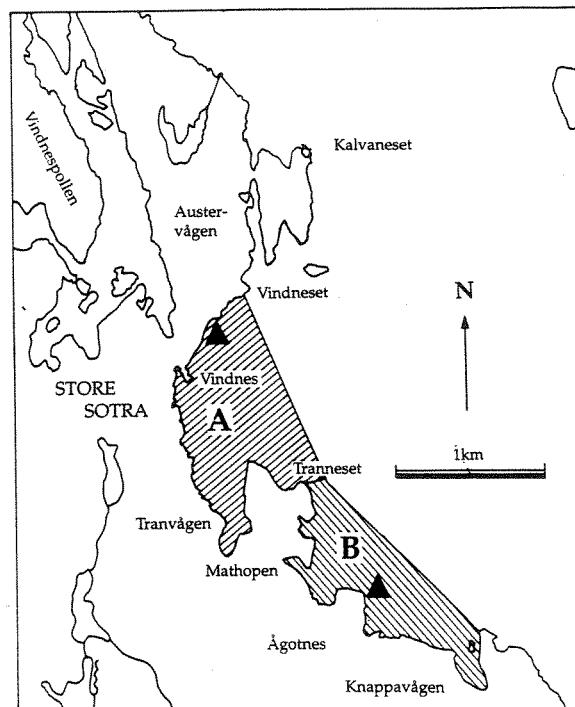


0-93266

Orienterende undersøkelse av
miljøgifter i fisk og skalldyr fra omegnen av
KS Coast Center Base,
Fjell kommune, Hordaland, november 1993.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-93266	Undernr.:
Løpenr.: 3040	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Orienterende undersøkelse av miljøgifter i fisk og skalldyr i omegnen av KS Coast Center Base, Fjell kommune, Hordaland, november 1993.	Dato: 6/4-94	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Marin økologi	
Forfatter(e): Jon Knutzen Lasse Berglind	Geografisk område: Hordaland	
	Antall sider: 21	Opplag:

Oppdragsgiver: Fjell kommune/Coast Center Base.	Oppdragsg. ref.:
--	------------------


Ekstrakt: Små/moderate overkonsentrasjoner av PCB (polyklorerte bifenyl) er konstatert i lever av torsk og skallinnmat av krabbe fanget i nærområdet av Coast Center Base, Sotra. Ingen overkonsentrasjoner av PCB ble funnet i blåskjell. Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i lever av torsk/lomre, krabbe og blåskjell var moderat forhøyet sammenlignet med "bakgrunnsnivået", vesentlig på grunn av oljerelaterte forbindelser. Sannsynligvis var også de registrerte konsentrasjonene av TBT (tributyltinn) i blåskjell noe høyere enn vanlig på mindre trafikkerte steder.

4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. PCB
3. PAH
4. TBT

4 emneord, engelske

1. Micropollutants
2. PCB
3. PAH
4. TBT

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2492-0

Norsk institutt for vannforskning

O-93266

**ORIENTERENDE UNDERSØKELSE AV MILJØGIFTER I
FISK OG SKALLDYR I OMEGNEN AV KS COAST
CENTER BASE, FJELL KOMMUNE, HORDALAND,
NOVEMBER 1993**

Oslo,

6. april 1994.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Einar Brevik
Frank Kjellberg

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Fjell kommune og KS Coast Center Base(CCB) i henhold til avtale basert på programforslag i telefax fra NIVA av 16. november 1993 og bekreftelse fra Fjell kommune og CCB i brev av 1. desember 1993.

Kontakter med oppdragsgiver har vært miljøvernleder Roald Larsen, Fjell kommune og Knut Landro, CCB.

Innsamlingen av fisk og skalldyr har vært organisert av oppdragsgiver og utført av Karl Monsen, Ågotnes.

Materialet er opparbeidet og analysert ved NIVA med følgende hovedansvarlige:

Frank Kjellberg:	Opparbeidelse.
Lasse Berglind:	Analyse av PAH og TBT.
Einar Brevik:	Analyse av PCB og andre klororganiske forbindelser.
Marit Villø:	Analyse av bly.

Oslo, 6.april 1994.



Jon Knutzen.

Innhold

Side

FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
3. MATERIALE OG METODER	6
4. RESULTATER OG VURDERING	9
4.1 PAH i fisk, krabbe og blåskjell	9
4.2 Klororganiske forbindelser i fisk, krabbe og blåskjell	10
4.3 TBT (tributyltinn) i blåskjell	11
4.4 Bly i krabbe og torsk	13
5 REFERANSER	15
VEDLEGGSTABELLER	18

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I I det lokale området utenfor Coast Center Base (figur 1) er det i november 1993 samlet inn orienterende prøver av fisk, skalldyr og krabbe til analyse på polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorete bifenyler (PCB), TBT (tributyltinn) og bly.
- II For alle stoffene lå de registrerte verdiene på omkring "antatt høyt bakgrunnsnivå" i bare diffust belastede områder (dvs. langt fra punktkilde) eller litt over. Tilfellene av overkonsentrasjoner begrenset seg til mindre enn 2 - 3 gangers forhøyelse av "bakgrunnsnivåene", med noe forbehold for TBT, der det er særlig sparsomt med referansedata.

