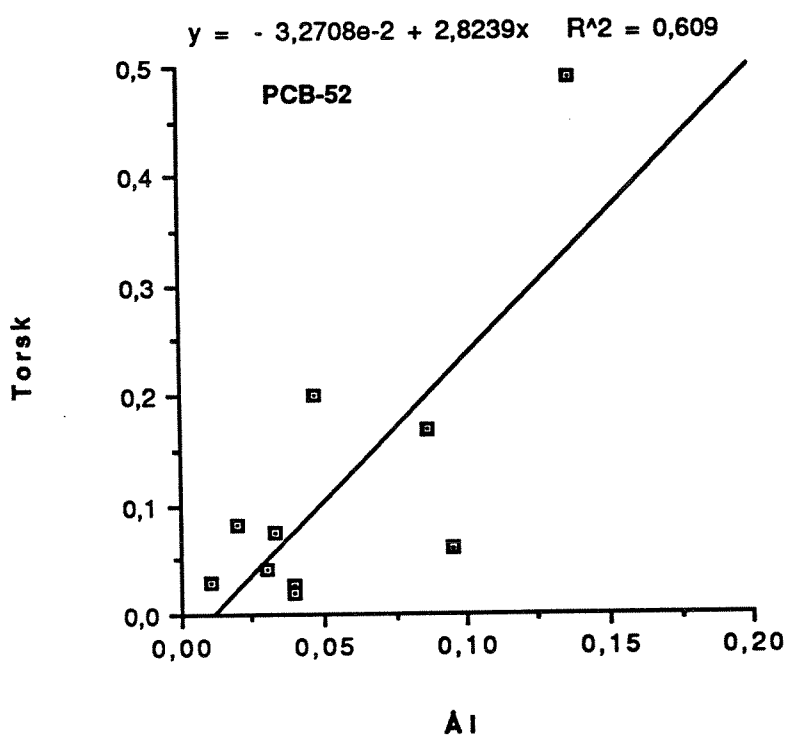
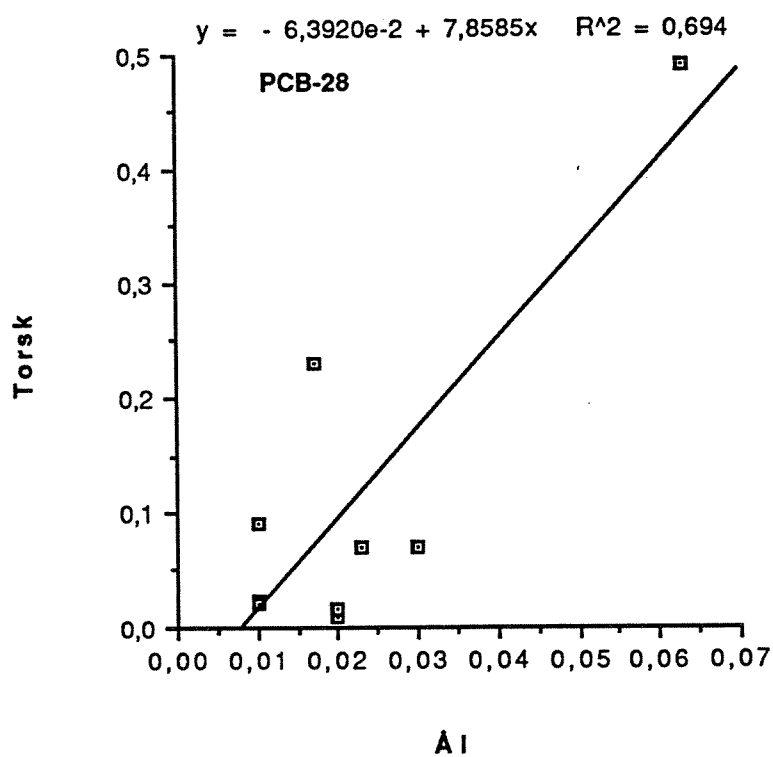


Fig. 30. Konsentrasjonen av PCB-28 og PCB-52 i torskelever som funksjon av tilsvarende isomer i ålefilet.

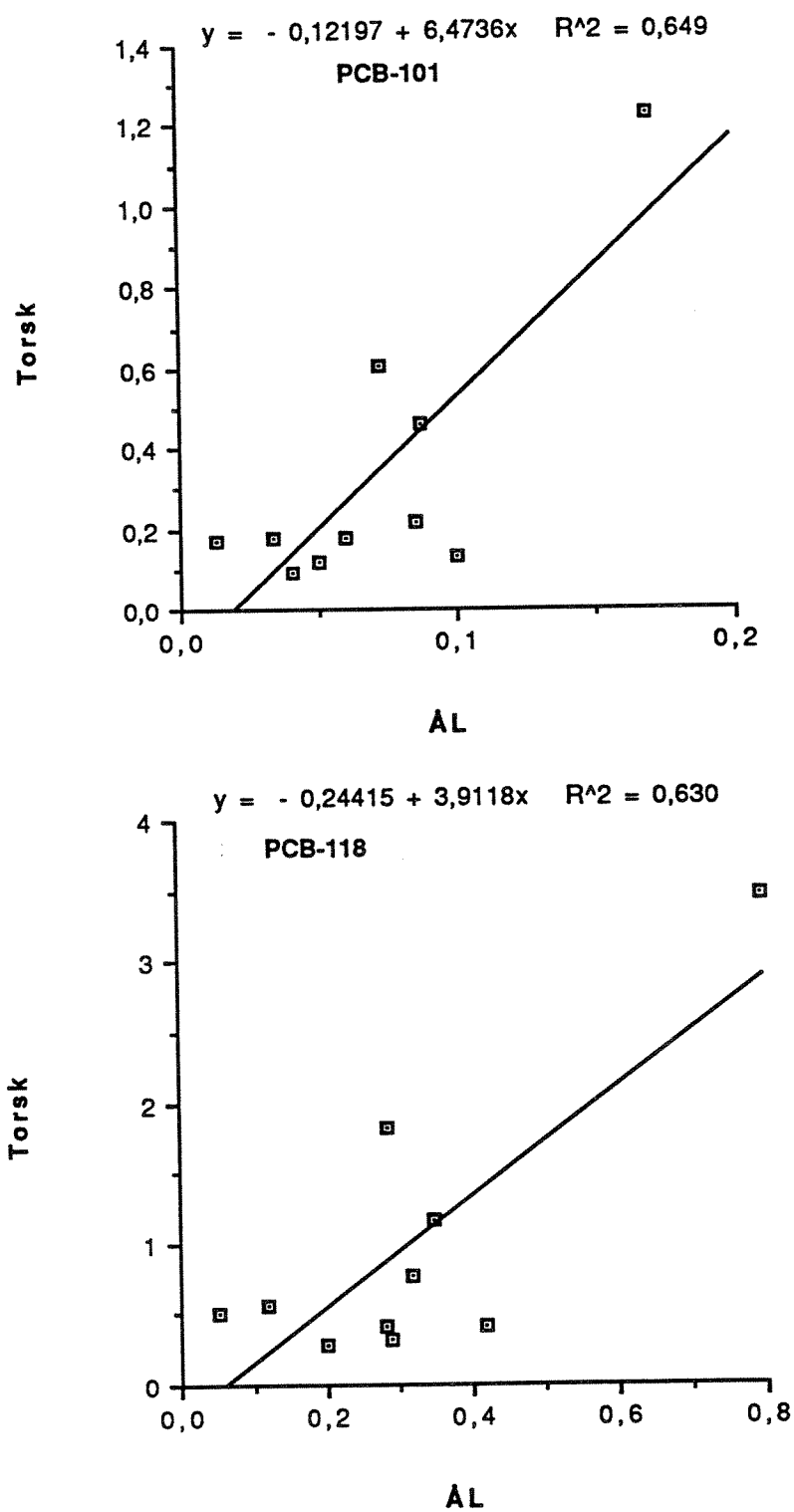


Fig. 31. Konsentrasjonen av PCB-101 og PCB-118 i torskelever som funksjon av tilsvarende isomer i ålefilet.

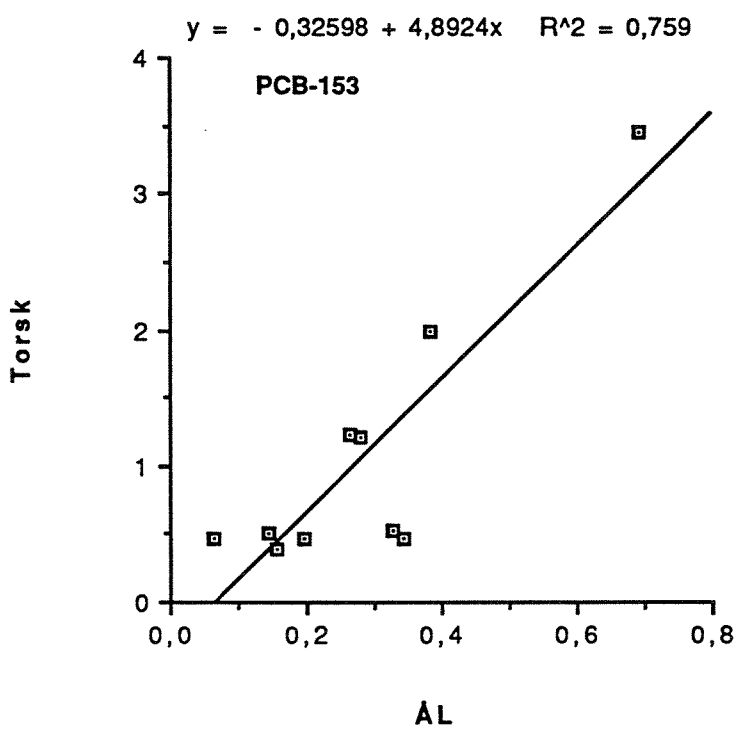
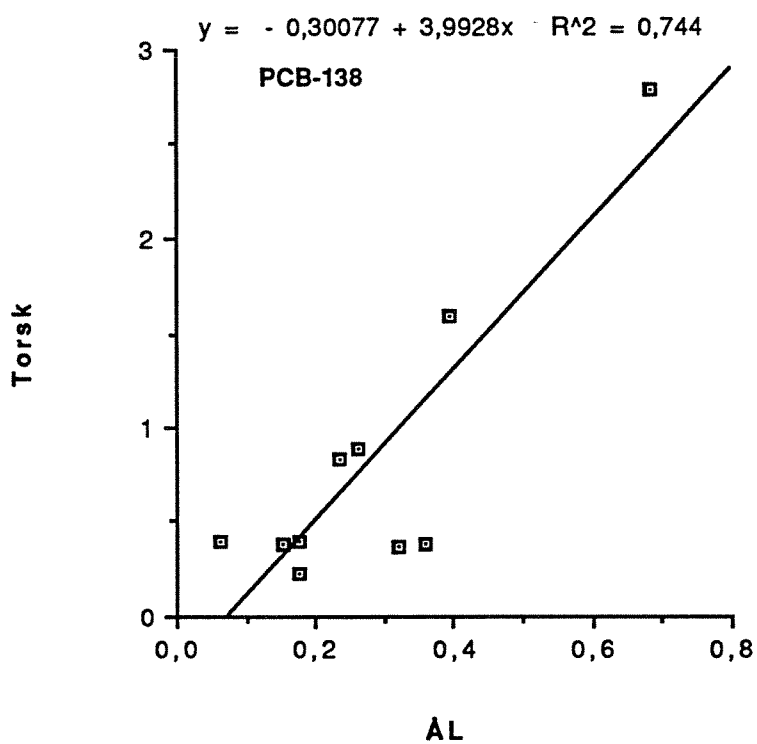


Fig. 32. Konsentrasjonen av PCB-138 og PCB-153 i torskelever som funksjon av tilsvarende isomer i ålefilet.

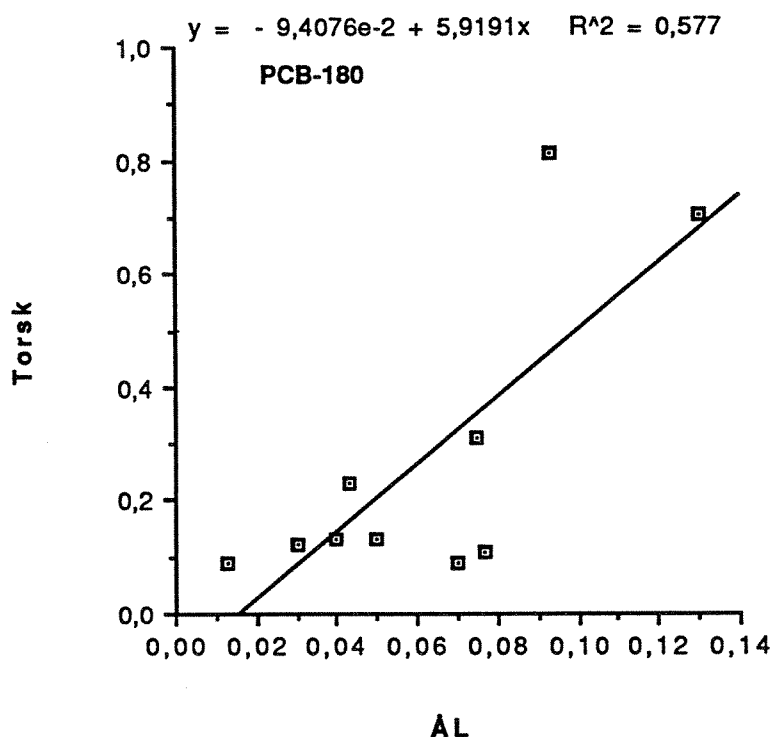


Fig. 33. Konsentrasjonen av PCB-180 i torskelever som funksjon av tilsvarende isomer i ålefilet.

10.6 HCB i torsk og ål

De høyeste konsentrasjoner av HCB ble både i torskelever og ålefilet funnet ved Kjøkø og Faretangen (opp til henholdsvis 0.09 og 0.04 $\mu\text{g/g}$ v.v., fig. 34). Rådata ses i vedleggstabell 9 og 10. I torskelever fra de 8 øvrige stasjoner var imidlertid konsentrasjonene jevne i området 0.007–0.018 $\mu\text{g/g}$ v.v., mens de i ål på alle stasjoner lå noe lavere, dvs. i området 0.001– 0.003 $\mu\text{g/g}$ v.v..

Det var en rimelig god sammenheng mellom konsentrasjonen i ålefilet og torskelever når en tar med de to stasjoner som hadde de høyeste konsentrasjoner (Kjøkø, Faretangen) (se fig.35). Sammenhengen bryter imidlertid sammen dersom en kun tar med konsentrasjoner som ligger under 0.02 ($\mu\text{g/g}$ v.v.).

I 1980 ble det fra Øra-området målt konsentrasjoner av HCB i torskelever tilsvarende 0.2 $\mu\text{g/g}$ v.v. på gjennomsnittsbasis (10 fisk) (Knutzen, 1984), dvs. noe høyere enn det som i 1989 ble funnet ved Kjøkø (0.088 $\mu\text{g/g}$ v.v.) og antyder således en nedgang i belastningen i

området.

Et høyt bakgrunnsnivå for HCB i torskelever i diffust belastede områder antas være 0.02 µg/g vv (Knutzen og Skei, 1990), mens noe tilsvarende bakgrunnsnivå ikke er etablert for ål. Dette betyr at torskelever fra både Kjøkkø og Faretangen er påvirket av HCB fra et eller flere utslipp i regionen. Konsentrasjonen på disse stasjoner er imidlertid ikke høyere enn at en kan karakterisere belastningen som moderat (cf Knutzen og Skei, 1990).

Den høyeste observerte konsentrasjon var 0.088 µg/g vv., funnet i torsk fra Kjøkkø (fig.34). Dette er under den konsentrasjon som er anbefalt som grenseverdi i fiskefilet til konsum i Sverige og Finland (0.2 µg/kg). De konsentrasjoner av HCB som her er funnet i torskelever og ålefilet skulle derfor ikke alene gi grunnlag noen nærmere vurdering ut fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt.

Kommersielt fiske etter ål blir foretatt i det området der en har de høyeste konsentrasjoner av HCB. Denne ålen blir dels levert til danske oppkjøpere som frakter ålen levende til Danmark (ca. hver annen uke) og dels (de minste) solgt til et oppføringsanlegg ved Greåker. Knapt noe ål blir levert for direkte konsum i Norge.

Konsentrasjonen i ål funnet ved Kjøkkø er ca 2 størrelsesordner lavere enn det en finner i de samme artene i Frierfjorden, der en intill 1990 har hatt en massiv HCB-foruresning (Knutzen og Green, 1990; Berge og Knutzen, 1989).

10.7 DDT i torsk og ål

Tilsvarende som for Σ "PCB" og HCB ble de høyeste konsentrasjonene av DDT både i torskelever og ålefilet funnet ved Kjøkkø (fig.36). Rådata ses i vedleggstabell 9 og 10. I torskelever lå konsentrasjonen på 3 stasjoner (Kjøkkø, Faretangen og Singløya) noe over det som er antatt å være maksimal bakgrunns-konsentrasjon (0.2 µg/g vv.) i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990). Konsentrasjonen av DDE i torskelever fra Øra i 1980 ble målt til 0.7 µg/g vv. Dette er ikke vesentlig forskjellig fra det som ble funnet ved Kjøkkø i 1989 (1.7 µg/g fettvekt= 0.55 µg/g vv.). Konsentrasjonen av DDT i torskelever nær Glommas munning (Kjøkkø, Faretangen) må sies å være moderat til markert forhøyet (cf. forslag til kriterier i Knutzen og Skei, 1990),

mens en på stasjoner på svensk side av riksgrensen (Dynekil, Råssö og Tjärnö) har relativt lave konsentrasjoner.

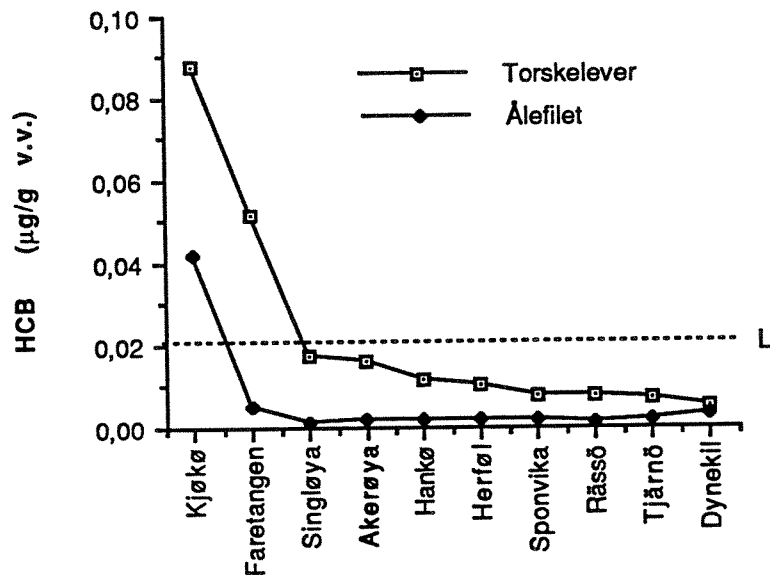


Fig.34. Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g v.v.}$) av heksaklorbenzen (HCB) i torskelever og ålefilet. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon i torskelver.

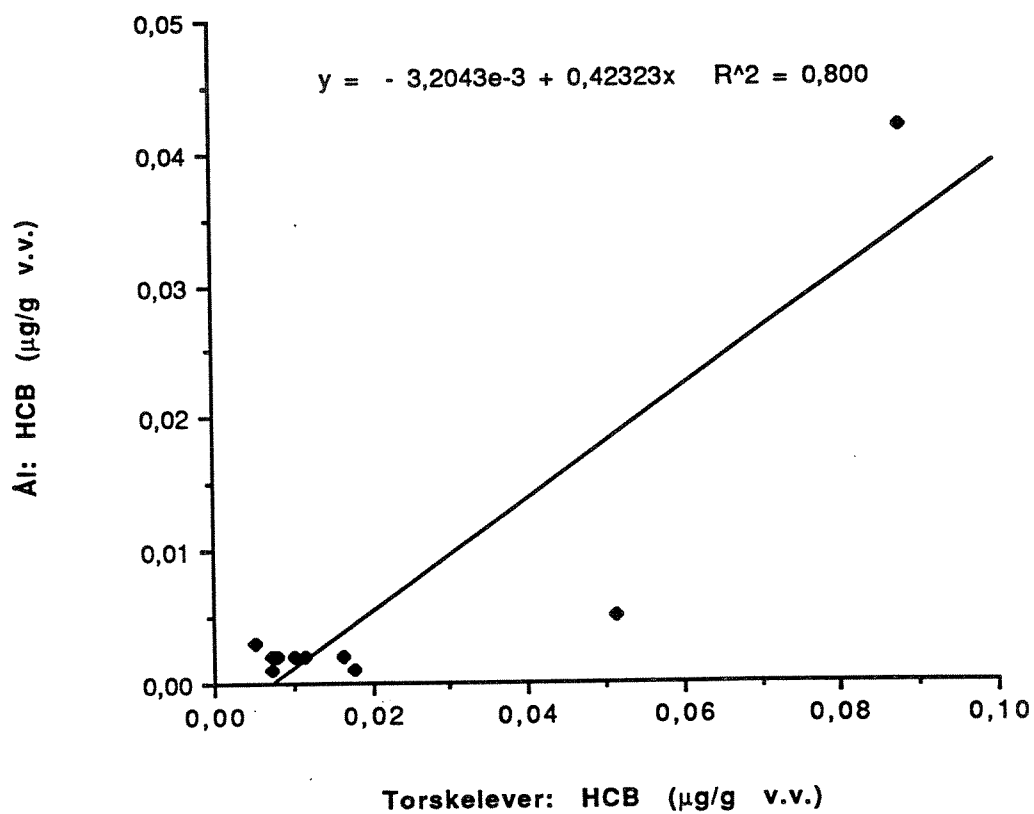


Fig.35. Konsentrasjonen av HCB i ålefilet som funksjon av konsentrasjonen i torskelever.

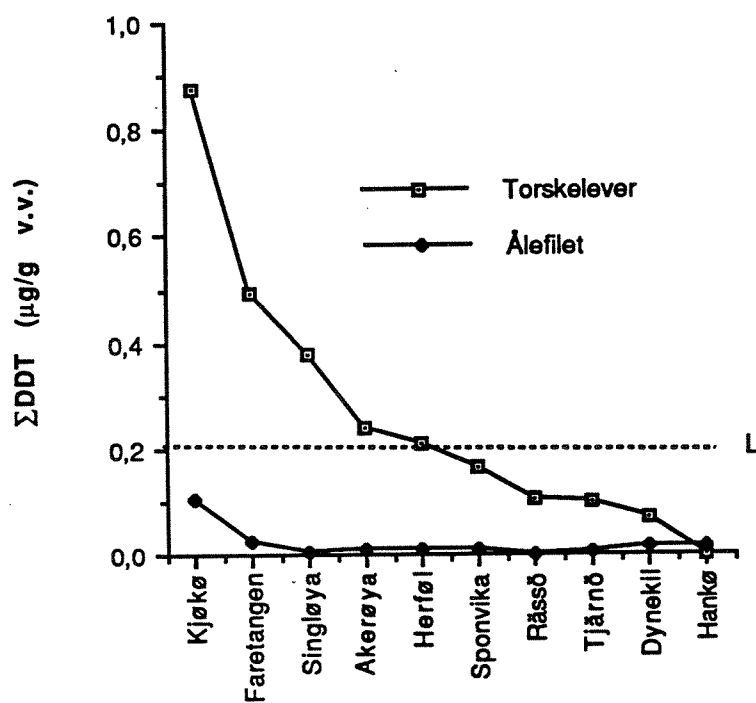


Fig.36. Konsentrasjonen av Σ "DDT" (Σ "DDT" = p,p-DDE + p,p-DDD) i torskelever og ålefilet på våtvektsbasis fra 10 stasjoner i Hvaler/Koster-området. Merk at stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon.

