



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 516/93

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

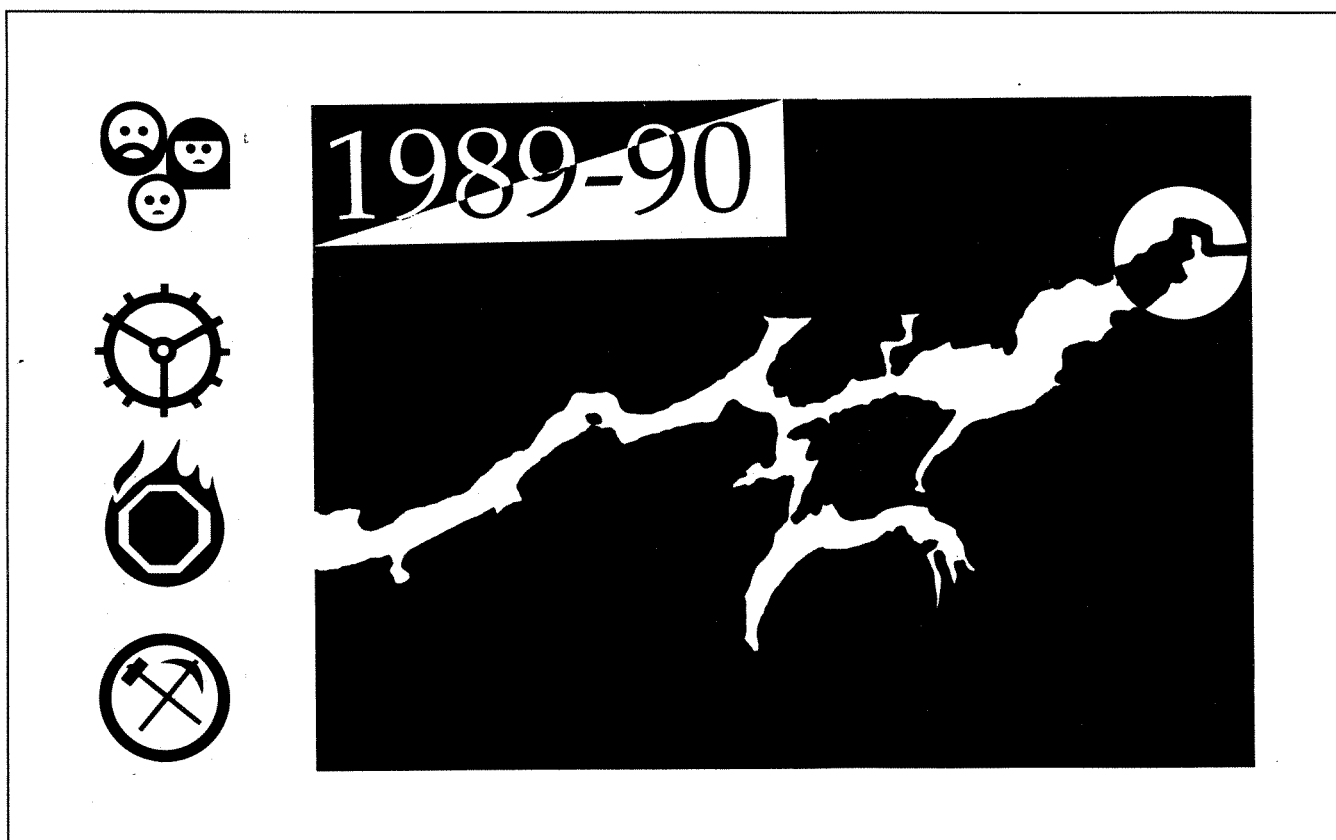
Utførende institusjon

NIVA


Undersøkelser av miljøgifter i
sediment og organismer fra

Ranfjorden

1989-90



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: 800310	Undernr.:
Løpenr.: 2872	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Undersøkelse av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjord 1989-90 (Overvåkningsrapport nr. 516/93. TA-nr. 984/1993).	Dato: 12 /2-93 Trykket: NIVA 1993
Forfatter(e): Norman W. Green Jon Knutzen Lasse Berglind Lars Golmen	Faggruppe: Marinøkologisk Geografisk område: Nordland Antall sider: 157 Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	---

Ekstrakt:
Fra 1989 til 1990 ble det registrert omkring 95% reduksjon av PAH-innholdet i blåskjell og o-skjell fra indre Ranfjorden. Reduksjonen må ses som en effekt av stopp i utslippene fra produksjon av råjern og koks. Imidlertid er skjellene fra innerst i fjorden fremdeles betydelig forurenset med PAH. Fisk hadde stort sett lavt miljøgiftinnhold, mens det delvis ble observert høyt PAH-innhold i reker. Sistnevnte inneholdt også mye arsen. På enkelte prøvesteder i indre fjord ble det påvist moderat/markert forhøyet innhold av bly, kobber og sink. Sedimentprøvene fra 1989 viste sterk PAH-forurensning i indre Ranfjord, klart avtagende utover, men sporbart størrelsesorden 5 mil fra de tidlige utslipp.

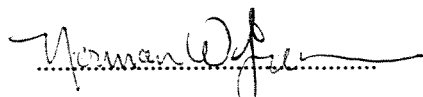
4 emneord, norske

1. PAH
2. Metaller
3. Sediment
4. Indikatororganismer

4 emneord, engelske

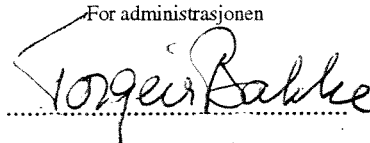
1. PAH
2. Metals
3. Sediment
4. Indicator organisms

Prosjektleder



Norman W. Green

For administrasjonen



Torgeir Bakke

82-577-2240-5

O-800310

**UNDERSØKELSE AV MILJØGIFTER
I SEDIMENT OG ORGANISMER FRA
RANFJORDEN 1989-90**

Oslo,

12.februar 1993

Prosjektleder:

Norman W. Green

Medarbeidere:

Roy Beba

Liv Bryn

Lasse Berglind

Einar Brevik

Georg E. Carlberg, SI

Unni Efraimsen

Bodil Ekstrøm

Beate Enger, SI

Cecilie Fjeld, NAC

Norunn Følsvik

Aud Helland

Kari Mette Holm, NAC

Hilde Johansen, NAC

Frank Kjellberg

Jon Knutzen

Roger Konieczny

Bente Hiort Lauretzen

Lars Golmen

Kari Lønvik, NAC

Finn Nilsen

Michael Oehme, NILU

Anne Marie Riisberg

Sylviane Sieglé, IFE

Grete Lied Sigernes

Jens Skei

Stig Skreslett, Høgskole senteret i Nordland

Tom Tellefsen

Marit Villø

Heidi Østby

Forord

Undersøkelse i Ranfjorden er en del av Statlig program for forurensningsovervåking som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Denne undersøkelsene er finansiert av SFT som ba Norsk institutt for vannforskning (NIVA) om å utføre den (brev 22.februar 1990). En programskisse ble skrevet dels basert undersøkelsene i 1989 (beskrevet nedenfor). Etter at dnne forelå NIVA (29.mars.90), har SFT hatt kontakt med Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), Rana Kommune/Kjøtt og næringsmiddelkontrollen og Rana Kommune/Miljøvernssjefen for eventuelle kommentarer til programmet.

I egne oppdrag for Norsk Miljøteknologisk Senter ble det innsamlet og opparbeidet prøver av sediment og organismer i 1989 (NIVA oppdrag O-89115) og enkelte metaller undersøkt i sediment og skalldyr (NIVA oppdrag O-89158). Resultatene fra disse undersøkelsene er trukket inn i bearbeidelsen av materialet for den foreliggende rapport (tidligere bare rapportert i notat , 31.august (sediment) og 8.november (skalldyr) 1989 til Norsk Miljøteknologisk Senter).

Hovedansvarlig for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- *Analysér av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): Lasse Berglind, NIVA.*
- *Analysér av metaller: Marit Villø og Bente Hiort Lauretzen, NIVA.*
- *Analysér av arsen i blåskjell: Georg E. Carlberg og Beate Enger, begge fra Senter for industriforskning (SI)*
- *Analysér av arsen i de øvrige prøvene: Cecilie Fjeld, Kari Mette Holm, Hilde Johansen og Kari Lønvik alle fra Norsk analyse center (NAC)*
- *Analysér av polyklorerte dibenzodioksiner /dibenzofuraner (PCCDD/PCDF): Michael Oehme, Norsk institutt for luftforskning (NILU)*
- *Analysér av klororganiske stoffer (PCB m.m.): Einar Brevik, NIVA*
- *Analysér av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl): Sylviane Sieglé, Institutt for energiteknikk (EFI).*
- *Analysér av fluorid og TOC, hhv: Anne Marie Riiberg og Roy Beba, NIVA.*
- *Innsamling av sediment og reker (1989): Aud Helland., NIVA.*
- *Innsamling av blåskjell, o-skjell og tang (1989): Per Straumfors fra Rana museum og dykker Lars Larsson*
- *Innsamling fisk (1990): Stig Skreslett fra Høgskole senteret i Nordland.*
- *Rapportering av tilførsler: Lars Golmen, NIVA*
- *Planlegging, og rapportering: Jon Knutzen, NIVA*
- *Planlegging, administrasjon, innsamling av de øvrige prøvene i 1990, statistisk bearbeidelse og rapportering: Norman W. Green, NIVA*

Prøveinnsamlingene i 1989 og 1990 ble gjort med hjelp av manskapet ombord "Raud den Ramme" fra Høgskole i Nordland.

Ved instituttet har eller følgende deltatt i arbeidet:

- *Unni Efraimsen, Bodil Ekstrøm, Frank Kjellberg og Roger Konieczny: Opparbeidelse av sediment, tang, skalldyr og fisk til analyse.*
- *Liv Bryn, Norunn Følsvik, Finn Nilsen, Grete Lied Sigernes, Tom Tellefsen og Heidi Østby: analysér.*
- *Jens Skei og Birger Bjerking: gjennomlesning av hhv. statistiskemetode beskrivelser og sediment delen..*

Oslo, 12.februar 1993.

*Norman W. Green
Prosjektleder*

Innhold

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	1
1.1. Formål	1
1.2. Konklusjoner	1
1.3. Tilrådinger	2
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	3
3. MATERIALE OG METODER	5
3.1. Feltarbeid	5
3.2. Analyser	13
3.2.1. Overkonsentrasjoner	15
3.3. Grenseverdier i mat	17
3.4. Statistiske metoder	18
4. PAH I SEDIMENT, SKALLDYR OG FISK	21
4.1. Tilstand	21
4.1.1. Sediment	21
4.1.2. Blåskjell og o-skjell	24
4.1.3. Reker og fisk	28
4.2. Utvikling 1980-1989	33
4.3. Utvikling 1989-1990	33
5. METALLER, ARSEN OG FLUORID	34
5.1. Tilstand	34
5.1.1. Sediment	34
5.1.2. Blåskjell, o-skjell og blæretang	46
5.1.3. Reker	54
5.1.4. Fisk	55
5.2. Utvikling 1975-1989	61
5.3. Utvikling 1989-90	61
6. KOMMENTARER TIL STØTTEPARAMETRE	62
6.1. Tolking av PAH og metaller i sediment	62
6.2. Lengde og vekt for blåskjell	65
7. ORIENTERENDE UNDERSØKELSE AV KLORORGANISKE STOFFER	66
8. VURDERING AV MILJØGIFTER I SJØMAT	68
9. EFFEKTER AV STØRRELSE OG RENSING AV TARM HOS BLÅSKJELL	70
10. REFERANSER	71
VEDLEGG A - Forkortelser	77
VEDLEGG B - Resultater fra metallanalysene	81
VEDLEGG C - Resultater fra PAH-analysene	99
VEDLEGG D - Resultater fra PCB-analysene	125
VEDLEGG E - Resultater fra dioksinanalysene	137
VEDLEGG F - Resultater fra statistiske analysene	147

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Hovedformålene med undersøkelsen har vært å ajourføre kunnskapene om forekomst av miljøgifter i Ranfjorden og registrere effekten av den minskende belastning på fjorden etter flere store utslipp (fra Råjernverket, Koksverket og Bergverkselskapet Nord-Norge) ble lagt ned. Dette vil gi grunnlag for myndighetenes vurderinger av bl.a. behov for ytterligere forurensningsbegrensede tiltak og være basis for fremtidig overvåking.

1.2. Konklusjoner

Sediment

Tilstanden 1989 var karakterisert ved fortsatt høye konsentrasjoner av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH). PAH-innholdet avtok markert utover i fjorden, men overkonsentrasjoner kunne spores ca. 60 km ut fjorden. Innen de nærmeste 10 km fra Mo var overkonsentrasjonene, dvs. jevnført med et antatt høyt "normalnivå", i størrelsesordenen 20-100 ganger (fig.5). Enda høyere maksimal overkonsentrasjon - ca. 300 ganger - ble konstatert for en av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene, benzo (a) pyren (BaP).

Moderate/markerte overkonsentrasjoner (2-5 ganger) ble også registrert av kobber, bly, sink, kadmium; samt mindre overkonsentrasjoner av jern og nikkel. Arsen og krom lå på et lavt nivå.

Av klororganiske stoffer ble det bare funnet svake overkonsentrasjoner av PCB (polyklorerte bifenyler) på en stasjon nærmest Mo.

Sediments miljøgiftinnhold var omtrent som observert i 1976. Det har gått for kort tid siden belastningen ble redusert til at dette kunne ventes å gi utslag i sedimentene.

Blåskjell og o-skjell

I blåskjell fra innerst i fjorden ble det i **1990** funnet overkonsentrasjoner av PAH i størrelsesordenen 20-25 ganger. På de øvrige innsamlingstedene ble det - med ett unntak - funnet bare moderate overkonsentrasjoner.

Året før ble det derimot registrert meget sterk grad av PAH-forurensning i både blåskjell og o-skjell: Overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 1000 ganger innerst i fjorden og sporbart i nærmere 50 km utover.

Den radikale reduksjonen i muslingenes PAH-innhold fra 1989 til 1990 viser virkninger i den reduserte belastning (slutt på utslipp fra råjernproduksjonen i 1989).

Av metaller ble det i blåskjellprøver fra indre fjord (<10 km fra Mo) funnet noe forhøyede verdier av kobber, bly og sink. Forhøyelsene var moderate (2-3 ganger) (unntatt for bly i en enkelt prøve fra 1989 samlet umiddelbar nærhet av et avgangsdeponi). Blåskjell fra hele fjorden hadde relativt høyt innhold av jern. Årsaken er sannsynligvis høyt innhold av jernholdige partikler i vannmassene.

Det må antas at fjorden fremdeles belastes med betydelige mengder kobber, sink og bly (Kisbekken ved Båsmo, Mobekken, sjødeponi ved BNN). Det er da heller ikke påvist vesentlige endringer i blåskjells metallinnhold ved den begrensede sammenligning som det har vært mulig å foreta med tidligere data.

Muslingprøvene viste ingen indikasjoner på forurensning med klororganiske stoffer.

Tang

Overkonsentrasjoner av sink på hhv. ca. 5 og ca. 3 ganger ble konstatert i blæretang fra st.B5 (Moholmen) og st.B6 (Andfiskåa) (fig.3). Ellers ble det funnet høyt kobberinnhold i en prøve fra st.B7 (Raudberget) og ca. 3 gangeroverkonsentrasjon av bly ved st.B6, mens alle øvrige metaller (utenom jern) hadde normal forekomst. På de indre stasjoner må det antas at jernpartikler i stor grad er absorbert til overflaten av tangen.

Fisk og reker

Fiskeprøver hadde stort sett lavt miljøgiftinnhold. Leverprøvene hadde høyere PAH-innhold enn fiskefilet, men også i lever var det lave/moderate konsentrasjoner av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene (KPAH).

Reker hadde et bemerkelsesverdig høyt innhold av både sum PAH og KPAH (tab.9); dertil av arsen.

1.3. Tilrådinger

Næringsmiddelmyndighetene må vurdere de funne forekomster av PAH i blåskjell, fisk og reker; med henblikk på om det kan være aktuelt å i hvertfall delvis revidere kostholdsråd fra 1986 da PAH-nivåene i muslinger lå i størrelsesordenen 10-100 ganger høyere enn i 1990.

Også rekenes innhold av arsen, PAH og klororganiske stoffer er det aktuelt å vurdere i næringsmiddelhygienisk sammenheng, men først er det viktig å få resultatene bekreftet eller avkreftet ved analyse av nye prøver.

Omfang og innhold av eventuelt videre overvåking bør først vurderes etter rapportering av resultater fra 1992-observasjoner. Det samme gjelder spørsmål om ytterligere forurensningsbegrensede tiltak.

Under enhver omstendighet er det viktig for forvaltningen av fjorden å fortsette kartleggingen av belastningen, med henblikk på å få frem en samlet fremstilling for alle aktuelle stoffer (inkludert næringsalter).

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Ranfjorden har vært mottager av avfall fra gruvedrift og industri i mer enn hundre år. Mofjellet Gruver, nær sentrum av dagens Mo, ble etablert i 1860-årene med uttak av sink, bly og jernholdig svovelkis. Malmen ble oppredet ved Bergverksselskapet Nord-Norges (BNN) anlegg ved Andfiskåa (fig.3). Ved Båsmo på nordsiden av fjorden (fig.3) har det vært uttak av kobberholdig svovelkis 1887-1937. Forløperen for Rana Gruber- Dunderland Iron Ore Company - ble etablert i 1902 med jernmalm-brudd på Storforshei og oppredningsverk i Gullsmedvika.

Forurensningseffekter av noe omfang er imidlertid ikke beskrevet før i forbindelse med reising av Jernverket (fra 1955) og Koksverket (1964), (Kirkerud et al. 1977).

I takt med industriutviklingen har det funnet sted en betraktelig økning i befolkningen (ca. 8000 i 1960, over 25000 i 1980) og skipstrafikk (fra vel 600 skipsanløp i 1967 til mer enn det dobbelte i begynnelsen av 1980-årene). Også dette er faktorer som har medført en generelt økt belastning på fjorden frem til slutten av 1980-årene.

Nedleggingen av Mofjellet Gruver, BNN, Koksverket og Jernverkets råjernavdeling i perioden 1985-1989 har medført en radikal reduksjon i belastningen på fjorden, særlig med PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), men også med metaller og enkelte andre stoffer (bl.a. cyanid, ammonium, fenoler, arsen og organisk stoff). Nyetablert industri er blitt underkastet langt strengere krav til utslipp enn det som gjaldt for de gamle bedriftene.

Kartleggingen av fourensningstilførsler fra eldre kilder har vært mangelfull, og tallene det opereres med i varierende grad usikre (Tryland, 1983). Fremdeles er kartleggingen ufullstendig, men det er bl.a. gjennomført en undersøkelse av eller estimert tilførsler fra:

- de nedlagte gravene ved Båsmo (Kisbekken, Terrateam, 1991).
- Mobekken (div. kilder på Jernverkstomta, avrenning fra Mofjellet Gruver, Terrateam, 1991).
- Koksverktomta og kokslageret (Malnes, 1991).
- Rana Grubers oppredningsverk i Gullsmedvika (Golmen, 1991a).
- organisk stoff, nitrogen og fosfor fra diverse kilder (Oceanor, 1991).

For tilsig fra Koksverktomta er ytterligere kartlegging av forurensende tilførsler under planlegging.

Vesentlig p.g.a. PAH-forurensingen frarådet næringmiddelmyndighetene i 1986 å spise muslinger fra området innenfor Hemnesberget (fig.3), likeledes for stort inntak av fisk og reker fra denne delen av fjorden.

De tildels sterkt reduserte organismesamfunn som tidligere er observert fra Mo og innover (Rygg, 1983; Knutzen, 1984; Kirkerud et al. 1985) er et resultat av et kompleks av faktorer der både flere forureningstyper og naturbetingede påkjenninger har bidratt. For den markert reduserte bløtbunnsfaunaen i indre fjord har den fysiske virkningen av 2.8 millioner tonn gruveavgang pr. år vært utslagsgivende sammen med giftvirkning fra metaller i sedimentene (Rygg, 1983).

Opplysningene om belastning før og etter nedleggelsen av de mest forurensede bedriftene er vanskelig å sammenligne. Årsaken til dette er det delvis mangelfulle underlaget for de tidligere beregningene og delvis ulike undersøkelsesopplegg/-omfang. I korthet kan det imidlertid fastslås følgende:

- PAH-utslipp har avtatt fra størrelsesordenen 70 t/år til sannsynligvis omkring 0.1-1 tonn fra Elkem Rana (tidligere Norsk Ferrokrom A/S) (0.35 tonn pr. år som konsesjon) og flere diffuse kilder. Pr. 1992 ligger utslippet på 0.2 t/år.
- De tidligere utslippene av ammoniakk (ca. 1700 t/år), cyanid (ca. 120 t/år), fenoler (ca. 110 t/år), hydrogensulfid (nær 400 t/år), kobber (1.5 t/år) og arsen (2.2 t/år?) fra Koksverket er borte, og sammenlignet med dagens tilførsler fra forurenset grunn, kan reduksjonen anslås til størrelsesorden 99% (Tryland, 1983; Malnes, 1991).
- Utslippene av metallholdig avgang fra BNN er stoppet, men det tilføres fremdeles betraktelige mengder av (hovedsakelig løst?) kobber og sink fra Jernverkets hovedkloakk, Kisbekken ved Båsmo og Mobekken.
- Sjødeponi ved BNN og området ved utløpet av Kisbekken (fjære ved Båsmo) er å betrakte som mijgiftdeponier hvor utbleking kan forekomme.
- Utslippet av avgangen fra Rana Grubers oppredningsverk er blitt redusert fra 2.8 mill. t/år til mindre enn 0.3 t/år finfraksjon i en periode fra 1988, men fra 1993 vil fjorden belastes med ca. 1.1 mill. t/år (både fin- og grovfraksjon).
- Av nyetablerte utslipp bør man kanskje særlig være oppmerksom på natriumklorat fra Rana Kjemi (konsesjon på 1.6 t/mnd. = ca. 19 t/år).

Ovenstående representerer bare en summarisk gjennomgang av redusert og gjenværende belastning som antas viktigst for å tolke resultatene fra den foreliggende undersøkelse. Det er ønskelig for den fremtids overvåking og forvaltning av fjorden at man får en samlet fremstilling av forureningsstilførsler som også inkluderer andre aktuelle stoffer (bl.a. næringsalter og nedbrytbart organisk stoff fra husholdningskloakk og andre sivilisatoriske kilder sammenlignet med naturlige tilførsler).

Av senere undersøkelser kan nevnes registreringer etter et uhellutslipp av arsen fra Koksverket (Green og Knutzen 1988) og studier bl.a. av lysforhold i indre fjord (Golmen 1991b).

hovedformålene med den foreliggende undersøkelsen har vært å:

- Ajourføre informasjonene om tilstanden mht. forekomst av miljøgifter i organismer og sedimenter, særlig med henblikk på spiselighet av fisk og skalldyr, men også for bedømmelse av økologiske skader.
- Registrere effekter av den sterkt reduserte belastning med PAH etter bortfall av store utslippene fra Jernverket og Koksverket.

Gi grunnlag for myndighetenes vurdering av behov for ytterligere tiltak, og sammen med de biologiske undersøkelser i fjorden, etablere en basis for fremtidig overvåking.

I forbindelse med ajourføring av informasjon om tilstanden er det også gjennomført orienterende registreringer av en del industrikjemikalier avfallstoffer (PCB, HCB, dioksiner) og andre klororganiske stoffer (DDT, Lindan), som tidligere ikke har vært undersøkt i Ranfjorden.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Feltarbeid

Feltarbeid i 1989 ble gjennomført i tre perioder: 2.-3. juli (sediment og reker), 26.-29. august (tang, blåskjell og o-skjell) og i september (fangst av fisk). Feltarbeidet i 1990 ble gjort 1-5 oktober (tang, blåskjell, o-skjell, reker og fisk). Undersøkellesområdet med prøvesteder, inklusiv en referansestasjon i Saltdalsfjorden sees av fig.1-4.

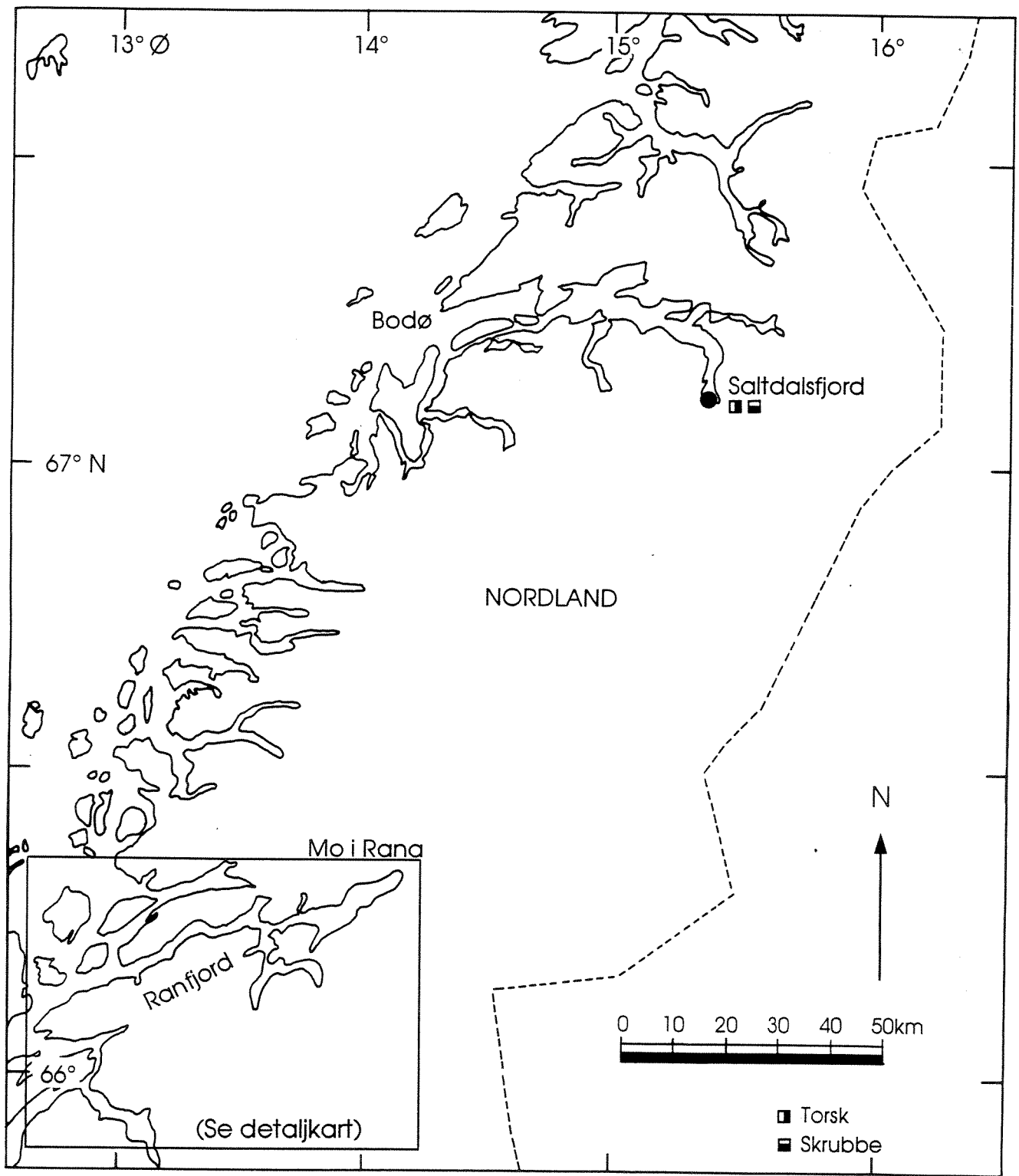
Prøvene ble innsamlet og opparbeidet så langt det lot seg gjøre i henhold til metodikk benyttet innenfor Oslo/Pariskonvensjonens "Joint Monitoring Program" (ICES, 1986).

Det ble innsamlet sediment prøver fra 23 stasjoner (tab.1, fig.2). Vanskelige bunnforhold hindret at man fikk prøver fra stasjonene 7, 8 og 9, mellom Bustneset og Haukneset. Sedimentkjernene ble tatt ved hjelp av en Niemistö "gravity corer" i rustfritt stål som tar kjerner med 5cm diameter (Niemistö, 1974). Prøvetakeren har innvendig et rør av plexiglass. Kjerner ble umiddelbart beskrevet og snittet. Prøvene ble oppbevart frosset.

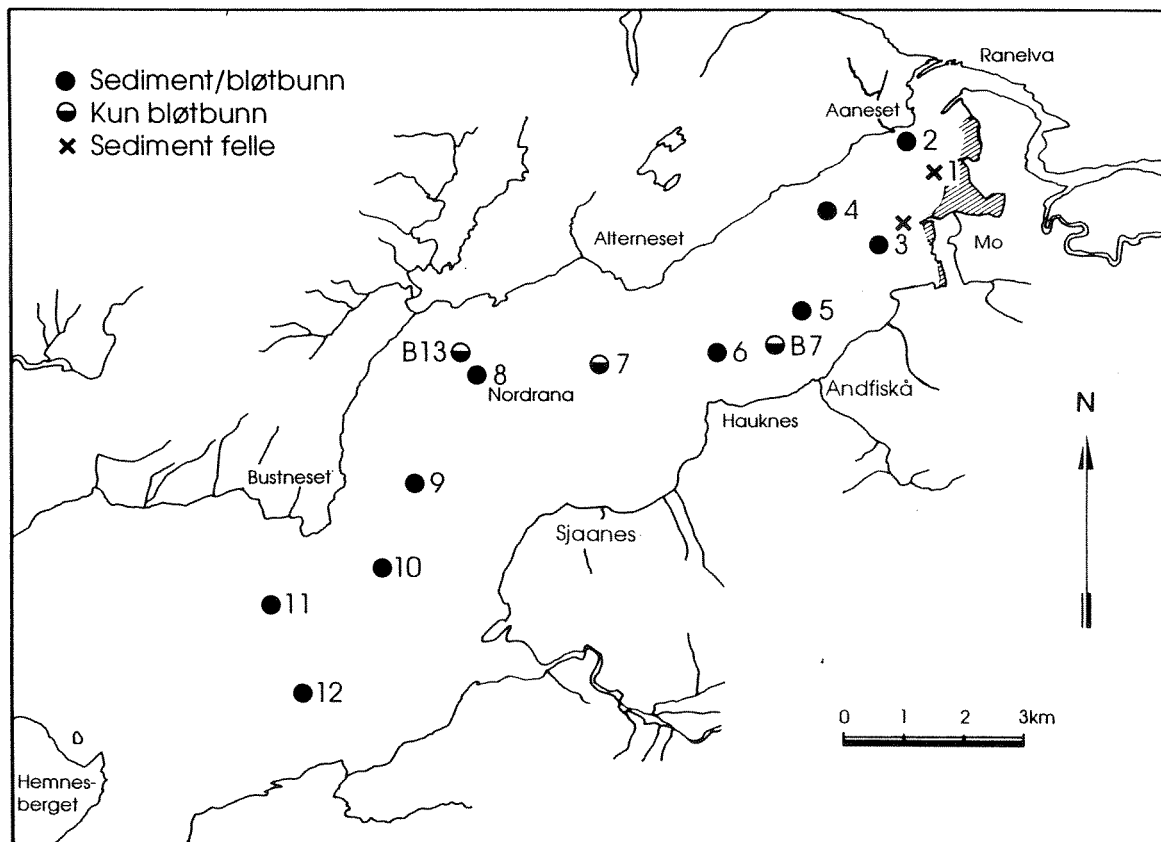
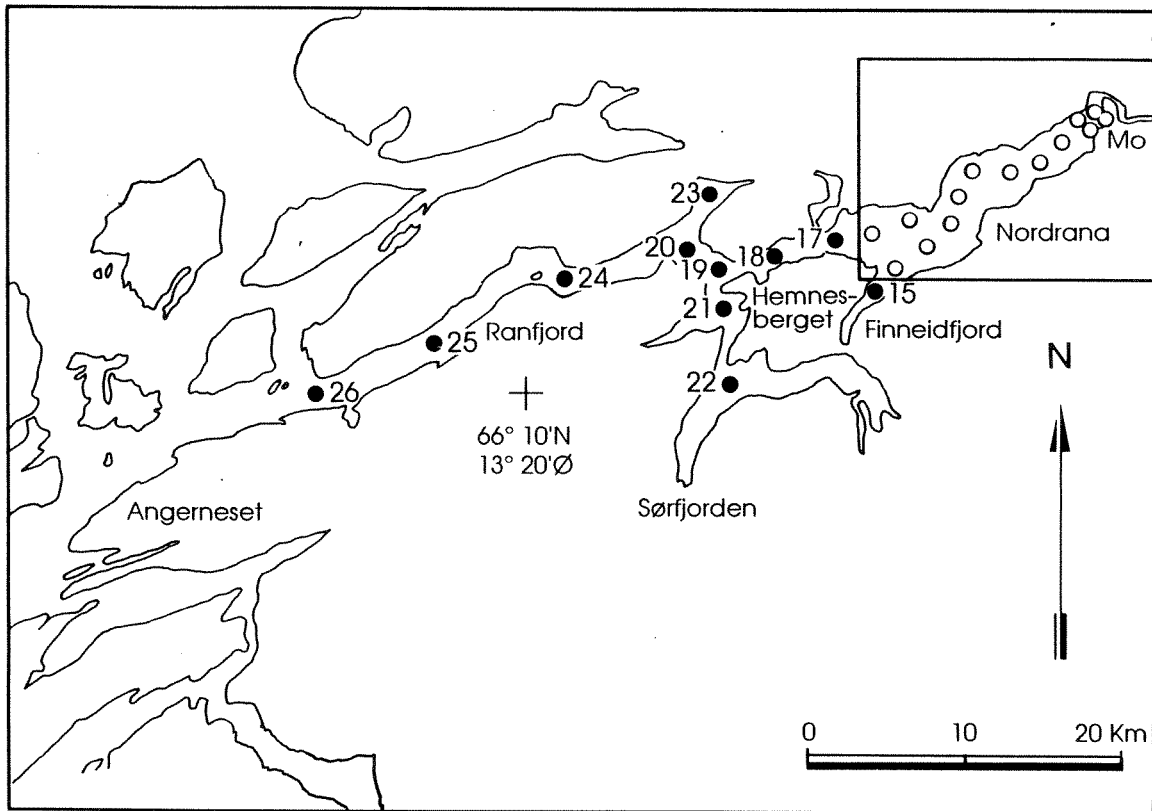
Det ble innsamlet biologiske prøver fra 20 stasjoner (fig.1, 3-4, tab.2 og 3). 1989-prøver ble sendt frosset til NIVA før opparbeidelse, mens 1990-prøvene ble opparbeidet ferske. Alle prøvene ble oppbevart frosset etter opparbeidelse.

Det ble forsøkt å tråle etter uer i 1990, i rekefeltene ved Strømholmen i retning Bustneset og ved Bustneset i retning Alterneset, men bare tre individer ble fanget. Dette var for lite for en blandprøve til vurdering av helserisiko. Det ble også lite fangst av skrubbe (spesielt på st.B15 Holmgalten, øst for Hemnesberget) og sjørøret. Det ble fanget torsk og skrubbe fra Saltdalsfjorden som referanse-materiale, mens det lyktes ikke å få sjørøret herfra.

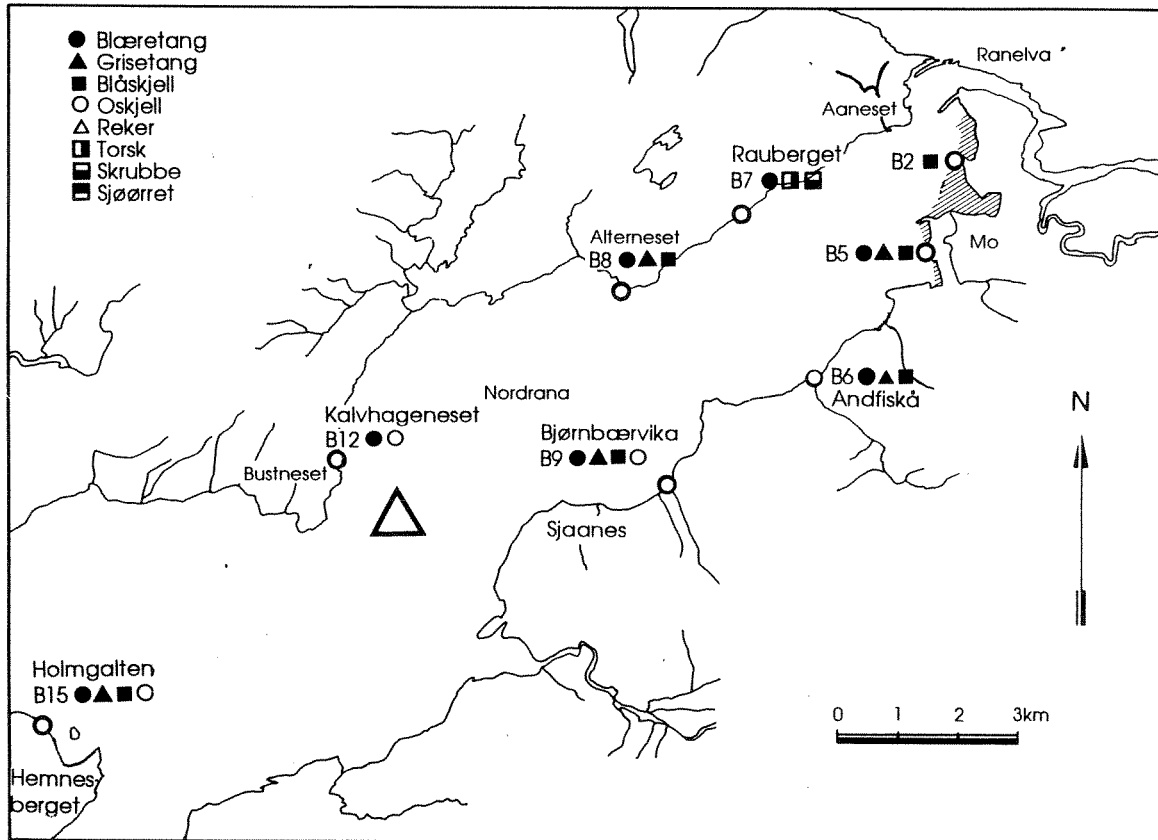
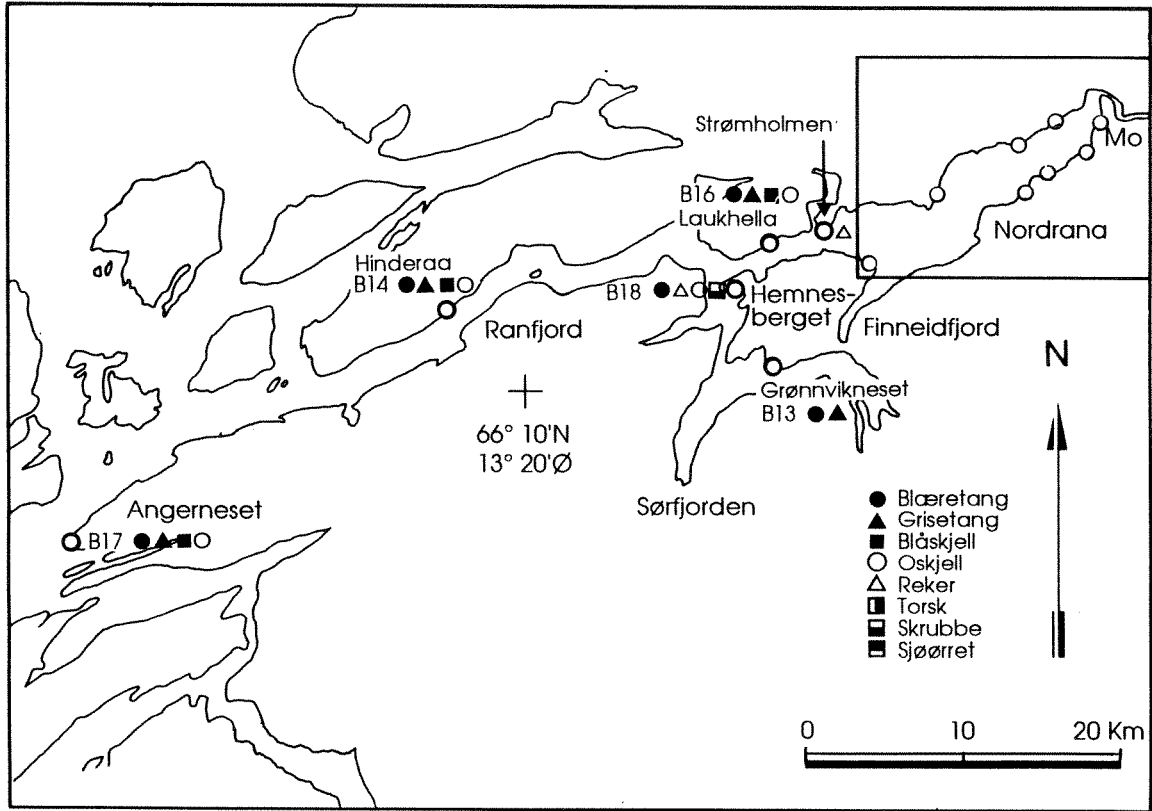
I materialet fra en av blåskjellstasjonene ble det i tillegg til de ordinære prøvene undersøkt om det var en sammenheng mellom miljøgiftinnhold og henholdsvis skallengde og tarmrensing.



Figur 1. Kyststrekningen Ranfjorden-Bodø med referansestasjon i Saltdalsfjorden.

