



Statlig program for forurensningsovervåking

O-8000356

BASISUNDERSØKELSE AV KRISTIANSANDSFJORDEN

DELRAPPORT 4 MILJØGIFTER I FISK OG ANDRE ORGANISMER

1982-1984

Oslo, den 2. mai 1986

Delprosjektleder : Jon Knutzen
Medarbeidere : Lasse Berglind
Beate Enger,
Senter for industri-
forskning (SI)
Kari Martinsen, (SI)
Per Arvid Asen,
Kristiansand Museum

F O R O R D

Foreliggende rapport utgjør en del av basisundersøkelsen i Kristiansandsfjorden under Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Oppdragsgiver har vært SFT. Andre som har bidratt til finansieringen er Kristiansand og Vennesla kommuner, Falconbridge Nikkelverk A/S, Elkem A/S - Fiskaa Verk, Hunsfos Fabrikker A/S, Norsk Wallboard A/S og Høie Fabrikker A/S. Andre deler av basisundersøkelsen omfatter:

- Kartlegging av forurensningstilførsler.
- Beskrivelse av hydrofysiske forhold (ferskvannstilførsel, saltholdighet, oksygen, lagdeling, vannbevegelse og vannutskiftning).
- Vannkjemi/vannkvalitet (gjødselstoffer, planteplanktonbiomasse, vannets vekstegenskaper, partikkelinnhold og gjennomskinnelighet).
- Sedimentkjemi (innhold av metaller og organiske miljøgifter i bunnavløringer).
- Dyrelivet på bløtbunn.
- Organismesamfunn i strandsonen og på grunt vann.

Koordinering av delprosjektene har vært ved Jarle Molvær.

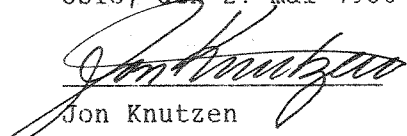
Ansvarlig for den foreliggende del av undersøkelsene er:

- Lasse Berglind (analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner i blåskjell).
- Beate Enger, Senter for industriforskning (SI) (analyse av metaller i organismer, Vedlegg 3)
- Kari Martinsen, (SI), (analyse av persistente organohalogener i fisk og andre organismer, Vedlegg 2)
- Per Arvid Asen, Kristiansand Museum (feltarbeid, innsamling av fisk og det øvrige biologiske materiale).

- Jon Knutzen (delprosjektleder, planlegging, rapportering).

Geir Asen, Kristiansand, har assistert ved feltarbeidet.

Oslo, den 2. mai 1986


Jon Knutzen

JOK/EDA

2. mai 1986

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	8
2. BAKGRUNN	12
3. FORMÅL	15
4. MATERIALE OG METODER	16
5. KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK, SKJELL OG KRABBE	20
5.1 Organiske klorforbindelser i skrubbe og torsk	20
5.1.1 Utvikling 1982-1984	20
5.1.2 Jevnføring med "normalverdier" og data fra andre områder	36
5.1.3 Jevnføring av forurensningsgrad i indre og ytre del av fjorden	39
5.2 Klororganiske forbindelser i ål fra Bladdalstjern og bekkerøye fra Otra	40
5.3 Klororganiske stoffer i blåskjell	42
5.4 Klororganiske stoffer i taskekrabbe	45
6. BROM- OG IODORGANISKE FORBINDELSER I FISK OG SKALLDYR	46
7. METALLER, ARSEN OG FLUOR I FISK, HVIRVELLØSE DYR OG TANG	47
7.1 Metaller i torsk og skrubbe	47
7.2 Metaller i ål fra Bladdalstjern	47
7.3 Metaller, arsen og fluor i blåskjell	47
7.4 Metaller i strandsnegl	51
7.5 Metaller i taskekrabbe	52
7.6 Metaller i oskjell	52
7.7 Metaller i sjøpung	55
7.8 Metaller og arsen i blåretang	55
8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL	61
9. SAMMENFATTENDE VURDERING AV KONSEKVENSER SAMT MOMENTER FOR OVERVÅKING	63
9.1 Helse, rekreasjonsinteresser, fiske og akvakultur	63
9.2 Giftvirkninger	64
10. LITTERATUR	67
11. VEDLEGG 1 Rådatatabeller	75
VEDLEGG 2 Analyse av klororganiske forbindelser	103
VEDLEGG 3 Analyse av metaller	109

FIGURER

Side:

1. Stasjoner for observasjoner av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1982-1984.....	17
2. HCB i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	21
3. HCB i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	22
4. HCB i <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	23
5. HCB i <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	24
6. OCS i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	25
7. 5CB i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	26
8. Sum av 5CB, HCB, 7CS og OCS i <u>filet</u> og <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra indre område i Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	27
9. PCB i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	28
10. PCB i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	29
11. PCB i <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	30
12. EPOCl i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	30
13. EPOCl i <u>filet</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	31

14. EPOCl i <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg friskvekt</u>	32
15. EPOCl i <u>lever</u> av skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	33
16. Prosentandel klor i identifiserte forbindelser av EPOCl i skrubbe (<u>Platichthys flesus</u>) og torsk (<u>Gadus morhua</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84.....	34
17. HCB i blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	43
18. EPOCl i blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, <u>mg/kg fett</u>	44
19. Middelerverdier og variasjonsområde for bly og nikkell i blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>) fra et indre og et ytre område i Kristiansandsfjorden 1982-83, <u>mg/kg tørrvekt</u>	48
20. Middelerverdier og variasjonsområde for kobber og kobolt i blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>) fra et indre og et ytre område i Kristiansandsfjorden 1982-83, <u>mg/kg tørrvekt</u>	49
21. Middelerverdier og variasjonsområde for bly, nikkell og kobber i strandsnegl (<u>Littorina littorea</u>) fra indre og ytre del av Kristiansandsfjorden 1982, <u>mg/kg tørrvekt</u>	53
22. Middelerverdier og variasjonsområde for kobolt og jern i strandsnegl (<u>Littorina littorea</u>) fra fire indre stasjoner og to stasjoner i ytre Kristiansandsfjorden, 1982, <u>mg/kg tørrvekt</u>	54
23. Relative konsentrasjoner av metaller i sjøpung (Cf. <u>Ascidiella aspersa</u>) med økende avstand fra Falconbridge Nikkelverk A/S. Kristiansandsfjorden, juni 1982.....	56
24. Middelerverdier og variasjonsområde for kobolt og jern i blæretang (<u>Fucus vesiculosus</u>) fra to indre stasjoner og to ytre stasjoner i Kristiansandsfjorden 1982, <u>mg/kg tørrvekt</u>	57
25. Middelerverdier og variasjonsområde for nikkell, bly og kobber i blæretang (<u>Fucus vesiculosus</u>) fra to indre stasjoner og to ytre stasjoner i Kristiansandsfjorden 1982, <u>mg/kg tørrvekt</u>	58

26. Sum av disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner i blåskjell fra Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg tørrvekt..... 62

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Formålet med denne del av basisundersøkelsen i Kristiansandsfjorden har vært å:

- registrere nivået av miljøgifter i organismer,
- belyse graden av forurensning i ulike deler av fjorden og størrelsen på utslippets influensområde
- tilveiebringe et grunnlag for forurensnings- og helsemyndighetenes vurdering av tiltak
- etablere basis for eventuell overvåking av utviklingen i fjorden.

II Hovedkonklusjonen fra undersøkelsene i 1982-84¹⁾ er at tross positive utslag av prosessomlegging og andre utslippsbegrensende tiltak var forurensningssituasjonen betenkelig, særlig i indre (vestre) del av fjorden. Dette gir seg utslag ved:

- så høye konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i fisk at det legges begrensninger på utnyttelsen til mat, utøvelsen av fiske og eventuelle planer om oppdrettsanlegg.
- anrikning på de samme stoffer i blåskjell og krabbe.
- markert forhøyet innhold av metallene kobber, nikkel, bly og kobolt i blåskjell, strandsnegl, tang og sjøpung.

Videre sannsynliggjør utslippsdata og observasjoner i fjorden at anbefalte grenseverdier for nikkel og kobber i vann har vært overskredet. De høye metallkonsentrasjonene, sammen med belastningen fra organiske miljøgifter, må antas å ha medvirket til de reduserte dyre- og plantesamfunn som er knyttet til indre fjords overflatelag.¹⁾

Det anbefales fortsatt overvåking, særlig av klororganiske miljøgifter i fisk og andre spiselige organismer.

¹⁾ Betydelig reduserte utslipp av metaller fra 1985 har minsket risikoen for akutte og kroniske giftvirkninger (mindre arealer og vannvolumer med giftige metallkonsentrasjoner enn tidligere).

- III Fisk til miljøgiftanalyse er samlet fra Vesterhavn med tilgrensende områder og i omegnen av I. Kalvøy/Randøy (Fig. 1). I alt 17 stasjoner er benyttet for innsamling av stedbundne indikatorarter. Undersøkelsene har foregått i 1982-84 og har omfattet bl.a. heksaklorbenzen, oktaklorstyren, PCB, kloralkylbenzener, ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), bly, kobber, nikkel, kobolt, jern, krom, kvikksølv, kadmium og andre metaller, arsen og polysykliske aromatiske hydrokarboner (se nærmere i tabell 1, s. 15).
- IV Heksaklorbenzen - en av de klororganiske hovedkomponenter i utslippet fra Falconbridge Nikkelverk A/S - viste i filet av torsk fanget i indre fjord i 1984 en overkonsentrasjon på ca. 10 x jevnført med et "høyt normalnivå" (dvs. det man kan registrere i fisk fra bare diffust belastede brakkvann). To år tidligere - før en prosessomlegging - ble det registrert overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 50 x (Fig. 2). Nivåene i skrubbeflyndre fra havneområdet var omkring 20 ganger høyere enn i torsk. Forklaringen antas å være skrubbens nærmere tilknytning til de sterkt forurensede bunnsetningene.

Også innholdet av andre identifiserte hovedbestanddeler i det opprinnelige utslippet har avtatt (Fig. 6-8).

Det var markert lavere forekomst av alle disse stoffene i torsk fanget i ytre, østre del av fjorden (Fig. 2-8).

Utviklingen mht. summen av tungt nedbrytbare organiske klorforbindelser - dvs. de ovennevnte pluss en stor andel uidentifiserte stoffer - ga et mindre betryggende bilde. Den avtagende tendens var mer usikker (Fig. 13), foruten at til dels like høye konsentrasjoner er registrert i torsk fra ytre som indre del av fjorden (Fig. 12-13).

Dette, sammen med at det også for de identifiserte stoffer er noe usikkerhet på grunn av stor variasjon i resultatene fra parallelle prøver, gjør det påkrevet å følge utviklingen.

- V Gruppen av organiske klorforbindelser er også påvist i forhøyede konsentrasjoner i blåskjell fra indre, vestre del av fjorden, men ikke i samme grad som i fisk (Fig. 17-18).

Mens heksaklorbenzen viste (noe usikker) avtagende tendens fra 1982 til 1984, var det heller ikke i blåskjell inntrått noen bedring mht. forekomsten av sum tungt nedbrytbare klororganiske stoffer. Dessuten var det nesten like mye av disse forbindelsene i skjell samlet på steder lenger vekk fra utslippene, (fig. 18).

Prosentandelen av identifiserte forbindelser var lavere i blåskjell enn i fisk.

VI Orienterende analyser av krabbe fra det mest belastede området viste lavere konsentrasjoner av bestandige klorforbindelser enn i blåskjell og torsk. Imidlertid var summen av lite nedbrytbare bromorganiske forbindelser høy i en av prøvene.

VII Registreringene av disse akkumulerende og potensielt helseskadelige stoffer har bevirket at helsemyndighetene har advart mot å spise fisk fanget i indre fjord (Vesterhavn), dessuten mot bruk av skrubbe og lever av andre fiskeslag fra ytre fjord.

Forekomsten av persistente klororganiske (og bromorganiske) stoffer i spiselige organismer legger dermed begrensninger både på rekreasjon (fritidsfiske, skjellsanking) og næringsinteresser (yrkesfiske, oppdrettsanlegg).

VIII De sterkt forurensede sedimentene representerer en fremtidig kilde for klororganiske forbindelser. Graden av mobilisering (frigjøring) fra bunnnavleiringene er imidlertid ikke avklart, og dermed heller ikke hvor lang tid det vil gå før påvirkningen fra denne kilde blir ubetydelig.

IX Metallinnholdet i fisk og krabbe var lavt (moderat) og viste ingen eller ubetydelig effekt av metallbelastningen på fjorden.

I blåskjell og indikatorarter av snegl, sjøpung og tang var det derimot tydelig forhøyede konsentrasjoner av kobber, nikkel, bly, kobolt og delvis jern. Konsentrasjonen avtok med økende avstand fra forurensningskilden (Falconbridge Nikkelverk A/S), og viste positivt utslag av utslippsreduksjon sommeren 1982 (Fig. 19-25).

X Innholdet av potensielt kreftfremkallende tjærestoffer (poly-sykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) i blåskjell var som normalt for diffust belastede brakkvannsområder eller (episodisk noe forhøyet (Fig. 26).

XI Sammen med målte konsentrasjoner av særlig kobber og nikkel i vann (Delrapport 2), er det ut fra overkonsentrasjonene av en rekke miljøgifter i organismer sannsynlig at overflatevannet i Kristiansandsfjordens indre, vestre del, har virket hemmende på utviklingen av normalt organismesamfunn (gir en kronisk stresseffekt). Det negativt berørte området kan skjønnsmessig avgrenses ved en linje etter syd- og sydøstspissen av Andøy - Bragdøy - Odderøy (Fig. 1).

XII På bakgrunn av undersøkelsene av miljøgifter i organismer tilrådes:

- Vurdering av videre tiltak for å redusere utslippene til fjorden, spesielt med organiske klorforbindelser
- Fortsatt kartlegging av utslipp og mulige andre kilder (landdeponier) med henblikk på å tallfeste belastningen, særlig hva angår organiske miljøgifter, men også metaller.
- Supplerende undersøkelse og overvåking av klororganiske og bromorganiske forbindelser i fisk og andre spiselige organismer, med henblikk på å følge utviklingen og få ytterligere informasjon om forurensningens influensområde.
- Overvåking av metallnivåene i indikatorarter for å følge effekten av reduserte utslipp.
- Forskningsinnsats for å få identifisert den store andelen av ukjente stoffer som inngår i summen av bestandige klorforbindelser, samt å karakterisere stoffenes kjemiske og biologiske egenskaper (biotester).
- Undersøkelser med henblikk på å studere frigjøringen og tilgjengeligheten av klororganiske stoffer og metaller fra bunnavleiringer og effekten av forurensede sedimenter på organismer.

2. BAKGRUNN

Kristiansandsfjorden er blant de fjorder i landet som har vært, og til dels fremdeles er, hardest belastet med miljøgifter. De viktigste problemstoffene og kilder er:

- Tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser, som i det vesentlige kommer fra Falconbridge Nikkelverk A/S. I noen grad bidrar også blekeriavløp fra Hunsfos fabrikker og mer diffuse tilførsler fra ulike former for industrivirksomhet. Tilførslene fra Falconbridge Nikkelverk A/S omfatter stoffer som heksaklorbenzen, oktaklorstyren, og andre klorerte benzener og alkylbenzener, samt en rekke forbindelser som foreløpig ikke har latt seg identifisere.

Flere av disse stoffene brytes langsomt ned ved kjemiske og biologiske prosesser i naturen. Selv en tilsynelatende beskjedne belastning vil kunne resultere i stadig økende konsentrasjoner i bunnnavleiringer og dyr som lever i de forurensede omgivelsene. Til dels spres stoffene gjennom næringskjedene, og representerer en risiko for fiskeetende fugler og pattedyr, samt mennesker. Virkningene er mangeartede, med bl.a. forstyrrelse av sanse- og nervefunksjoner, hormonbalanse og formering. For sjøfugl, rovfugl og sel er det dokumentert høy sykdomshyppighet, bestandsreduksjon og truende utryddelse i enkelte områder som følge av belastning med PCB, DDT og eventuelt lignende stoffer

I samsvar med dette er det restriksjoner på innhold av slike stoffer i matvarer. I enkelte land praktiseres bestemte grenseverdier, mens det bl.a. i Norge utøves et skjønn av helsemyndighetene i de enkelte tilfeller (se f.eks. Underdal og medarb. 1981).

Tilførslene fra Falconbridge er redusert, bl.a. ved en prosessnedleggelse i 1982 og senere prosessendringer og rens tiltak. Imidlertid er det fremdeles en betydelig belastning. Denne kommer delvis ved direkte utslipp, som det har vist seg vanskelig både å karakterisere kjemisk, måle mengden av og kontrollere (dvs. begrense). Dertil kommer store lagre i forurensede sedimenter, særlig i Vesterhavn (Fig.1) og (i noe mindre grad) i Fiskaabukta (Næs, 1985). Graden av frigjøring og spredning fra forurensede bunnnavleiringer er i stor grad ikke avklart.

- Metaller, i første rekke jern, nikkel, kobber og bly fra Falconbridge Nikkelverk A/S. Denne bedriften har også hatt utslipp av arsenat (betydelige mengder), kobolt og sink (som sannsynligvis har vært ledsaget av noe kadmium). Krom er blitt tilført fra en garveribedrift ved utløpet av Topdalsfjorden. I tillegg må det generelt regnes med tilførsler diffust eller gjennom kommunale avløpsnett av en rekke metaller, slik det regelmessig er tilfellet ved større industri- og befolkningskonsentrasjoner.

I de senere år (etter 1982) er utslippene fra Falconbridge betydelig redusert, særlig mht. jern, arsen og bly, men også mer enn halvert for nikkel, kobber og kobolt i henhold til konsesjonen (Næs, 1985). Utviklingen fra 1981 kan illustreres ved følgende ca. utslippstall i kg pr. døgn (dels basert på konsesjonsbetingelser, dels på målinger i de senere år):

	Før ca. 1/7- 1982	Ca. 1/7-82 - 31/12-84	Etter 31/12-84
Jern, hydroksydslam	5000	Totalt 120	Totalt ca. 120
" , løst	1000		
Nikkel, i partikler	200	Totalt 210	Totalt 50 (vesentlig løst)
" løst	300		
Bly, totalt	100	Totalt 2	Totalt 2
Sink, totalt	10-15	Totalt 10-15	Totalt 10-15
Kobber, i partikler	80	Totalt 53	Totalt 20 (mest løst)
" , løst	80		
Kobolt, i partikler	10	Totalt 10	Totalt 4 (mest løst)
" , løst	10		
Arsen, som jernarsenat	450	Totalt 2,5	Totalt 2,5

Det understrekes at tallene er tilnærmede og særlig usikre for de to første periodene.

Store mengder metaller ligger lagret i bunnavleiringene i Vesterhavn (Næs, 1985), mens det bare var moderate overkonsentrasjoner syd og øst for Bragdøy - Odderøy (Fig. 1). Etter opphør av jernslamdumpingen er sannsynligvis kobberutslippet og kobberlageret i sedimentene mest kritisk for området's dyreliv (Rygg, 1985), men summen av påvirkning med oppløste metaller representerer generelt en risiko for marine organismesamfunn.

- Polysykliske aromatiske hydrokarboner er en gruppe tjærestoffer som tidligere ble dumpet i betydelige mengder som avfall fra anodeproduksjonen ved Fiskaa Verk. Høye konsentrasjoner gjenfinnes i sedimentene i Fiskaabukta, i mindre grad i Vesterhavn (Næs, 1985). Enkelte av disse forbindelsene er potensielt kreftfremkallende, men det er dårlig med dokumentasjon av effekter på marine organismesamfunn. Stoffene kan akkumulere til høye konsentrasjoner i bl.a. muslinger, og representerer derfor enkelte steder en konflikt med rekreasjons- og akvakulturinteresser. Også fiskekjøtt kan få tydelig forhøyede PAH-konsentrasjoner.

Mer opplysninger om de ovennevnte og andre miljøgifters virkemåte, utbredelse og betydning kan fås bl.a. i Ertresvåg (1984).

De mest kritiske forurensningene i Kristiansandsfjorden utgjøres av klororganiske forbindelser. Denne akutte situasjonen, som bl.a. har ledet til advarsel mot bruk av fisk til mat, ble egentlig oppdaget ved analyse av fisk fanget i 1975. (Brevik og medarb., 1978; Brevik, 1978), og også bekreftet noe senere (Laake, 1978). Av uklare grunner ble ikke saken fulgt opp før ved planleggingen av basisundersøkelsen i Kristiansandsfjorden (1981). Avklaringen av forholdene har gjort det påkrevet med fortsatt overvåking, som er utført i 1985. Foreliggende rapport omhandler imidlertid bare datamaterialet fra basisundersøkelsen, dvs. perioden 1982-84.

Resultatene av de foreliggende undersøkelser er behandlet i fremdriftsrapporter til oppdragsgiverne og de viktigste data fra de to første års undersøkelser (1982-83) er delvis publisert i 1983-årsrapporten for Statlig program for forurensningsovervåking (Svelle, 1984) og av Knutzen og medarb. (1984).

3. FORMÅL

Sammen med sedimentstudiene (Næs, 1985) har observasjonene av miljøgifter i organismer hatt følgende mål:

- tilveiebringe opplysninger om forurensningsgrad og omfang (geografisk utbredelse)
- skaffe underlag for myndighetenes vurdering av behov for tiltak, herunder helsemyndighetenes bedømmelse av eventuell risiko ved bruk av forurensede spiselige organismer
- etablere grunnlag for å følge utviklingen (overvåking, effekter av tiltak)
- bidra til å belyse årsak/virkning-sammenhenger ved tilfeller av skade på plante- og dyreliv.

4. MATERIALE OG METODER

Undersøkelsesområdet med stasjoner for innsamling av organismer er vist i Fig. 1. Fisk er blitt fanget i to områder:

- Indre område, som i hovedsaken omfatter munningen av Otra, Vesterhavn og Fiskaabukta, dvs, innenfor syd- og øst-spissen av Bragdøy, Dybingen og Odderøy.
- Ytre område, som vesentlig omfatter lokaliteter nær V. Randøy og I. Kalvøy.

Når det tilsvarende nevnes et indre og ytre område for blåskjell, menes henholdsvis stasjonsgruppene

- 2, 3, 4, 5 og
- 8, 9, 14a, 15 (se Fig. 1).

Analyserte organismer har i første rekke omfattet skrubbe og torsk (lever og filet), blåskjell, strandsnegl og blæretang. I mindre omfang har det vært utført analyser av oskjell, taskekrabbe, sjøpung, bekkerøye (fra Otra) og ål (fra Bladdalstjern). De to sistnevnte arter er primært analysert i sammenheng med å avklare spørsmålet om kilder for de klororganiske forbindelsene.

En fullstendig oversikt over organismer, analyser og innsamlingsstidspunkter er gitt i tabell 1.