10.8 Lindan (γ -HCH) og α -HCH i torsk og ål

Konsentrasjonen av Lindan (Σ HCH) (Σ HCH= α -HCH og γ -HCH) i ål og torskelever ses i fig.37. Rådata ses i vedleggstabell 9 og 10. Konsentrasjonen i torskelever lå på alle stasjoner under eller svært nær det som er ansett som bakgrunnskonsentrasjonen i diffust belastede områder (0.05 μ g/g v.v., Knutzen og Skei, 1990) (se fig. 37). Konsentrasjonen av Σ HCH i ålefilet lå med unntak av stasjonen ved Sponvika lavere enn i torskelever. Konsentrasjonen av γ -HCH var høyere enn konsentrasjonen av α -HCH i både ålefilet og torskelever på alle stasjoner (Vedleggstabell 8 og 9)

Konsentrasjonen av Lindan i torskelever fanget på tre stasjoner i Hvaler-området i 1980 lå i området 0.01-0.03 μ g/g v.v (Knutzen, 1984), mens den for de som ble fanget på de 10 stasjoner som ble analysert i 1989, lå i området 0.02-0.06 (fig.). Det har derfor ikke vært noen tilsvarende reduksjon i HCH-innholdet i torskelever fra Hvaler-området som en fant i blåskjell (Avsnitt 10.4).

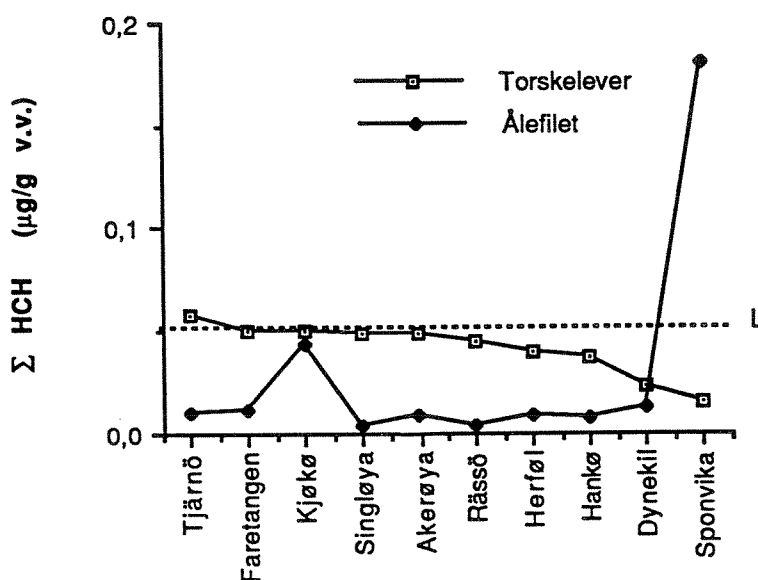


Fig.37. Konsentrasjonen av HCH (α -HCH+ γ -HCH) i torskelever og ålefilet på våtvektsbasis fra 10 stasjoner i Hvaler/Koster-området. Merk at stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon i torskelever.

10.9 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser i sjøkreps

Innholdet av klororganiske forbindelser i sjøkreps fra Ankerhausen og Grisebåen var nær deteksjonsgrensen ($0.01 \mu\text{g/g}$ fett) eller under denne for alle de analyserte komponenter (tabell 13). Kun PCB-101, PCB-153 og PCB-138 og p,p-DDE ble påvist i detekterbare mengder. Pga. det lave fettinnholdet i sjøkreps halene blir friskvektskonsentrasjonen minst 2 størrelsesordener lavere enn det som er vist i tabell 10. Det vil si at konsentrasjonen av summen av de analyserte PCB-isomerer (der en PCB-isomerer ikke er påvist, er deteksjonsgrensen tatt med i summen) blir $< 0.0008 \mu\text{g/g}$ vv. Tilsvarende finner en for p,p-DDE ved omregning henholdsvis 0.064 og $0.075 \mu\text{g/kg}$ vv i sjøkreps fra Ankerhausen og Grisebåen.

Sammenligning av de verdier som her er funnet i sjøkreps med verdier fra andre områder vanskeligjøres av mangelen på slike analyser og pga. at en i tidligere undersøkelser beregner total PCB-mengde basert på en industriell standard og ikke individuelle isomerer. De analysene som her er utført må derfor ses på som et bidrag til å få nye referansedata.

Tabell 13. Innholdet av PCB og noen andre klororganiske forbindelser i halekjøtt av sjøkreps (Nephrops norvegicus) fra to stasjoner i Hvaler/Koster- området. Deteksjonsgrense: 0.01 µg/g fett.
ip=ikke påvist (under deteksjonsgrensen).

Parameter	Ankerhausen (µg/g fett)	Grisebåen (µg/g fett)
5-CB	ip	ip
α-BHC	ip	ip
HCB	ip	ip
γ-BHC (Lindan)	ip	ip
p,p-DDE	0.01	0.01
p,p-DDE	ip	ip
PCB-28	ip	ip
PCB-52	ip	ip
PCB-101	0.01	ip
PCB-118	ip	ip
PCB-153	0.02	0.02
PCB-138	0.02	0.01
PCB-180	ip	ip
PCB209	ip	ip
% Tørrstoff	22.2	22.9
% Fett	0.66	0.75

10.10 PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser i taskekrabbe

I taskekrabbe (krabbesmør) fra Sponvika fant en lave konsentrasjoner av de ulike klororganiske forbindelser (Tabell 14).

Tabell 14. Innholdet av PCB og noen andre klororganiske forbindelser i krabbesmør av taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Sponvika.

Parameter	Sponvika (µg/g fett)
5-CB	<0.014
HCB	<0.014
p,p-DDE	0.098
PCB-28	<0.014
PCB-52	<0.014
PCB-101	<0.014
PCB-118	0.046
PCB-153	0.122
PCB-138	0.092
PCB-180	0.027
PCB209	<0.14
ΣPCB ₇	0.3
% Tørrstoff	37.2
% Fett	20.5

Påvisbare mengder ble kun funnet for p,p-DDE, PCB-118, PCB-153 og PCB-180. Konsentrasjonen av ΣPCB₇ og p,p-DDE fra Sponvika var imidlertid opptil det dobbelte av det som er funnet i krabbe fra Tisler og Hankø området (NIVA/NILU, upubliserte data)). Med forbehold om at få slike klororganiske analyser av krabber fra uforurensede områder er utført, konkluderes det med at de konsentrasjonene som her er funnet ligger nær bakgrunnsnivå.

11 EPOC1 I FISK OG TASKEKRABBE – RESULTATER OG DISKUSJON

Hensikten med å analysere ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) er å få et enkelt mål for totalinnholdet av lite nedbrytbare organiske forbindelser.

Beregnete verdier av EOPC1 i torsklever, ålefilet og taskekrabbe finnes i vedleggstabell 14. De analyserte verdier ligger i området 11-2057 og er bemerkelsesverdig høye. Bakgrunnsnivået av EPOC1 i fisk antydes å ligge i området <0.05-0.1 µg/g v.v. (Knutzen, 1987). I Kristiansandsfjorden ble det i 1988-1990 funnet konsentrasjoner av EPOC1 i området 1-5 µg/g v.v. i torskelever (Knutzen et al. 1991) mens en i den mer belastede Frierfjorden fant betydelig høyere konsentrasjoner (opptil 425 µg/g Cl fettløslig persistent organisk bundet klor, Ofstad et al 1978).

Konsentrasjoner av EPOC1 i krabbe fra Kristiansands-fjorden ligger i området 3-13 µg/g fett (Knutzen et al., 1991). Konsentrasjonen av EPOC1 i krabbene fra Sponvika må derfor anses som meget høye både i relasjon til det en har funnet i forurensede områder og sett i forhold til innholdet av andre klororganiske forbindelser i krabbene.

De konsentrasjoner som er fremkommet fra Hvaler/Koster- området ligger flere størrelsesordener høyere enn bakgrunnsnivå og også opptil 2 størrelsesordener høyere enn funnet i Kristiansandsfjorden i torskelever. De relative verdier harmonerte heller ikke med det en skulle forvente ut fra konsentrasjoner av andre klororganiske forbindelser. Det var ingen sammenheng hverken mellom avstand fra mulige kilder eller mellom konsentrasjonen av EOPC1 i torskelever og ålefilet.

Det må derfor totalt sett konkluderes med at resultatene fra analysene av EPOC1 sannsynligvis representerer en uoppklart analyseteknisk feil. Resultatene er derfor vurdert å være uegnet til å beskrive situasjonen i resipienten. Forbehold må imidlertid tas da dagens kjennskap til betydningen av EPOC1 som miljøparameter er meget begrenset. Dersom de verdier som er fremkommet i fisk og krabbe er reelle, må undersøkelsesområdet karakteriseres som betydelig påvirket av ukjente upolare klororganiske forbindelser. Det kan i denne forbindelse nevnes at Monfelt og Lindström (1989) fant ca 135-230 µg EOCl/g fett i lever av skrubbe fanget innefor Hvalerøyene og 35 µg EOCl/g fett på en stasjon utenfor, mao. en indikasjon på påvirkning av klororganisk stoff (EOCl=ekstraherbart organisk bundet klor og omfatter også ikke-persistente forbindelser, dvs. EPOC1>EOCl). Svenske undersøkelser

viser at en har en storskala spredning av adsorbent organisk bundet klor (AOX) via vassdrag (Enell et al. 1990). De største konsentrasjoner ble funnet i elver som munnar ut i Kattegatt og Skagerrak.

12 POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) – RESULTATER OG DISKUSJON

12.1 PAH i blåskjell

Konsentrasjonen av PAH i blåskjell var bemerkelsesverdig lav på alle stasjoner (se tabell 15 og vedleggstabell 11). Spesielt lave var innholdet av PAH på stasjonen Løperen og Råssö der konsentrasjonen var i samme nivå som i presumtivt uberørte områder som Alaska (Varansi et al., 1990).

Et antatt høyt "bakgrunnsnivå" for PAH i blåskjell i diffust belastede områder er 150 µg/kg v.v. (Knutzen og Skei, 1990). Dette betyr at selv innenfor Hvalerøyene (N-Asmaløy, Sponvika) der de analyserte konsentrasjonen var høyere enn utenfor (Løperen, Råssö), lå konsentrasjonen vesentlig lavere enn dette bakgrunnsnivået. Enkelte senere analyseresultater kan imidlertid tyde på at dette bakgrunnsnivået har vært estimert for høyt (se f.eks. Knutzen og Green 1990 og Næs et al., 1991).

Også i 1981 ble det funnet et lavt PAH-innhold i blåskjell fra Hvalerområdet (Knutzen, 1984). Konsentrasjonen av PAH i blåskjell fra munningen av Iddefjorden og fra Løperen (tilsvarer tilnærmet stasjonene Sponvika og Løperen i denne undersøkelse) var 37.6 og 35.0 µg/ v.v.(omregnet fra Knutzen, 1984) i 1981 og betyr at konsentrasjonene som allerede i 1981 var lave, muligens har gått ytterligere ned.

NIVA har imidlertid de par siste årene hatt ikke fullt oppklarte problemer med analyse av PAH i biologisk materiale (Knutzen, 1991). Mest har dette ytret seg ved usannsynlig lave konsentrasjoner i skjell fra områder utsatt for betydelig til sterk belastning (se Knutzen og Green, 1990 og Knutzen, 1991). Men en har også hatt tilfeller med usannsynlig høye konsentrasjoner (se avsnitt 12.2, side 95). Til sammen introduserer dette en generell usikkerhet mht. analyseresultatenes utsangskraft.

Med overstående forbehold tyder imidlertid PAH-analysene i blåskjell på en marginal PAH-belastning i overflatevannet .

Tabell 15. Innholdet av PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) i blåskjell (størrelse :4-6 cm) innsamlet fra Hvaler/Koster-området i 1989.

	N-Asmaløy	Sponvika	Løperen	Råssö
Sum PAH	20	13	2	2

12.2 PAH i ålefilet og torskelever

Ved førstegangsanalyse av PAH i torskelever og ålefilet lå enkelte verdier usannsynlig høyt. Eksempelvis 2584 og 511 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v i henholdsvis ål og torsk fra Faretangen. I et kreosot-påvirket område i Trondheimsfjorden er det til sammenligning funnet PAH-konsentrasjoner i torskelever opp til 86 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Rygg et al. 1984). En fikk derfor mistanke om at en eller annen type analysefeil måtte foreligge.

Reanalyse ble derfor foretatt på ålefilet fra alle stasjoner med unntak av Dynekil. Det var imidlertid kun tilstrekkelig vevsmateriale til å foreta reanalyse av torskelever fra Hankø. Rådata for PAH analyser av ålefilet og torskelever ses i vedleggstabell 12.

Konsentrasjonen av Σ PAH i ålefilet etter reanalyse ses i fig.38 (rådata ses i vedleggstabell 12). Resultatene av disse reanalyser ga konsentrasjoner som var opptil 2 størrelsesordener lavere enn ved første gangs analyse. Dette betyr at en ved reanalysen har kommet ned i konsentrasjoner som er sannsynlige (Knutzen, 1991). Reanalyse-resultatene synes også langt mer rimelige ut fra det en vet om forholdene i resipienten (dvs. ingen identifiserte store punktkilder). Det beklages at første gangs analyse ga gale resultater og at en står tilbake med PAH-resultater i torskelever kun fra Hankø.

I ål ble den høyeste PAH-konsentrasjonen funnet fra området utenfor Hankø og ved Glommas østre og vestre utløp (Kjøkø og Faratangen) mens

de laveste konsentrasjoner ble funnet på svensk side av riksgrensen (Råssö og Tjärnö). Konsentrasjonsforskjellen mellom høyeste og laveste konsentrasjon var imidlertid beskjedne (faktor=1.4), og liten grunn til å legge vekt på.

Konsentrasjonen av Σ PAH i torskelever fra Hankø var 50.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v..

Et antatt høyt bakgrunnsnivå av PAH i torskfilet og skrubbe er <20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Knutzen og Skei, 1990), mens en for ål har et for dårlig erfaringsgrunnlag til å kunne fastlegge et bakgrunnsnivå. Knutzen (1989) antyder at konsentrasjoner over 20-50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. må betraktes som indikasjoner på PAH belastning. Dette skulle således tilsi at en ikke har noen PAH belastning av betydning som lar seg manifestere på bakgrunn av analyseresultatene fra ålefilet. Konsentrasjonen funnet i Torskelever fra Hankø antyder muligens en liten belastning. Sett iforhold til konsentrasjoner av aromatiske hydrokarboner funnet i fisk på presumtivist uberørte områder i Alaska (Varansi et al. 1990) synes imidlertid konsentrasjonene fra Hvalerområdet å antyde sivilisatorisk påvirkning.

Potensielt kreftfremkallende komponenter ble funnet i ålefilet fra alle stasjoner (se vedleggstabell 12). Bakgrunnsnivå for slike komponenter i fisk er ikke eller lite undersøkt. Knutzen oppgir et bakgrunnsnivå for benzo(a)pyren på 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.. Konsentrasjoner av benzo(a)pyren over dette nivå ble funnet i både ål og torsk fra Hankø og i ål fra Faretangen, men ikke i ål fra de øvrige stasjoner og kunne således antyde en viss påvirkning på disse to stasjoner.

Opptak og utskillelse av PAH regnes for å være en relativt rask prosess (se Knutzen, 1989 med referanser) og kan skje etter ulike typer oljeutslipp, via føde og fra forurensede sedimenter. Mollusker har imidlertid mindre evne til å metabolisere aromatiske hydrokarboner enn fisk. Dette har medført at en selv etter relativt store oljeutslipp ("Exxon Valdez" i Alaska) har hatt vanskeligere for å spore forhøyede konsentrasjoner av aromatiske hydrokarboner i fiskefilet enn i mollusker (Varansi et al., 1990).

Det lave innholdet av PAH i blåskjell (særlig fra Løperen og Råssö) antyder at innholdet av PAH i overflatelaget generelt sett er ubetydelig. Resultatene fra ålefilet bekrefter denne antagelse. Konsentrasjonen i torskelever fra Hankø lå imidlertid i et område som muligens må betraktes som en indikasjon på PAH belastning (cf. Knutzen, 1989). Sedimentundersøkelser viser at en har overkonsentrasjoner (3-5 x bakgrunn) av PAH i området utenfor Hvalerøyene (Helland et al., 1990) og noe lavere konsentrasjoner (1.5-2.5 x bakgrunn) innenfor

(Næs, 1983). Det skal sannsynligvis en langt større belastning til før PAHpåvirkning kan etterspores i fiskefilet.

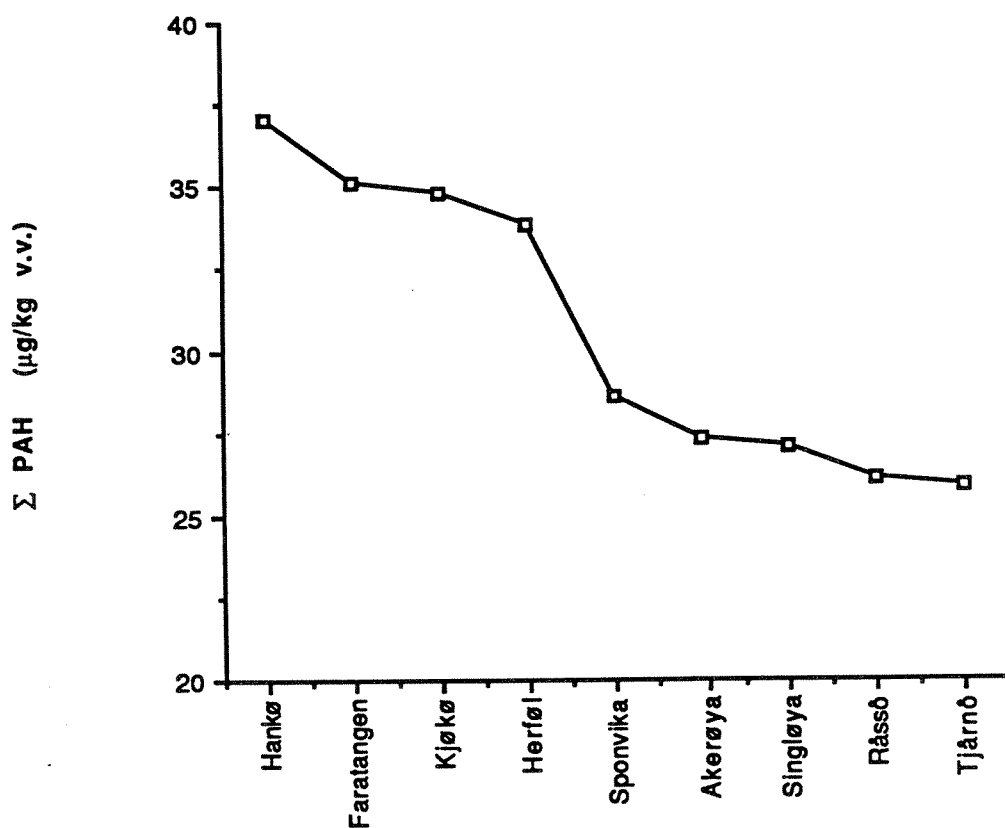


Fig.38. Konsentrasjonen av Σ PAH i ålefilet i Hvaler/Koster-området. Stasjonene er rangert etter avtagende konsentrasjon.

12.3 PAH i sjøkreps og taskekrabbe

Konsentrasjonen av PAH i sjøkreps fra Ankerhausen og Grisebåen synes lave (13.2 og 19.7 µg/kg v.v.). Også i krabbe fra Sponvika var innholdet av PAH lavt (dvs. 17.3 µg/kg v.v) og i samme nivå som funnet i sjøkreps utenfor Hvalerøyene. Rådata for PAH analyse i sjøkreps og krabbe ses i vedleggstabell 13.

13 OPPSUMMERENDE KOMMENTARER OG TILRÅDINGER

De kystnære områdene utenfor Hvalerområdet fremstår som lite til moderat forurenset på basis av miljøgiftinnholdet i organismer. Problemområdene når det gjelder miljøgifter i organismer ligger innenfor Hvalerøyene og er hovedsakelig lokalisert til munningen av Glommas vestre og østre løp der en hadde en tydelig påvirkning av PCB, HCB og DDT. En tydelig metallpåvirkning av blæretang og blåskjell i overflatevannet kunne også måles langs Glommas hovedløp fra Kjøkø og ut til Løperen. Generelt sett var det en tendens til noe lavere miljøgiftkonsentrasjoner i den østre delen av området innenfor Hvalerøyene enn i de vestre deler ved Glommas munninger. Et tilsynelatende høyt kadmiuminnhold ble imidlertid funnet i krabbe fra ytre del av Iddefjorden der en også fant konsentrasjoner av PCDF/D noe over et antatt bakgrunnsnivå.

En sammenligning med tidligere undersøkelser (der dette var mulig) antyder at forurensningsnivået i organismer har forandret seg lite eller er noe redusert siden begynnelsen av 1980 tallet.

Det foreslås at næringsmiddelmyndighetene på bakgrunn av det høye kadmiuminnholdet i krabbe (blant annet fra Iddefjorden) vurderer bruken av disse til konsum. En slik vurdering bør imidlertid bygge på analysemateriale fra flere stasjoner og fra flere vevstyper av krabbe (klokjøtt, total skallinmat) slik at en kan klargøre eventuelle fortynningseffekter.

Det forhøyede innholdet av PCB i torskelever fra området ved munningen av Glomma bør også vurderes av næringsmiddeltilsynet. Kilden til den vedvarende PCB påvirkningen i området nær Glommas munning er ikke kjent. En har imidlertid tidligere hatt mistanke til at fyllingen ved Øra kan være en betydelig kilde. En nærmere kartlegging med tanke på å avdekke PCB kilden i området bør gjennomføres. Det forhold at en har forhøyede verdier i ål og torsk både ved Glomma's østre og vestre løp

kan antyde at en har en kilde lenger opp i Glomma.

Undersøkellesområdet har en stor trafikk av fritidsbåter og har også en vesentlig nyttefart på sjøen. Med forbehold for analysetekniske usikkerheter ser det imidlertid ikke ut til at denne eller andre aktiviteter i området har medført vesentlige overkonsentrasjoner av PAH i organismer.

Innholdet av FCDF/D i torskelever antyder en mer storskala dioksinpåvirkning transportert via strømsystemet i Skagerrak. En undersøkelse bør gjennomføres for å klartlegge om en har/har hatt noen slik spredning av dioksin i Skagerrak. Første fase i en slik undersøkelse bør være en sammenstilling av alle eksisterende data fra kystområdene i Skagerrak og Kattegat.

I 1994 skal det i regi av det norske Statlig program for forurensningsovervåkning foretas en oppfølging av de miljøgiftundersøkelser som ble foretatt i 1989 innenfor Hvalerøyene. I forbindelse med denne undersøkelse foreslås det at det også gjennomføres undersøkelse i svensk/norsk grensefarvann, men i redusert omfang i forhold til det som ble utført i 1989. Undersøkelsene i 1994 bør også utvides til å omfatte flere stasjoner i Iddefjorden. En slik utvidelse begrunnes med: (1) Størrelsen av de miljøgiftlager som der sannsynligvis finnes (2) disse lager kan etter gjennomføring av de planlagte utslippsreduksjoner få øket betydning og det forhold at (3) få undersøkelser er utført i dette området de senere år.