Forekomsten av potensielt kreftfremkallende PAH var lav i alle prøver.
- III De moderate forhøyelsene har liten eller ingen praktisk betydning for spiseligheten av sjømat fra området. Med et visst forbehold for TBT, representerer nivåene heller ingen fare for økologisk skade.
- IV Samlet gir observasjonene indikasjoner på tilførsel av PCB og PAH fra sediment og noe tilførsel av oljerelaterte PAH og TBT til overflatelaget. (Delvis sterk PAH-forurensning i sediment er konstatert fra tidligere).
- V For å få en mer fullstendig oversikt over situasjonen, tilrås at sedimentene også undersøkes mht. PCB, TBT og eventuelt metaller, samt mer omfattende for PAH. Dette vil bl.a. belyse spørsmålet om den relative betydning av eksisterende tilførsler versus "utlekking" fra bunnnavleiringene.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Registrering av til dels høye verdier av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner, tjærestoffer) i sedimentene utenfor avløp fra Coast Center Base (CCB) (NOTEBY, 1992) har ledet til spekulasjoner om mulig forurensning også av fisk og skalldyr.

Fordi den mangesidige virksomheten ved CCB også kan gi opphav til andre typer av forurensninger, er det i tillegg til PAH inkludert orienterende analyser av andre miljøgifter: PCB (polyklorerte bifenyler, bl.a. brukt i transformatorolje, hydrauliske væsker og som tilsetning i plast og maling), TBT (tributyltinn, begroingshindrende tilsetningsstoff i bl.a. skipsmaling, forbudt på båter under 25 m i 1989) og bly (tilsetningsstoff som finnes i bensin, bestanddel av enkelte typer maling o.a.). PAH og råolje dannes ellers ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale (følgelig en bestanddel i røyk og eksos).

Hovedhensikten med undersøkelsen har m.a.o. vært - ved analyse av utvalgte indikatorarter fra antatt mulig belastede steder - å få bekreftet/avkreftet spekulasjoner om forurensning av spiselige organismer.

3. MATERIALE OG METODER

Det er samlet inn fisk, taskekrabbe og blåskjell fra to delområder på østsiden av Store Sotra (figur 1):

A. Austervågen.

B. Ut for Ågotnes.

Det analyserte materialet fra november 1993 har bestått i blandprøver av:

Fra område A: 11 torsk (798 - 3321, i middel 1620 g); 20 krabber (skallbredde 13 - 16 cm, 15 hunner, resten hanner); 18 lomre (1 forkastet, 335 - 787, i middel 580 g); 50 blåskjell (4.4 - 6.1, i middel ca. 5.5 cm).

Fra område B: 20 krabber (skallbredde 13 - 17.5 cm, 14 hunner, resten hanner); 50 blåskjell (4.6 - 6.0 cm, i middel ca. 5.5 cm).

I fisk er det analysert på lever, i krabbe på krabbesmør (hepatopankreas, fordøyelseskjertelen) og i blåskjell på hele skallinnmaten minus lukkemuskler. Gjennomsnittlig mengde av krabbesmør var ca. 24/22 g hhv. for krabbene fra områdene A og B, som var 46/42% av hele skallinnmaten.

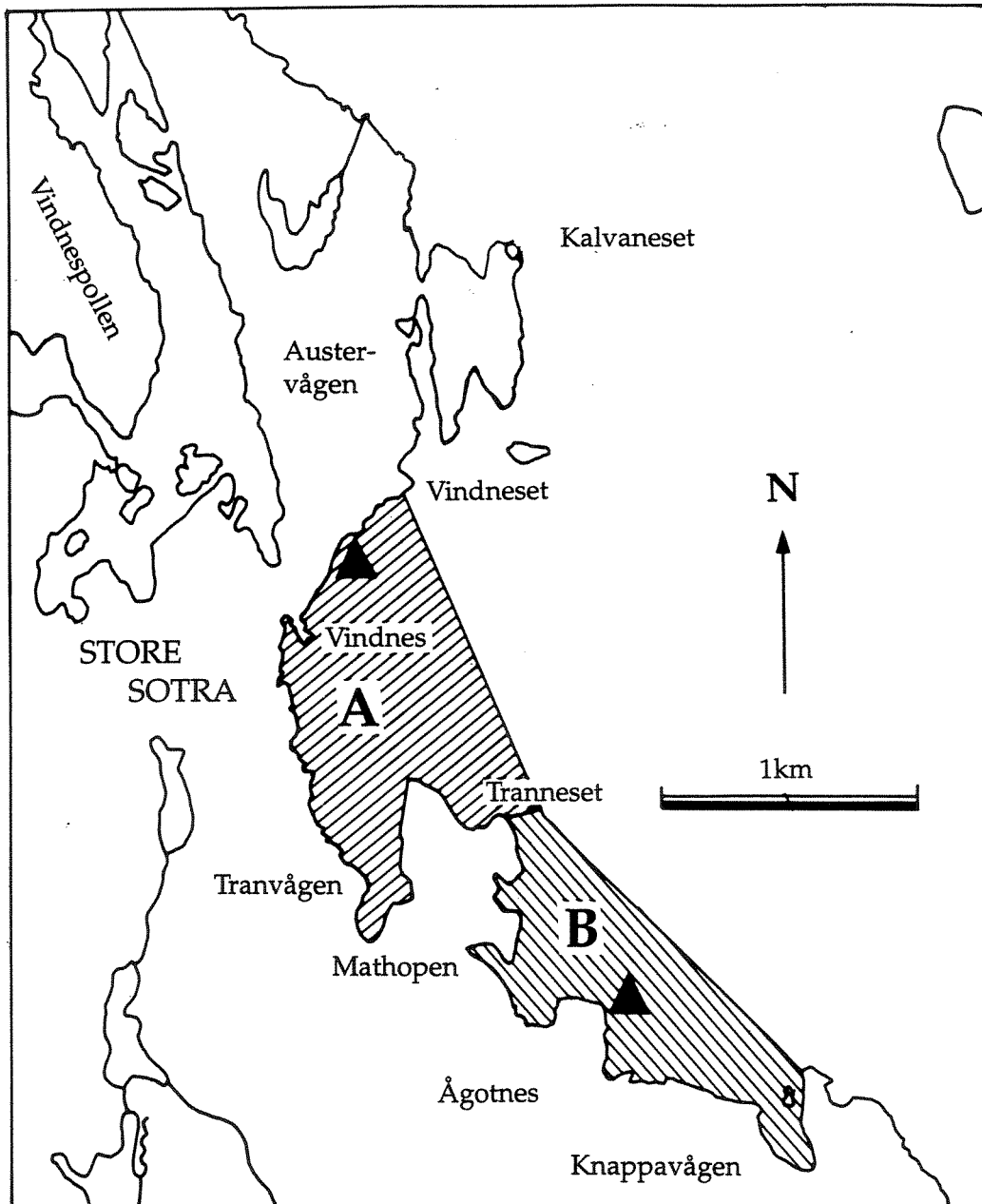
Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøven ekstraheres så med et organisk løsningsmiddel tilsatt tropolone. Ekstrahert TBT behandles deretter med metylmagnesiumbromid (Grignard-reaksjon). TBT-derivatet analyseres med GC/MSD i SIM. Kvantifisering gjøres ut fra ekstern standard. Deteksjonsgrensen avhenger av utveid prøvemengde og ekstraktets sluttvolum, men kan her settes til 5 ng TBT/g tørrvekt. For nærmere detaljer om analysemetodikk henvises til Bjørklund (1987) og Gremm og Frimmel (1992).