Individuelle variasjoner gjør det ønskelig og delvis påkrevet med analyse av blandprøver, dvs. at flere individer er blandet og homogenisert til en prøve før analyse. Antall eksemplarer av fisk fremgår av tabell 1 og appendikstabell A1, som dessuten angir de enkelte eksemplars lengde og vekt. For ytterligere sikring av datas pålitelighet er det gjort parallelle analyser av fiskeprøvene fra fjorden (unntatt i to tilfeller). For å få sikre resultater mht. utvikling i konsentrasjonene over tid kreves individuelle analyser av et større antall fisk, slik som anbefalt av det internasjonale råd for havforskning og praktisert innen den felles overvåking knyttet til Paris- og Oslokonvensjonene mot hhv. utslipp og dumping. Dette er unnlatt fordi det ikke i samme grad er påkrevet ved bedømmelse av helsemessige konsekvenser av høye nivåer.

Blåskjellprøvene har bestått av 30-50 stk., vanligvis 4-6 cm, i nødsfall mindre (2-3 cm). Skjellene er rensert for det meste av påvekst

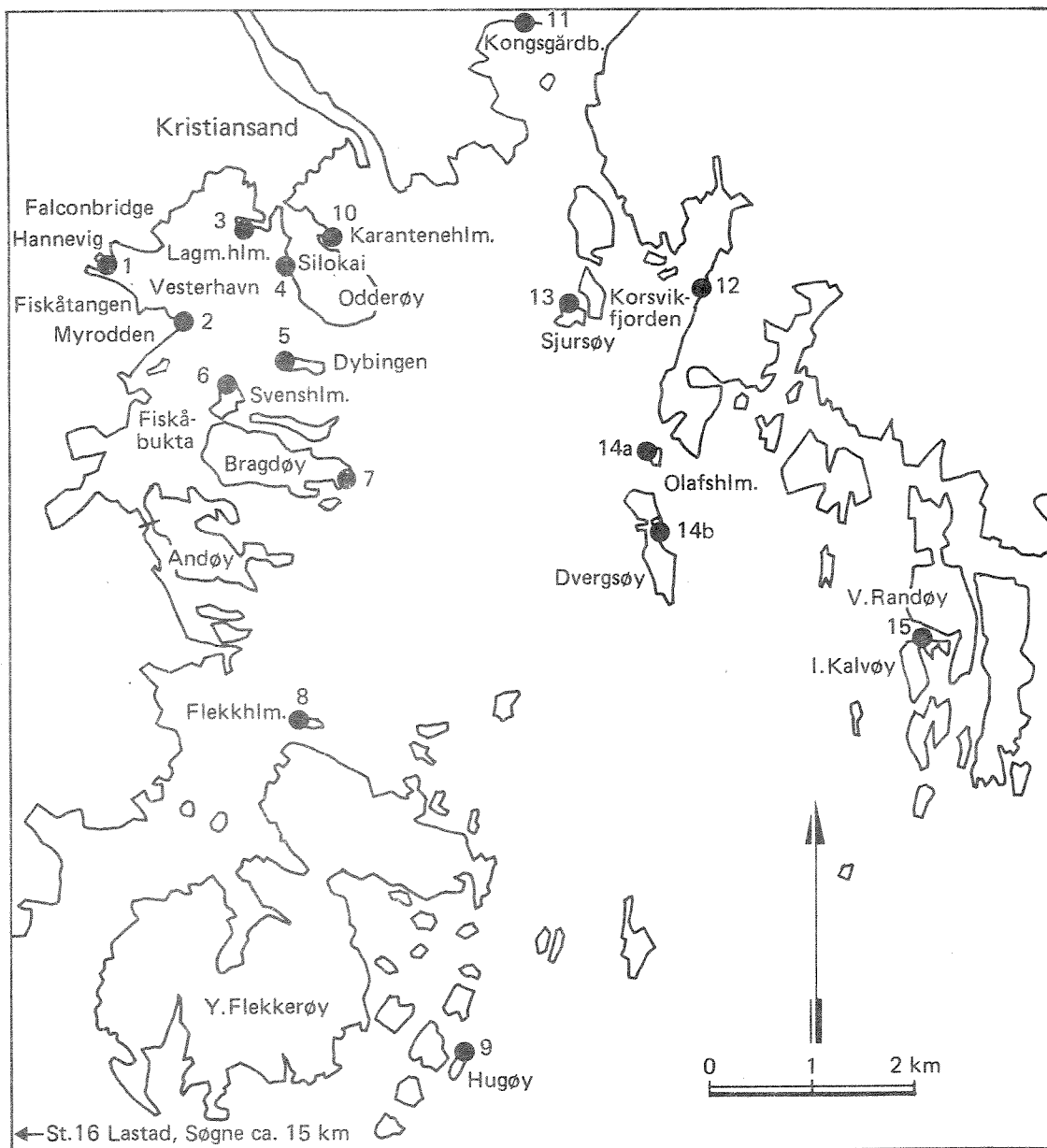


Fig. 1. Stasjoner for observasjoner av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1982-1984.

Tabell 1. Materiale analysert på miljøgifter i forbindelse med undersøkelser i Kristiansandsfjorden 1982-84. For stasjoner og områdebetegnelser, se fig. 1 og tekst.

ORGANISMER	STASJONER/OMRADER/TID	ANALYSER (se tekst vedr. forkortelser)
SKRUBBE (<i>Platichthys flesus</i>) Filet og lever	Indre område juli 1982 2 blandprøver å 8 og 11 fisk av ca samme størrelses- fordeling	Lengde/vekt, % fett, HCB, PCB, monoklorcymen (ikke påvist), EPOCl. GC/MS av lever. Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Fe, As bare i filet.
	Indre område, mars/april 1983 2 paral- lelle blandprøver fra 12 eks.	Lengde/vekt, % fett, HCB, OCS, 5CB, PCB, 10CB Div. klorerte benzener og styrener, klor- alkylbenzener, bromalkylbenzener, EPOCl, EPOBr, EPOI
	Indre område, februar/mars 1984. 1 blandprøve fra 5 eks.	Lengde/vekt, % fett, tørrstoff (filet), HCB, OCS, 5CB, PCB, div. klorerte benzener og styrener. kloralkylbenzen (topp 1 og 4 i GC- diagram), EPOCl, EPOBr
TORSK (<i>Gadus morhua</i>) Filet og lever	Indre område, juli 1982. 2 blandprøver å 9-10 fisk av ca samme størrelses- fordeling	Som for skrubbe 1982 (minus GC/MS)
	Indre område, april 1983 2 parallelle blandprøver fra 9 eks. Indre område, februar/mars 1984 2 parallelle blandprøver fra 7 eks. (Bare 1 blandprøve av lever)	Som for skrubbe 1983 Som for skrubbe 1984
	Ytre område, april/mai 1983 2 parallelle prøver fra 11 eks. Ytre område, april 1984 1 blandprøve fra 5 eks.	Som for skrubbe 1983 Som for skrubbe 1984
BEKKERØYE (<i>Salvelinus fontinalis</i>) Filet	Otra, sept. 1983 Ekstrakt av fiskefett Blandprøve av flere eks.	Kloralkylbenzener (ikke påvist, <0,2 mg/kg fett)
AL (<i>Anquilla anguilla</i>) Filet	Bladdalstjern 1984 Blandprøve av 18 eks.	Som for skrubbe 1984 pluss Hg, Pb, Cd, Ni, Co, Cu, Zn, Fe
BLÅSKJELL (<i>Mytilus edulis</i>)	1982 2(9/6), 3(6/6), 4(1/7), 5(9/6) 2(9/6), 3(6/6), 4(1/7), 5(9/6), 10(1/7) 2(9/6, 25/9), 3(6/6, 25/8), 4(1/7, 25/9) 5(9/6, 25/9), 7(30/6), 8(30/6), 12(28/6), 15(28/6), 16(3/7)	% fett, HCB, PCB, EPOCl, monoklorcymener (GC/MS st 5) PAH % tørrstoff, Hg, Pb, Cd, Ni, Co, Cr, Zn, Cu, Fe, Mn, Ti, V, As (bare st. 3, 5, 8)
	1983 2, 3, 4, 7, 9(26/3, 11/6, 15/10) 4, 8, 13(26/3), 14a(15/10), 15(26/3, 11/6) 2, 3, (31/8) 2, 3, 4, 7, 8, 9, 13, 14a, 15(30/8)	% fett, 5CB, HCB, PCB, EPOCl, EPOCl, EPOBr, EPOJ, div. klorerte benzener, klor- og bromalkylbenzener bare 26/3 PAH Samme metaller som i 1982, pluss fluorid på st. 3, 9
	1984 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 13, 14a, 15 (31/8)	5CB, HCB, PCB, EPOCl, EPOBr, 2 kloralkylbenzener
TASKEKRABBE (<i>Cancer pagurus</i>)	1982 1(29/6), 2(9/6) 4, 6, 13, 14b(6-9/6)	% fett, HCB, PCB, EPOCl, monoklorcymen Samme metaller som i blåskjell 1982, % tørrstoff
	1983 1(15/10)	% fett, 5CB, HCB, OCS, PCB, EPOCl, EPOBr
STRANDSNEGL (<i>Littorina littorea</i>)	1982 1(17/7, 25/9), 2(9/6, 25/9), 3(6/6, 25/9), 5(9/6, 25/9), 7, 8(30/6), 11(29/6), 12, 15(28/6), 16(3/7)	Samme metaller som i blåskjell 1982, % tørrstoff
SJØPUNG cf. <i>Asciidiella aspersa</i>	2, 3, 4, 5, 7, 13, 14b(6-9/6)	Samme metaller som i blåskjell 1982, % tørrstoff
BLÆRETANG (<i>Fucus vesiculosus</i>)	4(1/7, 25/9), 5(9/6, 25/9), 7/8(30/6) 11(29/6, 12/15(28/6), 16(3/7)	Samme metaller som i blåskjell 1982, As på st. 5, 7, 8, 16
OSKJELL (<i>Modiolus modiolus</i>)	1982 3(6/6)	Samme metaller som i blåskjell 1982, % tørrstoff

og oppbevart nedfrosne inntil analyse. De har ikke gått seg rene for tarmens innhold av de analyserte stoffer.

Homogeniserte blandprøver av strandsnegl har bestått av 50-100 individer.

Sjøpungprøvene har vesentlig bestått av arten Ascidiella aspersa, men små enkeltindivider av andre arter kan ha kommet med i blandprøvene av 20-30 eksemplarer.

Øvre 10-20 cm av blæretang er fortrinnsvis samlet fra ca. 10 planter til hver prøve (vanskelig på de par innerste lokalitetene). Så vidt mulig påvekstfrie skudd er samlet, eller påveksten er i det vesentlige fjernet. Gamle deler (stilk uten fotosyntetiserende vev) er unngått.

Klororganiske forbindelser er analysert ved Senter for industriforskning (SI) etter instituttets vanlige gasskromatografiske metode, enkeltprøver også ved massespektrometer. Ekstraerbart persistent organisk bundet klor, brom og jod (EPOCl, EPOBr, EPOI) er bestemt ved Institutt for energiteknikk etter behandling av prøvene med sterk svovelsyre.

Ved de klororganiske analysene har hovedkomponentene vært heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) polyklorerte bifenyl (PCB) dekaklorbifenyl (10CB), pentaklorbenzen (5CB). I tillegg er diverse andre klorerte benzener og styrener kvantifisert, videre klorerte og bromerte alkylbenzener.

For nærmere detaljer om de klororganiske analyser vises til Vedlegg 2.

Metallanalysene er også utført ved Senter for industriforskning. Forbehandling av prøver og analysemetoder er redegjort for i Vedlegg 3. Foruten hovedbestanddelene i kjente utslipp, dvs. Fe (jern), Pb (bly), Ni (nikkel), Cu (kobber), Co (kobolt) og As (arsen), er det analysert på innhold av Zn (sink), Cr (krom), Cd (kadmium), Hg (kvikksølv) og i enkelte tilfeller på Ti (titan) og V (vanadium).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner er analysert på NIVA ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne. Metoden er bl.a. beskrevet hos Berglind og Gjessing (1980).

5. KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK, SKJELL OG KRABBE

5.1 Organiske klorforbindelser i skrubbe og torsk

Rådata for de utførte analyser finnes i appendikstabellene A2-A7 (Vedlegg 1).

Tabell A1 gir opplysninger om blandprøvenes sammensetning mht. antall, vekt og lengde av fisken. Fettprosenten ses av tabell A6. Enkelte ikke kvantifiserte forbindelser (ikke oppført i tabellene A2-A5) er oppført i tabell A7 (GC/MS analyse av skrubbelever).

De aktuelle stoffene er utpreget fettløselige og vil vesentlig akkumuleres i fettholdig vev. Fordi fettprosenten er sterkt varierende både mellom ulike organer og samme type vev fra ulike arter, er det vesentlig konsentrasjoner på fettbasis som er sammenlignbare. Særlig er dette viktig ved bedømmelse av tidsutvikling og spørsmålet om akkumulering langs næringsskjeder, dvs. om det opptrer høyere konsentrasjoner for hvert ledd i en næringskjede (f.eks. fra bunndyr til fisk, småfisk til rovfisk, etc.). På den annen side er konsentrasjonen på friskvektsbasis av interesse ved vurderingen av om fisken er tilrådelig å spise. Følgelig er konsentrasjonene av de viktigste (identifiserte) stoffene gitt på både friskvekts- og fettbasis.

5.1.1 Utvikling 1982-1984

Av hovedresultatene, som presenteres i Fig. 2-16, kan trekkes to konklusjoner:

- 1) Konsentrasjonen av identifiserte hovedkomponenter i det tidlige utslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S, synes markert redusert fra 1982 til 1984 (Fig. 2-8).
- 2) Det er fremdeles høye konsentrasjoner av uidentifiserte tungt nedbrytbare klorforbindelser (EPOCl), og for disse forbindelsene er det heller ikke indikasjoner på samme grad av nedgang (Fig. 12-15).

Av Fig. 3 og 5 ses at konsentrasjonen av HCB (heksaklorbenzen) i filet og lever av skrubbe og torsk har minsket til omkring 20-50 % av det opprinnelige (1982). Minskingen synes vesentlig å ha skjedd etter 1983. Samme tendens gjør seg gjeldende for oktaklorstyren (OCS) og

pentaklorbenzen (5CB) (Fig. 6, 7) og for summen av de mengdemessig mest fremtredende blant identifiserte forbindelser (Fig. 8).

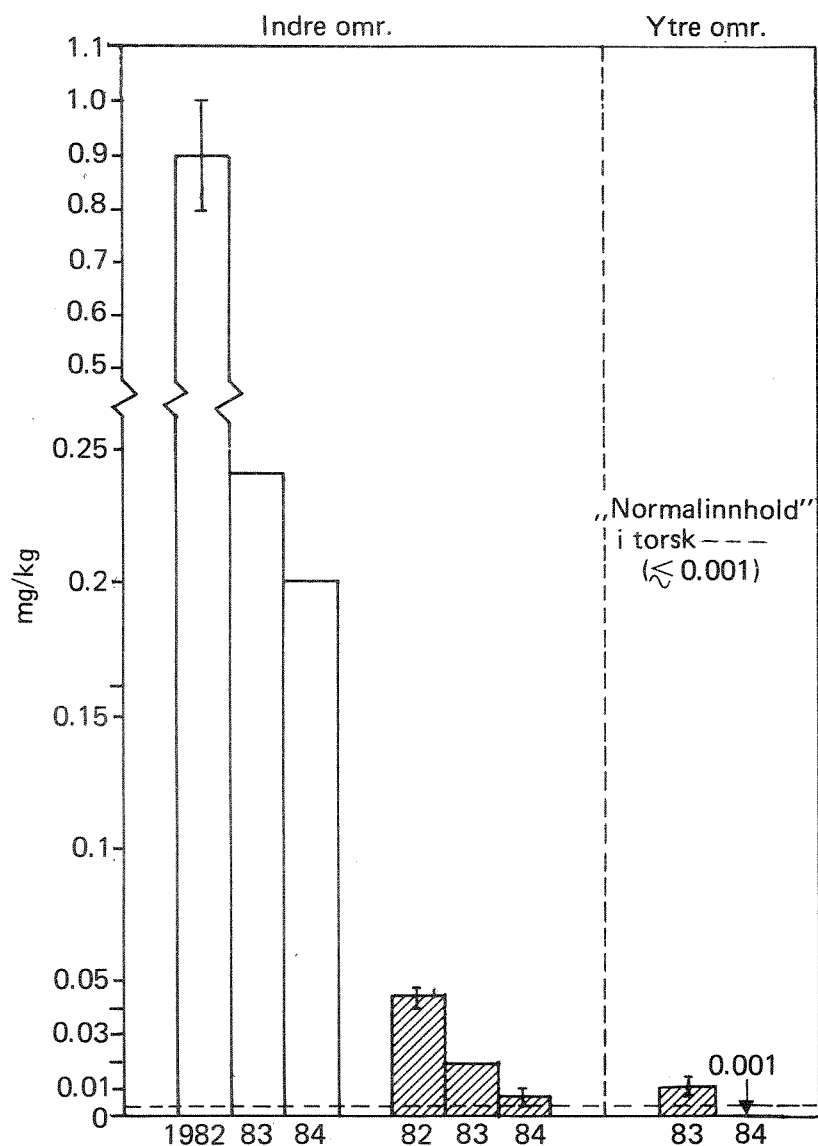


Fig. 2. HCB i filet av skrubbe (Platichthys flesus) □ og torsk (Gadus morhua) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middelverdier og variasjon — for to parallele blandprøver.

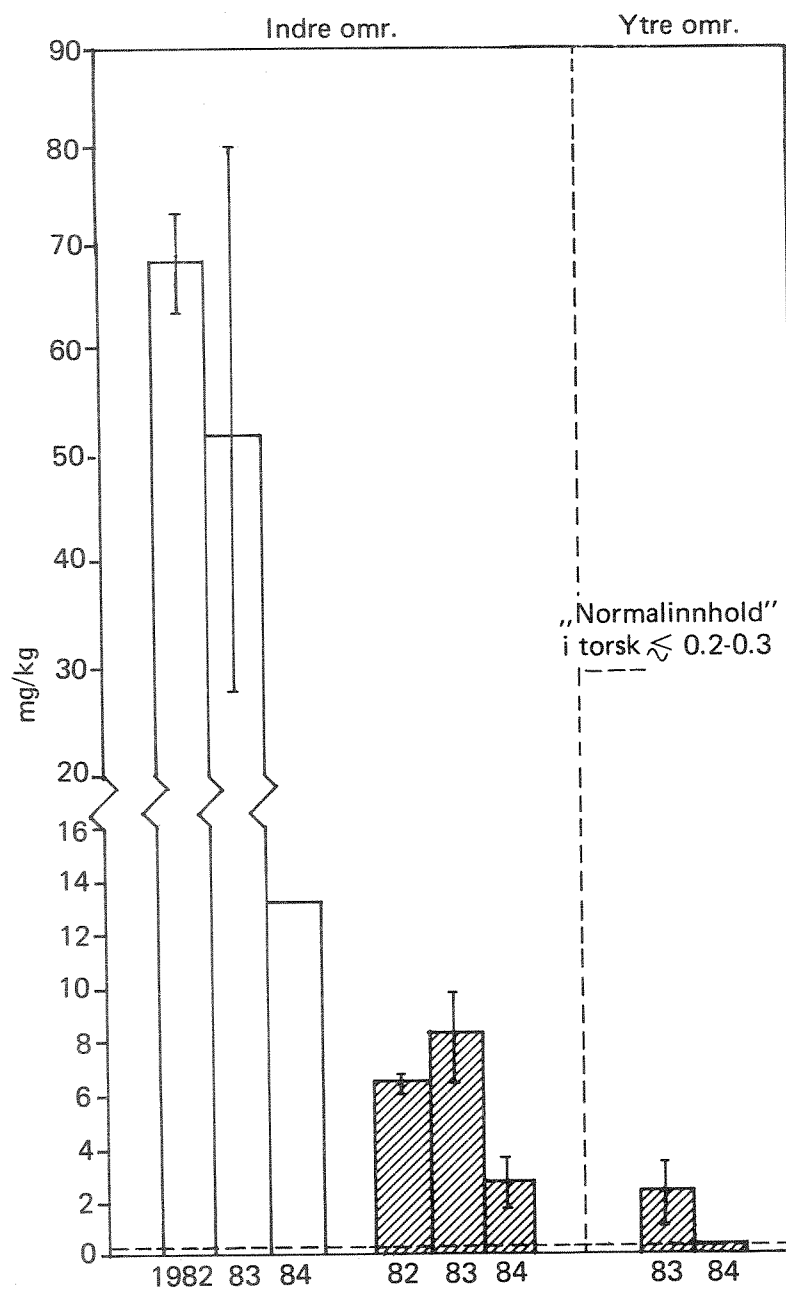


Fig. 3. HCB i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middelerdier og variasjon \pm for to parallelle blandprøver.

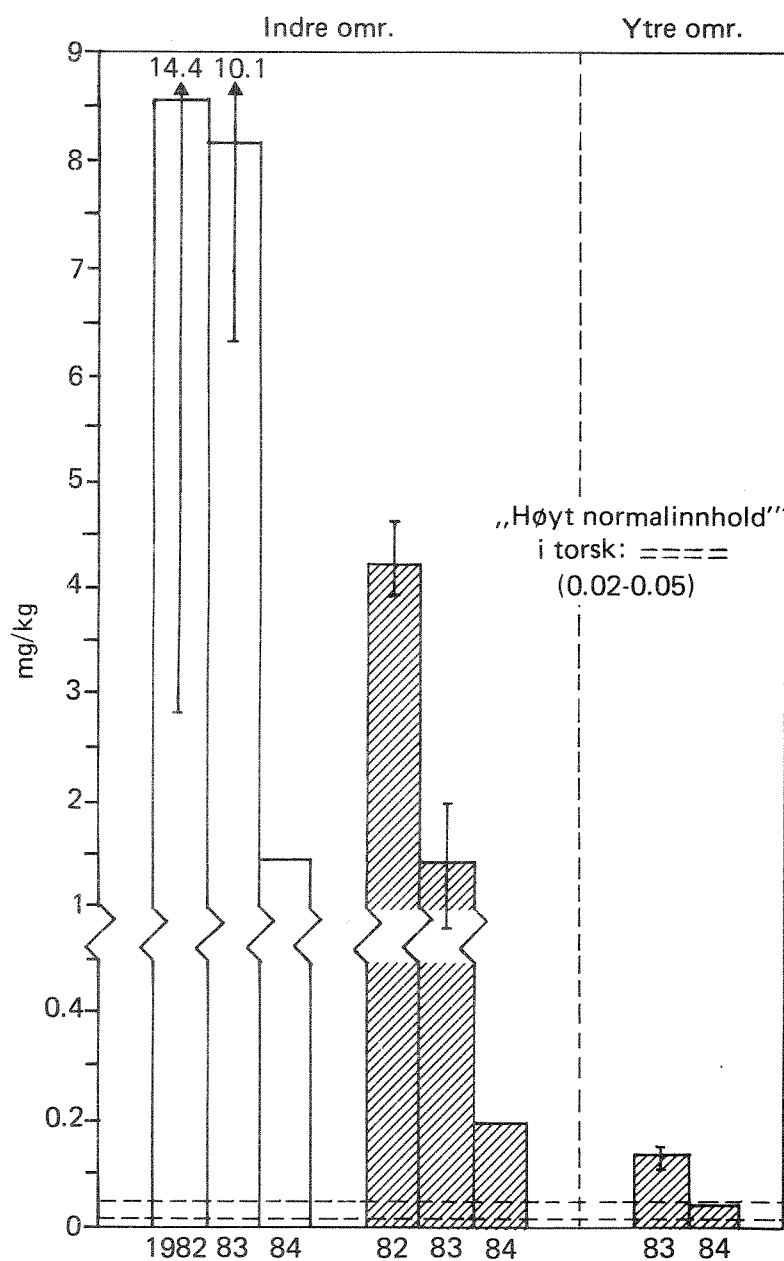


Fig. 4. HCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middell og variasjon \leftarrow for to parallelle blandprøver.