14 REFERANSER

- Anonym, 1990. Compilation of standards and guidance values related to human health. Eighth meeting of the ad hoc working group on monitoring., Copenhagen: 3-7 december 1990.
- Andersson, Ö. Linder, C.-E., Olsson, M., Reutergård, L., Uvemo, U.-B. og Wildeqvist, U. (1988). Spatial Differences and Temporal Trends of Organochlorine Compounds in Biota from the Northwestern Hemisphere. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17, 755-765.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport nr. 2197, 56 s.
- Bergqvist, P.-A., S. Bergek, H. Hallbäck, C. Rappe og S.A. Slorach, 1989. Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. Chemosphere, 19, 513-516.
- Bernhard, M. og Andreae, M.O., 1984. Transport of trace metals in marine food chains. ss 143-167 i J.O. Nriagu (red): Changing Metal Cycles and Human Health. Springer-Verlag, Berlin.
- Biseth, A., M. Oehme og K.Færden, 1990. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in selected norwegian food. In: Organohalogen Compounds, Vol.1, S 463-466, O. Hutzinger og H. Fiedler (eds.). DIOXIN 90, EPRI-seminar. Toxicology, Environment, Food, Exposure-risk. ECO-INFORMA Press, Bayereuth.
- Broman, D., Naf, C., Lundbergh, I. og Zebühr, Y. 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in aquatic food chain (seston - Mytilus edulis L. - Somateria mollissima L.) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. Environ.Toxicol.Chem. 9:429-442.
- de Boer, J., 1988. Trends in chlorbiphenyl contents in livers of Atlantic cod (Gadus morhua) from the North Sea, 1979-1987. Chemosphere, 17(9), pp 1811-1819.

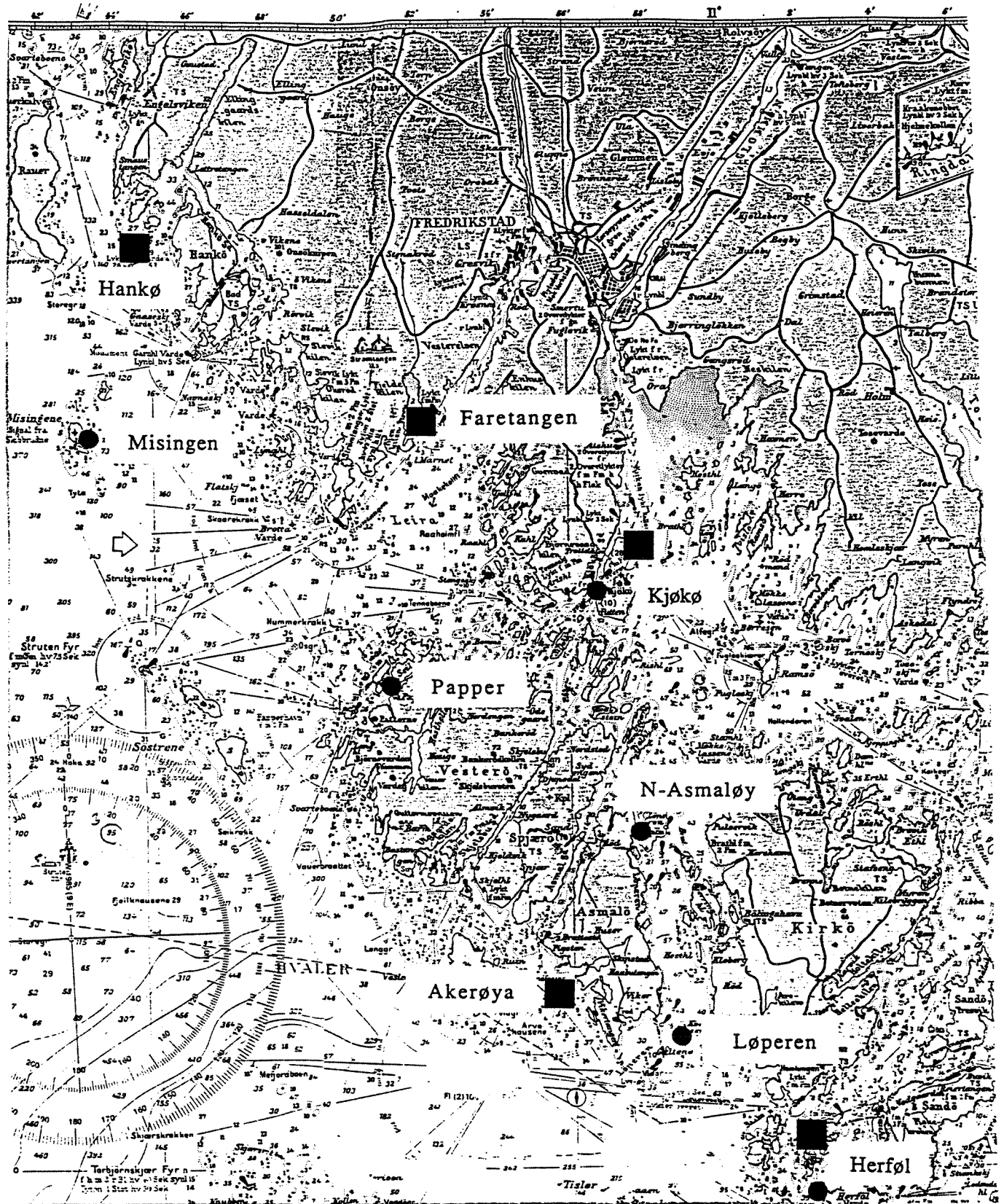
- Dahl, F.E., Irmann-Jacobsen, F.B., Røed, L.P. og Skåtun, H., 1991. En undersøkelse av transportveier i nordøstre del av skagerrak. Resultater og konklusjoner: Numeriske modellforsøk; innsamling, bearbeiding og tilrettelegging av data. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport nr. 449/91.
- Enell, M., Lennart, K. og Wennberg, L., 1990. Storskalig spredning av organisk bunden klor, - AOX. Forekomst i svenska vattendrag och nedbörd. Koncentrationer och belastningar på omgivande havsområden. Oktober 1987-september 1988. IVL-rapport, nr. B979, 45s + vedlegg.
- Grande, M., 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport nr. 1979, 34s.
- Green, N.W. 1986. Joint Monitoring Program. National Comments to the Norwegian data for 1986. O-8106, s. 25 og 27.
- Grimmer, G. og Böhnke, 1975. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils, and Fats by Gas Chromatography. Journal of the AOAC, 58 (4), 725-733.
- Hällbäck, H. 1987. Preliminary results from dioxin investigations of some crustaceans along the Swedish coast. ICES, C.M. 1987/E:14 Ref.K.
- Julshamn, K. K.-E. Slinning, H. Haaland, B. Bøe, L. Føyn. 1985. Analyse av sporelementer i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Rapporter og meldinger 6/85.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-1981 (Overvåkningsrapport 122/84). NIVA-rapport, løpe nr. 1606, 38 s.
- Knutzen, J., 1987a. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport nr. 2051, 66s.
- Knutzen, J., 1987b. Orienterende undersøkelser 1986 av PAH, klororganiske stoffer og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumsverk og reeransestasjoner. NIVA-rapport nr.2007, 21 s.

- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator (The common mussel (Mytilus edulis) as a metal indicator). *Vann 1* (1983), 24-33.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport nr. 2205, 107 s.
- Knutzen, J. Orienterende undersøkelse 1986 av PAH, kororganiske forbindelser og metaller i skrubbe-flyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumsverk og referansestasjoner. NIVA-rapport nr. 2007, 21 s.
- Knutzen, J. og Green, N., 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Niva-rapport nr. 2636, 62 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden og tilgrensende områder 1987-1988. NIVA-rapport nr. 2189, 143 s.
- Knutzen, J., M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988-1989. NIVA-rapport nr. 2346, 110 s.
- Knutzen, J. og N. Green, 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. NIVA-rapport nr. 2470, 41 s.
- Knutzen, J., Martinsen, K., Næs, K., Oehme, M. og Oug, E. 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sediment fra Kristiansandsfjorden 1988-1990. NIVA-rapport nr. 2554, 183 s.
- Koistinen, J., J. Paasivirta og P.J. Vuorinen, 1989. Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in baltic, finnish and arctic fish samples. Chemosphere, 19, 527-530.
- Lindestrøm, L., Monfelt, C. og Notini, M. 1989. Recipientundersøkingar vid Tofte, Oslfjorden, sommaren och hösten 1988. Rapport fra Miljøforskar Gruppen AB, 56s + vedlegg.
- 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 og Glomma, the Largest River of Norway.I. Polychlorinated Biphenyls., Arch.

- Environ. Contam. Toxicol, 20: 353-260.
- Mason, C.F. og Barak, N.A-E. 1990. A catchment survey for heavy metals using the eel (Anguilla anguilla). Chemosphere, 21:695-699.
- Monfelt, C. og Lindström, L., 1989. Undersökning av skrubbskädda (Platichthys flesus L.) fångad i Hvaler- och singlefjordsområdet hösten 1988. Rapport fra Svenska MiljöforskarGruppen AB, Fryksa, 19s + vedlegg.
- Norheim, G. og S.O.Roald, 1985. Distribution and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyrene and decachlorobiphenyl in rainbow trout, Salmo gairdneri. Aquatic Toxicology, 6:13-24.
- Nugegoda, D. and P.S. Rainbow, 1988. Zink Uptake and Regulation by the Sublittoral Prawn Pandalus montagui (Crustacea:Decapoda), Estuarine, Coastal and Shelf Science, 26:619-632.
- Næs, K., Oug, E., Knutzen, J. og Moi, F., 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunn-sedimenter, organismer på bløt-og hardbunn, miljøgifter i organismer. Niva-rapport nr. 2645, 104s.
- Oehlenschläger, J.1988. Fisch als lebensmittel. Information für die Fischwirtschaft, 35:178-183.
- Ofstad, E.B., Lunde, G., Martinsen, K. og Rygg, B., 1978. Chlorinated aromatic hydrtocarbons in fish from an area polluted by industrial effluents. Sci. Total Environ., 10:219-230.
- Rainbow, P.S., 1985. Accumulation of Zn, Cu, and Cd by crabs and barnacles. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 21:669-686.
- Rygg, B., Knutzen, J. Skei, J. Heie, A. Ramdahl, T., Osvik, A. og Melhus, A. 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Homelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport nr. 1641, 132 s.
- Skåre, J.U., Stenersen, J., Kveseth N. og Polder, A., 1985. Time trends of Organochlorine Chemical Residues in Seven Sedentary Marine Fish Species from a Norwegian Fjord during the Period 1972-1982. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14:33-41.

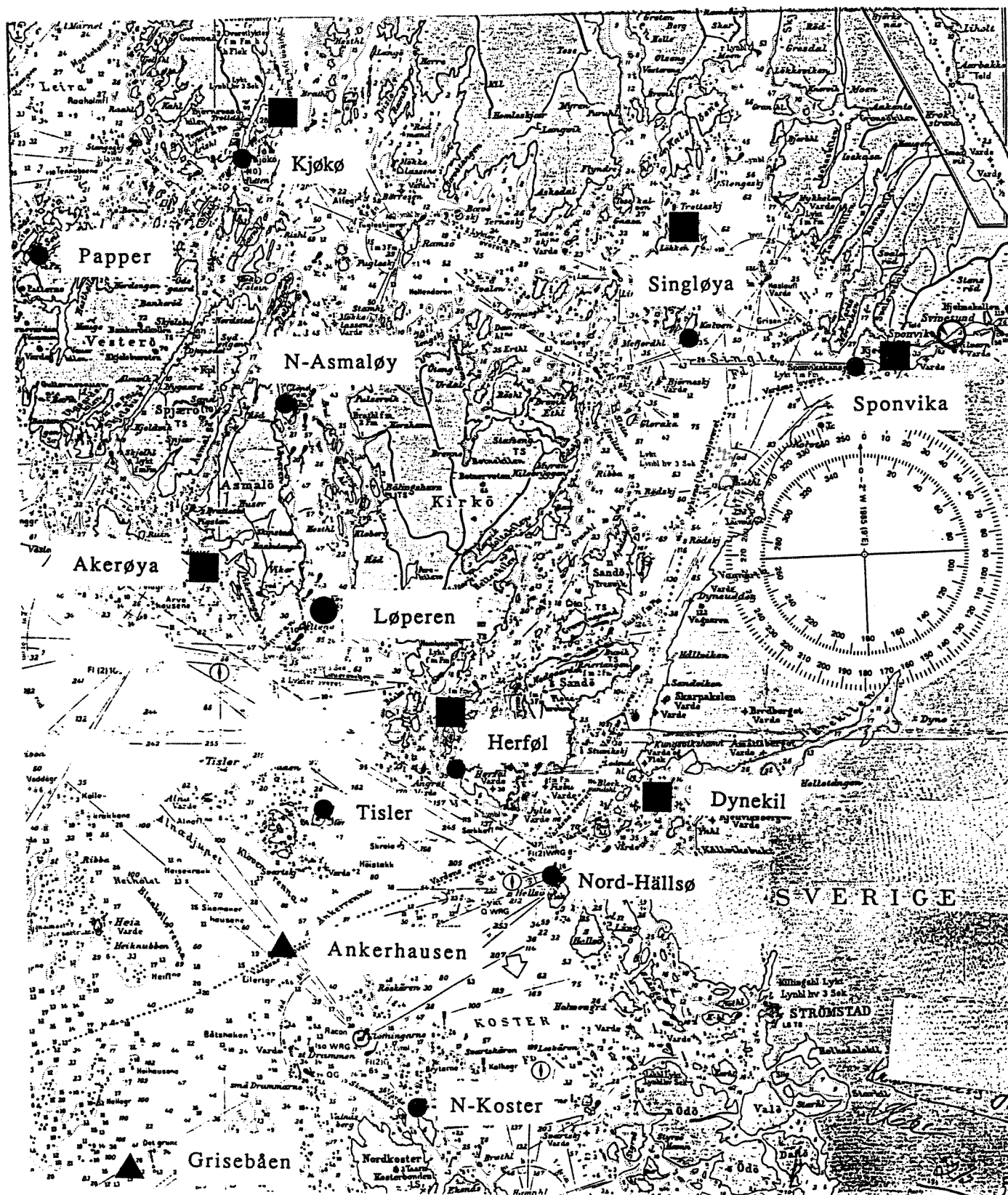
- Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden 1980-1983. Konklusjonsrapport. NIVA-rapport nr. 1688, 43 s.
- Skei, J., 1987. Kronos Ttan A/S Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre Glomma (Greåker-Løperen), april-september 1986. NIVA-rapport nr. 1981. 153 s.
- Skei, J., A. Pedersen, J.A. Berge, T. Bakke og K. Næs 1987. Indre Sørfjorden. Sedimentets betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport nr. 2067, 100 s.
- Statens næringsmiddelhygiene, 1990. Grenseverdier for miljøgifter i sjømat. Brev av 22/02-90 (med 6 vedlegg) fra SNT til NIVA .
- Staveland, G., 1990. Biologiske parametere og innhold av klororganiske forbindelser i torsk (Gadus morhua L.) fra Hvalerområdet. Hovedfagsoppgave i Marin Zoologi ved Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, våren 1990.
- Stenersen, J. Kjemiske Plantevernmidler, Yrkeslitteratur A/S, 218 pp.
- Varansi, U., Chan, S.-L., MacLeod, W.D., Stein, J.E., Brown, D.W., Burrows, D.G., Tilbury, K.L., Landahl, J.T. Wigren, C.A., Hom, T. og Price, S.M..1990. Survey of Subsistence Fish and Shellfish for Exposure to Oil Spilled from Exxon Valdez First Year: 1989. NOAA Technical Meomorandum NMFS F/NWC-191, 151 s.

VEDLEGGFIGURER **Kart som viser detaljlokalisering av de enkelte stasjoner**



- Torsk og ål
- Blåskjell og Blæretang

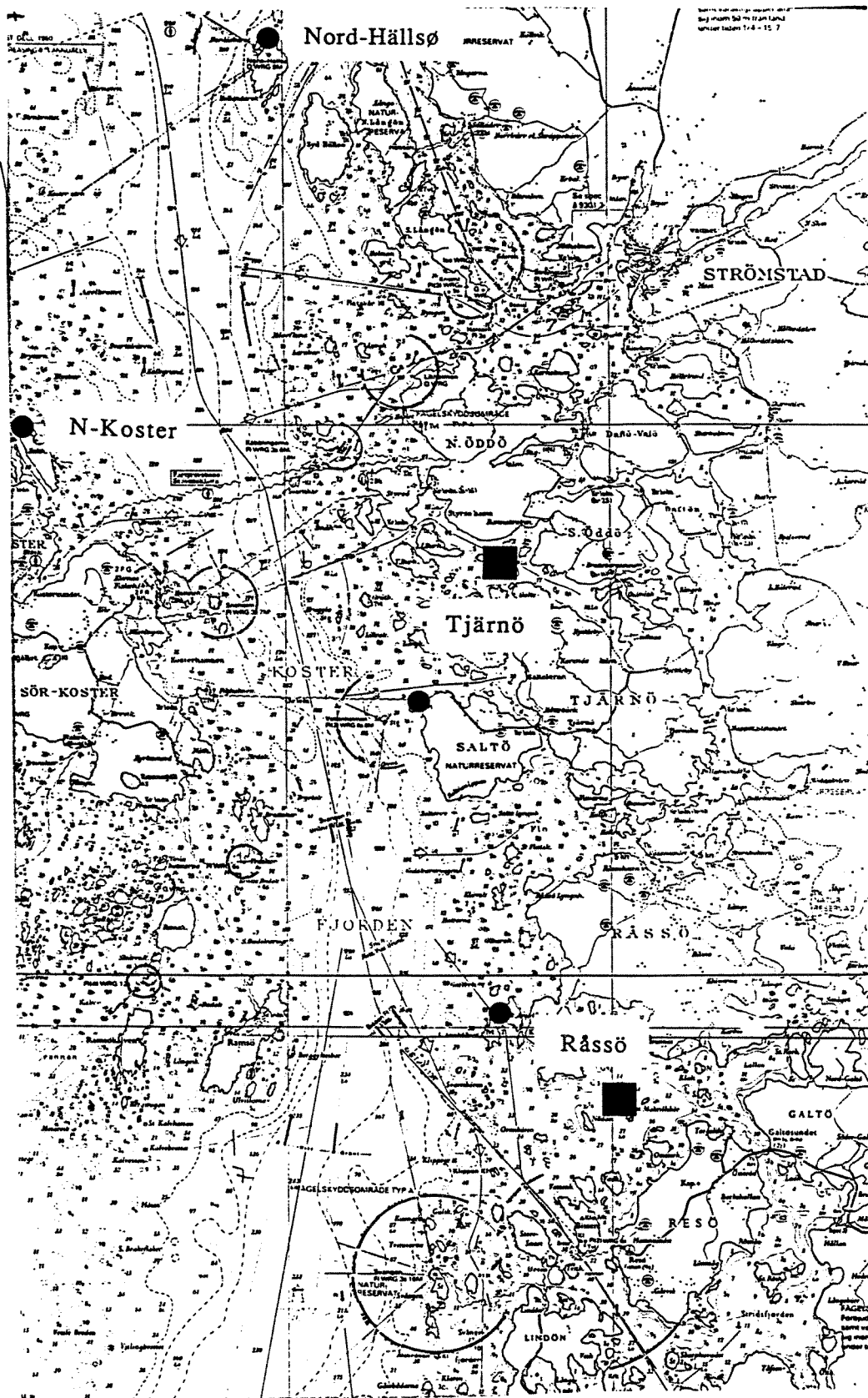
Vedleggsfigur 1. Kart over nordvestre del av undersøkelsesområde med avmerkede stasjoner. Som kartgrunnlag er Norge Sjøkart nr. 202 benyttet.



Innsamling

- | | | | |
|---|------------------------|---|-------------|
| ■ | Torsk og ål | ▲ | Sjøkreps |
| ● | Blåskjell og Blæretang | ○ | Taskekrabbe |

Vedleggsfigur 2. Kart over nordøstre del av undersøkelsesområdet med avmerkede stasjoner. Som kartgrunnlag er Norge Sjøkart nr. 202 benyttet.



Innsamling

- | | | | |
|---|------------------------|---|-------------|
| ■ | Torsk og ål | ▲ | Sjøkreps |
| ● | Blåskjell og Blæretang | ○ | Taskekrabbe |

Vedleggsfigur 3. Kart over den sørlige delen av undersøkelsesområdet med avmerkede stasjoner. Som kartgrunnlag er båtsportskart nr. 334.3 og 335.1 fra sjöfartsverket, Norrköping, Sverige benyttet.

VEDLEGGSTABELL 1. Geografiske koordinater for innsamlede stasjoner

Vedleggstabell 1A. Stasjoner for innsamling av blæretang og blåskjell. S=stasjoner innsamlet i regi av svensk/norsk grensesamarbeid.
H=stasjoner innsamlet i forbindelse med overvåking av Hvaler.

Stasjonsnavn	Geografiske koordinater	Innsamlingstidspunkt	
		Blæretang	Blåskjell
Herføl (S)	58°59,60'N, 11°02,30'Ø	28/11-89	4/10-89
Kjøkø (H)	59°08,20'N, 10°56,70'Ø	2/11-89	ISF ¹
Løperen (S)	59°02,04'N, 10°58,80'Ø	28/11-89	4/10-89
Missingen(H)	59°10,20'N, 10°42,33'Ø	2/11-89	2/11-89
Nord-Hällsö (S)	58°58,14'N, 11°04,90'Ø	28/11-89	4/10-89
N-Asmaløy (H)	59°04,70'N, 10°57,70'Ø	2/11-89	2/11-89
N-Koster (S)	58°54,87'N, 11°01,15'Ø	28/11-89	4/10-89
Papper (H)	59°06,82'N, 10°51,42'Ø	2/11-89	2/11-89
Råssö (S)	58°50,00'N, 11°08,50'Ø	28/11-89	4/10-89
Singløya (H)	59°05,63'N, 11°08,50'Ø	1/11-89	1/11-89
Sponvika (H)	59°05,27'N, 11°12,90'Ø	1/11-89	1/11-89
Tisler (S)	58°59,07'N, 10°58,60'Ø	28/11-89	4/10-89
Tjärnö	58°52,65'N, 11°07,00'Ø	28/11-89	4/10-89

¹ ISF=Ingen blåskjell funnet.

Vedleggstabell 1B. Stasjoner for innsamling av ål og torsk i 1989.
Merk:De oppgitte koordinater må tolkes som senter for det område der fisken er fanget.

S=stasjoner innsamlet i regi av svensk/norsk grensesamarbeid.
H=stasjoner innsamlet i forbindelse med overvåking av Hvaler.
Å=ål, T=torsk.

Stasjonsnavn	Fiske	Geografiske koordinater	Tidspunkt
Akerøya (S)	Å+T	59°02,30'N, 10°55,30'Ø	5-9/11-89
Dynekil (S)	Å+T	58°59,20'N, 11°07,60'Ø	8-12/10-89
Faretangen (H)	Å	59°10,40'N, 11°52,00'Ø	6-9/11-89
Faretangen (H)	T	59°10,40'N, 11°52,00'Ø	6-9/11-89
Hankø (H)	Å	59°12,90'N, 10°44,50'Ø	3-7/11-89
Hankø (H)	T	59°12,90'N, 10°44,50'Ø	3-7/11-89
Kjøkkø (H)	Å+T	59°08,70'N, 10°57,60'Ø	30/10 - 3/11-89
Herføl (S)	Å+T	58°00,30'N, 11°02,20'Ø	22-26/10-89
Råssö (S)	Å+T	58°49,30'N, 11°10,30'Ø	22-26/10-89
Singløya (H)	Å+T	59°07,20'N, 11°08,40'Ø	12-16/11-89
Sponvika (H)	Å+T	59°05,30'N, 11°13,85'Ø	12-16/11-89
Tjärnö (S)	Å+T	58°53,70'N, 11°08,20'Ø	8-12-10-89

Vedleggstabell 1C . Stasjoner for innsamling av sjøkreps i 1989/90.
Merk:De oppgitte koordinater må tolkes som senter for det område der sjøkrepsen er fanget.