Fettvektbestemmelse utføres ved å ekstrahere/desintegrere prøven ved bruk av ultralyddesintegrasjon og en blanding av aceton og cykloheksan som organisk løsemiddel. Aceton absorberer rester av vann i prøven og skilles fra cykloheksan-fasen i skilletrakt. Cykloheksan-fasen som inneholder den ekstraherbare fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt.

Prøvene er transportert og oppbevart nedfryst, - tint for opparbeidelse og lagret i fryser inntil homogenisering og analyse.

Homogenisering er foretatt med en SILVERSON 4LR homogenisator eller i TEFAL food processor.

Ved analysene på PAH tilsettes en subprøve av homogenisatet indre standarder (7 deutrerete PAH) og forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert etter Grimmer og Böhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH er foretatt med n-pentan, og ekstraktet renses ved partisjonering med DMF/vann (9 : 1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført ved GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt (SRM, 1971) og eget biologisk referansemateriale. Instrumentet kalibreres også hyppig med standarder. Standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser er i middel < 10% (3 - 15%) og deteksjonsgrensen vanligvis ca. 0.2 µg/kg v.v.



Figur 1. Innsamlingsområder for prøver av fisk og krabbe (A, B, skravert) og blåskjell /fylte trekanter, høstet fra tau) i november 1993.

For de klororganiske analysene er vått homogenisert materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralyd desintegrasjon. Etter vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes ekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, løses i cykloheksan og renses/forsåpes med konsentrert svovelsyre.

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

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver. Oppnåelig presisjon ved gjentatt analyse av referansematerialet er 5 - 10% for enkeltforbindelser. Deteksjonsgrensene for enkeltforbindelser er 0.1 - 0.2 µg/kg våtvekt.

For metallanalysene er en innveid subprøve av tint homogenisert oppsluttet med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988).

Bly er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988, med deteksjonsgrense 0.1 mg/kg våtvekt.

4. RESULTATER OG VURDERINGER

Rådata for analysene av PAH, klororganiske forbindelser, TBT (tributyltinn) og bly er presentert i vedleggstabeller. De viktigste resultatene er oppsummert i sammendragstabeller nedenfor.

4.1. PAH i fisk, krabbe og blåskjell

I alle prøvene besto mesteparten (55 - 75%) av forurensningen med PAH av forbindelser som primært er knyttet til olje og oljederivater, dvs. naftalener, dibenzothiofen og fenantren med metyllderivater (sum NPD i tabell 1). Dette gir vitnesbyrd om noe belastning med olje på begge prøvestedene, som er å forvente i et område med skipstrafikk og industrialisert lokalt nedbørfelt. Oljerelatert forurensning på det registrerte nivå kan ha smakskonsekvenser, men har neppe betydning for spiseligheten av fisk og skaldyr. Oljederivater utgjorde også en betydelig andel av sum PAH i særlig prøve 4 av sedimentene (NOTEBY,1992), som ellers inneholdt bl.a. bemerkelsesverdig mye antracen (25/40%) i de to mest forurensede prøvene. I de biologiske prøvene spilte antracen en underordnet rolle (kfr. vedlegg).