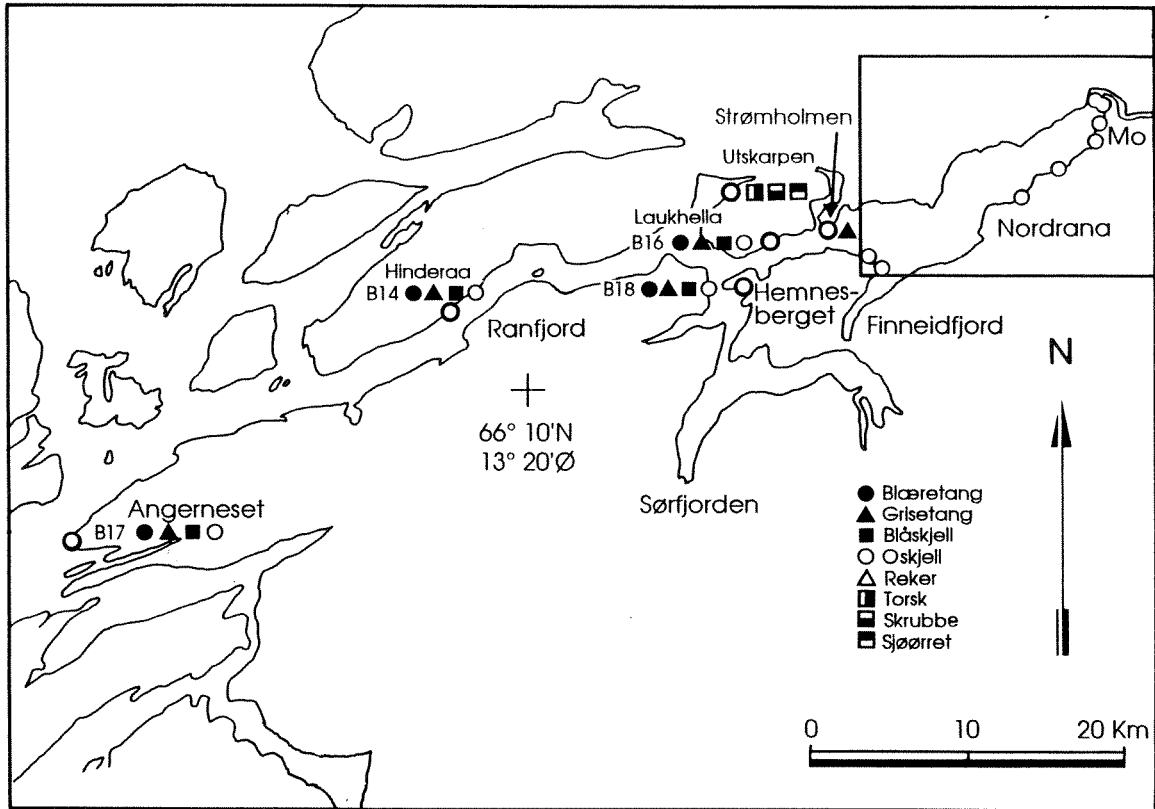


Figur 2. Stasjoner for innsamling av sedimenter 1989.

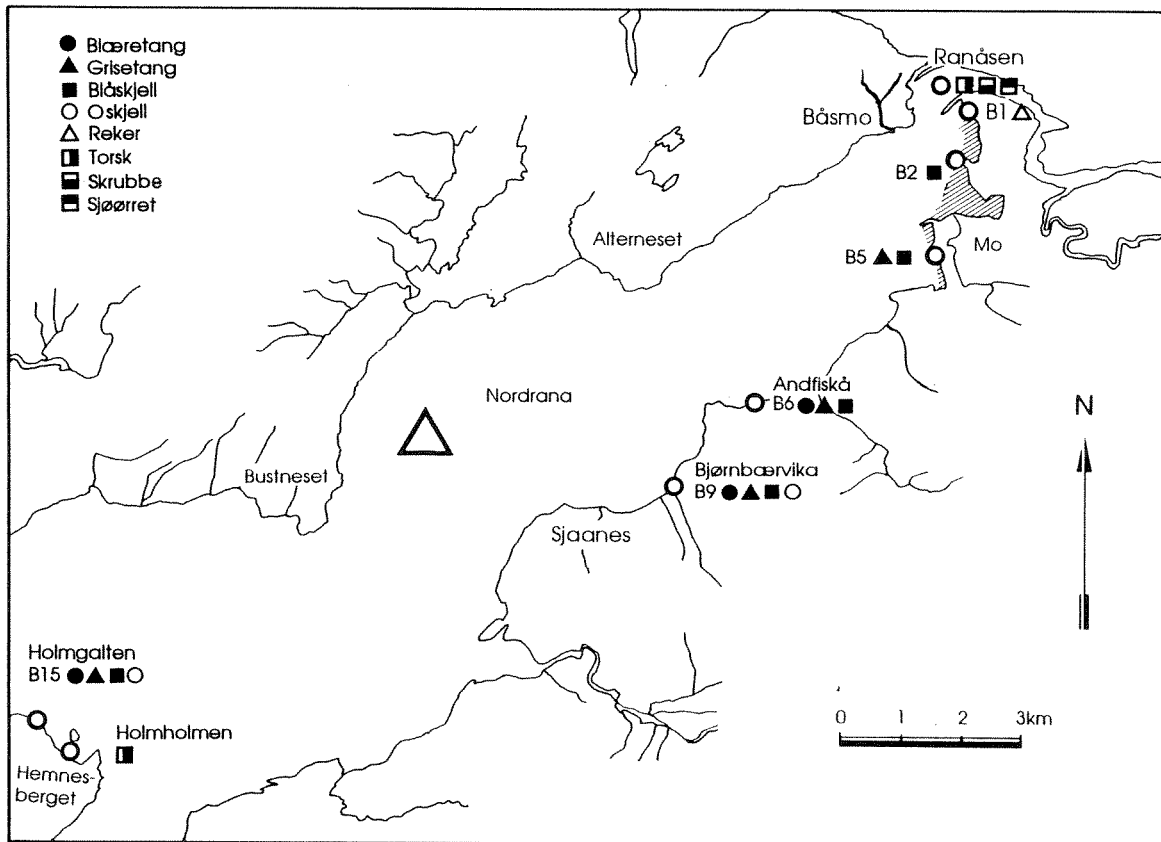


Figur 3. Innsamling av biologisk materiale 1989.

1990



1990



Figur 4. Innsamling av biologisk materiale 1990.

Tabell 1. Stasjonsbetegnelser og sedimentbeskrivelse av kjerneprøver fra juli 1989. Avstand (**km**, avrundet) gjelder fra Gullsmedvika ved Mo. Gjennomsnittlige vanddyb (**m**) samt kjernedyb (**cm**) er angitt. Omtrentlige posisjoner, eller gjennomsnitt av flere GPS (*Global Position System*) målinger tatt under et annen undersøkelse i 1992 (*), samt sammenlignbare stasjonsnr. fra undersøkelser 1975-76 er angitt (**R**).

St.	Posisjon	m	km	cm	R	Kommentarer
1	66°19.45' N 14°08.10' Ø	35	0.5	42	19	Leire. Øverste 0-1cm brunlig farge, ellers svart med brunt rødlig skjær, oljeglinsende
2	* 66°19.72' N * 14°07.47' Ø	98	1	44	1	Svakt siltig leire, grårosa farge, glinsende med orange partikler
3	* 66°18.76' N * 14°06.59' Ø	229	1.5	46	17	Svakt siltig leire, brungrå farge med lilla skjær.
4	* 66°19.08' N * 14°05.48' Ø	215	2	23.5	34	Leire, brun-grå farge med lilla skjær. Øvre 6cm synlig bioturbert
5	* 66°18.22' N * 14°04.41' Ø	316	3	40	32	Leire, brun-grå farge med lilla skjær. Øverste 10cm synlig bioturbert.
6	* 66°17.81' N * 14°03.88' Ø	363	4.5	12.5	2	Sandig leire, gråbrun farge. Noen få mm tykt brunt topplag
10	* 66°16.04' N * 13°55.63' Ø	373	12	54	23	Leire, lys grå farge, med svarte linser (??). Brunt topplag synlig bioturbert i de øvre 20cm.
11	* 66°15.65' N * 13°53.05' Ø	515	14	16	15	Leire, glimmer rik, grå farge. Brunt topplag.
12	66°14.68' N 13°53.50' Ø	310	16	43		Leire, grå farge med svarte linser Brunt topplag. Synlig bioturbert i de øvre 20cm.
13	66°15.12' N 13°51.20' Ø	446	18	49.5	33	Leire, grå farge, lysere fra 6cm. Brunt topplag. Synlig bioturbert øvre 7cm.
14	66°14.18' N 13°51.15' Ø	351	18	37		Grå leire, brunt topplag. Synlig bioturbert øvre 15cm.
15	66°13.26' N 13°49.30' Ø	186	20	30	24	Grå leire, gråbrunt topplag. Synlig bioturbert øvre 12cm. Svakt siltig, siltinnholdet økende nedover.
16	66°15.46' N 13°48.50' Ø	335	20	21.5		Leire, brunsvart farge ned til 20cm, deretter grå
17	* 66°55.11' N * 13°45.51' Ø	530	23	38	12	Leire/siltig-leire, brun øvre 15cm, deretter overgang til grå leire.
18	66°14.68' N 13°53.50' Ø	346	26	40		Leire, lys grå farge. Med innslag av svarte linser i de øvre 15cm. Brunt topplag
19	* 66°14.13' N * 13°36.56' Ø	319	29	32	27	Leire, brune topplag synlig bioturbert, grave-ganger fylt m/ mørke brune pellets (??, fekal rester).
20	66°14.61' N 13°40.90' Ø	364	31	30	13	Homogen grå leire. Brunt topplag. Bioturbasjon synlig i de øvre 10cm.
21	66°13.02' N 13°36.20' Ø	70	31	13	31	Svakt siltig leire, iblandet noe skjellsand, brunt topplag. Kjernen noe bioturbert.
22	66°10.17' N 13°37.10' Ø	207	37	37.5	14	Homogen grå leire. Øvre 20cm synlig bioturbert,
23	66°17.02' N 13°35.60' Ø	43	35	18	28	Sandig leire, brunt topplag, endel sandig grus opptil 1cm størrelse.
24	* 66°13.87' N * 13°22.09' Ø	301	40	28	29	Leire, grå farge, med innslag av svarte linser. Brunt topplag. Merker etter trål (?) i de øvre 10cm.
25	66°11.53' N 13°12.28' Ø	408	51	22	30	Leire, grå farge, med innslag av svarte linser. Brunt topplag. Merker etter trål (?) i de øvre 5cm. Skallhorisont av silt, finsand kornstørrelse 15cm fra toppen
26	* 66°09.80' N * 13°01.98' Ø	458	59	29		Leire, grå farge, med innslag av svarte linser i de øvre 10cm.

Tabell 2. Stasjonsbetegnelser for innsamling av biologisk materiale 1989-1990. Avstand (km, avrundet) gjelder fra Gullsmedvika ved Mo. ≈ betegner omtrentlige posisjoner. (Revidert fra Knutzen, 1984). * som indikarerposisjon vha. GPS målt sept. 1992 ved en annen undersøkelse.

St.nr.	Navn	km	Posisjon	Kommentarer
B2	Koksverkkaia	1	66°19.30' N 14°08.38' Ø	På kaien, nordsiden, innerste hjørnet
BM	Munning til Ranosen	2	≈66°19.6' N ≈14°06.5' Ø	Fangst av skrubbe, torsk og sjøørret
B5	Moholmen	2	66°18.72' N 14°07.62' Ø	Ytterst på holmen ved fjære og ved bunnen utenfor staken
B6(a)	Andfiskå ved Lundengen	5	66°17.50' N 14°17.50' Ø	Svaberg ved rødt naust og småbåtslipp. ca. 1 km V for BNN ¹ Blåskjell festet til tau, 2-4 m dyp (1990)
B6(b)	Andfiskå ved Bergverkselskapet	4	* 66°17.52' N * 14°04.81' Ø	Nær BNN's kai, vestsiden (1989)
B7	Raudberget	4	* 66°18.99' N * 14°03.28' Ø	Fjellstrand mellom to gress-strender, flere hus, veifylling (1989)
B8	Alterneset	6	66°18.38' N 13°59.98' Ø	Ved grønnmalt hytte og flere sjøbuer (1989) og på sydsiden av en liten holme utenfor (1990)
B9	Bjømbærvika	8	* 66°16.17' N * 14°02.13' Ø	Fjellstrand ned for tankanlegg på østsiden og ytterst i liten bukt (1989), og blåskjell tatt fra et tau 50 m vest og på 1-2 m dyp (1990)
BA	Bustneset i retning Alterneset	11	≈66°16.5' N ≈13°56' Ø	Tråling etter reker (1989)
B12	Kalvhaugneset	12	66°16.50' N 13°54.50' Ø	Liten bukt ved et rødt og to brune naust, ca. 300 m innenfor gård ytterst på Bustnesodden (1989)
B15	Holmgalten	18	* 66°14.57' N * 13°47.72' Ø	Liten holme forbundet med land ved sandbanke.
HH	Holmholmen (ved Holmgalten)	18	66°14.35' N 13°49.00' Ø	Garnfangst av torsk og skrubbe i området rundt holmen
SB	Strømholmen i retning Bustneset	18	≈66°15' N ≈13°54' Ø	Tråling etter reker (1989-90) og forsøk på uer (1990)
B16	Laukella	23	* 66°14.91' N * 13°40.03' Ø	Ned for og ca. 50 m V for gult hus
B18	Hemnesberget	27	66°14.91' N 13°36.40' Ø	Bare blåskjell fra bryggepeler (1989) og stein under brygge(1990)
B13	Grønnvikneset	37	≈66°10.5' N 13°41.0' Ø	Tangprøver
UT	Utskarpen	30	≈66°15.2' N 13°34.2' Ø	Skrubbe, torsk, sjøørret
B14	Hinderåa	46	* 66°12.61' N * 13°12.46' Ø	Fjellstrand ved bu øst for liten foss
B17	Angerneset	73	66°04.1' N 12°40.1' Ø	Ytterst ved lykten.
BO	Båsmo		66°19.45' N 14°05.36' Ø	Reker (1989)
SF	Saltdalsfjorden (referansestasjon)		67°06.3' N 15°26.0' Ø	Fangst av torsk og skrubbe

¹) Bergverkselskapet Nord-Norge

Tabell 3. Innsamling av biologisk materiale fra Ranfjorden, juli-september 1989 og oktober 1990 (kfr. fig.3-4 og tab.2). "0" betyr ikke funnet, * angir ekstra innsamling.

St.	Stasjons-betegnelse	År	antall prøver											
			L	G	B	O	R	F	T	S	Ø	U		
BM	Munningen til Ranelva	89												
		90						20	26			10		
B2	Koksverkkåia	89			3									
		90			4*									
					2									
B5	Moholmen	89	2	1	3									
		90	0	1	2									
B6	Andfiskå	89	1	1	2									
		90	1	1	2									
B7	Raudberget	89	1							4	3			
		90												
B8	Alterneset	89	1	1	3									
		90	1	1	2									
B9	Bjørnbærvika	89	1	1	3	3								
		90	1	1	2	1								
BA	Bustneset i retning Alterneset	89						2						
		90												
B12	Kalvhaugneset	89	1 ¹			3								
		90												
HH	Holmholmen (ved Holmgalten)	89												
		90						25	20					
B15	Holmgalten	89	1	1	3	3								
		90	1	1	2	1								
SB	Strømholmen-Bustneset	89						2						
		90						2						3
B16	Laukhella	89	1	1	3	3								
		90	1	1	2	1								
B18	Hemnesberget	89	1	1		3					9			
		90	1	1	2	1								
B13	Grønnevneset	89	1	1										
		90												
UT	Utskarpen	89												
		90						25	25			10*		
B14	Hinderåa	89	2	1	3	3								
		90	1	1	2	1								
B17	Angerneset	89	1	1	3	3								
		90	1	1	2	1								
--	Saltalsfjorden (referanse)	89												
		90						25*	25*					

¹) bestemmelsen usikkert

L = Blæretang, *Fucus vesiculosus*, antall blandprøver à ca. 10 skuddspisser fra hver av 10-20 planter.

G = Grisetang, *Ascophyllum nodosum*, antall blandprøver à ca. 10 skuddspisser fra hver av 10-20 planter.

B = Blåskjell, *Mytilus edulis*, antall blandprøver à ca. 50 individer, 3-5 cm.

O = O-skjell, *Modiolus modiolus*, antall blandprøver à 5 individer, de fleste 10-14 cm.

R = Reker, *Pandalus borealis*, antall blandprøver à 100 individer i spisestørrelse.

F = Skrubbe, *Platichthys flesus*, antall individer fanget

T = Torsk, *Gadus morhua*, antall individer fanget

S = Sei, *Pollachius virens*, antall individer fanget (ikke analysert)

Ø = Ørret, *Salmo trutta*, antall individer fanget.

U = Uer, *Sebastes marinus*, * antall individer fanget (ikke analysert pga. for lavt antall).

3.2. Analyser

Forkortelser for de aktuelle stoffer og enheter er gitt i Vedlegg A.

Metaller, arsen, fluorid og TOC

Metaller og fluorid ble analysert på NIVA. Arsen i blåskjell ble analysert ved Senter for industriforskning (SI) og de øvrige prøvene ved Norsk analyse center (NAC). Kvikksølv ble målt ved kald-damp atomabsorpsjon og gull-felleteknikk. For fluoridbestemmelsen ble prøven først forvasket med magnesiumoksid i nikkeldigel ved 600°C, deretter løst i natriumlut og vann og sluttbestemt ved ioneselektiv elektrode. Arsen ble målt ved atomabsorpsjon hydridmetode etter opplutning med salpetersyre. De øvrige metaller ble oppluttet med 10% salpetersyre og målt enten ved flamme atomabsorpsjonspektrometri (FAAS) (ved høye konsentrasjoner) eller flammeløs atomabsorpsjonspektrometri i grafittovn (GAAS) (ved lave konsentrasjoner). Flammeteknikken brukes alltid for sink og ofte for jern, mangan og kobber. De omtrentlige grensene i ekstraktet for dette er 50 mg/l for kobber og total-krom, 100 for nikkel og 200 for bly og jern. Seksverdig-krom ble målt ved en spektrofotometrisk metode etter kompleksdannelse med 1,5-difenyلكarbazon.

Det ble rutinemessig analysert på sertifisert referansemateriale for å kvalitetssikre analysene. Imidlertid finnes det ikke referansemateriale av samme vevstyper som ble undersøkt i Ranfjorden. Det finnes heller ikke referansematerialer for fluorid.

Andelen av sedimentprøvene som hadde partikkelstørrelse mindre enn 63µm (finfraksjon) ble bestemt ved våtsiktning. Total organisk karbon (TOC) ble bestemt fra tørket og syrebehandlet prøve, katalytisk oppvarmet til 1800°C, og karbondioksid deretter kvantifisert vha. GC med hetetråsdetektor.

Bestemmelsen av metaller i sedimentprøver fra i 1989 ble gjort med ovennevnte metodikk for å være sammenlignbare med 1975-76 undersøkelser. Internasjonale normer (ICES) har siden anbefalt fluss-syrebehandling for å få total opplutning av metaller og arsen i sediment (bortsett for kvikksølv), bl.a. fordi salpeteropplutning ikke er tilstrekkelig for å ekstrahere den totale mengden metall i prøvene. Borg og Jonsson (1992) fant imidlertid at mer enn 80% av kadmium, kobber, jern og sink ble løst ut ved salpetersyre (tab.4).

Tabell 4. Gjenvinning av enkelte elementer med salpetersyre (fra Borg og Jonsson (1992)).

stoff	gjenvinning (%)
arsen	68
kadmium	87
kobolt	77
krom (total)	51
kobber	90
jern	92
mangan	61
nikkel	62
bly	65
sink	82

PAH og klorerte forbindelser

Opparbeidelse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) i sediment og biologisk materiale er forskjellige. Frysetørket sediment materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med cyklohexan. Ekstraktet renses ved partisjonering med DMF: vann. Etter ytterligere vanntilsats til DMF-fasen ekstraheres PAH tilbake i ny cyklohexan. Om nødvendig foretaes ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse.

Etter homogenisering av biologiske prøver tilsettes det indre standarder og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med cyklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol: vann før videre rensing med DMF: vannpartisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Prøveekstraktene analyseres på gasskromatograf med kapillarkolonne koblet til FID eller MSD. Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført v.h.a. de indre standardene.

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

Betydelig endringer i metodikk har skjedd de siste årene, og sammenligning med tidligere undersøkelser må gjøres med forbehold. NIVA angir nå alle 16 potensielle kreftfremkallende PAH pluss et utvalg av forbindelser som erfaringsmessig bidrar betydelig til totalsummen.

For bestemmelsen av klororganiske forbindelser blir vått homogenisert materiale ristet i Erlen-Meyerkolbe med en 1:1 - blanding av cykloheksan og isopropanol tilsatt PCB - 53 som indre standard. Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentas. Det samlede ekstrakt i skilletrakten tilsettes destillert vann, slik at vann/isopropanol kan tappes av. Etter vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes ekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse (prøver av organismen). For videre analyse veies en del av fett ut, løses i cykloheksan og renses/forsåpes med konsentrert svovelsyre. For sedimentprøver løses den inndampede prøven med difformetan og opprenses ved gelpermeasjonskromatografi etterfulgt av svovelsyrebehandling.

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

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver 10-ende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referensemateriale, regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrument ved bruk av 8-punkts standardkurver.

Analysene av polyklorerte dibengofuraner/dibengo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) er foretatt ved Norsk institutt for luftforskning etter metodikk beskrevet bl.a. i Oehme et al (1989). Angivelse av PCDF/PCDD i TCDD- (eller TEQ-) ekvivalenter er i henhold til Ahlborg et al. (1988). (TEQ = Toxicity equivalents. 2378-TCDD er den giftigste forbindelsen innen gruppen PCDF/PCDD).

Ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) er målt på Institutt for energiteknikk ved nøytronaktiveringsanalyse, etter opparbeidelse av ekstrakt ved NIVA.

Vurderingen av nivå av miljøgiftnivåene i Ranfjorden er hovedsakelig basert på sammenligninger med "antatt høye bakgrunnsnivåer", avledet fra publisert datamateriale sammenstilt av Knutzen og Skei (1990) og noe nedjustert for enkelte stoffer i utkast til klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (utarbeidet for SFT, under trykking). Tabell gir en sammenstilling av disse ajourførte antatt høye bakgrunnsnivåene.

Den faktoren som konsentrasjonen overskrider et antatt høyt bakgrunnsnivå med , betegner overkonsentrasjon.

Det bør understrekes at sikkerheten i fastsettelsen av "anslått høyt bakgrunnsnivå" varierer. En rekke faktorer spiller inn (Knutzen og Skei, 1990), bl.a. antallet observasjoner fra bare diffust belastede steder (dvs. langt fra punktkilder, dertil analyseres pålitelighet ved lave konsentrasjoner. Særlig for PAH foreligger begrunnet mistanke om at tidligere anslag for høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei, 1990, i hovedsaken basert på referanser i Knutzen 1989) har vært betydelig for høyt (kfr. bl.a. Knutzen og Berglind 1992a, b med ref.).

3.2.1. Overkonsentrasjoner

Vurderingen av nivå av miljøgiftnivåene i Ranfjorden er hovedsakelig basert på sammenligninger med "antatt høye bakgrunnsnivåer" avledet- fra publisert datamateriale sammenstilt av Knutzen og Skei (1990), og seinere noe nedjustert for enkelte stoffer i utkast til klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (utarbeidet for SFT, under trykking). Tabell 5 gir en sammenstilling av disse ajourførte antatt høye bakgrunnsnivåene. Den faktoren som konsentrasjonen overskirder antatt høyt bakgrunnsnivå med, betegnes *overkonsentrasjon*.

Det bør understrekes at sikkerheten i fastsettelsen av "antatt høyt bakgrunnsnivå" varierer. En rekke faktorer spiller inn (kfr., Knutzen og Skei 1990) bl.a. antallet observasjoner fra diffust belastede steder (dvs. lant fra punktkilder) dertil analysens pålitelighet ved lave konsentrasjoner. Særlig for PAH foreligger begrenset mistanke om at tidligere anslag for høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei 1990, i hovedsaken basert på referanser i Knutzen 1989) har vært betydelig for høyt (kfr. bl.a. Knutzen og Berglind 1992a, b med ref.).

Tabell 5. Antatte høye bakgrunnsnivåer av utvalgte stoffer, i **mg/kg tørrvekt** (ppm t.v.) (sediment, blæretang og blåskjell) og **friskvekt** (ppm v.v.) (blåskjell, reker og fisk¹). Dioksin (TEQ) er i **ng/kg friskvekt**. De angitte bakgrunnsverdier er etter Knutzen og Skei, 1990 med mindre nedjusteringer. Særlig usikre verdier er merket med ?

Stoffer	Sediment	Blære- tang	Blåskjell		Torsk		Skrubbe	
	ppm t.v.		ppm t.v.	ppm t.v.	ppm v.v.	lever	filet	lever
enheter:	ppm t.v.	ppm t.v.	ppm t.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.
Arsen	20	50	20	3 ²	10			
Bly	30	3	5	0.5	0.1 ?	0.01 ⁴	0.1 ?	0.01 ⁴
Fluorid	800	15	15 ?	2 ? ²	5 ? ²			
Jern	40000	300 ³	≈300	50 ³	30 ?			
Kadmium	0.25	1.5	2	0.3	0.5 ?	0.02	0.2 ?	0.02
Kobber	35	10	≈10 ?	2 ?	10		25 ?	
Kobolt	35	2	≈3 ?	0.5 ?	0.01?			
Krom, total	70	1	3 ?	00.5	0.5 ?			
Kvikksølv	0.15	0.05	0.2	0.03	0.1 ?	0.1	0.2 ?	0.1
Mangan		300 ?	≈30	5 ³	2 ?			
Nikkel	30	5	5	1	0.5 ? ²			
Sink	150	200	200	30 ³	20 ⁵	5 ⁵	40 ?	10 ?
ΣDDT				0.002	0.2 ?	0.002		
HCB	0.0005			0.0002	0.02	0.0002		
ΣHCH				0.0005	0.05 ?	0.001 ?		
ΣPCB	0.005			0.01	1 ?	0.01		
ΣPCB-8 ⁶	0.0025			0.005	0.5 ?	0.005		
EPOCI	0.1 ?							
TEQ				0.3 ?**	30**			0.3 ?**
ΣPAH	0.3			0.05-0.1? ⁷	-	0.01 ? ⁷		0.02 ?
BaP	0.005			0.001 ? ⁷	-	0.0005 ?		0.001 ?

¹) I rekkefølge: *Fucus vesiculosus*, *Mytilus edulis*, *Gadus morhua* og *Platichthys flesus* .

²) Meget få data

³) I enkelte tilfeller høyere

⁴) Ofte angitt høyere verdier, men sannsynligvis upålitelige data grunnet analysetekniske vanskeligheter

⁵) I noen få tilfeller høyere; opp til 9 ppm i filet og 36 ppm i lever

⁶) Estimert sum av 8 enkelte PCB forbindelser (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 og 209), antas å være ca. 50% av tot. PCB

⁷) Kan være lavere (mangler tilstrekkelig med pålitelige referanseverdier

**) OBS! enheter: ng/kg.

3.3. Grenseverdier i mat

Vurdering av miljøgiftinnholdet i mat er næringsmiddelmyndighetenes ansvar. Nedenstående utenlandske grenseverdier er derfor bare til orientering (tab.6). Norge har ingen slike konsentrasjonsgrenser, idet myndighetene isteden foretar risikovurderinger i de enkelte tilfeller, basert på *dosegrenser* anbefalt av Verdens Helseorganisasjon og andre internasjonale ekspertgrupper. Hovedfordelen ved dette er at dosegrenser impliserer at det tas hensyn til forbruket av den aktuelle type mat. (Norge har f.eks. et høyt konsum av fisk sammenlignet med de fleste andre land.)

Tabell 6. Utvalgte (laveste) grenseverdier for innhold av miljøgifter i spiselige akvatiske organismer, i ppm v.v.. Referansene (Ref.)^R viser til vedkommende lands grenseverdi og disse litteraturkildene. ? markerer usikkerhet mht. om grensen også gjelder skalldyr. # betyr ikke vurdert i denne undersøkelsen og "-" betyr ingen grense funnet.

Stoffer	Fiskefilet	Ref.	Fiskelever	Ref.	Skalldyr	Ref.
Arsen	#		-		4? ¹	PL a
Bly	0.5	DK b	1	S c	0.5 ²	NL b
Fluorid	#		-		-	
Jern	#		-		-	
Kadmium	0.05	NL b	0.1	SF c	0.3 ³	SF a
Kobber	#		-		-	
Kobolt	#		-		-	
Krom, total	#		-		-	
Kvikksølv	0.3 ⁴	DK b	#		0.3 ⁵	DK b
Mangan	#		-		-	
Nikkel	#		-		-	
Sink	#		-		-	
EDDT	2 ⁶	DK b	5	DK b	2	DK b
HCB	0.05 ⁷	D e	0.2	S c	0.2	S c
EHCH	0.2	S c	1.0 ⁸	D b	0.1	SF c
γHCH	0.1		0.8 ⁸	D b	0.1	SF c
EPCB	1 ⁹	NL e	2	USA b	1	D f
PCB enkeltforb.	0.04-0.12 ⁹	NL b	0.6-2.0 ⁹	NL b		
TEQ	0.00002	CDN b	-		0.00002? ¹⁰	CDN b
ΣPAH	-		-		-	
KPAH	-		-		-	
BaP	-		-		-	

R) Land: Grenseverdiene kommer fra Danmark (DK), De forente stater (USA), Finland (SF), Kanada (CDN), Polen (PL), Sverige (S) og Tyskland (D)
 Referanser: JMG 1990a (a), FAO 1990 (b), PNUN 1987 (c), JMG 1990b (d), JMG 1990c (e) og Lucas et al., 1980 (f).

1) UK har grense på 1.0 ppm v.v. men dette gjelder ikke organismer med naturlige høyere konsentrasjoner (FAO, 1989)

2) NL oppgi 2.0 ppm v.v. som grense for bl.a. blåskjell

3) Finsk forslag

4) Dansk forslag varierer mellom 0.3 og 1.0 ppm avhengig av fiskearten.

5) Dansk "action limit".

6) Italia oppgi 0.01 ppm v.v. men det er usikkerhet omkring hvilke forbindelser og vevstyper det gjelder

7) Laveste verdi avledet fra vest-tysk grense for eksempel med 10% fettinnhold (synkende til 0.01 ppm v.v. for varer med lavere fettinnhold enn 2%).

8) Omregnet fra tysk verdi på 0.5 og 2.0 ppm fettvekt for henholdsvis α- og βHCH og γHCH og et "normalt" fettinnhold i torskelever på 40%.

9) Nederlandsk forslag basert på PCB forbindelsene: CB-28, -52, -101, -118, -138, -153, og -180.

10) Usikkerhet om dette kanadiske forslaget også gjelder skalldyr.

3.4. Statistiske metoder

I denne rapporten er det endel steder brukt formelle statistiske tester for å se om det er tegn til at variasjonene i datamaterialet har systematisk sammenheng med mulige forklaringsvariable, f.eks. med avstanden fra utslippsstedet. Data betraktes da som stikkprøver (f.eks. sedimentprøver) fra det undersøkte systemet. De målte størrelsene antas å variere gjennom systemet med en viss statistisk fordeling som oftest ikke er kjent uavhengig av observasjonene. Det formuleres en *null-hypotese* (H_0) som går ut på at fordelingen ikke varierer systematisk mellom de deler av systemet som skal sammenlignes, f.eks.: "Gjennomsnittsnivået i 1990 er uendret fra 1990", eller: "Det er ingen systematisk variasjon langs fjordens lengderetning". Den statistiske testen går ut på å beregne en testverdi som har kjent sannsynlighetsfordeling dersom H_0 er sann. Hvis resultatet er svært usannsynlig i forhold til det en kan vente hvis H_0 er riktig, blir nullhypotesen forkastet. Testen er knyttet til et gitt *signifikansnivå* (p), som er den risikoen en aksepterer for å forkaste sanne nullhypoteser. Det er vanlig at H_0 forkastes dersom den statistiske testen viser at $p < 0.05$, dvs. dersom det er mindre enn 5% for å få det målte resultatet hvis H_0 er sann. Signifikansen angis ofte med fire graderinger: *ikke signifikant* $p > 0.05$ (*ns*); *signifikant* $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**), eller $p < 0.001$ (***) (kfr.. Elliot 1973, Fisher and Yates 1963).

De statistiske testene som er brukt i denne undersøkelsen er basert på F eller t -verdier, dvs. testverdier med F -fordeling eller t -fordeling. Disse verdiene kan sammenlignes med *kritiske* F eller t verdier avhengig av *frihetsgrader* (df) og ønsket signifikansnivå. Antall frihetsgrader er basert på antall prøver som inngikk i testen. De testene som er nevnt nedenfor er beskrevet i de fleste lærebøker i statistikk (f.eks. Elliot 1973).

I de statistiske analysene er det brukt \log_e -transformerte konsentrasjonsdata. Det er gjort fordi dette gir bedre tilpasning til normalfordeling, noe som er en forutsetning for å gjøre F - og t -tester basert på et forholdsvis lite antall prøver. Analysen ble gjort med statistikk-programmet MINITAB, versjon 8.2 for IBM/PC.

De testresultatene som er referert er alle basert på signifikansnivå for enkelt-tester. Når det som her gjøres parallelle tester på mange variable på det samme materialet, som f.eks. for metaller, må resultatene ses i sammenheng. Signifikante utslag for spredte enkelttester kan i en slik sammenheng være en tilfeldighet. For å legge vekt på resultatene må det være **flere signifikante resultater** enn forventet for et materiale som bare har tilfeldig variasjon. Det finnes formelle tester for å ta hensyn til dette (simultantesting), det er ikke brukt her. Resultatene må tolkes ut fra dette.

Sediment

Eventuelle gradienter (økning eller minskning) utover fjorden ble undersøkt ved lineær-regresjon på \log_e -transformerte konsentrasjoner mot avstand. For å se om det var signifikant forskjell mellom de innerste stasjonene (1-4) og stasjonene lenger utover ble det brukt t -test på gjennomsnittet for de to stasjonsgruppene.

Sammenligninger med tidligere undersøkelser er begrenset til prøver fra noen få stasjoner fra 1976. Det ble testet for endringer over tid ved *parvis t-test*.

Det ble også gjort en *korrelasjonsanalyse* (koeffisient r) for å undersøke parvis samvariasjon mellom de enkelte stoffene.

Blæretang

Eventuelle gradienter utover fjorden ble testet ved regresjonsanalyse på \log_e -transformerte konsentrasjoner mot avstand, og forskjell mellom stasjonene ble testet ved variansanalyse. Parallellprøver ble undersøkt bare på 2 stasjoner. Resultatene herfra ble brukt til å estimere gjennomsnittlig standard avvik (*pooled standard deviation*), og dette estimatet ble brukt i variansanalysen.

Blåskjell og oskjell

Datamaterialet fra 1989 og 1990 ble undersøkt samlet ved to-veis variansanalyse av forskjeller mellom stasjoner, år og med interaksjonsledd for kombinasjon stasjon og år. Til dette ble brukt såkalt *general linear modelling* (GLM) i MINITAB.

Det ble også utført en parvis t-test for å vurdere endring over tid. Datamateriale var resultatene fra enkelte stasjoner i 1980 og gjennomsnittskonsentrasjoner på samme stasjoner undersøkt i 1989.

Fisk

Konsentrasjon av enkelte stoffer (C) ble undersøkt i fisk fra 2-4 stasjoner (s). For å se om det var signifikante tegn til forskjeller mellom stasjonene ble materialet testet med generelle lineære modeller (GLM) med varierende grad av kompleksitet kan ta hensyn til variasjon med fiskelengde (x), og forskjeller mellom stasjoner (indeks s). Følgende modeller ble undersøkt og sammenlignet:

modell 1.	$\ln(C) = \mu_s + \beta_s \cdot \ln(x_1)$	Forskjellig nivå og helningskoeffisient, dvs. ulik sammenheng med lengde på de forskjellige stasjonene.
modell 2.	$\ln(C) = \mu_s + \beta \cdot \ln(x_1)$	Generell sammenheng med lengde, ulikt nivå mellom stasjoner for fisk av gitt lengde. Kovariansanalyse.
modell 3.	$\ln(C) = \mu + \beta \cdot \ln(x_1)$	Generell sammenheng med lengde, ingen forskjell i nivå mellom stasjoner for fisk av gitt lengde. Enkel log-log-lineær regresjon.
modell 4.	$\ln(C) = \mu_s$	Forskjell mellom stasjoner, men ingen sammenheng med lengde. Enveis variansanalyse

Variasjon i datamaterialet som en modell ikke forklarer kan beskrives med *residual kvadrat sum* (RSS). Modellene kan sammenlignes med hverandre ved *RSS reduksjonsprinsippet* (Weisberg,, 1985): Et enkel modell (e) forkastes til fordel for en mer kompleks modell (k) dersom avvikene mellom data og modellprediksjon målt ved RSS er signifikant mindre for den mer komplekse modellen. Sammenligningsgrunnlag er F-verdien utregnet på følgende måte:

$$\frac{(RSS_e - RSS_k) / (df_e - df_k)}{RSS_k / df_k}$$

Den kritisk F-verdien har $(df_e - df_k)$ og (df_k) frihetsgrader. For modellene ovenfor kan innholdet i sammenligningene summeres slik:

4 vs. 2 eller 4 vs. 1:	Fiskelengde har betydning, resultatene bør korrigeres for lengde før sammenligning mellom stasjoner.
3 vs. 2	Det er forskjell mellom stasjonene når det korrigeres for fiskelengde.
2 vs. 1.	Korreksjon for fiskelengde må gjøres for hver stasjon, eventuelle forskjeller mellom stasjoner varierer med fiskelengde.

4. PAH I SEDIMENT, SKALLDYR OG FISK

Rådata fra analysene finnes i Vedlegg C (med støtte information i Vedlegg B). Resultatene fra statistiske analysene finnes i Vedlegg F.

PAH-analyser og vurderingen av resultatene er kompliserte av flere grunner:

- ved lave konsentrasjoner ("bakgrunnsnivå") skjer det lett kontaminering av prøver. PAH både tas opp og fremfor alt utskilles hurtig fra organismer sammenlignet med bestandige klororganiske miljøgifter (f.eks. Knutzen 1992)
- noe forskjellig utstyr og metodikk på ulike laboratorier, og den generelle bedring i analyseteknikk over tid, gjør at sammenligninger av data ofte må foretas med forbehold og usikkerhet. Det må utvises forsiktighet med å trekke konklusjoner basert på små forskjeller i tid og rom.

4.1. Tilstand

Det er registrert til dels høyt innhold av PAH i sedimenter og organismer i 1989, mens konsentrasjonene i organismer var betydelig lavere i 1990. I korthet kan forurensningsgraden i 1990 innenfor og utenfor linjen Bustneset - Skjånes uttrykkes ved følgende ca. overkonsentrasjoner (dvs. antall ganger et antatt høyt bakgrunnsnivå av sum PAH):

	Innenfor Bustneset-Skånes	Utenfor Bustneset Skånes
Overflatesediment (0-2cm)	10 - 100 ganger	3 - 10 ganger
Blåskjell	1 - 20 "	1 - 7 "
O-skjell	10 "	1 - 2 "

4.1.1. Sediment

Hovedresultatene er oppsummert i tab.7 og fig.5. Tabellen viser raskt avtagende overkonsentrasjoner i overflatesediment (0-2cm) utover fjorden ($p < 0.001$; tab.F1 (kfr., Vedlegg F)); varierende fra ca. 100 ganger nær kildene ved Mo til ca. 3 ganger ca. 60 km lenger ut. Sedimentprøvene var sammenlignbare mht. kornstørrelse og total organisk karbon på alle stasjoner bortsett fra st.1-3 nærmest Mo, kfr. kap.6.1.

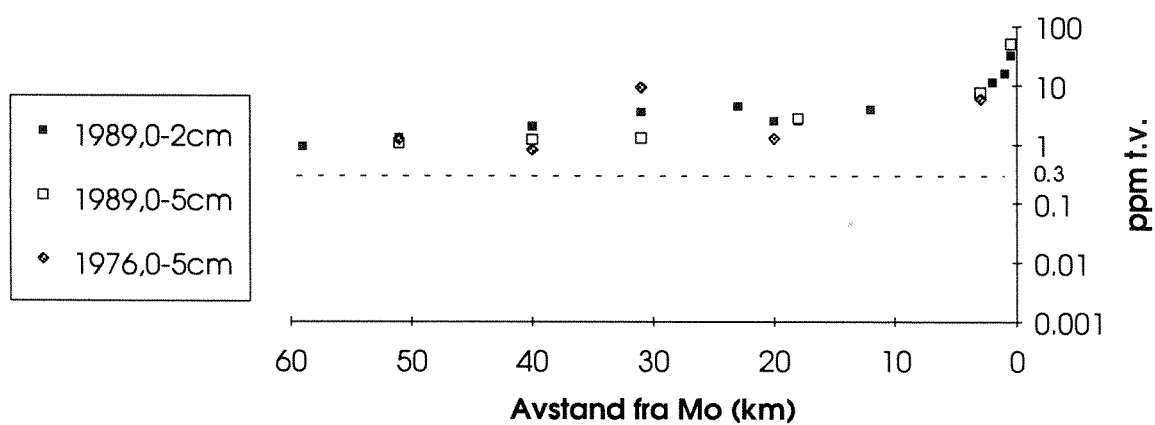
De høyeste konsentrasjonene betinger karakteristikken meget sterkt forurenset (kfr. kapittel 3.2.1). De høyeste konsentrasjonene er likevel mer enn en størrelsesorden lavere enn f.eks. registrert i overflatesediment i indre del av Årdalsfjorden (Næs og Rygg, 1990), og også lavere enn i flere andre fjorder og havnebassenger i Norge. Spesielt for Ranfjorden er imidlertid det store området med tydelig påvirkede bunnveiringer.

Det var en høy andel (40-50%) av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH), men ikke noe uvanlig jevnført med gassvaskeravløp fra smelteverk (kfr. f.eks. Næs og Rygg 1990, Helland og Skei 1991).

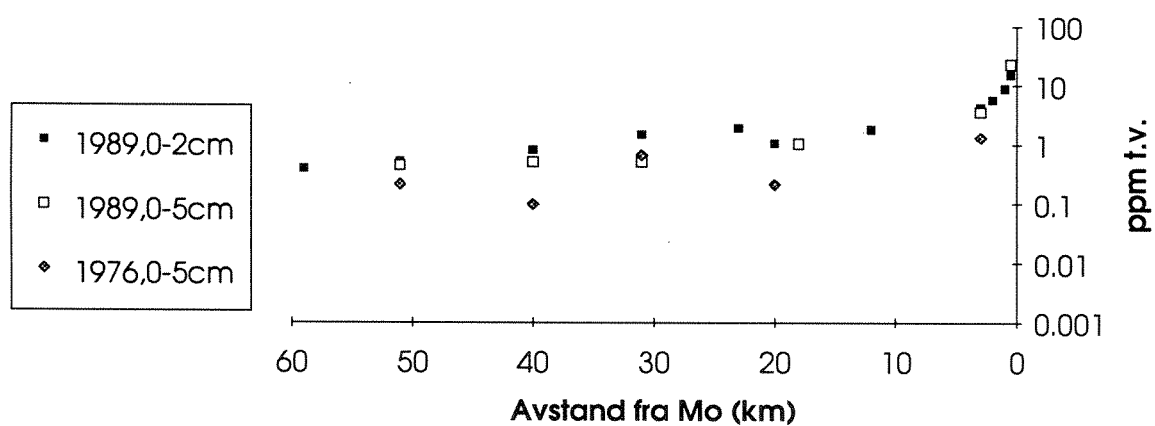
Tabell 7. PAH i overflatesediment (0-2 cm) på utvalgte stasjoner i Ranfjorden 1989, ppm t.v..