Stasjonsnavn	Geografiske koordinater	Innsamlingstidspunkt
Ankerhausen	58°57,20'N, 10°57,60'Ø	24/12-89 - 7/1-90
Grisebäen	58°53,70'N, 10°53,80'Ø	28/11-89

VEDLEGGSTABELL 2. Karakteristiske data for de analyserte organismer

Vedleggstabell 2A. Lengde og vekt av torsk innsamlet i 1988
(forundersøkelse) benyttet til analyser av
miljøgifter.

		Lengde (cm)		Vekt (g)	
Lokalitet	Antall	Midde1- verdi	Standard- avvik	Midde1 verdi	Standard- avvik
Herføl, st.2	25	27.6	1.8	189.3	35
Dynekil, st.4	25	28.6	2.1	226.8	57
Tjärnö, st.6	8	26.2	3.4	194.4	68

Vedleggstabell 2B. Karakteristiske data for blåskjell brukt til analyser av miljøgifter. L=store skjell (4-6 cm), S=små skjell (2-4 cm).

Stasjon	Størrelse	Antall	Skall-lengde			Skallvekt	Bløtdelsvekt	
			Middel (mm)	S.A. (mm)	Max. - Min. (cm)	Middel (g)	Middel (g)	
Asmaløy	L	50	40,38	2,2	4,7	3,7	2,53	2,25
Asmaløy	S	61	28,80	2,6	3,3	2,1	1,05	0,79
Herføl	L	28	46,21	5,19	5,5	4,0	4,49	3,04
Herføl	S	54	33,83	3,24	3,9	2,8	1,59	1,11
Løperen	L	34	48,38	5,18	6,1	4,1	4,76	2,42
Løperen	S	68	32,39	4,84	3,9	2,1	1,32	0,74
Missingen	L	56	45,48	2,93	5,3	4,1	3,43	2,81
Missingen	S	62	24,95	2,82	3,1	1,8	0,88	0,58
Nord-Hällsö	L	25	47,96	4,85	5,6	4,0	4,91	2,98
Nord-Hällsö	S	60	32,33	4,63	3,9	2,1	1,32	0,88
Nord-Koster	L	40	44,12	3,53	5,3	4,0	2,89	2,45
Nord-Koster	S	46	36,97	1,96	3,9	3,1	1,96	1,48
Papper	L	54	54,77	7,03	7,3	4,4	14,27	4,26
Papper	S	11	25,72	3,16	3,1	2,2	1,27	0,79
Råssö	L	20	42,9	3,04	5,0	4,0	3,32	2,51
Råssö	S	51	35,43	2,73	3,9	2,8	2,11	1,60
Singleøya	L	60	46,43	4,78	6,0	4,0	2,61	1,74
Singleøya	S	71	26,91	2,92	3,2	2,1	0,69	0,47
Sponvika	L	59	39,25	7,1	5,0	3,4	2,67	2,58
Sponvika	S	71	23,37	2,75	2,8	1,8	0,59	0,56
Tisler	L	25	50,4	8,48	6,9	4,0	4,06	4,09
Tisler	S	50	34,1	3,04	3,9	2,8	1,58	1,14
Tjärnö	L	28	42,57	2,64	5,0	4,0	2,98	2,39
Tjärnö	S	50	36,04	1,61	3,9	3,3	2,05	1,49

Vedleggstabell 2C. Lengde og vekt av torsk brukt til analyse av miljøgifter. Mid.=middelverdi, st.av.=Standardavvik.

Stasjon	n	Lengde (cm)				Vekt (g)				Levervekt (g)			
		Mid.	1 st.av.	maks.	min.	Mid.	1 st.av.	maks.	min.	Mid.	1 st.av.	maks.	min.
		Akerøya	25	32,86	6,70	43,0	21,0	376,38	194,84	737,8	90,9	8,20	6,26
Hankø	25	39,0	3,23	45,0	32,0	620,9	170,10	1003,0	331,0	11,20	7,63	28,0	3,0
Faretangen	23	40,11	3,95	49,5	31,0	602,74	150,95	872,0	291,0	7,27	4,02	18,1	1,9
Singløya	16	31,31	1,96	35,0	27,0	327,04	72,87	489,4	204,4	8,69	2,24	13,7	4,6
Sponvika	17	32,79	7,57	48,0	19,5	366,29	221,15	960,4	78,0	6,01	5,88	21,3	0,95
Kjøkkø	25	38,28	6,35	57,0	30,0	606,56	395,02	1919,0	252,0	10,62	12,65	54,4	0,60
Tjarnø	17	20,49	1,59	24,5	17,7	80,90	24,23	146,0	48,0	1,66	1,01	4,7	0,5
Dynekillen	25	23,84	5,94	40,0	16,0	164,71	143,06	578,5	39,2	2,93	2,26	10,1	0,5
Kirkøy	23	31,59	5,50	40,0	22,0	314,09	142,46	528,0	108,0	6,27	4,03	15,4	2,1
Råssø	18	22,83	5,70	34,5	17,0	147,67	140,34	439,0	39,0	3,28	4,25	12,7	0,3

Vedleggstabell 2D. Lengde og vekt av ål brukt til analyse av miljøgifter.

Å L

Stasjon	n	Lengde				Vekt			
		Mid.	st.av.	maks.	min.	Mid.	st.av.	maks.	min.
Akerøya	27	39,06	3,18	46,0	34,0	93,37	21,39	149,9	56,4
Tjärrnö	26	50,23	5,82	63,0	39,0	205,68	71,03	398,0	115,0
Dynekilen	25	39,13	2,88	43,5	34,5	107,26	23,23	158,3	72,4
Kirkøy	25	38,46	3,13	44,0	32,5	86,82	17,50	116,0	52,0
Råssø	25	38,88	2,16	42,5	35,5	90,32	9,70	108,0	72,0
Hankø V.	25	46,14	6,00	55,0	35,5	154,48	59,74	279,0	61,0
Faretangen Ø.	25	44,60	5,93	58,5	36,0	143,56	68,74	338,0	63,0
Singleøya	28	33,32	2,18	38,0	29,0	55,31	10,77	85,1	36,7
Sponvika	7	40,86	9,30	55,0	30,0	141,43	92,18	290,7	49,2
Kjøke	25	42,42	5,98	56,5	34,0	151,92	173,95	940,0	56,0

Vedleggstabell 2E. Lengde og vekt av sjøkreps brukt til analyse av miljøgifter.

Stasjon	n	Lengde				Vekt			
		Mid.	st.av.	maks.	min.	Mid.	st.av.	maks.	min.
Grisbåderne	20	15,60	1,78	18,5	13,0	77,10	33,54	154,4	30,3
Ankerhausen	25	18,30	2,65	22,0	14,0	145,71	75,53	264,4	39,2

VEDLEGGSTABELL 3. Rådata fra metallanalyser av blæretang
(tørrvektsbasis)

Stasjoner	Hg (µg/g)	Fe (mg/g)	Tl (µg/g)	Cr (µg/g)	Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Ni (µg/g)	Cd (µg/g)	% IS
1 Herføl	<0.01	0.13	<5	1.27	114	8.92	0.57	10.5	1.01	29.4
2 Herføl	<0.01	0.14	<5	0.48	116	5.63	0.39	11.1	1.11	29.4
3 Herføl	<0.01	0.14	<5	0.34	115	5.49	0.51	8.08	1.15	29.4
4 Kjøkkø	0.05	0.47	31.1	1.56	272	30.3	0.56	11.5	1.64	20.9
5 Kjøkkø	0.04	0.5	22.1	1.67	280	34.4	0.54	9.94	1.72	20.9
6 Kjøkkø	0.04	0.48	21.1	1.7	274	33.3	0.67	9.35	1.7	20.9
7 Løperen	0.02	0.33	7.3	0.7	226	14.7	0.6	14.3	1.06	31.2
8 Løperen	0.03	0.32	7	0.74	232	14.7	0.59	14.4	1.18	31.2
9 Løperen	0.02	0.33	7.2	0.63	220	15.1	0.59	13.5	1.01	31.2
10 Missingen	<0.01	0.043	<5	<0.2	88.5	5.75	0.89	4.43	1.06	23.3
11 Missingen	0.01	0.036	<5	<0.2	85.9	6.27	1.07	4.3	0.99	23.3
12 Missingen	<0.01	0.04	<5	<0.2	83.5	5.8	0.83	4.59	1	23.3
13 N-Asmaløy	0.02	0.97	36.8	1.49	187	21	1.12	9.8	1.35	20.9
14 N-Asmaløy	0.02	1	41.3	1.52	180	20.8	1.08	11.1	1.25	20.9
15 N-Asmaløy	0.03	1.06	46.4	1.66	185	21.1	1.09	10.9	1.37	20.9
16 N-Koster	<0.01	0.11	<5	0.35	82.5	5.82	0.61	8.25	1	31.9
17 N-Koster	0.01	0.11	<5	0.44	83.1	3.8	0.61	9.18	0.96	31.9
18 N-Koster	0.01	0.11	<5	0.33	85.8	3.27	0.57	8.99	0.98	31.9
19 Nord-Hällsö	<0.01	0.09	<5	0.26	127	6.46	0.57	6.59	1.14	28.8
20 Nord-Hällsö	<0.01	0.09	<5	0.28	130	6.73	0.53	6.08	1.42	28.5
21 Nord-Hällsö	<0.01	0.11	<5	0.39	137	7.33	0.54	6.85	1.37	28.5
22 Papper	0.01	0.59	6.8	0.47	305	22	6.36	4.24	0.93	22.2
23 Papper	0.02	0.59	<5	0.39	304	20.3	6.31	3.91	0.91	22.2
24 Papper	0.01	0.59	<5	0.36	310	22	6.57	3.6	0.9	22.2
25 Råssö	<0.01	0.041	<5	0.49	110	2.64	0.49	9.9	1.22	26.4
26 Råssö	<0.01	0.041	<5	0.48	109	2.8	0.52	7.43	1.66	26.4
27 Råssö	<0.01	0.041	<5	0.45	107	2.86	0.49	7.17	1.47	26.4
28 Singløya	0.03	0.19	<5	0.32	100	8.71	0.87	4.11	0.87	22.6
29 Singløya	0.03	0.18	<5	0.31	99.8	8.18	0.73	4.61	0.84	22.6
30 Singløya	0.03	0.17	<5	0.31	98	9.17	0.8	4.01	0.89	22.6
31 Sponvika	0.01	0.34	<5	1.83	161	9.34	1.12	6.26	0.98	24.2
32 Sponvika	0.02	0.34	<5	1.74	159	8.42	1.05	6.98	0.95	24.2
33 Sponvika	0.01	0.32	<5	1.79	159	8.85	1	7.18	0.96	24.2
34 Tisler	<0.01	0.2	<5	0.5	111	6.06	0.54	7.66	1.11	26.7
35 Tisler	<0.01	0.19	<5	0.51	112	5.98	0.61	8.41	1.12	26.7
36 Tisler	<0.01	0.2	<5	0.5	110	6.15	0.69	7.34	1.06	26.7
37 Tjårnø	0.04	0.11	<5	0.34	213	5.03	0.58	6.29	1.21	25.9
38 Tjårnø	0.03	0.11	<5	0.32	211	4.08	0.55	7.33	1.19	25.9
39 Tjårnø	0.03	0.11	<5	0.27	211	7.93	0.63	7.62	1.3	25.9

VEDLEGGSTABELL 4. Rådata for metallanalyser av blåskjell
(tørrvektsbasis)

	Stasjon	Størrelse	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Fe ($\mu\text{g/g}$)	Ti ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	%TS
1	Herfjel	S	0,85	178	<5	0,85	182	7,98	0,65	1,36	0,6	18
2	Herfjel	S	0,84	147	<5	1,13	94,5	7,79	0,81	1,47	0,58	18
3	Herfjel	S	0,86	153	<5	0,89	95,5	8,62	0,67	1,37	0,57	18
4	Herfjel	L	0,86	161	<5	1,81	184	7,73	0,59	1,12	0,71	16,4
5	Herfjel	L	0,86	162	<5	0,97	183	7,64	0,62	1,34	0,73	16,4
6	Herfjel	L	0,87	161	<5	0,99	182	8,88	0,56	1,85	0,79	16,4
7	Leperen	L	0,16	651	9	1,77	134	8,85	1,81	1,88	1,39	11,9
8	Leperen	S	0,13	444	<5	1,83	138	9,24	1,3	1,92	1,27	12,6
9	Leperen	L	0,12	475	<5	2,14	136	8,84	0,99	1,86	1,67	11,9
10	Leperen	L	0,1	589	<5	2,84	137	8,15	1,86	2,82	1,73	11,9
11	Leperen	S	0,13	413	<5	1,72	136	9,98	1,14	1,9	1,45	12,6
12	Leperen	S	0,13	444	<5	1,52	119	9,39	1,26	1,95	1,44	12,6
13	Missingen	L	0,85	153	<5	0,47	95	5,7	0,84	0,7	0,43	19
14	Missingen	L	0,86	137	<5	0,42	89	5,27	0,77	0,76	0,43	19
15	Missingen	L	0,86	134	<5	0,44	88	13,9	1,81	1,2	0,43	19
16	N-Rasmøyle	L	0,33	1924	36,3	8,36	133	32,1	1,24	5,32	1,38	11,8
17	N-Rasmøyle	L	0,31	1926	41,3	9,61	135	33,7	1,31	6,38	1,53	11,8
18	N-Rasmøyle	L	0,29	1956	48,3	8,57	131	38,2	1,36	5,92	1,43	11,8
19	N-Koster	S	0,86	141	<5	0,77	98,2	8,8	1,11	1,2	0,77	12,7
20	N-Koster	S	0,86	146	<5	0,65	181	6,13	1,81	1,87	0,75	12,7
21	N-Koster	S	0,86	138	<5	0,74	98,4	5,51	1,13	1,48	0,79	12,7
22	N-Koster	L	0,87	148	<5	0,76	97,5	5,57	0,72	1,37	0,65	13,4
23	N-Koster	L	0,87	162	<5	0,66	96	5,98	1,8	1,48	0,64	13,4
24	N-Koster	L	0,87	151	<5	0,53	181	6,27	0,88	1,45	0,65	13,4
25	Nord-Hällisb	S	0,87	145	<5	0,69	90,6	5,83	0,94	1,47	0,6	16,9
26	Nord-Hällisb	S	0,86	156	<5	0,6	93,4	5,4	0,9	0,95	0,62	16,9
27	Nord-Hällisb	S	0,86	145	<5	0,84	92,3	6,81	0,92	2,15	0,59	16,9
28	Nord-Hällisb	L	0,88	188	<5	1,13	126	6,84	1,84	1,36	1,84	13,9
29	Nord-Hällisb	L	0,89	182	<5	0,97	121	6,54	1,81	1,34	1,81	13,9
30	Nord-Hällisb	L	0,1	165	<5	0,98	129	7,14	1,29	1,43	1,87	13,9
31	Papper	L	0,11	384	<5	0,81	144	7,49	2,22	0,59	0,7	17,8
32	Papper	L	0,09	365	<5	0,82	139	6,59	2,81	0,71	0,66	17,8
33	Papper	L	0,12	338	<5	1,36	144	6,49	2,39	0,73	0,68	17,8
34	Råssb	S	0,85	119	<5	0,62	92,2	5,77	0,89	0,96	0,47	16,4
35	Råssb	S	0,85	123	<5	0,58	91,5	5,12	0,89	0,98	0,47	16,4
36	Råssb	S	0,85	123	<5	0,58	89,4	5,32	0,82	1,16	0,49	16,4
37	Råssb	L	0,84	119	<5	0,47	99,5	6,76	0,86	1,16	0,49	15,9
38	Råssb	L	0,85	188	<5	0,45	181	7	0,9	0,87	0,54	15,9
39	Råssb	L	0,85	122	<5	0,45	91,4	7,11	0,95	0,95	0,45	15,9
40	Singløye	L	0,29	765	7,75	2,46	165	11,1	1,4	1,65	1,82	9,6
41	Singløye	L	0,29	768	8,81	2,62	165	11,1	1,38	2,09	1,88	9,6
42	Singløye	L	0,32	764	18,1	2,78	188	14,2	1,63	1,8	1,67	9,6
43	Sponulka	L	0,14	251	<5	1,44	95,7	8,86	0,76	0,68	0,92	13,7
44	Sponulka	L	0,13	251	<5	1,26	94,2	7,89	0,82	0,59	0,91	13,7
45	Sponulka	L	0,12	251	<5	1,39	93,2	7,3	0,77	0,85	0,91	13,7
46	Tisler	S	0,86	206	<5	1,2	187	9,48	1,2	1,63	0,9	13,8
47	Tisler	S	0,85	186	<5	1,16	112	9,26	1,28	1,79	0,83	13,8
48	Tisler	S	0,84	193	<5	1,15	111	10,2	1,19	1,72	0,91	13,8
49	Tisler	L	0,87	113	<5	0,73	90,9	7,17	1,84	1,18	1,8	12,1
50	Tisler	L	0,87	117	<5	0,68	90,2	7,21	1,83	1,23	0,95	12,1
51	Tisler	L	0,86	117	<5	0,64	89	6,72	0,97	1,3	0,93	12,1
52	Tjårnå	L	0,85	119	<5	0,4	91	7,88	0,85	1,83	0,5	17,6
53	Tjårnå	L	0,85	115	<5	0,36	88,7	7,8	0,85	1,12	0,52	17,6
54	Tjårnå	L	0,84	124	<5	0,57	98,8	6,77	0,79	1,13	0,49	17,6
55	Tjårnå	S	0,86	126	<5	0,41	95	5,97	0,92	0,99	0,57	15,9
56	Tjårnå	S	0,84	112	<5	0,42	94,4	5,99	0,97	0,78	0,55	15,9
57	Tjårnå	S	0,84	113	<5	0,44	96,2	6,94	0,82	1,1	0,57	15,9

VEDLEGGSTABELL 5. Rådata for metallanalyser av ålefilet

Vedleggstabell 5A:Analyser av blandprøver av ål fra alle stasjoner.

Vedleggstabell 5B:Analyser av enkeltål (10 stk) fra 3 stasjoner.

Merk: Data fra Akerøya inkluderer også reanalyse av fire metaller.

Vedleggstabell 5A: Analyser av blandprøver (µg/g t.v.v.).

Stasjoner	Hg (µg/g)	Fe (µg/g)	Cr (µg/g)	Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Pb (µg/g)	Ni (µg/g)	Cd (µg/g)	Ti (µg/g)	% TS
1 Akereya	0,78/0,62	7,74/6,9	0,54	54,3/52	3,5	0,52/0,59	<1,9	<0,04		25,400
2 Akereya	0,85/0,68	5,95/6,3	0,63	52,5/49,4	3,32	0,42/0,56	<1,8	<0,04		•
3 Akereya	0,84/0,66	13,7/7,3	0,65	65/50,2	5,61	0,45/0,62	<1,8	<0,04	<5	•
4 Dynekil	0,76	5,18	0,21	48,3	5,36	0,35	<1,7	<0,04		26,800
5 Dynekil	0,77	4,48	0,36	50,8	3,67	0,36	<1,5	<0,03		•
6 Dynekil	0,71	9,31	0,29	46,6	4,14	0,32	<1,8	<0,04		•
7 Faratangen	0,64	12,1	0,31	55,9	2,58	0,31	<1,6	<0,04		30,200
8 Faratangen	0,52	8,99	<0,15	49,3	1,99	0,23	<1,5	<0,03		•
9 Faratangen	0,6	5,42	0,18	57,2	2,7	0,36	<1,5	<0,03		•
10 Høne	0,65	20,4	0,93	62,1	7,94	0,52	<1,7	<0,04		28,200
11 Høne	0,56	17,1	0,8	51,7	8,76	0,39	<1,6	<0,03		•
12 Høne	0,57	7,78	0,72	59,2	7,69	0,53	<1,6	<0,03		•
13 Herføl	0,84	8,74	<0,2	32,8	2,1	0,44	<1,8	<0,04		27,000
14 Herføl	0,79	4,32	<0,17	49,8	2,56	0,4	<1,7	<0,04		•
15 Herføl	0,81	6,12	<0,18	54	4,03	0,5	<1,8	<0,04		•
16 Kjøke	0,43	4,23	0,14	56,4	4,45	0,4	<1,0	<0,02		42,800
17 Kjøke	0,44	10,4	<0,11	44,6	3,2	0,3	<1,1	<0,02		•
18 Kjøke	0,49	10,3	0,14	57,4	4,66	0,39	<1,2	<0,03	<5	•
19 Råssø	0,13	8,51	<0,2	46,1	2,69	0,28	<1,8	<0,04		27,000
20 Råssø	0,17	4,42	<0,19	66,3	4,53	0,48	<1,9	<0,04		•
21 Råssø	0,18	10,1	<0,18	57,5	3,54	0,32	<1,8	<0,04		•
22 Singløya	0,26	15,9	0,41	61,3	4,04	0,53	<2,1	<0,04		24,200
23 Singløya	0,26	15,4	0,53	59,6	3,13	0,39	<1,8	<0,04		•
24 Singløya	0,22	8,33	0,34	56,8	3,32	0,38	<1,9	<0,04		•
25 Sponvika	0,23	4,44	0,24	30,6	2,06	0,19	<1,4	<0,03		29,600
26 Sponvika	0,47	13,2	0,56	52,8	3,14	0,32	<1,5	<0,03		•
27 Sponvika	0,46	16,5	0,44	67,6	3,97	0,47	<1,5	<0,03		•
28 Tjærnø	0,15	7,5	<0,2	49,1	3,69	0,49	<1,5	<0,03		32,600
29 Tjærnø	0,2	3,3	<0,15	45	2,03	0,27	<1,5	<0,03		•
30 Tjærnø	0,2	4,52	<0,14	42,4	1,88	0,17	<1,4	<0,03		•

Vedleggstabell 5B: Analyser av enkelttål ($\mu\text{g/g}$ t.v.v.):

Stasjon	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Fe ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	% TS	Vekt (g)	Lengde (cm)
1 Rässö	0,04	10,2	0,39	37,1	10,3	0,83	<0,46	<0,05	23,6	88	37
2 Rässö	0,08	14,7	<0,24	42,6	6,06	0,90	<0,47	<0,05	24,6	94	40
3 Rässö	0,04	12,3	<0,16	55	4,01	1,07	<0,32	<0,05	32,6	97	42,5
4 Rässö	0,04	9,5	<0,16	50,7	3,26	0,51	<0,32	<0,05	28,9	94	38
5 Rässö	0,01	10,2	<0,22	53,2	2,61	0,66	<0,44	<0,05	23,2	87	35,5
6 Rässö	0,14	9,73	<0,24	53,5	2,63	0,73	<0,49	<0,05	22	103	41
7 Rässö	0,13	9,73	<0,23	37,1	2,13	0,51	<0,46	<0,05	25,7	108	41,5
8 Rässö	0,06	14,1	<0,22	48,5	3,04	0,62	<0,44	<0,05	23,7	80	36,5
9 Rässö	0,14	16,7	<0,27	64,8	3,56	0,65	<0,54	<0,05	22,3	90	39
10 Rässö	0,04	10,3	<0,21	45,8	5,17	0,50	<0,43	<0,05	23,1	90	38,5
11 Kjøke	0,49	19,7	0,21	59,9	8,99	0,77	<2,14	<0,04	25,8	79	41
12 Kjøke	0,14	6,57	<0,08	45,4	3,61	0,41	<0,78	<0,02	40,3	308	56,5
13 Kjøke	0,48	16	<0,21	45,1	3,73	0,57	<2,85	<0,04	26,4	128	45
14 Kjøke	0,33	11,1	<0,11	45,8	3,36	0,63	<1,09	<0,02	21	109	40
15 Kjøke	0,21	9,58	<0,18	39	2,59	0,82	<1,77	<0,04	32,9	125	46
16 Kjøke	0,27	10	<0,16	53,1	2,19	0,53	<1,56	<0,03	31	192	51,5
17 Kjøke	0,2	12,6	0,43	40	3,75	0,77	<1,43	<0,03	33,1	73	37
18 Kjøke	0,29	15,7	0,24	36,2	2,89	0,93	<1,51	<0,03	27	88	37
19 Kjøke	0,29	15,8	0,77	43,1	2,68	1,01	<1,19	<0,02	27,8	67	34
20 Kjøke	0,38	15,5	0,5	46,1	3,69	0,96	<2,10	<0,04	21,9	56	34
21 Akerøya	0,35/0,35	17,9/9,0	0,86	61,1/62,4	6,19	0,73/0,62	5,62	<0,04	25,5	74	36
22 Akerøya	0,39/0,36	16,1/8,3	0,32	52,2/51,2	3,13	0,64/0,61	<2,01	<0,04	25,3	89,2	39,5
23 Akerøya	0,64/0,64	11,1/6,5	<0,23	69,5/71,8	3,38	0,83/0,61	<2,32	<0,05	24,1	76,5	38
24 Akerøya	0,45/0,38	20,6/10,4	1,19	60,4/54,8	4,63	0,8/0,66	<2,52	<0,05	23,2	57,7	34
25 Akerøya	0,35/0,23	14,2/7,5	0,34	62,8/61,2	2,97	0,75/0,71	<2,09	<0,04	24,7	91,6	37
26 Akerøya	0,52/0,48	15,1/9,8	1,10	64,1/69,6	0,61	0,64/0,63	<2,29	<0,05	24,7	83,3	38
27 Akerøya	0,46/0,4	12,4/6,7	0,55	58,7/66,6	2,17	0,52/0,52	<1,73	<0,03	25,4	104,7	42
28 Akerøya	0,39/0,37	13,1/6,4	0,62	61,5/69,0	2,42	0,54/0,53	<1,92	<0,04	26,1	102,6	41,5
29 Akerøya	0,45/0,39	13,4/6,8	1,20	50,7/55,6	2,49	0,6/0,62	<2,31	<0,05	25,9	90,4	39,5
30 Akerøya	0,5/0,5	17,7/11,6	2,31	61,7/63,8	4,24	1,04/0,64	<1,93	<0,04	23,6	67,1	34

VEDLEGGSTABELL 6. Rådata for metallanalyser av torskelever (µg/g t.v.)