Nivået av NPD i fiskelever var i samme størrelsesorden som registrert i Bergen havn/Byfjorden (Skei et al., 1994) og ved marinbasen ved Haakonsværn (Konieczny et al., 1993). Selv om det dreier seg om mindre farlige stoffer, må forekomsten i spiselige organismer anses som uønsket og understreke betydningen av å begrense søl og annen tilførsel av olje. Det forholdsmessig høye innholdet i fiskelever og krabbeinnmat jevnført med blåskjell samsvarer med at sedimentene inneholder en del olje, mens tilførselen til overflatelaget har vært moderat i tiden før blåskjellene ble samlet.

Egentlige PAH (fratrasket NPD og bifenyli) opptrådte i moderate/lave konsentrasjoner, og sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) var fra 0 (< 0.5) til 7 µg/kg våtvekt. Dette er så lavt at det neppe har betydning for spiseligheten, dvs. at et eventuelt bidrag fra lokale organismer vil utgjøre en liten del av KPAH og andre potensielt kreftfremkallende stoffer som man inntar i et vanlig kosthold (om PAH, kfr. f.eks. Larsson, 1982 og Alexander et al., 1992; ellers Ames, 1991).

Tabell 1. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og diverse disykliske forbindelser i lever av torsk (*Gadus morhua*), lever av lomre (*Microstomus kitt*), hepatopankreas (krabbesmør) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) i omegnen av CCB i november 1993, µg/kg våtvekt (kfr. figur 1 for prøvesteder).

Stoffer	Torsk, lever	Lomre, lever	Krabbesmør		Blåskjell	
	Omr. A	Omr. B	Omr. A	Omr. B	Omr. A	Omr. B
Sum PAH	140.6	46.5	92.3	59.6	171.1	160.8
NPD ¹⁾	97.9	35.9	65.1	41.9	116.0	88.1
Eg. PAH ¹⁾	18.7	7.5	21.1	13.7	53.1	68.7
KAPH ²⁾	-	1.0	4.9	3.1	8.5	11.2
B(a)P ²⁾	-	-	1.2	1.5	0.8	1.1
% tørrvekt	61.5	27.8	30.0	61.5	22.1	20.1

¹⁾ Se forklaring i tekst.

²⁾ Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987), hvorav B(a)P (benzo(a)pyren) er den mest kjente.

Best som indikator på PAH-belastningen er blåskjell, der det finnes mye data både fra forurensede

og relativt upåvirkede områder. Jevnført med SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993) representerer 160 - 170 µg/kg våtvekt en moderat grad av forurensning (kl.2). Overkonsentrasjonen jevnført med et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå (= "normalverdi", langt fra punktkilder) var mindre enn 2 ganger.

Imidlertid tar denne klassifikasjonen primært sikte på å karakterisere forurensning med de egentlige PAH, og da ligger blåskjellverdiene i tabell 1 såvidt i overkant av det man må regne med kan opptre, selv i bare diffust belastede områder. (Grensen på 100 µg/kg i Knutzen et al., 1993 er forøvrig moden for noe nedjustering i lys av senere data, kfr. Skei et al., 1994).

For PAH i fisk er det ganske begrenset med pålitelige referansedata fra "uberørte" områder, men totalinnholdet av PAH bør neppe overstige 10 µg/kg våtvekt (se henvisninger i Skei et al., 1994). Noe lignende kan gjelde krabbeinnmat. Verdiene i tabell 1 indikerer følgelig en viss, men moderat grad av belastning også i fisk og krabbe.

Av tabell 1 fremtrer ingen forskjell av betydning mellom de to områdene. Dette er særlig åpenbart for blåskjell, der man imidlertid skal være klar over at en enkel prøvetaking kan være misvisende mht. hyppighet av mindre episodiske belastninger (fordi blåskjellene tar opp og skiller ut PAH og oljehydrokarboner relativt raskt, - med halveringstider på få dager eller uker, kfr. Knutzen et al., 1992).

4.2. Klororganiske forbindelser i fisk, krabbe og blåskjell

PCB-innholdet i torskelever fra område A (tabell 2) lå omkring eller litt over det som kan betraktes som "høyt diffust bakgrunnsnivå". Verdien i tabell 2 er ikke helt ut sammenlignbar med grensen på 1000 µg/kg for kl. 1 i Knutzen et al. (1993), idet denne refererer seg til bestemmelse av total-PCB,, mens moderne analyser gir kvantifisering av enkeltforbindelser. (Klassifiseringen er m.a.o. moden for revisjon). Antar man for sikkerhets skyld at ΣPCB_7 bør multipliseres med 2 for å gi et sammenlignbart tall (kfr. noe lavere forholdstall i Marthinsen et al., 1993), fås en overkonsentrasjon i torskelever som er mindre enn 2 ganger.

Tabell 2. PCB, nedbrytningsprodukter av DDT ¹⁾ og utvalgte andre klororganiske forbindelser i lever av torsk (*Gadus morhua*) og lomre (*Microstomus kitt*), krabbesmør (hepatopankreas) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra omegnen av CCB i november 1993, µg/kg våtvekt. Se fotnote for forklaring av forkortelser.