St.nr.	Avstand i km fra Gullsmedvika	Sum PAH	KPAH (% av sum)	BaP (% av sum)
1	0.5	31.9	15.0 (47)	3.1 (10)
2	1	15.7	8.2 (52)	1.5 (10)
4	2	11.3	5.7 (50)	1.1 (10)
5	3	8.0	4.2 (53)	0.8 (10)
10	12	3.9	1.8 (46)	0.3 (8)
14	18	2.5	1.0 (41)	0.15 (6)
20	31	3.5	1.5 (42)	0.22 (6)
26	59	0.94	0.4 (42)	0.06 (6)

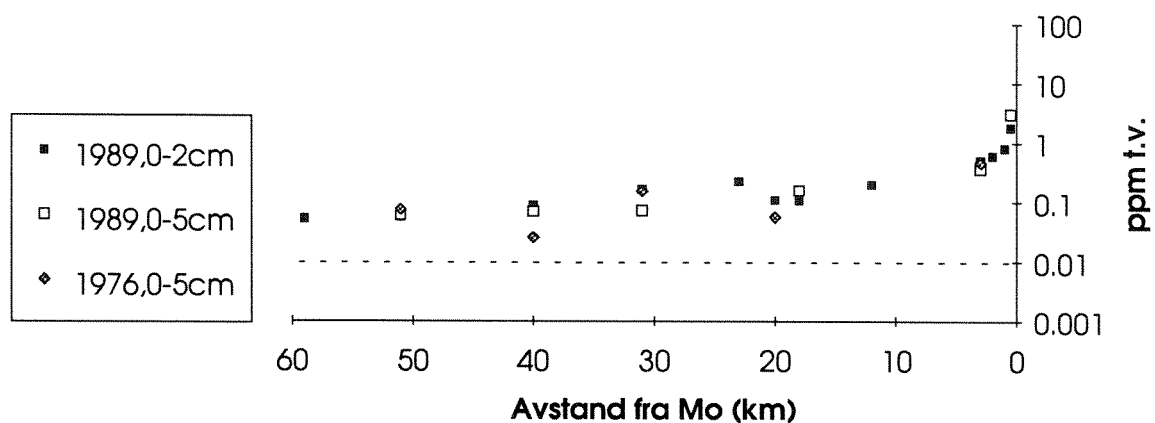
A. PAH i overflatesediment



B. KPAH i overflatesediment



C. BaP i overflatesediment



Figur 5. Variasjon i sum-PAH (A), kreftfremkallende PAH (KPAH) (B) og benzo(a)pyren (C) i overflatesediment (0-2 og 0-5cm). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå. **Merk log-skala.**

4.1.2. Blåskjell og o-skjell

Bortsett fra i blåskjell på st.B9 var det i 1990 stort sett bare moderat forhøyede eller lave verdier i begge muslingarter, (tab.8, fig.6-7). Året før var det høyt PAH-innhold i både blåskjell og o-skjell, og endringen må sees som en effekt av nedleggelsen av Koksverket (1988) og den mest PAH- forurensende virksomhet ved Jernverket (1989).

Blåskjell fra st.B2 innerst i fjorden viste imidlertid fremdeles overkonsentrasjoner i størrelsesorden 20-25 ganger (eller noe mer hvis "høyt bakgrunnsnivå" av sum PAH viser seg å ligge vesentlig lavere enn 50-100 ppm; se nærmere i Knutzen og Berling 1992a, b, med ref.) Konsentrasjonen i blåskjellene fra st.B5 og B6 må anses bemerkelsesverdig (usannsynlig?) lave i betraktning av at fjorden fremdeles mottar noe direkte utslipp av PAH ved siden av diffuse tilførsler fra forurensede nærområder (Jernverket og Kobberverktomta). Verdiene bør kontrolleres ved fremtidig overvåking.

O-skjell ble det i 1990 bare funnet tydelige forhøyede verdier ved st.B9 Bjørnbærvika, men ved senere undersøkelser er det behov for å få gjentatt analyser av prøver fra områder lenger inn.

1989 var det raskt synkende konsentrasjoner med økende avstand fra kilden (tab.8, fig.6, tab.F4), men påvirkningen kunne trolig spores nærmere 50 km ut i fjorden på samme måte som i 1980-81 (Knutzen, 1984).

Avstandsgradienter i o-skjell ble også registrert i 1990. (Datamateriale for blåskjell 1990 var for uregelmessig for trekke noe entydig konklusjon. Årsaken til den relativt høye verdien fra st.B9 er ikke oppklart, men kan muligens (delvis) skyldes at prøver er samlet fra impregnert tauverk. Det kan tilføyes at analyse av blåskjell fra 1992 også tatt fra tauverk viste bare en sjettede part av 1990-resultatet.)

Den alvorlige forurensningssituasjonen i 1989 i indre Ranfjord understrekes av den høye andelen av KPAH i skjell, i de tydeligst påvirkede delene av fjorden. At o-skjell inneholder relativt mer KPAH enn blåskjell, samsvarer hovedsakelig med det man finner i andre PAH-resipienter (kfr. f.eks. Knutzen 1991a b, med ref. og Konieczny og Knutzen 1992). Årsaken til dette forholdet kan være at o-skjell lever mer nedgravet i sediment enn blåskjell og dermed er mer utsatt for (eldre) PAH med større andel KPAH.

Tabell 8. PAH, KPAH og BaP i blåskjell og o-skjell fra utvalgte stasjoner i Ranfjorden 1989 og 1990, ppm v.v. i.p: Ikke påvist i.a.: Ikke analysert.

St. nr.	Avst. fra Gullsmed-vika i km	PAH		KPAH (% av sum PAH)		B(a) P (% av sum PAH)		
		1989	1990	1989	1990	1989	1990	
Blåskjell								
B2	1	46.6	1.6 ³	22.6 (49)	0.4 (26)	3.2 (7)	0.009 (< 1)	
B5	2	67.0	0.1	28.5 (43)	0.05 (50)	5.5 (8)	0.004 (4)	
B6	4	13.6 ¹	0.06	4.3 (32)	0.02 (34)	0.24 (2)	0.002 (3)	
B9	8	14.5 ²	3.0 ⁴	4.8 (33)	0.04 (1)	0.32 (2)	i.p.	
B15	18	2.8 ²	0.69	0.8 (29)	0.37 (53)	0.005 (< 1)	0.002 (< 1)	
B16	23	2.4	0.67	0.9 (39)	0.31 (46)	0.001 (< 1)	0.009 (1)	
B14	46	0.8	i.a.	0.001 (< 1)	i.a.	i.p.	i.a.	
B17	73	0.35	0.04	0.037 (11)	0.004 (25)	0.001 (< 1)	i.p.	
O-skjell								
B5	2	37.9	i.a.	22.6 (60)	i.a.	5.5 (14)	i.a.	
B9	8	i.a.	0.94	i.a.	0.56 (60)	i.a.	0.03 (4)	
B12	12	10.5	i.a.	6.8 (65)	i.a.	1.4 (14)	i.a.	
B15	18	1.1	0.12	0.6 (59)	0.06 (51)	0.08 (7)	0.007 (6)	
B16	23	1.5	0.07	1.0 (65)	0.03 (50)	0.13 (9)	0.004 (6)	
B14	46	0.22	i.a.	0.07 (33)	i.a.	0.01 (5)	i.a.	
B17	73	0.06	0.06	0.003 (5)	0.02 (30)	i.p.	0.002 (4)	

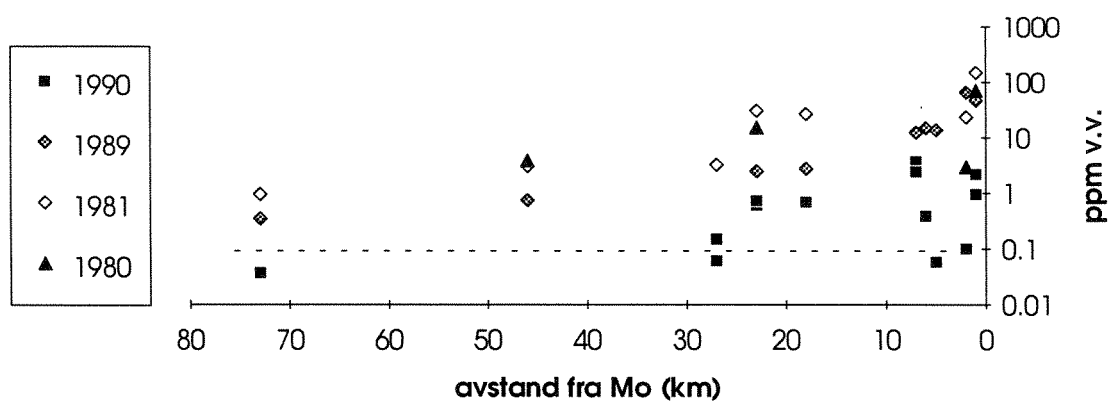
¹) Middell av 3 paralleller

²) Middell av 2 paralleller

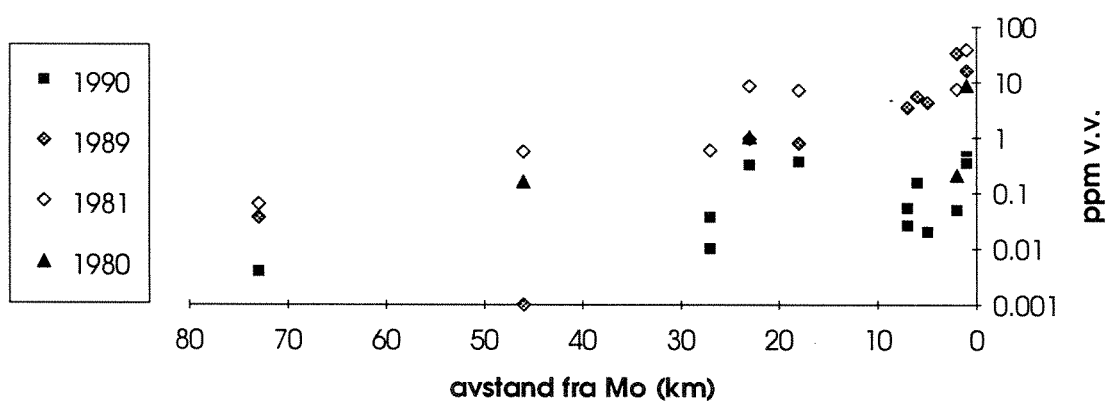
³) Middell av 2 paralleller (normal størrelse)

⁴) Usannsynlig høy verdi (se tekst)

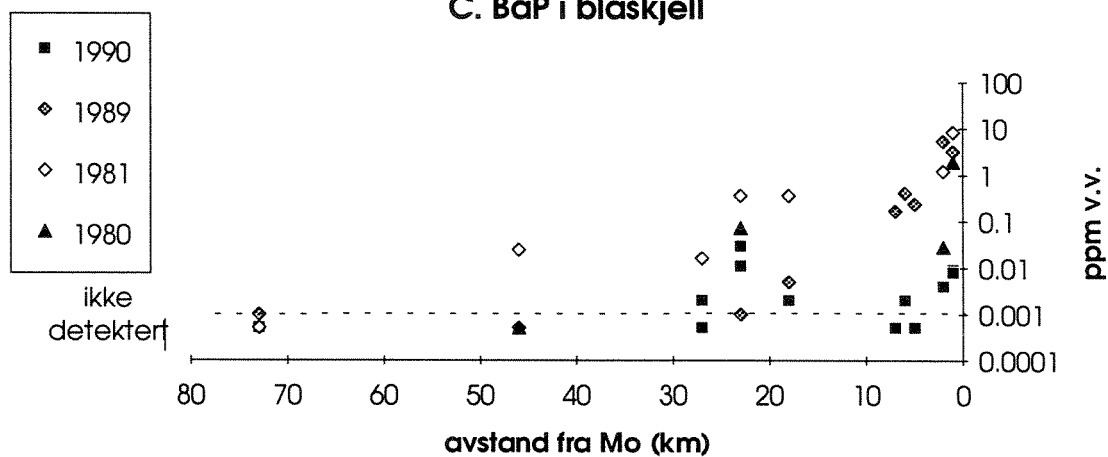
A. PAH i blåskjell



B. KPAH i blåskjell



C. BaP i blåskjell



Figur 6. Variasjon i sum-PAH (A), kreftfremkallende PAH (B) og Benzo(a)pyren (C) i blåskjell (ppm v.v.). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå. Merk log-skala.

4.1.3. Reker og fisk

Rekeprøvene fra tråltrekket Bustneset-Alterneset (st.BA) 1989 (fig.3) inneholdt betydelig mengder PAH, hvorav omkring 50% var KPAH (tab.9, fig.8). I 1989 var også reker fra det utenforliggende trålfeltet fra Strømsholmen -Bustneset (st.SB) tydelig PAH-forurenset men, signifikant lavere enn st.BA ($p < 0.05$, tab.F2). Det understrekkes at testen viser forskjell mellom de to enkelte trekk og det er usikkert hvor representative disse prøvene var for de to rekebestandene.

Reker fra St.SB året etter vist i størrelsesorden 0-30% av konsentrasjon i 1989 men, det var for stor variasjon i materialet til at forskjellen mellom de to trålfeltene lot seg bekrefte statistisk.

Referanseverdier for PAH i reker fra tilnærmet upåvirkede områder er ikke tilgjengelig. Et par usikre resultater fra Vefsnfjorden tydet på at PAH kan akkumuleres i reker til nivåer som ikke uten videre kan ansees ubetydelige (Knutzen 1991b).

Teoretisk skulle reker, som beiter på bunnen, være mer eksponert via forurenset bunnvann og byttedyr med høyt PAH-innhold enn fra direkte utslipp. Nedgangen fra 1989 til 1990 i Ranfjordmaterialet kan tyder derimot på en effekt av redusert belastning fra direkte utslipp.

Under alle omstendigheter bør resultatene fra 1989-1990 etterprøves ved senere overvåking i fjorden.

Tabell 9. PAH, KPAH og BaP i ferske (ukokte) reker og fisk fra Ranfjorden 1989-1990, **ppb v.v.**
i.p.: Ikke påvist.

Arter, stasjoner	PAH		KPAH		BaP	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990
REKER ¹						
Bustneset-Alterneset	1411		739		150	
Srømsholm. -Bustneset	232	76	53 ²	6	12 ²	1.4
TORSK ³						
Ranosen, filet	-	11.8	-	0.3	-	i.p.
Ranosen, lever	-	65.9	-	1.5	-	0.1
Holmgalten, filet	-	13.0	-	i.p.	-	i.p.
Holmgalten, lever	-	79.9	-	3.2	-	0.5
Utskarpen, filet	-	26.8 ⁴	-	0.5 ⁴	-	i.p.
Utskarpen, lever	-	143.2	-	0.9	-	0.2
SKRUBBE (filet) ³						
Ranosen	-	26.2	-	0.2	-	i.p.
Utskarpen	-	24.3	-	< 0.1	-	i.p.
Saltdalsfj. (ref.st.)	-	16.0	-	i.p.	-	i.p.
SJØØRRET (filet) ³						
Ranosen	-	46.0	-	0.5	-	0.1
Utskarpen	-	219. ⁶	-	i.p.	-	i.p.

1) Middell av 2 prøver fra samme tråltrekk

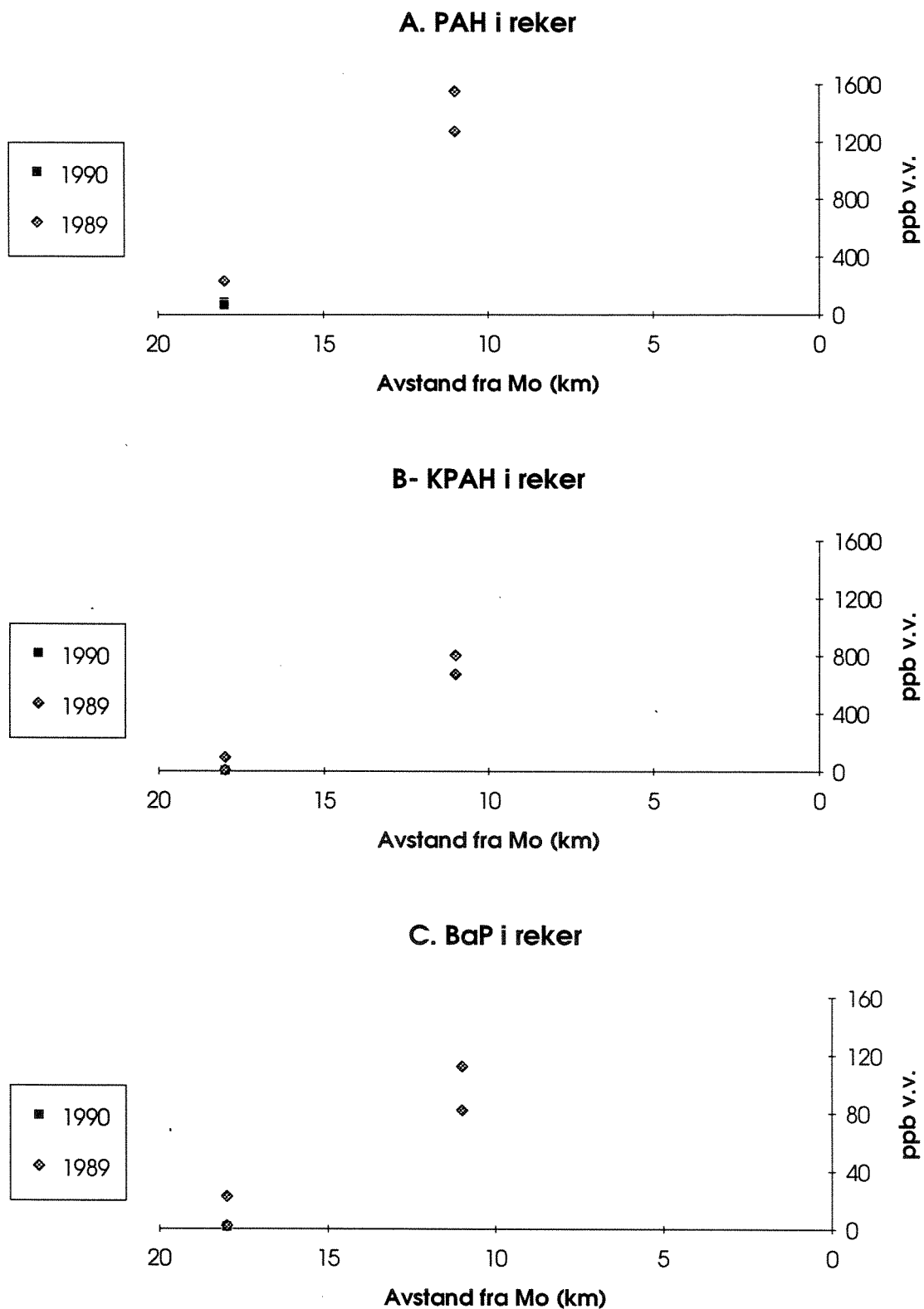
2) Stor variasjon i innholdet av KPAH og BaP (hhv. 97/9 og 22/2 ppb v.v.)

3) Middell av 4-5 blandprøver á 5 fisk i ulike størrelseskategorier

4) Variasjon hhv. 10-55 og 0.1 - 2.2. ppb v.v.

5) Middell av 2 blandprøver á 10 fisk i ulike størrelseskategorier

6) Mer enn 90% di- og heterosyliske



Figur 8. Variasjon i sum-PAH (A), kreftfremkallende PAH (KPAH) (B) og benzo(a)pyren (BaP) (C) i reker (ppm v.v.).

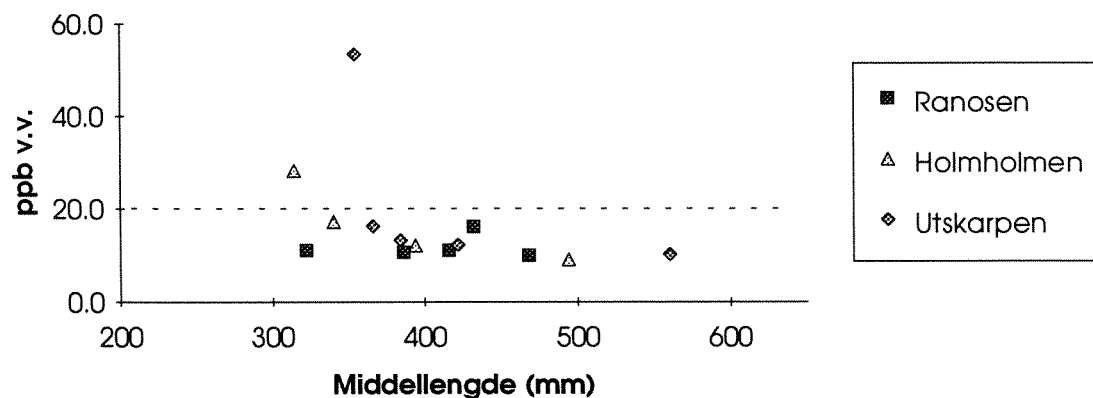
Samtlige fiskeprøver viste moderat eller lavt innhold av potensiell kreftfremkallende forbindelser (tab.9, fig.9-11). Således skulle ikke resultatene gi grunn til å bekymre seg om Ranfjordfiskens utnyttelse til mat. Det var heller ingen statistisk signifikant forskjell mellom stasjonene mht. forekomst av hverken PAH, KPAH, eller BaP i filet og bare for BaP i lever. Det var en tendens i datamaterialet at konsentrasjon avtar med økende størrelse, men dette varierer fra stasjon til stasjon og mellom prøve typer. Det var ingen klar tendens som kan brukes til å korrigere konsentrasjoner for lengden. Det var heller ingen klare forskjeller mellom stasjonene. Figurene 9-11 viser at det for enkelte stoff og prøvetyper (KPAH i torskefilet, PAH og KPAH i torskelever) var det tegn til at en av stasjonene skiller seg ut i retning av høyere verdier, mens dette ga ikke noe konsistent bilde; det var ikke samme stasjon i de tre figurene. Det kan derfor være tilfeldige utslag, f.eks. ved episodiske påvirkninger.

Når sum-PAH delvis lå bemerkelsesverdig høyt, skyldes dette et betydelig innslag av naftalener og andre disykliske forbindelser (70-90% av totalinnhold). Dette var bl.a. tilfellet for referanseprøvene fra Saltdalsfjorden. Forholdet er vanskelig å forklare ut fra PAH-belastningen i Ranfjorden. Flere av disse forbindelsene (bl.a. metylerte naftalener) er karakteristiske for oljeforurensning, men det er også en risiko for at prøvene er blitt kontaminert. (Halvparten av rekeprøvene hadde en høy relativ andel naftalener, mens det bare var et moderat innslag i o-skjell og sedimenter og bare spor i enkelte av blåskjellprøvene).

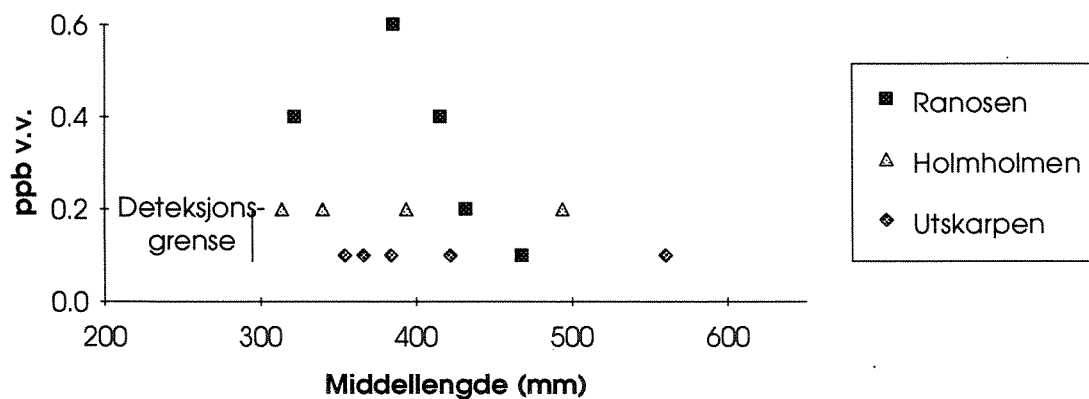
Ser man bort fra naftalene/disykliske lå PAH-innholdet i fisk, spesielt i filet, ned mot det lave bakgrunnsnivået (5-10 ppb v.v.) konstatert av Varanasi et al. (1990). Tilsvarende observasjoner er gjort i fisk fra Sunndalsfjorden (Koniczny og Knutzen 1992), der det også var en uforklart dominans av disykliske forbindelser i flere av fiskeprøvene. At PAH-forurensede sedimenter ikke gjenspeiles i særlig grad i fisk er også registrert i Frierfjorden (Knutzen et al 1993), og er i samsvar med at PAH skilles ut hurtig (På den annen side går også opptaket raskt, slik at episodiske påvirkninger kan gi utslag, og dermed også den uberegnelige tiden mellom kontakt med forurenset sediment til fangst).

Generelt sett er det bemerkelsesverdig få referanseverdier for PAH i fisk, i betraktning av at PAH har vært i fokus som miljøgift i minst et par desener, og det er behov for systematisk grunnlagstudier av nivået i utvalgte arter fra bare diffust belastede deler av kysten.

A. PAH i forskefilet (blandprøver)

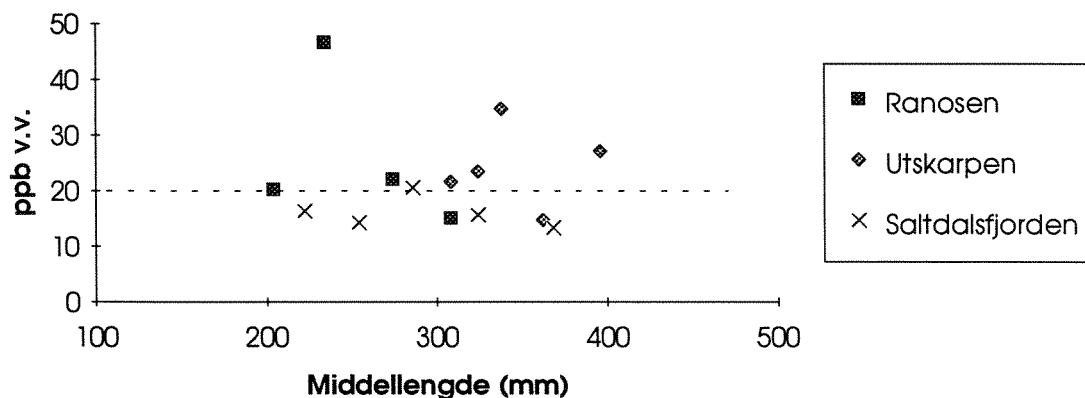


B. KPAH i forskefilet (blandprøver)



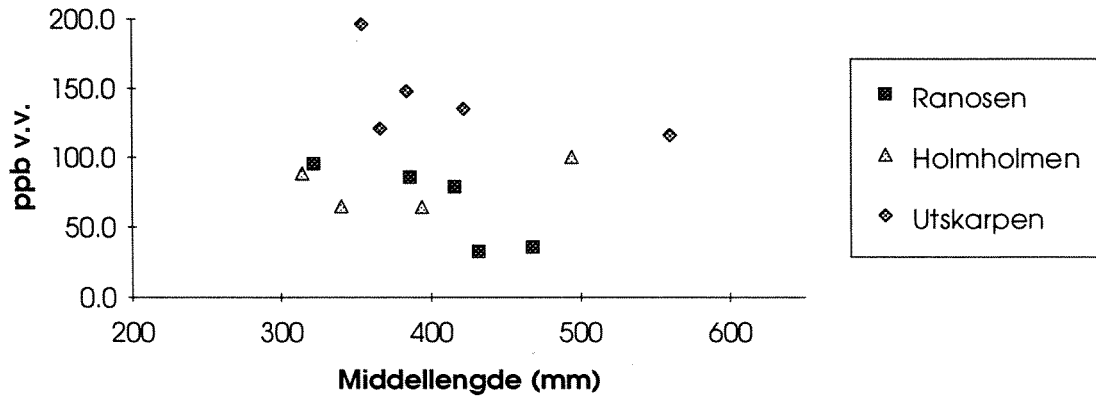
Figur 9. Variasjon i sum-PAH (A) og kreftfremkallende PAH (B) i forskefilet 1990. Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

PAH i skrubbefilet (blandprøver)

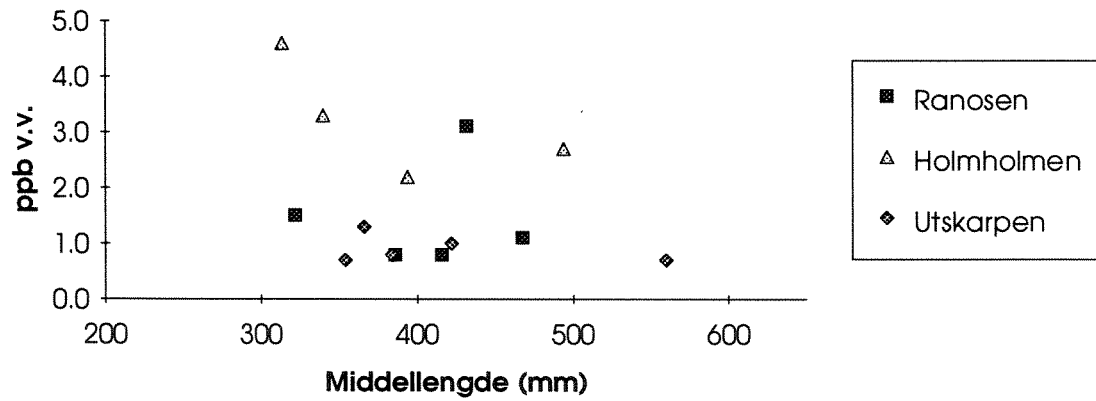


Figur 10. Variasjon i sum-PAH i skrubbefilet 1990. Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

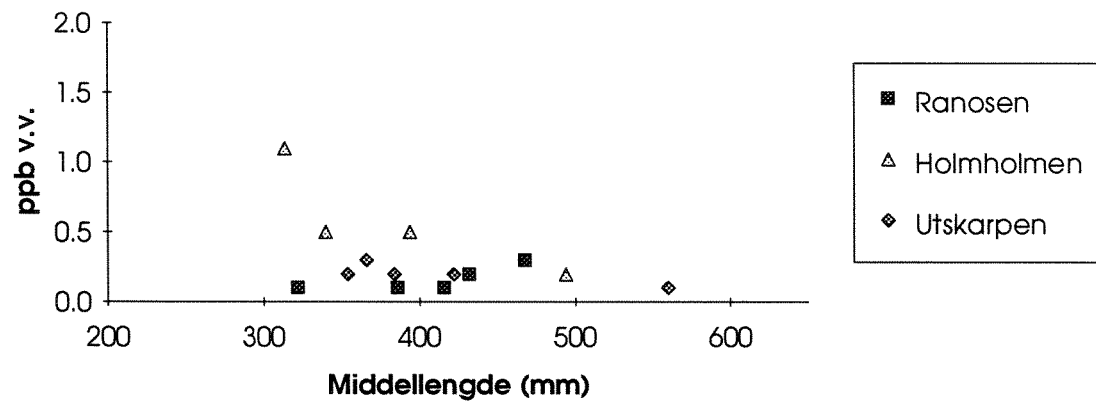
A. PAH i forskelever (blandprøver)



B. KPAH i forskelever (blandprøver)



C. BaP i forskelever (blandprøver)



Figur 11. Variasjon i sum-PAH (A), kreftfremkallende PAH (B) og Benzo(a)pyren (C) i forskelever 1990.

4.2. Utvikling 1980-1989

Betraktning av eventuelle forskjeller i PAH-nivåer i organismer over denne perioden må først og fremst baseres på målinger sedimenter, blåskjell og o-skjell, der det finnes et sammenligningsmateriale fra 1976 (Kirkerud et al. 1977, sedimenter) og 1980-1981 (Knutzen 1984, skjell).

For sedimenter ble det ikke funnet noen signifikant forskjell mellom PAH-nivåene i 1976 og 1989, (fig.5). Fjorden må antas belastet i omlag samme størrelsesorden fra 1955-1965 frem til 1988-89, og det var følgelig heller ingen grunn til å vente andre forskjeller enn det som ligger i variasjonen med naturlige forhold (sedimenteringshastighet, partikkelstørrelse, innhold av organisk stoff. I betraktning av at sedimentet omrøres av bunndyr og at nedslamming med uforurenset materiale tar lang tid (unntatt der deponeringen av gruveavgang gjør seg sterkt gjeldende), kan det for hoveddelen av bunnarealene neppe ventes registrerbar nedgang i PAH-innholdet før omkring 1994-95.

Samme hovedkonklusjon - ingen signifikant endring sees av den statistiske bearbeidelsen av data for PAH i blåskjell og o-skjell (tab.F3; fig.6 og 7).

For PAH i reker og fisk er det så få data fra tidligere observasjoner (Kirkerud et al 1985) at mulige endringer vanskelig lar seg bedømme. At registreringene fra indre Nord-Rana i 1984 viste lavere PAH-innhold enn i reker fra tråltrekket Bustneset-Alterneset 1989, kan således bero på tilfeldigheter. Torsk og hyse fra indre Nord-Rana i 1981/1984 hadde samme moderate PAH-innhold som stort sett observert i 1990 (ingen 1989-observasjoner).

4.3. Utvikling 1989-1990

Resultatene viste markert mindre PAH-konsentrasjoner i blåskjell og o-skjell i 1990 enn i 1989 (tab.8, fig.6 og 7)

Forskjellen mellom 1989 og 1990 var også i høy grad statistisk signifikant ($p < 0.001$, tab.F4). Endringen mellom 1989 og 1990 må ha sammenheng med belastningsreduksjon etter at Råjernverket og Norsk Koksverk ble nedlagt i 1988-89. Som nevnt var de samlede utslipp av PAH i 1980-81 beregnet til nærmere 70 tonn/år hvorav omkring 55 tonn (79%) kom fra Norsk Jernverk og det resterende kom fra Norsk Koksverk (Tryland, 1983). Koksverket stanset produksjonen i august 1988, Norsk Jernverk i oktober 1989, mens i 1989 skjellene er innsamlet i august. Norsk Ferrokrom startet umiddelbart etter at Norsk Jernverk ble nedlagt og fikk utslippstillatelse for 0.35 tonn PAH/år.

Det er imidlertid usikkert om alle data er helt ut sammenlignbare. Blåskjell fra st.B6 og B9 ble innsamlet fra stranden i 1989, men her fantes de ikke i 1990 og dermed ble blåskjell innsamlet fra tauverk. Ny impregnert tau kan muligens bidra til forhøyet PAH-innhold.

5. METALLER, ARSEN OG FLUORID

Rådata for disse analysene finnes i Vedlegg B. Resultatene fra statistiske analysene finnes i Vedlegg F.

5.1. Tilstand

Overflatesedimentene var karakterisert ved moderate til markerte overkonsentrasjoner av kobber, (1-3 ganger), bly (1-6 ganger) og sink (1-3 ganger). Påvirkningen kunne spores 40-60 km ut i fjorden. Også jern opptrådte i noe forhøyede konsentrasjoner, men relativt sett i vesentlig mindre grad.

Forurensing med de samme metaller ble registrert i blåskjell og tang, men i hovedsaken begrenset til de indre 6-7 km av fjorden. Forurensningsgraden var stort sett moderat bortsett fra en enkelt lokal ekstremverdi for bly i skjell.

Fiskens metallinnhold var stort sett lavt dvs nært eller under antatt høyt bakgrunnsnivå.

5.1.1. Sediment

Kobber, bly og sink

Disse metallene viste stort sett samme variasjonsmønster og blir dermed omtalt under ett (fig.12-14). Se også diskusjon under kapittel 6.1.

Det ble funnet til dels markerte overkonsentrasjoner av kobber, bly og sink. Påvirkning synes å kunne spores 40-60 km ut i fjorden, men vertikalprofilene antyder også et høyt naturlig bakgrunnsnivå (mineraler i nedbørfelt).

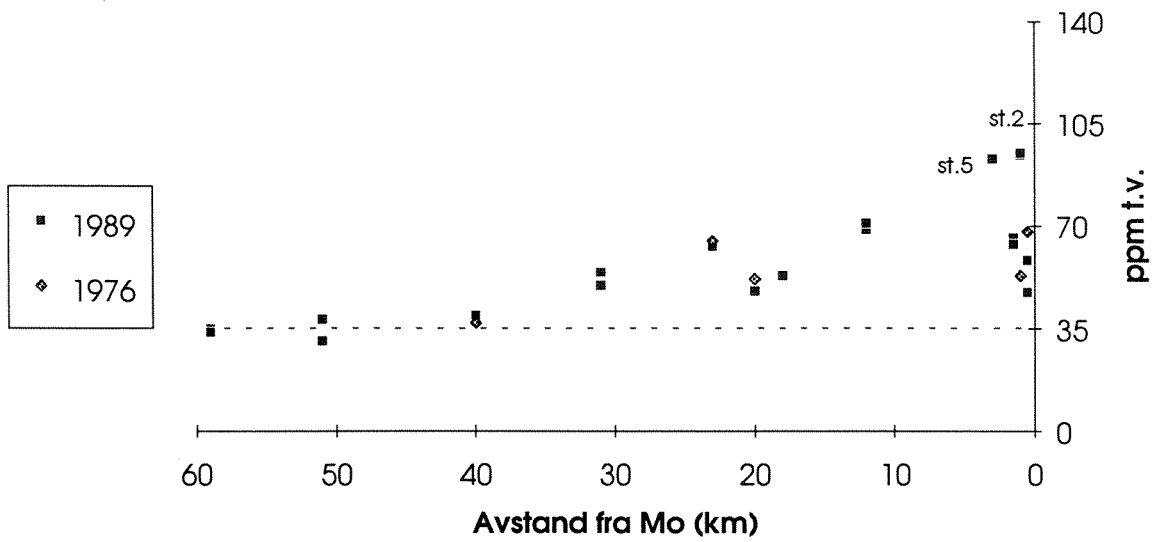
Gjennomsnittlig kobberkonsentrasjon på st.2 og 5 lå på hhv. 95 og 93 ppm t.v., som er nesten 3 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå (35 ppm). Resultatene viste at Ranfjorden i hvert fall ut til en avstand av 40 km fra Mo var påvirket av kobbertilførsler (fig.12). Kobber kommer nå primært til fjorden ved avrenningen fra Båsmo og utlekking fra BNNs sjøvannsdeponier (nær Andfiskå), tidligere også ved gruveavrenning til Mobekken.

Undersøkelsen viste signifikant økning i konsentrasjoner av kobber, bly og sink fra ytre fjord områder mot st.5 ($p < 0.001$, gruppe B, tab.F5 (kfr. Vedlegg F)). De høye konsentrasjoner funnet på st.5, må antas å skyldes stasjonens nære beliggenhet til det nedlagte Bergverkselskapet Nord-Norge A/S (kfr. også Kirkerud et al, 1977).

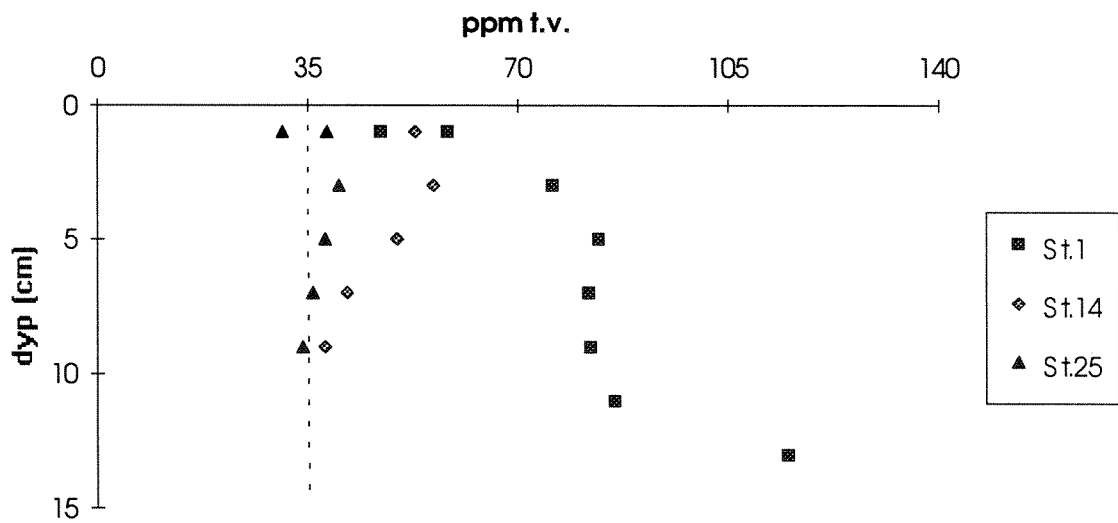
Bly variert mellom 32 og 183 ppm t.v. i overflatesediment. Den høyeste konsentrasjon var på st.5 og tilsvarte en overkonsentrasjon på mer enn 6 ganger (bakgrunn er på 30 ppm). Høyeste konsentrasjon av sink var 447 ppm t.v. funnet på st.5 som er nesten 3 ganger bakgrunn (150 ppm). Det bør presiseres at ved den anvendte analysemetode er innholdet av bly i sediment underestimert med kanskje 35% (kfr.tab.4).

At kobberinnhold i overflatesedimentet fra st.2 var høyt i forhold til st.1 og 3 viser lokal påvirkning fra Båsmo-området. Avfallsmasser innunder Båsmofjellet fra tidligere gruvedrift er nylig blitt planert (1989-90) for å bygge et idrettsanlegg (Iversen og Arnesen, 1990). Målinger i Kisbekken har vist overkonsentrasjoner av kobber på over i størrelsesorden 1000 ganger (gjennomsnitt på 2.2mg/l (Iversen og Arnesen, 1990) mot bakgrunn < 0.002 mg/l (Knutzen og Skei, 1990)). Det ble også funnet overkonsentrasjoner av sink og kadmium men betydelig lavere (< 20 ganger).