Stasjon	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Fe ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Ti ($\mu\text{g/g}$)	%TS
1	0,12	95,1	<0,25	35,6	7,22	<0,25	<2,5	<0,05		50,7
2	0,13	81,8	<0,27	48,1	7,17	<0,27	<2,6	<0,05	<5	
3	0,16	43,6	<0,34	60,4	9,66	<0,34	<3,4	<0,07		
4	0,08	39,6	<0,42	59	14,3	<0,42	<4,2	<0,08		47,3
5	0,07	76,6	<0,43	51,1	9,96	<0,43	<4,3	<0,09		
6	0,07	80,2	<0,45	81,1	13	<0,45	<4,5	<0,09		45,3
7	0,14	50,8	<0,36	58,1	14,7	<0,36	<3,6	<0,07		
8	0,15	112	<0,43	76,8	20,7	0,43	<4,3	<0,09		
9	0,15	162	0,23	76,7	16,5	0,27	<2,3	<0,05		
10	0,12	36,2	<0,4	95	19,5	0,52	<4,3	<0,09		50,9
11	0,08	59,6	<0,4	166	25,2	1,04	<3,5	<0,07		
12	0,19	86,2	0,41	98,5	32,2	<0,4	<4,5	<0,08		
13	0,25	159	<0,68	82	27,5	1,35	<6,8	<0,14		42,4
14	0,14	102	<0,55	54,6	14,1	<0,55	<5,5	<0,11		
15	0,17	75,6	<0,49	108	39,2	1,47	<4,9	<0,1		
16	0,13	53,2	<0,25	60,3	7,84	<0,25	<2,5	<0,05		47,4
17	0,16	112	<0,44	96,6	15	0,53	<4,4	<0,09		
18	0,13	95,6	<0,47	66,3	8,39	<0,47	<4,7	<0,09	<5	
19	0,05	54,2	<0,21	46,9	11	,34	<2,1	<0,04		54,8
20	0,04	50	<0,51	40,8	12,9	<0,51	<5,1	<0,10		
21	0,05	30,2	<0,43	34,5	8,81	<0,43	<4,3	<0,09		
22	0,09	28,2	<0,41	108	13,2	0,58	<4,1	<0,08		51,7
23	0,08	56,4	<0,45	54,6	13,1	<0,45	<4,5	<0,09		
24	0,1	54,6	<0,33	20	4,29	<0,33	<3,3	<0,07		
25	0,28	116	<0,53	85	18,2	<0,53	<5,3	<0,11		42,6
26	0,28	120	<0,51	91,5	21	<0,51	<5,1	<0,10		
27	0,29	67	<0,58	57,8	15,7	<0,58	<5,8	<0,12		
28	0,05	32,2	<0,35	98	15,8	0,42	<3,5	<0,07		51,5
29	0,04	54,4	<0,39	47,3	11,1	<0,39	<3,9	<0,08		
30	0,03	84,5	<0,15	43,7	10,4	0,2	1,95	<0,03		

2 VEDLEGGSTABELL 7. Rådata for metallanalyser av torskefilet ($\mu\text{g/g}$
t.v.)

	Stasjoner	Hg ($\mu\text{g/g}$)	Fe ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Ti ($\mu\text{g/g}$)	% TS
1	Akerøya	0,25	6,16	<0,28	11,2	2,80	0,84	<2,80	<0,06	<5	20,3
2	Dynekil	0,13	6,26	<0,26	15,6	3,52	0,73	<2,61	<0,06		19,5
3	Faratangen	0,2	10,3	0,51	9,33	2,03	0,70	<2,34	<0,05		19,2
4	Hankø	0,18	6,93	0,53	16,3	4,08	0,86	<2,04	<0,04		19,8
5	Hervøl	0,22	7,13	0,53	17,8	2,26	0,71	<2,97	<0,06		20,1
6	Kjøka	0,19	13,5	0,41	11,8	4,59	0,71	<2,94	<0,06	<5	21,2
7	Råssø	0,05	5,78	<0,20	15,4	2,17	0,85	<1,93	<0,04		21,4
8	Singleya	0,26	9,04	0,24	15,7	2,51	0,71	<1,97	<0,04		20,3
9	Sponvika	0,21	7,0	4,04	16,6	3,92	0,66	<2,77	<0,06		19,6
10	Tjærnø	0,05	7,15	<0,23	13,4	2,54	0,76	<2,23	<0,05		20,5

VEDLEGGSTABELL 8. Rådata for analyse av PCB og andre klororganiske forbindelser i blåskjell ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.)

Stasjoner	S-CB	alfa-BHC	gamma-BHC	p,p-DDE	p,p-DDD	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-188	Sum "DDT"	Sum-PCB	HCB	OCS	%fett	%TS
1 Herføl	0,1	0,04	<0,01	0,03	0,2	<0,01	0,05	0,05	0,15	0,04	0,03	<0,01	0,2	0,32	0,05	<0,01	1,1	16,4
2 Leperen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,2	0,2	<0,01	0,4	0,4	<0,01	<0,01	0,5	11,9
3 Missingen	<0,15	<0,15	<0,15	0,15	<0,15	<0,15	<0,15	0,15	<0,15	0,15	0,15	<0,15	0,45	0,45	<0,15	<0,15	1,5	19
4 Missingen	<0,15	<0,15	<0,15	0,12	<0,15	<0,15	<0,15	0,12	<0,15	0,24	0,12	<0,15	0,48	0,48	<0,15	<0,15	1,2	19
5 Missingen	<0,15	<0,15	<0,15	0,13	<0,15	<0,15	<0,15	0,13	<0,15	0,13	0,13	<0,15	0,39	0,39	<0,15	<0,15	1,5	19
6 N-Rismaley	<0,15	0,255	<0,15	0,38	<0,15	0,13	0,13	0,77	<0,15	0,64	0,51	0,13	2,31	2,31	<0,15	<0,15	1,5	11,8
7 N-Koster	<0,01	<0,01	0,05	0,06	0,13	0,01	0,06	<0,01	0,18	0,01	<0,01	<0,01	0,13	0,26	0,22	<0,01	0,6	13,4
8 Nord-Hålsø	0,07	0,05	0,06	0,4	0,5	0,02	0,08	0,3	0,21	0,1	0,52	<0,01	0,5	1,23	0,06	<0,01	0,7	13,9
9 Pepper	<0,15	1,5	0,6	0,6	<0,15	1,35	11,55	11,25	<0,15	1,95	3,6	0,15	29,85	29,85	<0,15	5,55	1,5	17,8
10 Pepper	<0,15	1,95	0,3	0,45	<0,15	1,65	13,35	13,05	<0,15	0,1	4,5	0,15	34,8	34,8	<0,15	10,2	1,5	17,8
11 Pepper	<0,15	0,02	0,28	0,28	<0,15	1,54	12,72	12,46	<0,15	2,1	4,34	0,14	33,3	33,3	<0,15	9,66	1,4	17,8
12 Råstø	<0,01	0,49	<0,01	0,23	0,37	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,05	0,03	<0,01	0,37	0,09	<0,01	<0,01	1,1	15,9
13 Singløya	<0,15	<0,15	<0,15	0,4	<0,15	0,12	<0,15	0,24	<0,15	0,36	0,36	<0,15	1,08	1,08	<0,15	<0,15	1,2	9,6
14 Singløya	<0,15	<0,15	<0,15	0,4	<0,15	0,12	0,12	0,24	<0,15	0,48	0,36	<0,15	1,32	1,32	<0,15	<0,15	1,2	9,6
15 Singløya	<0,15	<0,15	<0,15	0,6	1,6	0,1	<0,15	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	1,6	0,8	<0,15	<0,15	1,2	9,6
16 Sponvika	<0,15	<0,15	<0,15	0,1	<0,15	0,1	<0,15	0,1	<0,15	0,1	<0,15	<0,15	0,3	0,3	<0,15	<0,15	0,7	13,7
17 Sponvika	<0,15	<0,15	<0,15	0,1	<0,15	0,1	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	0,1	0,1	<0,15	<0,15	1,2	13,7
18 Tistler	0,37	0,05	0,23	0,09	0,22	0,02	0,08	0,45	0,32	0,12	0,07	<0,01	0,22	1,06	0,17	<0,01	0,6	12,1
19 Tjårnø	0,04	0,02	0,07	0,19	0,38	0,02	<0,01	<0,01	0,39	0,22	0,21	0,02	0,38	0,06	0,04	<0,01	1,3	17,6

★ VEDLEGGSTABELL 9. Rådata for PCB analyse av ålefilet (µg/g fett)

Stasjoner	5-CB	alfa-BHC	gamma-BHC	p,p'-DDE	p,p'-DDD	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-188	Sum "DDT"	Sum-PCB	HCB	%Fett	%TS
1 Akerøya	<0,01	0,06	0,13	0,09	0,1	0,01	0,02	0,03	0,11	0,14	0,13	0,03	0,19	0,47	0,03	5,1	25,4
2 Akerøya	<0,01	0,06	0,08	0,09	0,1	0,01	0,02	0,04	0,1	0,15	0,19	0,03	0,19	0,54	0,03	6,8	
3 Akerøya	<0,01	0,07	0,08	0,09	0,1	<0,01	0,02	0,03	0,15	0,14	0,14	0,03	0,19	0,51	0,03	4,4	
4 Dyrnekløen ...	0,01	0,05	0,04	0,08	0,11	0,02	0,03	0,04	0,23	0,17	0,15	0,04	0,19	0,68	0,03	7,3	26,8
5 Dyrnekløen ...	0,01	0,09	0,17	0,1	0,16	0,02	0,05	0,06	0,33	0,22	0,2	0,06	0,26	0,94	0,05		
6 Faretangen	<0,01	0,04	0,09	0,08	0,16	0,01	0,04	0,07	0,26	0,35	0,37	0,09	0,24	1,19	0,06	8,7	30,2
7 Faretangen	0,01	0,06	0,1	0,1	0,19	0,02	0,05	0,08	0,31	0,41	0,41	0,1	0,29	1,38	0,07	8,7	
8 Faretangen	<0,01	0,04	0,09	0,09	0,18	0,02	0,05	0,07	0,29	0,39	0,4	0,09	0,27	1,31	0,06	8,5	
9 Hanka	<0,01	0,05	0,09	0,14	0,14	0,01	0,03	0,04	0,2	0,18	0,18	0,04	0,28	0,68	0,03	6,7	28,2
10 Hanka	<0,01	0,05	0,09	0,09	0,14	0,01	0,03	0,04	0,2	0,1	0,18	0,04	0,23	0,6	0,03	5,9	
11 Hanka	<0,01	0,04	0,07	0,09	0,13	0,01	0,03	0,04	0,2	0,19	0,17	0,04	0,22	0,68	0,03	6,6	
12 Herføl	<0,01	0,05	0,09	0,16	0,15	0,02	0,1	0,1	0,42	0,34	0,31	0,05	0,31	1,34	0,03	4,4	27
13 Herføl	<0,01	0,06	0,11	0,12	0,12	0,03	0,09	0,08	0,33	0,27	0,26	0,04	0,24	1,1	0,06	3,7	
14 Herføl	<0,01	0,05	0,11	0,11	0,12	0,02	0,07	0,08	0,29	0,23	0,21	0,04	0,23	0,94	0,06	4,7	
15 Kjøke	0,01	0,05	0,1	0,29	0,46	0,09	0,15	0,2	0,69	0,73	0,7	0,14	0,75	2,7	0,24	18,2	42,8
16 Kjøke	0,01	0,07	0,12	0,26	0,24	0,09	0,13	0,16	0,6	0,64	0,64	0,12	0,5	2,38	0,22	18,3	
17 Kjøke	0,01	0,12	0,26	0,23	0,22	0,1	0,13	0,15	1,1	0,71	0,71	0,13	0,45	3,03	0,23	18	
18 Råssø	<0,01	0,03	0,09	0,03	<0,01	0,02	0,04	0,09	0,4	0,33	0,34	0,07	0,83	1,29	<0,01	6,5	27
19 Råssø	<0,01	0,04	0,1	0,04	<0,01	0,01	0,03	0,09	0,39	0,33	0,34	0,07	0,84	1,26	0,01	6,8	
20 Råssø	<0,01	0,03	<0,01	0,04	<0,01	0,01	0,04	0,11	0,44	0,36	0,38	0,07	0,84	1,4	0,01	5,1	
21 Singløy	<0,01	0,04	0,08	0,09	0,1	<0,01	0,04	0,08	0,36	0,4	0,38	0,09	0,19	1,35	0,02	3,3	24,2
22 Singløy	<0,01	0,05	0,1	0,08	0,1	<0,01	0,04	0,08	0,24	0,28	0,28	0,07	0,18	0,95	0,02	2,6	
23 Singløy	<0,01	0,04	0,05	0,08	0,09	<0,01	0,03	0,05	0,24	0,31	0,3	0,07	0,17	1,03	0,02	2,8	
24 Sponulke	<0,01	0,05	0,22	0,07	0,08	0,03	0,09	0,08	0,28	0,24	0,21	0,06	0,15	0,99	0,03	6,8	29,6
25 Sponulke	<0,01	0,06	0,19	0,08	0,1	0,03	0,1	0,09	0,36	0,29	0,26	0,09	0,18	1,22	0,03	7,4	
26 Tjårnå	<0,01	0,05	0,09	0,02	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,05	0,05	0,01	0,02	0,18	0,02	11,2	32,6
27 Tjårnå	<0,01	0,02	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,04	0,06	0,06	0,01	0,02	0	0,01	15,7	
28 Tjårnå	<0,01	0,02	0,05	0,03	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,07	0,08	0,08	0,02	0,03	0,28	0,01	10,9	

5 VEDLEGGSTABELL 10. Rådata for PCB analyse av torskelever ($\mu\text{g/g}$ fett)

Stasjoner	5-CB	alfa-BHC	gamma-BHC	p,p-DDE	p,p-DDD	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-188	Sum "DDT"	Sum-PCB	HCB	%fett	%S
1 Akerøya	0,01	0,01	0,11	0,28	0,43	0,09	0,08	0,18	0,56	0,49	0,37	0,12	0,71	1,89	0,05	32,6	50,7
2 Akerøya	0,01	0,07	0,14	0,29	0,37	0,07	0,09	0,18	0,57	0,52	0,4	0,13	0,66	1,96	0,06	i.a.	
3 Akerøya	0,01	0,05	0,07	0,29	0,54	0,11	0,08	0,18	0,58	0,52	0,37	0,12	0,83	1,96	0,04	i.a.	
4 Dynekilen munning	<0,01	0,03	0,05	0,09	0,18	0,02	0,02	0,1	0,35	0,41	0,33	0,11	0,27	1,34	0,02	22,1	47,3
5 Dynekilen munning	<0,01	0,04	0,08	0,11	0,18	0,02	0,03	0,13	0,45	0,52	0,43	0,15	0,29	1,73	0,02	31,1	
6 Dynekilen munning	<0,01	0,04	0,04	0,1	0,16	0,01	0,01	0,12	0,42	0,49	0,41	0,14	0,26	1,62	0,02	23,7	
7 Faretangen	0,01	0,05	0,08	0,08	2,45	0,12	0,14	0,64	1,92	2,04	1,64	0,51	20,87	0,15	0,15	30,8	45,3
8 Faretangen	0,01	0,06	0,13	0,77	0,88	0,29	0,24	0,61	1,86	2,05	1,64	0,49	1,65	7,18	0,19	30,3	
9 Faretangen	0,01	0,05	0,12	0,69	0,89	0,28	0,22	0,56	1,7	1,86	1,49	1,44	1,58	7,55	0,16	31,1	
10 Hanke	0,01	0,06	0,09	0,19	i.a.	0,03	0,04	0,1	0,36	0,52	0,26	0,09	1,4	0,04	0,04	36,6	50,9
11 Hanke	0,006	0,04	0,09	0,04	i.a.	0,01	0,03	0,07	0,19	0,23	0,13	0,06	0,72	0,72	0,02	39,2	
12 Hanke	0,004	0,06	0,05	0,19	i.a.	0,03	0,05	0,11	0,31	0,44	0,3	0,25	1,49	1,49	0,03	37,4	
13 Herføl	<0,01	0,06	0,14	0,57	0,47	0,07	0,17	0,46	1,17	1,21	0,89	0,23	1,84	4,2	0,05	20,1	42,4
14 Kjøke	0,01	0,06	0,1	1,9	1,09	0,53	0,55	1,38	3,94	3,04	3,15	0,79	2,99	14,18	0,3	34,6	47,5
15 Kjøke	0,01	0,06	0,11	1,79	0,99	0,54	0,51	1,3	3,69	3,08	2,97	0,75	2,78	13,44	0,28	30,2	
16 Kjøke	0,01	0,05	0,08	1,45	0,95	0,4	0,41	1,01	2,77	2,83	2,26	0,57	2,3	10,25	0,23	32,8	47,4
17 Røssø	<0,01	0,04	0,08	0,14	0,14	0,01	0,02	0,13	0,41	0,46	0,38	0,09	0,28	1,5	0,02	37,3	54,8
18 Singløv	0,004	0,06	0,1	0,33	0,41	0,06	0,07	0,18	0,3	0,49	0,36	0,11	0,74	1,57	0,06	33,3	51,7
19 Singløv	0,01	0,04	0,09	0,01	0,01	0,21	0,08	0,18	0,32	0,57	0,37	0,11	1,62	1,84	0,05	30,6	
20 Spornuka	0,005	0,04	0,06	0,51	0,51	0,07	0,06	0,22	0,77	1,23	0,83	0,31	1,92	3,49	0,05	i.a.	42,6
21 Tjårmø	<0,01	0,05	0,11	0,11	0,17	0,02	0,03	0,17	0,51	0,46	0,4	0,09	0,28	1,68	0,02	35,9	51,5

VEDLEGGSTABELL 11. Rådata for PAH analyse av blåskjell

Navn/lokalitet : HVALMIL

Oppdragsnr. : 8905501

Prøver mottatt : 23/1-90

Lab.kode : DRB

Jobb nr. : 90/45

Prøvebetegnelse:

1 : DRB 3 Nordre Asmaløy 4 :
 2 : " 5 Sponvika 5 :
 3 : 6 :

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt (blåskjell)

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen	1	1				
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	1	1				
Antracen						
2-Metylantracen	1	1				
1-Metylfenantren	1	1				
9-Metylantracen	1	1				
Fluoranten	5	3				
Pyren	3	2				
Benz(a)antracen *	1					
Trifenyl/Chrysen	5	3				
Benzo(b)fluoranten *	x) 1					
Benzo(j+k)fluoranten *						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren *						
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *						
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)						
Benzo(ghi)perylene						
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *						
Sum	/ 20	13				
Derav KPAH (*)						
% KPAH						
% Tørrstoff	11.8	13.7				

x) inkludert benzo(j,k)fluoranten

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

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato : 11/9-90

Analytiker : TOM/BRG

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALMIL GRENSE 1

Oppdragsnr. : 8905501
 Prøver mottatt :
 Lab.kode : DRA
 Jobb nr. : 90/44

Prøvebetegnelse:

1 : DRA 2 Løperen st 1, 1b 4 :
 2 : DRA 14 Røssø st 7, 7b 5 :
 3 : 6 :

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt (blåskjell)

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen		1				
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren		1				
Antracen						
2-Metylantracen						
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	1					
Pyren	1					
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benzo(a)antracen *						
Trifenylen/Chrysen						
Benzo(b)fluoranten *						
Benzo(j+k)fluoranten *						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren *						
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *						
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)						
Benzo(ghi)perylene						
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *						
Sum	2	2				
Derav KPAH (*)						
% KPAH						
% Tørrstoff	11.9	15.9				

Deteksjonsgrense 1 ug/kg

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

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato : 11/9-90
 Analytiker : TOM/BRG

VEDLEGGSTABELL 12. Rådata for PAH analyse av ålefilet og torskelever

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALMIL REANALYSE AUGUST 1991
 Oppdragsnr. : 8905505
 Prøver mottatt :
 Lab. kode : DSX 8, 9, 10, 16, 18 og 19
 Jobb.nr. : 91/94
 Prøvetype : Ålefilet
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.8.91
 Analytiker : Brg

1: Bl.prøve Kjøke 11.11.89
 2: Bl.prøve Singleøya st.N5
 3: Bl.prøve Sponvika st.N4

4: Bl.pr. st.S1 Akurøya
 5: Bl.prøve Herføl s
 6: Bl.prøve Tjærne st.5

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Dibenzofuran	1.1	0.9	1	0.8	1.1	0.8
Fluoren	0.9	0.7	0.9	1.1	1.3	1.9
Dibenzotiofen	1.1	0.9	1.1	0.8	1	0.9
Fenantren	5.8	4.8	5.4	5.1	6.4	4.9
Antracen	1	0.9	1.3	1.7	1.4	1
2-M-Antracen	3.7	3.4	4.5	3.3	4.2	3.4
1-M-Fenantren	3.3	0.7	1	1.8	2.8	2.4
9-M-Antracen	3.6	3.2	4.3	3.3	3.7	3
Fluoranten	3.7	2.4	2.7	2.5	3.2	2.3
Pyren	1.9	1.4	1.6	2	1.6	1.2
B(a)A*	0.9	0.7	1	1.1	1.1	
Trif/Chry.	0.9	1.4	1.1	1	1.5	1.8
B(b)fluoranten*	3	2.8	2	2	3.7	1.5
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0.9	0.7	0.7	0.8	0.8	0.8
B(a)P*						
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1.8	1.3				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	1.2	0.9				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	34.8	27.1	28.6	27.3	33.8	25.9
Derav KPAH(*)	5.7	4.8	3	3.1	4.8	1.5
%KPAH						
%Tørrstoff	43.7	20.6	23.9	22.2	18.9	29

Ann.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALMIL REANALYSE AUGUST 1991
 Oppdragsnr. : 8905505
 Prøver mottatt :
 Lab. kode : DSX 20
 Jobb.nr. : 91/94
 Prøvetype : Ålefilet
 Kons. 1 : Ug/kg våtvekt
 Dato : 19.8.91
 Analytiker : Brg

1: Bl.prøve Råssø st.6 3:
 2: 4:
 3: 5:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	1.3					
Dibenzotiofen						
Fenantren	4.6					
Antracen						
2-M-Antracen	4					
1-M-Fenantren	2.5					
9-M-Antracen	3.4					
Fluoranten	1.9					
Pyren	1					
B(a)A*	0.9					
Trif/Chry.	1.5					
B(b)fluoranten*	3.6					
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	1.4					
B(a)P*						
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	26.1					
Derav KPAH(*)	4.5					
%KPAH						
%Tørrstoff	27.4					

Anm.: Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor
 mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier
 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALMIL REANALYSE I
 Oppdragsnr. : 8905505
 Prøver mottatt : 5/2-80
 Lab. kode : DSX 6+7
 Jobb.nr. : 90/19
 Prøvetype : Ålefilet(?)
 Kons. 1 : ug/kg våtvekt
 Dato : 25.6.91
 Analytiker : Brg

1: Hanka-89. Bl.pr. 3:
 2: Foratangen-89. Bl.pr. 4:
 3: 5:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	2.6	1				
Dibenzotiofen						
Fenantren	5.4	6.1				
Antracen	2.5	2.7				
2-M-Antracen	4.6	4.8				
1-M-Fenantren	3.8	4				
9-M-Antracen	1.3	1.3				
Fluoranten	3	2.8				
Pyren	2.1	2				
B(a)A*	1.9	1.8				
Trif/Chry.	0.9	0.7				
B(b)fluoranten*	1.8	1.8				
B(j,k)fluoranten*	0.4	0.3				
B(e)P	1.2	1.1				
B(a)P*	1.6	1.4				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	2.2	1.9				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	1.7	1.4				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	37	35.1				
Derav KPAH(*)	7.9	7.2				
%KPAH						
%Terrorstoff	26.9	27.7				

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

1) Bare (a,h)-isomerer.