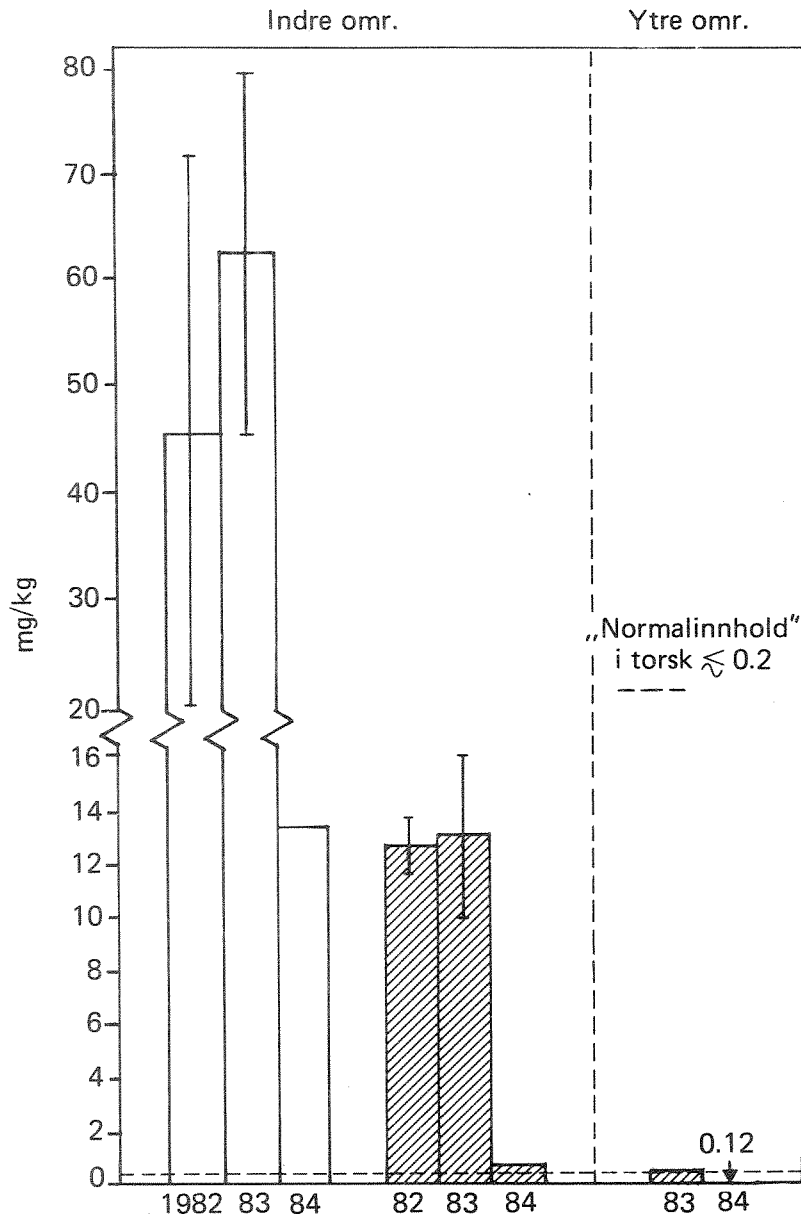


Fig. 5. HCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middell og variasjon \pm for to parallelle blandprøver.

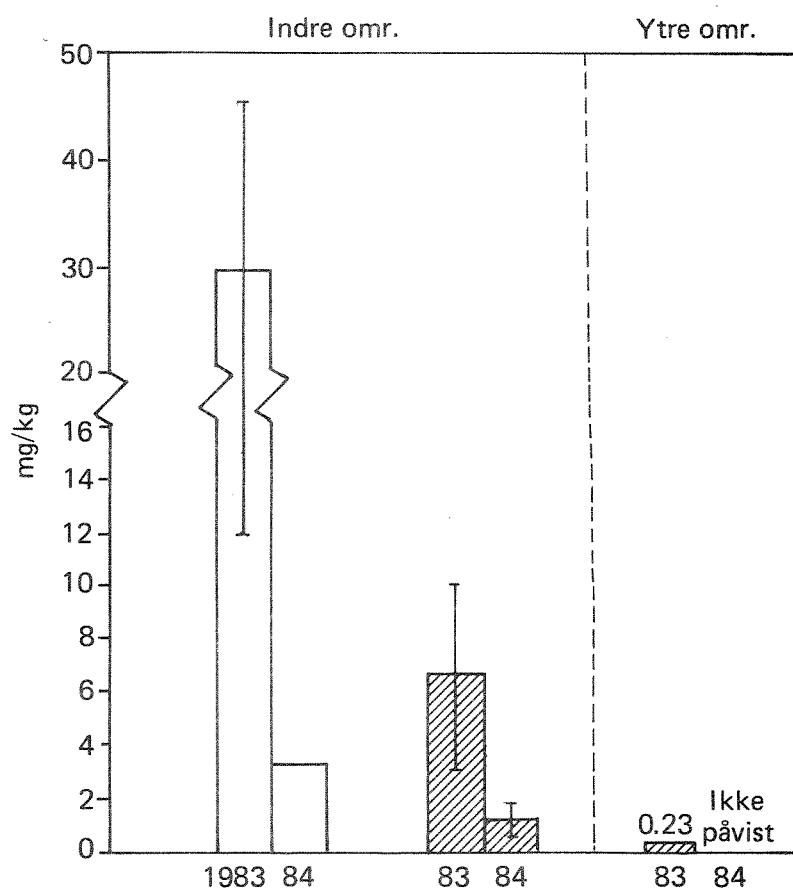


Fig. 6. OCS i filet av skrubbe (Platichthys flesus) □ og torsk (Gadus morhua) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middell og variasjon — for to parallelle blandprøver.

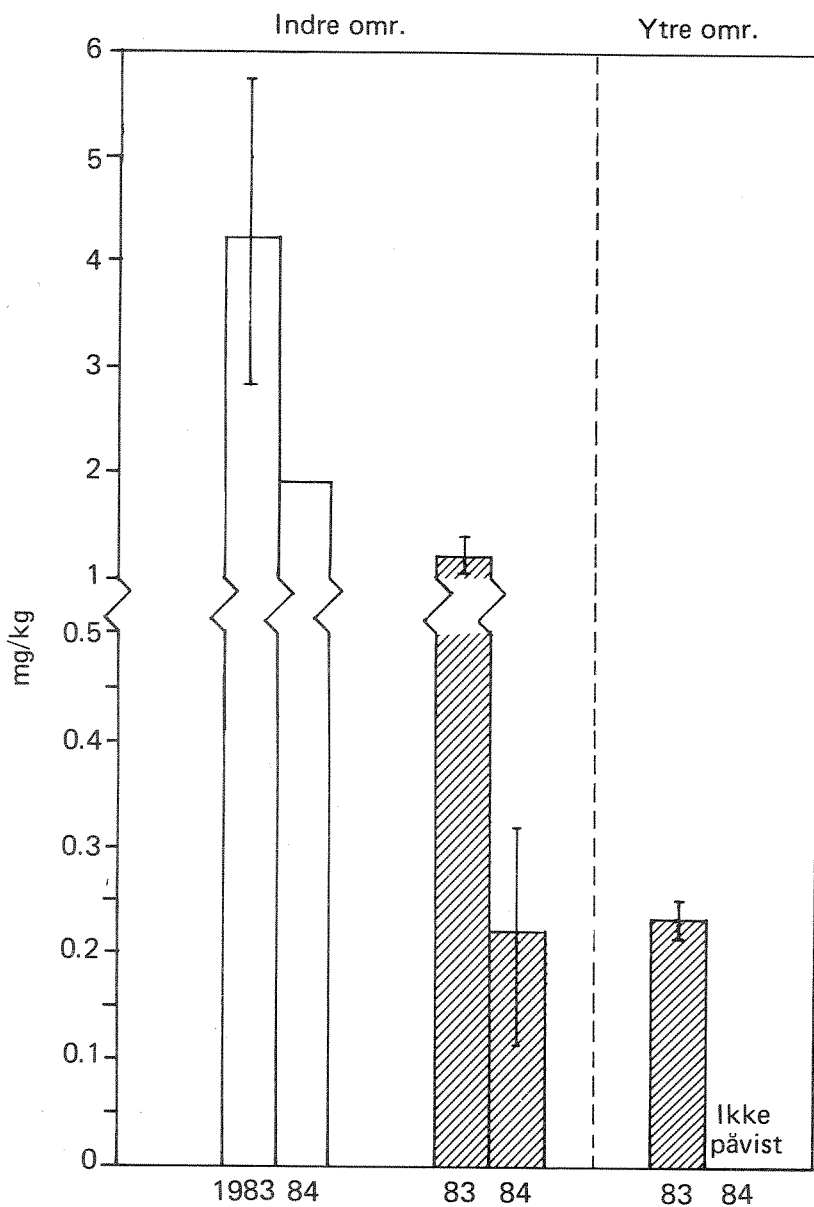


Fig. 7. 5CB i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84. mg/kg friskvekt. Middell og variasjon — for to parallelle blandprøver.

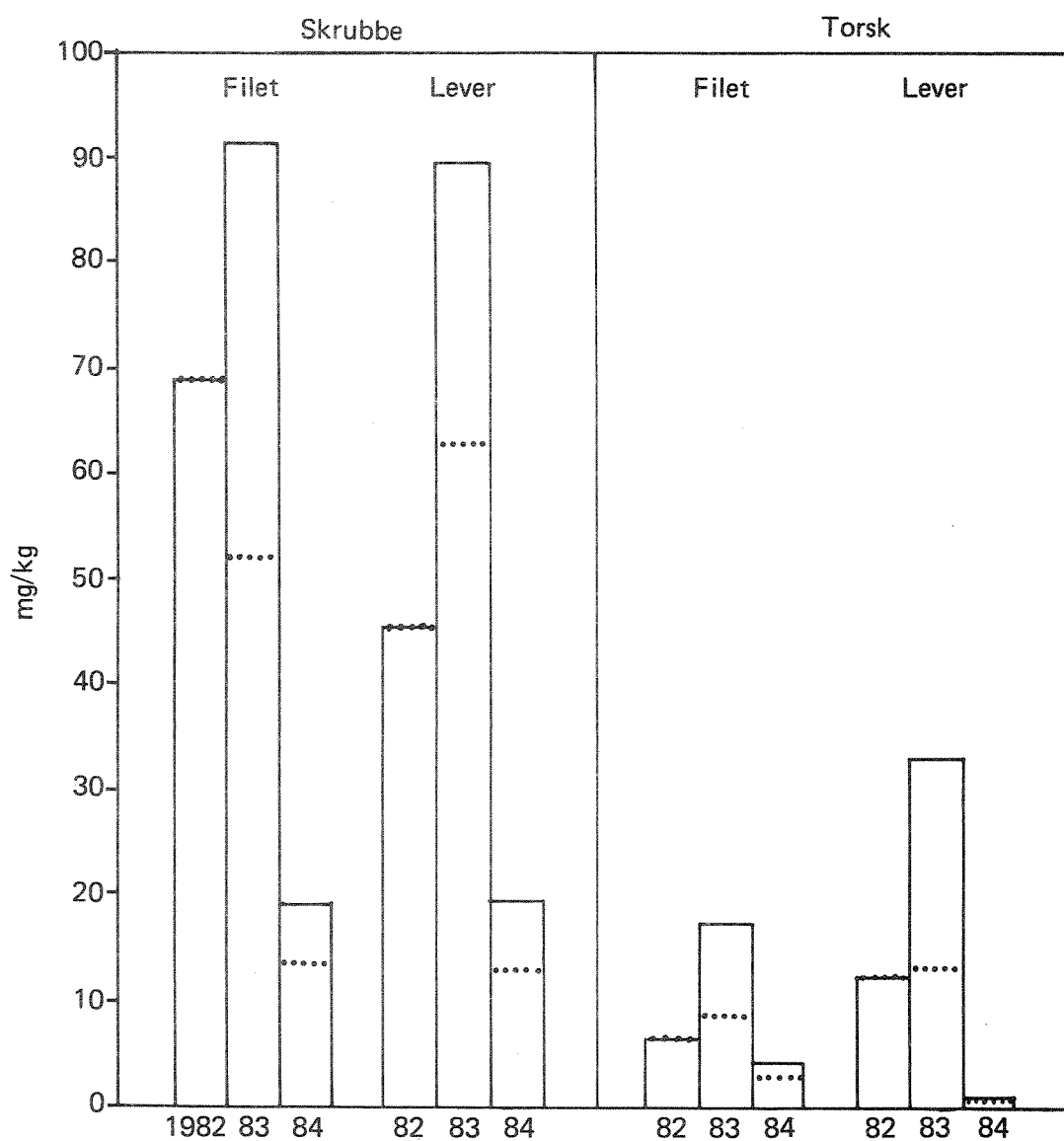


Fig. 8. Sum av 5CB, HCB, 7CS og OCS i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre område i Kristiansandsfjorden 1982-1984, mg/kg fett. (Basert på middelverdier ved to parallelle analyser.) Andel HCB ... (bare HCB-analysert i 1982)

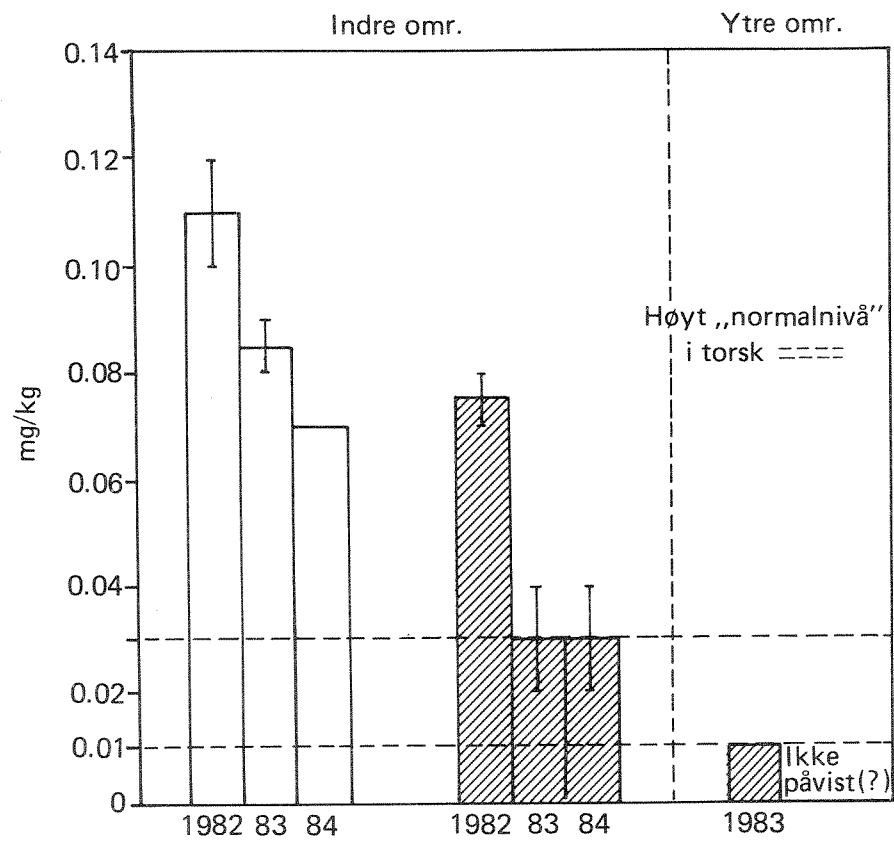


Fig. 9. PCB i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84. mg/kg friskvekt. Middell og variasjon \longleftarrow fra to parallelle blandprøver.

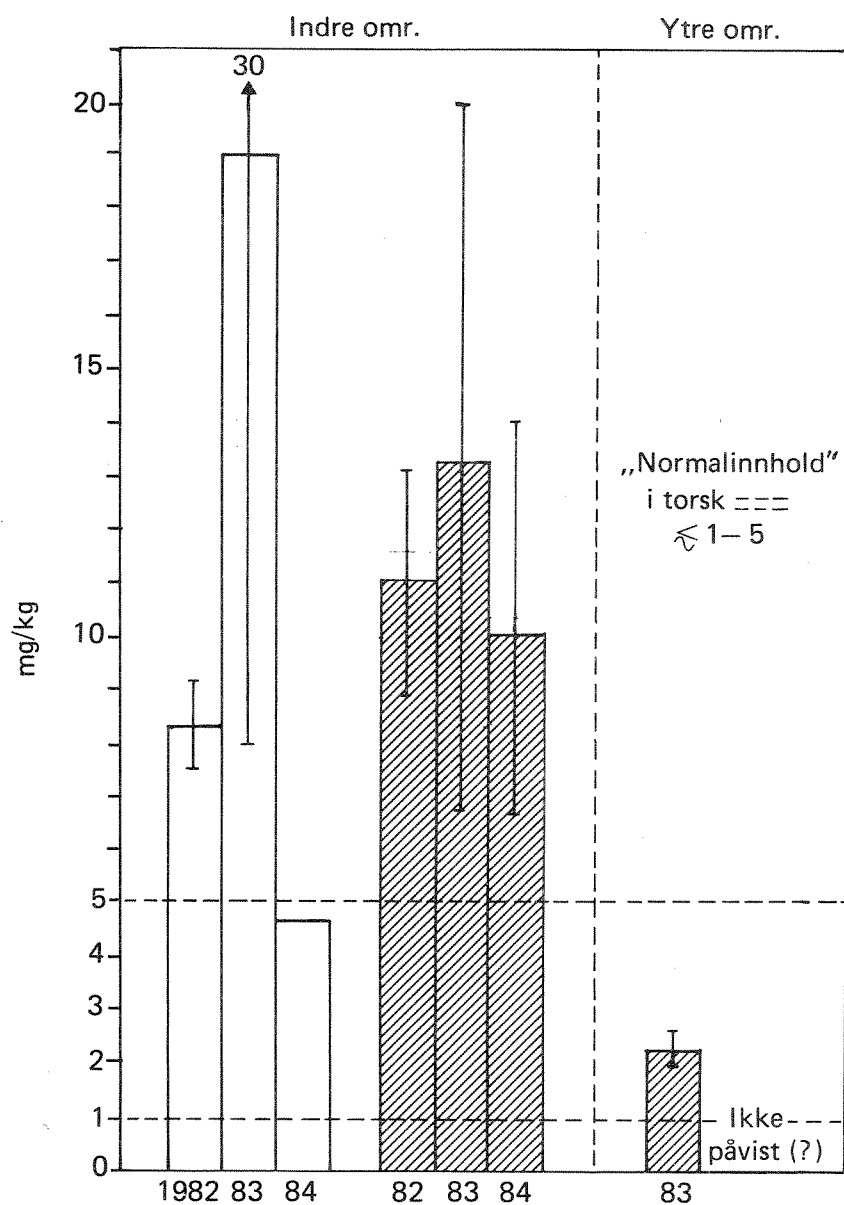


Fig. 10. PCB i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk ▨ (*Gadus morhua*) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middell og variasjon ←→ for to parallelle blandprøver.

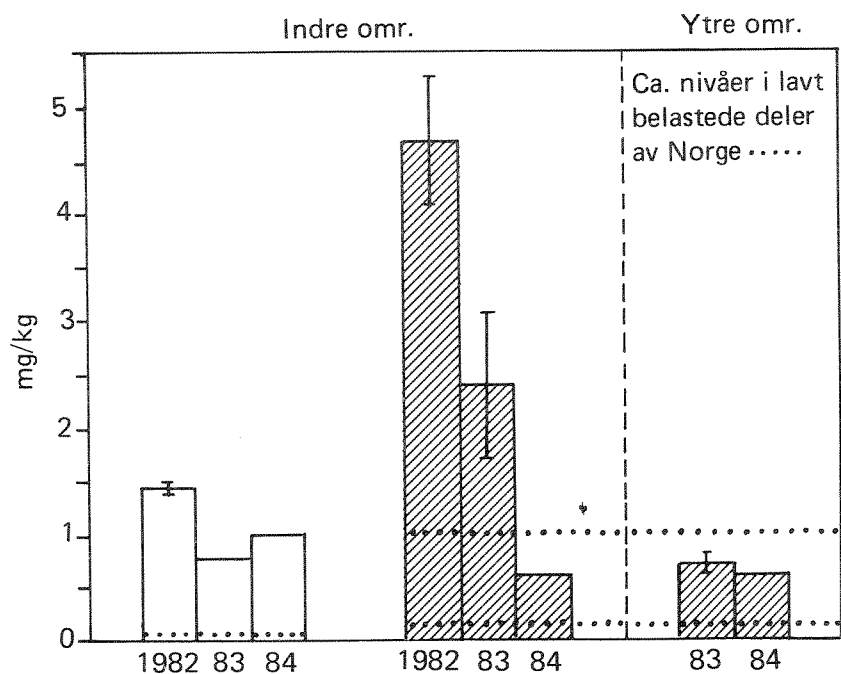


Fig. 11. PCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middell og variasjon \pm for to parallelle prøver.