A. Kobber i 0-2cm sediment

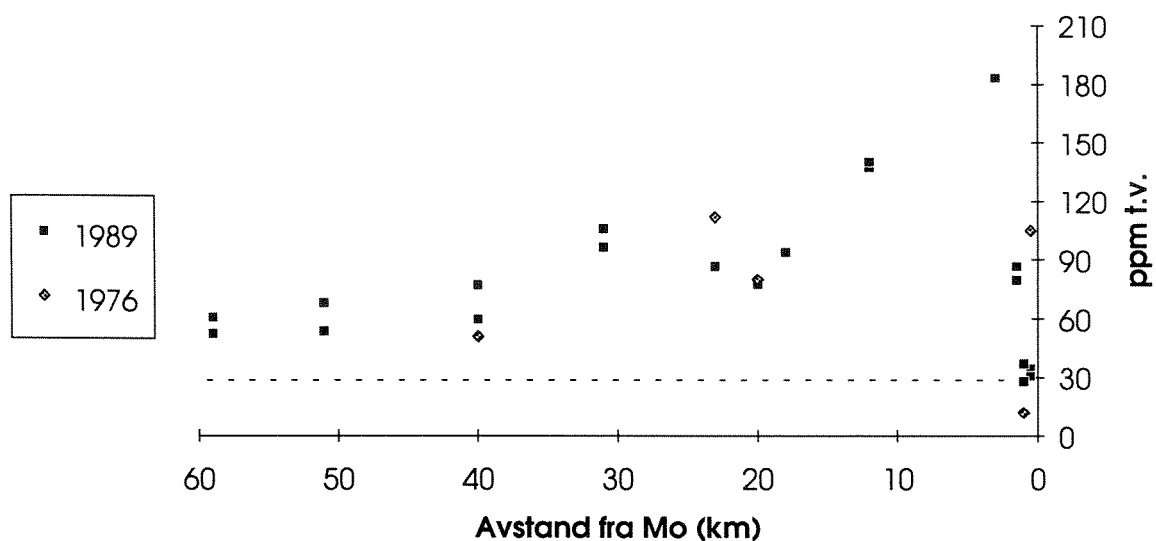


B. Vertikalprofil av kobber i sediment

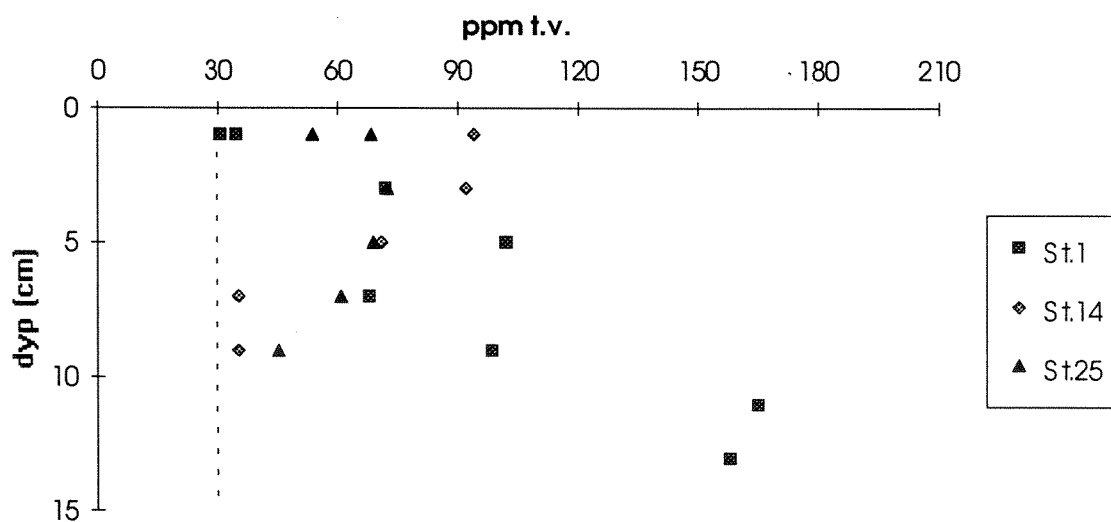


Figur 12. Variasjon i kobber i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Bly i 0-2cm sediment

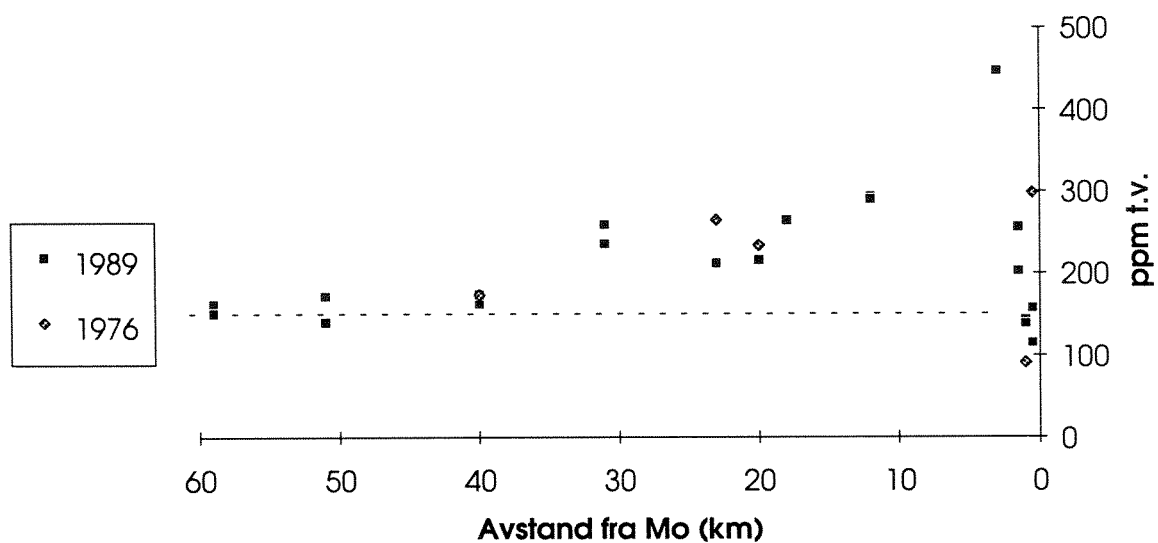


B. Vertikalprofil av bly i sediment

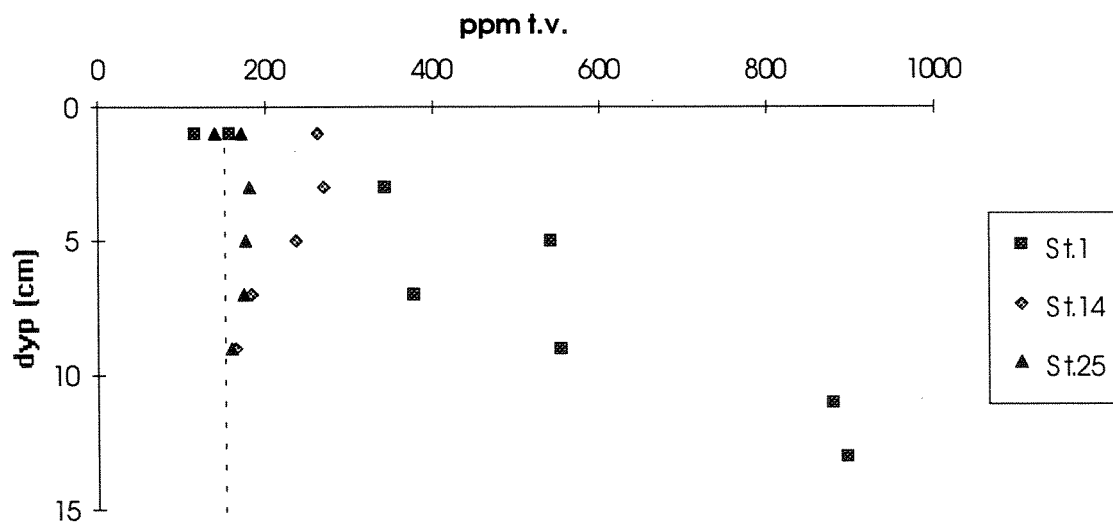


Figur 13. Variasjon i bly i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Sink i 0-2cm sediment



B. Vertikalprofil av sink i sediment



Figur 14. Variasjon i sink i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå..

Kadmium kobolt, krom, kvikksølv

Disse metallene lå stort sett under eller svakt over antatt høyt bakgrunnsnivå (fig.15 - 18.). Kadmium-konsentrasjonene i overflatesediment (0-2cm) varierte mellom 0.06 og 0.3 ppm t.v.. Unntagelsen var en enkelt prøve fra st.5 med et kadmium innhold på 1.32 ppm, 5 ganger over bakgrunn (0.25 ppm). Reanalyse av denne prøven hadde omtrent samme resultat. Det høye kadmiuminnholdet her kan skyldes stasjonens nære beliggenhet til BNN. Det ble ikke funnet noe gradient i fjorden utenfor st.5 (tab.F5).

Koboltkonsentrasjonen varierte mellom 8 og 22 ppm t.v. og lå dermed godt under bakgrunn på 35 ppm (fig.16). Konsentrasjonene var lavest innen 3km fra Mo (stasjon 1-5). Det ble funnet signifikant avtagende konsentrasjoner fra stasjon 10 og utover fjorden ($p < 0.001$).

Konsentrasjonene av krom (total) varierte mellom 24 og 60 ppm t.v. som var under antatt bakgrunnsnivået på 70 ppm (fig.17). De laveste konsentrasjonene ble funnet innen 3km fra Mo. Ingen gradient kunne spores i overflatesediment utenfor dette området. Som nevnt ovenfor er kanskje bare 50% av krom innholdet ekstrahert ved den anvendte analysemetoden (tab.4).

Kvikksølvkonsentrasjonene i overflatesediment varierte mellom 0.01 og 0.05 ppm, som var godt under bakgrunn på 0.15 ppm (fig.18). Noe høyere konsentrasjonene ble funnet mot den indre delen ($p < 0.001$, tab.F5).

Jern, mangan, nikkel, fluorid og arsen

Sedimentenes innhold av jern i sedimentoverflaten (0-2cm) varierte mellom 3.6 og 5.1 % (hhv. 36 og 5.1% t.v., fig.19). Antatt høye bakgrunn er 4.0% t.v.. Svake overkonsentrasjoner ble også registrert ut til stasjon 26 ca.60km fra Mo. Selv om konsentrasjonen varierte lite, ble det funnet enn svak men signifikant økning inn mot Mo ($p < 0.05$, tab.F5).

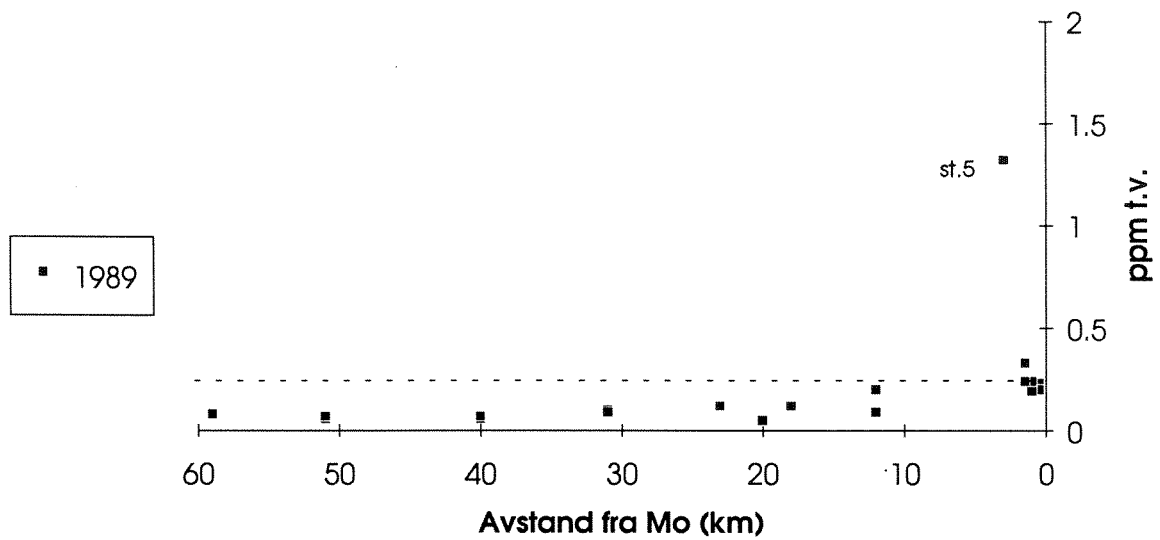
Mangankonsentrasjonen i overflatesedimentet varierte mellom 0.6 og 4.0% t.v. (fig.20). Den høyest konsentrasjonen ble funnet på st.17 i den dypeste del av fjorden. Dette er et naturlig fenomen. Allikevel var hovedtendensen en anrikning av mangan mot Mo ($p < 0.01$, tab.F5)

Konsentrasjonen av nikkel varierte mellom 20 og 50 ppm t.v. (fig.21). De laveste konsentrasjonene ble funnet i de innerste 3km og lå under bakgrunnsnivået på 30 ppm t.v.. Svake overkonsentrasjoner av nikkel ble funnet på de øvrige stasjonene. Dette, samt at vertikal-profilene viste bare små forskjeller, kan tyde på et naturlig høyt nivå i fjorden.

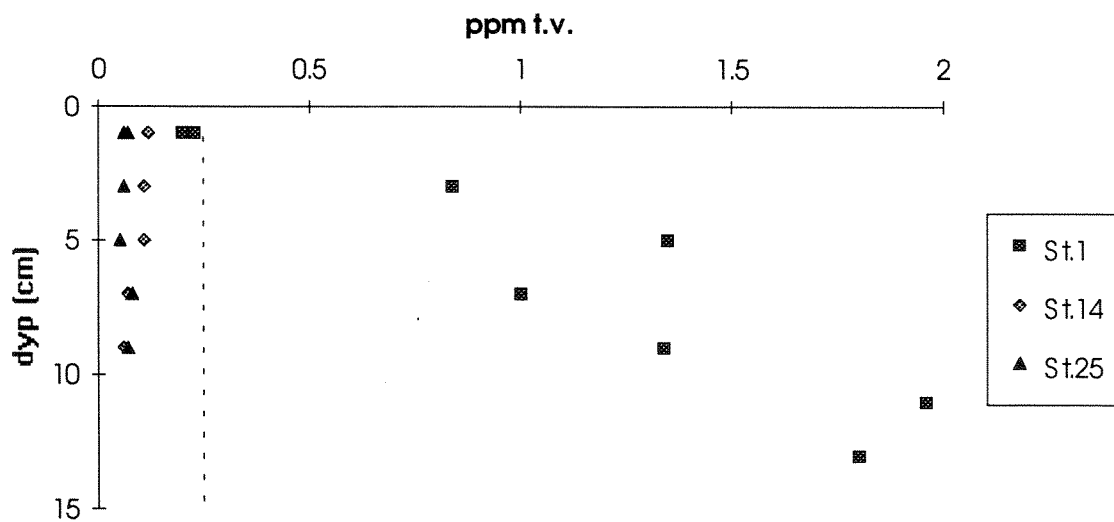
Fluoridkonsentrasjon i sediment varierte mellom 180 og 340 ppm t.v. og lå godt under antatt øvre bakgrunn på 800.

Konsentrasjonen av arsen lå omkring deteksjonsgrensen på 20 ppm t.v. Høyeste funne konsentrasjon, var 22 ppm, mens det antatte bakgrunnsnivå er 20 ppm. (Dette er noe høyere enn det 10ppm grense som var grunnlag for vurderingen av nivået i 1976 undersøkelsen). Siden deteksjonsgrensen for den anvendte metode var omtrent som bakgrunnsnivået, er metoden ikke egnet til å spore eventuell påvirkning fra Koksverkets tidligere utslipp. Imidlertid kan det konstateres at arseninnholdet i tilfellet bare er forhøyet i begrenset grad.

A. Kadmium i 0-2cm sediment

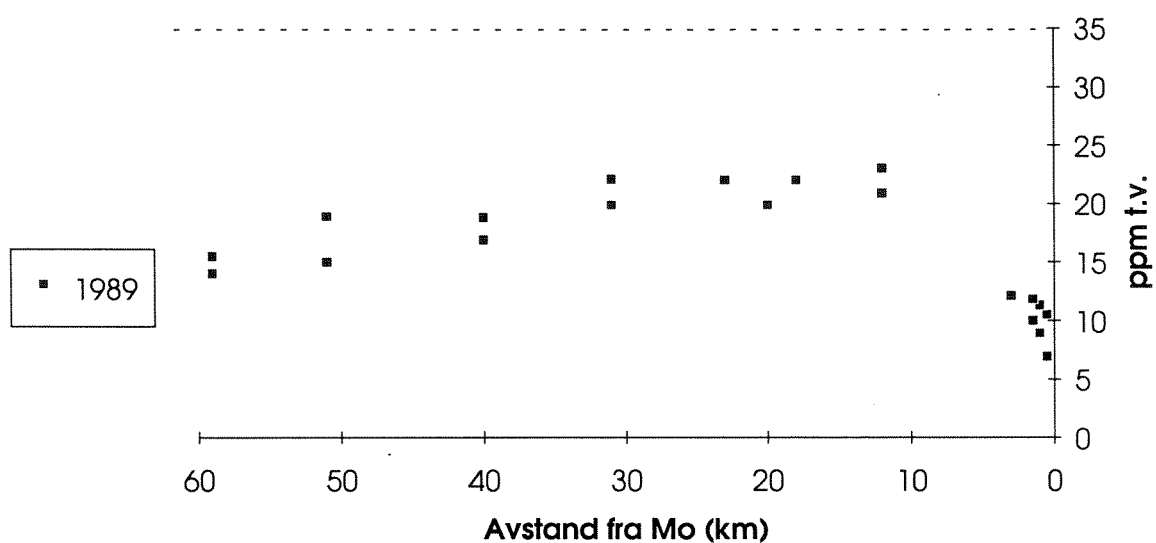


B. Vertikalprofil av kadmium i sediment

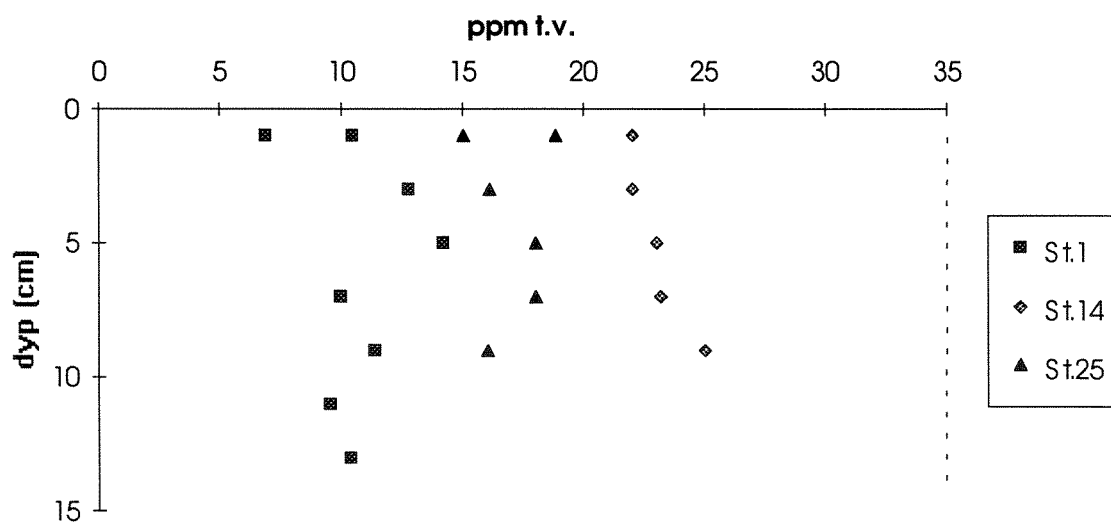


Figur 15. Variasjon i kadmium i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Kobolt i 0-2cm sediment

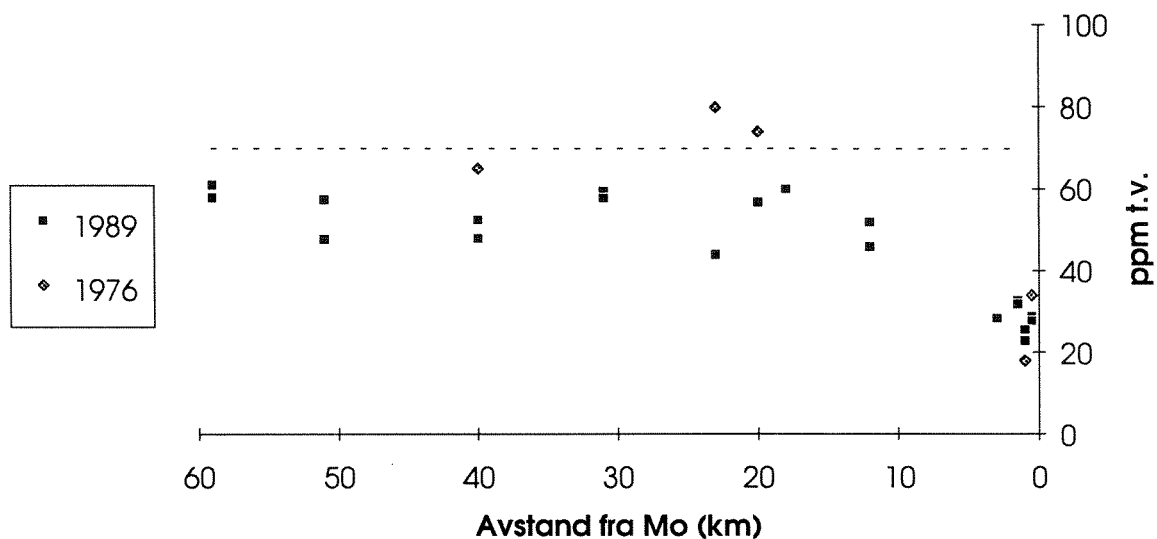


B. Vertikalprofil av kobolt i sediment

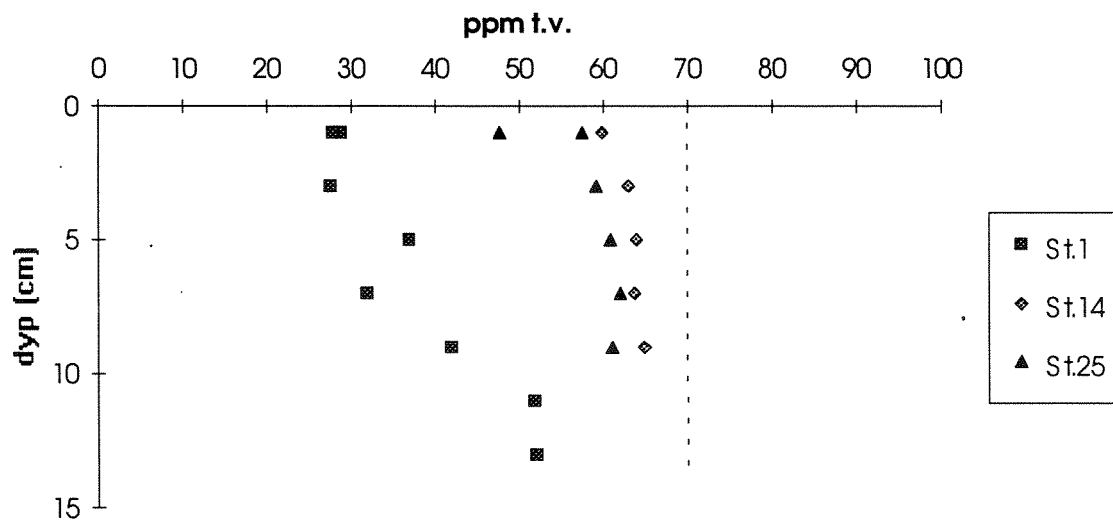


Figur 16. Variasjon i kobolt i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Total-krom i 0-2cm sediment

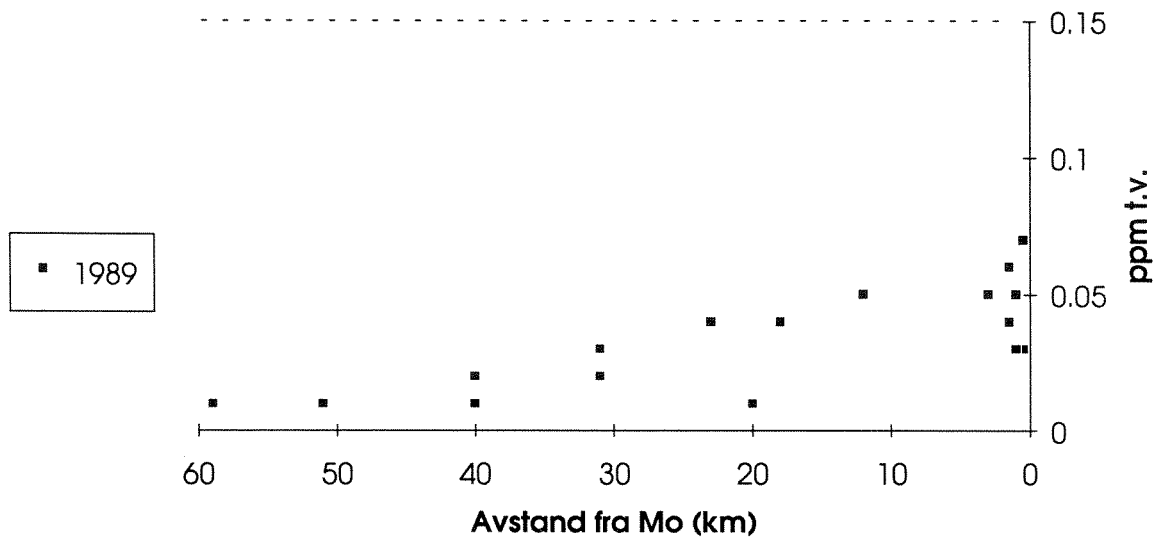


B. Vertikalprofil av total-krom i sediment

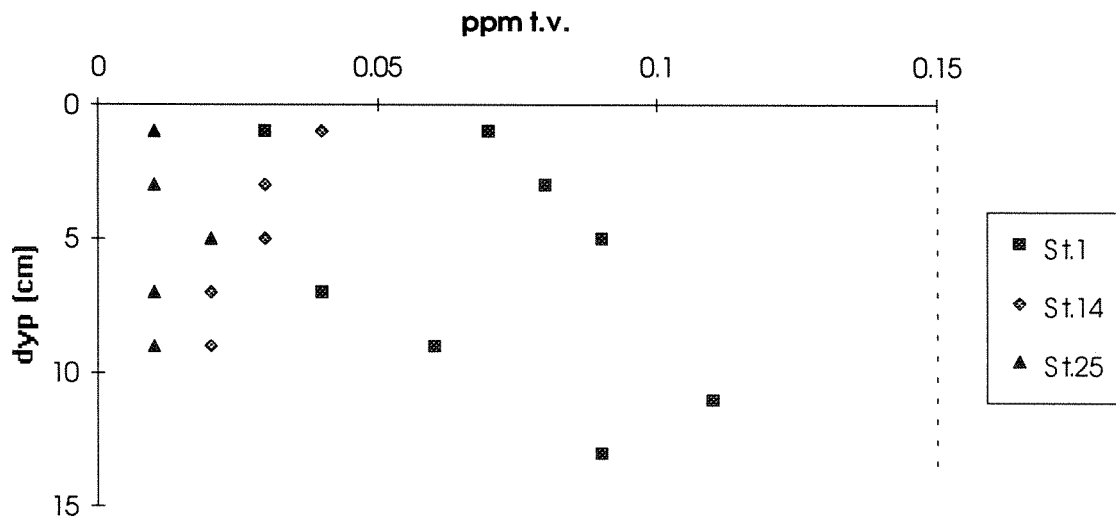


Figur 17. Variasjon i total-krom i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høye bakgrunnsnivået.

A. Kvikksølv i 0-2cm sediment

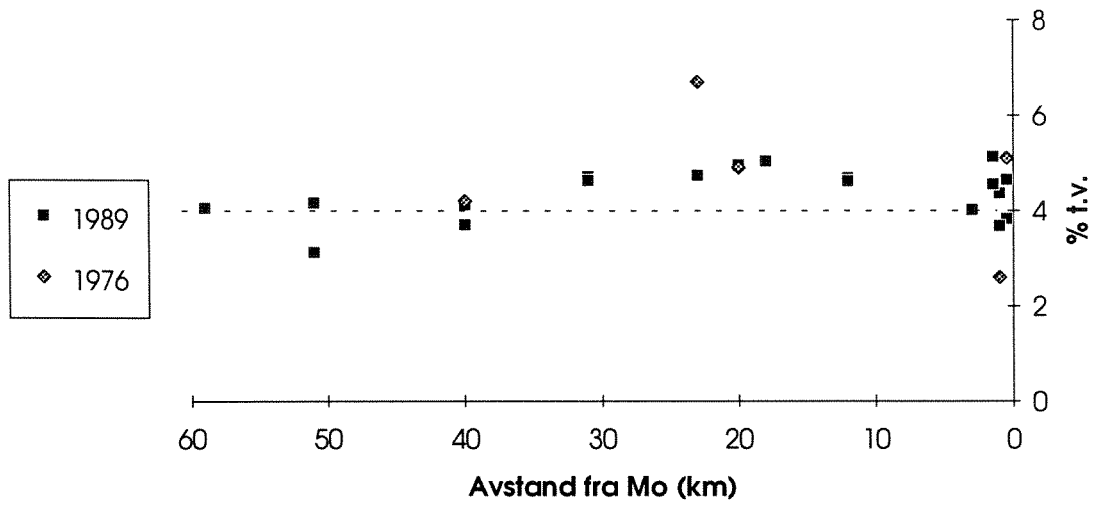


B. Vertikalprofil av kvikksølv i sediment

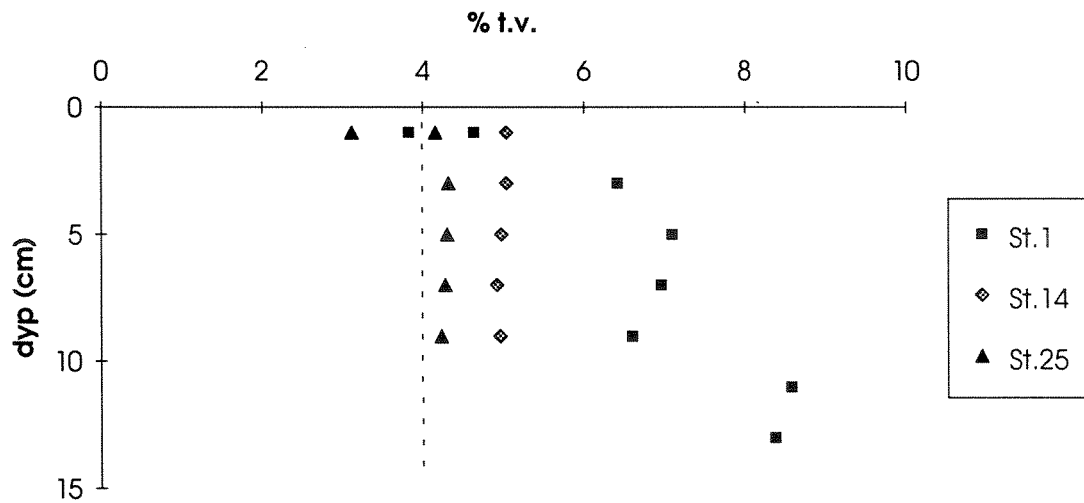


Figur 18. Variasjon i kvikksølv i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Jern i 0-2cm sediment

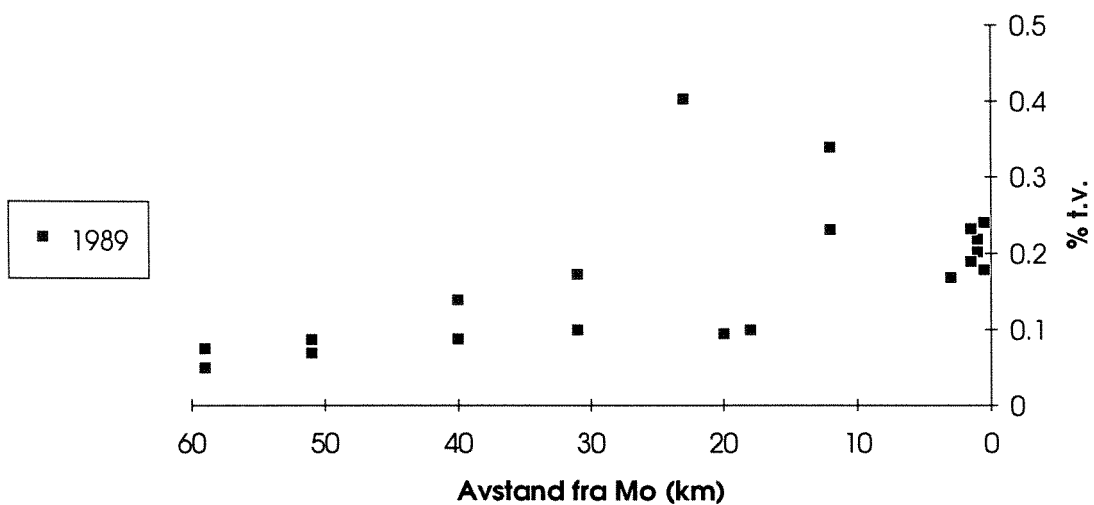


B. Vertikalprofil av jern i sediment

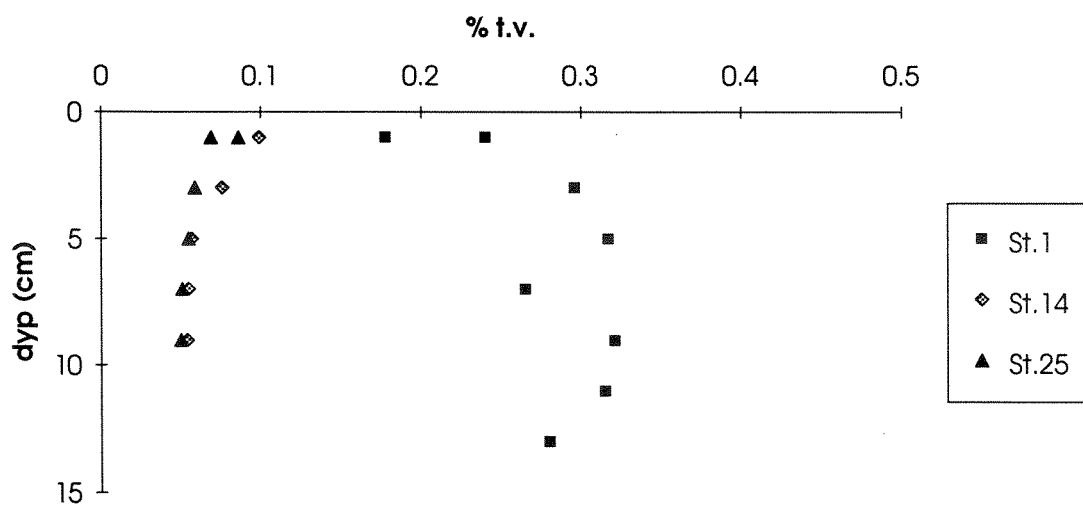


Figur 19. Variasjon i jern i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Mangan i 0-2cm sediment

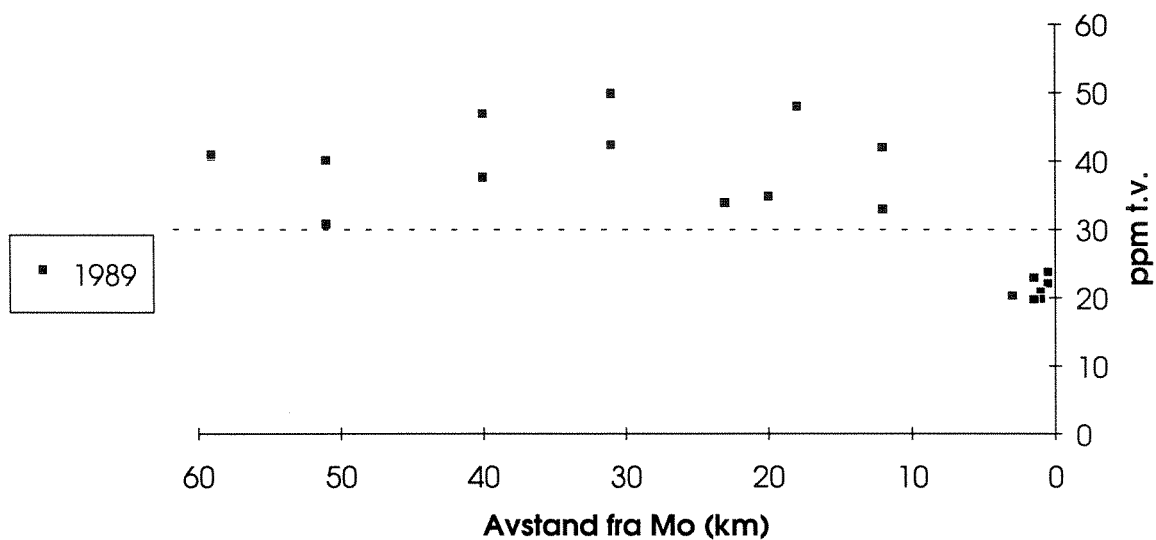


B. Vertikalprofil av mangan i sediment

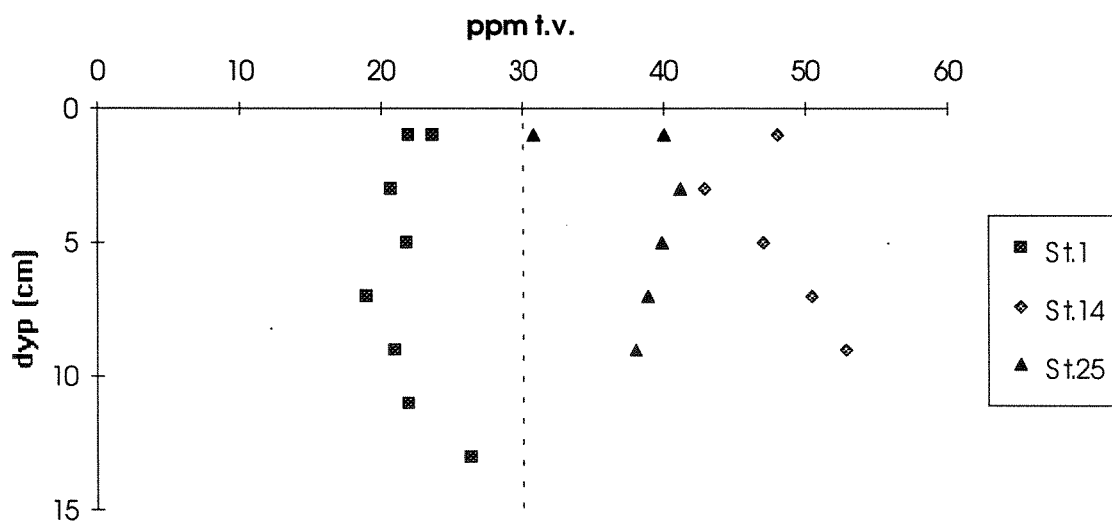


Figur 20. Variasjon i mangan i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B).

A. Nikkel i 0-2cm sediment



B. Vertikalprofil av nikkell i sediment



Figur 21. Variasjon i nikkell i overflatesediment (0-2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

5.1.2. Blåskjell, o-skjell og blæretang

Hovedhensikten med å analysere metaller i disse tre artene har vært å få karakterisert graden av eksisterende metallbelastning i ulike deler av fjorden, dvs. som indikatorer (primært blåskjell og blæretang). I tillegg kan metallinnholdet i blåskjell og o-skjell ha betydning for disse artenes utnyttelse til mat.

I tabell 10 er gjengitt verdiene på utvalgte stasjoner for de metallene som delvis viste forhøyede konsentrasjoner i blåskjell eller tang. Figur 22-25 viser variasjoner for de samme metallene (bly, sink, kobber og jern) i alle tre artene. For blåskjell og tang gir figurene også data fra tidligere undersøkelser.

Tabellene F6-F7 viser resultatene av statistiske tester mht. variasjoner i blåskjell og tangs metallinnhold utover fjorden.

Bly

Det er analysetekniske vanskeligheter med bestemmelse av bly i biologisk materiale og de følgende betraktninger er derfor med forbehold.

Bly i blåskjellprøver fra st.B6 Andfiskå i 1989 lå ca. 75 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivå (fig.22). Dette skyldes sannsynligvis at prøvene i 1989 ble tatt like i nærheten av Bergverkselskapet Nord Norge (BNN). I 1990 ble blåskjell tatt fra tauverk ca. 1 km vest for BNN. Innhold av bly i blåskjell innsamlet fra de øvrige stasjoner i 1989 og alle registreringene fra 1990 lå under 2 ganger det antatte bakgrunnsnivået. Resultatene tyder mao. på meget bratte avstandsgradienter og generelt for fjorden bare liten eller moderat grad av påvirkning. Imidlertid var økningen innover i fjorden signifikante ($p < 0.001$, tab.F6).

Overkonsentrasjoner på nesten 4 ganger ble også funnet i blæretang på st.B6 (Andfiskå) ved BNN kaien (fig.22). Det ble ellers ikke observert overkonsentrasjoner i noen del av undersøkelsesområdet ut til Alterneset ca. 70 km fra Mo, og heller ikke funnet noe signifikant gradient utover fjorden (tab.F7).

O-skjell inneholdt vesentlig mer bly enn blåskjell; dessuten signifikant høyere verdier innerst i fjorden (tab.F8). O-skjell lever på dypere vann og ofte halvveis nedslammet, og er følgelig mer utsatt for påvirkning fra sediment enn blåskjell.

Sink

Resultatene viste overkonsentrasjoner på 3-5 ganger i blæretang på st.B5 (Moholmen) og st.B6 (fig.23). Høyeste konsentrasjoner ble funnet på st.B2 med nesten 1000 ppm t.v.. Det ble ellers ikke funnet særlige overkonsentrasjoner, men signifikant minskning utover fjorden (tab.F7).

Alle resultatene for blåskjell fra 1989 og 1990 lå mindre enn 3 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivå (fig.23, tab.10). De høyeste konsentrasjoner ble funnet i prøver fra st.B6 og BNN i 1989. Økningen i skjellenes sink-konsentrasjoner innover fjorden var statistisk signifikant ($p < 0.001$, tab.F6). Det samme gjaldt som nevnt tang, og samlet tyder dataene på en viss belastning fra flere kilder for eksempel - via tilrenning fra forurensede bekker innerst i fjorden og sjøvannsdeponiet av oppredningsavfall ved BNN.

De høyeste konsentrasjoner i o-skjell ble funnet på st.B5. Det ble imidlertid ikke funnet noe entydig gradient i fjorden.

Tabell 10. Kobber, bly, sink, jern og krom i blåskjell og blæretang fra utvalgte stasjoner i Ranfjorden 1989-1990, ppm t.v.. For blåskjell middel av 2 paralleller.