Navn/lokalitet : HVALMIL? Opparbeidet etter Bromans
 Oppdragsnr. : 8905501 ekstraksjonsmetode med
 Prøver mottatt : 5.5.90 toluen i Soxhlet
 Lab. kode : DSX 1 REANALYSE I
 Jobb.nr. : 90/19
 Prøvetype : Bio. materiale, *Torskelever*
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 25.9.91
 Analytiker : Brg

1: Blandprøve Hankø torskelever 3:
 2: 4:
 3: 5:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	4.4					
Dibenzotiofen						
Fenantren	11.4					
Antracen	3.4					
2-M-Antracen	5.9					
1-M-Fenantren	5.1					
9-M-Antracen	2.2					
Fluoranten	5.7					
Pyren	3					
B(a)A*	1.6					
Trif/Chry.	1.8					
B(b)fluoranten*	1.1					
B(j,k)fluoranten*	0.7					
B(e)P	0.9					
B(a)P*	1.3					
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1.1					
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	0.9					
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	50.5					
Derav KPAH(*)	5.8					
%KPAH						
%Terrestoff	45.1					

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

1) Bare (a,h)-isomerer.

VEDLEGGSTABELL 13. Rådata for PAH analyse av sjøkreps og krabbe

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALMIL
 Oppdragsnr. : 8905501
 Prøver mottatt : 14.2.80
 Lab.kode : DWQ 1-2
 Jobb.nr. : 90/47
 Prøvetype : Sjøkreps
 Kons. 1 : ug/kg våtvekt
 Dato : 24.5.91
 Analytiker : Brg

1: Ankerhausen 4:
 2: Grisebåen 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	0.3	1.2				
Dibenzotiofen	0.3	0.2				
Fenantren	2.7	2.7				
Antracen	1.1	1.6				
2-M-Antracen	2.9	3.3				
1-M-Fenantren	1.5	2.5				
9-M-Antracen	0.1	0.3				
Fluoranten	1.3	1.3				
Pyren	1.2	1.3				
B(a)A*	0.3	0.5				
Trif/Chry.	0.7	1.2				
B(b)fluoranten*	0.2	1.7				
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0.1	1				
B(a)P*		0.3				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0.2	0.3				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	0.3	0.3				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	13.2	19.7				
Derav KPAH(*)	0.7	2.8				
%KPAH						
%Tærrstoff	22.2	22.9				

Anm.: benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

VEDLEGGSTABELL 14. Rådata for EPOC1-analyser

Beregnete verdier av EPOCl (mg Cl/kg v.v.) i ålefilet, torskelerver og taskekrabbe fra stasjoner i Hvaler/Koster området. Merk at verdiene er bemerkelsesverdig høye og sannsynligvis ikke reelle.

Stasjon	Torsk	Ål	Krabbe
Akerøya	127	114	
Dynekil	958	96	
Faretangen	164	123	
Hankø	148	176	
Herføl	281	50	
Kjøkø	671	145	
Råssö	1958	11	
Singløya	560	26	
Sponvika	60	19	2057
Tjärnö	684	264	

Vedlegg A

Beskrivelse av analysemetode for PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

KORTFATTET BESKRIVELSE AV ANALYSEMETODE FOR KLORORGANISKE FORBINDELSER
I BIOLOGISK MATERIALE

Homogenisert, vått materiale ristes i en Erlen-Meyerkolbe med en blanding av syklohexan og isopropanol (1+1). Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentaes. Det samlede ekstraktet i skilletrakten tilsettes dest. vann slik at vann/isopropanol kan tappes av. Etter vasking av syklohexan med dest.vann, blir ekstraktet tørket og inndampet til tørrhet for bestemmelse av fettinnhold. For videre analyse veies en del av fettut, løses i litt syklohexan og renses ved behandling med kons. svovelsyre og alkoholisk lut. Hvis EOPCL skal bestemmes, taes en del av ekstraktet over i egen ampulle for dette.

Før analyse på GC/ECD blir ekstraktet tilsatt tetraklornaftalen og oktaklornaftalen som indre standarder. Ved analysen bestemmes 8 PCB-kongenerer. Disse er PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 138, PCB 180 og PCB 209. I tillegg bestemmes pentaklorbenzen (5-CB), α -heksaklor-cykloheksan (α -HCH), oktaklorstyren (OCS), Lindan (γ -HCH), heksaklorbenzen (HCB), p,p-DDE, og p,p-DDD. Identifisering og kvantifisering blir utført v.h.a. av et eget dataprogram som er lagt inn i GC-systemets PC.

En blindprøve opparbeides og analyseres på samme som for prøven.

4.3.91

Lasse Berglind

Vedlegg B

Brev av 20/7-90 fra SI. Analyse av Dioksin, toksafen og klordan.

Merk: Stasjoner som i dette brev betegnes som Løperen tilsvarer det som ellers i rapporten omtales som Akerøya (se fig. 1).

NIVA
John Arthur Berge
Boks 69 Korsvoll
0808 Oslo 8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J. nr.	2274/90
Sak nr.	89055-01
Mentor:	31.7

RAPPORT

Deres ref. 0-8905501-465/90
Deres henv. av 13.02.90

SI's saksbehandler
Kari Martinsen

Dato
20.07.90

Oppdragets tittel
"Analyse av Dioxin, Toksafen og Klordan"

Oppdrag nr
900505

ANALYSE AV DIOKSIN, KLORDAN OG TOKSAFEN I BLANDPRØVER FRA
TORSKELEVER, ÅLEFILET OG BLÅSKJELL FRA HVALER.

Torskelever inneholdt 7-12 pg 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (Nordisk modell) pr g våtvekt. Prøvene av ål og blåskjell inneholdt under 1 pg 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter pr g våtvekt med unntak av en ål (1,2pg) og en blåskjellprøve (5,6pg).

Toksafenmengden i torskelever ble bestemt til 40-600 µg toksafen pr kg våtvekt. Toksafen i ål ble funnet å være i området 20-80 µg/kg våtvekt. Toksafen kunne ikke påvises i blåskjell. Toksafen ble kun bestemt ved GC-ECD. Det ble ikke påvist noe tydelig toksafenmønster i prøvematerialet og de oppgitte verdiene vil derfor være maksimalverdier for toksafen.

Klordan ble bestemt separat som gamma- og alfa-klordan ved hjelp av GC-ECD. I torskelever ble det funnet 1-13 µg/kg våtvekt og i ålefilet mindre enn 1µg/kg. I blåskjell ble ikke klordan påvist.

En av leverprøvene vil bli analysert med GC/MS for sikker identifikasjon av toksafen og klordan.

INNLEDNING

Etter avtale med John Arthur Berge, NIVA ble 13 prøver analysert for dioksiner (klorerte dibenzofuraner og dibenso-p-dioksiner), toksafen og klordan. Prøvematerialet bestod av blandprøver av torskelever, filet av ål og homogeniserte blåskjell fra Hvaler området. Etter avtale mellom SI, NILU og NIVA foretok SI opparbeidelsen av prøvene samt analyse av toksafen og klordan. NILU utførte analyse av dioksiner på ekstraktene. Prøvene skulle analyseres slik at det var mulig å presentere resultatene på tørrvektsbasis, våtvektsbasis og på fettvektsbasis.

HENSIKT

Formålet med analysen var å undersøke nivået av dioksiner, toksafen og klordan i det foreliggende prøvematerialet.

PROSJEKTGRUPPE

SI

Saksbehandler: Kari Martinsen,

Prosjektansvarlig: Arne Lund Kvernheim,

Prosjektmedarbeider: Valborg Holten Jørgensen.

NILU

Analyse av dioksiner: Michael Oehme

PRØVEOVERSIKT

I tabell 1 er det vist en oversikt over prøvene som ble mottatt for analyse. Det er her også vist interne prøvebetegnelser for hhv SI og NILU.

Tabell 1. Merking av prøver og prøvebetegnelser.

Niva merking	SI-merking	NILU-merking
1. Løperen, blåskjell	900213-211	90/239-blåskjell
2. Løperen, torskelever	900213-206	90/234-Lever
3. Løperen, Ål	900213-203	90/231-ål
4. Sponvika, Blåskjell	900213-212	90/240-blåskjell
5. Sponvika, torskelever	900213-209	90/237-Lever
6. Sponvika, Ål	900213-204	90/232-ål
7. Røssø, blåskjell	900213-210	90/238-blåskjell
8. Røssø, torskelever	900213-208	90/236-Lever
9. Røssø, Ål	900213-205	90/233-ål
10. Asmaløy, Blåskjell	900213-213	90/241-blåskjell
11. Kjøkkø, torskelever	900213-207	90/235-Lever
12. Kjøkkø, Ål	900213-202	90/230-ål
13. Hankø, Ål	900213-201	90/229-ål

} Akter 01/9

EKSPERIMENTELT

Fettbestemmelse og tørrstoffbestemmelse:

Fettbestemmelse ble utført på de samme ekstraktene som ble brukt til analysene. Ekstraktet (heksan/metylenklorid) ble dampet inn med Kurdena Danish utstyr før veiing (se Vedlegg 1). Tørrstoffbestemmelse ble utført ved å tørke ca. 1g av materialet ved 105°C over natten og veie. Det var ikke mulig å ta tørrvektbestemmelse på alle prøvene på grunn av for liten mengde prøvemateriale.

Analyse av dioksiner:

Dioksiner ble analysert etter EPA Metode 8290. Tilsetting av indre standarder (fra NILU) og opparbeiding av prøvene ble utført på SI. Analyse med GC-MS ble utført ved NILU etter avtale. Generell metodebeskrivelse er tatt med i vedlegg (Se vedlegg 1). Enkelte av prøvene ble etterbehandlet med kons. svovelsyre for å fjerne restfett. To av blindprøvene ble behandlet på samme måte for å justere for eventuelle bidrag fra dette trinnet. Totalmengde dioksiner er rapportert som 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (2,3,7,8-TEQ) etter Nordisk modell. Det er justert for blindverdier oppnådd i samme serie som de aktuelle prøvene. I de tilfeller det ble funnet mengder under deteksjonsgrensen er deteksjonsgrensen brukt for å regne ut 2,3,7,8-TEQ. Som deteksjonsgrense er brukt signal/støyforhold > 3:1.

Toksafen analyse:

Toksafenanalysen ble utført på de samme ekstraktene som dioksinene. Eluatet som gikk igjennom kullkolonnen (jfr. vedlegg 1) ble analysert for innhold av toksafen. Metoden er nærmere beskrevet i vedlegg 2. Deteksjon og kvantifisering ble utført ved GC med electron capture detektor (ECD) med en ekstern standard metode. Før ekstraktene ble analysert med metoden i vedlegg 2 ble det foretatt et løsemiddelskifte til heksan. Det ble ikke foretatt behandling med dikromat for å fjerne interferens fra DDT og DDD.

Klordan analyse:

Klordananalysen ble utført som toxafenanalysen på de samme ekstrakter og med samme type deteksjon/kvantifisering (se vedlegg 2). Klordan er rapportert som gamma-klordan og alfa-klordan. I de senere år har stadig flere klordanrelaterte forbindelser blitt analysert. Det kan derfor diskuteres hva som skal tas med som "total mengde klordan". Av klordanrelaterte forbindelser kan nevnes cis- og trans-nonaklor, nonaklor-III og epoksid derivater av klordan. Trans nonaklor kan i enkelte prøvetyper gi et bidrag til "total klordan" i samme størrelsesorden som alfa-klordan. Også for klordananalysen ble det foretatt løsemiddelskifte til heksan.

RESULTATER OG DISKUSJON

Fettbestemmelse og tørrstoffbestemmelse:

Fettmengden i g og i % samt tørrstoffmengden er oppført i tabell 3. Antall gram i tabellen er ført opp i forhold til hele mengden. Det var for lite materiale i tre av prøvene til å foreta en tørrstoffbestemmelse. Figur 1 viser forskjeller i fettmengde mellom de forskjellige prøvene. Denne måten å bestemme fettmengde på (ekstraksjon med heksan/metylenklorid) er ikke vår "vanlige" metode for fettbestemmelse. Metoden er imidlertid mye brukt i forbindelse med dioksin-analyser (ev. med ren metylenklorid ekstraksjon). Fettmengden vil være avhengig av ekstraksjonsmetoden. Dette må man ta hensyn til ved sammenligning av resultater der ulike ekstraksjonsmetoder er brukt. For to av blåskjellprøvene, Røssø og Løperen, er fettprosenten lav. Ved å se på gjennomsnittlig gjenvinning av dioksinstandardene i tabell 2 for disse prøvene fremgår det at den er mindre enn 50 %. Det forventes at dioksinstandardene følger fett. Det er derfor mulig at fett ikke er fullstendig ekstrahert i disse prøvene og at analyser basert på fettvekt derfor blir for lite nøyaktig til å oppgis. Usikkerheten i fettbestemmelsene er større i blåskjell enn for ål og lever på grunn av mindre mengde innveid fett.

Reproduserbarheten ved bruk av denne bestemmelsen er ikke kjent. Det kan derfor ikke avgjøres om variasjonen i fettmengden innenfor samme prøvetype skyldes reelle forskjeller i fettmengde, eller er metodeavhengig. Variasjonen i gjennomsnittlig gjenvinning av dioksinstandarder i tabell 2 kan gi en indikasjon på variasjonene selv om det ikke bare er ekstrahert mengde fett som har betydning for gjenvinningene i dette tilfelle.

Fettmengden i ål fra Løperen er for lav på grunn av uhell ved inndamping. Resultatene basert på denne fettmengden er derfor usikre.

Analyse av dioksiner:

På grunnlag av resultatene fra NILU (vedlegg 3) er tallene justert for blindprøve i tabell 2. Tabell 4 og 5 viser 2,3,7,8-TEQ ekvivalentene for prøvene basert hhv på ferskvekt og fettmengde. Figur 2 og 3 illustrerer forholdet mellom mengden dioksin og klordan/toksafen.

Kommentarer til enkeltprøver:

Prøvene datert 23.05.90 er analysert direkte etter EPA-metoden. Prøvene datert 09.07.90 er i tillegg svovelsyrebehandlet for å fjerne rester av fett som ellers ville interferere med analysen. Dette restfettet skyldes overbelastning av våre opprensingskolonner. Fettfjerning etter eluering på kolonne skulle imidlertid ikke innvirke på resultatet.

Blindprøve 1 og 3 er således behandlet med svovelsyre på samme måte som de andre ekstraktene. I tabell 2 er snittet av verdiene funnet for disse to blindprøvene brukt som korleksjon. Et avvik på 0,01 på de opprinnelige tallene og de utregnede skyldes avrundingsfeil. Blind 2 vil summert få en 2,3,7,8-TEQ på 0,63. Verdien 0,5 er en korleksjon foretatt på NILU. I utregningene våre er 0,63 brukt som verdi. Ål, Løperen kommer ut med høy recovery (100-180 %). Dette skyldes at vi under inndamping av denne prøven hadde et uhell som

medførte tap av prøvemateriale. Vi estimerte at ca 30% av prøvematerialet ble sendt til analyse mens det riktige tallet antagelig ligger på ca. 60%. I tabell 2 er det regnet ut recovery basert på at 60% ble brukt i analysen. Gjenvinningen har ingen betydning for 2,3,7,8-TEQ, men har en betydning for deteksjonsgrensen. I enkelte av prøvene ble det funnet interferenser. Om disse interferensene har betydning for resultatet må ev. diskuteres med NILU. Resultatet fra Røssø blåskjell er meget usikkert på grunn av lav gjenvinning av dioksinstandarder.

Analyse toksafen:

Resultatet av toksafenanalysen basert på hhv ferskvekt og fettmengde er å finne i tabell 4 og 5. Figur 2 og 3 viser sammenhengen mellom toksafenmengden og de andre parametere som inngår i undersøkelsen. Torskelever inneholder som ventet de største konsentrasjonene av toksafen, fra 44 til 620 µg/kg ferskvekt. Deretter følger ål med ca 20-80 µg/kg. I blåskjell ble ikke toksafen påvist. Deteksjonsgrensene for de tre typer prøvemateriale var hhv ca. 20, 25 og 45 µg/kg våtvekt. De tilsynelatende høye deteksjonsgrensene i forhold til deteksjonsgrenser for enkeltforbindelser skyldes at toksafen er en blanding av 100-200 forskjellige isomere. Toksafen ble bestemt ved GC-ECD ved hjelp av fra 2-9 topper som stemte overens med toksafenmønsteret. For kvantifisering ble det antatt at toksafenmønsteret var det samme i standard og prøver. Likheten i mønster vil være avhengig av toksafenets "alder". Langt fra kilden kan mønsteret avvike sterkt fra det opprinnelige. I slike tilfeller vil den eneste måten å få bekreftet tilstedeværelse av toksafen være bruk av GC/MS. En riktigere kvantifiseringsmåte vil da være å summere bidraget for enkeltforbindelsene på samme måte som for dioksinene.

I dette tilfelle var det ikke mulig å påvise noe tydelig toksafenmønster. De oppgitte verdiene må derfor anses å være en maksimalverdi for toksafen i prøvematerialet. Som en bekreftelse på innhold av toksafen har vi i høst planlagt å analysere Kjøkø lever på GC/MS for å bekrefte/avkrefte tilstedeværelse av toksafen. Dette vil bli gjort som et internprosjekt.

Analyse klordan:

Resultatene av analyse av alfa- og gamma-klordan basert på hhv ferskvekt og fettmengde er å finne i tabell 4 og 5. Figur 2 og 3 viser sammenhengen mellom klordanmengden, toksafenmengden og dioksinmengden. I torskelever ble det funnet 1-13 µg/kg våtvekt og i ålefilet mindre enn 1µg/kg. I blåskjell ble ikke klordan påvist. Deteksjonsgrensen var ca. 0,15µg/kg våtvekt. Kvantifiseringen ble gjort på grunnlag av GC-ECD. Kjøkø lever vil senere bli analysert på GC/MS for å bekrefte tilstedeværelse av klordan.

Nivåer og sammenligning av resultatene for dioksin, toksafen og klordan:

Som det fremgår av figur 2 og 3 er det tydelige sammenhenger mellom nivåene i de forskjellige prøvetyper. Ål og blåskjell ligger lavere enn torskelever for alle parametere med unntak av dioksin i Røssø blåskjell. Utslaget er her større basert på ferskvekt enn på fettvekt fordi fettmengden er større i lever enn i ål og blåskjell.

Toksafenresultatene kan sammenlignes med resultater oppnådd av Parlar et.al. (Parlar et.al. Fresenius Z.Anal.Chem 331(1988)804). I ål ble det i Vest-Tyske åleprøver fra 1986 funnet 251 µg/kg våtvekt, i torskelever-olje fra Island 1986-87, 5800-9206 µg/kg og i muslinger fra Thailand 1987 ble ikke toksafen påvist. Disse resultatene stemmer rimelig bra med teorien om global spredning og redusert bruk av toksafen i de senere år. Det kan nevnes at i den nevnte referanse ble det funnet mer toksafen enn PCB i prøvene.

Klordanverdiene kan sammenlignes med det som er funnet av Muir et.al. (Muir, D.C.G. et.al. Environ. Sci. Technol. 22(1988)1071) for sel, isbjørn og torsk i arktiske strøk. I selspekk ble det funnet 0,2-0,4 µg klordan/kg, i isbjørnfett 2,6-2,9 µg/kg og i arktisk torsk (muskel) 0,002 µg/kg. Verdiene for klordan funnet i denne undersøkelsen er lave for sammenlignbare prøvetyper på Hvaler og i arktiske strøk.

For dioksinanalysene er det prøvene av torskelever som har de høyeste verdiene. Nivået kan f.eks. sammenlignes med 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter funnet i torskelever fisket ved Bornholm. Det ble her funnet 39,9 TEQ i pg/g fett (Büchert, A., Levnedsmiddelstyrelsen Danmark, J.nr. L 413-2, 1987). Nivåene i denne undersøkelsen avviker ikke vesentlig fra nivået ved Bornholm.

Med vennlig hilsen
SENTER FOR INDUSTRIFORSKNING

Arne Lund Kvernheim
Arne Lund Kvernheim
Vedlegg:

Kari Martinsen
Kari Martinsen

- Vedlegg 1. Dioksinanalyse metode
- Vedlegg 2. Toksafen- og klordan-analyse metode
- Vedlegg 3. Rådata fra dioksinanalysen

Tabell 2. Dioksanalyse sluttkorreksjon. Verdiene er justert for blindverdi analysert samme dag. Gjennomsnittlig gjenvinning i siste rad. Tabellen går over 2 sider. For rådata, se vedlegg.