Stoffer	Torsk, lever	Lomre, lever	Krabbesmør		Blåskjell	
	Omr. A	Omr. B	Omr. A	Omr. B	Omr. A	Omr. B
Σ PCB ₇ ¹⁾	899	59	228	158	2.4	1.1
Σ PCB ₉ ¹⁾	810	53	210	143	2.2	1.0
p,p-DDE	90	7	16	19	0.3	0.1
p,p-DDT	27	2	< 1	< 1	0.3	0.1
σ-HCH	6	< 2	< 1	< 1	0.1	< 0.1
γ-HCH	8	< 2	< 1	< 1	< 0.1	0.2
HCB	13	2	2	3	0.1	< 0.1
% fett	54.1	9.9	12.5	16.3	2.7	0.7

1) PCB₇: Sum av PCB nr. 28, 522, 101, 118, 138, 153, 180.

PCB₉: PCB₇ + nr. 105 og 156.

DDE/DDD: Nedbrytningsprodukter av insektbekjempningsmiddelet DDT (diklอร์ดifenyltriklor-
etan).

σ- og γ-HCH: Isomere av heksaklorsyklusheksan, γ-HCH = Lindan (insektbekjempnings-
middel).

HCB: Heksaklorbenzen (vidt utbredt forurensning fra forskjellig industriutslipp o.a.).

Referanseverdier for PCB i lomre er det sparsomt med, men verdien i tabell 2 ligger ikke høyere enn funnet langt fra punktkilder i Øygarden (Bjerknes et al., 1992). I Bergensområdet var innholdet av PCB i lomre vesentlig høyere (Skei et al., 1994).

For krabber er det likeledes begrenset med referansedata, men tall fra områder fjernt fra punktkilder (Næs et al., 1991, Bjerknes et al., 1992, Knutzen et al., 1993b, 1994, NIVA, unpubl.) tyder på at Σ PCB₇ i krabbesmør i hvert fall ikke bør ligge over 100 µg/kg våtvekt, noe beroende på fettinnholdet (se også Berge, 1991). Det kan imidlertid tilføyes at det også finnes eksempler på uoppklart høye "bakgrunnsverdier" (Bjerknes et al., 1992). Ut fra dette synes også krabbene fra Austervågen å ha noe forhøyet PCB-innhold, men neppe mer enn 2 - 3 ganger "normalnivået".

Blåskjellverdiene av PCB var lave.

Konklusjonen er at det foreligger indikasjoner på en viss PCB-kontaminering av bunnsedimenter, som forplanter seg via forurensede næringsdyr til torsk og krabbe. Derimot er det ingen vitnesbyrd om vedvarende nåtidig tilførsel (kfr. de lave blåskjellverdiene).

Verdiene for DDE/DDD i torskelever og blåskjell ligger under "antatt høyt bakgrunnsnivå" (Knutzen et al., 1993a). Det samme gjelder HCH-forbindelsene og HCB.

4.3. TBT (tributyltinn) i blåskjell

Bakgrunnen for de orienterende analysene av TBT er den generelle faren i havner og trafikkerte sjøområder for forurensning med antibegroingsmidler fra maling brukt på båter,

undervannsinstallasjoner og sjøvannsledninger (Knutzen, 1993). TBTs høye grad av giftighet overfor enkelte marine organismer (særlig østers og en del arter av snegl) har medført restriksjoner på bruk, - i Norge bl.a. forbud mot TBT i bunnstoff eller maling på båter under 25 m (Miljøverndepartementet, 1989).

Verdiene i blåskjell fra Austervågen og Ågotnes (tabell 3) representerer moderate overkonsentrasjoner når det sammenlignes med utenlandske observasjoner eller de fåtallige registreringene fra Norge (tabell 3). Bl.a. ses en betydelig forskjell fra registreringene i Breviksfjorden - Langesundsbukta fra før begrensningene på bruk av TBT ble innført. Nivåene var også lavere enn i Oslo's havneområde og omtrent som i indre og midtre del av Oslofjorden (tabell 3).

Likeledes lå Sotra-verdiene godt under grensen for det som er observert å gi negativt utslag på næringsopptak og vekst hos blåskjell, dvs. 3000 - 4000 µg/kg tørrvekt i henhold til Widdows og Page (1993).

Likevel er kontamineringen tydelig i forhold til de laveste verdiene som er funnet i utenlandske blåskjell (kfr. f.eks. data fra Short og Sharp, 1989 og Uhler et al., 1993 i tabell 3). Hvorvidt dette kan utgjøre noen risiko for mer ømfintlige arter enn blåskjell, er vanskelig å bedømme, idet angivelsene av forholdet mellom konsentrasjon i henholdsvis skjell og vann spriker betydelig. Laboratorietester har som regel gitt lavere tall for dette forholdet enn feltobservasjoner - f.eks. 1000 - 3000 anngitt av Laughlin og French (1988) etter laboratorieforsøk mot 5000 - 60000 ved feltmålinger av Zuolian og Jensen (1989). En hypotese til forklaring av dette er at skjellene under naturlige forhold får en vesentlig del av TBT i seg fra næring.

Antas en konsentrasjonsfaktor på 10000, får en teoretisk TBT-konsentrasjon i vannet utenfor CCB på ca. 20 - 40 ng/l. Dette er høyere enn terskelverdiene for skade på østers, purpursnegl og nettsnegl, men godt under de skadegrenser som angis for de fleste andre organismer (se Bryan og Gibbs, 1991 og referanser i Knutzen, 1993).

Tabell 3. TBT i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra omegnen av CCB, november 1993, sammenlignet med andre data fra Norge og utenlandske litteraturangivelser. Konsentrasjoner i μg TBT/kg tørrvekt. Litteraturangivelser delvis omregnet fra våtvektbasis ved 6 som faktor eller fra angivelser som Sn (faktor 2.46).