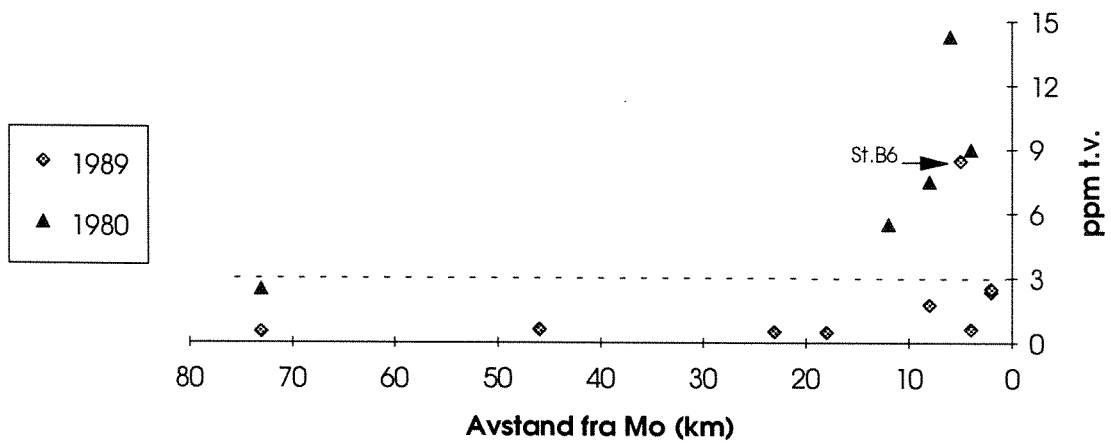
Stasjoner (ca. av i km fra Gullsmedvika)	Kobber		Bly		Sink		Jern		Krom	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
Blåskjell										
B2 (1)	28.3	14.2 ¹	7.8	1.4	330	172	1565		4.9	4.9
B5 (2)	37.9	26.2	5.4	2.7	313	299	3380		3.9	2.2
B6 (5)	15.7	13.6	222 ²	1.7	470 ²	123	1940 ²		2.9	0.7
B8 (6)	16.0	21.7	6.4	1.5	241	137	875		4.5	2.5
B9 (8)	18.3	9.3	2.2	1.1	146	117	849		1.7	0.7
B15 (18)	8.5	14.9	3.5	1.6	199	172	725		2.6	3.2
B14 (46)	11.4	9.7	2.4	1.6	127	92	570		2.5	2.1
Blæretang										
B5 (2) ³	9.5	-	2.4	-	955	-	1060		1.7	-
B7 (4)	63.4	-	0.7	-	220	-	330		0.4	-
B6 (5)	9.3	-	8.4	-	710	-	380		0.4	-
B15 (18)	2.6	-	0.5	-	110	-	110		0.2	-
B14 (46) ³	3.0	-	0.6	-	80	-	250		0.3	-

1) Uten tarmrensing, middelstørrelse 6-6.5 cm. Vesentlig høyere konsentrasjon i størrelseskategorien 3-5 cm: 82 ppm t.v..

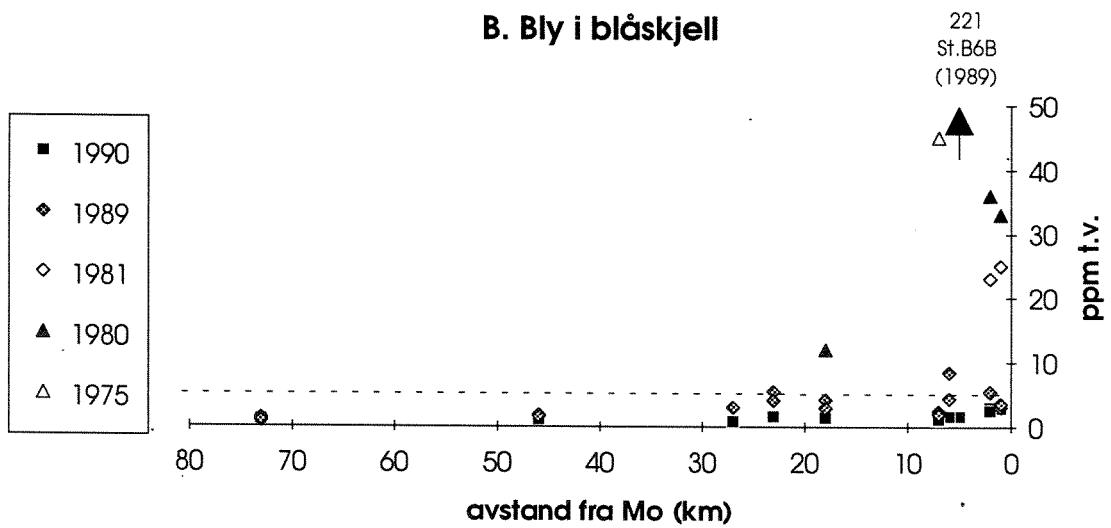
2) Under brygge nær BNN's sjøvannsdeponi, i 1990 ca. 1 km unna.

3) Middel av 2 paralleller.

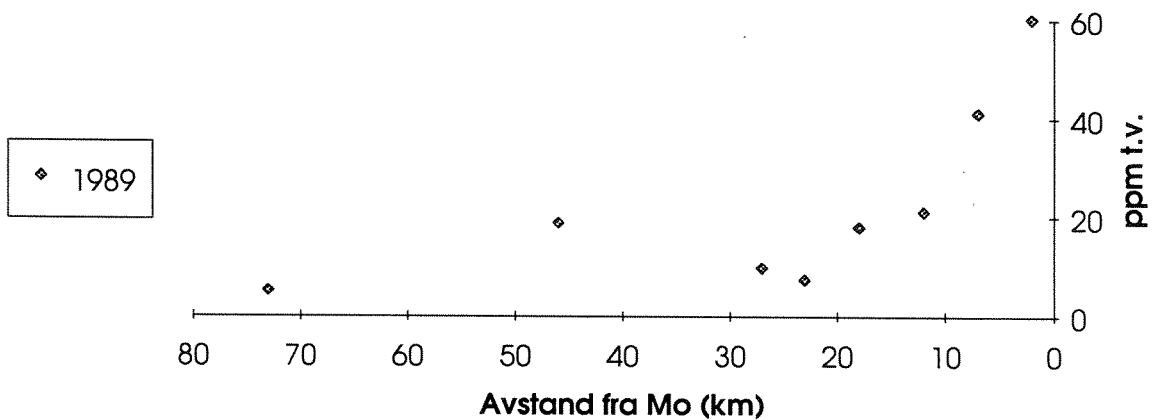
A. Bly i blæretang



B. Bly i blåskjell

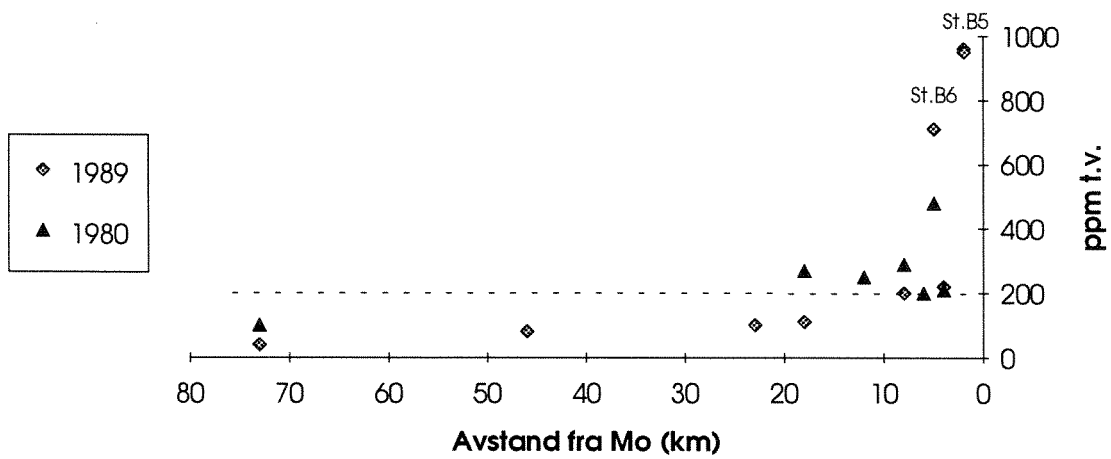


C. Bly i o-skjell

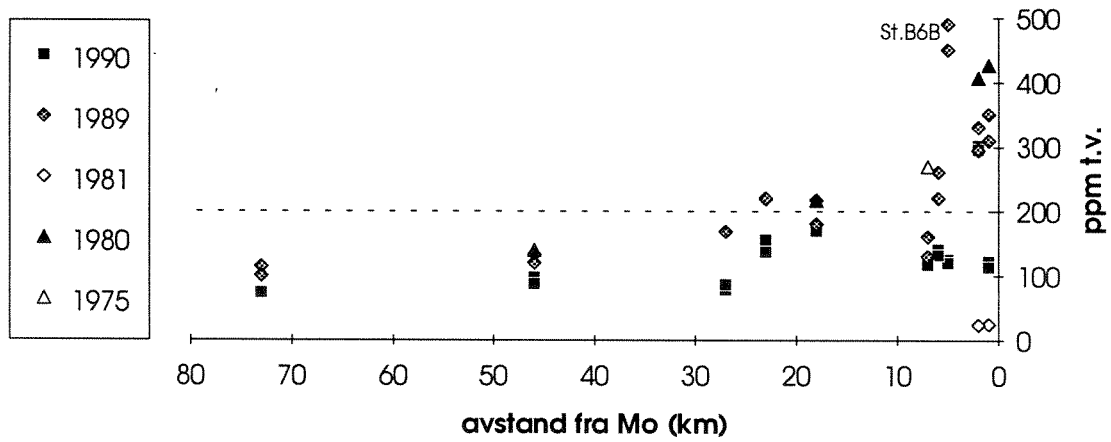


Figur 22. Variasjon i bly for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

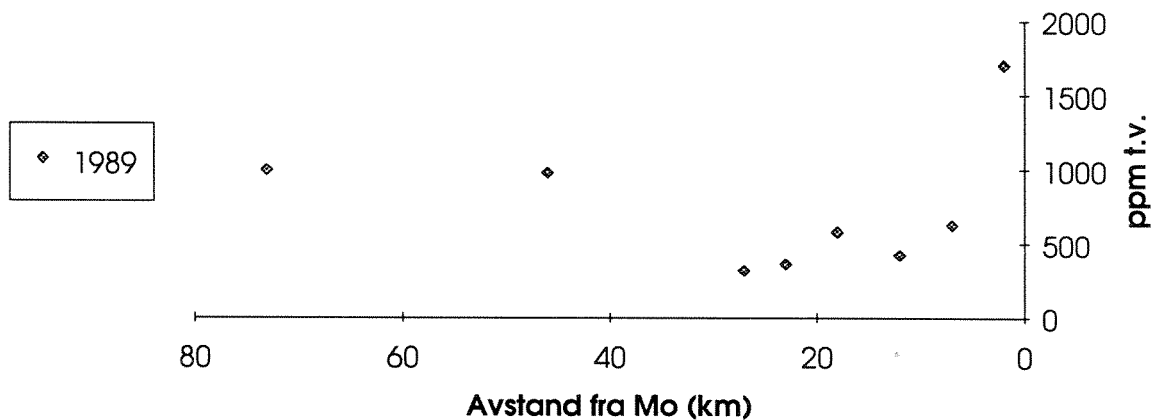
A. Sink i blæretang



B. Sink i blåskjell



C. Sink i o-skjell



Figur 23. Variasjon i sink for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

Kobber

Betydelige overkonsentrasjoner av kobber i en blæretangprøve fra st.B7 (Raudberget) ble funnet. Innholdet var 63.7 ppm t.v. som er mer enn 6 ganger bakgrunn (fig.24). Som nevnt under omtalen av sedimentresultatene kan avgang fra den tidligere gruvedriften ved Båsmo være en kilde (Iversen og Arnesen, 1990). Imidlertid ligger stasjonen såvidt mye som ca. 3 km fra Kisbekken, og forholdet bør kontrolleres ved fremtidige undersøkelser.

Innholdet av kobber i blåskjell fra 1989-90 lå for det meste omkring antatt bakgrunnsnivå eller bare moderat over, dvs. mindre enn 3 ganger. Et bemerkelsesverdig unntak var 3-5 cm blåskjell fra st.B2 i 1990 som var 8 ganger over (se diskusjon i forbindelse med test på virkningen av tarmrensing, kap.9). Resultatene viste ellers signifikant økning innover i fjorden ($p < 0.01$, tab.F6), på samme måte som i tang.

De relativt lave konsentrasjonene funnet på st.B6 og B9 i 1990 og den høye konsentrasjonen på st.B16 (Laukhella) 1989 i forhold til nærliggende stasjoner nærmere omtalt under diskusjonen av resultatene for jern (se nedenfor). Andre undersøkelser tyder på at kobberinnholdet delvis kan reguleres av blåskjell (kfr., Phillips, 1980) og kobber inngår dessuten som oksygenbærende kompleks i blodet. Det er derfor tvilsomt om blåskjell er egnet som indikatororganisme for kobber ved moderate overkonsentrasjoner.

Resultatene i o-skjell varierte mellom 38 og 87 ppm t.v. og ingen entydig gradient ble funnet. Det må antas at kobber også reguleres i o-skjell og dermed at arten er mindre formålstjenlig som indikatororganisme.

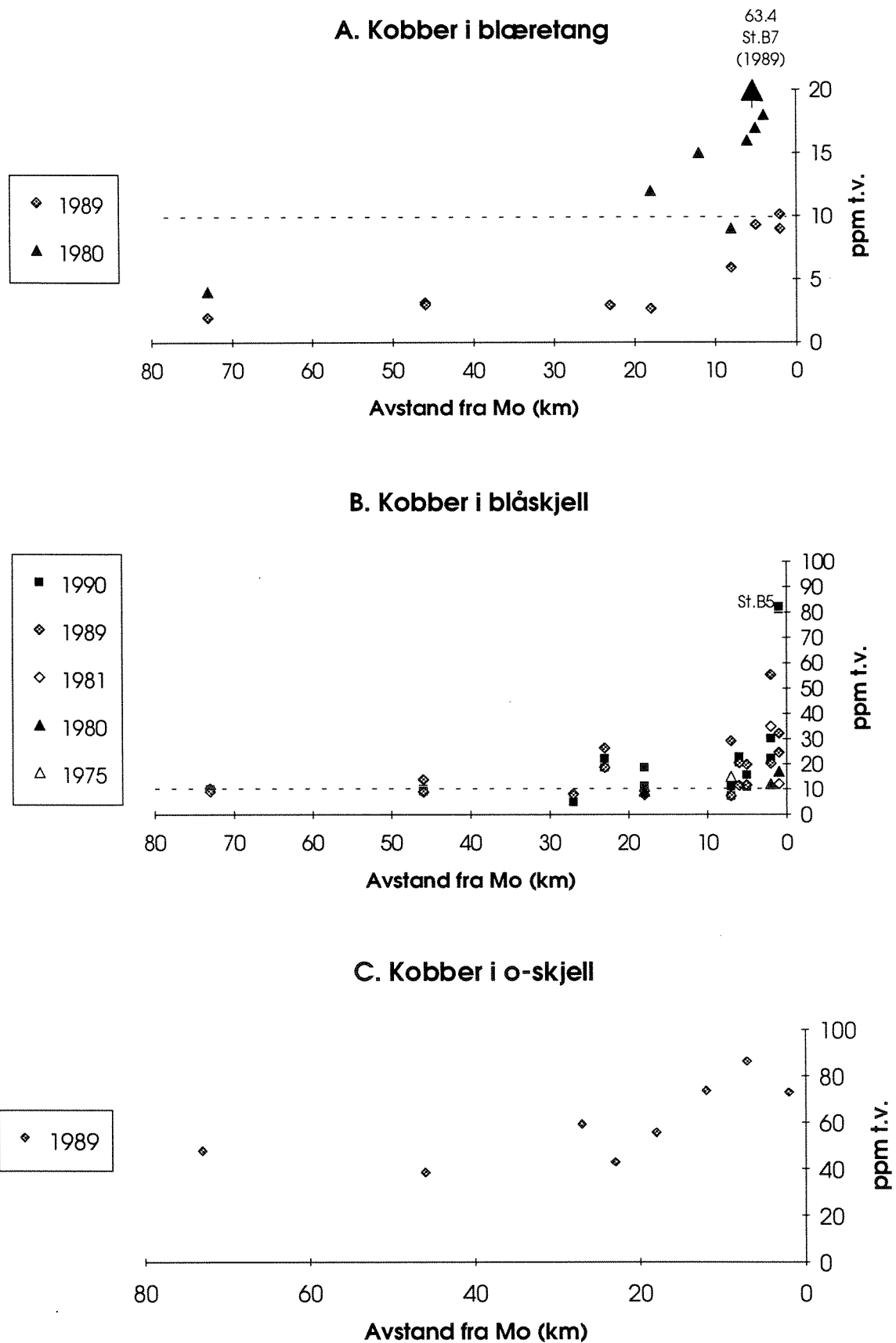
Jern

Jern opptrer vanligvis ikke som noe forurensende metall i saltvann, og regnes ikke som miljøgift. I Ranfjorden er det imidlertid tidligere registrert at vannmassene har høyt innhold av jernholdige partikler, bl.a. fra oppredningsverket ved Gullsmedvika (Næs og Skei, 1983).

På denne bakgrunn må det forventes forhøyede konsentrasjoner i både skjell og tang (i sistnevnte adsorbent til overflaten). Imidlertid har det vist seg vanskelig å avgrense intervallet for naturlige konsentrasjoner; Både i blåskjell og tang er det i en del tilfeller observert høye konsentrasjoner enn angitt som "høyt bakgrunnsnivå" i tabell 5, uten at det kan tilbakeføres på forurensning eller andre konkrete faktorer (kfr. f.eks. Møller et al. 1983 og Knutzen 1983 (for blåskjell) og Knutzen 1985). De nedenstående betraktninger omkring overkonsentrasjoner må følgelig tas med noe forbehold.

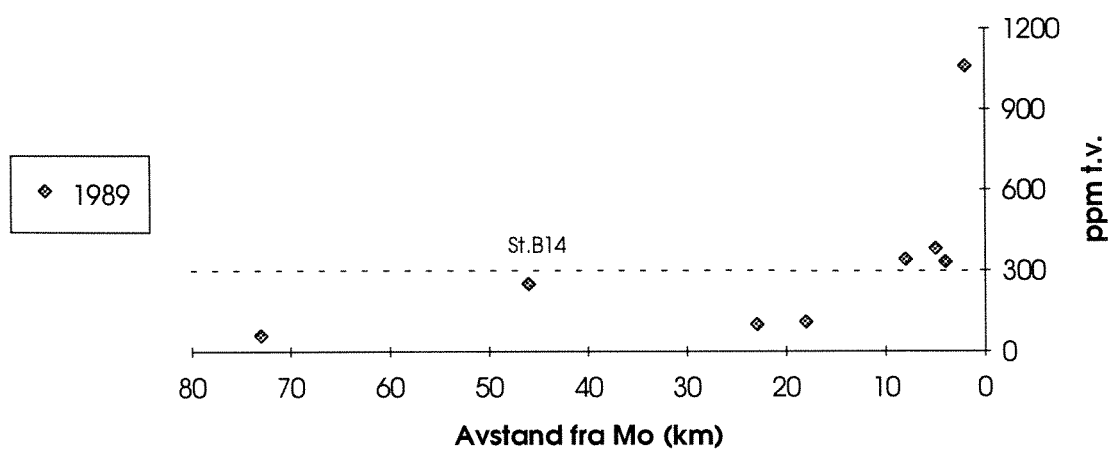
Den høyest konsentrasjon av jern i blæretang på 1060 ppm t.v. ble funnet på st.B5.(Moholmen) og var nesten 4 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivået (tab.F7, fig.25). Forhøyede konsentrasjoner ble funnet ut til st.B9 8 km fra Mo.

Overkonsentrasjonene i blåskjell syntes generelt høyere (opp til 5-10 ganger) på stasjonene innerst i fjorden, og høyest på st.B5 i 1989 (tab.F6). Bortsett fra st.B6, B9 og B15 i 1990 og st.B16 i 1989 kunne det spores en relativ jevnt synkende gradient i jern i blåskjell utover fjorden (fig.25).

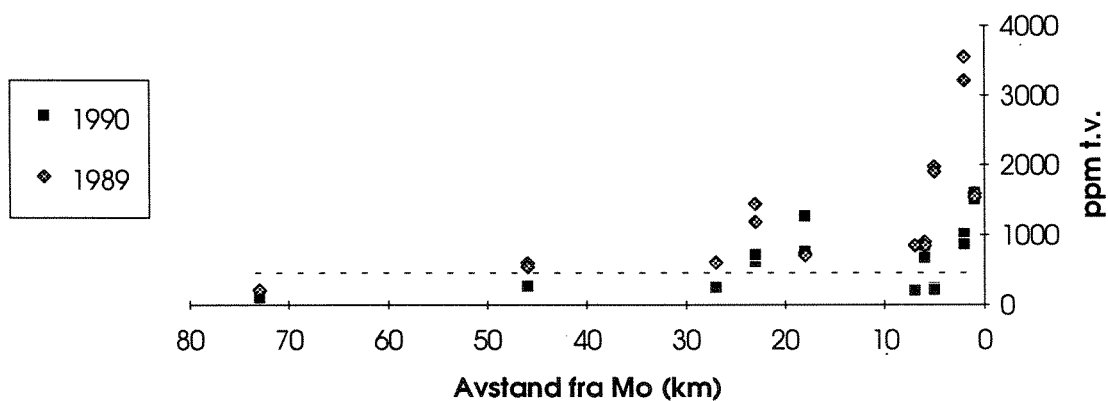


Figur 24. Variasjon i kobber for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

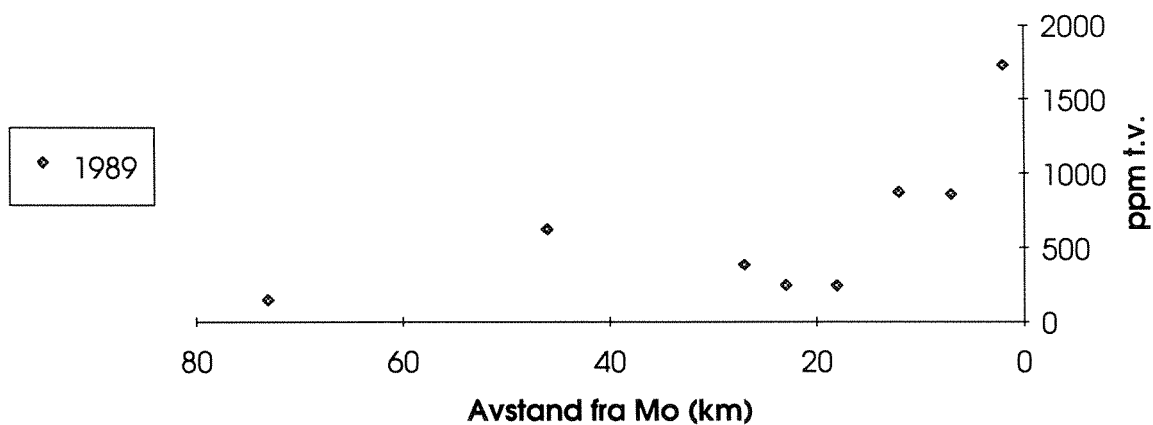
A. Jern i blæretang



B. Jern i blåskjell



C. Jern i o-skjell



Figur 25. Variasjon i jern for blæretang (A), blåskjell (B) og o-skjell (C). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

De utførte tester på effekt av tarmrensing hos blåskjell (kap.9) tyder på at jern og bly, kobber, total krom og mangan delvis er bundet til partikler. Mye av metallet i disse partiklene suges ikke opp fra tarmen og går ut med ekskrementene. Dette kan forårsake signifikant forskjell i metallinnhold i blåskjell og kan muligens forklare hvorfor det fantes vesentlig mindre jern i blåskjell fra st.B6 og B9 i 1990. Den samme tendens gjaldt også kobber, total krom og mangan og tildels bly. Blåskjell fra st.B6 og B9 1990 ble innsamlet på 2-4m dyp fra tauverk under fortøyningsbøyer og ikke som vanlig fra fjellbunn. Blåskjell fra tauverket var sannsynligvis eksponert til vann med lavere partikkelinnhold enn blåskjell festet til fjellbunnen. Partikkelkontaminering av prøven kan muligens også være årsak til de forholdvis høye konsentrasjonene i skjell fra st.B16 Laukhella i 1989, idet det ikke er kjent noen nærliggende punktkilde. Også analysene av o-skjell viste de høyeste jernkonsentrasjonene ved st.B5 (fig.25).

Krom, nikkel, mangan og kobolt

Det ble funnet bare lave eller svakt forhøyede konsentrasjoner (<2 ganger bakgrunn) av krom i blæretang.

Både total krom og seksverdig krom ble undersøkt i blåskjell. Med forbehold om usikkerheten vedrørende antatt høyt bakgrunnsnivå (kfr. tab.5) ble det registrert svake overkonsentrasjoner av total krom i 1989- 90, dvs. mindre enn 2-3 ganger. Konsentrasjonene av seksverdig krom lå under deteksjonsgrensen (0.05 ppm).

Enkelte av nikkelskonsentrasjonene målt i blåskjell fra st.B2 (Koksverkkaien) i 1990 lå svakt over antatt høyt bakgrunnsnivå, dvs. mindre enn to ganger over. Øvrige observasjoner lå under dette nivået. Det ble sporet en signifikant, men ikke entydig avtagende gradient utover fjorden (tab.F6).

Svake overkonsentrasjoner av mangan i blæretang ble bare funnet ved st.B1. Mangan i blåskjell lå under eller svakt over antatt høyt bakgrunnsnivå, dvs. mindre enn ca.2 ganger, med unntak for st.B5 i 1989, som lå ca.5 ganger over. De relativt lave konsentrasjonene funnet på st.B6 og B9 i 1990 og høy konsentrasjon på st.B16 1989 i forhold til nærliggende stasjoner, kan som nevnt under omtalen av jern skyldes varierende partikkelpåvirkning. I tillegg kan det nevnes at sporadisk opptreden av mangan-konsentrasjonene over 30 ppm t.v. i blåskjell fra områder der det ikke er kjent noen punktkilder, kan ha med graden av ferskvannpåvirkning/partikkelbelastning å gjøre (i likhet med det som er nevnt i forbindelse med jern).

Kobolt i blæretang viste svakt forhøyede konsentrasjoner (<2 ganger bakgrunn) forøvrig på st.B5, men lå under deteksjonsgrensen (og høyt bakgrunnsnivå) i samtlige blåskjellprøver.

Kvikksølv, arsen og fluorid

Ingen av disse opptrådte i konsentrasjonen som foranlediger kommentarer, men det må tas et visst forbehold for mulige forskjeller som ikke har latt seg avdekke pga. for høye deteksjonsgrenser for arsen (bare tang) og fluorid.

5.1.3. Reker

Bortsett fra arseninnhold var det bare lave/moderate konsentrasjoner av de undersøkte metaller i reker. Fluorid lå under deteksjonsgrensen på 20 ppm v.v.. Det foreligger få referanseverdier for metallinnhold i reker, men en sammenligning med upubliserte data fra den internasjonale overvåkingen under Oslo/Paris-kommisjonen ved Joint Monitoring Group (JMG), viser ingen unormale konsentrasjoner av praktisk betydning i Ranfjordrekene (tab.11).

Tabell 11. Gjennomsnittsinhold av enkelte metaller i ukokte (Ranfjorden) eller kokte (andre områder) reker (ppm v.v.). Resultatene fra andre området er upubliserte data fra JMG-undersøkelser (se tekst).

Stasjon	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
BA, 1989	0.43	9.18	0.05	0.09	10.9
BS, 1989	0.04	6.46	0.08	0.10	10.8
BS, 1990	0.02	4.86	0.07	0.11	11.4
Oslofjorden, 1990	<0.01	13.0	0.15	0.22	15.9
Arendalområdet, 1990	0.01	10.2	0.05	0.24	16.1
Espevær, 1990	0.025	18.7	0.17	0.33	20.6

For arsen var det statistisk signifikant forskjell (tab.F9, $p < 0.05$) mellom innholdet i reker fra det indre tråltrekket (Bustneset-Alterneset, st.BA) og reker fra trekk lenger ut (Strømholmen-Bustneset, st.SB). Som nevnt er det usikkerhet omkring trekkenes representativitet for rekebestandene. Forskjellen (ca. 60 mot ca. 30 ppm v.v.) kan ikke forklares ut fra sediment - eller tilførselsdata. I betraktning av overflate-sedimentets moderate arseninnholdet, var konsentrasjonen i reker bemerkelsesverdig høy. Nivåer på 30/60 ppm v.v. er 3-5 ganger høyere enn registrert i undersøkelser referert i Eisler (1988) og Philips (1990), og bør etterprøves ved analyse av nye prøver.

Reker beiter på dyr i sedimentet og kunne dermed tenkes å gjenspeile variasjoner i sedimentets metallinnhold. I Ranfjorden fantes en slik sammenheng for kobber, kadmium og mangan (dette kunne ikke bekreftes statistisk). Markert forskjell i sedimentets innhold av bly og sink ble derimot ikke gjenfunnet i reker.

5.1.4. Fisk

Analysene av torsk, skrubbe og sjøørret (Vedlegg B) ga i hovedsaken "normale" verdier, men for kvikksølv, bly, kadmium, jern og sink lå nivået relativt høyt i en del av prøvene. Bedømmelsen av resultatene blir imidlertid delvis usikker mht. overkonsentrasjoner fordi data fra referanseområder er sparsomme og delvis manglende (Knutzen 1987). De antatte høye bakgrunnsnivåer som er inntegnet på figurene må derfor tas med forbehold. Det er flere eksempler på registrering av noe høyere verdi av f.eks. jern og sink uten at disse har kunnet knyttes til punktkilder (Knutzen 1987). I tillegg må resultater for bly i biologisk materiale anses generelt usikre pga. analysetekniske vanskeligheter.

Usikre/moderate overkonsentrasjoner ble konstatert for:

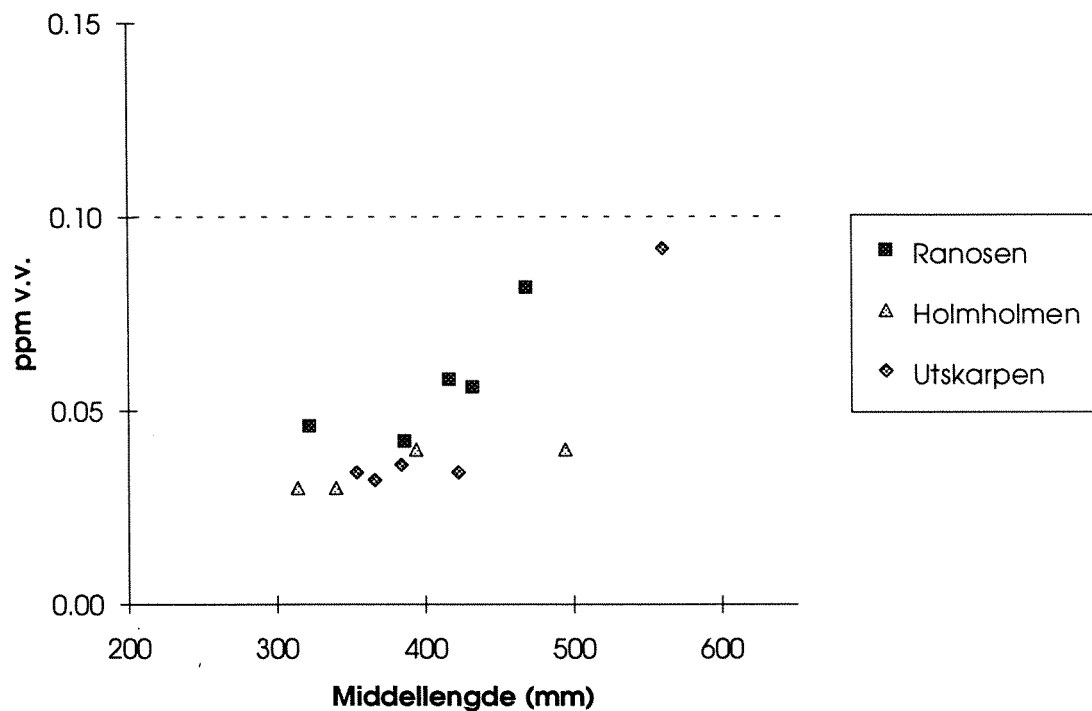
- kvikksølv i filet av skrubbe, men ikke i torsk fra indre fjord (fig.26)
- bly i lever av både skrubbe og torsk fra indre fjord (fig.27)
- kadmium i lever av skrubbe, men ikke torsk fra Ranosen (fig.28).

Ved statistiske analyser av resultatene for disse metallene er det ikke funnet entydig forskjell mellom nivåene i fisk, inklusiv sjøørret, fra hhv. Ranosen og Utskarpen.

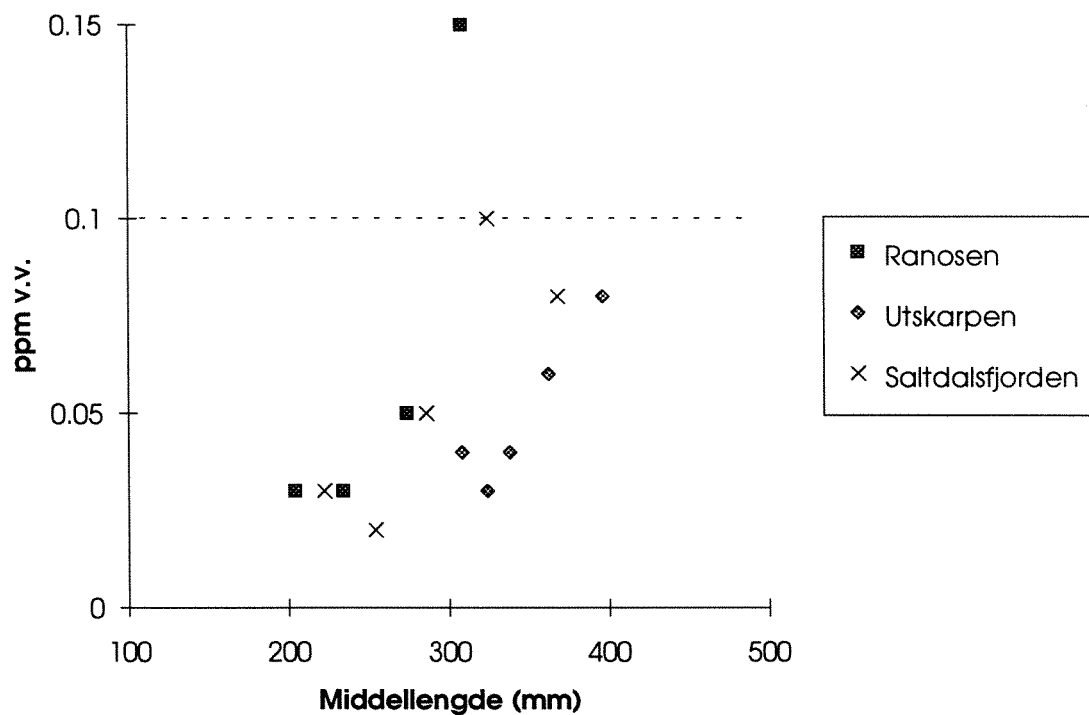
På flere av prøvestedene viste sinkanalysene relativt høye konsentrasjoner jevnført med antatt høyt bakgrunnsnivå (fig.29). Imidlertid er som nevnt fastsettelsen av denne "grensen" noe usikker, og de høyeste konsentrasjonene er observert i fisk fra langt ut i fjorden eller fra referansestasjonene.

Også jerninnholdet i torskelever lå forholdsmessig høyt, men hverken i torsk eller skrubbe er det funnet noen entydig synkende tendens ut i fjorden (fig.30). Derimot ble det målt et bemerkelsesverdig høyere jern- og sinkinnhold i skrubbelever fra referansestasjonen enn fra Ranfjorden. Det er mulig at båtbyggerier i nærheten til referansestasjonen kan være kilder. Litteratordata om jern i fisk er meget fåtallige (Thompson 1990), men det kan bemerkes at i det jernpåvirkede Hvalerområdet er det målt opp til 5 ganger så mye jern i skrubbelever som registrert i Saltdalsfjorden (Skei og Knutzen, 1988).

A. Kvikksølv i forskefilet (blandprøver)

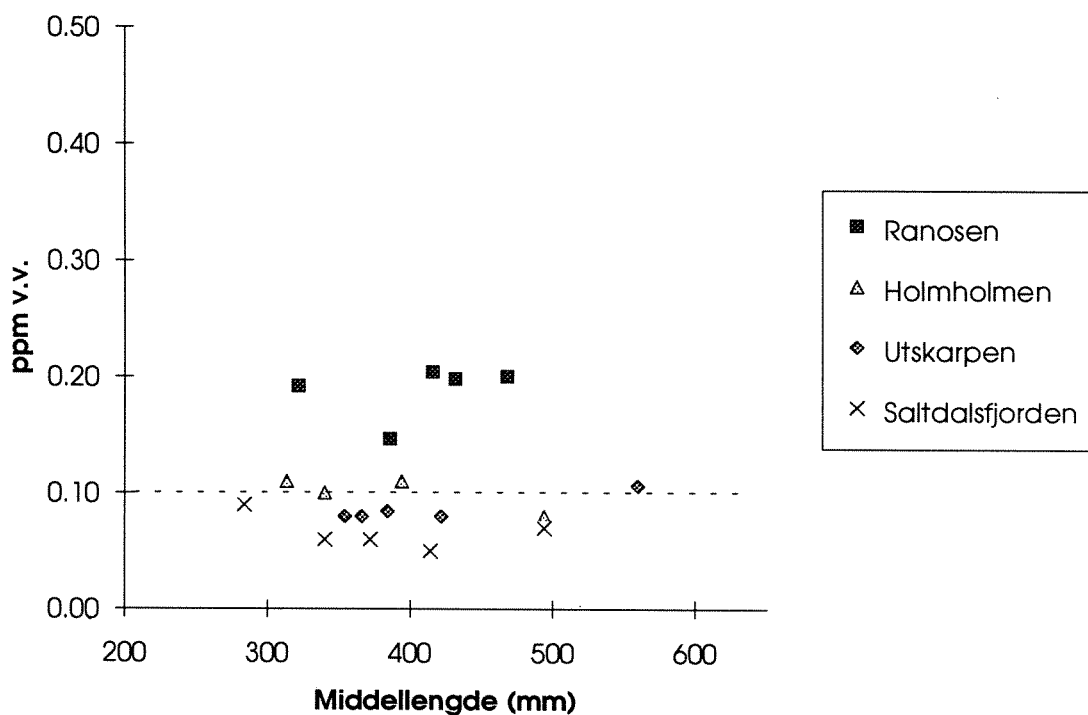


B. Kvikksølv i skrubbefilet (blandprøver)

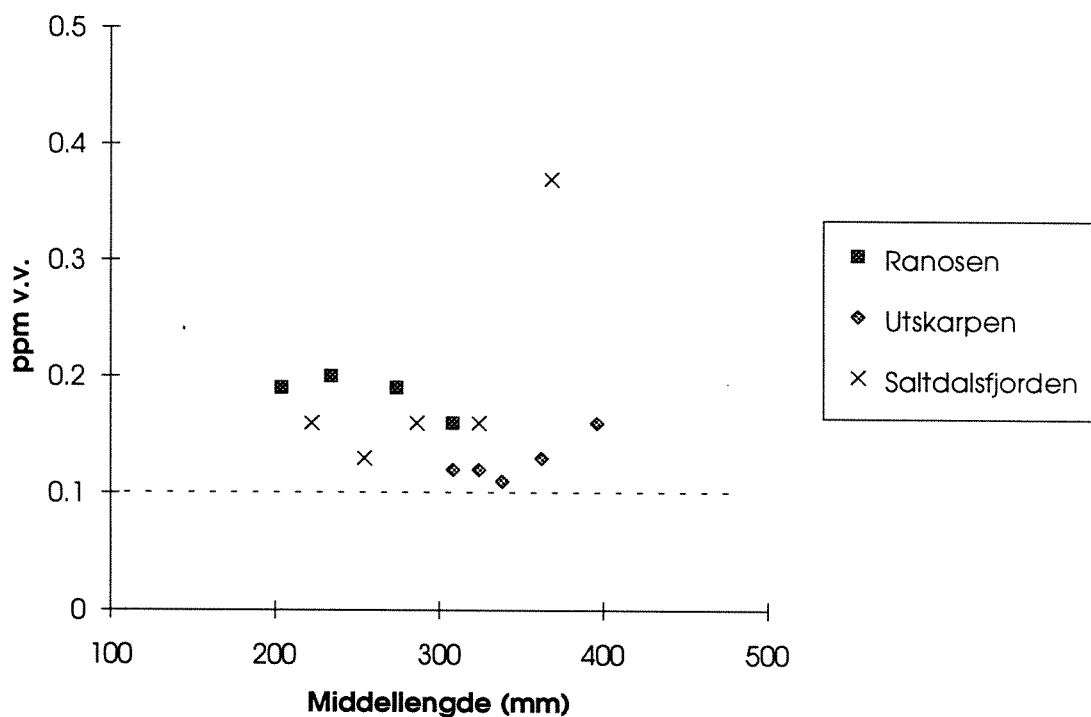


Figur 26. Variasjon i innholdet av kvikksølv i blandprøver av torsk- og skrubbefilet (hhv. A og B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