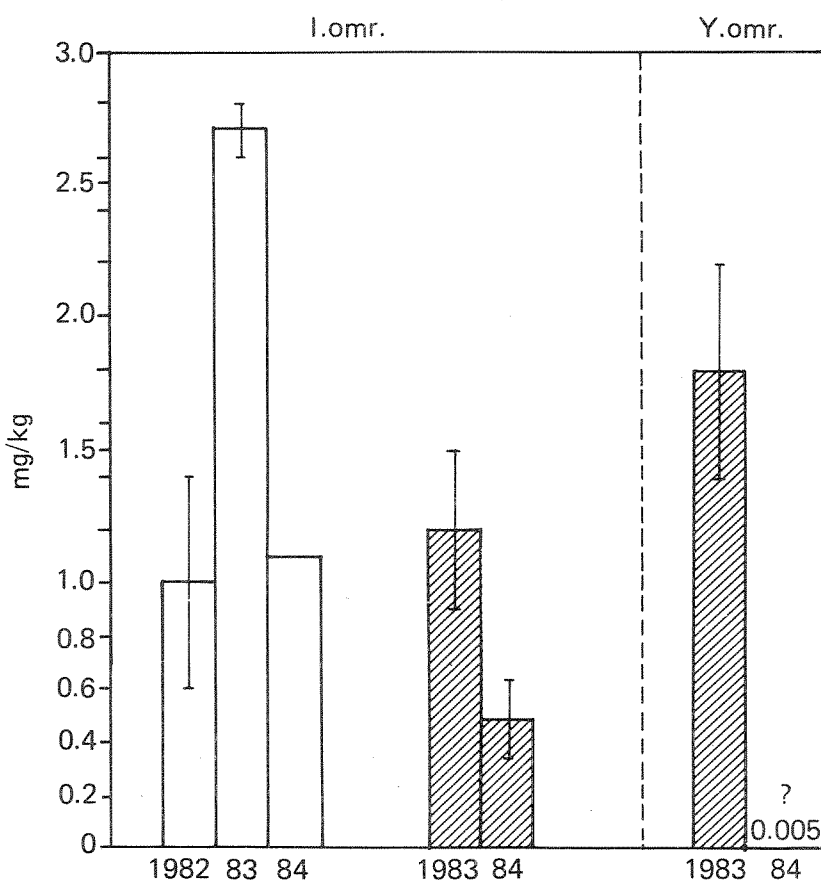


Fig. 12. EPOC1 i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middell og variasjon \pm for to parallelle blandprøver.

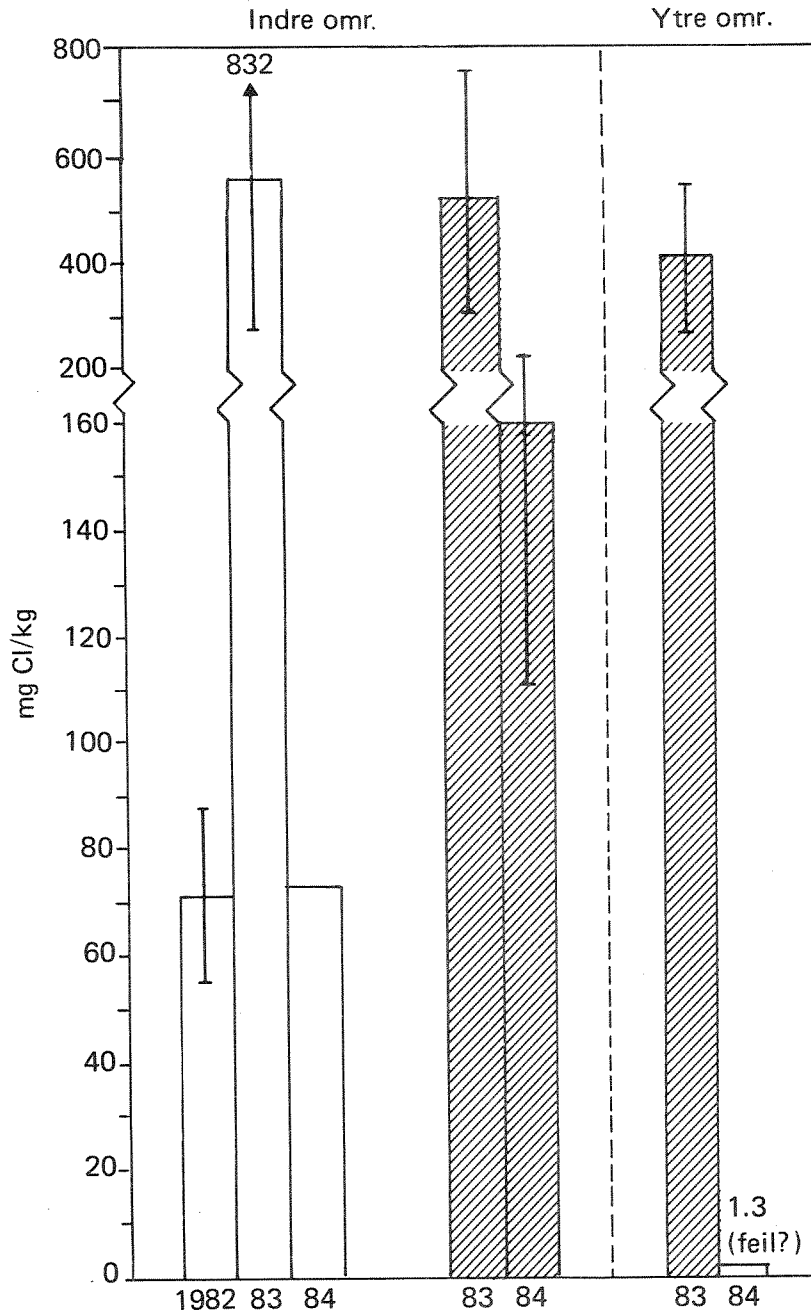


Fig. 13. EPOC1 i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middell og variasjon \longleftrightarrow for to parallelle blandprøver.

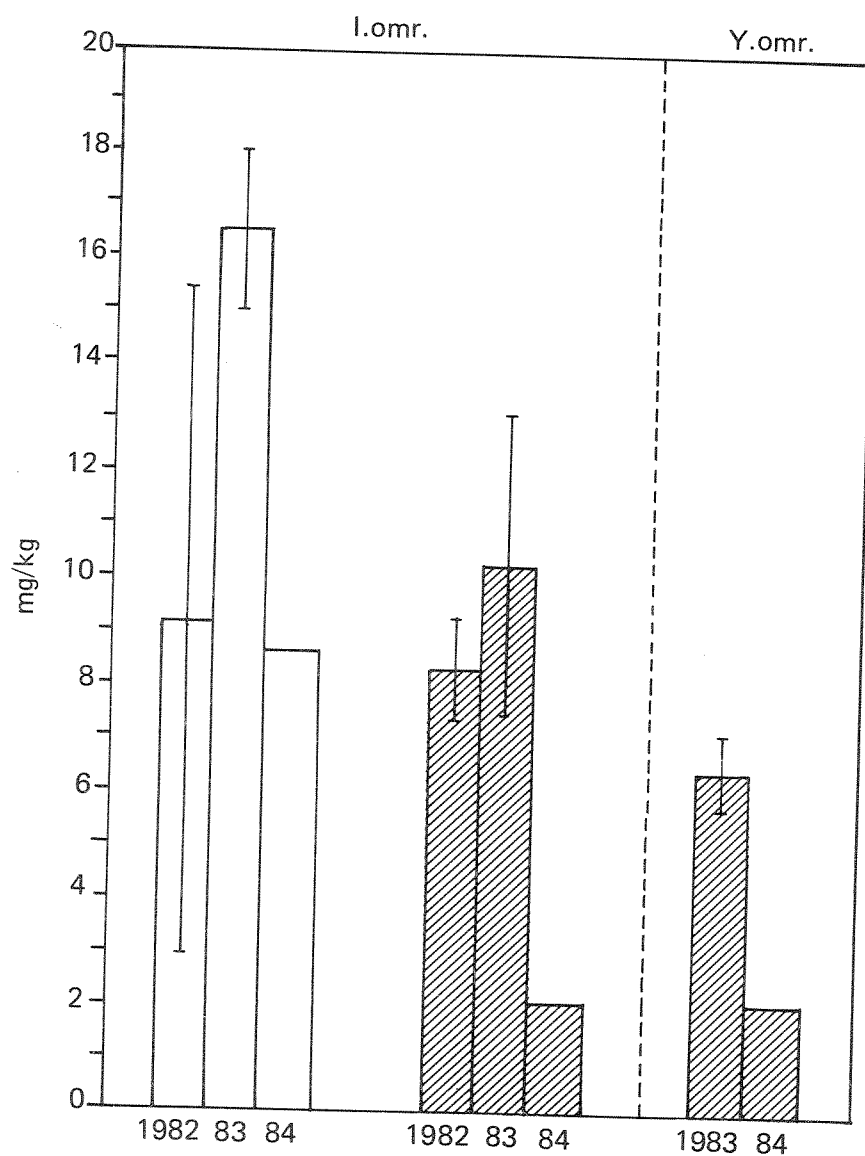


Fig. 14. EPOC1 i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg friskvekt. Middell og variasjon \longleftarrow for to parallelle blandprøver.

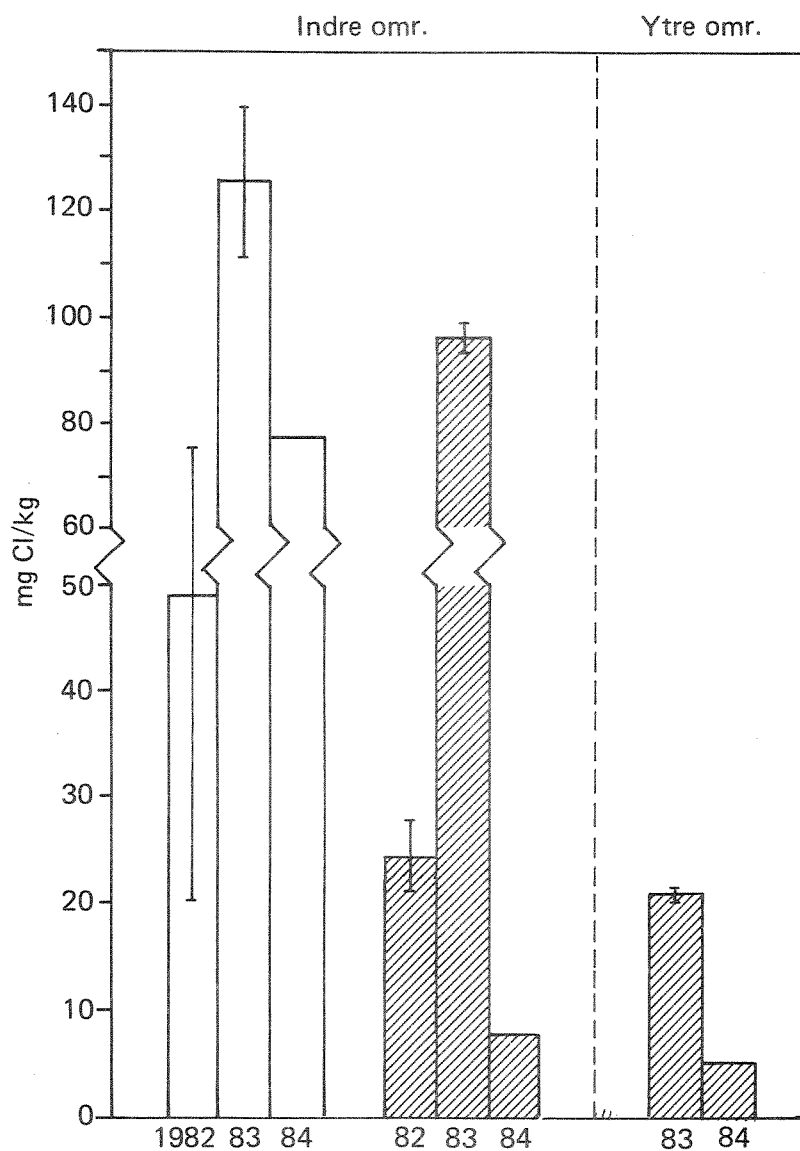


Fig. 15. EPOC1 i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middel og variasjon — for to parallelle blandprøver.

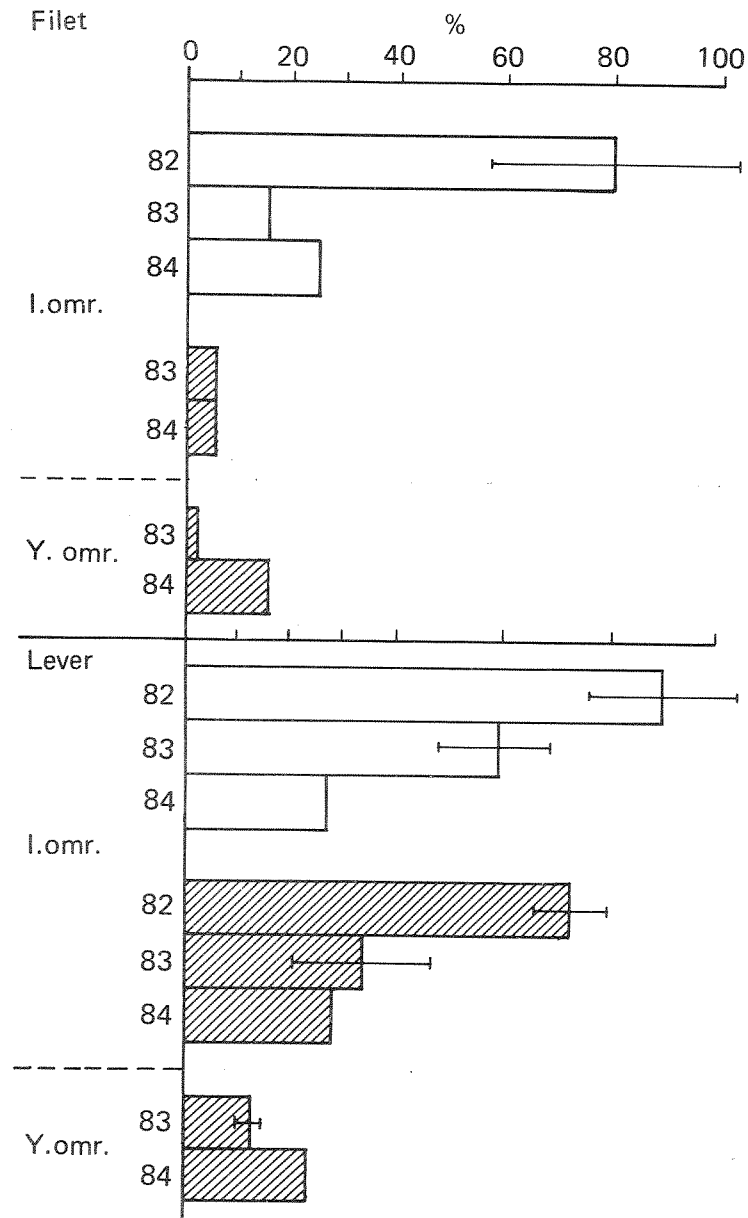


Fig. 16. Prosentandel klor i identifiserte forbindelser av EPOC1 i skrubbe (*Platichthys flesus*) □ og torsk (*Gadus morhua*) ▨ fra Kristiansandsfjorden 1982-84. Middelerverdier og variasjon (—) for to parallelle blandprøver (1982-1983).

Den observerte nedgang må sannsynligvis ses i sammenheng med opphør av en delprosess ved nikkelproduksjonen vinteren 1982. At dette først synes å ha gitt utslag i 1984 henger formodentlig sammen med at HCB og særlig OCS har lang halveringstid i fisk (Norheim og Roald, 1985). Noen tilsvarende utpreget tendens er det ikke for PCB (Fig. 9 - 11). Gruppen av polyklorerte bifenyler må antas å ha et mer diffust opphav enn komponentene som er funnet i betydelige mengder i ulike avløpsstrømmer fra Falconbridge Nikkelverk A/S.

Selv om tendensen synes tydelig, er det nødvendig å understreke usikkerheten. Denne skyldes bl.a. at det er så store variasjoner mellom enkeltfisk (Kirkerud og medarb. 1985) at det kan influere på konsentrasjonen selv i blandprøver av 10-20 eksemplarer. Denne variasjon henger igjen noe sammen med at samme type vev varierer mht. fettinnhold. Et annet forhold er tekniske vanskeligheter med nøyaktig nok bestemmelse av fettinnholdet. Bak de delvis betydelige variasjoner mellom paralleller (Fig. 3, 5, 6) ligger i enkelte tilfeller bemerkelsesverdig stor forskjell i fettprosent (appendikstabell A6).

Analyser av enkeltteksemplarer (25) gir bedre gardering enn blandprøver både mot analyseusikkerhet og naturlige variasjoner.

Av Fig. 12-16 ses at utviklingstendensen synes mindre klar for summen av persistente (bestandige) forbindelser enn for de omtalte enkeltkomponenter. Hva dette kan bero på er usikkert. En mulighet er at belastningen har endret sammensetning etter at delprosessen som var ansvarlig for en hovedandel av tilførselene med HCB, OCS, etc. ble kuttet ut i 1982, men at totaltilførslene forble omtrent på samme nivå. En annen mulighet er at 1984-verdiene av EPOCl i stor grad representerer uidentifiserte stoffskifteprodukter av de opprinnelig dominerende klorerte benzener og styrener. En tredje usikkerhetsfaktor er utløsning fra forurensede sedimenter.

Den minskende prosentandel identifiserte forbindelser (Fig. 14) aktualiserer under alle omstendigheter fortsatt analysearbeid og bestrebelse på å karakterisere utslipp og annen tilførsel både kvalitativt og kvantitativt. For dette er det et eget program i gang ved Senter for industriforskning, på oppdrag fra Falconbridge.

Med hensyn til utvikling over tid kan bemerkes at HCB-konsentrasjonsdata i torsk fra indre område 1982-83 var omkring det dobbelte av i 1975 (Brevik 1978, Brevik og medarb. 1978). I betraktning av at det må forventes variasjon, ligger det i denne forskjell likevel ingen sikre

indikasjoner på økt belastning i årene etter 1975.

Behovet for å følge utviklingen har gjort at basisundersøkelsen er blitt fulgt opp av tilsvarende og supplerende prøveinnsamling av fisk i 1985. Når dette materialet er analysert, vil man ha noe bedre grunnlag for å si noe mer sikkert om utviklingstendensen.

5.1.2 Jevnføring med "normalverdier" og data fra andre områder

På grunn av diffus belastning via atmosfæren, ved havstrømmer og avrenning fra land, må det regnes med et visst bakgrunnsnivå også av miljøfremmede stoffer. Dette nivå vil variere betydelig med beliggenhet og f.eks. være høyere nær større befolknings- og industrisentra, og i omegnen av utløp fra forurensede elver, enn på mer uberørte kyststrekninger. Usikkerheten i anslag for overkonsentrasjoner jevnført med slike "normalverdier" forsterkes av at data fra "uforurensede" lokaliteter er sparsomme (eller mangler for en del av stoffene).

Variasjonen i "normalverdien kan variere over en størrelsesorden (10 ganger) og forekomst av et "høyt normalnivå" fortjener i seg selv oppmerksomhet.

Med disse forbehold ses av Fig. 2-3 at i filet av torsk fra havneområdet var i 1984 overkonsentrasjonene av HCB i størrelsesordenen 10 x (opp mot 50 x to år tidligere). Overkonsentrasjonene i lever var forholdsmessig noe mindre, kanskje som følge av at leveren er rik på de enzymer som besørger nedbrytning av fremmedstoffer, og dermed reflekterer minskende belastning raskere enn muskelvevet.

Ovenstående anslag baserer seg på data for torsk fra områder som kan antas bare diffust belastet (Albright og medarb. 1975, ten Berge og Hillebrand 1974, ICES 1980 og Allchin og Portman 1981, Knutzen og Kvalvågnes 1982, Skåre og medarb. 1985). Tas det hensyn til det ulike fettinnholdet, samsvarer et "bakgrunnsnivå" på 0,001 mg/kg friskvekt i torsk godt med svenske registreringer av HCB-konsentrasjoner i fetere arter som brisling og sild (Andersson og medarb., 1982). Det kan bemerkes at Skåre og medarbeidere (1985) fant så lave konsentrasjoner som 0,006-0,026 mg/kg friskvekt i torskelever, dvs. ned mot og under halvparten av det som her er regnet som "høyt normalnivå" (Fig. 4).

HCB-konsentrasjonen var vesentlig høyere i skrubbe enn i torsk (Fig. 2-5). Siden det er lite som tyder på at skrubbe akkumulerer forholdsvis mer av slike stoffer (kfr. Fig. 9, appendikstabellene A2, A3 og Kirkerud og medarb. 1985), muligens heller mindre (Skåre og medarb. 1985), må det antas at "normalverdiene" i denne arten er omtrent som i torsk. Følgelig blir overkonsentrasjonen av HCB i skrubbefilet sannsynligvis betydelig større: opp mot 100-200 x for fisk fra 1984 (friskvektsbasis, mindre på fettbasis). Også i skrubbe synes leverkonsentrasjonene av HCB å være forholdsmessig mer moderate (mindre overkonsentrasjoner sammenlignet med et antatt "høyt normalnivå"). Fra et lite industrialisert område fant imidlertid Skåre og medarb. (1985) høyest 0,003 mg HCB/kg friskvekt i skrubbelever, dvs. mindre enn 1 % av 1984 nivået i Kristiansandsfjorden.

Den mest nærliggende forklaring på at skrubbe inneholder mer HCB enn torsk er førstnevntes nærmere kontakt med bunnvleiringene, som er sterkt forurenset, (Næs, 1985). Transport av PCB fra sediment til fisk er påvist av bl.a. Larsson (1983). I hans eksperimenter tok for øvrig ål opp nesten like mye direkte fra vannet som via næringsopptak på forurenset sediment.

For de øvrige hovedkomponenter (5CB, 7CS, OCS) er det bare få publiserte data fra områder som kun er diffust belastet, og følgelig lar ikke forurensningsgraden seg antyde ved "overkonsentrasjonen", slik som for HCB. Det kan nevnes at ten Berge og Hillebrand utenfor kysten av Nederland fant 0,0003 mg/kg friskvekt av 5CB i filet av torsk. Imidlertid er dette havområdet sterkt belastet ved forurensete elvetilløp. Den siterte verdi er likevel lavere enn i torsk fra Kristiansandsfjorden 1984 (kfr. appendikstabell A4).

Heller ikke for summen av sannsynlig tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser finnes det et slikt sammenligningsgrunnlag.

Også fra forurensete områder er det spinkelt med data for den aktuelle gruppen av klorerte hydrokarboner. I Frierfjorden, som årlig fremdeles mottar 4-500 kg HCB + OCS + 5CB (Rygg og medarb. 1985), er forurensningsgraden av disse stoffer i torsk betydelig høyere enn i Kristiansandsfjorden (f.eks. ca. 10 x høyere for HCB i filet og nesten 50 x i lever (Bøe 1984, Rygg og medarb. 1985). Det samme gjelder de øvrige stoffer, og særlig er forskjellen stor for oktaklorstyrens vedkommende.

Som eksempel på data fra områder som må antas å være noe forurenset, kan nevnes observasjoner rapportert av Falandysz (1983), Quirinjs og

medarb. (1979) og Luckas og Lorenzen (1981). Førstnevnte observerte som middel av flere størrelseskategorier 0,06-0,46 mg HCB/kg fett i torskelever, dvs. omkring 10-50 % av konsentrasjonen som ble målt i 1984 fra Kristiansandsfjorden. Dette illustrerer at forurensningsgraden i fjorden er som antydnet ovenfor og i Fig. 4 (5-10 x).