Sted/tid/Bemerkn.	Kom.	Ref.
Omr. A, CCB.	226	-
Omr. B, CCB.	373	-
3 stasjoner, Oslofj. nov. 1992, høyest ved Akershuskaia, lavest ved Mølen i Hurum.	150 - 770	NIVA, upubl.
Ut for malingsfabrikkdeponi, Manger/Hordaland, april 1993.	230 - 400	NIVA, upubl.
4 stasjoner fra innerst i Breviksfj. (høyest) til Mølen i Langesundsbukta (lavest), 1986.	920 - 1580	Page og Widdows (1991)
Div. omr. i Sverige, 1987 - 88, deteksjonsgr. ca. 125 $\mu\text{g}/\text{kg}$.	< ca. 230 - 6300	Björklund (1987, 1988)
Div. estuarer i England 1986 ¹⁾ .	\approx 1000 - 16000	MAFF (1993)
" " " " 1991 ¹⁾ .	\approx 120 - 1500	
Estuarer på vestkysten av USA, 1987.	< 30 - 4800 ²⁾	Short og Sharp (1989)
Div. lok. i Nederland, 1988.	130 - 2300 ³⁾	Ritsema et al. (1991)
Div. lok. på øst- og vestkysten av USA.	116 - 3256	Uhler et al. (1989)
Div. lok. på øst- og vestkysten av USA, 1989 - 90 ⁴⁾	10 - 1200	Uhler et al. (1993)
Div. lok. på øst- og vestkysten av USA.	250 - 3800	Wade et al. (1988)
Antatt mindre berørt lok. (?) i Danmark, 1986.	\approx 1000	Zuolian og Jensen (1989)

1) Før og 3 år etter forbud (1987) mot bruk av TBT på småbåter.

2) For det meste 120 - 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

3) En lokalitet under angitt deteksjonsgrense på 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (? - uvanlig lavt).

4) Etter restriksjoner på TBT-bruk. Angitt det.gr. 20, flere steder < 50, for det meste 100 - 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Under vanlige naturlige forhold er TBT forholdsvis raskt nedbrytbart og viser ingen oppkonsentrering med høyere trinn i næringskjeder. Imidlertid synes stoffet å ha halveringstider i sediment som - avhengig av forholdene - varierer fra måneder til flere år (Seligman et al., 1989, Stewart og de Mora, 1990, Dowson et al., 1993, Quevaubiller et al., 1994).

Kilden for de moderat, men tydelig forhøyede nivåene i blåskjell fra Austervågen er det vanskelig å uttale seg om uten nærmere opplysninger om tidligere og nåværende aktiviteter i området. I denne forbindelse bør det overveies å få gjort noen orienterende analyser av gruntvannssedimenter (5 - 20 m dyp), slik at man har dekket denne mulighet før det søkes etter andre kilder.

Sedimentanalyser vil også tjene til å belyse tilstand mht. PCB, oljekomponenter, PAH og metaller og derved mulige tidligere tilførsler av miljøgifter.

4.4. Bly i krabbe og torsk

Analysene ga 0.20 og 0.21 mg/kg våtvekt henholdsvis i torskelever og krabbesmør (vedlegg). Dette er moderate verdier som muligens kan vitne om en viss påvirkning (omkring dobling av "bakgrunnsverdi"), men uten praktisk betydning. Tilsvarende konsentrasjoner er vanlig forekommende også på steder med bare diffus belastning (for torsks vedkommende kfr. Knutzen (1987) med referanser, Ringdal og Julshamn, 1992, Green og Knutzen (1994) og Skei et al. (1994);

for krabbe Berge (1991), Næs et al. (1991), Berge og Helland (1993) og Skei et al. (1994)).

Både for bly og andre metaller utenom kvikksølv gjelder at fisk er lite anvendelig som indikator, idet netto-opptaket er vesentlig mer regulert enn i f.eks. muslinger og snegl (se referanser hos Knutzen, 1987). For eventuelt å få informasjon om tidligere og nåværende belastning med bly og andre metaller, vil det være hensiktsmessig med analyser av sedimenter og blåskjell/tang.

5. REFERANSER

- Alexander, J., G. Becker og E. Dybing, 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in fish. S. 1981-194 (kap. 15) i *Fish as Food. Report from a Nordic expert meeting on nutritional and toxicological aspects of fish as food.* Hindås, Sweden. 19-20 November 1990. Rapport 1992: 568 fra Nordisk Ministerråd, København, 207 s. ISBN 92-9120-095-4.
- Ames, B.N., 1991. Natural carcinogens and dioxin. *Sci. Total. Environ.* 104: 159-166.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s.
- Berge, J.A. og A. Helland, 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/1992. Miljøgifter i sedimenter, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 531/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2953), 56 s.
- Bjerknes, V., N. Green, J. Klungsøyr og S. Wilhelmsen, 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. NIVA-rapport O-92008 (l.nr. 2789), 29 s. ISBN 82-577-2175-1.
- Björklund, I., 1987. Skeppsbottnfärgernas miljöeffekter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15 s. ISSB: 0284-1185.
- Björklund, I., 1988. Miljöeffekter av tennbaserade skeppsbottenfärger. Rapport 6/86 fra Kemikalieinspektionen, 38 s. ISSB: 0284-1185.
- Bryan, G.W. og P.E. Gibbs, 1991. Impact of low concentration of tributyltin (TBT) on marine organisms: A Review. S. 323-361 i M.C. Newman og A.W. McIntosh (red.): *Metal ecotoxicology. Concepts & applications.* Lewis Publ., Chelsea, Michigan.
- Dowson, P.H., J.M. Bubl og J.N. Lester, 1993. Depositional profiles and relationships between organotin compounds in freshwater and estuarine sediment cores. *Environ. Monit. Assess.* 28: 145-160.
- Green, N. og J. Knutzen, 1994. Miljøundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 541/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking NIVA-rapport O-921315 (l.nr. 2972), 54 s. ISBN 82-577-2401-7.
- Gremm, T.J. og F.H. Frimmel, 1992. Determination of organotin compounds in aqueous samples by means of HPGC-AED. *Wat. Res. Vol.* 26: 1163-1170.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis and high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *J. AOC* 58: 725-733.
- IARC., 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåere av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q-388 (l.nr. 2051), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.

- Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser - en marin forurensning som er undervurdert i Norge? VANN 2 (1993): 235-243.
- Knutzen, J., J. Klungsøyr, E. Oug og K. Næs, 1992. Transport and fate. S. 51 - 92 in A. Molven og A. Goksøyr (eds.): Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. Research Programme on Marine Pollution (PMF). NTNF, Oslo, 120 s.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-923/1993), 20 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J. Utne Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2833), 133 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2989), 127 s. ISBN 82-577-2427-0.
- Konieczny, R.M., T.M. Johnsen, J. Klungsøyr og J. Knutzen, 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøving-feltet Haakonvern, Bergen 1993. NIVA-rapport O-930040 (l.nr. 2942), 73 s. ISBN 82-577-2362-2.
- Larsson, B., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked fish. Lebensm. Unters. Forsch. 174: 101-107.
- Laughlin, R.B. og W. French, 1988. Concentration dependence of bis (tributyl)tin oxide accumulation in the mussel, *Mytilus edulis*. Environ. Toxicol. Chem. 7: 1021-10126.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1993. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating disposal of wastes at sea, 1991. Aquatic Environment Monitoring Report No. 36.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- Miljøverndepartementet, 1989. Forskrifter om forbud mot produksjon, import, omsetning og bruk av begroingshindrende midler som inneholder organotinn. T-722.
- NOTEBY, 1992. CCB Ågotnes. Miljøtekniske grunnundersøkelser. Rapport 51001-1 av 7/12 1992.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunn-sedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (l.nr. 2645), 104 s. ISBN 82-577-1986-2.

- Page, O.S. og J. Widdows, 1991. Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissues: A toxicological interpretation of field data. *Mar. Environ. Res.* 32: 113-129.
- Quevauviller, P., O.F. X. Donard og H. Etcheber, 1994. Butyltin distribution in a sediment core from Arachon Harbour (France). *Environ. Pollut.* 84: 89-92.
- Ringdal, D. og K. Julshamn, 1992. Metals in marine organisms. S. 72 - 97 i J. Skei og L. Berg (red.): Trace metals in the marine environment: State of the art and research needs. Programme on marine pollution (PMF). NTNf-rapport, Oslo, 259 s. ISBN 82-7224-337-4.
- Ritsema, R., R.W.P.M. Laane og O.F.X. Donard, 1991. Butyltins in marine waters of the Netherlands in 1988 and 1989; concentrations and effects. *Mar. Environ. Res.* 32: 243-260.
- Seligman, P.F., J.G. Grovhoug, A.O. Valkirs m.fl., 1989. Distribution and fate of tributyltin in the United States marine environment. *Appl. Organomet. Chem.* 3: 31-47.
- Short, J.W. og J.L. Sharp, 1989. Tributyltin in bay mussels (*Mytilus edulis*) of the Pacific Coast of the United States. *Environ. Sci. Technol.* 23: 740-743.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsøyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport O-93017 (l.nr. 3018), 88 s. ISBN 82-577-2469-6.
- Stewart, C. og S.J. de Mora, 1990. A review of the degradation of tri(n-Butyl)tin in the marine environment. *Environ. Technol.* 11: 565-570.
- Uhler, A.D., G.S. Durell, W.G. Steinhauer og A.M. Spellacy, 1993. Tributyltin levels in bivalve molluscs from the east and west coasts of the United States: Results from the 1988 - 1990 national status and trends mussel watch project. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 139-153.
- Uhler, D., T.H. Coogan og K.S. Davis m.fl., 1989. Findings of tributyltin, dibutyltin and monobutyltin in bivalves from selected U.S. coastal waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 971-979,
- Wade, T.L., B. Garcia-Romero og J.M. Brooks, 1988. Tributyltin contamination in bivalves from United States coastal estuaries. *Environ. Sci. Technol.* 22: 1488-1493.
- Widdows, J. og D.S. Page, 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35: 233-249.
- Zuolian, C. og A. Jensen, 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel, *Mytilus edulis*, under natural conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 20: 2821-286.