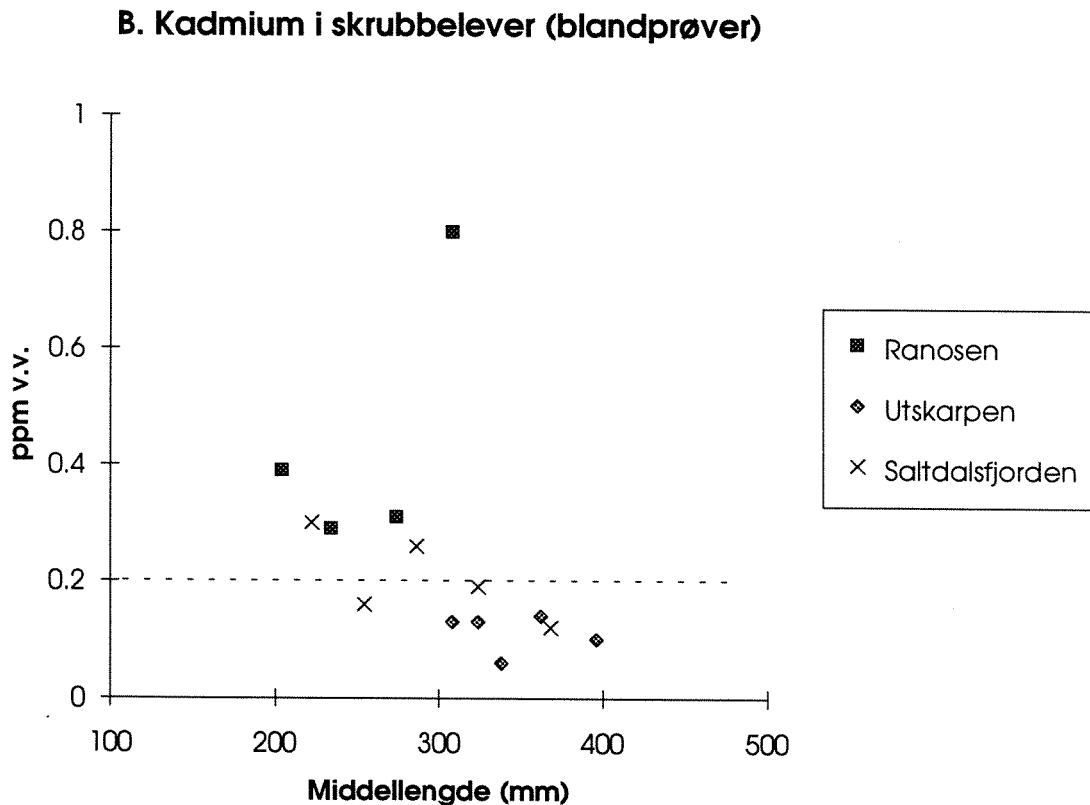
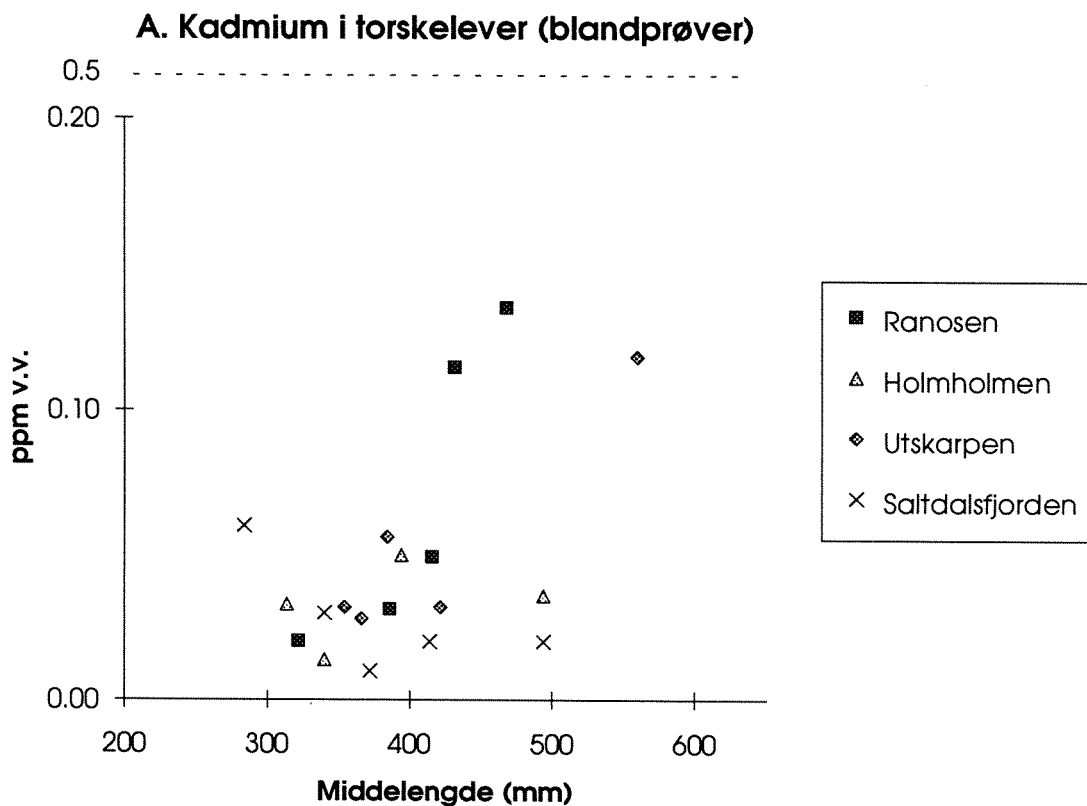
A. Bly i forskelever (blandprøver)



B. Bly i skrubbelever (blandprøver)

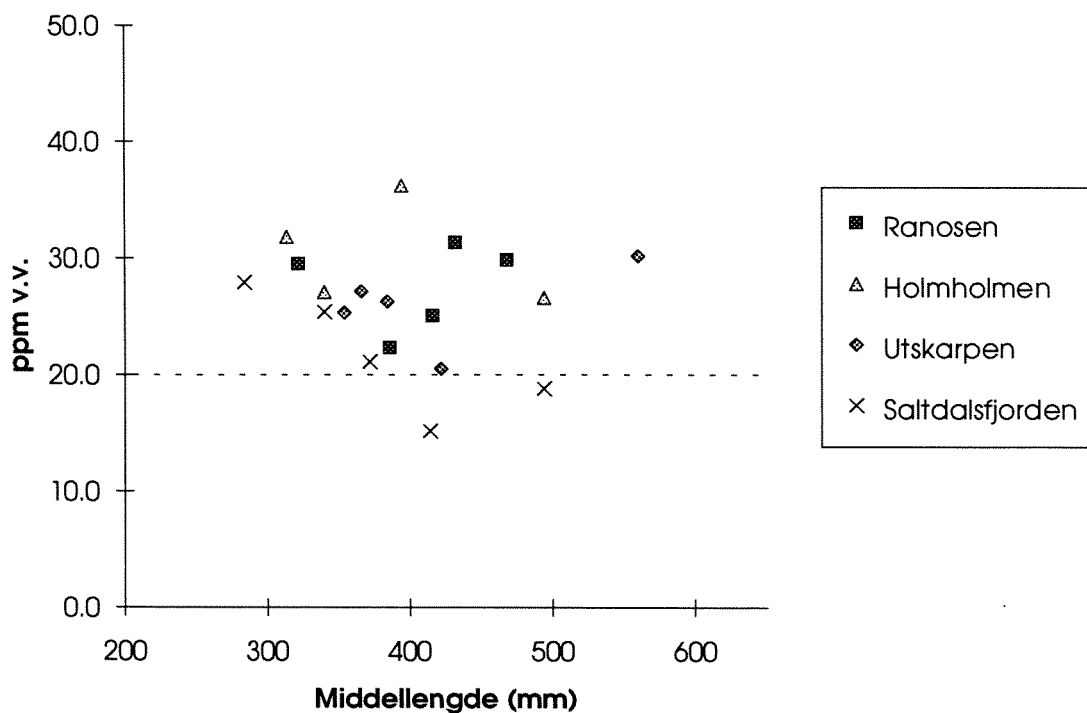


Figur 27. Variasjon i innholdet av bly i blandprøver av torsk- og skrubbelever (hhv. A og B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

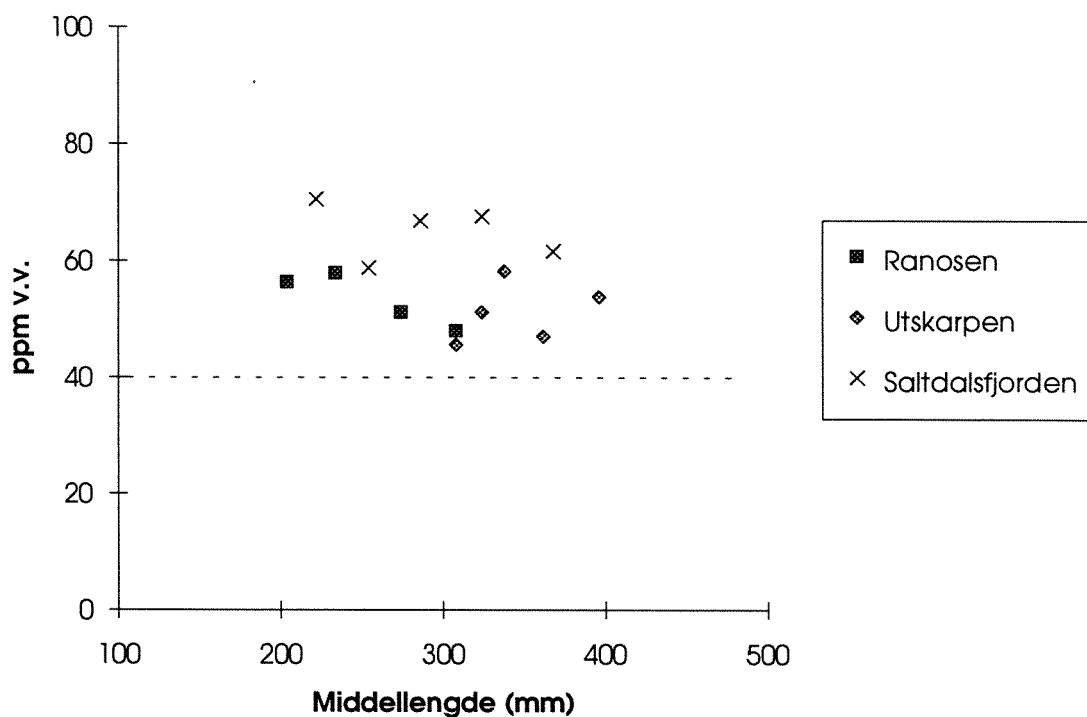


Figur 28. Variasjon i innholdet av kadmium i blandprøver torske- og skrubbelever (hhv. A og B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå

A. Sink i forskelever (blandprøver)

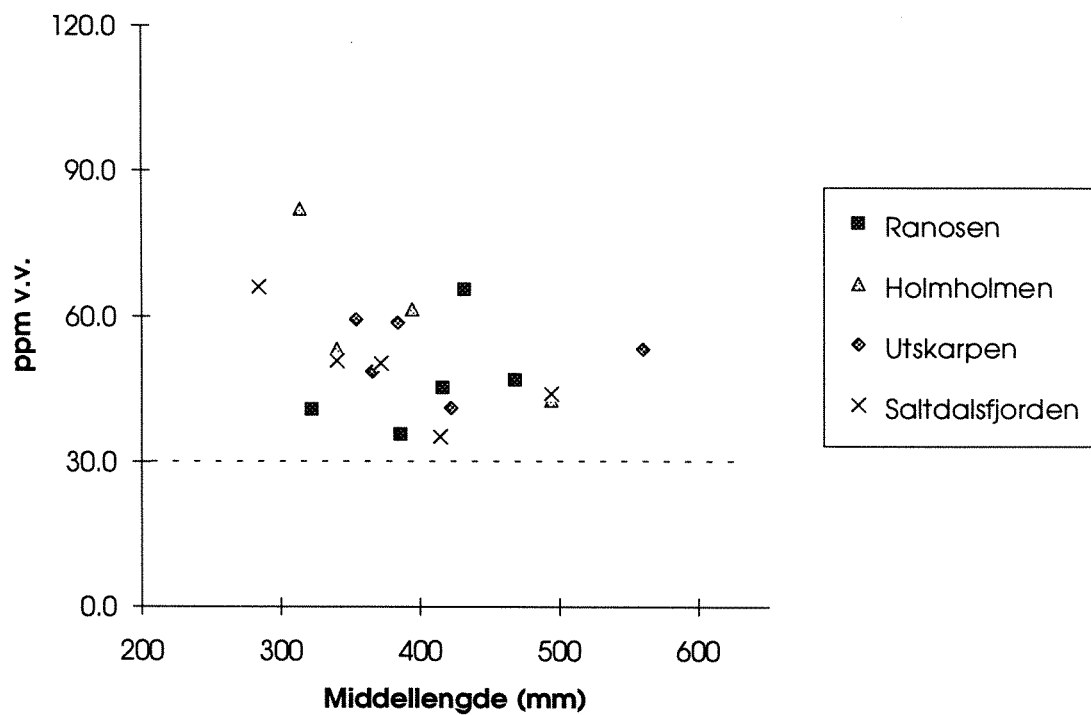


B. Sink i skrubbelever (blandprøver)

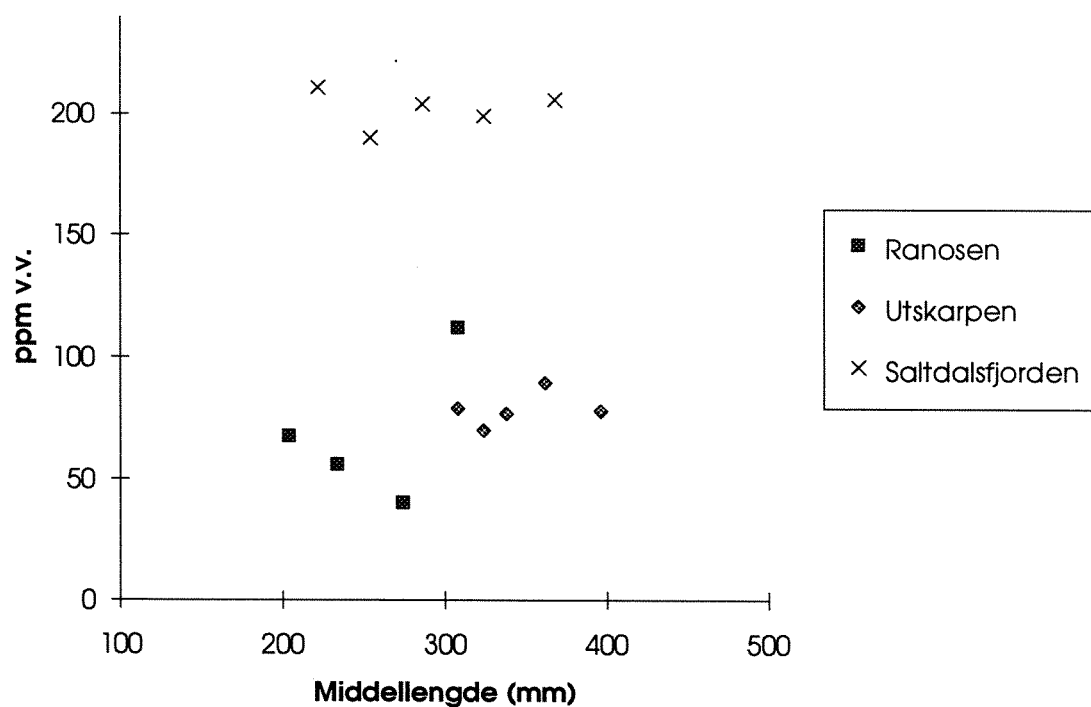


Figur 29. Variasjon i innholdet av sink i blandprøver av torsk- og skrubbelever (hhv. A og B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

A. Jern i forskelever (blandprøver)



B. Jern i skrubbelever (blandprøver)



Figur 30. Variasjon i innholdet av jern i blandprøver av torsk- og skrubbelever (hhv. A og B). Den stiplede linjen indikerer antatt høyt bakgrunnsnivå.

5.2. Utvikling 1975-1989

Det ble ikke funnet noe signifikant forskjell i konsentrasjoner av kobber, bly, sink, jern og total-krom i overflatesediment mellom 1989 og 1976 (tab.F10). Jern tilføres fremdeles i betydelig grad, og det samme gjelder delvis kobber og sink. Samtidig er det for kort tid siden nedleggelsen av BNN til at man kan vente utslag på sedimentets metallinnhold.

Konsentrasjoner av bly i blæretang og bly og sink blåskjell fra fire stasjoner var signifikant lavere i 1989 enn i 1980 ($p < 0.05$, tab.F11, fig.22 og 23). Bly- og sinkresultatene i blåskjell fra 1989-90 lå også stasjonsvis entydig lavere i 1989-90 enn 1975- og 1980-81- undersøkelsene. Det tas imidlertid forbehold om at vurdering er gjort på et lite datamateriale. (Analysemetode for bly er dessuten usikre og kan gi et i hvert fall delvis galt bilde av utviklingen.)

Metallinnholdet i fisk er ikke registrert før 1989-90.

5.3. Utvikling 1989-90

Mulig forskjell mellom 1989 og 1990 ble testet primært for blåskjell.

Det kunne spores signifikant nedgang i kadmium, bly, sink, jern og mangan ($p < 0.05$, tab.F6, se også hhv fig.28, 27, 23 og 30). Nedgangen var ikke entydig for alle stasjonene, men lå i størrelsesordenen 50% på de innerste stasjoner. Konklusjonen for bly, jern og mangan er noe usikre grunnet disse metallenes tilknytning til partikler (se diskusjon i kap.9).

Det kunne ikke spores noen statistisk forskjell i konsentrasjonene av arsen, kobber, jern, kvikksølv, mangan og sink i reker fra st.SB mellom 1989 og 1990 (tab.F9).

6. KOMMENTARER TIL STØTTEPARAMETRE

6.1. Tolking av PAH og metaller i sediment

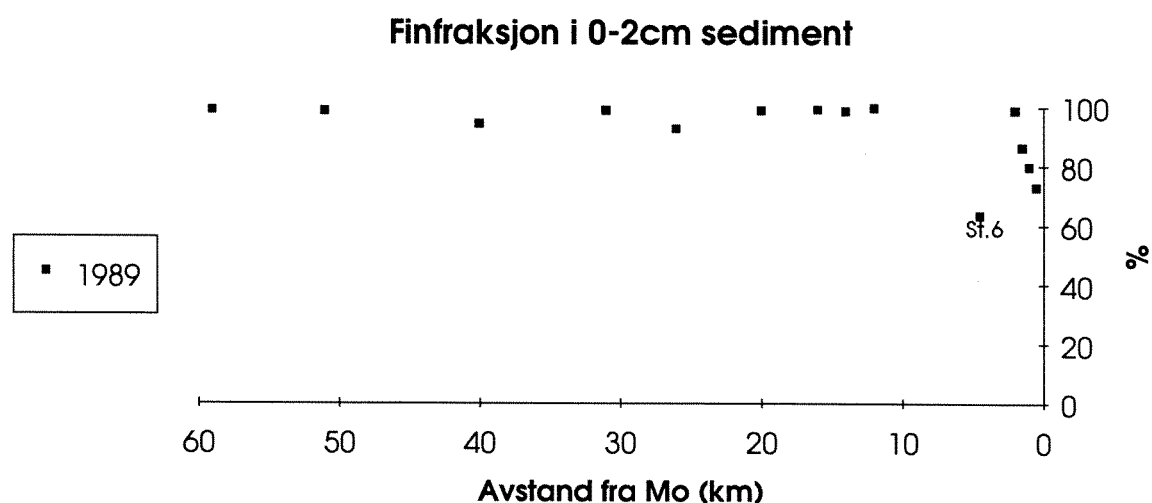
Fjordens sedimenteringsprosesser er blitt beskrevet i korte trekk tidligere (Kirkerud et al., 1977). Sedimentasjonen er dels styrt av naturlige påvirkninger som elveavrenning og fjordens topografi, men også i betydelig grad av avgang fra Rana gruver.

Miljøgiftinnholdet ble i 1989 undersøkt på prøver fra 12 av i alt 23 stasjoner lagt langs djupålen utover fjorden (fig.2, tab.1). Flere stasjoner ble undersøkt mht. kornstørrelser og total organisk karbon (TOC). Resultatene er i Vedlegg B.

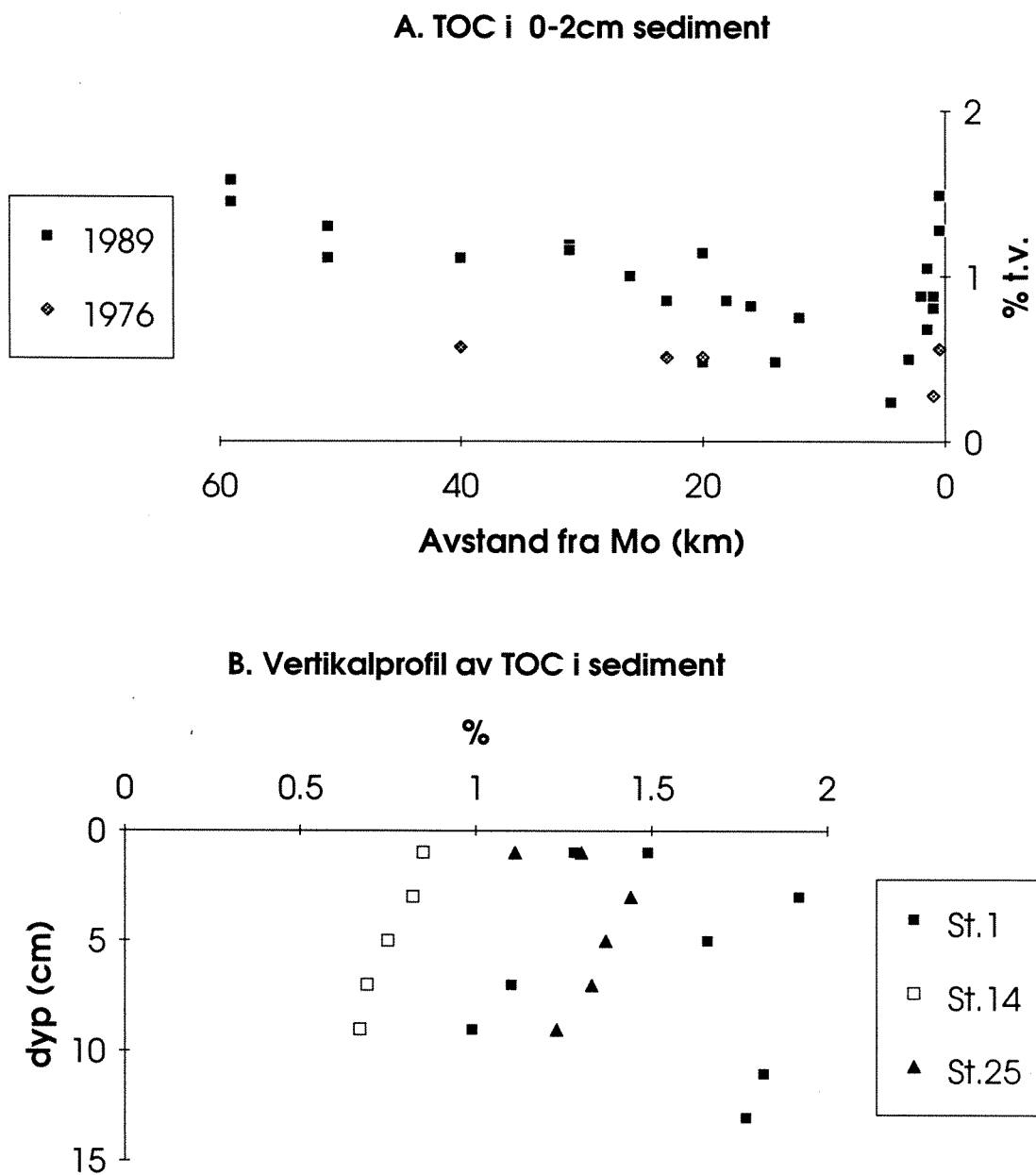
Området innenfor Hemnesberget har to djupåler på ca.500m dyp adskilt i området Bustneset-Skjånes. Sedimentet på stasjonene innenfor Hauknes (st.1-6) ble karakterisert ved et rødlig eller lilla farget leire bortsett fra stasjon 6 (tab.1). Stasjon 6 hadde mer sandholdig leire, med en fin fraksjonsandel på bare 63% (fig.31). Finfraksjoner i de øvrige overflatesedimenter var over 90% for alle stasjonene bortsett fra st.1, 2 og 3 hvor andelen varierte mellom 72 og 86%. De sistnevnte lå innen 2km fra Mo.

Vurdert ut fra de vanskelige prøvetakingsforholdene på st.7, 8 og 9 antas at en større del av djupålen innenfor Bustneset-Skjånes har lignende bunntype som på st.6. Årsaken til dette er sannsynligvis urasing og suspensjonstrømmer, grunnet den bratte helningen på sidene av djupålen (Kirkerud et al., 1977). Stasjon 6 lå også i nærheten av et dumpfelt som kan medføre lokale påvirkninger (kfr., Norges sjøkartverk, kart 463, utgave sept. 1992). Det ble ikke målt prosent fraksjon mindre enn 63 μ m på st.5 som lå ca.1.5km nordøst for st.6 og noe grunnere.

I tillegg til den lave andelen av finfraksjonen og sedimentets farge kan st.1-3 karakteriseres med noe høyere TOC-innhold relativt til stasjoner 5 og 6 ((fig.31). Innholdet av TOC i sediment fra 0 til 14cm dyp på st.1 viste store variasjoner, men noe lavere konsentrasjoner nær overflaten. I motsetning viste profilene på st.14 ved munningen til Finneidfjorden og st.25 ved Austvika ca. 50km fra Mo jevn anrikning mot overflaten (fig.32). Utenfor Bustneset-Skjånes øker konsentrasjonen ($p < 0.001$, tab.F5). Disse forholdene kan dels forklares ved større sedimentering av mineralisk materiale og større sedimenteringshastighet i indre del i forhold til ytre del, og tilsvarende høyere andel organisk stoff fra plankton i ytre fjord (Kirkerud, et al., 1977).



Figur 31. Variasjon i % andelen finfraksjon (<63 μ m) i overflatesediment (0-2cm).



Figur 32. Variasjon i total organisk karbon (TOC) i overflatesediment (0.2cm) (A) og dypdeprofil på tre stasjoner (B).

TOC var negativt korrelert til kadmium, kobber, fluorid, kvikksølv, mangan, bly, sink, og PAH-forbindelser ($p < 0.05$, tab.F12), hvilket tyder på at disse stoffene er mer knyttet til mineralsk enn organisk materiale. I hvertfall for PAH er det ofte påvist en sammenheng med organisk stoff (Eadie et al. 1982a b, Cretney et al. 1983, Boehm og Farrington 1984, Zdanowicz et al. 1986, Johnson et al. 1986, Larson et al. 1986, Næs et al. 1992, Helland og Skei 1991). Mellom total krom og TOC var det derimot en signifikant, men uforklarlig korrelasjon.

Konsentrasjonene av kobber, bly og sink i overflatesedimentet (0-2cm) fra st.5 ca. 3km fra Mo og utover fjorden var signifikante korrelert med hverandre ($r > 0.9$, $p < 0.05$, tab.F12, hhv. fig.12, 13 og 14). Dette tyder på i hvert fall delvis kilde(r) fra samme sted, dvs innerst i fjorden. Disse metallene hadde også lignende gradienter utover fjorden, og med høye konsentrasjoner funnet ved st.5. I tillegg hadde kobber, bly og sink lignende vertikale profiler i sedimenterte sedimentprofiler, samsvarende med det som er funnet tidligere (Kirkerud et al., 1977). På st.1 avtok konsentrasjonene mot overflaten. På st.14, nær munningen til Finneidfjorden, var det høyere innhold av metallene i det øverste 6cm i forhold til underliggende sedimentet noe som ble også funnet i 1976-undersøkelsen. (kfr. Skei og Paus, 1979). Anrikningen av kobber, bly, og sink, i svakere grad også kadmium og kvikksølv (tab.F5 og hhv. fig.15 og 18), i de øverste 6-8 cm på st.14, må antas å skyldes industriell aktivitet de siste seksti år.

Sedimentkjernene fra 1989 undersøkelsen ble ikke datert, og det er derfor vanskelig å angi hvilke tidsperioder de forskjellige sedimentsnittene representerer. Sedimentasjonshastighet på en stasjon nær st.14 undersøkt i 1976 er blitt estimert ved hjelp av bly-210 datering til 1.3mm/år før 1960 og omtrent 2mm/år i perioden 1960-1976 (Kirkerud et al., 1977). Dersom det antas 2mm/år i perioden 1976-1989 representerer de øverste 10cm på st.14 omlag de siste 60år. Det kan videre antas at sedimentasjonshastighet en ved Mo (st.1) er betydelig høyere grunnet industriutslippene og avsetning fra Ranelva.

Vertikalprofiler for kobolt, nikkel og muligens total-krom på stasjonene 1, 14 og 25 tyder ikke på noe anrikning de siste 60 år. Med den anvendte metoden kunne det ikke spores noe annet enn naturlig belastning av disse metallene til fjorden. Konsentrasjonen av disse metallene i overflatesediment hadde også signifikant samvariasjon ($p < 0.05$, tab.F12).

Vertikalprofilen for jern på stasjon 14 viste lite variasjon fra overflate ned til 10cm dyp. Mao. det kunne det ikke spores noe anrikning av jern i sedimentkjernen fra industriell utslipp de siste 60 årene (fig.19).

Jernkonsentrasjonen i sedimentet antas å være påvirket av utslipp fra Norsk Jernverk og Norsk Koksverk som ble nedlagt i 1988-89. Årlige utslipp fra disse bedriftene tilsammen var beregnet til 11.4 tonn løst jern, 2.5 tonn løst kobber og 27.8 tonn løst mangan og representerte henholdsvis 74, 93 og 96% av de samlede utslippsmengder fra industrien i Mo i Rana (Tryland, 1983). Det er ukjent hvor mye av utslippet som var partikkelbundet. Analyser av partikulært jern i vannmassene fra Ranfjord i 1980 viste i størrelsesorden 10-100 ganger innholdet av løst jern (kfr., Næs og Skei 1983).

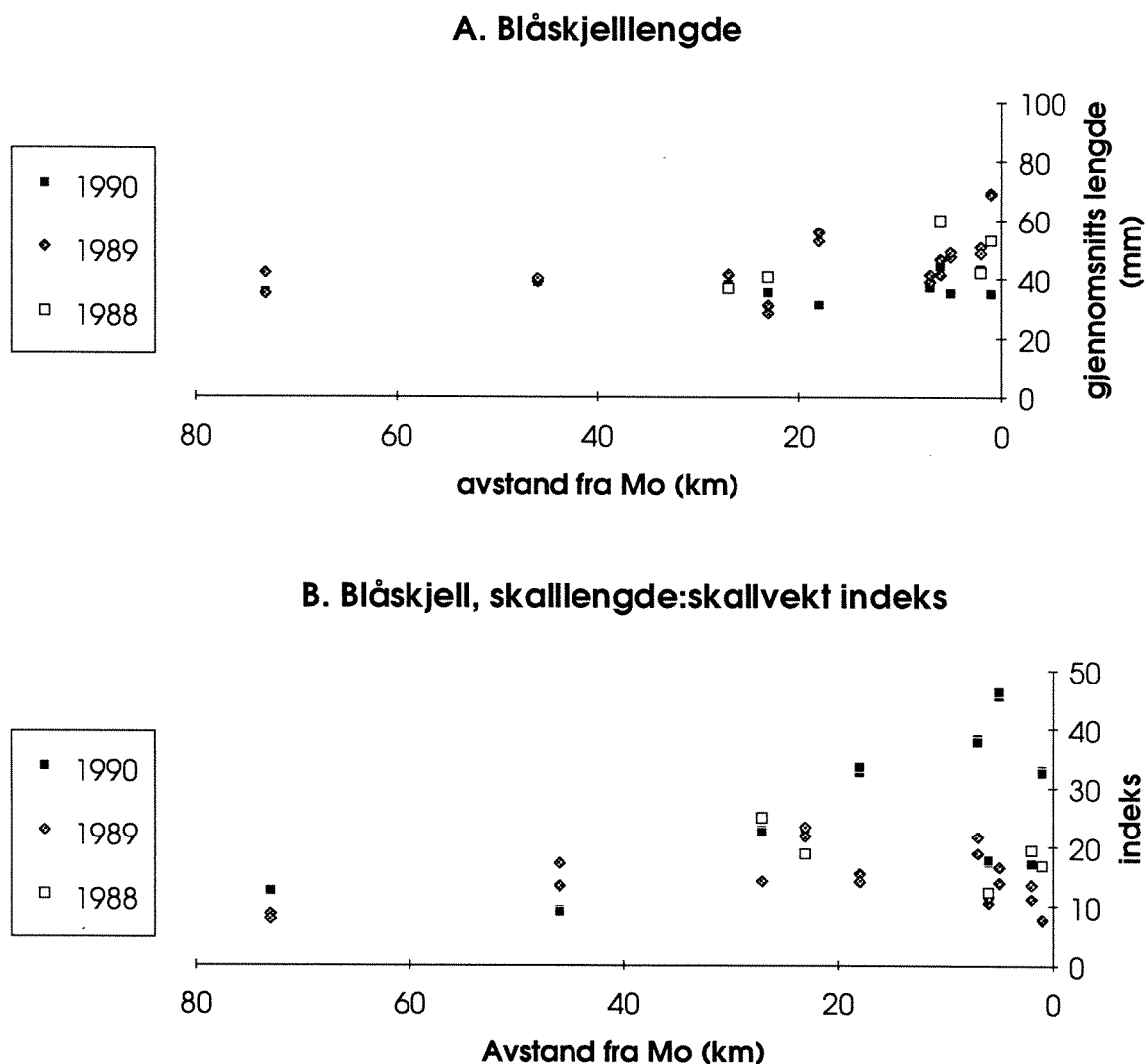
Som nevnt ble det funnet klare forskjeller mellom indre delen ved st.1-3 og de øvrige stasjonene, men forskjeller går i forskjellig retning for forskjellige stoffer. Forskjellen var signifikant for alle stoffene bortsett for sink, jern, mangan og fluorid (tab.F5). Resultatene fra indre delen viste signifikant samvariasjon mellom sink og bly; jern og kadmium; bly og krom; og kvikksølv og mangan. Slike korrelasjoner ble ikke funnet ellers i fjorden og antyder lokale tilførseler med vedkommende metaller.

6.2. Lengde og vekt for blåskjell

For sammenligning av prøver over tid eller i rom er det en fordel om man vet hvordan forskjellige biologiske egenskaper virker inn på opptak av miljøgifter, og kan angi dette kvantitativt og dermed korrigere/standardisere resultatene. Slike virkninger er i midlertid lite kjent for de fleste biologiske variabler og metaller. På grunn av denne usikkerheten og av praktiske grunner er det vanlig å tilstrebe innsamling av blåskjell innen samme lengdeintervall.

Skjell-lengden i prøvene var tilnærmet den samme og middelverdien lå stort sett mellom 35 og 50mm (fig.33). Unntaket var større skjell funnet på st.B2 og B15 i (1989) og mindre skjell innsamlet på st.B16 i 1989. Selv om lengden er noenlunde lik kan andre variabler variere mye. For eksempel var middellengden på st.B14 i 1989 og 1990 henholdsvis 40 og 39mm, mens skallvekten var henholdsvis 2.6 og 4.3g. Middelskallvekten for alle blåskjell innsamlet i 1990 var 2.4g. Dette kan også illustreres som en indeks utregnet som et forholdstall mellom lengde og vekt (fig.33). Resultatene tyder på store forskjeller i vekstvilkårene for innsamlede blåskjell, dels med ulik avstand fra Mo, men også mellom 1989 og 1990.

Resultatene fra toveis variansanalysen viste signifikant år-stasjon interaksjon i bare et av ti tilfeller (tab.F6). Dette regnes som ubetydelig.



Figur 33. Variasjon i middelskallengde (A) og forhold lengde:skallvekt (B) for blåskjell.

7. ORIENTERENDE UNDERSØKELSE AV KLORORGANISKE STOFFER

Resultatene av analysene finnes i Vedlegg D og E (polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner, PCDF/PCDD) og er oppsummert i tabell 12 og 13 (PCDF/PCDD).

Når unntas noen mindre sannsynlige høye konsentrasjoner i reker (se nedenfor), er hovedkonklusjonen lave/moderate verdier. Dette tyder bare på begrenset grad av påvirkning med industritilknyttede stoffer som PCB (polyklorerte bifenyler) HCB (heksaklorbenzen) og dioksiner eller med pesticider som DDT (med nedbrytningsprodukter) og lindan eller andre HCH (heksaklorsykloheksaner). Enkelte resultater kan likevel gi grunn til oppfølging ved eventuell senere overvåking.

Av tabell 12 ses at konsentrasjonene i overflatesedimentene var lave i hele fjorden, også på de innerste stasjonene. Siden de aktuelle stoffene i hovedsaken er knyttet til partikler, er dette et vitnesbyrd om liten belastning i de senere år. (Når gjentatte sedimentundersøkelser foretas for å følge utviklingen mht. PAH-forurensning, kan det eventuelt gjøres noen klororganiske analyser av stikkprøver fra dypereliggende lag).

Når også innholdet av PCB, HCB etc. var lavt i blåskjell fra bl.a. st.B5 hele Mo, skulle dette bekrefte at nåværende belastning (1989-1990) er beskjeden, mao. at det neppe er lokale kilder av betydning.

Heller ikke filet og lever av torsk fra Ranosen ble det funnet verdier utover det som kan forklares ved diffus bakgrunnsbelastning (tab.12), og konsentrasjonene i lever var omlag som i torsk fra Utskarpen (Vedlegg D).

Moderate/lave konsentrasjoner ble også stort sett funnet i sjøørret fra Ranosen, men med unntak for HCB. Ca. 5 gangers overkonsentrasjon stemmer dårlig med de øvrige registreringene av denne forbindelsen (bortsett fra i reker). Feilanalyse av to prøver er usannsynlig, og det er heller ikke noen annen forklaring. Forholdet bør søkes bekreftet/avkreftet ved en fremtidig anledning.

De observerte konsentrasjonene i reker virker usannsynlig høye på bakgrunn av funnene i de andre artene, og særlig i relasjon til de lave konsentrasjonene i sediment. Det er få data fra "uberørte" områder å sammenligne med, men det kan nevnes at i reker fra Brevikfjorden/Langesundsbukta ble det av DDTs mest bestandige nedbrytningsprodukt DDE bare observert 0.1-0.2 ppb v.v. (Knutzen et al. 1993), mao. bare størrelsesorden 1-3% av det registrerte nivået i reker fra tråltrekket Bustneset-Alterneset i 1989 og 10 - 50 % av nivået i tråltrekkene Strømsholmen-Bustneset 1989-90 (Vedlegg D). Videre lå maksimumskonsentrasjonene av PCB-8 (sum av 8 CB) i reker fra de to Ranfjordområdene omkring 10 ganger høyere enn i Grenlandsrekene, og Σ HCH anslagsvis 5-30 ganger høyere (under deteksjonsgrensen i Grenlandsrekene). Bare for HCB, der sedimentene i Grenlandsfjordene er sterkt forurensset, lå nivået lavere i rekene fra Ranfjorden. Prøvene skulle ha vært analysert for å kontrollere resultatet, men er gått tapt. For å gardere seg mot at det mot formodning skulle være en "lokal" forurensning i det aktuelle området, bør det gjøres nye klororganiske analyser på reker; dessuten av sediment fra de to rekefeltene.

PCDF/PCDD ("dioksiner") viste lave verdier i alle analyserte organismer (tab.13 og Vedlegg E). Innholdet i torskelever kan karakteriseres som uvanlig lavt, f.eks. lavere enn i torsk fra Varangerfjorden (Færden 1991), mens blåskjellverdiene var mer som registrert flere andre steder uten nærliggende punktkilder.

Tabell 12. Maksimum - minimum konsentrasjoner av utvalgte klorerte forbindelser i sediment og blandprøver av biologisk materiale fra Ranfjorden 1989-90. Alle konsentrasjoner er på **ppb v.v.** bortsett fra EPOCI i **ppm v.v.** og de forøvrigte konsentrasjoner i sediment som er på **ppb t.v.**. Antatt øvre grense er gitt i fet skrift (kfr., tab.5.).

Materiale	år	n	ΣDDE	HCB	ΣHCH	PCB-8	EPOCI
sediment	89	11	<0.05 - 0.14	<0.05 - 0.79	<0.10 - 0.14	0.4 - 2.6	0.009 - 0.144
			?	0.5	?	≈ 2.5	?
blåskjell	89	4	<0.2 - 0.3	<0.2	<0.2	<0.2 - 4.1	0.06 - 0.21
	90	4	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2 - 1.1	0.11 - 0.13
reker	89-90	6	2	0.2	0.5	≈ 5	?
			0.46 - 11.65	0.44 - 1.23	0.57 - 3.33	5.8 - 41.5	<1 - 6
torskefilet	90	5	?	?	?	?	?
			0.5 - 1.49	0.2 - 0.21	<0.05 - 0.19	2.5 - 13.5	
torskelever	90	10	2	0.2	1	5	?
			40 - 201	4 - 13.2	4 - 14	107 - 473	6 - 79
sjørret	90	2	200	20	50	500	
			13 - 16	10 - 11	16 - 17	30 - 66	-
			20? ¹	2?	10?	50 ²	

¹) Σ DDT (kfr. Knutzen og Skei 1990)

²) Σ PCB (Knutzen og Skei 1990)

Tabell 13. PCDF/PCDD i blandprøver av blåskjell og fisk 1990, målt som toksitetskvivalenter (TEQ) etter Ahlborg et al. (1988), i **ng/kg v.v.**. Antall individer i hver blandprøve er angitt.(kfr., Vedlegg E).

Art	Stasjon	antall	fett %	TEQ ng/kg	øvre grense ¹
blåskjell	B2, Koksverkkaien	50	1.5	0.22	≈ 0.3
blåskjell	B5, Moholmen	50	0.6	0.17	≈ 0.3
blåskjell	B14, Hinderå	50	0.5	0.22	≈ 0.3
torskelever	Ranosen	26	29.9	1.95	≈30 ²
skrubbe	Ranosen	20	0.5	0.08	≈ 0.3

¹) kfr. tab.5

²) Nedjustert i forhold til i Knutzen og Skei (1990)

8. VURDERING AV MILJØGIFTER I SJØMAT

Som nevnt frarådet næringsmiddel myndighetene i 1986 å spise muslinger samlet innenfra Hemnesberget, likeledes et for stort inntak av fisk og reker fra denne del av fjorden. Det sterkt reduserte belastning, og det tilsvarende lave PAH-innhold i skjell og fisk fra 1990, aktualiserer en revurdering av disse kostholdsråd (kfr. tab.8-9).

Imidlertid bør det foretas analyser av nye rekeprøver for å belyse den store forskjellen mellom 1989 og 1990. Denne er vanskelig å forklare i betraktning av at reker burde ha sediment og forurenset næring som hovedkilde til sitt PAH-innhold, ikke de direkte utslipp til fjorden.

Det høye arseninnholdet i reker ca. 30/60 ppm v.v. må vurderes av næringsmiddelmyndighetene, samtidig som resultatene søkes bekreftet/avkreftet gjennom analyser av nye prøver. Det samme gjelder rekenes (usikre) høye innhold av klororganiske stoffer.

Når unntas en (usikker) høy blyverdi i blåskjell samlet nær BNN i 1989, var innholdet av andre miljøgifter (metaller og klororganiske stoffer) lavt.

Med ovenstående forbehold synes det generelt være liten grunn til å ha bekymringer i forbindelse med utnyttelsen av sjømat fra indre fjord (tab.14). Likevel bør det gjøres klart at fangst av fisk og skjell-sanking i den umiddelbare nærhet av tidligere utslipp ikke bør foretas pga. den kontamineringrisiko som forurenset bunn og avrenning fra forurenset grunn kan representere lokalt.

Tabell 14. Maximum konsentrasjoner av miljøgifter i blandprøver av utvalgte organismer fra Ranfjorden 1989-90 sammenlignet med utenlandske Grenseverdier fra tab.6. Blandprøver besto av 5 individer fisk, ca.50 blåskjell og 100 reker. *Antall* blandprøver vurdert er gitt i kursiv skrift. Konsentrasjoner er på mg/kg (ppm v.v.) friskvekt bortsett for TEQ (ppb v.v.).