Quirinjs og medarb. (1979) observerte i filet av samme art opptil 0,016 mg/kg friskvekt nær de store elveutløp i Nederland, m.a.o. svakt høyere enn siste års data fra Kristiansandsfjorden.

Lengst vest i Østersjøen registrerte Luckas og Lorenzen (1981) tilfeller av mer enn 0,1 mg HCB/kg friskvekt i torskelever, og nevner at dette er det dobbelte av hva som anbefales som øvre grense i mat av vest-tyske helsemyndigheter. Av Fig. 4 ses at i lever av torsk fra Kristiansandsfjordens indre del i 1984 var denne grenseverdien overskredet fire ganger.

Av forurensningstilfeller med HCB i Norge utenom Frierfjorden kan nevnes 0,2 mg/kg i lever av torsk fra Øra-området ved Fredrikstad (Knutzen, 1984) og 0,1 mg/kg i tilsvarende materiale fra innerst i Drammensfjorden (Knutzen og medarb. 1986).

PCB-innholdet i fisk fra havneområdet var også forhøyet, men ikke i samme grad som for utslippskomponentene (Fig. 9-11). De "høye normalverdiene" for PCB i torskefilet fra diffust belastede områder er angitt på grunnlag av skjønnsmessig utvalgte data fra ICES (1980), Murray og Norton (1982), Knutzen og Kvalvågnæs (1982), Kirkerud og medarb. (1984, 1985). For Fig. 11, som viser konsentrasjoner i lever er prikket inn nivåer som antas representative for lavt belastede deler av Norge (kfr. Skåre og medarb. 1985). (Den markerte forskjellen mellom "bakgrunnsverdiene" i skrubbe og torsk skyldes for en stor del det høyere fettinnholdet i torskelever og dermed større opphoping av PCB.)

Observasjonene fra Kristiansandsfjorden overensstemmer med andre vitnesbyrd om at det nær utløpet av større elver og/eller industribyer kan registreres en forhøyet PCB-belastning (Knutzen, 1982, 1984; Kirkerud og medarb. 1984, 1985; Knutzen og medarb. 1986). Hvorvidt det er atmosfærisk belastning via elver eller lokal virksomhet som spiller størst rolle, er det foreløpig lite grunnlag for å uttale noe bestemt om. I enkelte tilfeller er det likevel indikasjoner på at de forhøyede nivåer i fisk kan skyldes lokale forhold (avrenning fra avfallsdeponier, kfr. Knutzen. 1984).

5.1.3 Jevnføring av forurensningsgrad i indre og ytre del av fjorden

Spørsmålet om fisken er like forurenset med klororganiske stoffer i ytre som indre fjord er viktig for utøvelsen av fiske som næring eller hobby.

Sedimentundersøkelsene har vist raskt avtagende forurensningsgrad med økende avstand fra kilden (Næs, 1985). Dataene for nivåene i torsk tyder også i det vesentlige på at fisk fanget i det ytre området er mindre risikabel å spise (Fig. 2-7 og 9-11). Det viktigste forbehold mot dette knytter seg til:

- manglende viten om hvilke stoffer som inngår i EPOCl, som viser mindre (og usikker) grad av minskning med økende avstand fra kilden enn de identifiserte stoffene (Fig. 12-15).
- manglende data for skrubbe eller andre bunnfiskearter fra ytre fjord.

Det er også for kort observasjonstid til å dømme om fisk fanget i de respektive områder er såvidt stedbunden at fangstene kan regnes som representative for ulike belastningsgrader. Spørsmålet om to eller flere bestander med ulike vandringsmønster og eksponeringshistorie kan bare la seg avklare ved analyse av enkeltteksemplarer og statistisk analyse av sammenhengen mellom forurensningsnivå og naturlige variable med definerbar innflytelse på de observerte miljøgiftkonsentrasjoner i fisken (lengde, vekt, alder). Et eksempel på en slik analyse finnes for materiale av torsk for Frierfjorden (Gramme og medarb., 1984).

Videre er det behov for en nærmere belysning av forholdene også på vestsiden av ytre fjord, der det foreløpig ikke er samlet inn fisk. Ut fra dominerende strømretninger i fjorden, er det rimelig å anta at forurensningene i hovedsaken transporteres ut av fjordsystemet gjennom Vestergapet (sundet NV for Flekkerøy (Fig. 1)). Her skal tilføyes at 1985-materialet omfatter både bunnfisk fra området omkring V. Randøy og I. Kalvøy og fra innsiden av Y. Flekkerøy, slik at spredningsforhold og forurensningsnivå i fisk fra ytre fjord vil bli bedre belyst.

5.2 Klororganiske forbindelser i ål fra Bladdalstjern og bekkerøye fra Otra.

Disse analyser ble foretatt for å belyse om andre kilder enn de direkte utslipp og sig fra deponier på nikkerverkets område kunne spille en rolle for belastningen på fjorden. Bladdalstjern mottok inntil 1978 sig fra en tidligere deponeringsplass for industriavfall og i Otra er det utslipp av klororganiske forbindelser fra blekeriavløp.

For åls vedkommende viste resultatene at fisken hadde høyt innhold av EPOC1. På friskvektsbasis var konsentrasjonen 2-5 ganger innhold i filet av fisk fra fjorden, kfr. appendikstabell A16 med resultatene for filet av skrubbe og torsk i tabell A2, Vedlegg 1. Dette skyldes ålens vesentlig høyere fettinnhold. På fettbasis var det til dels vesentlig høyere konsentrasjoner i sjøfisken (Fig. 13 og tabell A16). Siden det er konsentrasjonen på fettbasis som best gjenspeiler belastningen, følger at totalbelastningen med klororganiske forbindelser må antas høyere i indre del av fjorden enn i tjernet, selv uten å ta hensyn til den betydelig større vannutskiftingen i fjorden. Med andre ord er det neppe sannsynlig at tilførselene via avrenning fra Bladdalstjern har noen vesentlig betydning for forholdene i fjorden. For å være sikker på at dette er en underordnet kilde, bør det likevel, som minimum, gjøres noen enkle orienterende undersøkelser av EPOC1 i sedimenter og utløpsvann fra tjernet. Enda viktigere er det å få analysert avløpet fra fyllplassen. Etter 1978 har dette, sammen med kommunale utslipp, gått ut i Fiskaabukta.

Også konsentrasjonene (på fettbasis) av identifiserte utslippskomponenter som 5CB, HCB og OCS var vesentlig lavere enn i skrubbe og torsk. I noe mindre grad gjaldt det samme for PCB.

Ålens høye innhold av vesentlig uidentifiserte (97-98 %) klorforbindelser gjør det aktuelt med en vurdering fra helsemyndighetenes side mht. eventuell utnyttelse av fisk fra tjernet.

I bekkerøye fra Otra ble det ikke registrert kloralkylbenzener, som er typiske bestanddeler i fjordfisk og sedimenter. Utslipp til elven kan på dette grunnlag sannsynligvis ses bort fra som kilde til disse stoffer i fjorden. Samtidig er det konstatert lave konsentrasjoner i skrubbe og torsk av monoklorocymener, som er karakteristiske i blekeriavløp (SI, analyserapport av 14/1 1983). Følgelig synes utslipp fra klorblekerier bare i liten grad å bidra til totalbelastningen med persistente klororganiske stoffer på fjorden. Imidlertid bør det

overveies å belyse dette problemet nærmere ved analyse av EPOCl og klorbenzener i fisk fra elven.

5.3 Klororganiske stoffer i blåskjell

Resultatene av de foretatte analysene er gitt i appendikstabellene A9-A14 (Vedlegg 1). Tabellene A13-A14 viser hvilke stoffer som er identifisert i materialet, flere av dem med ikke eller utilstrekkelig kjente egenskaper mht. giftighet og persistens (bestandighet).

Av Fig. 17 ses at i indre fjord avtok blåskjellenes HCB-innhold ganske markert fra 1982 til 1983-84, men at nivået fremdeles var tydelig høyere enn i blåskjell samlet lenger ut. Blåskjellene kan synes å ha reagert hurtigere enn fisk på redusert belastning fra 1982.

Jevnført med det som registreres i blåskjell på åpen kyst ("lavt normalinnhold", kfr. litteratursammenstilling av Knutzen og Kirkerud, 1984) var det fremdeles overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5 x.

Blåskjellene fra det "ytre området" (kfr. kap 4) synes ikke tydelig berørt etter mars 1983. Derimot ble det konstatert tilfeller av svake overkonsentrasjoner i blåskjell fra Bragdøy (kfr. appendikstabellene A9 og A10).

Innholdet av pentaklorbenzen (5CB) var omtrent som for heksaklorbenzen (HCB) i blåskjellene fra de innerste stasjonene (kfr. appendikstabellene A9 og A12). Derimot akkumulerte ikke blåskjellene oktaklorstyren OCS, hvilket er den samme erfaring som man har gjort i Frierfjorden.

Etter 1982 har HCB- og 5CB-konsentrasjonen for det meste vært markert lavere enn PCB-innholdet. I motsetning til de klorerte benzenene lå PCB-innholdet (med enkelte unntak) på samme nivå i blåskjell fra indre og ytre område, hvilket bekrefter inntrykket fra fiskeanalysene av mer diffus belastning med PCB.

Blåskjellenes totalinnhold av tungt nedbrytbare klorforbindelser gir ikke et tilsvarende bilde av en bedre situasjon mht. belastning (Fig. 18). Det er også verd å merke seg manglende forskjell mellom verdiene fra indre og ytre område.

For EPOCl er det så få sammenligningstall at det ikke er mulig å anslå forurensningsnivået i form av "overkonsentrasjoner". Men det kan gi en antydning at i den tilnærmet uberørte Stavfjorden i Sogn var friskvektskonsentrasjonen av EPOCl under 0,05 mg/kg (Knutzen og Kvalvågnæs, 1982), og i ytre del av den mer belastede

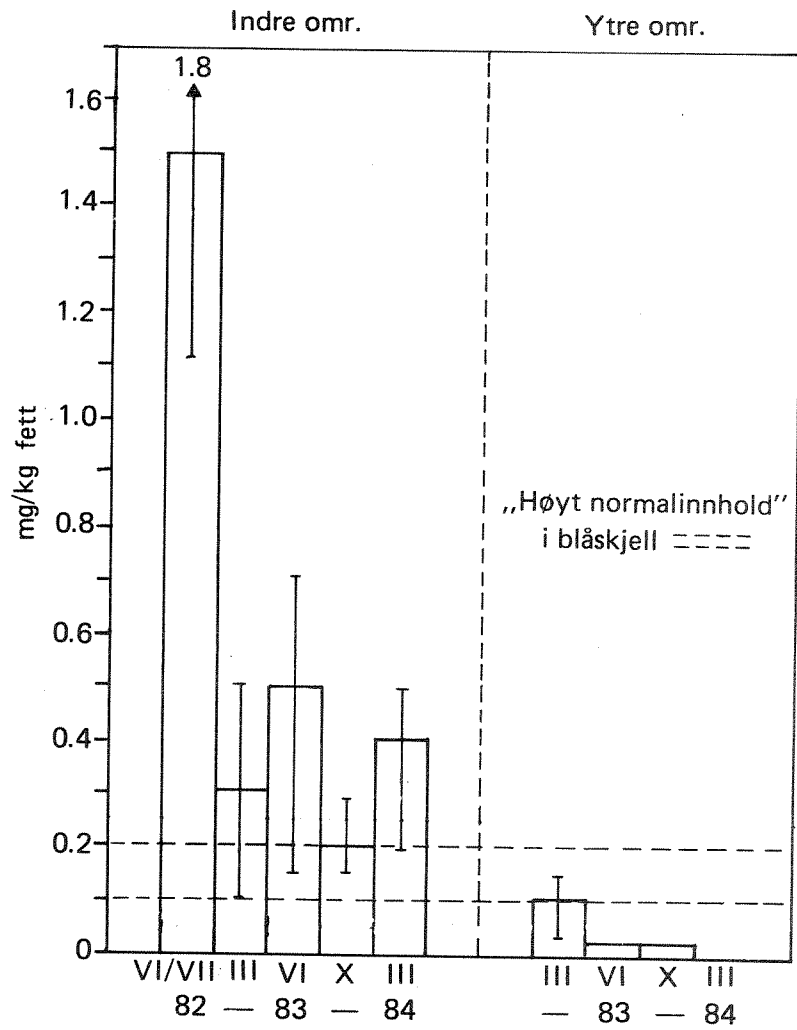


Fig. 17. HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middell og variasjon \longleftrightarrow for 2-4 stasjoner (se tekst). Avrundede verdier.

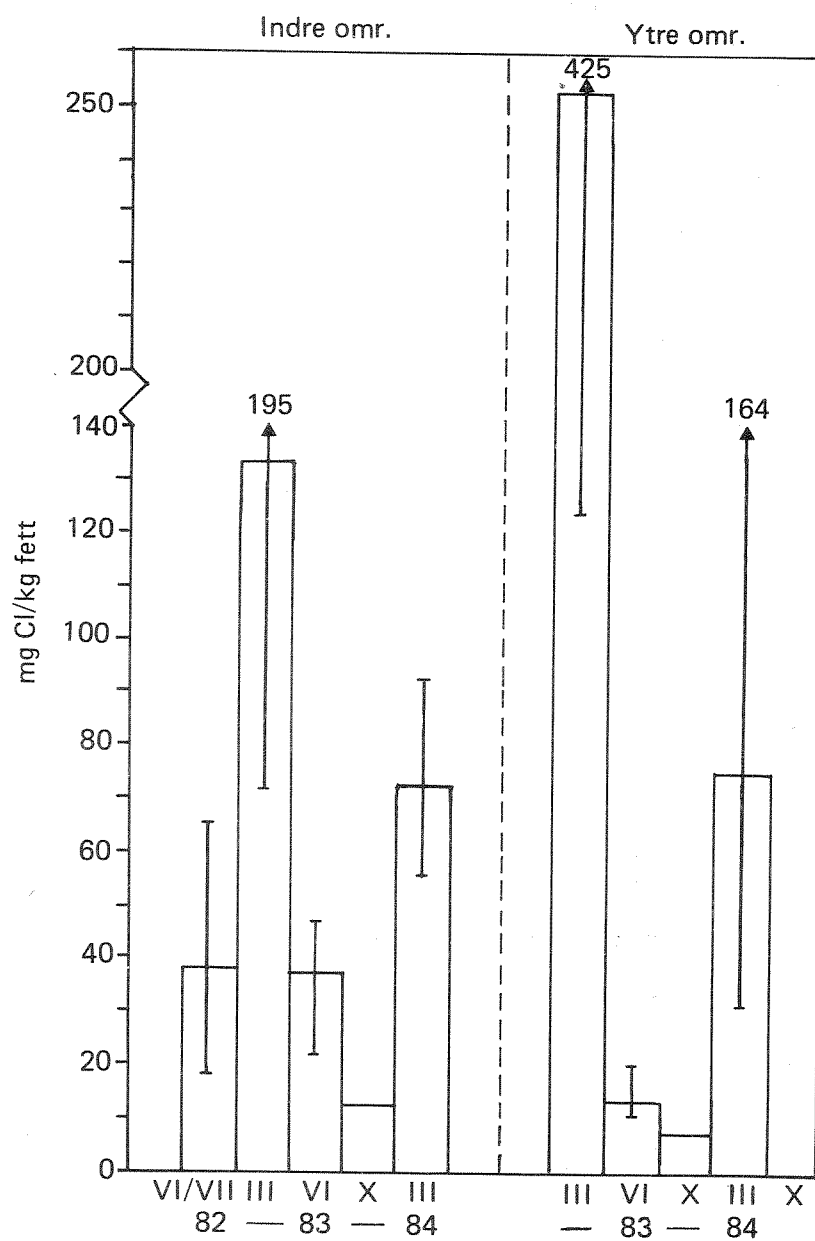


Fig. 18. EPOC1 i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 1982-84, mg/kg fett. Middell av flere stasjoner (se tekst). Avrundede verdier.

Drammensfjorden

0,1 mg/kg. I Kristiansandsfjordens indre del varierte det mellom 0,2 og 3,3; i ytre område ca. 0,1-1,8 (appendikstabell A9). Det er bare i blåskjell fra indre Hvaler at det ellers er observert tilnærmedesvis samme EPOCl-nivå (1 mg/kg friskvekt, kfr. Knutzen, 1984).

Bare 1-10 % av stoffene som innbefattes i EPOCl har latt seg identifisere ved gasskromatografisk analyse (appendikstabell A11). I et par prøver kjørt på massespektrometer er identifikasjonsprosenten bragt opp i omkring 20-25 (tabellene A11 og A13-A14).

Ut fra de betenkelig høye konsentrasjonene av EPOCl i skjell fra ytre stasjoner, synes det påkrevet med en nærmere kartlegging av forurensningenes influensområde.

Siden EPOCl-konsentrasjonen på friskvektbasis i blåskjell var av samme størrelsesorden som i fisk (kfr. appendikstabell A9 med A2), bør helsemyndighetene også vurdere tilrådeligheten av å spise skjell fra fjorden.

5.4 Klororganiske forbindelser i taskekrabbe

Av taskekrabbe er det bare analysert et par orienterende prøver fra det mest forurensede området (tabell A15). Ut fra fangstlokalitet og levested (sterkt påvirket sediment), synes ikke konsentrasjonene av klorbenzener og klorstyrener å være spesielt høye sammenlignet med i fisk, men bør allikevel vurderes av helsemyndighetene.

Til sammenligning kan nevnes at fra Fedafjorden (upubl.) inneholdt en krabbeprøve bare 1-2 % av de omkring 0,1 mg HCB/kg som er registrert i krabbene fra Kristiansandsfjorden.

I motsetning til i blåskjell lot hele eller det alt vesentlige av EPOCl-innholdet seg forklare ved utslippstoffene.

Interessene knyttet til krabbefiske har medført innsamling i 1985 av dyr lenger fra kilden.

6. BROM- OG JODORGANISKE FORBINDELSER I FISK OG SKALLDYR

Ved siden av at brom- og jodforbindelser også kan dannes direkte ved industrielle prosesser, vil klorerte stoffer ved utslipp i sjøvann i noen grad omdannes, særlig til bromerte forbindelser. Høye konsentrasjoner av persistent brom (EPOBr) er påvist i avløpsvann. Da brom- og jodforbindelsene kan ha tilsvarende egenskaper som de klororganiske stoffene, er det av interesse å få kartlagt deres forekomst.

Hvilke bromforbindelser som er identifisert i biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden fremgår av appendikstabellene A7, og A13-A14, mens konsentrasjonene av enkelte identifiserte forbindelser, EPOBr og EPOI gis i tabellene A8, A12 og A15-A16.

Jevnt over lå konsentrasjonene av totalbrom og totaljod i fisk på omkring 1/10 av total klorkonsentrasjonene (jfr. tabellene A2 og A8). Bromerte og joderte enkeltforbindelser er ikke bestemt i fiskeprøvene.

Det kan ut fra dette konkluderes med at de brom- og jodorganiske forbindelser ikke utgjorde samme problem som EPOCl.

I blåskjell fra det indre området var det i middel nesten like mye EPOBr som EPOCl (30-50 %); på et tidspunkt (oktober 1983) flere ganger mer (kfr. appendikstabellene A9 og A12). Som man ser er dette en forholdsmessig større rolle enn i fisk. I skjell fra de ytre lokaliteter var det imidlertid relativt mindre bromforbindelser (ca. 15-20 % av totalklor). Forekomsten av jodorganiske forbindelser var av underordnet betydning.

I tilfellet med høyest konsentrasjon av EPOBr ble praktisk talt alt brominnholdet redegjort for ved tilstedeværelsen av forholdsvis lavbromerte og lavmolekylære forbindelser (tabell A12).

Den ene analyserte prøven av taskekrabbe inneholdt mer enn 10 ganger så mye EPOBr som EOCl (tabell A15), mao. det omvendte forholdet av i fisk og (for det meste) i blåskjell. Konsentrasjonen av EPOBr var også såvidt høy - over 1 mg/kg friskvekt - at det fortjener oppmerksomhet ved de kommende overvåkingsstudier.

7. METALLER, ARSEN OG FLUOR I FISK, HVIRVELLØSE DYR OG TANG

Til å belyse utslag av metallbelastningen er dels benyttet spiselige organismer (rekreasjons- og fiskeinteresser) og dels arter som egner seg til å karakterisere belastningsgrad og utslippenes influensområde. Det er brukt flere arter med forskjellig levevis for å få gjenspeilet ulike metalltilstander (løst, bundet til partikler). Det var også nødvendig å bruke flere arter av praktiske grunner (begrenset forekomst og utbredelse hos hver enkelt).

7.1 Metaller i torsk og skrubbe

Konsentrasjonene av utslippsbestanddelene nikkell, kobolt, bly, kobber, jern, arsen og av andre aktuelle metaller i filet av torsk og skrubbe (appendikstabell A17) var generelt sett innen normalvariasjonene for fisk fra ubelastede områder (Julshamn og medarb. 1978, ICES 1980, oversikt hos Eisler 1981). Små og i praksis ubetydelige overkonsentrasjoner forekom muligens for jern, nikkell og kobolt. Konsentrasjonene av utslippsmetaller var til dels noe lavere enn tidligere observert av Julshamn og Eriksen (1977) i fisk fra Kristiansandsfjorden.

7.2 Metaller i ål fra Bladdalstjern

Med forbehold for sinks vedkommende var metallinnholdet som normalt (appendikstabell A18) og ga ingen indikasjoner på markert belastning. Ålens sinkinnhold var omtrent som observert av Warfe og van den Broek (1977) i et noe påvirket estuar. Mulige overkonsentrasjoner kan anses til neppe over 3-4 ganger og uten helsemessig betydning.

7.3 Metaller, arsen og fluor i blåskjell

Resultatene av analyse på materiale fra 1982-83 er stilt sammen i tabell A19 i appendiks. I 1982 er det i skjell fra indre område analysert på to ulike tidspunkter for å belyse eventuell korttidsvirkning i stans av jernslamutslippet og markert redusert belastning med flere metaller.