VEDLEGGSTABELLER

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Coast Center Base
 Oppdragsnr. : 93266
 Prøver mottatt : 10.1.94
 Lab.kode : BCA 1-6
 Jobb nr. : 94/3
 Prøvetype : Bio.materiale
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 23.2.94
 Analytiker : Brg

1: Blåskjell st.A Austervågen 25.10
 2: Blåskjell st.B Ågotnes 25.10
 3: Krabbesmør st.A Austervågen 25.10.93
 4: Krabbesmør st.B Ågotnes 25.10
 5: Torskelever st.A Austervågen 8.11.93
 6: Lomrelever st.A Austervågen 8.11.93

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	45	22	13	9.4	15	11
2-M-Naf.	22	10	20	13	22	9.4
1-M-Naf.	18	8.3	16	8.3	34	9.5
Bifenyl	3	1.9	6.1	4	23	3.1
2,6-Dimetylnaftalen	8.6	4	6.3	4.3	11	1.7
Acenaftalen	2	1.6	0.9	0.6	2.2	0.6
Acenaften	1.7	1.5	1.6	1	4	0.8
2,3,5-Trimetylnaftalen	6.5	9.4	2.3	1.6	10	1.9
Fluoren	1.4	1.3	3.3	2.2	4.4	1
Fenantren	7	9.4	5.3	3.7	4.9	1.9
Antracen	3.5	3.4	0.8	0.6	0.9	0.3
1-Metylfenantren	8.9	25	2.2	1.6	1	0.5
Fluoranten	11	10	2.2	1.7	4	1.9
Pyren	8	13	2.2	1.5	1.7	1.4
Benz(a)antracen*	1.8	1.9	1	0.8		1
Chrysen/trifenylen	9.6	15	2.3	1.4	2	
Benzo(b)fluoranten*	3.8	8.2	1.3	0.8		
Benzo(j,k)fluoranten*	1.7		0.5			
Benzo(e)pyren	4.4	12	1.1	1.6	0.5	0.5
Benzo(a)pyren*	0.8	1.1	1.2	1.5		
Perylen	0.7	0.5	0.5			
Ind. (1,2,3cd)pyren*	0.4		0.9			
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene	1.3	1.3	1.3			
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	171.1	160.8	92.3	59.6	140.6	46.5
Derav KPAH(*)	8.5	11.2	4.9	3.1	0	1
%KPAH	5.0	7.0	5.3	5.2	0.0	2.2
%Tørrstoff	22.1	20.1	26.9	30	61.5	27.8

Anm.: deteksjonsgrense 0.5 ug/kg våtvekt
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Coast Center Base
 Oppdragsnr. : 93266
 Prøver mottatt : 10.01.94
 Lab.kode : BCA1-6
 Jobb.nr. : 94/3
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 15.02.94
 Analytiker : EMB

1: BCA1, St.A, Austerv., 25/10, Blåskjell 4:BCA4, St.B, Ågotnes, 25/10, Kr.smør
 2: BCA2, St.B, Ågotnes, 25/10, Blåskjell 5:BCA5, St.A, Austerv.8/11, T.lever
 3: BCA3, St.A, Austerv., 25/10, Kr.smør 6:BCA6, St.A, Austerv.8/11, L.lever

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	<1	<1	<2	<2
a-HCH	0.1	<0.1	<1	<1	6	<2
HCB	0.1	<0.1	2	3	13	2
g-HCH	<0.1	0.2	<1	<1	8	<2
PCB 28	<0.1	<0.1	1	<1	11	<2
PCB 52	0.3	0.1	<1	<1	26	2
OCS	<0.1	<0.1	<1	<1	<2	<2
PCB 101	0.4	0.2	5	7	62	3
p,p-DDE	0.3	0.1	16	19	90	7
PCB 118	0.4	0.2	30	29	158	8
p,p-DDD	0.3	0.1	<1	<1	27	2
PCB 153	0.6	0.3	87	57	294	20
PCB 105	0.2	0.1	9	10	61	4
PCB 138	0.4	0.2	60	38	174	13
PCB 156	<0.1	<0.1	9	5	28	2
PCB 180	0.1	<0.1	27	12	85	7
PCB 209	<0.1	<0.1	<1	<1	<2	<2
SUM PCB	2.4	1.1	228	158	899	59
SUM SEVEN DUTCH PCB	2.2	1	210	143	810	53
%Fett	2.7	0.7	12.5	16.3	54.1	9.9
%Tørrstoff	22.1	20.1	26.9	30.0	61.5	27.8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Coast Center Base
 Oppdragsnr. : 93266
 Prøver mottatt : 10.01.94
 Lab.kode : BCA 1-2
 Jobb.nr. : 94/3
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 3.3.94
 Analytiker : Brg

1: BCA1, St.A, Austerv., 25/10, Blåskjell
 2: BCA2, St.B, Ågotnes, 25/10, Blåskjell

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
TBT+	50	75				
%Tørrestoff	22.1	20.1				

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 08/03-94

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : JOK Prosjektnr : O 93266 Stikkord : CBC
 Rekvisisjonsnr: 1994-00040 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 940307
 Rekvisisjon registrert : 940111

Analysevariabel	Pb-B
Enhet ==>	µg/g
Metode ==>	E2
PrNr PrDato Merking	
003 931025 Krabbesmør StA Austervåg	0.21

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 08/03-94

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : JOK Prosjektnr : O 93266 Stikkord : CBC
 Rekvisisjonsnr: 1994-00040 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 940308
 Rekvisisjon registrert : 940111

Analysevariabel	Pb-B
Enhet ==>	µg/g
Metode ==>	E2
PrNr PrDato Merking	
006 931108 Torsk lever StBÅgotnes	0.20

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2492-0