Date 19.07.90

Åker-Øya

Prøvebeskrivelse	Blind 2		Blind 1 og 3		A1: Hektå		A1: Hektå		A1: Hektå		A1: Spennvik		A1: Lapperen		2.3.7.B-TEQ
	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	Kons Pp/g	Gjenvin. %	
Prøvemengde, g	20	65,4	20	59,7	20,16	68,0	20,31	49,3	24,18	72,7	20,94	52,7	20,1	79,1	0,00
Dato	23.05.90		09.07.90		23.05.90		23.05.90		23.05.90		09.07.90		23.05.90		0,00
Enhet i rapport	Pp/g		Pp/g		Pp/g		Pp/g		Pp/g		Pp/g		Pp/g		0,00
Korreksjon, %	100	75,9	100	79,9	58,1	75,7	54,7	53,8	100	78,0	100	67,1	60	79,0	0,04
SI Nr	Blind 2		Av. blind 1 og 3		900213-201A		900213-202		900213-205		900213-204		900213-203		0,00
NILU Nr	90/243		90/242-244		90/228		90/230		90/233		90/232		90/231		0,00
2378-tetra-CDF	< 0,1451	65,4	< 0,2600	59,7	0,00	68,0	0,01	49,3	0,00	72,7	0,00	52,7	0,00	79,1	0,00
SUM tetra-CDF	< 0,0583		0,1850		0,00		0,00	< 0,0037		0,00		0,00		0,00	0,00
12378/12348-penta-CDF	< 0,0432	75,9	0,0985	79,9	0,40	75,7	0,25	0,4127		0,21		0,23		0,0818	0,04
SUM penta-CDF	0,2062	68,1	1,0580	50,0	0,11	64,3	0,02	0,0020		0,00		0,09		0,0000	0,00
123478/123478-hexa-CDF	< 0,1000		0,5130		0,05		0,01	0,0000		0,00		0,05		0,0000	0,00
123678-hexa-CDF	< 0,1000		< 0,1930		0,02		0,00	0,0000		0,00		0,02		0,0000	0,00
123789-hexa-CDF	< 0,1000		0,2125		0,02		0,00	0,0000		0,00		0,01		0,0000	0,00
SUM hexa-CDF	< 0,0613	37,8	1,9750	21,2	0,02	40,8	0,00	0,0844		0,00		0,00		0,0000	0,00
1234678-hepta-CDF	< 0,0613		< 1,6140		0,02		0,00	0,0000		0,00		0,00		0,0000	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,5352		< 16,9760		0,00		0,00	0,0000		0,00		0,00		0,0000	0,00
SUM hepta-CDF	< 0,4000	76,0	< 2,1000	48,3	2,10	71,3	0,67	< 0,2517		0,25		0,27		< 0,0765	0,00
Octa-CDF	< 0,2000	49,8	< 0,7030	53,9	0,35	51,2	0,15	< 0,1471		0,07		0,02		< 0,0660	0,00
SUM FURANER	< 0,0782		< 0,1460		0,01		0,01	< 0,0060		0,00		0,01		0,0000	0,00
2378-tetra-CDD	0,2426	83,3	0,4830	82,2	0,05		0,08	0,0000		0,00		0,04		0,0000	0,00
SUM tetra-CDD	< 0,1000		< 0,3220		0,03		0,03	< 0,1223		0,01		0,04		< 0,0713	0,01
123789-hexa-CDD	< 0,0782	102,2	0,3330	75,7	0,00	85,6	0,00	0,0998		0,00		0,00		0,0298	0,00
SUM penta-CDD	< 0,3972	79,2	4,8870	50,0	0,00	57,6	0,00	0,0000		0,00		0,00		0,0000	0,00
1234678-hepta-CDD					2,55		0,92			0,34		0,39			0,12
SUM hepta-CDD					2,86		1,21			0,53		0,87			0,16
Octa-CDD															
SUM DIOKSINER															
SUM 2,3,7,8-TEQ															

Tabell 3. Ferskvekt, gram fett og % fett i prøver. Mengde fett er beregnet med samme ekstraksjonsmetode som til analysen.

	Hankø		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen		
	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	
Ferskvekt	20,1600	20,3100	24,1800	20,9400	20,1000	21,6600	4,5300	20,2500	26,7800	21,2300	17,2100	20,3600	19,8900						
g.fett	2,1470	2,5916	1,3976	1,4742	0,5990	8,8763	1,6852	3,2562	9,4158	0,7197	0,3029	0,6312	0,1353						
% Fett	10,65	12,76	5,78	7,04	2,98	40,98	37,20	16,08	35,16	3,39	1,76	3,10	0,68						
g. tørrvekt	6,0359	6,8445	6,7245	6,2569	5,2340	10,8300	n.d.	6,9782	n.d.	2,5794	n.d.	2,6997	2,5499						
% tørrvekt	29,94	33,70	27,81	29,88	26,04	50,00	n.d.	34,46	n.d.	12,15	n.d.	13,26	12,82						

Tabell 4. Klordan og Toksafen i prøver basert på ferskvekt i µg/kg (ppb), Dioksin 2,3,7,8-TEQ er i pg/g (ng/kg, ppt).

	Hankø		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen	
	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al
gamma-klordan	i.p.	i.p.	0	i.p.	i.p.	2,2	i.p.	i.p.	0,87	i.p.	0	i.p.	0	i.p.	0	i.p.	i.p.	i.p.
alfa-klordan	0,42	0,66	i.p.	0,15	i.p.	11	3,7	0,72	4,0	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Dioksin 2,3,7,8-TEQ	0,96	1,21	0,55	0,82	0,16	8,15	7,71	12,25	7,3	0,57	5,57	0,9	0,23					
Toksafen	84	78	29	27	i.p.	620	330	44	170	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					

Tabell 5. Klordan og Toksafen i prøver basert på fettvekt i µg/kg (ppb). Dioksin 2,3,7,8-TEQ er i pg/g (ng/kg, ppt).

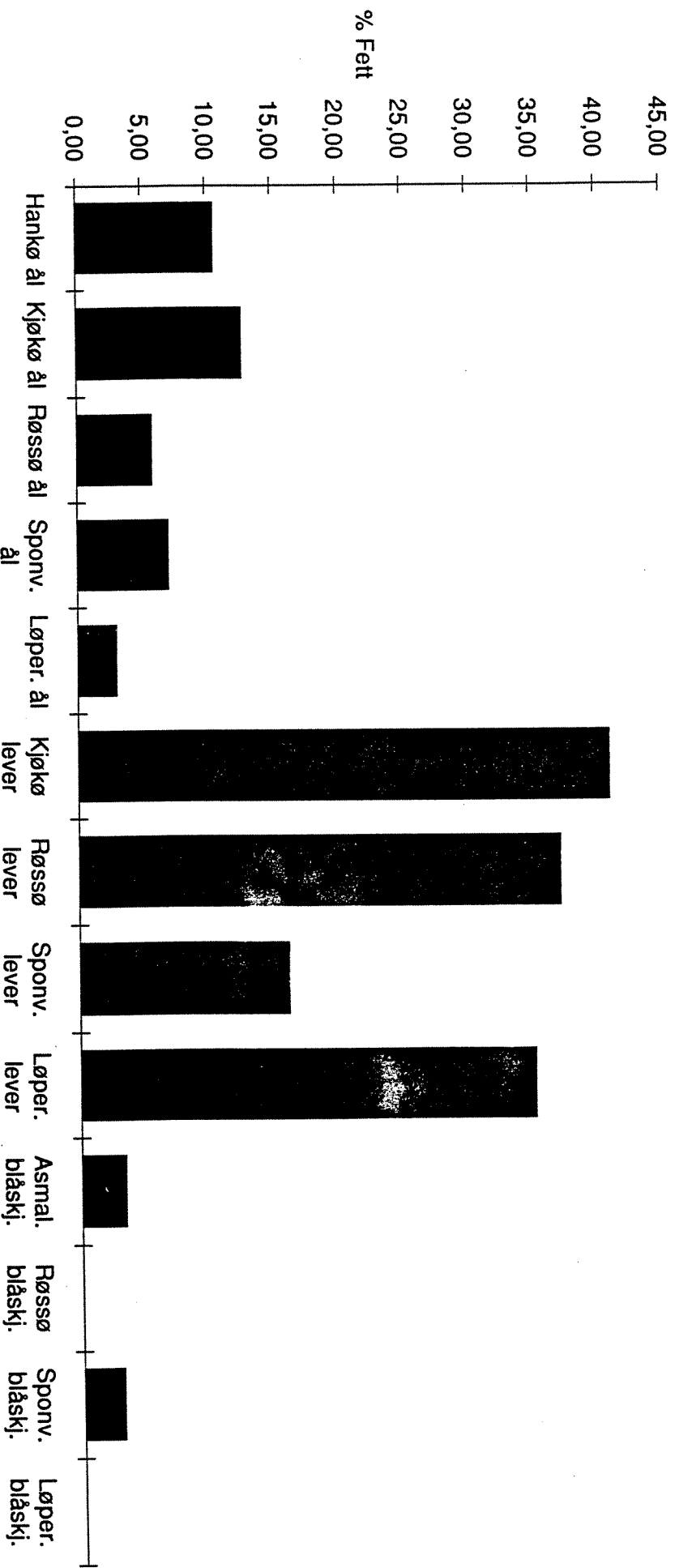
	Hankø		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen		Kjøkø		Røssø		Sponvika		Løperen	
	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al	ai	al
gamma-klordan	i.p.	i.p.	0	i.p.	i.p.	5,4	i.p.	i.p.	2,5	i.p.	0	i.p.	0	i.p.	0	i.p.	i.p.	i.p.
alfa-klordan	4,0	5,2	i.p.	2,1	i.p.	28	10	4,4	11	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Dioksin 2,3,7,8-TEQ	9,01	9,48	9,52	11,65	5,37	19,89	20,73	76,18	20,76	16,81	n.d.	29,03	n.d.					
Toksafen	790	610	500	390	i.p.	1500	880	280	480	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					

For alle tabeller gjelder:

i = interferens

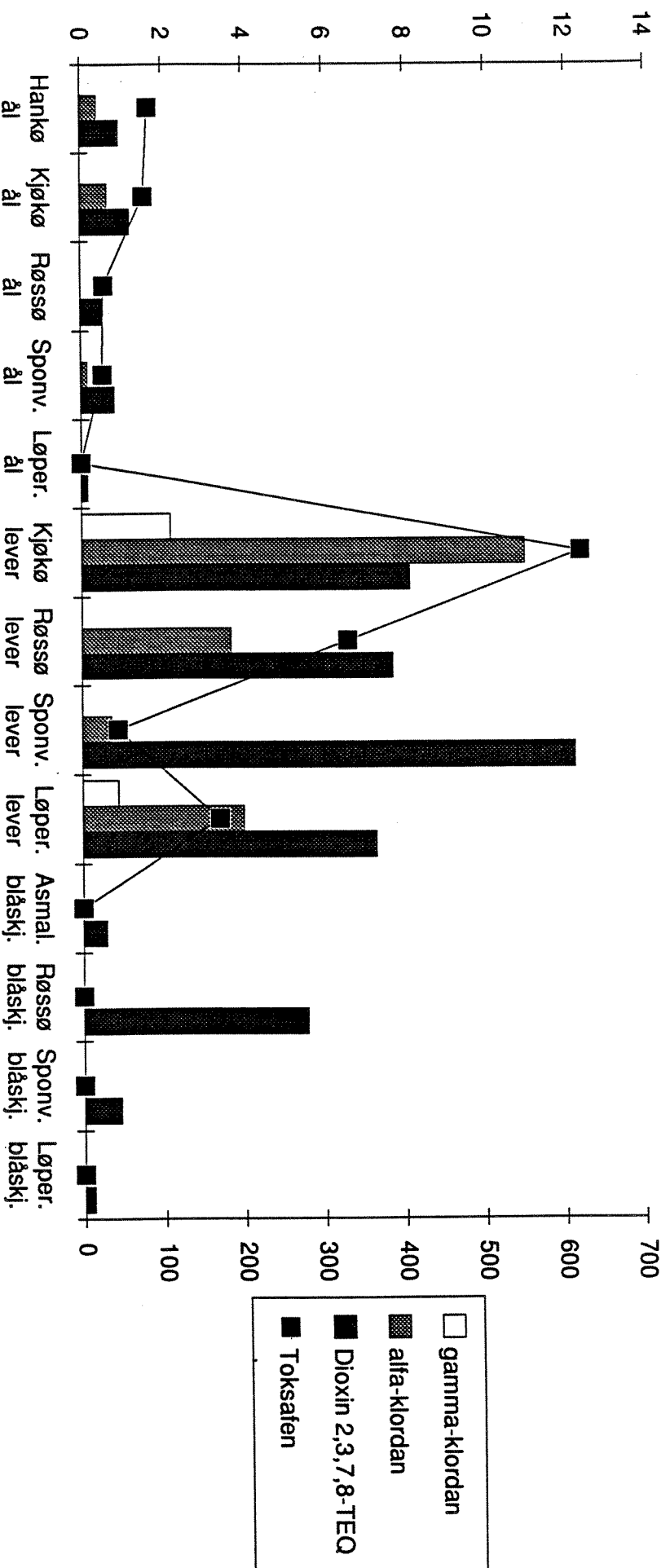
n.d. = ikke bestemt

i.p. = ikke påvist

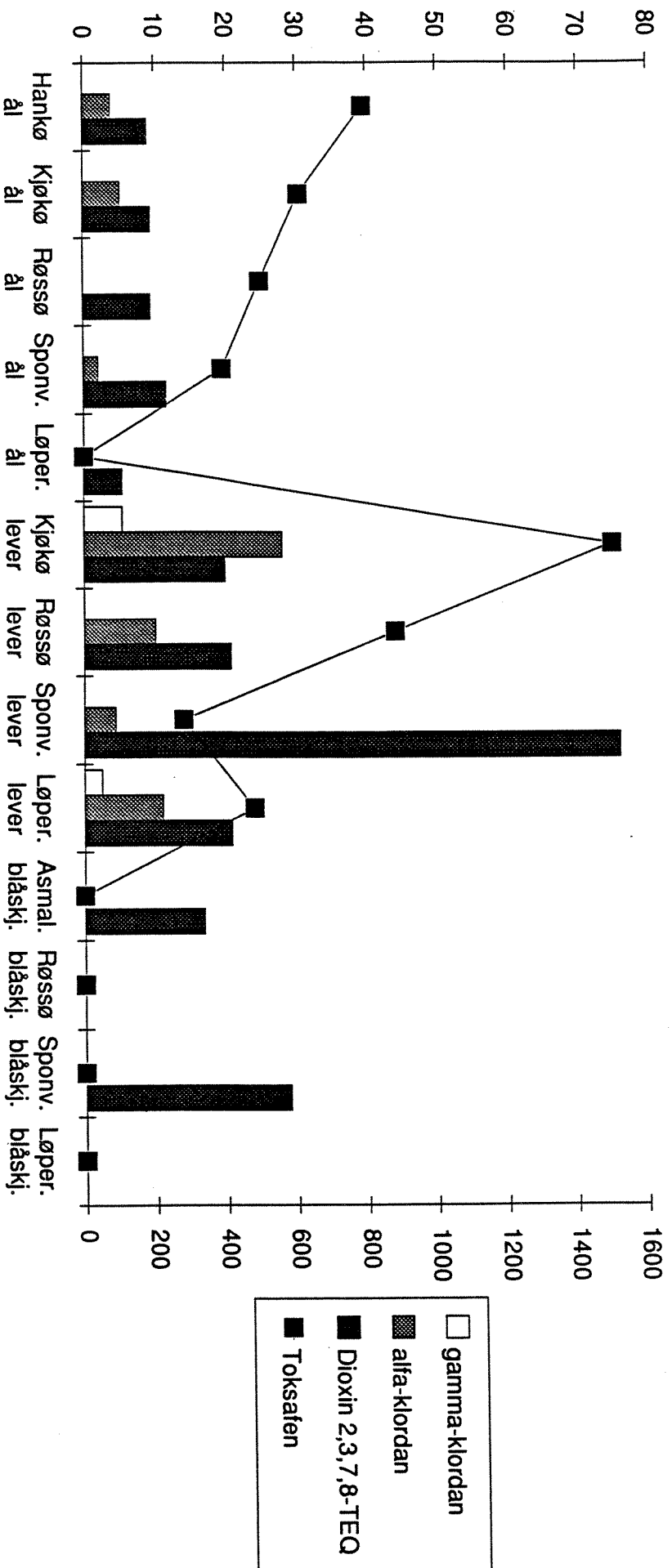


Figur 1. % fett i prøvematerialet. Røssø blåskjell og Løperen blåskjell er ikke tatt med (se tekst).

Figur 2. Gamma-klordan, alfa-klordan og toksafen i µg/kg, dioksin i pg/g, våtvekt. Klordan og dioksin venstre akse, toksafen høyre akse.



Figur 3. Gamma-klordan, alfa-klordan og toksaten i µg/kg, dioksin i pg/g, fettvekt. Klordan og dioksin venstre akse, toksaten høyre akse.



Vedlegg 1. Dioksinanalyse metode

Dioksinanalysen ble utført etter EPA-metode 8290 (1987) for biologisk materiale.

Ekstraksjon:

Prøvene ble tilsatt natriumsulfat (80ml på 20g prøve). 13C-merkede standarder (fra NILU) ble tilsatt før ekstraksjon over natten med soxhlet ekstraktor med hexan/metylenklorid (1:1). Løsemiddelet ble inndampet med Kurdena Danish utstyr.

Fettbestemmelse:

Fettmengden ble funnet ved å veie inndampet prøve. Den siste resten av løsemiddel ble dampet bort ved hjelp av nitrogenstrøm ved 40°C.

Rensing:

Fettet ble overført til en kolonne bestående av fra toppen, 2 g natriumsulfat, 10 g Celite impregnert med 5 ml conc. svovelsyre, 2 g natriumsulfat, 2 g kaliumsilikat og 2 g silika. Under denne kolonnen ble det plassert en kolonne bestående av silika/kull. Begge kolonnene ble eluert med 100 ml 5% bensen i heksan. Denne fraksjonen inneholder blant annet ikke plane klorerte forbindelser. På kolonnen blir fett destruert noe som kan sees ved at et sort felt dannes i celite/svovelsyre-delen av kolonne nr. 1. Den første kolonnen fjernes og kullkolonnen elueres med 20 ml bensen/metylenklorid (1:3). Denne fraksjonen slås sammen med første fraksjon om det skal analyseres på ikke-plane forbindelser.

Eluering av plane forbindelser:

Kullkolonnen ble tippet rundt før den ble eluert med 20 ml toluen. Toluen-fraksjonen ble inndampet til ca 50µl med nitrogenstrøm ved 40°C på vannbad. Denne fraksjonen inneholder de plane forbindelsene.

Analyse:

Prøvene ble sendt til NILU for analyse av dioksiner/dibenzofuraner. Detaljer om GC/MS-analysen refereres til M. Oehme på NILU.

Vedlegg 2. Toksafen- og Klordan-analyse metode

Analyse av toksafen og klordan ble utført i henhold til Jansson og Wideqvist (Jansson, B., Wideqvist, U., Int. J. Environm. Anal. Chem. 13(1983)309).

Metoden ble utført som en ekstern standard metode på grunn av problemer med å anskaffe den aktuelle indre standard dechlorane.

Ekstraksjon:

Prøvene ekstraheres med isopropanol/sykloheksan, eller en tilsvarende ekstraksjonsmetode for klorerte organiske forbindelser.

Fjerning av fett:

Prøven løst i ca 1 ml heksan ble behandlet med svovelsyre om det er rester av fett i ekstraktet.

Rensing/fraksjonering:

Heksanfasen ble eluert på en kolonne bestående av 4,5g deaktivert silika (3% vann). Kolonnen ble eluert med 30 ml heksan (fraksjon 1) etterfulgt av 40 ml dietyleter/heksan (1:3) (fraksjon 2). Fraksjon 1 skal innhold HCB, PCB, DDE og en del av DDT. Fraksjon 2 skal inneholde HCH, klordan, klorerte terpener (toksafen), DDD og resten av DDT.

Oksidasjon:

Interferens fra DDT og DDD i denne fraksjonen kan fjernes med behandling med dikromat (1 g kaliumdikromat i 10ml conc. svovelsyre).

Analyse:

Før analyse på GC el. GC/MS behandles prøvene på ny med svovelsyre.

Kvantifisering:

Kvantifisering ble utført med eksterne, kommersielle, standarder av toksafen og klordan ved hjelp av GC-ECD.

Toksafen:

Som grunnlag for kvantifisering av toksafen ble det gjort en antagelse om at toksafenmønsteret i en kommersiell prøve finnes igjen i miljøprøver. Fra 2 til 9 topper i kromatogrammet til den kommersielle standard som var mulig å finne igjen i prøvene ble brukt som grunnlag for kvantifisering. Hver topp som ble funnet ble antatt å representere hele toksafenmengden. Gjennomsnittet av mengden toksafen funnet med basis i hver enkelt topp ble så brukt som et mål for toksafen i prøven.

Klordan:

Klordan ble bestemt relativt til alfa- og gamma-klordan som forelå som rene forbindelser.

For alle kvantifiseringer ble en deteksjonsgrense med signal/støyforhold 1:3 benyttet.

Vedlegg 3. Rådata fra dioksinanalysen

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/242
PRØVEBESKRIVELSE	BLIND
KUNDE	SI
KUNDENS PRØVENUMMER	BLIND 1
DATAFILER	>T9098, >T9120
TOTAL PRØVEMENGDE	20,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER BEREGNET VER SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 ANTATT PRØVEMENGDE 20g

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
-----------	-------	----------------------	------

2378-tetra-CDF	<	0,351	47,9%	0,04
SUM tetra-CDF		#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF		0,171		0,00
23478-penta-CDF		0,135	79,3%	0,07
SUM penta-CDF		#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF		0,716	69,1%	0,07
123678-hexa-CDF		0,421		0,04
123789-hexa-CDF	<	0,148		0,01
234678-hexa-CDF		0,146		0,01
SUM hexa-CDF		#VALUE!		
1234678-hepta-CDF		0,793	41,6%	0,01
1234789-hepta-CDF	<	0,071		0,00
SUM hepta-CDF		#VALUE!		
Octa-CDF	<	0,898		0,00
SUM FURANER		#VALUE!		0,26
2378-tetra-CDD	<	2,832	28,0%	2,83
SUM tetra-CDD		#VALUE!		
12378-penta-CDD	<	0,945	54,3%	0,47
SUM penta-CDD		#VALUE!		
123478-hexa-CDD	<	0,127		0,01
123678-hexa-CDD		0,564	97,2%	0,06
123789-hexa-CDD	<	0,316		0,03
SUM hexa-CDD		#VALUE!		
1234678-hepta-CDD		0,192	123,9%	0,00
SUM hepta-CDD		#VALUE!		
Octa-CDD		0,514	97,5%	0,00
SUM DIOKSINER		#VALUE!		3,41

SUM 2,3,7,8-TEQ				3,66
------------------------	--	--	--	-------------

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/243
PRØVEBESKRIVELSE	bio-blind
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	BLIND 2
DATAFILER	>t8928 ,>m0864
TOTAL PRØVEMENGDE	20,00
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

Antatt 20g prøve.

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
-----------	------------	----------------------	--

2378-tetra-CDF	< 0,1451	65,4%	0,01
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0583		0,00
23478-penta-CDF	< 0,0432	75,9%	0,02
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,2062	68,1%	0,02
123678-hexa-CDF	< 0,1		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,1		0,01
234678-hexa-CDF	< 0,1		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	< 0,0613	37,8%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,0613		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 0,5352		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		#VALUE!
2378-tetra-CDD	< 0,4	76,0%	0,4
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,2	49,8%	0,2
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,0782		0,01
123678-hexa-CDD	0,2426	83,3%	0,02
123789-hexa-CDD	< 0,1		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	~ 0,0782	102,2%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	< 0,3972	79,2%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		

SUM 2,3,7,8-TEQ

0.5

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/244
PRØVEBESKRIVELSE	BLIND
KUNDE	SI
KUNDENS PRØVENUMMER	BLIND 3
DATAFILER	>T9199, >T9121
TOTAL PRØVEMENGDE	20,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER BEREGNET VER SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 ANTATT PRØVEMENGDE 20g

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
2378-tetra-CDF	< 0,169	71,5%	0,02
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,199		0,00
23478-penta-CDF	< 0,058	68,5%	0,03
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	1,402	30,9%	0,14
123678-hexa-CDF	0,605		0,06
123789-hexa-CDF	< 0,238		0,02
234678-hexa-CDF	0,279		0,03
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	< 3,157	0,7%	0,03
1234789-hepta-CDF	< 3,157		0,03
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 33,054		0,03
SUM FURANER	#VALUE!		0,40
2378-tetra-CDD	< 1,368	68,6%	1,37
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,461	53,4%	0,23
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,165		0,02
123678-hexa-CDD	0,402	67,2%	0,04
123789-hexa-CDD	< 0,328		0,03
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	< 0,474	27,4%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	< 9,260	2,4%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,70
SUM 2,3,7,8-TEQ			2,10

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/228
PRØVEBESKRIVELSE	ÅL, -ANNE
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	201A
DATAFILER	>t8933 ,>m0871
TOTAL PRØVEMENGDE	20,16
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS.	%	GJENV. 2,3,7,8-TEQ
	pg/g		

2378-tetra-CDF	0,2734	68,0%	0,03
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,0778		0,00
23478-penta-CDF	0,8440	75,7%	0,42
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,3114	64,3%	0,03
123678-hexa-CDF	0,1433		0,01
123789-hexa-CDF	0,0560		0,01
234678-hexa-CDF	0,1684		0,02
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,0524	40,8%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,0371		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,3175		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,52
2378-tetra-CDD	< 0,5233	71,3%	0,52
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,9458	51,2%	0,47
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0.1		0.01
123678-hexa-CDD	0,4366	77,7%	0,04
123789-hexa-CDD	< 0.2		0.02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,1459	85,6%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	0,3077	57,6%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		#VALUE!