Av figurene 19-20 ses for det første at blåskjell fra de indre stasjonene (st. 2, 3, 4, 5, Fig. 1) hadde tydelig høyere innhold av bly, nikkell, kobber og kobolt enn skjell samlet lenger ut i fjorden

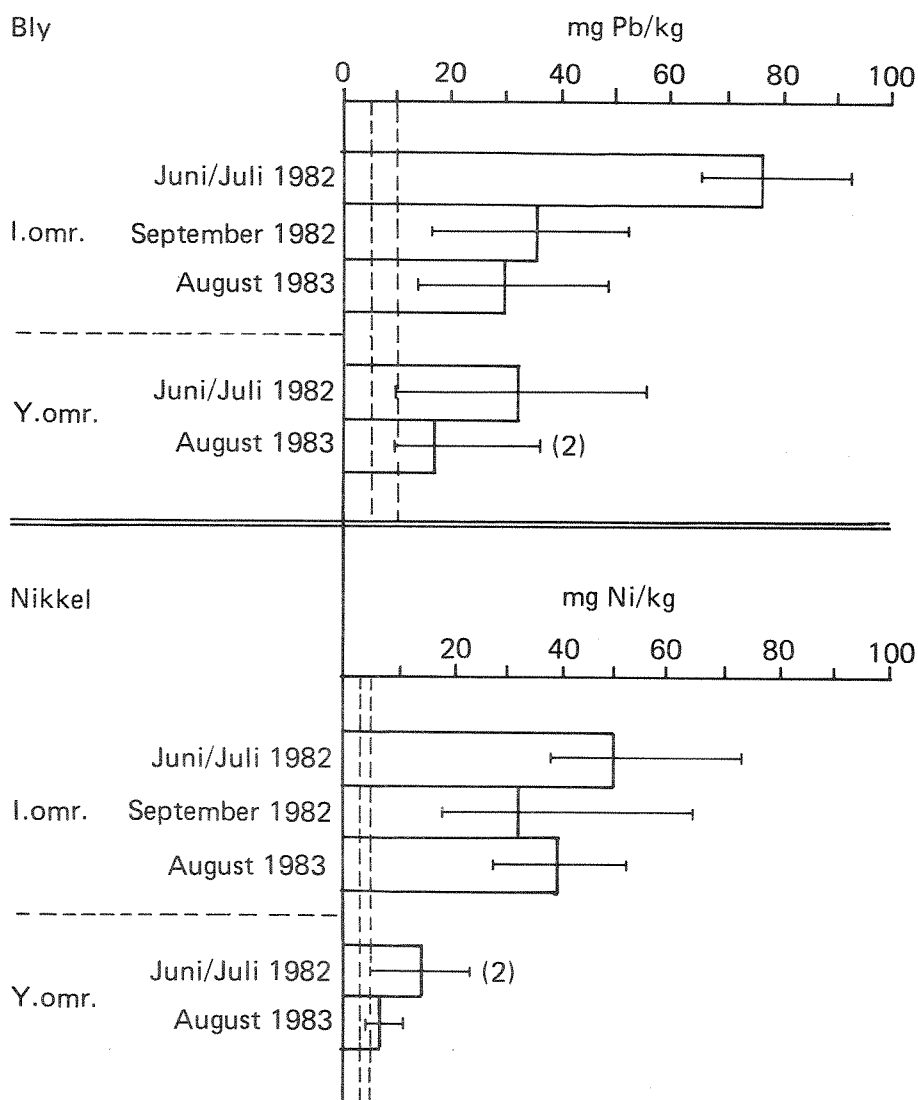


Fig. 19. Middelværdier og variasjonsområde for bly og nikkel i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra et indre (st. 2, 3, 4, 5) og et ytre område (st. 8, 9, 14a, 15) i Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg tørrvekt. Antall stasjoner i parentes når avvik fra 4: "Høyt normalnivå" =====

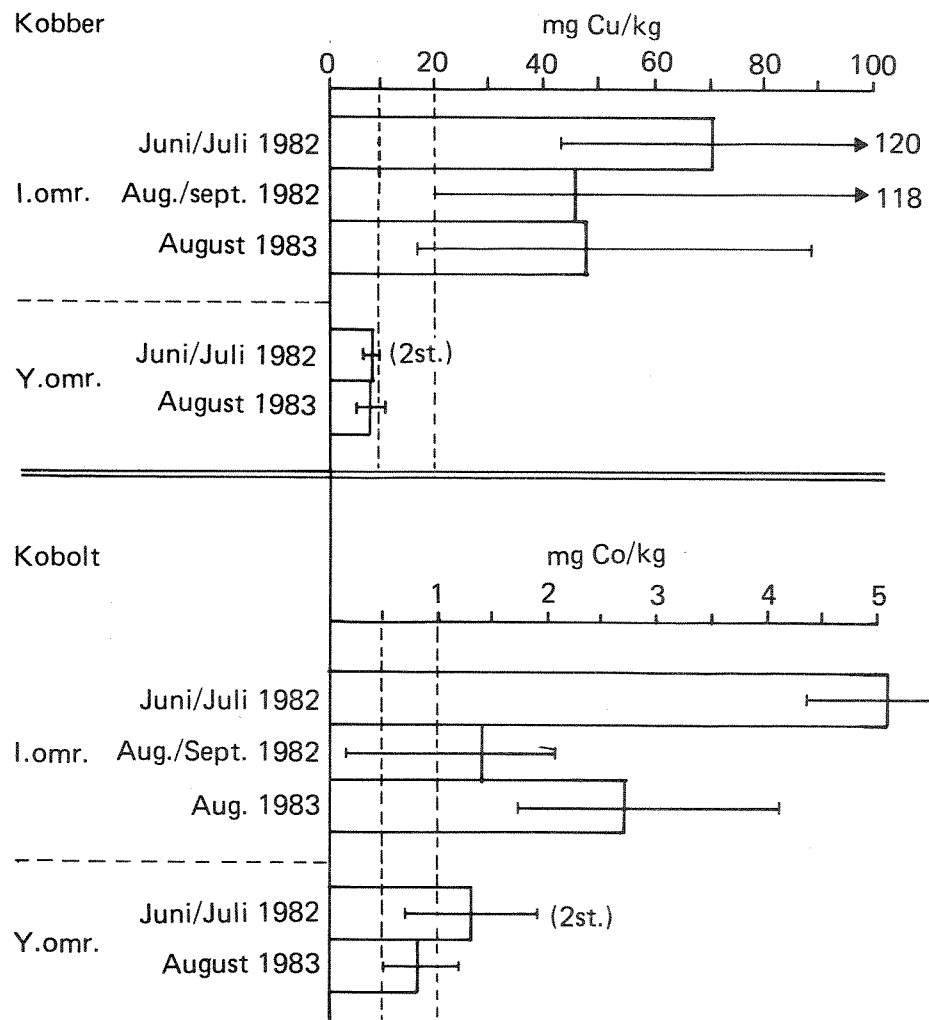


Fig. 20. Middeler og variasjonsområde for kobber og kobolt i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra et indre (st. 2, 3, 4, 5) og et ytre område (st. 8, 9, 14a, 15) i Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg tørrvekt. "Høyt normalnivå" =====

(st. 8, 9, 14a, 15). Størst forskjell var det for kobber og kobolt, noe mindre for bly og nikkel.

Både for bly, nikkel og kobolt vises innflytelsen av utslippet fra Falconbridge Nikkelverk A/S også i fjordens ytre deler, men dette gjelder vesentlig vestsiden. Blant stasjoner med omlag samme avstand fra utslippet har f.eks. st. 8, Flekkholmen, betydelig høyere forurensningsnivå enn st. 13-14 på fjordens østside.

Med forbehold bl.a. for de betydelige usikkerheter som ligger i stor variasjon mellom resultatene fra enkeltstasjoner, ses også at konsentrasjonene avtok etter utslippsreduksjonene sommeren 1982.

Jevnført med høye "normalnivåer" for de nevnte metaller (ref. litteratursammenstilling av Knutzen, 1983) var overkonsentrasjonene i indre område av størrelsesordenen 5-10 (kobber og kobolt), 10 (bly) og 15-20 (nikkel) ved den opprinnelige belastningen. Direkte praktisk betydning har disse overkonsentrasjonene i skjell sannsynligvis bare for bly (kfr. kap. 9).

Hvis man sammenligner verdiene fra Kristiansandsfjordene med metallinnhold fra åpen kyst eller mest mulig uberørte områder, blir overkonsentrasjonene enda noe høyere (kfr. Julshamn 1981a,b og verdiene fra st. 16, Søgne, i appendikstabell A19).

På de mest utslippsnære lokalitetene (st. 2, 3) var det også forhøyet jerninnhold, men ikke i samme grad som for de fire ovennevnte stoffer. Øvrige metaller viste lave verdier. Dette gjelder også arsen, som opprinnelig fulgte med jernslammet i store mengder, men i en tungtløselig og dermed lite tilgjengelig form.

Stikkprøvene på blåskjells fluorinnhold viste muligens noe forhøyede verdier i forhold til det normale (50-100 %) (Knutzen, 1980, og Molvær og medarb., 1984). Imidlertid er bakgrunnsnivået dårlig definert. Bestemte kilder som kunne være årsak til en slik moderat forhøyelse er heller ikke kjent.

Metallinnholdet i blåskjell fra Kristiansandsfjorden er tidligere registrert i 1975 (Lorentzen og medarb., 1975) og 1977 (Julshamn og Eriksen). Sistnevnte er vanskelig å sammenligne med på grunn av ulike innsamlingssteder, men det ble konstatert forhøyet innhold av kobolt, nikkel og bly.

I området Andøya - Odderøya (kfr. Fig. 1) fant Lorentzen og medarb.

(1975) til dels betydelig høyere blykonsentrasjoner enn rapportert her, mao. en forbedring av tilstanden mht. grad av blyforurensning. Tilsvarende minskning i blåskjellenes innhold av kobber og nikkel synes derimot ikke å ha funnet sted i den aktuelle perioden.

Noe anrikning på arsen i blåskjell ble heller ikke konstatert ved undersøkelser i 1977 av Larsen og Moe (1977).

7.4 Metaller i strandsnegl

Rådata for metallanalysene i strandsnegl (Littorina littorea) står oppført i appendikstabell A20 og resultatene for de viktigste forurensende stoffer er fremstilt i Fig. 21-22.

Av figurene fremgår at det før utslippsreduksjonen sommeren 1982 ble funnet betydelige overkonsentrasjoner i snegl fra de indre stasjonene, særlig for bly (ca. 10-20 x) og nikkel (ca. 5-10 x); i noe mindre grad for kobber (ca. 5 x) og minst for kobolt og jern (2-3 x). Disse angivelsene baserer seg på middelerverdier. I enkelte tilfeller var forhøyelsen enda høyere (se angitte variasjonsintervall på Fig. 21-22 og tabell A20 i vedlegg). (Det må tas forbehold mht. jern fordi det her er vanskelig å angi noen øvre grense for "normalinnhold".)

Høyt "normalnivå" er forøvrig antydnet ut fra informasjonen hentet fra Butterworth og medarb. (1972), Nickless og medarb. (1972), Steele og medarb. (1973), Leatherland og Burton (1974), Wharfe og van den Broek (1977), Ireland og Wootton (1977), Bryan (1980), Lobel og medarb. (1982), Bryan og Gibbs (1983), Bryan og medarb. (1983) og Mason og Simkiss (1983).

I strandsnegl var det bare for nikkel og muligens kobolt vitnesbyrd om at virkningene av utslippet kunne spores også på fjordens østside (kfr. data fra st. 11, 12 og 15 med st. 16 (Søgne) i appendikstabell A20)). Mangelen på materiale fra Flekkerøysundet og stasjoner fra ytre, midtre del av fjorden gjør imidlertid konklusjonene om influensområdet usikre.

Også i strandsnegl synes utslippsreduksjonene sommeren 1982 å ha resultert i en hurtig minskning av metallinnholdet (bly, nikkel, kobber, kobolt og jern).

Bortsett fra krom i snegl fra st. 11, Ringknuden/Kongsgårdshukta viste ingen av de øvrige metaller unormal anrikning. Den store spredningen

i titankonsentrasjoner antas å skyldes analysetekniske vanskeligheter. Forklaringen på overkonsentrasjoner av krom i størrelsesordenen 20 ganger på St. 11 må antas å være påvirkning fra en garveribedrift (nedlagt 1982). Snegl fra denne stasjonen inneholdt også forholdsmessig mye jern og mangan (omkring øvre grense for et høyt normalnivå).

Sammenlignet med tidligere undersøkelser, ble det i 1982, både før og etter minsket belastning, funnet noe høyere konsentrasjoner av bly enn observert i 1977 av Bjønnes og Brakstad (1977). Derimot var 1982-verdiene bedre i samsvar med blynivåene rapportert for 1977 av Håkedal og Solheim (1979). Sneglenes kobberinnhold i juni/juli 1982 var noe høyere enn hos Håkedal og Solheim (1979) og da bedre i samsvar med maksimalverdiene angitt av Bjønnes og Brakstad (1977). Sistnevnte rapporterte også nikkilverdier i samme størrelsesorden som gjengitt i tabell A20 for stasjonene 1, 2, 3 og 5.

I betraktning av naturbetingede variasjoner, var resultatene fra 1977 og juni/juli dataene fra 1982 i rimelig god overensstemmelse og viste samme forurensningsgrad og utbredelsesmønster for avløpsvannet fra nikkilverket.

7.5 Metaller i taskekrabbe

Metallinnholdet i innmat og kjøtt av krabbe var moderat med et visst forbehold for bly (appendikstabell A21). Bortsett fra bly, var verdiene for utslippsmetallene i godt samsvar med 1977-observasjonene til Julshamn og Eriksen (1977). Den tilsynelatende økning i blyinnholdet kan muligens bero på analysefeil. (Den manglende forskjell i blyinnholdet mellom krabbe fra utslippsnære og -fjerne stasjoner kan være en indikasjon på dette.) Under alle omstendigheter var de observerte konsentrasjoner ikke over grensen på 3 mg/kg friskvekt av bly i sjømat.

Av de øvrige metaller viste kobber, jern og (i mindre grad) nikkel avtagende konsentrasjoner med økende avstand fra Vesterhavn-området (jfr. tabell A21).

7.6 Metaller i oskjell

Den ene orienterende analysen fra st. 3 Lagmannsholmen, tjener mest

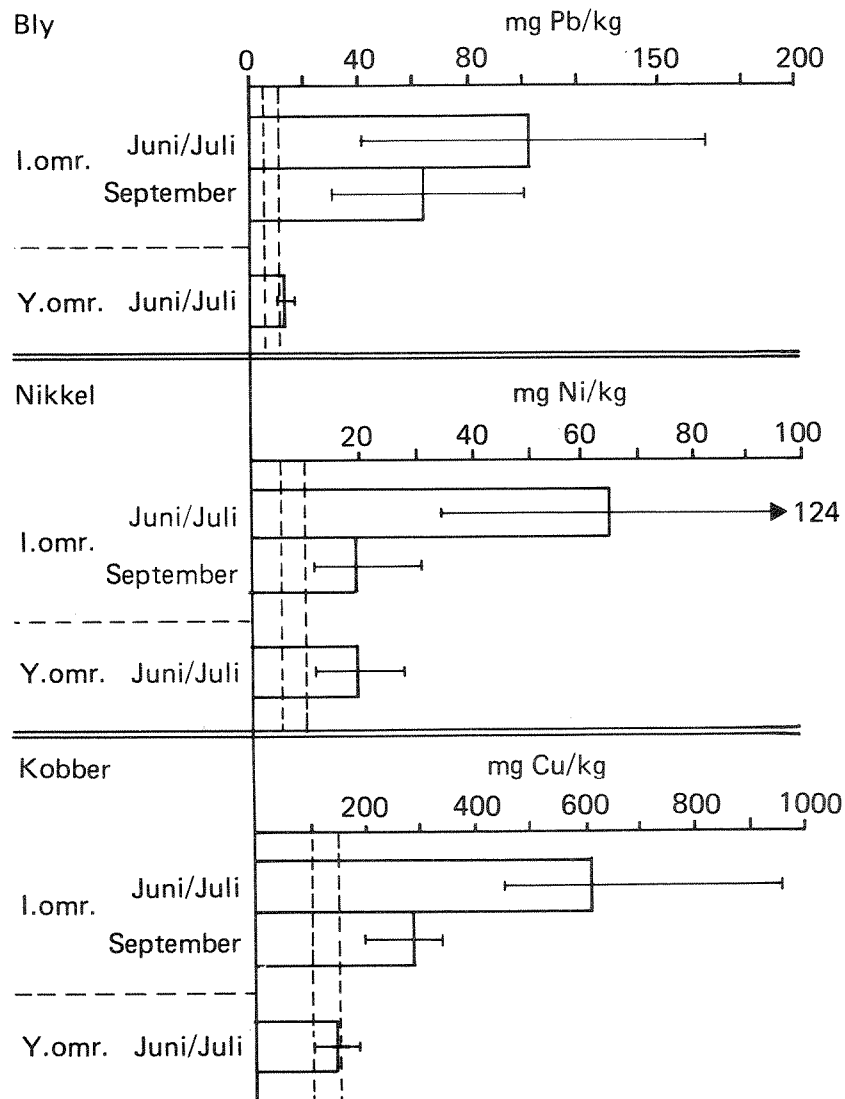


Fig. 21. Middelerverdier og variasjonsområde \leftarrow for bly, nikkel og kobber i strandsnegl (*Littorina littorea*) fra indre (st. 1, 2, 3, 5) og ytre del (st. 8, 15) av Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt. "Høyt normalnivå" =====

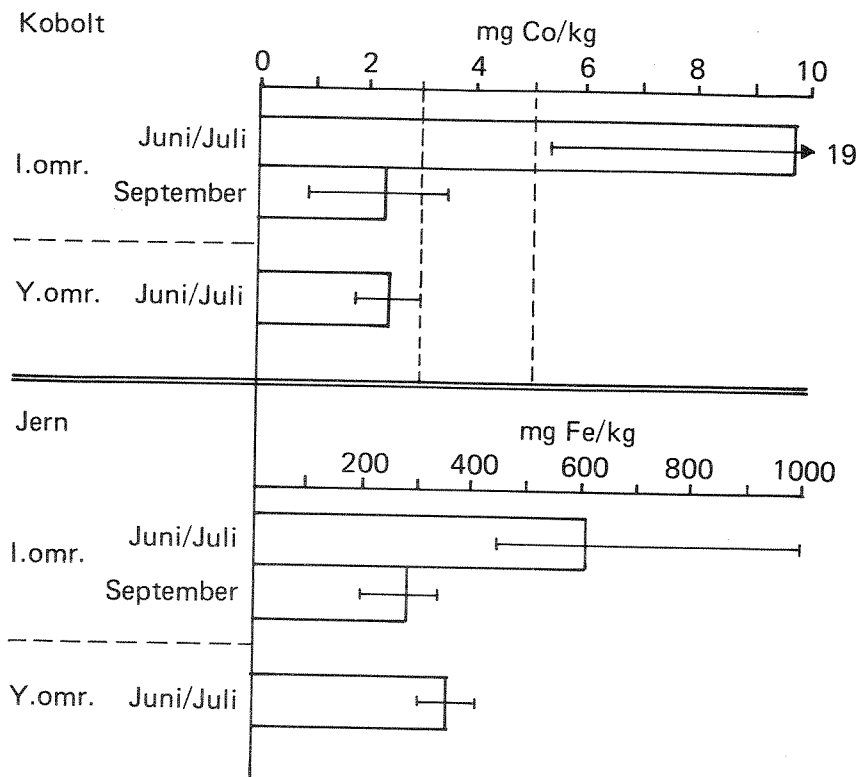


Fig. 22. Middelerdier og variasjonsområde for kobolt og jern i strandsnegl (*Littorina littorea*) fra fire indre stasjoner (st. 1, 2, 3, 5) og to stasjoner i ytre Kristiansandsfjorden (st. 8, 15), 1982, mg/kg tørrvekt. "Høyt normalnivå" =====

til å illustrere innflytelsen av sterkt forurenset sediment, som har gitt høye konsentrasjoner av alle utslippsmetallene (appendikstabell A21), særlig av kobolt. Således var konsentrasjonen i oskjell av dette metallet 10 x høyeste verdi observert i blåskjell. Også innholdet av bly, nikkel og kobber overskred maksimalinnholdet i blåskjell 2-5 ganger (jfr. tabellene A19 og A21).

Oskjell er lite egnet som indikator på metallbelastning på grunn av at den vesentlige andel av de mest aktuelle stoffer akkumulerer i fordøyelseskanalen (60 - >95 % av totalinnholdet ifølge Julshamn 1981b). Bly, sink, kobber og mangan er blant dem som viser størst prosentandel (85-95 %) i fordøyelsessystemet, og dette kan forklare de høye konsentrasjonene av disse metallene i oskjellene fra Vesterhavn (tabell A21).

7.7 Metaller i sjøpung

Det kanskje klareste bilde av metallbelastningens størrelse i ulike deler av fjorden vises av akkumuleringen i sjøpungen Ascidiella aspersa (muligens noe iblandet små eksemplarer av en annen sjøpungart: Ciona intestinalis). Dette er illustrert i Fig. 23 ved det relative innholdet av metaller i økende avstand fra utslippet (kfr. også Fig. 1 og tabell A21).

For alle utslippsmetallene ses en klart fallende tendens fra stasjonene i Vesterhavn til de som ligger lenger syd og øst. (Kobolt viser et par mindre avvik fra det ellers klare mønsteret.) I motsetning til dette står utbredelsesbildet for sink, som bare slippes ut i moderate mengder jevnført med tilførselen via Otra og vannets naturlige innhold av dette metall.

De eksepsjonelt høye vanadiumkonsentrasjonene i sjøpung skyldes bare at mange arter innen denne dyregruppen akkumulerer vanadium i særlig høy grad (kfr. Swinehart og medarb. 1974 og andre referanser i Eisler 1981). (Av titanverdiene i tabell A21 kan det synes som om noe av det samme kan gjelde det kjemisk nærstående metallet titan, men her er det ikke funnet referansedata.)