Stoffer	Torkefilet	Skrubbefilet	Sjørretfilet	Torskelever	Blåskjell	Reker
<i>Antall</i>	14	9	2	14	41-42	6
Arsen					4? 2.4	4? 62.1 ¹
Bly	0.5 0.16	0.5 0.12	0.5 0.12	1 0.2	2.0 40.1 ²	0.5 0.11
Kadmium	0.05 <0.005	0.05 <0.005	0.05 <0.005	0.1 0.14 ³	0.3 0.19	0.3 0.44 ⁴
Kvikksølv	0.3 0.08	0.3 0.1	0.3 0.03		0.3 0.02	0.3 0.08
<i>Antall</i>	5		2	10	8	6
ΣDDT (DDE+ DDD)	2 <0.003		2 ≈0.014	5 ≈0.203	2 <0.001	2 <0.02
HCB	0.05 <0.001		0.05 0.011	0.2 0.013	0.2 <0.001	0.2 0.001
ΣHCH	0.2 <0.001		0.2 0.017	1.0 ≈0.014	0.1 <0.001	0.1 0.003
γHCH	0.1 <0.001		0.1 0.008	0.8 0.011	0.1 <0.001	0.1 0.001
ΣPCB	1 0.013		1 0.066	2 ≈0.473	1 0.004	1 0.042
CB, enkelte PCB forbind.	0.04-0.12 0.006		0.04-0.12 0.024	0.6-2 0.153	0.6-2 0.001	0.6-2 0.018
<i>Antall</i>		1			3	
TEQ (µg/kg)		0.02 0.002			0.02? <0.001	

¹) Minium 27.9 ppm v.v., mulig naturlig høyt nivå i reker (se tekst)

²) Fra st.6 i 1989. 1.6 ppm v.v. ble også målt på st.1 (1989) ellers var maksimum 0.9 ppm v.v.

³) Konsentrasjoner i tre blandprøver variert mellom 0.11 og 0.14 ppm v.v. , ellers var maximum 0.06 (se tekst).

⁴) Konsentrasjoner i to blandprøver fra st.BA var 0.41 og 0.44 ppm v.v. , ellers var maximum 0.04

9. EFFEKTER AV STØRRELSE OG RENSING AV TARM HOS BLÅSKJELL

Forsøkene ble gjort med blåskjell innsamlet fra st.B2 Koksverkkaien 1989 (kfr. Vedlegg B). Ni av de tretten grunnstoffene samt tre grupperinger av PAH- forbindelser ble testet (tab.F13).

Det var ikke signifikant forskjell mellom 35 og 63 mm blåskjell når det gjaldt innhold av arsen, kvikksølv, nikkel, sum-PAH, eller sum kreftfremkallende PAH. De øvrige elementene hadde til dels meget signifikante forskjeller ($p < 0.01$). Kadmium, sink og benzo(a)pyren var positive korrelert til lengde, dvs. det var signifikante høyere konsentrasjoner i blåskjell med middellengde på 63 mm enn i blåskjell med middellengde på 35 mm. Bly, jern, kobber, total krom og mangan var negativt korrelert til lengde. Disse metallene, bortsett fra kobber, hadde konsentrasjoner i 63 mm blåskjell på ca. halvparten av i 35 mm individer. Kobber var ca. 5 ganger lavere. Det var også disse fem metallene som var signifikant lavere i blåskjell som hadde stått i akvariet ca. 10 timer før rensing. Bar kadmium viste en svak, men signifikant økning med denne behandlingen.

Årsaken til forskjellene mellom "tarmrensede" og ikke rensede skjell kan i hvert fall delvis ha å gjøre med at metallene i stor grad er knyttet til partikler. Transmisjonsmålinger tatt i nærheten av st.B2 viste relative lav gjennomskinnelighet (<20%) ned til på 2-3m dyp i forhold til 60-80% funnet ca.2km lenger vest (Golmen, 1991b), mao. en indikasjon på vesentlig høyere partikkelinnhold i vannet lengst inne i fjorden. Spesielt kan dette gjelde bly, jern, kobber, total krom og mangan. Større partikler som ikke tas opp fra fordøyelseskanalen skylles ut under oppholdet i akvariet. Dette kan dermed føre til et lavere metallinnhold enn i blåskjell der bløtdelen fjernes uten forutgående tarmrensning. Videre vil forholdet mellom overflate (hvor partiklene er konsentrert) og bløtdel-volum generelt avta med økende bløtdelvekt. Dette vil da gi lavere konsentrasjoner av metallene i større blåskjell. Hvis for eksempel blåskjells bløtdeler var kuleformete og hadde samme volum som bløtdelvekt oppgitt i Vedlegg B, betyr dette at forholdet areal:volum for 7.83ml er 56% mindre enn for 1.42ml.

Akvarie-opphold hadde lite virkning på sum PAH, sum kreftfremkallende PAH og BaP. Imidlertid ble det som nevnt funnet signifikante høyere konsentrasjoner for BaP i gruppen av de lengste blåskjellene (tab.F13). For sum PAH var det så stort avvik mellom parallelle prøver at forskjellen mellom store og små skjell ikke viste signifikans selv om middelkonsentrasjonen i de minste blåskjellene var bare omkring en fjerdedel av de større blåskjellene.

10. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., Håkansson, H., Wærn, F., Hanber, A., 1988. Nordisk dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988 : 7 (NORD 1988:49) fra Nordisk Miniterråd, København. 129 sider plus bilag. ISBN (DK)87-7303-100-2, ISBN (S)91-7996-054-5.
- Alexander, J., Becher, G., Dybing, E., 1990. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in fish. Avd. for miljømedisin, Statens institutt for folkehelse. PAH-FISH 150290. (stensilert).
- Boehm, P.D. og Farrington, J.W., 1984. Aspects of the polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of recent sediments in the Georges Bank region. Environ. Sci. Technol. 18:840-845.
- Borg, H., og Jonsson, P., 1992. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. Artikel X i Large-scale changes of contaminants in Baltic Sea sediment during the twentieth century. av P.Jonsson. Disputas 407 Universitet i Uppsala. 15 sider pluss vedlegg.
- Cretney, W.J., Wong, C.S., Macdonald, R.W., Erickson, P.E. og Fowler, B.R., 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and age-dated cores from Kitimat Arm, Douglas Channel and adjoining waterways. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18: 162-195.
- Eadie, B.J., Faust, W., Gardner, W.S. og Nalepa, T. 1982a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and associated benthos in Lake Erie. Chmosphere 11:185-191.
- Eadie, B.J., Landrum, P.F. og Faust, W. 1982b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments, pore water and the amphipod *Pontoporeia hoyi* from lake Michigan. Chemosphere 11:847-858.
- Eisler, R., 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Biological Report 85 (1.12). Contaminant Hazard Reviews. Rep. no. 12. Fish and Wildlife Service. U.S. Department of the Interior.
- Elliot, J.M., 1973. "Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates". Freshwater Biological Association, Westmoreland, England, scientific publication no. 25, 148 sider.
- Færden, K., 1991. Dioksiner i næringsmidler. Oppsummering av dioksinanalyser i 1989 og 1990. SNT-rapport nr. 4, 1991, 34s. + vedlegg. ISBN 0802-1627.
- Golmen, L., 1991a. Vurdering av Rana Gruber A/S sitt industriavløp i indre Ranfjorden. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt 90217. (l.nr. 2556). 62 sider.
- Golmen, L., 1991b. Målinger av hydrografi og lystransmisjon i indre Ranfjorden 5.oktober 1990. Vestlandsavdelingen Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt 90217. Notat.
- Green, N.W. og Knutzen, J., 1988. Undersøkelse i Ranfjorden etter arsenutslipp 29. februar 1988. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt 88047. (l.nr 2201). 52 sider.
- FAO, 1989. Fisheries Circular No.825(FI/UC/825, November 1989). Food safety regulations applied to fish by major importing countries.

- Fisher, R.A., og Yates, F., 1963. Statistical Tables for Biological, Agricultural and Medical Research. Longman Group Ltd., 146 sider.
- Förstner, U. og Wittmann, G.T.W., 1979. "Metal Pollution in the Aquatic Environment". Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 sider.
- Helland, A. og Skei, J., 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2521) ISBN 82-577-1828-9.
- Helland, A., Rygg, B., 1990. Resipientundersøkelser i Fauskevika sommeren 1989. Vannkjemi og bunnfauna. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-89090 (l.nr. 2448). 47 sider.
- Holmen, S.A. og Tryland, Ø., 1977. Resipientundersøkelse i Ranfjorden. Rapport nr. 1 (foreløpigrapport). Forurensningstilførsler. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 1, O-31/75, 76 sider.
- Haakstad, M., 1984. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport VI. Hydrografiske undersøkelser 1980-1982. (Overvåkingsrapport 130/84). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr. 1620). 48 sider.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs vol. 1 to 42 Suppl. 7, Lyon.
- Iversen, E.R. og Arnesen, R.T., 1990. Vannforurensning fra nedlagte gruver Del II. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-89106 (l.nr. 2363). 51 sider.
- JMG, 1990a. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøtte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/info.18-E, Overview of standards for contaminants in fishery products.
- JMG, 1990b. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøtte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/3/14-E, The Danish Monitoring for the Assessment of hazards to human health.
- JMG, 1990c. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøtte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/3/12-E, A compilation of standards and guidance values for contaminants in fish, crustaceans and molluscs for the assessment of possible hazards to human health Purpose (A).
- Johnson, A.C., Larsen, P.F., Gabois, D.F., Humason, A.W., 1986. The distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surficial sediments of Penobscot Bay (Maine, USA) in relation to possible sources and to other sites worldwide. Mar. Environ. Res. 15:1-16.
- Kirkerud, L.A., Bokn, T., Knutzen, J., Kvalvågnæs, K., Magnusson, J., Skei, J., 1977. Resipientundersøkelse i Ranfjorden. Rapport nr. 2 Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-31/75, 140 sider.

- Kirkerud, L.A., Haakstad, M., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Rygg, B., Skei, J., Tryland, Ø., 1985. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Samlerapport (Overvåkingsrapport 207/86). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310, 76 sider.
- Kirkerud, L.A., Riisberg, A.-M., 1982. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport II. Miljøtoksikologisk vuredning av ammoniakk, cyanid, fenol og hydrogensulfid i indre del av Nordrana.(Overvåkingsrapport 58/82). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr.1442). 33 sider.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. VANN 18 (1):24-33.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport IV: Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. (SFT overvåkingsrapport 120/84). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O- 8000310 (l.nr.1588). 108 sider.
- Knutzen, J., 1985. Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grenser for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport O-83091 (l.nr.1733), 121 s. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J., 1987a. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2051), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø -opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. Norsk institutt for vannforskning O-87189/E-88445 (l.nr.2205). 45 sider.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport. 1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. Norsk institutt for vannforskning O- 90027 (l.nr.2469). 45 sider.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøklvaitet. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8612602 (l.nr.2540). 139 sider.
- Knutzen, J., 1991a. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller i blåskjell og o-skjell fra Sandafjorden/Sandsfjorden 1990. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-90168 (l.nr.2585) 125 s.
- Knutzen, J. 1991b. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89019 (l.nr.2622), 48s. ISBN 82-577-1926-9.
- Knutzen, J. og Berglind, L., 1992a. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1992. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-899504 (l.nr.2811). 14 sider.
- Knutzen, J. og Berglind, L. 1992b. PAH i blåskjell fra omgivelsene av Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991-1992. Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-91149 (l.nr.2823), 17s.

- Knutzen, J., Berglind, L., Brevik, E., Green, N., Kringstad, A., Oehme, M. og Utne Skåre, J., 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. ?) ?s. ISBN 82-577-?-?.
- Knutzen J. og Rygg, B., 1993 . Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystforvann. Virkning av miljøgifter. *SFT-veiledning* nr. 93.xx Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-xx. (in prep.)
- Konieczny, R. og Knutzen, J., 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Surndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-91086 (l.nr.2818), 28s. ISBN 82-577-2214-6.
- Larsen, P.F., Gadbois, D.F., Johnson, A.C., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Gulf of Maine sediments. Distribution and mode of transport. *Mar. Environ. Res.* 18:231-244.
- Larsson, B.K., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish foods. Aspects on analysis, occurrence and intake. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Lukas, b., Wetzel, H. og Reclin, O., 1980. Zur Kontamination von Ostseefischen mit polychlorierten Biphenylen. *Die Nahrung* 24:405-411.
- Møller, H., Schneider, R. og Schnier, C., 1983. Trace metal and PCB content of mussels (*Mytilus edulis*) from the Southwestern Baltic Sea. *Int. Rev. Geo. Hydrobiol.* 68: 633-647.
- Næs, K. og Skei, J., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport III. Løste metaller og partikler i vannmassene. (SFT overvåkingsrapport 67/83). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O- 8000310 (l.nr.1484). 49 sider. ISBN 82-577-0619-1..
- Niemistö, L., 1974. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238. 33-38.
- Næs, K., Oug, E., Klungsøyr, J. og Knutzen, J., 1992. Organochlorines and PAHs in the marine environment. 3. Occurrence s. 35-50 i A. Molvær og H. Goksøyr (red.): Programme on marine pollution (PMF) Organochlorines and PAHS in the marine environment. State of the art and research needs. NTNF-rapport, 120s. ISBN 82-7224-334-2.
- Næs, K. og Rygg, B., 1990. Overvåking av Årdalsfjorden i 1989. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport O-890952/8909503 (l.nr.2385), 51s. ISBN 82-577-1665-0.
- Oehme, M., Manö, S., Brevik, E.M. og Knutzen, J., 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production, *Fresenius Z. Anal. Chem.* 335: 987-997.
- Phillips, D.H., 1980. "Qualitative Aquatic Biological Indicators". Applied Science Publishers Ltd., London. 488 sider.
- Philips, D.J.H., 1990. Arsenic in aquatic organisms: a review, emphasizing chemical speciation. *Aquatic. Toxicol.* 16: 151-186.

- PNUN, 1987. Bestämmelser om främmande ämnen i livsmedel (kontaminanter). Rapport 1987:3 - Nordisk Jämförelse. Permanente nordiske utalg for næringsmiddelspørsmål (PNUN).
- Rygg, B., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport V. Bløtbunnfauna. (Overvåkingsrapport 121/84). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr.1584). 40 sider.
- Skei, J., og Paus, P.E., 1979. Surface metal enrichment and partitioning of metals in a dated sediment core from a Norwegian fjord. *Geochimica et Cosmochimica ACTA*, 43(2):239-246.
- Skei, J. og Knutzen, J., 1988. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet, bunnsedimenter og miljøgifter i organismer i nedre Glomma (Greåker-Løperen) - Sluttrapport. NIVA-rapport O-86063 (l.nr. 2136), 60s. ISBN 82-5771-1417-8.
- Thompson, D.R., 1990. Metal levels in marine invertebrates. s. 143-182 i R.W. Furness og P.S. Rainbow (red): Heavy metals in the marine environment. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Tryland, Ø., 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden - en marin industriresipient. Delrapport I. Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Kosverket, Rana Gruber og Bergverksselskapet Nord-Norge i oktober 1980 og juni 1981. (SFT overvåkingsrapport 63/82). Norsk institutt for vannforskning. Prosjekt O-8000310 (l.nr.1447). 71 sider.
- Varanasi, U., Chan, S.-L., MacLeod et al. 1990. Survey of subsistence fish and shellfish for exposure to oil spilled from Exxon Valdez. - First year: 1989 NOAA Technical Memorandum NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- Weisberg, S., 1985. Applied Linear Regression. Second edition. John Wiley & Sons, 324 pp.
- Zdanowicz, V.C., Gabois, D.F., og Newman, M.W., 1986. Levels of organic and inorganic contaminants in sediments and fish tissues and prevalences of pathological disorders in winter flounder from estuaries of the Northeast United States, 1984. S.578-585 i *Oceans. Proc. Vol.2. Data management, instrumentation and economics. Inst. Electrical and Electronics Engineers.*

VEDLEGG A

FORKORTELSER.

FORKORTELSER

STOFFER/ELEMENTER

As	arsen
Cd	kadmium
Co	kobolt
CrT	total-krom
Cr6	seksverdi-krom
Cu	kobber
F	fluorid
Fe	jern
Hg	kvikksølv
Mn	mangan
Ni	nikkel
Pb	bly
Zn	sink
TOC	Total organisk karbon
PAH	polysykliskearomatiske hydrokarboner
KPAH	sum kreftfremkallende PAH
BaP	benzo (a) pyren
5-CB	pentaklor bifenyl
CB n	enkelt PCB forbindelse hvor n er lik 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 eller 201
DDE	hovedmetabolitt av DDT
EPOCI	Ekstraerbart persistent organisk bundet klor
HCB	heksaklorbenzen
γ HCH	gamma heksaklorbenzen - Lindan
OCS	oktaklorstyren
PCB	polyklorerte bifenyler
PCB-8	Sum av enkelte PCB forbindelse: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 og 201
TEQ	"Toxicity equivalents" dvs. ekvivalenter av den giftigste forbindelsen innen gruppen polyklorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner (PCCDD/PCDF). Ekvivalentberegning etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988).

ENHETER

ppm	deler pr. milliondeler, mg/kg
ppb	deler pr. milliarddeler, µg/kg
ppn	deler pr. million milliondeler, µg/tonn, nannogram(ng)/kg

BASIS

t.v.	tørrvekt
v.v.	våtvekt eller friskvekt

STATISTIKK

ns	$p > 0.05$, ikke signifikant dvs. null hypotesen i statistisk testen kan ikke forkastes
*	$p < 0.05$, signifikant dvs null hypotesen i statistisk testen kan forkastes
**	$p < 0.01$, signifikant dvs null hypotesen i statistisk testen kan forkastes
***	$p < 0.001$, signifikant dvs null hypotesen i statistisk testen kan forkastes

VEDLEGG B

RESULTATER FRA METALL-ANALYSENE.

i rekkefølgen:

SEDIMENT

BLÆRETANG, *FUCUS VESICULOSUS*

BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*

O-SKJELL, *MODIOLUS MODIOLUS*

REKER, *PANDALUS BORIALUS*

TORSK, *GADUS MORHUA*

SKRUBBE, *PLATICHTHYS FLESUS*

SJØØRRET, *SALMO TRUTTA*

SEDIMENT fra Ranfjord 1989. Konsentrasjoner er oppgitt på tørrvekt basis. PAH og PCB ble tatt fra egne prøver. Se eget vedlegg for PAH og PCB.

St.	<63µ %	snitt cm	TOC %	As ppm	Cd ppm	Co ppm	CrT ppm	Cu ppm	F ppm	Fe %	Hg ppm	Mn %	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	PAH	PCB
1	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	+
1	72.7	0-2	1.49	<20	0.23	10.50	28.7	58.3	360	4.64	0.07	0.240	22.0	34.4	157	+	*
1	*	0-2	1.28	<20	0.20	6.91	27.7	47.4	300	3.83	0.03	0.178	23.7	30.6	115	+	*
1	*	2-4	1.92	<20	0.84	12.80	27.6	75.9	380	6.42	0.08	0.296	20.7	72.0	343	*	*
1	*	4-6	1.66	<20	1.35	14.20	36.9	83.4	300	7.10	0.09	0.317	21.8	102.0	540	*	*
1	*	6-8	1.10	<20	1.00	9.98	31.9	81.9	410	6.97	0.04	0.265	19.0	67.9	377	*	*
1	*	8-10	0.99	<20	1.34	11.40	42.0	82.0	420	6.60	0.06	0.321	21.0	98.3	553	*	*
1	*	10-12	1.82	24	1.96	9.56	51.6	86.0	280	8.58	0.11	0.315	22.0	165.0	879	*	*
1	*	12-14	1.77	<20	1.80	10.40	51.9	115.0	250	8.38	0.09	0.280	26.4	158.0	896	*	*
2	79.8	0-2	0.81	<20	0.19	11.30	25.5	94.3	*	4.37	0.05	0.218	20.8	36.8	143	+	+
2	*	0-2	0.88	<20	0.24	8.90	22.7	94.9	240	3.68	0.03	0.201	19.8	27.7	138	*	*
3	86.2	0-2	0.68	<20	0.24	11.80	32.5	66.0	330	4.55	0.06	0.232	19.7	86.6	202	*	*
3	92.4	2-4	0.49	<20	0.32	14.00	35.0	68.0	300	4.46	0.04	0.196	20.0	91.0	228	*	*
3	*	0-2	1.05	<20	0.33	10.00	31.8	63.7	230	5.13	0.04	0.189	22.9	79.6	256	*	*
3	*	2-4	0.77	<20	0.30	10.90	29.7	62.4	250	3.97	0.03	0.192	19.8	83.2	221	*	*
3	96.4	10-12	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
3	93.2	20-22	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
4	98.7	0-2	0.88	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	+
5	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	+
5	*	0-2	0.50	<20	1.32 ¹	12.10	28.3	92.9	330	4.01	0.05	0.168	20.2	183.0	447	+	+
6	63.3	0-2	0.24	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10	99.5	0-2	0.75	20	0.20	20.90	51.8	68.8	*	4.69	0.05	0.231	32.9	137.0	293	+	+
10	*	0-2	0.75	22	0.09	23.00	45.9	70.9	330	4.62	0.05	0.339	41.9	140.0	290	*	*
11	98.5	0-2	0.48	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
12	99.0	0-2	0.82	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
13	*	0-2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
14	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	+
14	*	0-2	0.85	<20	0.12	22.00	59.9	53.0	340	5.04	0.04	0.099	48.0	93.9	264	+	+
14	*	2-4	0.82	20	0.11	22.00	62.9	55.9	340	5.04	0.03	0.076	42.9	91.9	270	*	*
14	*	4-6	0.75	<20	0.11	23.00	64.0	50.0	320	4.98	0.03	0.057	47.0	71.0	237	*	*
14	*	6-8	0.69	<20	0.07	23.20	63.6	41.4	400	4.92	0.02	0.055	50.4	35.3	184	*	*
14	*	8-10	0.67	<20	0.06	25.00	64.9	38.0	510	4.96	0.02	0.054	52.9	35.0	163	*	*
15	*	0-2	1.14	<20	0.05	19.90	56.7	47.7	230	4.96	0.01	0.094	34.8	77.5	216	+	+

¹) reanalysis Cd (st.5 0-2cm): 1.58 ppm t.v.

SEDIMENT fra Ranfjord 1989 (forts.).

St.	<63µ %	snitt cm	TOC %	As ppm	Cd ppm	Co ppm	CrT ppm	Cu ppm	F ppm	Fe %	Hg ppm	Mn %	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	PAH	PCB
16	98.6	0-2	0.48	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
17	*	0-2	0.85	<20	0.12	22.00	43.9	62.9	320	4.74	0.04	0.403	33.9	86.8	212	+	+
18	92.6	0-2	1.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
19	*	0-2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
20	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	*
20	98.7	0-2	1.19	<20	0.10	22.10	59.4	54.3	*	4.71	0.03	0.099	42.3	96.6	259	+	+
20	*	0-2	1.16	<20	0.09	19.90	57.8	49.8	200	4.63	0.02	0.172	49.8	106.0	236	*	*
24	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	*
24	94.2	0-2	1.12	<20	0.06	16.90	47.9	37.9	*	3.70	0.02	0.138	46.9	59.8	163	+	+
24	*	0-2	1.11	<20	0.07	18.80	52.5	39.6	210	4.12	<0.01	0.087	37.6	77.3	174	+	+
25	*	0-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+	*
25	98.5	0-2	1.11	<20	0.06	18.90	47.7	30.8	*	3.12	<0.01	0.086	30.8	53.7	140	+	+
25	*	0-2	1.30	<20	0.07	15.00	57.4	38.1	180	4.16	<0.01	0.069	40.1	68.1	172	*	*
25	*	2-4	1.44	<20	0.06	16.10	59.2	40.2	370	4.32	<0.01	0.059	41.2	72.3	181	*	*
25	*	4-6	1.37	<20	0.05	18.00	60.9	37.9	370	4.30	0.02	0.055	39.9	68.9	177	*	*
25	*	6-8	1.33	<20	0.08	18.00	61.9	35.9	310	4.28	0.01	0.051	38.9	60.9	174	*	*
25	*	8-10	1.23	<20	0.07	16.00	61.0	34.0	370	4.23	<0.01	0.050	38.0	45.0	159	*	*
26	98.8	0-2	1.45	<20	0.08	15.50	61.0	34.9	*	4.08	<0.01	0.049	40.7	52.3	162	+	+
26	*	0-2	1.58	<20	0.08	14.00	57.9	33.9	290	4.06	<0.01	0.075	40.9	60.9	151	*	*
26	99.6	2-4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
26	98.8	10-12	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
26	98.5	20-22	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

BLÆRETANG fra Ranfjord 1989. Konsentrasjoner er på tørrvekt basis.

St.	As ppm	Cd ppm	Co ppm	CrT ppm	Cu ppm	F ppm	Fe ppm	Hg ppm	Mn ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm
5	<60	0.82	3.22	1.99	10.1	<20	1060	0.04	330	5.0	2.34	960
5	<42	0.83	2.89	1.45	8.98	<20	1060	0.03	320	4.5	2.48	950
6	<43	1.65	1.48	0.40	9.29	<20	380	0.02	130	2.1	8.44	710
7	<40	0.81	2.77	0.44	63.4	<20	330	0.02	200	2.4	0.63	220
9	<50	0.53	2.02	0.60	5.92	<20	340	0.01	190	4.5	1.74	200
15	<40	0.44	1.98	0.16	2.64	<20	110	0.01	170	4.8	0.46	110
16	<56	0.42	1.40	0.14	2.94	<20	100	0.01	150	5.0	0.50	100
14	<52	0.31	2.59	0.31	3.11	<20	250	0.01	110	6.0	0.62	80
14	<55	0.36	2.19	0.36	2.96	<20	250	0.01	120	5.5	0.58	80
17	<50	0.66	0.74	0.15	1.94	<20	60	<0.01	60	3.2	0.49	40

BLÅSKJELL fra Ranfjord 1989 og 1990. pr. betyr prøvenummer, ind. betyr antall individer i blandprøven, lengde er middel skallengde, skall er total skallvekt. Konsentrasjon på tørrvekt. Se eget vedlegg for PAH og PCB.

År	St.	pr.	ind.	lengde mm	skall g	tørr- vekt %	t.v.	As ppm	Cd ppm	Co ppm	CrT ppm	Cr6 ppm	Cu ppm	F ppm	Fe ppm	Hg ppm	Mn ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	PAH ppm	PCB ppm
							g										t.v.	t.	t.v.	t.v.		v.v.
89	2	1	50	69.20	456.02	13.3	261.21	7.27	0.5	<4.0	R6.00	<0.05	R24.50	<20	R1590	<0.10	R 76.5	2.44	R3.0	R310	*	*
89	2	2	50	68.62	445.89	11.6	287.14	12.3	0.7	<1.4	3.70	*	R32.10	<20	1540	0.05	R118	R3.2	3.50	350	+	*
89	5	1	46	50.91	211.06	15.7	130.58	7.07	0.7	<4.0	4.06	<0.05	R20.30	<20	3550	<0.10	163	2.56	R5.30	295	*	*
89	5	2	44	48.59	157.88	15.2	107.26	7.37	0.6	<1.1	3.70	*	55.40	<20	3210	0.05	130	1.40	5.40	330	+	+
89	6	1	45	47.58	154.37	17.2	127.49	5.35	0.7	<4.0	R4.00	<0.05	11.60	<20	1980	<0.10	31	<2.20	R233	R490	*	*
89	6	2	50	49.16	148.80	18.5	137.56	6.32	0.6	<1.2	1.80	*	R19.70	<20	1900	0.05	28	R1.7	210	450	+	*
89	8	1	50	46.76	223.98	10.4	115.07	10.5	1.0	<4.0	4.10	<0.05	R11.5	<20	903	<0.10	41	<3.70	R8.4	261	*	*
89	8	2	50	41.55	182.32	17.7	90.08	8.38	0.8	<2.1	4.80	*	R20.40	<20	850	0.07	34	2.10	R4.30	220	+	*
89	9	1	50	38.96	103.23	16.5	*	11.0	0.3	<4.0	1.64	<0.05	R 7.4	<20	847	<0.10	38	<1.80	R2.3	161	*	*
89	9	2	50	41.24	95.12	19.6	76.02	5.51	0.3	<1.0	1.80	*	R29.20	<20	850	0.04	28	1.10	2.00	130	+	*
89	15	1	50	52.85	171.76	11.8	129.14	10.7	0.8	<4.0	2.61	<0.05	9.32	<20	739	0.10	46	<3.20	4.16	217	*	*
89	15	2	50	55.78	198.94	14.4	126.13	11.6	0.7	<1.5	2.50	*	7.60	<20	710	0.11	35	<1.30	R2.80	180	+	*
89	16	1	50	28.46	65.61	13.4	26.53	*	*	*	9.47	<0.05	18.60	<20	1190	*	*	5.82	5.39	219	*	*
89	16	2	100	31.16	134.10	13.1	50.13	8.78	1.1	<1.5	5.00	*	26.30	<20	1440	0.17	53	2.90	4.00	220	+	*
89	18	1	50	41.44	146.57	15.0	*	8.77	0.5	<4.0	1.38	<0.05	8.02	<20	612	0.10	24	<2.20	2.93	169	*	*
89	14	1	50	39.08	146.25	14.1	73.79	5.18	0.5	<4.0	2.24	<0.05	8.96	<20	597	<0.10	15	<2.40	1.75	133	*	*
89	14	2	50	40.06	116.34	14.2	70.01	5.53	0.5	<1.5	2.70	*	13.80	<20	540	0.08	17	<1.50	1.60	120	+	+
89	17	1	50	35.08	203.72	16.7	90.55	7.8	0.5	<4.0	1.54	<0.05	10.20	<20	215	<0.10	6.3	<2.20	1.23	114	*	*
89	17	2	50	42.06	271.21	17.1	139.18	8.83	0.5	<1.5	0.80	*	9.00	<20	200	0.05	5.3	<1.00	0.90	100	+	*

R) betyr reanalyse verdi

BLÅSKJELL (forts.) fra Ranfjord 1989-1990.

År	St. pr.	ind.	lengde mm	skall g	t.v. %	t.v. g	As ppm t.v.	Cd ppm t.v.	Co ppm t.v.	CrT ppm t.v.	Cr6 ppm t.v.	Cu ppm t.v.	F ppm t.v.	Fe ppm t.v.	Hg ppm t.v.	Mn ppm t.v.	Ni ppm t.v.	Pb ppm t.v.	Zn ppm t.v.	PAH ppm t.v.	PCB ppm t.v.
90	2	1	50	34.92	52.94	20.0	71.7	7.20	0.29	<1.5	9.8	*	81.2	<20	1600	0.05	38.4	7.7	2.8	122	*
90	2	2	50	34.96	53.78	19.9	70.5	7.59	0.30	<1.5	9.8	*	82.2	<20	1510	0.06	37.8	8.0	2.8	113	*
90	2	3#	50	34.98	51.76	21.4	66.6	7.62	0.32	<1.5	1.8	*	R37.7	<20	170	0.06	5.1	R2.7	1.6	132	*
90	2	4#	50	35.08	53.09	18.5	75.4	8.27	0.32	<1.5	1.4	*	R16.7	<20	170	0.06	5.6	R2.3	1.4	136	*
90	2	5	20	61.30	149.56	19.8	154.5	7.68	0.38	<1.5	4.8	*	12.5	<20	890	0.06	R22.9	R5.0	1.5	177	*
90	2	6	20	65.25	149.72	19.1	158.6	9.48	0.38	<1.5	4.9	*	15.8	<20	690	0.06	R26.3	R2.8	1.3	169	*
90	5	1	50	43.26	124.66	16.2	99.1	11.9	0.88	<1.5	2.3	*	30.2	<20	1010	0.09	37.8	3.3	2.9	302	+
90	5	2	50	43.36	126.68	16.6	98.3	11.6	0.81	<1.5	2.1	*	22.2	<20	870	0.07	36.0	3.1	2.5	296	+
90	6	1	50	35.24	38.80	20.2	68.5	10.1	0.33	<1.5	0.7	*	15.6	<20	240	0.03	8.2	R1.6	1.7	125	+
90	6	2	50	35.22	38.11	19.8	71.0	10.5	0.29	<1.5	0.7	*	10.9	<20	210	0.03	7.7	R1.8	1.6	120	*
90	8	1	50	44.10	126.22	17.0	116.3	9.47	0.43	<1.5	2.4	*	20.5	<20	750	0.06	20.5	R2.0	1.4	141	+
90	8	2	50	44.10	124.18	17.3	114.3	8.84	0.44	<1.5	2.6	*	22.8	<20	670	0.07	22.8	R2.8	1.6	132	+
90	9	1	50	37.08	48.48	20.4	93.5	11.6	0.31	<1.5	0.7	*	7.4	<20	210	0.03	7.5	R1.9	1.0	116	+
90	9	2	50	37.14	49.20	20.5	94.3	10.8	0.27	<1.5	0.6	*	11.1	<20	200	0.03	7.5	R1.6	1.2	117	+
90	15	1	48	31.04	45.73	13.8	38.2	9.35	0.79	<1.5	R4.1	*	R18.5	<20	1270	0.12	R43.2	R2.8	1.7	174	+
90	15	2	49	31.20	45.63	14.2	40.2	10.3	0.69	<1.5	R2.3	*	11.3	<20	760	0.11	R24.2	R2.4	1.4	170	*
90	16	1	50	35.50	78.40	15.7	65.6	7.13	0.64	<1.5	R2.3	*	R18.5	<20	620	0.12	12.5	R1.2	1.6	156	+
90	16	2	50	35.50	76.85	16.6	61.4	6.45	0.66	<1.5	R4.9	*	22.3	<20	720	0.12	13.9	R2.8	1.6	137	+
90	18	1	50	37.86	83.33	18.4	98.2	5.38	0.52	<1.5	0.7	*	6.9	<20	260	0.09	8.2	<1.0	0.9	78	+
90	18	2	50	38.16	84.95	18.0	99.4	6.06	0.51	<1.5	0.6	*	4.9	<20	250	0.09	8.3	<1.0	0.8	86	+
90	14	1	50	38.76	210.90	16.5	88.6	7.58	1.15	<1.5	2.3	*	10.1	<20	270	0.11	9.5	R2.1	1.3	97	+
90	14	2	50	38.78	215.90	17.2	95.0	7.21	0.99	<1.5	1.9	*	9.2	<20	270	0.10	9.3	R1.0	1.1	87	+
90	17	1	13	35.46	37.03	20.7	28.1	4.37	0.41	<1.5	0.6	*	10.0	<20	100	0.04	4.9	<1.0	1.1	73	+

#) gått ren i akvarie ca.10 timer.

R) betyr reanalyse verdi

OSKJELL fra Ranfjord 1989-90. pr. betyr prøvenummer, ind. betyr antall individer i blandprøven, lengde er middel skallengde, skall er sum skallvekter fra Oskjell som inngikk i blandprøven. Se eget vedlegg for PAH.

År	St.	pr.	ind.	lengde mm	skall g	t.v. %	CrT ppm t.v.	Cr6 ppm t.v.	Cu ppm t.v.	Fe ppm t.v.	Ni ppm t.v.	Pb ppm t.v.	Zn ppm t.v.	PAH
89	5	1	6	108.00	384.00	13.2	1.93	<0.05	72.9	1730	7.66	60.2	1700	+
89	9	1	5	124.00	328.17	13.2	1.97	<0.05	86.3	859	4.93	41.1	624	*
89	12	1	5	128.20	388.66	13.1	1.66	<0.05	73.7	872	4.30	21.1	424	+
89	12	2	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+
89	15	1	5	143.00	711.38	12.8	1.28	<0.05	55.6	245	3.89	18.0	578	+
89	16	1	5	130.00	518.54	13.9	1.02	<0.05	42.9	247	1.98	7.4	363	+
89	18	1	5	135.20	557.93	14.4	3.25	<0.05	59.1	384	3.55	9.8	319	*
89	14	1	5	127.80	508.56	9.1	3.75	<0.05	38.5	623	6.83	18.9	981	+
89	14	2	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+
89	17	1	5	131.00	486.72	13.7	1.35	<0.05	47.7	148	5.21	5.2	998	*
90	8	1	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+
90	9	1	5	119.00	363.10	*	*	*	*	*	*	*	*	+
90	15	1	5	134.80	568.50	*	*	*	*	*	*	*	*	+
90	16	1	5	125.20	476.00	*	*	*	*	*	*	*	*	+
90	18	1	5	119.00	333.90	*	*	*	*	*	*	*	*	+
90	14	1	5	130.20	594.30	*	*	*	*	*	*	*	*	+

**REKER fra Ranfjord 1989-90. Blandprøver av ca.100 individer. ind. pr. betyr prøvenummer, # analyse uhell.
Se eget vedlegg for PAH og PCB.**

År	St.*	pr.	fett %	t.v. %	As ppm v.v.	Cd ppm v.v.	Co ppm v.v.	CrT ppm v.v.	Cu ppm v.v.	F ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Hg ppm v.v.	Mn ppm v.v.	Ni ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH	PCB
89	BA	1	1.0	22.3	27.9	0.44	<0.05	<0.02	9.14	#	6.14	0.04	1.21	<0.2	0.08	10.9	+	+
89	BA	2	1.0	21.8	30.7	0.41	<0.04	0.06	9.22	#	7.21	0.06	1.37	<0.2	0.09	10.9	+	+
89	SB	1	0.8	21.3	60.3	0.04	<0.05	0.02	6.79	#	6.79	0.07	0.70	<0.2	0.09	10.4	+	+
89	SB	2	0.8	21.8	62.1	0.04	<0.04	0.02	6.12	#	4.02	0.08	0.40	<0.2	0.10	11.1	+	+
90	SB	1	0.9	21.6	36.2	0.02	<0.04	0.02	4.74	#	4.99	0.07	1.22	<0.2	0.11	10.8	+	+
90	SB	2	0.9	21.6	29.8	0.02	<0.04	0.02	4.98	#	4.60	0.06	0.97	<0.2	0.11	11.9	+	+

TORSK fra Ranfjord 1990. nr. er fiskenummer, rg. er rangering etter lengde, bl. betyr blandprøve, nummer (serier på 5 individer)

NB! Konsentrasjon i en blandprøve er angitt på første prøven i serien, dvs. rangnummer 1,6, 11, 16 eller 21.

BM: Ranosen HH: Holmholmen ved Holmgalten UT: Utskarpen

St. nr.	rg.	bl.	ing.	vek		FILET												LEVER											
				mm	g	t.v.	%	Cd	Hg	Pb	PAH	PCB	vekt	%	As	Co	CrT	Cu	F	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	PAH	PCB			
						ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm			
BM 07	1	1	310	344	20.4	<0.005	0.05	0.14	+	+	0.025	<0.10	<0.05	3.10	<20	47.9	1.51	<0.5	0.16	29.7	+	+							
BM 25	2	1	310	314	19.6	<0.005	0.05	0.12	*	*	0.028	<0.11	<0.05	2.67	*	29.1	1.51	<0.5	0.13	30.2	*	*							
BM 24	3	1	320	281	20.5	<0.005	0.05	0.11	*	*	0.020	<0.10	<0.05	5.60	*	29.2	1.70	<0.5	0.30	30.2	*	*							
BM 23	4	1	330	359	19.0	<0.005	0.04	0.12	*	*	0.012	<0.10	0.08	2.85	*	52.5	1.25	<0.5	0.18	23.2	*	*							
BM 21	5	1	340	371	19.6	<0.005	0.04	0.11	*	*	0.017	<0.11	<0.05	5.20	*	45.1	1.66	<0.5	0.19	34.3	*	*							
BM 11	6	2	370	524	20.0	<0.005	0.03	0.12	+	+	0.019	<0.10	<0.05	2.03	*	37.3	0.80	<0.5	0.11	19.1	+	+							
BM 20	7	2	380	521	19.9	<0.005	0.04	0.12	*	*	0.049	<0.09	<0.04	1.98	*	35.2	1.09	<0.4	0.11	26.4	*	*							
BM 16	8	2	390	585	20.7	<0.005	0.05	0.12	*	*	0.012	<0.10	<0.05	1.74	*	33.3	0.61	0.5	0.12	21.1	*	*							
BM 22	9	2	390	513	18.8	<0.005	0.05	0.11	*	*	0.066	<0.11	<0.05	3.24	*	45.2	1.73	<0.5	0.31	29.1	*	*							
BM 01	10	2	400	614	20.1	<0.005	0.04	0.12	*	*	<0.010	<0.09	<0.05	1.56	*	27.3	0.51	<0.5	0.08	16.0	*	*							
BM 05	11	3	400	545	20.3	<0.005	0.07	0.12	+	+	0.135	<0.10	<0.05	2.13	*	72.4	1.25	<0.5	0.13	28.0	+	+							
BM 06	12	3	410	662	18.0	<0.005	0.04	0.11	*	*	0.031	<0.10	<0.05	4.40	*	61.3	1.29	<0.5	0.28	28.4	*	*							
BM 10	13	3	420	780	20.2	<0.005	0.05	0.12	*	*	0.027	<0.10	<0.05	2.70	*	27.8	0.60	<0.5	0.24	18.5	*	*							
BM 19	14	3	420	671	20.2	<0.005	0.05	0.12	*	*	0.027	<0.10	<0.05	2.15	*	40.5	0.55	<0.5	0.15	20.7	*	*							
BM 02	15	3	430	690	18.7	<0.005	0.08	0.12	*	*	0.026	<0.10	<0.05	5.16	*	24.6	0.99	<0.5	0.22	29.7	*	*							
BM 12	16	4	430	683	19.5	<0.005	0.05	0.12	+	+	0.131	<0.10	<0.05	2.80	*	56.1	0.96	<0.5	0.14	25.2	+	+							
BM 14	17	4	430	573	16.7	<0.005	0.08	0.10	*	*	0.096	<0.10	<0.05	2.45	*	74.2	1.39	<0.5	0.40	33.3	*	*							
BM 17	18	4	430	542	18.1	<0.005	0.07	0.12	*	*	0.256	<0.10	<0.05	8.18	*	84.8	1.12	<0.5	0.21	47.0	*	*							
BM 18	19	4	430	718	19.2	<0.005	0.04	0.12	*	*	0.052	<0.10	<0.05	3.19	*	64.1	1.10	<0.5	0.13	29.7	*	*							
BM 08	20	4	440	817	19.3	<0.005	0.04	0.11	*	*	0.037	<0.10	<0.05	2.12	*	48.4	0.89	<0.5	0.11	21.3	+	+							
BM 03	21	5	450	825	19.8	<0.005	0.07	0.10	+	+	0.046	<0.10	0.18	3.16	*	36.1	0.85	<0.5	0.15	29.1	*	*							
BM 13	22	5	460	788	20.4	<0.005	0.14	0.12	*	*	0.169	<0.10	<0.05	2.86	*	40.1	1.02	<0.5	0.15	26.4	*	*							
BM 15	23	5	460	833	19.9	<0.005	0.04	0.14	*	*	0.037	<0.10	<0.05	2.29	*	27.8	0.62	<0.5	0.08	20.2	*	*							
BM 04	24	5	470	794	17.3	<0.005	0.08	0.10	*	*	0.213	<0.10	<0.05	5.08	*	71.1	1.55	0.8	0.26	32.5	*	*							
BM 09	25	5	500	902	18.2	<0.005	0.08	0.12	*	*	0.210	<0.10	<0.05	4.54	*	59.0	1.32	0.9	0.36	41.0	*	*							

TORSK fra Ranfjord 1990 (forts).