SUM 2,3,7,8-TEQ			1.58
------------------------	--	--	-------------

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/230
PRØVEBESKRIVELSE	ÅL, K20K0
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	202
DATAFILER	>t8935,>m0873
TOTAL PRØVEMENGDE	20,31
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
-----------	---------------	----------------------	--

2378-tetra-CDF	< 0,2045	49,3%	0,02
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0874		0,00
23478-penta-CDF	0,5511	53,8%	0,28
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,3663	53,2%	0,04
123678-hexa-CDF	0,1948		0,02
123789-hexa-CDF	0,1473		0,01
234678-hexa-CDF	0,1225		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,1557	45,1%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,0492		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,2484		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,38
2378-tetra-CDD	< 1,0699	47,1%	1,07
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,5004	36,0%	0,25
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,1421		0,01
123678-hexa-CDD	0,8384	58,5%	0,08
123789-hexa-CDD	< 0,3753		0,04
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,2935	69,3%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	0,4694	54,3%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,46
SUM 2,3,7,8-TEQ			1,84

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/233
PRØVEBESKRIVELSE	ÅL, <i>Rosse</i>
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	205,00
DATAFILER	>t8938,>m0869
TOTAL PRØVEMENGDE	24,18
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
-----------	-------	----------------------	------

2378-tetra-CDF	< 0,1389	72,7%	0,01
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0620		0,00
23478-penta-CDF	0,4559	76,0%	0,23
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,2082	75,2%	0,02
123678-hexa-CDF	0,0855		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,0871		0,01
234678-hexa-CDF	0,0817		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,0494	56,1%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,0275		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,2083		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,29
2378-tetra-CDD	< 0,6517	72,0%	0,65
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,3471	52,0%	0,17
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,0842		0,01
123678-hexa-CDD	0,2134	82,4%	0,02
123789-hexa-CDD	< 0,2223		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,1780	95,5%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	0,2388	74,8%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,88
SUM 2,3,7,8-TEQ			1,17

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/232
PRØVEBESKRIVELSE	ÅL, SPOUVIK
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	204,000
DATAFILER	>T9068, >T9115
TOTAL PRØVEMENGDE	20,940
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
-----------	-------	----------------------	------

2378-tetra-CDF	< 0,111	52,7%	0,01
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,468		0,00
23478-penta-CDF	0,560	67,1%	0,28
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	1,109	65,9%	0,11
123678-hexa-CDF	0,599		0,06
123789-hexa-CDF	0,261		0,03
234678-hexa-CDF	0,161		0,02
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,813	59,2%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,158		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	2,187		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,52
2378-tetra-CDD	< 0,672	65,8%	0,67
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,239	49,0%	0,12
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,136		0,01
123678-hexa-CDD	0,690	79,1%	0,07
123789-hexa-CDD	0,534		0,05
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,273	79,3%	0,00
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	0,486	68,3%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,93

SUM 2,3,7,8-TEQ			1,45
------------------------	--	--	-------------

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/231
 PRØVEBESKRIVELSE ÅL, LØPEREN
 KUNDE SI
 KUNDES PRØVENUMMER 203
 DATAFILER >t8936,>m0870

 TOTAL PRØVEMENGDE 20,10
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

Høy recovery skyldes at SI pga tap av ekstrakt "antar" at 30% av prøven er brukt. Der "antar" de nok feil med en faktor 2. 60% gir mer sannsynlige tall.

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	< 0,2585	158,2%	0,03
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0906		0,00
23478-penta-CDF	0,2500	157,9%	0,12
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,2809	151,3%	0,03
123678-hexa-CDF	0,0524		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,0876		0,01
234678-hexa-CDF	0,0803		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,0665	123,4%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,05		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,2574		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		#VALUE!
2378-tetra-CDD	< 0,9529	149,6%	0,95
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,5320	103,1%	0,27
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,1297		0,01
123678-hexa-CDD	0,4784	162,4%	0,05
123789-hexa-CDD	< 0,3425		0,03
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,2155	187,1%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	0,7268	151,4%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,32

SUM 2,3,7,8-TEQ

1.53

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/235
 PRØVEBESKRIVELSE LEVER, K70K6
 KUNDE SI
 KUNDENS PRØVENUMMER 207,000
 DATAFILER >T9070, >T9117

 TOTAL PRØVEMENGDE 21,660
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 i: INTERFERENS

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	46,294	71,9%	4,63
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	12,554		0,13
23478-penta-CDF	1,354	71,3%	0,68
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	5,589	68,2%	0,56
123678-hexa-CDF	4,563		0,46
123789-hexa-CDF	0,900		0,09
234678-hexa-CDF	2,181		0,22
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	3,656	44,8%	0,04
1234789-hepta-CDF	0,653		0,01
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,565		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		6,80
2378-tetra-CDD	3,334	62,4%	3,33
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,775	51,0%	0,39
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,161		0,02
123678-hexa-CDD	i 4,115	74,4%	0,41
123789-hexa-CDD	< 0,402		0,04
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,107	72,2%	0,01
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	1,532	56,0%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		4,20
SUM 2,3,7,8-TEQ			11,00

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/236
 PRØVEBESKRIVELSE LEVER, *Resse*
 KUNDE SI
 KUNDENS PRØVENUMMER 208,000
 DATAFILER >T9071, >T9118

 TOTAL PRØVEMENGDE 4,530
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 i: INTERFERENS PÅ 13C STANDARD

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	35,323	73,6%	3,53
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	8,571		0,09
23478-penta-CDF	3,255	87,1%	1,63
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	8,499	51,9%	0,85
123678-hexa-CDF	6,107		0,61
123789-hexa-CDF	0,905		0,09
234678-hexa-CDF	3,463		0,35
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	7,782	8,2%	0,08
1234789-hepta-CDF	< 0,455		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	4,400		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		7,23
2378-tetra-CDD	< 2,213	77,4%	2,21
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 1,133	61,2%	0,57
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,196		0,02
123678-hexa-CDD	i 4,049	101,9%	0,40
123789-hexa-CDD	1,116		0,11
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,673	77,9%	0,02
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	2,633	32,6%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		3,34
SUM 2,3,7,8-TEQ			10,57

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/237
 PRØVEBESKRIVELSE LEVER, S POUVILKA
 KUNDE SI
 KUNDENS PRØVENUMMER 209,000
 DATAFILER >T9072, >T9119

 TOTAL PRØVEMENGDE 20,250
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 i: INTERFERENS

KOMPONENT **KONS.** **% GJENV. 2,3,7,8-TEQ**
pg/g

2378-tetra-CDF	29,673	73,5%	2,97
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	8,766		0,09
23478-penta-CDF	4,922	78,7%	2,46
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	13,296	58,2%	1,33
123678-hexa-CDF	4,772		0,48
123789-hexa-CDF	0,308		0,03
234678-hexa-CDF	3,234		0,32
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	2,621	17,3%	0,03
1234789-hepta-CDF	0,168		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 0,154		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		7,71
2378-tetra-CDD	6,104	99,6%	6,10
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	1,177	51,1%	0,59
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,855		0,09
123678-hexa-CDD	i 4,355	68,3%	0,44
123789-hexa-CDD	1,597		0,16
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,538	53,0%	0,02
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	1,008	26,1%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		7,39

SUM 2,3,7,8-TEQ 15,09

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/234
PRØVEBESKRIVELSE	LEVER , LØPEREN
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	206,000
DATAFILER	>T9069, >T9116
TOTAL PRØVEMENGDE	26,780
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	37,481	66,7%	3,75
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	10,458		0,10
23478-penta-CDF	2,953	72,4%	1,48
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	6,597	59,0%	0,66
123678-hexa-CDF	5,398		0,54
123789-hexa-CDF	0,704		0,07
234678-hexa-CDF	3,481		0,35
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	4,527	21,5%	0,05
1234789-hepta-CDF	0,377		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 0,353		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		7,00
2378-tetra-CDD	< 0,947	94,8%	0,95
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,566	49,8%	0,28
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,123		0,01
123678-hexa-CDD	4,713	77,1%	0,47
123789-hexa-CDD	2,050		0,21
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,306	71,5%	0,01
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	1,352	42,2%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,93
SUM 2,3,7,8-TEQ			8,93

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/241
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL, <i>ASMALOY</i>
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	213
DATAFILER	>t8932, >m0865
TOTAL PRØVEMENGDE	21,23
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,9304	86,0%	0,09
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,3989		0,00
23478-penta-CDF	0,2468	95,6%	0,12
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,2981	92,2%	0,03
123678-hexa-CDF	0,1269		0,01
123789-hexa-CDF	0,1032		0,01
234678-hexa-CDF	0,1131		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,2778	48,9%	0,00
1234789-hepta-CDF	<0,0398		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,3070		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,29
2378-tetra-CDD	<0,6743 (i)	104,7%	0,67
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	<0,3534	64,4%	0,18
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	<0,0888		0,01
123678-hexa-CDD	0,2580	98,5%	0,03
123789-hexa-CDD	<0,2346		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,4749	100,1%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	1,7831	49,5%	0,00
SUM DIKSINER	#VALUE!		0,92
SUM 2,3,7,8-TEQ			1,20

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/238
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL, Røssø
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	210
DATAFILER	>t8928 ,>m0866
TOTAL PRØVEMENGDE	17,21
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
-----------	---------------	----------------------	--

2378-tetra-CDF	0,9876	91,2%	0,10
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0859		0,00
23478-penta-CDF	0,1596	75,7%	0,08
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	5,6682	2,7%	0,57
123678-hexa-CDF	< 0,9739		0,10
123789-hexa-CDF	< 1,9766		0,20
234678-hexa-CDF	< 0,9322		0,09
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	< 67,8003	0,0%	0,68
1234789-hepta-CDF	< 67,8003		0,68
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 201,2361		0,20
SUM FURANER	#VALUE!		2,69
2378-tetra-CDD	0,0828	121,2%	0,08
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,9635	25,9%	0,48
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 3,7487		0,37
123678-hexa-CDD	< 5,1287	1,5%	0,51
123789-hexa-CDD	< 9,9019		0,99
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	< 60,4823	< 0,1%	0,60
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	< 146,1883	< 0,1%	0,15
SUM DIOKSINER	#VALUE!		3,19

SUM 2,3,7,8-TEQ			5,89
------------------------	--	--	-------------

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/240
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL, S PONVIKA
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	212
DATAFILER	>t8931,>m0868
TOTAL PRØVEMENGDE	20,36
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
-----------	-------	----------------------	------

2378-tetra-CDF	0,4170	73,8%	0,04
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,1511		0,00
23478-penta-CDF	0,1761	94,2%	0,09
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,1718	91,9%	0,02
123678-hexa-CDF	< 0,1		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,1		0,01
234678-hexa-CDF	< 0,1		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,0950	57,1%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,0394		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,2444		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		#VALUE!
2378-tetra-CDD	< 1,1043	84,2%	1,10
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,3469	63,3%	0,17
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	~ 0,0972		0,01
123678-hexa-CDD	0,3674	101,2%	0,04
123789-hexa-CDD	< 0,1834		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,2880	109,7%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	0,6862	68,0%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,35

SUM 2,3,7,8-TEQ**1,53**

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/239
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL, LOPEREN
KUNDE	SI
KUNDES PRØVENUMMER	211
DATAFILER	>t8930, >m0867
TOTAL PRØVEMENGDE	19,89
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,5862	72,4%	0,06
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	< 0,0710		0,00
23478-penta-CDF	0,1015	66,6%	0,05
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,2524	51,4%	0,03
123678-hexa-CDF	< 0,1134		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,2301		0,02
234678-hexa-CDF	< 0,1085		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	< 0,2861	10,4%	0,00
1234789-hepta-CDF	< 0,2861		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	< 0,8490		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,19
2378-tetra-CDD	< 0,4329	103,7%	0,43
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	< 0,3459	41,9%	0,17
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,1047		0,01
123678-hexa-CDD	< 0,2163	53,2%	0,02
123789-hexa-CDD	< 0,2766		0,03
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	< 0,3303	31,1%	0,00
SUM hepta-CDD	0,0000		
Octa-CDD	< 2,1046	6,1%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,67
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,86

Vedlegg C

Brev av 19/12-90 fra SI. Toksafen-GC-MS analyse av leverekstrakt av torsk fra Kjøkø.

NIVA
v/John Arthur Berge
Boks 69 Korsvoll
0808 OSLO 8

NORSK INSTITUTT FOR VANNEFORSKNING	
J. nr.:	5/91
Sak nr.:	89055-01
Mottom:	2.1

RAPPORT

Deres ref.
0-8905501-465/90

Deres henv. av

SI's saksbehandler
Valborg H. Jørgensen

Dato
19.12.90

Oppdragets tittel
GC-MS analyse av leverekstrakt

Oppdrag nr
900505

Dette er en delrapport til rapport datert 20.07.90:
Analyse av dioksin, klordan og toksafen i blandprøver fra torskelever, ålefilet og blåskjell fra Hvaler.

I disse prøvene ble det tidligere i år påvist forbindelser som kunne være toksafen, men identifiseringen var utført bare ved å sammenlikne kromatogrammet fra GC-ECD med toksafenmønstret. Dette er for usikkert når det gjelder toksafen, fordi mange forbindelser (f.eks. PCB) har omtrent samme retensjonstid.

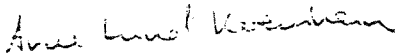
Den prøva som vi mente inneholdt mest toksafen, "Kjøke lever", ble analysert på GC-MS. Rapporten fra denne analysen følger vedlagt. Toksafen ble ikke funnet. De forbindelsen vi antok kunne være toksafen, var rester av PCB.

For å kunne identifisere toksafen på GC-MS, måtte prøva ha inneholdt ca 1 µg toksafen. Dette gir følgende deteksjonsgrenser:

	Friskvekt µg/kg	Fettvekt µg/kg
Ålefilet	100	800
Torskelever	100	200
Blåskjell	50	2000

Konklusjon: Innholdet av toksafen i prøvene er mindre enn deteksjonsgrensene.

Vennlig hilsen


Arne Lund Kvernheim


Valborg Holten Jørgensen

SI
v/Valborg H. Jørgensen

Rapport

Deres ref.	Vår ref. Kjell Urdal	Direkte innvalg 02 - 45 28 52	Dato 18.12.1990
Oppdragets tittel GC-MS analyse av lever-ekstrakt			Oppdrag nr 900505 - NIVA

Et lever-ekstrakt merket "Kjøkø" ble mottatt for analyse med gasskromatografi-massespektrometri (GC-MS) for å identifisere klor-organiske forbindelser. Prøven inneholder klorerte alkylbenzener, klorerte naftalener og klorerte bifenyler. Det er også funnet andre forbindelser som inneholder klor, men det er for liten informasjon i massespektrene til at man har kunnet identifisere disse forbindelsene. Det er ikke påvist klorerte toksafener.

INNLEDNING

Et ekstrakt som var analysert på GC med "electron capture" detektor skulle analyseres for å fastslå om ekstraktet inneholdt klorerte toksafener.

EKSPERIMENTELT

Prøven ble analysert med gasskromatografi-massespektrometri (GC-MS) ved kjemisk ionisasjon. De negative ionene som ble dannet ble analysert. Analysebetingelsene er dokumentert i vedlegg.

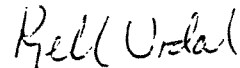
RESULTATER

Prøven inneholdt klorerte C₄-alkylbenzener med 8 og 9 kloratomer. De klorerte naftalenene som ble påvist hadde 4,5 og 6 kloratomer. Klorerte bifenyler med 5,6 og 7 klor ble også påvist. Det ble også påvist andre forbindelser som inneholdt klor, men det var for lite informasjon i massespektrene til at man kunne identifisere disse forbindelsene. Det ble ikke

påvist klorerte toxafener. På grunn av at responsen til de ulike forbindelsene kan variere ganske mye er det ikke gjort noe forsøk på å bestemme mengden av de ulike forbindelsene. Dersom det er ønskelig å få en bestemmelse av mengdene til de forskjellige forbindelsene må man skaffe tilveie standarder av de forbindelsene som er funnet, slik at man kan bestemme hvor stor respons de forskjellige forbindelsene har.

Med vennlig hilsen


Nina Gjøs


Kjell Urdal

Vedlegg: Analysebetingelser

ANALYSEBETINGELSER

Massespektrometer: Finnigan MAT 8200
Gasskromatograf: Varian 3400
Datasytem: Super Incos, Nova 4X

Temperaturer

Kolonne: 50 °C (2 min) - 20 °C/min - 120 °C - 4 °C/min - 300 °C (15 min.)
Injector: On column, 50 °C (2 min) - 50 °C/min - 300 °C
Ionekilde: 210 °C

Bæregass: He
Ionisering: Kjemisk ionisasjon, negative ioner, 200 eV, 0.10 mA
Reaksjonsgass: Metan, ca. 0.45 mbar, høyvakuum på $4.0 \cdot 10^{-4}$ mbar
Scan frekvens: 0.6 sec./scan
Kolonne: 30 meter * 0.10 µm DB-1, 0.32 mm i.d.

Vedlegg D

Brev av 13/6-89 fra SI. Analyse av klorfenoler og klorguajakoler - analysemetode og resultater.

Norsk institutt for vannforskning
v/John Arthur Berge
Postboks 33 Blindern
0313 Oslo 3

R A P P O R T

Deres ref	Deres henv av	SIs saksbehandler	Dato
		A. Kringstad/ras	13. juni 1989
Oppdragets tittel			Oppdrag nr
ANALYSE AV KLORFENOLER OG KLORGUAJAKOLER I BIOLOGISK MATERIALE			440-2074

Det ble mottatt 3 blandprøver av torskelever fra Hvaler/Koster-området for analyse av klorfenoler og klorguajakoler. Prøvene ble oppbevart ved -20°C inntil analyse.

ANALYSE

Prøvene ble homogenisert og 10-20 g vått materiale ble benyttet til analysen. Analysemetoden baserer seg på ekstraksjon av forbindelsene med en blanding av upolart og polart løsningsmiddel. Opprensingen av ekstrakt ble utført ved ionebytting. Dette medfører at eventuelle katekoler ikke inngår i analysen. Klorfenoler og klorguajakoler derivatiseres og ekstraktene analyseres gasskromatografisk. Analysemetoden er beskrevet i vedlegget.

RESULTATER

Resultatene er oppgitt i tabellen.

Klorfenoler og klorguajakoler er ikke påvist i konsentrasjoner som overstiger deteksjonsgrensene i noen av prøvene. Deteksjonsgrensene varierer fra 3 til 20 ng/g fett.

Med vennlig hilsen
SENTER FOR INDUSTRIFORSKNING

Georg E. Carlberg
Georg E. Carlberg

Alfhild Kringstad
Alfhild Kringstad

Vedlegg

TABELL

KLORERTE FENOLER OG -GUAJAKOLER I BLANDPRØVER AV TORSKELEVER FRA
HVALER/KOSTER-OMRÅDET

Resultatene er angitt i ng/g fett.

SI-kode	Prøve	% tørrstoff	% fett på v.v. basis	2,4-dikl. fenol	2,4,6-trikl. fenol	2,3,5-trikl. fenol	4,5-dikl. gua.j.	2,3,4,6-tetrakl. fenol	3,4,5-trikl. gua.j.	4,5,6-trikl. gua.j.	Penta-klor-fenol	Tetra-kl. gua.j.
890509-101	Lever II st. 2 25 stk	54.8	52.1	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
890509-102	Lever II st. 4 25 stk	61.7	53.7	"	"	"	"	"	"	"	"	"
890509-103	Lever II st. 6 8 stk	52.6	35.3	"	"	"	"	"	"	"	"	"
Deteksjons- grenser	-	-	-	12	9	6	20	3	4	4	4	3

i.p. = ikke påvist

13.6.89
AKR

ANALYSEMETODE

Klorfenoler i biologisk materiale

Prøvene homogeniseres og ekstraheres 2 ganger med isopropanol og cyklohexan.

En aliquot av ekstraktet renses med en ionebytter, tilsettes en indre standard og eventuelle fenoler derivatiseres. Ekstraktet analyseres gasskromatografisk.

Identifiseringen skjer ved å sammenlikne retensjonstidene til toppene i kromatogrammet av prøven med toppene i kromatogrammet av en standardblanding. Kvantifiseringen foretas ved å sammenlikne topphøyden av komponenter i prøven med en standardkurve av topphøyder til de respektive komponentene i standardblandingen.

Fettbestemmelse utføres på en aliquot av utgangsekstraktet ved veiing før og etter tørking ved 110⁰C.

Tørrstoffbestemmelse utføres ved veiing av prøvematerialet før og etter tørking ved 110⁰C.

, **Vedlegg E**

Brev av 1/11-90 fr NILU. Dioksinanalyse av krabbe.



SAB

Norsk institutt for vannforskning
v/John Arthur Berge
Postboks 69 Korsvoll

0808 OSLO 8

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
J. nr.: 3367/90
Sak nr.: 90034-6
Dato: 2.11

Deres ref.:

Vår ref.:
MOE/MAA/O-1486

Lillestrøm, 1. november 1990

DIOKSINANALYSERESULTATER I KRABBE FRA IDDEFJORDEN

Det henvises til Deres bestilling av 14.9.1990 angående analyse av polyklorete dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) i krabbe fra Iddefjorden. Vedlagt oversendes analyseresultatene. Gjenvinningen av de tilsatte ¹³C-merkete isomerer er bra. Nivået uttrykt i 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter er i samsvar med det som ble målt langs den svenske vestkysten. Hvis ønskelig kan vi foreta en nøye vurdering av isomermønsteret mot pristillegg.

Fettprosenten i prøven var 20,9%.

Med vennlig hilsen

Michael Oehme
Laboratoriesjef

Vedlegg: 1

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

Postal address:
P.O.Box 64
N-2001 LILLESTRØM, Norway

Office address:
Elvegt. 52
LILLESTRØM

Telephone: (06) 81 41 70
Telefax : (06) 81 92 47
Telex : 74854 nilu n

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 3 30 83 27

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/525
 PRØVEBESKRIVELSE KRABBE, IDDEFJORDEN
 KUNDE NIVA PROSJ. NR. 0-90034-6
 KUNDENS PRØVENUMMER ?
 DATAFILER >T9486, >T9499

 TOTAL PRØVEMENGDE 10,000
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	28,609	66,7%	2,86
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	6,128		0,06
23478-penta-CDF	14,830	72,0%	7,42
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	4,352	72,7%	0,44
123678-hexa-CDF	2,917		0,29
123789-hexa-CDF	0,074		0,01
234678-hexa-CDF	3,943		0,39
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	3,733	65,5%	0,04
1234789-hepta-CDF	0,060		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,624		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		11,50
2378-tetra-CDD	4,952	61,5%	4,95
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	3,322	72,3%	1,66
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	2,537		0,25
123678-hexa-CDD	8,519	70,3%	0,85
123789-hexa-CDD	2,897		0,29
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	5,306	64,2%	0,05
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	13,945	57,0%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		8,08
SUM 2,3,7,8-TEQ			19,58

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2011-9