7.8 Metaller og arsen i blåretang

Analysene av metaller i blåretang (kfr. appendikstabell A22) har gitt samme bilde som de øvrige indikatorartene. Fig. 24-25 viser:

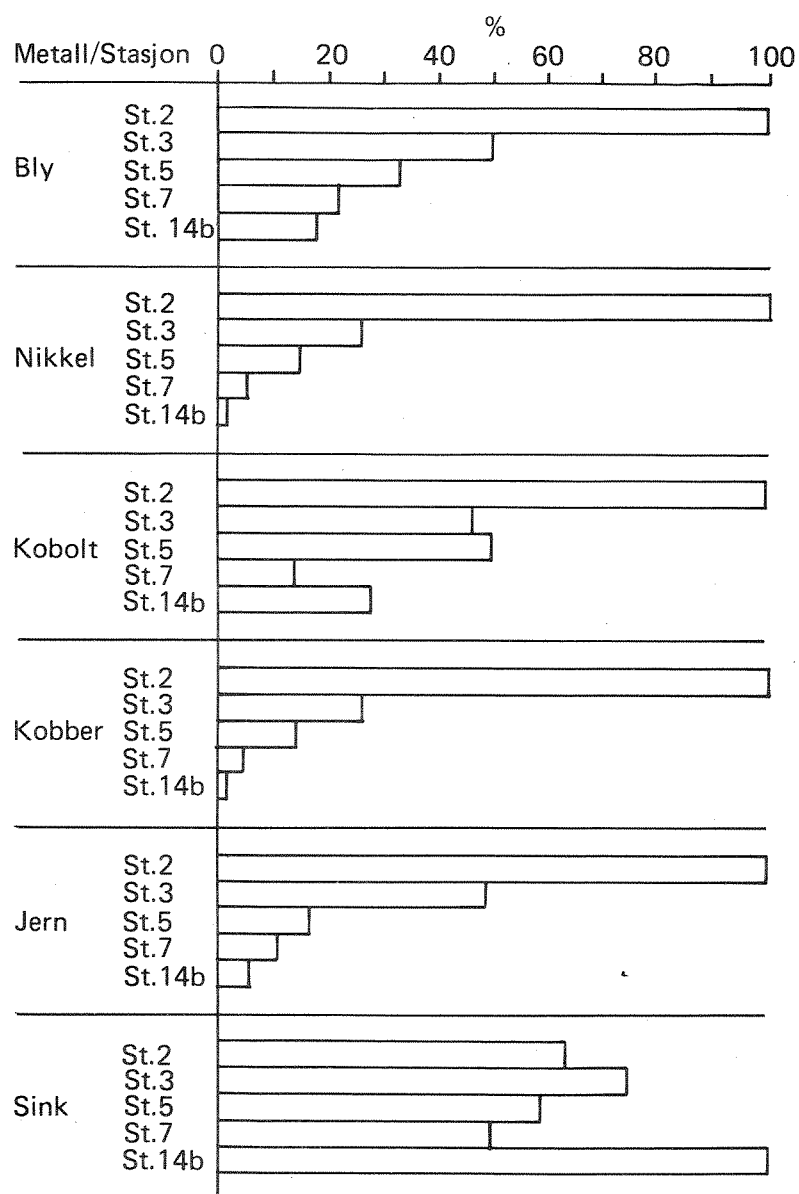


Fig. 23. Relative konsentrasjoner av metaller i sjøpung (cf. *Ascidiella aspersa*, kfr. tekst) med økende avstand fra Falconbridge Nikkelverk A/S. Kristiansandsfjorden, juni 1982.

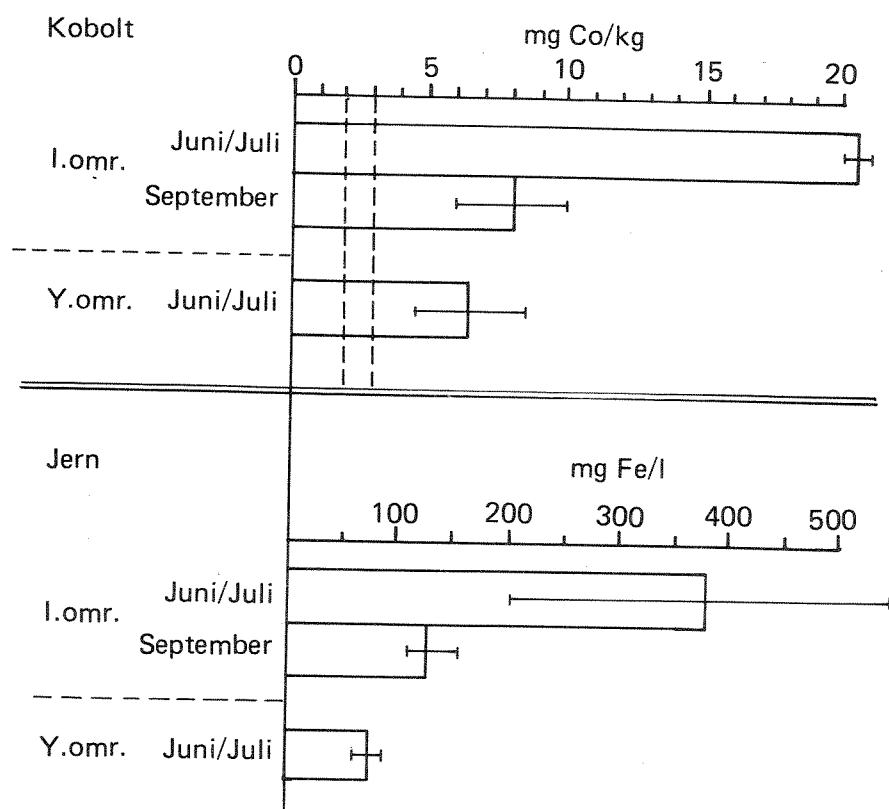


Fig. 24. Middelerverdier og variasjonsområde --- for kobolt og jern i blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra to indre stasjoner (st. 4, 5) og to ytre stasjoner (st. 8, 15) i Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt. "Høyt normalintervall" =====

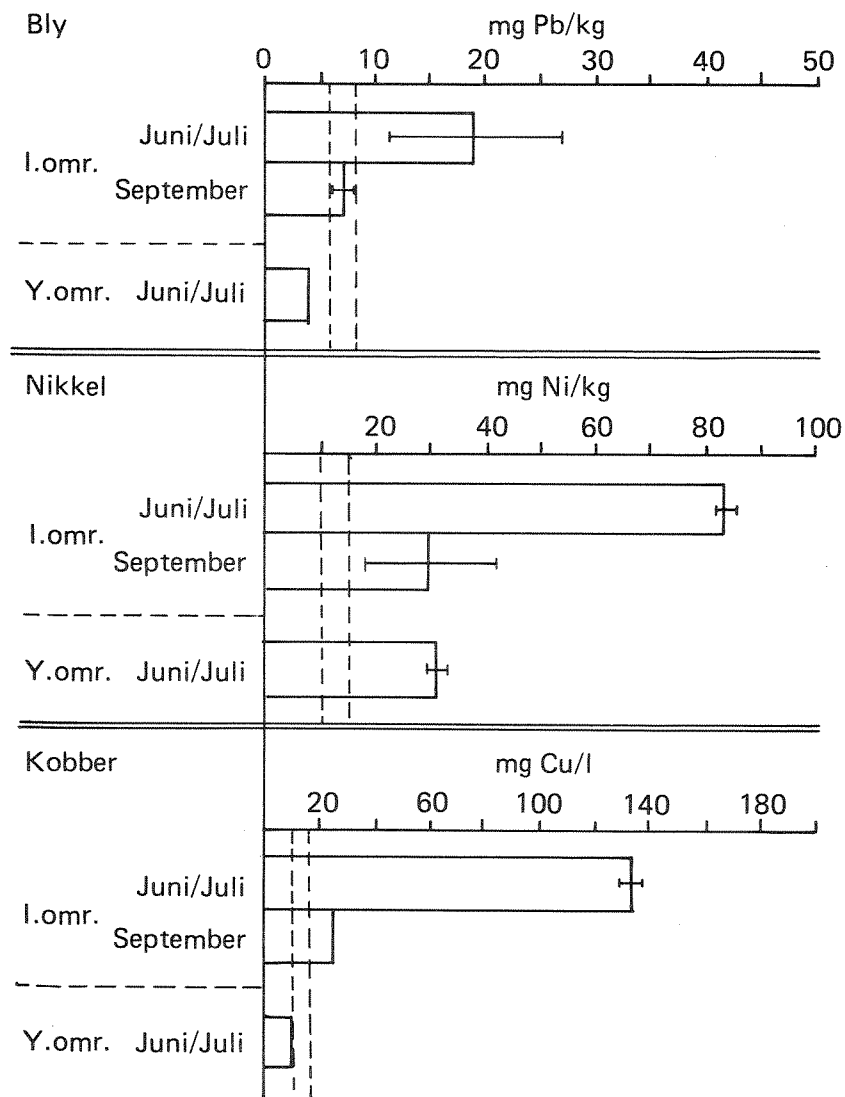


Fig. 25. Middeler og variasjonsområde \leftarrow for nikkel, bly og kobber i blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra to indre stasjoner (st. 4, 5) og to ytre stasjoner (st. 8, 15) i Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt. "Høyt normalintervall" =====

- forhøyede konsentrasjoner av kobolt, jern, bly, nikkel og kobber i tang fra utkanten av Vesterhavn (st. 4, 5)
- avtagende konsentrasjoner med større avstand til kilden og
- positivt utslag av minsket belastning etter juni 1982.

Før utslippsreduksjonene fant sted i 1982 kan overkonsentrasjonene i forhold til "høye normalverdier" (kfr. Knutzen, 1985) fra st. 7 Bragdøya og innover angis til:

Kobolt: 5-10 x

Jern : Usikker, sterkt varierende naturlig innhold, ofte mye som skyldes adsorberte partikler (Bryan og Gibbs, 1983)

Bly : 2 - 5x

Nikkel : 3 - 6x

Kobber : 5 - 10x

Av Fig. 24-25 synes det vesentlig å være nikkel og kobolt som lar seg etterspore i blåretang fra de mer utslippsfjerne innsamlingsstedene, idet overkonsentrasjoner er påvist også på østsiden av fjorden. Hvis man sammenligner med "normalverdier" fra lite påvirkede områder kan dette muligens også gjelde kobber.

I likhet med i strandsnegl har det tidligere kromutslippet i Kongsgårdsbukta gitt utslag i blåretang, med en meget høy konsentrasjon (kfr. tabell A21). Verdiene for bly, jern, mangan og titan var også noe forhøyet, og kunne tyde på en mer generell metallbelastning enn det som kan forklares ved et nedlagt garveri.

Blåretangens arseninnhold var heller lavt; likevel ca. 10 ganger høyere enn registrert av Larsen og Moe (1977). Sistnevntes resultater synes noe tvilsomme å dømme etter litteraturdata, kfr. sammenstilling av Knutzen (1985).

Ved tidligere observasjoner av metallinnholdet i blåretang februar/mars 1977, ble det ved Bragdøy og Dybingen (kfr. Fig. 1) funnet omtrent samme blyinnhold i blåretang, men vesentlig høyere

konsentrasjon av nikkel og (delvis) kobber (Bjønnes og Brakstad 1977). Angivelsene for kobolt og bly hos Julshamn og Eriksen (1977) for samme år stemmer rimelig overens med 1982-resultatene, mens disse forfatteres registreringer tydet på henholdsvis noe høyere og noe lavere belastning med kobber og nikkel. Blykonsentrasjonene i blæretang angitt av Håkedal og Solheim (1979) (også for 1977) var også av samme størrelsesorden som rapportert her. Det samme gjalt kobber.

I et senere hovedfagsstudium (Grimnes, 1982) ble det i 1979-80 funnet betydelig høyere innhold av kobber, bly og kobolt i blæretang fra en stasjon et par kilometer syd for Andøy (se Fig. 1) enn det som i 1982 ble observert i materialet fra st. 7 Bragdøy, dvs. nærmere forurensningskilden. Forskjellen var så stor som 3-5 ganger 1982-verdiene, og er vanskelig å forklare i betraktning av at belastningsforholdene så vidt vites ikke er endret i mellomtiden. Motsatt var nikkelinnholdet noe lavere i henhold til Grimnes' data.

Grimnes' data for grisetang fra Dybingen (Fig. 1) stemmer derimot bra overens med det som i 1982 ble registrert i blæretang fra omtrent samme sted (st. 5, Fig. 1).

Når unntas bly, fant ikke Grimnes (1982) fullt ut samme grad av minskende metallinnhold med økende avstand fra utslippet som det fremgår av Fig. 24-25 og er rapportert fra de øvrige studier av tangs metallinnhold (Håkedal og Solheim, 1979; Bjønnes og Brakstad 1977 (delvis, ingen avstandsgradient for bly)).

8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL

Bakgrunnen for disse undersøkelser var den tidlige sterke belastningen med PAH i slamutslipp fra Fiskaa Verk og de fremdeles meget høye konsentrasjonene av PAH i sedimentene; særlig i Fiskaabukta, i noe mindre grad i Vesterhavn (Næs, 1985). Resultatene av observasjoner i 1982-83 er listet i appendikstabell A23.

Med ett unntak hadde de analyserte blåskjellene bare svakt forhøyet innhold av PAH (Fig. 26) jevnført med det som er vanlig å finne på steder uten nærliggende punktkilder, dvs. opp til 0,5 - 1 mg/kg tørrvekt (ref. bl.a. Knutzen og Sortland, 1982; Knutzen, 1982). (Etter senere erfaringer bør sannsynligvis bakgrunnsnivået settes noe lavere, dvs. 0,2-0,5 mg/kg).

I det ene tilfellet ble det på st. 2, Myrodden i 1983 registrert overkonsentrasjoner i størrelsesorden 10-20 ganger. Selv dette er beskjedent sammenlignet med nivåene som er vanlige i omegnen til en rekke smelteverksutslipp i norske fjorder. På bakgrunn av at den funne overkonsentrasjon ikke synes å gjenspeile en vedvarende tilstand (lavere på samme stasjon året før, se tabell A23), er det mest sannsynlig at unntaket fra ingen eller moderate overkonsentrasjoner representerer en episodisk påvirkning i form av et tilfeldig oljespill. Imidlertid er det også ved en tidligere anledning konstatert overkonsentrasjoner ca. 10 x av PAH i blåskjell samlet i Vesterhavn-området (Knutzen og Sortland, 1982).

Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser etter NAS (1972) (se fotnote til tabell A23) var også stort sett lavere enn vanlig ved smelteverksutslipp.

Det kan konkluderes med at de sterkt PAH forurensede sedimentene har begrenset eller liten betydning for forholdene i overflatelaget, men at det ved eventuell blåskjell dyrking i indre del av fjorden vil være et visst behov for kontroll også av skjellenes PAH-innhold. Også fisk fra områder med forurensede sedimenter kan få tydelig forhøyet PAH-innhold.

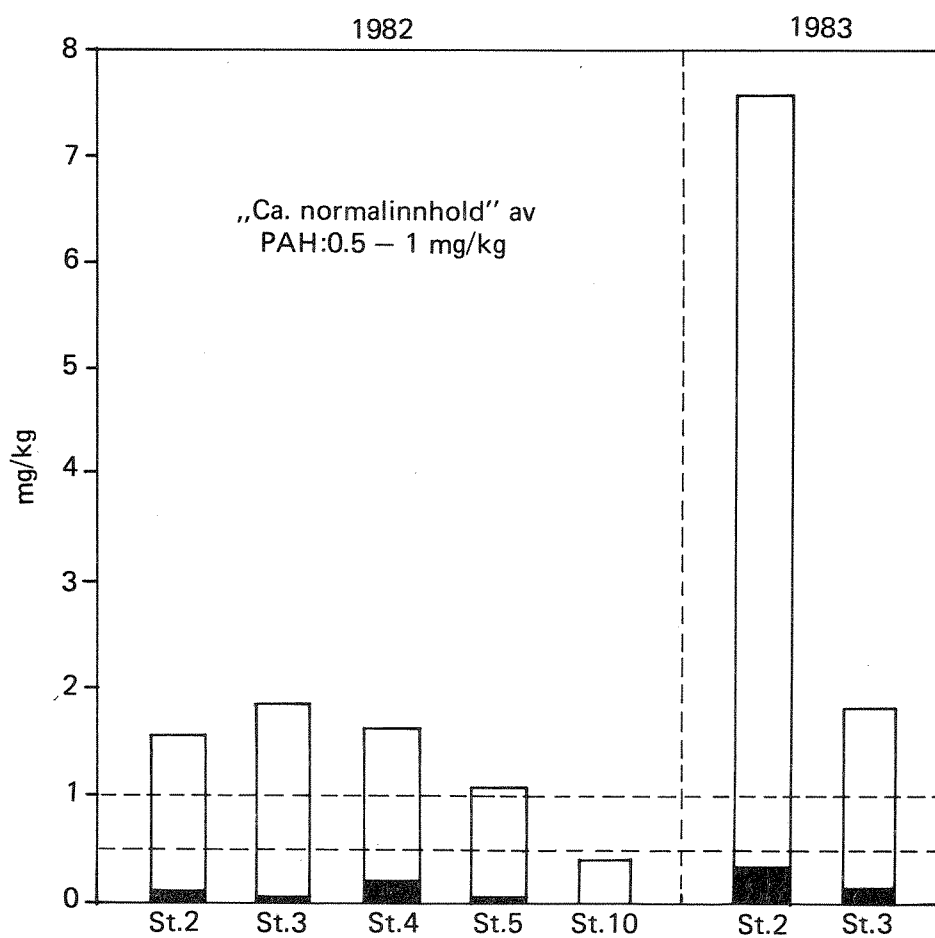


Fig. 26. Sum av disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg tørrvekt. Sum DAH og PAH □ KPAH (se tekst) ■
 "Høyt normalinnhold" av PAH =====

9. SAMMENFATTENDE VURDERING AV KONSEKVENSER SAMT MOMENTER FOR OVERVÅKING

De her behandlede forurensninger med miljøgifter kan skade:

- Fjordens organismsamfunn ved akutte eller kroniske giftvirkninger
- Rekreasjon (hobbyfiske)
- Utøvelse av fisk som næring
- Fjordbruk (skjellfarming og fiskeoppdrett)

Det presiseres igjen at nedenstående vurderinger delvis bygger på resultater fra 1982-1984. Fra 1985 er, som nevnt, metallutslippene betydelig redusert, mens situasjonen fremdeles er uklar for de klororganiske stoffenes del.

9.1 Helse, rekreasjonsinteresser, fiske og akvakultur

De tre siste av ovennevnte former for skade har sammenheng med at innholdet av enkelte stoffer i spiselige dyr (og tang) kan være så høyt at det anses betenkelig å bruke disse som mat. Ved helserådsvedtak er det allerede advart mot å spise fisk fanget i havneområdet og anbefalt begrensninger mht. bruk av lever fra bunnfisk fanget lenger ut i fjorden.

I kraft av helserådsvedtaket er det dermed også lagt begrensninger både på hobbyfiske, og i en viss grad også på næringsfiske og oppdrettsvirksomhet.

Disse begrensninger må antas å gjøre det påkrevet med overvåking av forholdene inntil restriksjonene ikke lenger er nødvendig (eller situasjonen finnes stabil og vanskelig å rette på - slik det synes å være tilfelle i Frierfjorden og muligens i Sørfjorden ved Odda). Ved siden av å følge utviklingen i indre fjord, først og fremst hva angår fisks og skalldyrers innhold av bestandige klororganiske (muligens også bromorganiske) forbindelser, vil det i de fremtidige undersøkelser være viktig å få en bedre definert avgrensning av utslippenes og de forurensede sedimentenes influensområde. Som nevnt vil supplerende data fra 1985-analyser av fisk og skalldyr bidra til å gi ytterligere holdepunkter for denne bedømmelsen, som kanskje er særlig viktig for eventuelle oppdrettsinteresser.

Av praktisk betydning er det også å få et anslag for hvor mye forurensede sedimenter betyr som forurensningskilde. Det er påvist i flere undersøkelser (se bl.a. Larsson, 1983, 1985) at klororganiske forbindelser frigjøres fra sedimentene, men graden av dette vil variere med naturforholdene (temperatur, sedimentomrøring ved dyr o.a.).

Spørsmål som angår menneskers helse, fiskeri- og oppdrettsnæringen bedømmes av helse- og fiskerimyndighetene, og behandles derfor ikke videre her. Om de retningslinjer og synsmåter som legges til grunn for bedømmelsen av klorerte hydrokarboner og beslektede stoffer i mat, henvises til utredninger av Dybing og Underdal (1981) og hos Underdal og medarb. (1981). Her skal bare påpekes to forhold som fortjener oppmerksomhet i denne forbindelse.

Det ene er at forurensningen med disse stoffer har vart i mer enn 20 år. Dette aktualiserer epidemiologiske studier i den berørte befolkning eller av særlig utsatte grupper.

Det andre gjelder bestanddelene innen samlebetegnelse EPOCl og eventuelt EPOBr, dvs. de tungt nedbrytbare klor- og bromforbindelser. I dag kan det bare i utilstrekkelig grad gjøres rede for hvilke stoffer som inngår og egenskapene de har. Bestrebelse på en nærmere klargjøring foregår innen et eget samarbeidsprosjekt mellom flere forskningsinstitusjoner (Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1984, 1985). Så lenge det ikke er bragt på den rene hvor stor andelen er av stoffer med tilsvarende farlighet som HCB, PCB og DDT, o.l., risikerer man også å legge unødige restriksjoner på utnyttelsen av det rammede område.

9.2 Giftvirkninger

I tillegg til en sammensatt forurensningsbelastning - organiske klorforbindelser, metaller, kommunalt kloakkvann og forurenset overvann, episodisk oljespill fra båttrafikk, fiber fra treforedlingsindustri - er de marine samfunn utsatt for ferskvannsbelastning med stresseffekter både på grunn av redusert saltholdighet (overflatelaget) og ved nedslamming ved leirpartikler. Det er den samlede påkjenning fra flere faktorer som til sammen har resultert i de reduserte samfunn som er konstatert både i strandsonen og i gruntvannssamfunn (Green og medarb., 1985). Noe tilsvarende gjelder bløtbunnsfauna, selv om ødeleggelsen av denne i Vesterhavn og nærmest tilgrensende områder i hovedsak kan tilskrives de store

jernslamutslippene sammen med giftige kobberkonsentrasjoner (Rygg, 1985). (Jernslamutslippene opphørte i 1982, men de høye metallkonsentrasjonene i porevann og bunnvann vil ha effekt over lengre tid).

Bedømmelsen av hvilke belastninger/stoffer som det er knyttet størst betenkeligheter til mht. skade på planter og dyr er også vanskelig på grunn av manglende eller ufullstendige data vedrørende konsentrasjoner i resipientvann og biotester med de aktuelle stoffer. Likeledes er minimumskonsentrasjoner som gir negative effekter utilstrekkelig kjent.

Ut fra vannkvalitetskriterier er det likevel klart at nikkel og kobber - hver for seg - gjennom en årrekke har opptrått i konsentrasjoner som må antas skadelige; jfr. Gould (1984a, EPA (1980), Gould (1984b) og EPA (1984) med opplysninger hos Seip og Melhuus (1980) (også gjengitt hos Grimnes (1982) og Seip og Grimnes (1983). At overskridelse av kvalitetskriterier også fant sted i undersøkelsesperioden - om enn ikke i samme grad - fremgår av observasjonene i 1983 (Næs, 1985). For de øvrige forurensende stoffer er det ikke noe tilsvarende vurderingsgrunnlag, dels fordi observerte konsentrasjoner (av metaller) ikke overskrider kriteriegrensene, dels fordi konsentrasjoner i vann vanskelig lar seg måle (klororganiske forbindelser). Mengden av tilførte klororganiske stoffer er heller ikke tilstrekkelig kjent, slik at konsentrasjonene i vann lar seg anslå. (Eget måleprogram for utslipp er som nevnt i gang.) Imidlertid er det ikke sannsynlig at mengdene persistente klorforbindelser er så store at det kan bevirke direkte giftvirkninger utenom i den umiddelbare nærsone og for organismer knyttet til sterkt forurensede sedimenter. (Disse spørsmål vil bli nærmere belyst gjennom et særskilt testprogram vedrørende kloralkylbenzener, kfr. Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1984, 1985).

På bakgrunn av de utbredte overkonsentrasjoner av nikkel og kobber, samt tilleggs påkjenningen ved de øvrige utslippsstoffer, er det sannsynlig at overflatevannmassene (0-5 m) innenfor en linje skjønnsmessig avgrenset ved syd- og sydøstspissen av øyene Andøya - Bragdøy - Odderøy i hvert fall periodisk har vært preget av miljøgiftkonsentrasjoner som gir akutte eller kroniske stresseffekter. Redusert belastning fra 1985 har bedret forholdene særlig for grunntvannsorganismer. I helt bunn-nære vannmasser vil tilsvarende påkjenninger fremdeles være knyttet til arealer med sterkt forurensede sedimenter.

Ut fra bunnfaunaobservasjonene synes skadelige nivåer stort sett være begrenset til innsiden av de ovennevnte øyer (Rygg, 1985).

Tungt nedbrytbare og akkumulerende klororganiske forbindelser representerer størst fare for sjøfugl og fiskespisende pattedyr som sel og mink gjennom stadig opphoping ved opptak gjennom føden. Ved tilstrekkelig høye nivåer av PCB, DDT, o.l. (f.eks. HCB) opptrer bestandstruende forstyrrelser i formering og en rekke andre livsfunksjoner (kfr. bl.a. Kihlström, 1982).

I Kristiansandsfjorden er det ikke foretatt undersøkelser av effektene på miljøgiftnivåer i fugl og fiskeetende pattedyr; heller ikke bestandsobservasjoner. Det vites derfor ikke om skade har oppstått eller truer. En orienterende undersøkelse av nivåene av klororganiske stoffer i sjøfugl og egg er aktuell.

Som konklusjon kan sies at de største negative konsekvensene for fjordens dyre- og planteliv, dessuten for rekreasjons- og næringsinteresser, er knyttet til belastningen med klororganiske stoffer, nikkel og kobber. Skal bedring inntre, må utslippene reduseres i forhold til hva de har vært i undersøkelsesperioden

De sterkt forurensede sedimentene vil fortsatt representere en kilde også for klororganiske forbindelser, men frigjøringsgrad og tilgjengelighet for bunndyr er usikker og varierende med naturlige faktorer (Ray og Mc Leese, 1980; Neff, 1984; Larsson, 1983, 1985). Spørsmålet må belyses forskningsmessig (på element i ovennevnte testprogram) og overvåkes ved analyse av klororganiske forbindelsers, forekomst i bunnfiskarter o.a.

Sedimentenes høye metallinnhold vil vesentlig være til skade for organismer som lever i eller på bløtbunn.

Reduserte metallutslipp må antas å gi mer umiddelbart gunstig virkning enn tilfellet er med de organiske miljøgiftene, der mer langsiktige effekter må forventes.

For den fremtidige bedømmelse av forholdene vil det være viktig å få kvantifisert belastningen med persistente klor- og bromforbindelser, videre å få identifisert hovedkomponentene og karakterisert dem kjemisk og biologisk.

10. LITTERATUR

- Albright, L.J., Northcote, T.G., Oloffs, P.C. og Szeto, 1975: Chlorinated hydrocarbon residues in fish, crabs and shellfish of the lower Frazer river, its estuary and selected locations in Georgia Strait, British Columbia - 1972/73. Pesticides Monitoring J.9 (3): 134-140.
- Allchin, C.R. and J.E. Portman, 1981. Results of a brief survey for HCB and HCBD in fish and shellfish from an area off the coast of England and Wales adjacent to a major site of manufacture. ICES, CM 1981/E:14. 7 s.
- Andersson, O., Linder, C.E. og R. Vaz, 1984. Levels of organochlorines Pesticides, PCB's and certain other organohalogen compounds in fishery products in Sweden, 1976-1982. Vår Föda. 36 Suppl. 1. 59 s.
- Berge, W.F. ten og M. Hillebrand, 1974. Organochlorine compounds in several marine organisms from the North Sea and the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 361-368.
- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 27/3 1980. 48 s.
- Bjønnnes, P.O. og O.G. Brakstad, 1977. Undersøkelse av tungmetaller i biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden. Seminaroppgave våren 1977 ved Agder Distriktshøgskole, studieretning analytisk kjemi. Kristiansand, mai 1977, 37 s.
- Brevik, E.M., 1978. Organochlorines in fish and crabs from the Kristiansand fjord in Norway. Nord-Vet.-Med. 30: 375-379.
- Brevik, E.M., Bjerck, J.E. og N.J. Kveseth 1978. Organochlorines in codfish from harbours along the Norwegian coast. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 715-720.
- Bryan, G.W., 1980. Recent trends in research on heavy-metal contamination in the sea. Helgoländer Meeresunters. 33: 6-25.

- Bryan, G.W. og P.E. Gibbs, 1983. Heavy metals in the Fal estuary, Cornwall: A study of longterm contamination by mining waste and its effects on estuarine organisms, Marine Biological Association of the United Kingdom. Occasional Publ. No. 2, Plymouth, mars 1983, 112 s.
- Bryan, G.W., Langston, W.J., Hummerstone, L.G., Burt, G.R. og Y.B. Ho. 1983. An assessment of the gastropod Littorina littorea as an indicator of heavy-metal contamination in United Kingdom estuaries. J. mar. biol. Ass. U.K. 63: 327-345.
- Butterworth, J., Lester, P. og G. Nickless, 1972. Distribution of heavy metals in the Severn estuary. Mar. Pollut. Bull. 3(5): 72-74.
- Bøe, B., 1984. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden januar 1983. Rapporter og meldinger nr. 2/84 fra Fiskeridirektoratet. Bergen mars 1984, 8 s.
- Dybing, E. og B. Underdal, 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende klorerte hydrokarboner og tungmetaller i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområdet. Utredning for Helsedirektoratet. Oslo, oktober 1981, 39 s. (Upubl.).
- Eisler, R., 1981. Trace metal concentration in marine organisms. Pergamon Press. New York etc. 685 s.
- EPA, 1980. Revised quality criteria for water as summarized in Federal Register Vol. 45, No. 231. pp 79318-79390.
- EPA, 1984. Ambient Water Quality Criteria for Copper - 1984. EPA 440/5-84-031. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Environmental Research Laboratories, Duluth, Minnesota, Narragansett, Rhode Island, 142 s.
- Ertresvåg, P.A. (red.), 1984. Det gjelder vårt livsmiljø. Menneske - natur - miljøgifter. NKS-forlaget. 226 s.
- Falandyrz, J., 1983. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod livers from the Gdansk Bay, Baltic Sea. Meeresforschung 30:54-60.

- Gould, O.J., 1984a. Effects of nickel on marine organisms. Annex C i Mance G. og J. Yates: Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Nickel. Rapport TR 211 fra Water Research Centre, Aug. 1984, 45 s.
- Gould, O.J., 1984b. Effects of copper on marine organisms. Annex B i Mance G. Prown, V.M. og J. Yates: Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Copper. Rapport TR 210 fra Water Research Centre, Aug. 1984, 53 s.
- Gramme, P.E., Norheim, G., Bøe, B., Underdal, B. og O.C. Böckman, 1984. Detection of cod (Cadus morhua) subpopulations by chemical and statistical analysis of pollutants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 433-440.
- Green, N., Knutzen, J. og P.A. Åsen, 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 3. Gruntvannssamfunn 1982-1983. Rapport 189/85 i Statlig program for forurensningsovervåking 11/7 1985, 135 s.
- Grimnes, S., 1982. Opptak og innhold av tungmetallene Cu, Ni, Pb og Co i Ascophyllum nodosum (L) Le Jolis. Hovedfagsoppgave i marin botanikk, Universitetet i Oslo, høstsemesteret 1982. 149 s.
- Håkedal, J.T. og H.J. Solheim, 1979. Metaller i strandsnegl og tang - en undersøkelse fra Kristiansandsfjorden. Rapport fra Agder Distriktshøgskole, Forskningsserien Nr. 1/79. Kristiansand, 23 s.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea), 1980. The ICES coordinated monitoring program, 1977. Cooperative Research Report 98. København, 1980, 27 s.
- Ireland, M.P. og R.J. Wootton, 1977. Distribution of lead, zinc, copper and manganese in the marine gastropods Thais lapillus and Littorina littorea around the coast of Wales. Environm. Pollut 12:27-41.
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I. Geographical variation in the contents of 10 elements in oyster (Ostrea edulis), common mussel (Mytilus edulis) and brown seaweed (Ascophyllum nodosum) from three oyster farms. Fish. Dir. Skr. Ser. Ernæring 1 (5): 161-182.

- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. IV. The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (*Ostrea edulis*, common mussel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted waters. Fisk. Dir. Skr. Ser. Ernæring 1 (5): 215-234.
- Julshamn, K. og J. Eriksen, 1977. Sporelementer i fisk, skalldyr og tang i og utenfor Kristiansand havn. Fiskeridirektoratets Vitamininstitutt. Rapport Nr. 1/77. Bergen, 20 s.
- Julshamn, K., Haugsnes, J. og F. Utne, 1978. The contents of 14 major and minor elements (minerals) in Norwegian fish species and fish byproducts, determined by atomic absorption spectrophotometry. Fisk. Dir. Skr. Ser. Ernæring 1:117-135.
- Kihlstrøm, J.E., 1982. Persistenta organiska ämnens miljötoxikologi. S. 101-107 i N. Johanssons (red.): Förekomster och effekter av persistenta organiska ämnen i miljön. Rapport SNV PM 1552 Solna, 144 s.
- Kirkerud, L., Enger, B., Knutzen, J., Madsen, L., Martinsen, K. og G. Norheim, 1984. Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i sjøvannsmiljø. Oslofjordområdet 1981-82. Rapport 119/84 i Statlig program for forurensningsovervåking 3/2 1984, 24 s.
- Kirkerud, L., Enger, B., Håstein, T., Martinsen, K. og G. Norheim, 1985. Overvåking av PCB, kvikksølv og kadmium i sjøvannsmiljø, Oslofjordområdet 1982-83. Rapport 183/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. 2/4 1985, 24 s.
- Knutzen, J., 1980. Effekter av fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgass. (Effects of fluorid and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from the seawater scrubber effluent of an aluminium smelter). S. 69-75 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning, årbok 1979. Oslo 1980, 109 s.
- Knutzen, J., 1982. Førtilstanden i utslippsområdet til Sentralrenseanlegg Vest (SRV) Indre Oslofjord. Undersøkelse av hygienisk vannkvalitet og miljøgifter i tang, blåskjell og fisk 1980-81. NIVA-rapport 0-800099, 33 s.

- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. (The common mussel (Mytilus edulis) as a metal indicator). VANN Nr. 1 (1983): 24-33. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-1981. Rapport 0-122/84. i Statlig program for forurensningsovervåking, 38 s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grenser for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091, 22/7 1985. 121 s.
- Knutzen, J., Hvoslef, S. og L. Kirkerud, 1986. Basisundersøkelse i Drammensfjorden. Miljøgifter i organismer. Rapport 219/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking.
- Knutzen, J. og Kirkerud, L., 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091, 20/3-1984, 32 s.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnæs, 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking, 18/6 1982. 18 s.
- Knutzen, J., Martinsen, K. og K. Næs, 1984. Om observasjoner av klororganiske stoffer i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden. (Preliminary note on organochlorines in organisms and sediments from the Kristiansandsfjorden 1982-83). VANN 3(1984): 392-400. Engl. summary.
- Knutzen, J. og Sortland, B., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Research 16(4): 421-428.
- Laake, M., 1978. Fremdriftsrapport for 1976-77. Overvåkingsundersøkelser i Nedre Otra. NIVA-rapport 0-12/73. Oslo, 10/3 1978, 36 s.
- Larsen, S.S. og Ø.Moe, 1977. Undersøkelse av arsen og selen i sjøvann og biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden. Seminaroppgave våren 1977 ved Agder Distriktshøgskole, Kjemiseksjonen. Kristiansand, april 1977, 33 s.

- Larsson, P., 1983. Transport routes of chlorinated biphenyls (PCB) in aquatic ecosystems. Avhandling, Limnologisk institutt, Universitetet i Lund, 101 s.
- Larsson, P., 1985. Contaminated sediments of lakes and oceans act as sources of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere. *Nature* 317: 347-349.
- Leatherland, T.M. og J.D. Burton, 1974. The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region. *J.mar.biol.Ass. U.K.* 54: 457-468.
- Lobel, P.B., Movic, P., Wright, D.A. og B.L. Lu, 1982. Metal accumulation in four molluscs. *Mar. Pollut. Bull.* 13(5): 170-174.
- Lorentzen, I., Noraas, S. og B.R. Sørbotten, 1977. Blåskjell (Mytilus edulis) benyttet som indikatorart for studier av tungmetallfordeling i en sjøvannsresipient. Seminaroppgave i analytisk kjemi ved Agder Distriktshøgskole, Kristiansand, april 1975, 30 s.
- Luckas, B. og W. Lorenzen, 1981. Zum Vorkommen von chlororganischen Pestiziden und polychlorierten Biphenylen in Meerestieren der Küsten Schleswig-Holstein. *Dtsch. Lebensmittel-Rundschau* 77(12): 437-441.
- Mason, A.Z. og K. Simkiss, 1983. Interactions between metals and their distribution in the tissues of Littorina littorea (L.) collected from clean and polluted sites. *J.mar.biol. Ass. U.K.* 63: 661-672.
- Molvær, J., Knutzen, J., Haakstad, M. og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning. Vannkvalitet. Miljøgifter i organismer. Organisme-samfunn på grunt vann. Rapport 122/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 3/4 1984, 125 s.
- Murray, A.J. og M.G. Norton, 1982. The field assessment of effects of dumping wastes at sea: 10 analysis of chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. Fisheries Research Technical Report No 69. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. Lowestoft, 42 s.

- NAS (US National Academy of Science), 1972. Particulate polycyclic organic matter, NAS, Washington DC, 361 s.
- Neff, J.M., 1984. Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic animals. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 319: 132-136.
- Nickless, G., Stenner, R. og N. Terrille, 1972: Distribution of cadmium, lead and zinc in the Bristol Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 3: 188-191.
- Norheim, G. og S.O. Roald, 1985. Distributions and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyrene and decachlorobiphenyl in rainbow trout, Salmo gairdneri. *Aquatic Toxicol.* 6: 13-24.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Rapport 193/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. 25/9 1985, 62 s.
- Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1984, 1985. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. Fagrapport 1/84 og Fagrapport 1/1985. Klorerte alkylbenzener. (Rapporter fra samarbeidsprosjekt mellom flere institusjoner, kan fås ved henvendelse til SI, Norges veterinærhøgskole eller NIVA).
- Quirinjs, J.K., van der Paauw, C.G., ten Noever de Braun, M.C. og R.H. de Vos, 1979. Survey of the contamination of Dutch coastal waters by chlorinated hydrocarbons, including the occurrence of methylthio-pentachlorobenzene and di-(methylthio)tetrachlorobenzene. *Sci. Total. Environ.* 13:225-233.
- Ray, S. og D.W. McLeese, 1980. Bioavailability of chlorinated hydrocarbons and heavy metals in sediments to marine invertebrates. *ICES C.M.* 1980/E: 20, 13 s.
- Rygg, B., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbnunnsfaunaundersøkelser 1983. Rapport 176/85 i Statlig program for forurensningsovervåking, 60 s.
- Rygg, B., Bjerkeng, B. og J. Molvær, 1985. Grenlandsfjordene og Skienselva 1984. Rapport 202/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. 13/11-85, 65 s.

- Seip, K.L. og A. Melhuus, 1980. Tungmetallundersøkelse i Kristiansandsfjorden. SI-rapport 79 10 01-1, 16/6 1980, 9 s + figurer.
- Seip, K.L. og Grimnes, S., 1983. Tungmetallundersøkelse i Kristiansandsfjorden - Instrumentering og databehandling (clustering analyse) s. 129-142 i Lycke, A og M. Nicholls (red.): Miljøgifter i akvatiske økosystem. Økologisk fokusering. Norsk Limnologforening. Oslo, 194 s.
- Skåre, J.U., Stenersen, J., Kveseth, N. og A. Polder, 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.
- Steele, J.H., Mc Intyre, A.D., Johnston, R., Baxter, I.G., Topping, G. og H.D. Dooley, 1973. Pollution studies in the Clyde Sea area. Mar. Pollut. Bull. 4(10): 153-157.
- Svelle, M., 1984. Årsrapport 1983 for Statlig program for forurensningsovervåking (s. 92-95). Statens forurensningstilsyn. Oslo, oktober 1984. 109 s.
- Swinehart, J.H., Biggs, W.R., Halho, D.J. og N.C. Schroeder, 1974. The vanadium and selected metal contents of some ascidians. Biol. Bull. 146: 302-312.
- Underdal, B., Norheim, G., Hoff, H. og Håstein, T., 1981. Kvikksølv og klorerte hydrokarboner i fisk fra Skiensvassdraget og fjordene i Grenlandsområdet. Rapport fra Veterinærinstituttet, Institutt for Næringsmiddelhygiene, Skiens off. kjøtt og næringsmiddelkontroll. Oslo/Skien, nov. 1981. 29 s + tabellbilag.
- Wharfe, J.R. og W.L.F. van den Broek, 1977. Heavy metals in macroinvertebrates and fish from the lower Medway estuary, Kent. Mar. Pollut. Bull. 8(2): 31-34.

VEDLEGG 1**RÅDATATABELLER**



- Tabell A1 Lengde og vekt av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra Kristiansandsfjorden 1982-84.
- Tabell A2 Konsentrasjonen på friskvektsbasis av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), polyklorerte bifenyler (PCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) i "indre" og "ytre" Kristiansandsfjorden (se forklaring i tekst 1982-1984, mg/kg våtvekt). Analysert ved SI.
- Tabell A3 Konsentrasjon på fettbasis av heksaklorbenzen (HCB), pentaklorbenzen (5CB), oktaklorstyren (OCS), polyklorerte bifenyler (PCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra "indre" og "ytre" Kristiansandsfjorden (se forklaring i tekst) 1982-1984, mg/kg fett. Analysert ved SI.
- Tabell A4 Konsentrasjoner av pentaklorbenzen (5CB), pentaklorstyren (5CS), heptaklorstyren (Trans-7CS, β - β 7CS, CIS-7CS), og dekaklorbifenyl (10CB) i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra "indre" og "ytre" Kristiansandsfjorden (se forklaring i tekst) 1983-1984, μ g/kg friskvekt. Analysert ved SI.
- Tabell A5 Konsentrasjoner av triklorbenzen (1,2,3-3CB; 1,2,4-3CB), tetraklorbenzener (1,2,3,4-4CB og 1,2,3,5-4CB); klornaftalener (Cl_{4-5} -N), kloralkylbenzener (Cl_{2-3} - C_{3-4}) og bromalkylbenzener (Br_{1-2} - C_{3-4}) i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) i "indre" og "ytre" Kristiansandsfjorden (se forklaring i tekst) 1983-84, μ g/kg friskvekt. Analyser ved SI.
- Tabell A6 Fettprosent, tørrvektprosent og %-andel av EPOCl identifiserte forbindelser i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra "indre" og "ytre" Kristiansandsfjorden (se forklaring i tekst) 1982-1984. Analyser ved SI.
- Tabell A7 Halogenerte forbindelser i lever av skrubbeflyndre fra Kristiansands havnebasseng, juli 1982. Bestemmelser ved GC/MS på SI (rapport av 29.8. 1983).



- Tabell A8 Konsentrasjoner på friskvektsbasis og fettbasis av EPOBr og EPOJ (ekstraherbart persistent organisk bundet brom h.h.v. jod) i filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthus flesus) og torsk (Gadus morhua) fra Kristiansandsfjorden 1983-84, mg/kg.
- Tabell A9 Konsentrasjon på friskvektsbasis av heksaklorbenzen (HCB), polyklorerte bifenyler (PCB) og sum ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i blåskjell (Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 1982-1984, µg/kg våtvekt. Analysert ved SI.
- Tabell A10 Ca konsentrasjon på fettbasis av heksaklorbenzen (HCB), polyklorerte bifenyler (PCB) og sum ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i blåskjell fra Kristiansandsfjorden 1982-1984, mg/kg fett. (Omregnet fra våtvektsbasis på grunnlag av fettprosent.) Analysert ved SI. Avrundede verdier.
- Tabell A11 % fett og prosentandel av ekstraherbart persistent organisk bundet klor gjenfunnet i identifiserte forbindelser fra Kristiansandsfjorden 1982-1984. Analyse ved SI.
- Tabell A12 Tetraklorbenzener (1,2,3,4-4CB og 1,2,3,5-4CB), pentaklorbenzen (5CB), kloralkylbenzener ($\text{Cl}_{2-3}-\text{C}_{3-4}$, KAB12, KAB4), bromalkylbenzener ($\text{Br}_{1-2}-\text{C}_{3-4}$), ekstraherbart persistent organisk bundet brom og jod (EPOBr, EPOJ) i blåskjell (Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 1983-84, µg/kg våtvekt. Analyser ved SI.
- Tabell A13 Halogenerte forbindelser identifisert i blåskjell fra Dybingen, Kristiansandsfjorden, juni 1982. Bestemmelser ved GC/MS på SI (rapport av 29.8. 1983).
- Tabell A14 Persistente halogenerte hydrokarboner i blåskjell fra Lagmannsholmen, Kristiansandsfjorden, juni 1983. Forbindelsene er bestemt ved GC/MS på SI (rapport av 11/4-1984).

- Tabell A15 Konsentrasjoner av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), pentaklorbenzen (5CB), polyklorerte bifenyler (PCB), ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl, EPOBr) i taskekrabbe (Cancer pagurus) fra indre del av Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg friskvekt og mg/kg fett. Analyser ved SI.
- Tabell A16 Klororganiske forbindelser i filet av ål (Anguilla anguilla) fra Bladdalstjern 3.7. 1984, µg/kg. Analysert ved SI. Blandprøve av 18 stk.
- Tabell A17 Metaller i filet av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra indre del av Kristiansandsfjorden (Vesterhavn), juli 1982, mg/kg friskvekt. Snitt av blandprøver, hver basert på 10 fisk. Analysert ved SI.
- Tabell A18 Metaller i ål (Anguilla anguilla) fra Bladdalstjern 3/7 1984, mg/kg friskvekt. Analysert ved SI.
- Tabell A19 Metaller og fluor i blåskjell (Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 1982-83, mg/kg tørrvekt.
- Tabell A20 Metaller i strandsnegl (Littorina littorea) fra Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt.
- Tabell A21 Metaller i taskekrabbe (Cancer pagurus), oskjell (Modiolus modiolus) og sjøpung (cf. Ascidella aspera) fra Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt.
- Tabell A22 Metaller i blåretang (Fucus vesiculosus) fra Kristiansandsfjorden 1982, mg/kg tørrvekt. Analyser ved SI.
- Tabell A23 Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell (Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 1982-1983, µg/kg tørrvekt. (Mange uidentifiserte forbindelser gjorde bestemmelsene til dels vanskelige.)