St. nr.	rg. bl.	Ing. mm	vekt g	FILET							LEVER															
				t.v. %	Cd ppm	Hg ppm	Pb ppm	PAH	PCB	vekt g	t.v. %	As ppm	Cd ppm	Co ppm	CrT ppm	Cu ppm	F ppm	Fe ppm	Mn ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	PAH	PCB		
HH 20	1	1	300	219	19.1	<0.005	0.03	0.14	+	*	2.8	30.6	2.53	0.033	0.06	0.16	3.01	<20	82.2	1.52	0.35	0.11	31.8	+	*	
HH 19	2	1	310	245	*	*	*	*	*	*	4.5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
HH 15	3	1	320	277	*	*	*	*	*	*	4.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 17	4	1	320	260	*	*	*	*	*	*	3.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 18	5	1	320	305	*	*	*	*	*	*	4.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 13	6	2	330	306	19.2	<0.005	0.03	0.16	+	*	5.5	43.4	1.74	0.014	<0.08	<0.04	2.87	<20	53.3	1.01	<0.40	0.10	27.1	+	*	
HH 16	7	2	330	316	*	*	*	*	*	*	5.0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 12	8	2	340	355	*	*	*	*	*	*	8.7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 08	9	2	350	385	*	*	*	*	*	*	11.6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 14	10	2	350	355	*	*	*	*	*	*	5.8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 09	11	3	380	451	19.0	<0.005	0.04	0.14	+	*	5.9	31.7	1.06	0.050	0.06	0.03	6.14	<20	61.4	1.37	<0.31	0.11	36.2	+	*	
HH 10	12	3	380	422	*	*	*	*	*	*	4.2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 11	13	3	380	423	*	*	*	*	*	*	6.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 07	14	3	410	608	*	*	*	*	*	*	5.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 05	15	3	420	642	*	*	*	*	*	*	7.8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 06	16	4	430	727	19.0	<0.005	0.04	0.14	+	*	16.4	50.7	1.08	0.036	<0.09	0.04	4.36	<20	42.6	0.79	<0.44	0.08	26.6	+	*	
HH 03	17	4	460	992	*	*	*	*	*	*	19.3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 04	18	4	460	793	*	*	*	*	*	*	11.3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 02	19	4	520	1200	*	*	*	*	*	*	54.7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
HH 01	20	4	600	1791	*	*	*	*	*	*	50.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	

TORSK fra Ranfjord (referanse stasjon i Saltølsfjorden) 1990 (forts).

St. nr.	fg.	bl.	leng. mm	vekt g	FILET							LEVER													
					t.v. %	Cd ppm v.v.	Hg ppm v.v.	Pb ppm v.v.	PAH	PCB	vekt g	t.v. %	As* ppm v.v.	Cd ppm v.v.	Co ppm v.v.	CrT ppm v.v.	Cu ppm v.v.	F* ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Mn ppm v.v.	Ni ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH	PCB
SF 25	1	1	240	123	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 23	2	1	280	200	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 24	3	1	290	196	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 20	4	1	300	259	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 22	5	1	310	255	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 17	6	2	330	325	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 21	7	2	330	299	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 19	8	2	340	334	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 16	9	2	350	342	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 18	10	2	350	362	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 14	11	3	360	421	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 03	12	3	370	523	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 11	13	3	370	536	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 13	14	3	370	460	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 09	15	3	390	590	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 04	16	4	400	584	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 15	17	4	400	523	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 08	18	4	410	655	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 05	19	4	430	636	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 10	20	4	430	651	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 12	21	5	440	715	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 07	22	5	460	897	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 06	23	5	470	972	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 02	24	5	540	1395	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF 01	25	5	560	1790	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

SKRUBBE fra Ranfjorden og Saltaldsfjorden (ref.st.) 1990. nr. er fiskenummer, rg. er rangering etter lengde, bl. betyr blandprøve, nummer (serier på 5 individer). NB! Konsentrasjon i en blandprøve er angitt på første prøven i serien, dvs. rangnummer 1,6, 11, 16 eller 21.

BM: Ranosen UT: Utskarpen SF: Saltaldsfjorden

St.	nr.	rg.	bl.	leng. mm	vekt g	FILET										LEVER									
						t.v. %	Cd ppm v.v.	Hg ppm v.v.	Pb ppm v.v.	PAH	PCB	t.v. %	As* ppm v.v.	Cd ppm v.v.	Co ppm v.v.	CrT ppm v.v.	Cu ppm v.v.	F* ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Mn ppm v.v.	Ni ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH	PCB
BM	12	1	1	200	198	20.2	<0.005	0.03	0.08	+	*	0.38	0.39	0.38	0.08	19.7	<20	67.7	1.47	<0.5	0.19	56.4	*	*	
BM	19	2	1	200	93	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	20	3	1	200	117	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	17	4	1	210	122	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	18	5	1	210	120	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	14	6	2	220	155	19.6	<0.005	0.03	0.11	+	*	0.90	0.29	0.20	<0.05	14.0	<20	55.9	1.70	<0.5	0.20	57.9	*		
BM	16	7	2	220	151	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	15	8	2	230	176	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	11	9	2	250	210	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	7	10	2	250	210	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	1	11	3	250	223	20.3	<0.005	0.05	0.09	+	*	3.52	0.31	0.34	<0.04	15.4	<20	40.2	0.82	<0.4	0.19	51.2	*		
BM	6	12	3	260	193	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	13	13	3	280	247	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	4	14	3	290	279	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	8	15	3	290	302	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	2	16	4	300	230	17.7	<0.005	0.15	0.08	+	*	10.7	0.80	0.35	<0.04	16.6	<20	112.0	0.89	<0.4	0.16	48.0	*		
BM	9	17	4	300	258	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	10	18	4	300	321	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	3	19	4	320	354	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BM	5	20	4	320	389	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	

SKRUBBE fra Ranfjord 1990 (forts).

St. nr.	rg.	bl.	lng. mm	vekt g	FILET							LEVER														
					t.v. %	Cd ppm v.v.	Hg ppm v.v.	Pb ppm v.v.	PAH	PC B	vekt g	t.v. %	As* ppm v.v.	Cd ppm v.v.	Co ppm v.v.	CrT ppm v.v.	Cu ppm v.v.	F* ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Mn ppm v.v.	Ni ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PA H	PCB *	
UT 24	1	1	300	291	21.7	<0.005	0.04	0.11	+	*	3.6	28.9	2.46	0.13	0.28	<0.05	24.2	<20	79.0	0.50	<0.5	0.12	45.6	*	*	
UT 17	2	1	310	382	*	*	*	*	*	*	10.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 18	3	1	310	440	*	*	*	*	*	*	4.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 19	4	1	310	396	*	*	*	*	*	*	10.8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 22	5	1	310	382	*	*	*	*	*	*	6.7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 25	6	2	310	353	22.6	<0.005	0.03	0.10	+	*	8.7	30.2	1.99	0.13	0.19	<0.05	20.5	<20	69.8	0.62	<0.5	0.12	51.2	*	*	
UT 16	7	2	320	409	*	*	*	*	*	*	3.9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 8	8	2	330	426	*	*	*	*	*	*	10.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 14	9	2	330	481	*	*	*	*	*	*	8.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 15	10	2	330	502	*	*	*	*	*	*	16.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 20	11	3	330	472	22.4	<0.005	0.04	0.11	+	*	14.1	34.3	1.59	0.06	0.09	<0.05	18.5	<20	76.7	0.65	<0.5	0.11	58.2	*	*	
UT 21	12	3	330	486	*	*	*	*	*	*	12.5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 23	13	3	330	416	*	*	*	*	*	*	8.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 10	14	3	350	504	*	*	*	*	*	*	11.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 11	15	3	350	719	*	*	*	*	*	*	24.3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 12	16	4	350	484	21.7	<0.005	0.06	0.11	+	*	10.2	27.0	1.93	0.14	0.22	<0.04	17.9	<20	89.5	0.72	<0.4	0.13	47.0	*	*	
UT 13	17	4	350	490	*	*	*	*	*	*	16.6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 5	18	4	370	712	*	*	*	*	*	*	22.6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 6	19	4	370	600	*	*	*	*	*	*	10.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 7	20	4	370	800	*	*	*	*	*	*	29.5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 2	21	5	390	776	22.1	<0.005	0.08	0.09	+	*	29.2	30.8	2.60	0.10	<0.08	<0.04	19.3	<20	77.8	0.67	<0.4	0.16	53.8	*	*	
UT 3	22	5	390	822	*	*	*	*	*	*	31.9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 4	23	5	390	844	*	*	*	*	*	*	21.9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 9	24	5	390	858	*	*	*	*	*	*	45.4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT 1	25	5	420	1070	*	*	*	*	*	*	42.7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

SKRUBBE fra Ranfjord (referanse stasjon i Saltølsfjorden) 1990 (forts).

St.	nr.	rg.	bl.	Ing. mm	vekt g	FILET										LEVER									
						t.v. %	Cd ppm v.v.	Hg ppm v.v.	Pb ppm v.v.	PAH	PCB	vekt g	t.v. %	As* ppm v.v.	Cd ppm v.v.	Co ppm v.v.	CrT ppm v.v.	Cu ppm v.v.	F* ppm v.v.	Fe ppm v.v.	Mn ppm v.v.	Ni ppm v.v.	Pb ppm v.v.	Zn ppm v.v.	PAH *
SF	20	1	1	210	144	20.2	<0.005	0.03	0.12	+	*	1.64	0.30	0.37	<0.05	21.0	<20	211.0	1.06	<0.5	0.16	70.5	*	*	
SF	17	2	1	220	241	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	25	3	1	220	125	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	23	4	1	230	154	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	24	5	1	230	145	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	21	6	2	240	173	20.6	<0.005	0.02	0.10	+	*	1.92	0.16	0.42	<0.04	16.0	<20	190.0	0.72	<0.4	0.13	58.8	*	*	
SF	22	7	2	240	177	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	19	8	2	250	203	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	18	9	2	260	260	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	12	10	2	280	331	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	14	11	3	280	280	20.7	<0.005	0.05	0.11	+	*	2.50	0.26	0.56	<0.04	15.4	<20	204.0	0.83	<0.4	0.16	66.8	*	*	
SF	16	12	3	280	279	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	11	13	3	290	341	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	13	14	3	290	314	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	15	15	3	290	331	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	10	16	4	300	390	20.6	<0.005	0.10	0.11	+	*	2.67	0.19	0.17	<0.04	12.1	<20	199.0	0.87	<0.4	0.16	67.6	*	*	
SF	9	17	4	310	425	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	5	18	4	330	495	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	6	19	4	340	435	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	7	20	4	340	526	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	8	21	5	340	584	20.9	<0.005	0.08	0.11	+	*	1.85	0.12	0.09	<0.05	6.55	<20	206.0	0.84	<0.5	.37	61.7	*	*	
SF	4	22	5	360	579	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	1	23	5	370	731	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	3	24	5	380	762	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
SF	2	25	5	390	672	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

SJØØRRET fra Ranfjord 1990.

St. nr.	rg.	bl.	vekt		FILET										LEVER										
			mm	g	t.v.	Cd	Hg	Pb	PAH	PCB	vekt	t.v.	As*	Cd	Co	CrT	Cu	F*	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	PA H	PCB
					%	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.			g	%	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	ppm v.v.	*
BM	5	1	1	200	71	26.0	<0.005	0.03	0.10	*	*	*	<0.10	<0.05	105.0	<20	139	0.45	<0.48	0.22	32.6	*	*	*	
BM	9	2	1	320	347	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	7	3	1	380	504	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	1	4	1	440	811	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	6	5	1	450	830	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	4	6	2	240	155	26.0	<0.005	0.03	0.10	*	*	*	<0.12	<0.06	87.8	<20	172	0.44	<0.59	0.13	30.8	*	*	*	
BM	8	7	2	350	409	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	3	8	2	370	445	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	10	9	2	440	840	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
BM	2	10	2	470	1211	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	1	1	1	410	682	26.6	<0.005	0.02	0.10	*	*	*	<0.08	<0.04	53.7	<20	101	0.46	<0.38	0.19	29.5	*	*	*	
UT	2	2	1	350	465	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	3	3	1	350	459	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	4	4	1	430	703	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	5	5	1	320	366	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	6	6	1	310	312	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	7	7	1	300	260	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	8	8	2	440	910	27.6	<0.005	0.02	0.09	*	*	*	<0.09	<0.04	64.3	<20	125	0.43	<0.43	0.10	31.3	*	*	*	
UT	9	9	2	400	518	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	10	10	2	320	423	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	11	11	2	390	541	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	12	12	2	330	377	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	13	13	2	310	296	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
UT	14	14	2	300	266	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

*) Gjennomsnitt av 7 sjøøretlevere.

VEDLEGG C

RESULTATENE FRA PAH-ANALYSENE.

i rekkefølgen:

SEDIMENT

BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*
OSKJELL, *MODIOULUS MODIOLUS*
REKER, *PANDALUS BORIALUS*
TORSK, *GADUS MORHUA*
SKRUBBE, *PLATICHTHYS FLESUS*
SJØØRRET, *SALMO TRUTTA*

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAO
 Jobb.nr. 91/123
 Prøvetype Sediment 1989
 Kons. i µg/g tørrvekt
 Dato okt. 1991
 Analytiker Brg

1: LAO 1 St. 1, 0-2 cm
 2: LAO 2 St. 1, 0-5 cm
 3: LAO 11 St. 2, 0-2 cm

4: LAO 14 St. 4, 0-2 cm
 5: LAO 19 St. 5, 0-2 cm
 6: LAO 22 St. 10, 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	0.4	0.6				
2-M-Naf.	0.1	0.1				
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen	0.1	0.3				
Acenaften		0.2				
Dibenzofuran	0.2	0.3				
Fluoren	0.2	0.4				
Dibenzotiofen						
Fenantren	1.7	3.3	0.7	0.7	0.4	0.3
Antracen	0.4	0.9	0.1	0.2	0.1	
2-M-Antracen	0.2	0.3				
1-M-Fenantren		0.1				
9-M-Antracen						
Fluoranten	2.1	4.3	0.8	0.7	0.4	0.4
Pyren	1.4	2.9	0.5	0.5	0.3	0.3
B(a)A*	1.8	3	0.8	0.6	0.5	0.2
Trif/Chry.	3.1	5.1	1.6	0.9	0.8	0.3
B(b)fluoranten*	4.9	7	2.6	1.5	1.1	0.5
B(j,k)fluoranten*	1.8	2.6	1.1	0.6	0.5	0.2
B(e)P	3.7	4.9	1.9	1	0.8	0.3
B(a)P*	3.1	4.3	1.5	1.1	0.8	0.3
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	3.2	4.4	1.7	1.5	1	0.5
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	0.2	1.2	0.5	0.4	0.3	0.1
B(ghi)perylene	3.3	4.6	1.9	1.6	1	0.5
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	31.9	50.8	15.7	11.3	8	3.9
Derav KPAH(*)	15	22.5	8.2	5.7	4.2	1.8
% KPAH						
% Tørrstoff						

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAO
 Jobb.nr. 91/123
 Prøvetype Sediment 1989
 Kons. i µg/kg tørrvekt
 Dato 30.10.91
 Analytiker Brg

1: LAO 20 St. 5, 0-5 cm
 2: LAO 25 St. 14, 0-2 cm
 3: LAO 26 St. 14, 0-5 cm

4: LAO 32 St. 15, 0-2 cm
 5: LAO 34 St. 17, 0-2 cm
 6: LAO 36 St. 20, 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	70	22	22	24	46	37
2-M-Naf.	29	16	13	23	31	24
1-M-Naf.	19	11	9	15	19	15
Bifenyl						
Acenaftalen	30	16	20	27	34	19
Acenaften	14	20	14	22	30	27
Dibenzofuran	40	24	18	22	42	29
Fluoren	36	22	24	22	40	27
Dibenzotiofen	23	20	11	17	27	19
Fenantren	428	170	188	169	293	242
Antracen	106	43	66	48	89	58
2-M-Antracen	43	34	35	27	40	52
1-M-Fenantren	19	12	18	10	20	29
9-M-Antracen		8	11		7	24
Fluoranten	514	235	359	213	359	324
Pyren	389	182	295	172	283	245
B(a)A*	363	108	157	110	223	165
Trif/Chry.	584	150	195	131	282	198
B(b)fluoranten*	974	265	278	262	473	399
B(j,k)fluoranten*	423	131	148	125	233	202
B(e)P	712	174	189	173	328	267
B(a)P*	643	145	170	161	325	223
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	865	288	216	305	504	404
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	250	72	55	81	140	104
B(ghi)perylene	978	301	229	312	541	409
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	7552	2469	2740	2471	4409	3542
Derav KPAH(*)	3518	1009	1024	1044	1898	1497
% KPAH						
% Tørrstoff						

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAO
 Jobb.nr. 91/123
 Prøvetype Sediment 1989
 Kons. i µg/kg tørrvekt
 Dato 29.10.91
 Analytiker Brg

1: LAO 37 St. 20, 0-5 cm
 2: LAO 40 St. 24, 0-2 cm
 3: LAO 41 St. 24, 0-5 cm

4: LAO 44 St. 25, 0-2 cm
 5: LAO 45 St. 25, 0-5 cm
 6: LAO 52 St. 26, 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	8	20	9	14	7	11
2-M-Naf.	8	17	6	16	6	8
1-M-Naf.		9	4	10	4	4
Bifenyl						
Acenaftalen	36	14	14	8	11	9
Acenaften	18	16	10	16	11	15
Dibenzofuran	9	24	12	19	10	11
Fluoren	10	17	11	14	10	11
Dibenzotiofen	5	15		10	5	6
Fenantren	73	130	71	71	62	62
Antracen	33	30	28	15	20	17
2-M-Antracen		30		20		
1-M-Fenantren		18		8		
9-M-Antracen				9		
Fluoranten	122	159	92	91	74	71
Pyren	96	123	78	68	64	58
B(a)A*	73	89	69	57	60	52
Trif/Chry.	80	121	70	70	60	54
B(b)fluoranten*	159	408	162	178	155	139
B(j,k)fluoranten*	84		86	82	75	60
B(e)P	126	217	131	147	124	106
B(a)P*	81	124	80	73	67	55
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	120	200	120	130	100	90
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylen	141	263	152	162	135	99
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1282	2044	1205	1288	1060	938
Derav KPAH(*)	517	821	517	520	457	396
% KPAH						
% Tørrstoff						

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

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 15.8.90
 Lab.kode FZT
 Jobb.nr. 90/103
 Prøvetype Blåskjell 1989
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 29.11.90
 Analytiker Brg

a og b prøver betyr reanalyser

1: FZT1 St. B2
 2: FZT 2a St. B5
 3: FZT 2b St. B5

4: FZT 3a St. B6
 5: FZT 3b St. B6
 6: FZT 3c St. B6

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen	210	197	176	36	34	
Fenantren	1538	119	159	6	ca. 5	
Antracen	120	15	53	8		
2-M-Antracen	7		55	13	6	
1-M-Fenantren				19		
9-M-Antracen						
Fluoranten	4786	7638	8617	2867	3053	3103
Pyren	2085	2034	2433	315	335	323
B(a)A*	6594	9312	8796	2119	2045	1941
Trif/Chry.	7497	13590	12910	3718	3937	4434
B(b)fluoranten*	11650	18490	16790	2061	2108	1906
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	6090	9589	8997	1832	1913	1902
B(a)P*	3215	5533	5110	238	241	245
Perylen						
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	818	308	294	18	22	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	311	14	40	6	ca. 5	
B(ghi)perylene	987	177	163	57	48	
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	46564	67016	64593	13313	13752	13854
Derav KPAH(*)	22588	28527	60136	4442	4421	4102
% KPAH						
% Tørrstoff	11.6	15.2	-	18.5	-	-

Anm.: Resultatene for benzo(b)fluoranten inkluderer også benzo(j,k)-fluoranten

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. **800310**
 Prøver mottatt
 Lab.kode **FZT 4-7a**
 Jobb.nr. **90/103**
 Prøvetype **Blåskjell 1989**
 Kons. i **µg/kg våtvekt**
 Dato **29.11.90**
 Analytiker **Brg**

a og b prøver betyr reanalyser

1: St. B8 FZT 4
 2: St. B9 FZT 5a
 3: St. B9 FZT 5b

4: St. B14 FZT 6a
 5: St. B14 FZT 6b
 6: St. B15 FZT 7a

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften		20				
Dibenzofuran		15				
Fluoren		14				
Dibenzotiofen		5				
Fenantren	17	98	53	5		40
Antracen	4	10	3			
2-M-Antracen	8	12	3			
1-M-Fenantren	5	16				
9-M-Antracen		13				
Fluoranten	2619	3853	2401	245	302	540
Pyren	312	388	255			
B(a)A*	2359	1935	1038			467
Trif/Chry.	3983	4124	3066	363	586	1387
B(b)fluoranten*	2670	1861	1597	2		436
B(j,k)fluoranten*			106			
B(e)P	2121	1790	1623			219
B(a)P*	415	220	115			9
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	30	16				
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	7	1				
B(ghi)perylene	78	42				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	14628	14433	10260	615	888	3098
Derav KPAH(*)	5481	4033	2856	2	-	912
% KPAH						
% Tørrstoff	11.7	19.6	-	14.2	-	14.4

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode FZT
 Jobb.nr. 90/103
 Prøvetype Blåskjell 1989
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 29.11.90
 Analytiker Brg

a og b prøver betyr reanalyser

1: St. B15 FZT 7b 4:
 2: St. B16 FZT 8 5:
 3: St. B17 FZT 9 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	23	29	27			
Antracen						
2-M-Antracen			22			
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						
Fluoranten	428	283	171			
Pyren	24	5	14			
B(a)A*	303	613	20			
Trif/Chry.	1099	990	75			
B(b)fluoranten*	367	327	16			
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	158	190	7			
B(a)P*		1	1			
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	2402	2438	353			
Derav KPAH(*)	670	941	37			
% KPAH						
% Tørrstoff	14.4	13.1	17.1			

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode GTW
 Jobb.nr. 90/103
 Prøvetype Blåskjell 1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 29.11.90
 Analytiker Brg

1: GTW 1 B2a 3 gått renn
 2: GTW 2 B2b stor, reanalyse 15.10.91
 3: GTW 3 B2b 4 gått renn
 4: GTW 4 B2a stor, reanalyse 15.10.91
 5: GTW 5 B2a 1 normal
 6: GTW 6 B2b normal

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	4		3			
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftilen						
Acenaften						
Dibenzofuran	2					
Fluoren	4					
Dibenzotiofen						
Fenantren	65	101	46	97	56	34
Antracen	5	95	4	54	4	4
2-M-Antracen		270		91		
1-M-Fenantren		150		61		
9-M-Antracen				9		
Fluoranten	215	119	179	130	720	209
Pyren	99	71	72	70	569	91
B(a)A*	193	210	147	222	258	144
Trif/Chry.	201	797	142	814	250	173
B(b)fluoranten*	231	325	176	84	194	190
B(j,k)fluoranten*				22		
B(e)P	110	94	80	98	97	85
B(a)P*	11	29	7	30	9	8
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*	4	28		31	3	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)		6		12		
B(ghi)perylene	5	41	3	39	3	3
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1149	2336	859	1864	2163	944
Derav KPAH(*)	439	598	330	379	461	342
% KPAH	38.2		38.4		21.3	36.2
% Tørrstoff	21.4	19.1	18.5	19.8	20	19.9

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet : **RANFJORD**

Oppdragsnr. 800310
Lab.kode GTW
Jobb.nr. 90/129
Prøvetype Blåskjell 1990
Kons. i µg/kg v.v.
Dato 18.11.90
Analytiker Brg

Prøvebetegnelse

1: GTW 6a St. B5a
2: GTW 6b St. B5b analysefeil
3: GTW 7 St. B6a
4: GTW 8 St. B8a
5: GTW 9a St. B9a
6: GTW 9b St. B9b

PAH/Prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen				2		
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftilen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	4		5	20	680	426
Antracen					899	331
2-M-Antracen						
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						
Fluoranten	11		12	67	1040	789
Pyren	9		5	21	913	707
B(a)A*				133	26	53
Triif/Chry.	16		16	77	52	75
B(b)fluoranten*	45		20	17		
B/j,k)fluoranten*				2		
B(e)P	11			49		
B(a)P*	4			2		
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	100		58	390	3610	2381
Derav KPAH(*)	49		20	154	26	53
% KPAH						
% Tørstoff	16.1		20.2	17	20.4	20.5

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

Navn/lokalitet **RANFJORD**

Oppdragsnr. 800310
 Lab.kode GTW
 Jobb.nr. 90/103
 Prøvetype Blåskjell 1990.
 Kons. i µg/kg v.v
 Dato 18.11.90
 Analytiker Brg

1: GTW 10a St. B15a analysefeil
 2: GTW 10b St. B15b
 3: GTW 11b St. B16b
 4: GTW 12a St. B18a
 5: GTW 14 St. B17
 6:

PAH/Prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren		37	22	18	2	
Antracen			1	2		
2-M-Antracen			2	10	1	
1-M-Fenantren				13	1	
9-M-Antracen				10	1	
Fluoranten		57	65	21	16	
Pyren		8	17	12	5	
B(a)A*		329	196	19	2	
Trif/Chry.		178	255	20	7	
B(b)fluoranten*		37	110	16	1	
B(j,k)fluoranten*					1	
B(e)P		46	51	8		
B(a)P*		2	11	2		
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*			1			
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*						
B(ghi)perylene			3			
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM		694	734	151	37	
Derav KPAH(*)		368	318	37	4	
% KPAH						
% Tørrstoff		14.2	16.6	16.6	20.7	

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

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode GTW
 Jobb.nr. 90/127
 Prøvetype Blåskjell 1990
 Kons. i µg/kg v.v.
 Dato 15.12.90
 Analytiker Brg

1: 11a St. B16a 4:
 2: 12b St. B18b 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	12	8				
Antracen						
2-M-Antracen		9				
1-M-Fenantren		4				
9-M-Antracen						
Fluoranten	51	13				
Pyren	13	3				
B(a)A*	214	9				
Trif/Chry.	202	14				
B(b)fluoranten*	74	1				
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	30					
B(a)P*	7					
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	603	61				
Derav KPAH(*)	295	10				
% KPAH						
% Tørrstoff	15.7	18.0				

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

Navn/lokaliteter **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAN
 Jobb.nr. 91/122
 Prøvetype O-skjell 1989
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 3.3.92
 Analytiker Brg

a og b prøver betyr reanalyser

1: 4:
 2: 5: LAN 17 St. B5
 3: 6: LAN 18 St. B12a

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen					45	20
2-M-Naf.						9.5
1-M-Naf.						3.4
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen						
Acenaftalen					150	2.4
Acenaften						
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren					6	
Fenantren					101	13
Antracen					62	2.9
1-Metylfenantren					20	
Fluoranten					4587	584
Pyren					266	3.1
Benz(a)antracen*					4463	1360
Chrysen					3420	1500
Benzo(b)fluoranten*					10260	3348
Benzo(j,k)fluoranten*						835
Benzo(e)pyren					3548	835
Benzo(a)pyren*					5489	1471
Perylen					1151	243
Ind.(1,2,3cd)pyren*					2190	422
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)					185	56
Benzo(ghi)perylene					2000	400
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM					37943	11108.3
Derav KPAH(*)					22587	7492
% KPAH						
% Tørrstoff					11.4	12.8

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAN
 Jobb.nr. 91/122
 Prøvetype O-skjell 1989
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 3.3.92
 Analytiker Brg

a og b prøver betyr reanalyser

1: LAN 19 St. B12b
 2: LAN 20 St. B15
 3: LAN 21 St. B16

4: LAN 22 St. B14a
 5: LAN 23 St. B14b
 6: LAN 24 St. B17

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	9.3	24	9.5	15	5	16
2-M-Naf.	2.9	10	4.2	5	2.9	6.4
1-M-Naf.	2.9	6.7	2.6	3.9	1.6	4.7
Bifenyl		1.5	0.8		0.6	
2,6-Dimetylnaftalen			0.6		0.6	
Acenaftalen	2.3	2.6	1.7		0.9	
Acenaften					0.3	
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren		0.7	0.9		0.4	
Fenantren	11	1.4	3.9	1.1	2.5	0.6
Antracen	7.3	3	0.4	1.3	0.5	0.9
1-Metylfenantren			0.5		0.2	
Fluoranten	672	72	84	67	28	19
Pyren	3.9	1.3	1.3			
Benz(a)antracen*	1163	58	131	10	3	2.2
Chrysen	1198	108	166	25	10	2.8
Benzo(b)fluoranten*	3156	401	593	50	16	0.7
Benzo(j,k)fluoranten*				14	4.6	
Benzo(e)pyren	1112	109	127	41	52	5
Benzo(a)pyren*	1401	75	127	17	3.9	
Perylen	235	11	21	2	0.4	
Ind.(1,2,3cd)pyren*	376	76	90	14	8.1	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	50	13	13	1.6	1.3	
Benco(ghi)perylene	400	80	100	15	8	
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	9802.6	1054.2	1478.4	282.9	150.8	58.3
Derav KPAH(*)	6146	623	954	106.6	36.9	2.9
% KPAH						
% Tørrstoff	13.8	10.7	12	8.7	10.7	12

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode OGL 1-6
 Jobb.nr. 92/53
 Prøvetype O-skjell 1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 30.4.92
 Analytiker Brg

1: OGL 1 St. B17
 2: OGL 2 St. B9
 3: OGL 3 St. B14

4: OGL 4 St. B15
 5: OGL 5 St. B16
 6: OGL 6 St. B18

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	2.9	8.2	2.2	2.6	1.8	2
2-M-Naf.	1.7	3.7	1.8	4.1	1.3	3.7
1-M-Naf.	2.2	3.9	2.2	4	1.4	3.2
Bifenyl	0.6	0.8	2.4	1.4	1.4	1.5
2,6-Dimetylnaftalen	1.3	2.5	1	1.9	0.8	5
Acenaftalen		1.4		0.7	0.6	0.6
Acenaften		1.1		0.5		0.6
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren	1.4	2.2	0.8	1.3	1	1.7
Fenantren	5.1	3.7	1.9	3.2	1.9	5.7
Antracen	1.2	2.6	0.7	1.3	0.9	0.9
1-Metylfenantren	1.3	1	0.5	0.5	0.4	4.3
Fluoranten	8.9	19	8	18	8.8	11
Pyren	1.6	3	0.5	0.8	0.8	1.4
Benz(a)antracen*	1.9	19	1	5.4	2.8	2.9
Chrysen	7.2	37	5	10	6.8	7.2
Benzo(b)fluoranten*	7.9	320	5	16	9.6	10
Benzo(j,k)fluoranten*	3.9	116	2.8	13	6.4	5.2
Benzo(e)pyren	4.5	229				
Benzo(a)pyren*	2.4	34	1.9	7	4	4
Perylen	1.8	4.4	0.6	1.2	0.8	1
Ind.(1,2,3cd)pyren*	2.5	64	3	12	7.4	3.6
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)		10		6.8	4	2
Benzo(ghi)perylene	2.2	54	2.6	12	5.9	4.3
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	62.5	940.5	43.9	123.7	68.8	81.8
Derav KPAH(*)	18.6	563	13.7	60.2	34.2	27.7
% KPAH						
% Tørrstoff	17.9	22.1	13.7	20.4	11.6	14.1

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøve mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAN
 Jobb.nr. 91/122
 Prøvetype Ferske rekehaler 1989, 1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 3.3.92
 Analytiker Brg

1: LAN 3 Strømholmen - Bustneset 1990
 2: LAN 4 Strømholmen - Bustneset 1990
 3: LAN 5 Strømholmen - Bustneset 1989

4: LAN 6 Strømholmen - Bustneset 1989
 5: LAN 1 Bustneset - Alternest 1989
 6: LAN 2 Bustneset - Alternest 1989

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	30	19	17	118	14	11
2-M-Naf.	15	11	6.9	50	8	6
1-M-Naf.	9.2	7.4	4.4	30	5	4
Bifenyl	2.4	2.3				
2,6-Dimetylnaftalen		3.1				
Acenaftalen						6
Acenaften						3
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Dibenzofuran						
Fluoren						1
Dibenzotiofen					3	3
Fenantren	1.1	1.2	1	0.9	1	5
Antracen					1	3
2-M-Antracen						1
1-Metylfenantren						1
9-M-Antracen						
Fluoranten	2.1	2.1	4.2	2.1	15	27
Pyren	1.2	1.4	1.3	0.7	7	10
Benz(a)antracen*	0.7	0.7	11	0.6	82	112
Trif/Chrysen					178	246
Chrysen	2.9	3.1	31	3.9		
Benzo(b)fluoranten*	2	1.8	41	2.5	270	340
Benzo(j,k)fluoranten*	1	0.7	11	1.5	82	80
Benzo(e)pyren	8	6.7	40	8.8	270	318
Benzo(a)pyren*	1.5	1.2	22	2.3	137	163
Perylen	1.8	1.1	6.3	1.3		
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1.1	0.8	9.5	1.8	70	75
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)			2.9	0.4	32	34
Benzo(ghi)perylene	6.2	4.8	22	8.2	96	102
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	86.2	68.4	231.5	233	1271	1551
Derav KPAH(*)	6.3	5.2	97.4	9.1	673	804
% KPAH						
% Tørrstoff	20.3	20.7	21.3	21.3	20.2	20.1

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet	RANFJORD	
Oppdragsnr.	800310	
Prøver mottatt	16.7.91	
Lab.kode	KZZ	
Jobb.nr.	91/114	
Prøvetype	Torskefilet fra Ranosen	
Kons. i	µg/kg våtvekt	Deteksjonsgrense
Dato	7.10.91	0.1 µg/kg v.vekt
Analytiker	Brg	

1: Bl.pr. 1, KZZ 6
 2: Bl.pr. 2, KZZ 12
 3: Bl.pr. 3, KZZ 18

4: Bl.pr. 4, KZZ 24
 5: Bl.pr. 5, KZZ 30
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	3.4	3.1	3.5	6	3.3	
2-M-Naf.	2.7	2.4	2.8	4.5	2.5	
1-M-Naf.	1.8	1.7	1.8	3	1.7	
Bifenyl						
Acenaftylen	0.2	0.2	0.2	0.5	0.2	
Acenaften		0.2	0.2	0.3	0.1	
Dibenzofuran	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	
Fluoren	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	
Dibenzotiofen						
Fenantren	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	
Antracen	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
2-M-Antracen	0.2	0.2	0.2		0.2	
1-M-Fenantren	0.1					
9-M-Antracen						
Fluoranten	0.5	0.5	0.4	0.3	0.4	
Pyren	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	
B(a)A*	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	
Trif/Chry.	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	
B(b)fluoranten*	0.2	0.4	0.2	0.1		
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P			0.1			
B(a)P*						
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*			0.1			
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylen						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	11	10.6	11.1	16.2	9.9	
Derav KPAH(*)	0.4	0.6	0.4	0.2	0.1	
% KPAH						
% Tørrstoff	20.22	19.4	19.02	18.72	19	

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

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode KZY
 Jobb.nr. 91/113
 Prøvetype Torskelever fra Ranosen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 30.10.91
 Analytiker Brg

1: KZY 18 Bl.pr. 1
 2: KZY 24 Bl.pr. 2
 3: KZY 30 Bl.pr. 3

4: KZY 6 Bl.pr. 4
 5: KZY 12 Bl.pr. 5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	18.9	13	20.1			
2-M-Naf.	9.9	8.1	11.6			
1-M-Naf.	7.9	6.8	9.4			
Bifenyl						
Acenaftalen	7	7	6.6			
Acenaften	8.6	7.3	10.2			
Dibenzofuran	11.9	9.3				
Fluoren	7.8	6.6	4.2	4.7	4.9	
Dibenzotiofen				1.6	2.7	
Fenantren	13.8	15.2	8.2	10	14.4	
Antracen	2.5	2.3	1.5	2.8	3.4	
2-M-Antracen		0.5	0.5	0.9	0.8	
1-M-Fenantren			0.2			
9-M-Antracen						
Fluoranten	4.3	5.9	4	4.4	4.1	
Pyren	0.6	0.8	0.5	2	1.8	
B(a)A*	0.7	0.5	0.5	0.9	0.6	
Trif/Chry.	1	1.1	1.1	1.4	0.8	
B(b)fluoranten*	0.8	0.3	0.3	0.3	0.2	
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P		1.5	0.3	1.1	2	
B(a)P*				0.2	0.3	
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*				1.7		
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene				0.5		
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	95.7	86.2	79.2	32.5	36	
Derav KPAH(*)	1.5	0.8	0.8	3.1	1.1	
% KPAH						
% Tørrstoff	48.4	36.8	41.2	36.1	47.8	

Anm.:benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAB 1-4
 Jobb.nr. 91/115
 Prøvetype Torskefilet fra Holmholmen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 15.4.92 Anm: Det.grense er 0.2 µg/kg v.v.
 Analytiker Brg a, b og c er parallell analyse

1: LAB 1 Bl.pr. 1
 2: LAB 2 Bl.pr. 2
 3: LAB 3 Bl.pr. 3

4: LAB 4a Bl.pr. 4
 5: LAB 4b Bl.pr. 4
 6: LAB 4c Bl.pr. 4

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	13	3.3	1.9	1.2	1.4	1.6
2-M-Naf.	3.3	2.8	2	1.1	0.8	0.9
1-M-Naf.	3.4	2.8	2	1.1	0.8	0.8
Bifenyl	0.8	0.7	0.7	0.6	0.2	0.2
2,6-Dimetylnaftalen	1.8	1.6	1.1	0.8	0.4	0.4
Acenaftalen	0.8	0.8	1		0.2	0.2
Acenaften	0.9	0.9	1		0.2	0.3
2,35-Trimetylnaftalen	1.1	1				
Fluoren	0.5	0.5	0.5	0.4		
Fenantren	0.9	0.9	0.8	0.9	0.5	0.6
Antracen				0.8	0.3	0.3
1-Metylfeantren	0.6	0.6			0.3	0.3
Fluoranten	0.7	0.8	0.7	1.1	0.3	0.4
Pyren	0.5	0.5	0.5	0.8		
Benz(a)antracen*						
Chrysen				0.3		
Benzo(b)fluoranten*						
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren*						
Ind.(1,2,3-cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	28.3	17.2	12.2	9.1	5.4	6
Derav KPAH(*)	-	-	-	-	-	-
% KPAH						
% Tørrstoff	19.1	19.2	19	19	19	19

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 25.3.92
 Lab.kode LAA 1-4
 Jobb.nr. 92/53
 Prøvetype Torskelever fra Holmholmen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 22.4.92
 Analytiker Brg

1: LAA Bl.pr. 1
 2: LAA Bl.pr. 2
 3: LAA Bl.pr. 3
 4: LAA4 Bl.pr. 4
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	21	14	16	27		
2-M-Naf.	13	7.6	8.2	13		
1-M-Naf.	9.8	6.6	7.3	11		
Bifenyl	3.6	3.7	2.8	6.2		
2,6-Dimetylnaftalen	4.3	2.4	2.9	3.7		
Acenaftalen	3.8	2.9	2.4	3.7		
Acenaften	3.2	3.6	2.8	4.7		
2,3,5-Trimetylnaftalen	3.2	1.5	1.5	2.8		
Fluoren	2.2	3	2.2	4		
Fenantren	5.8	7.5	7.4	9.2		
Antracen	2.2	1.3	1	2.2		
1-Metylfenantren	1.8	0.7	0.8	1.5		
Fluoranten	4.4	3.9	4.8	5		
Pyren	2.9	0.8	0.7	1.8		
Benz(a)antracen*	0.3	0.4	0.2	0.6		
Chrysen	0.8	1.1	1	0.9		
Benzo(b)fluoranten*	1.2	1	0.7	1.1		
Benzo(j,k)fluoranten*	0.8	0.5	0.3			
Benzo(e)pyren	1.3	0.6	0.5	0.9		
Benzo(a)pyren*	1.1	0.5	0.5			
Perylen						
Ind.(1,2,3-cd)pyren*	1.2	0.9	0.5	1		
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene	0.8	0.6	0.3	0.6		
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	88.7	65.1	64.8	100.9		
Derav KPAH(*)	4.6	3.3	2.2	2.7		
% KPAH						
% Tørrstoff	31.4	44.6	32.4	54.9		

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAD
 Jobb.nr. 91/117
 Prøvetype Torskefilet fra Utskarpen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 17.2.92
 Analytiker Brg

1: LAD 6 Bl.pr. 1 reanalyse (5.11.92) 4: LAD 18 Bl.pr. 3
 2: LAD 6 Bl.pr. 1 5: LAD 24 Bl.pr. 4
 3: LAD 12 Bl.pr. 2 6: LAD 30 Bl.pr. 5

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	17.4	19	6.3	5.3	5.2	3.7
2-M-Naf.	11	11	3.9	3.2	2.9	2.2
1-M-Naf.	6.6	7.1	2.4	2.0	1.8	1.4
Bifenyl	3.4	2.1	0.7	0.6	0.5	0.4
2,6-Dimetylnaftalen	2.2	2.3	0.9	0.7	0.6	0.5
Acenaftalen	2.8	1.1	0.5	0.3	0.3	0.2
Acenaften	2.4					
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.3					
Fluoren	1.4				0.1	
Fenantren	2.9	0.7	0.6	0.5	0.4	0.5
Antracen	0.1					
1-Metylfeantren	0.2					
Fluoranten	2.1	1	0.5	0.3	0.1	0.9
Pyren	0.5	0.4	0.1	0.1	0.1	0.2
Benz(a)antracen*	0.1	2.0	0.1	0.1	0.1	0.1
Chrysen	0.4	8.1	0.3	0.1	0.2	0.1
Benzo(b)fluoranten*		0.2				
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren*						
Perylen						
Ind.(1,2,3cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benco(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	53.8	55.0	16.3	13.2	12.3	10.2
Derav KPAH(*)	0.1	2.2	0.1	0.1	0.1	0.1
% KPAH						
% Tørrstoff	19.8	19.8	20	19.5	19.8	18.9

Anm.: Deteksjonsgrense 0.1 µg/kg v.,tvekt

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode LAC 6,12, 18, 24, 30
 Jobb.nr. 91/116
 Prøvetype Torskelever fra Utskarpen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 28.2.92
 Analytiker Brg

1: LAC 6 Bl.pr. 1
 2: LAC 12 Bl.pr. 2
 3: LAC 18 Bl.pr. 3
 4: LAC 24 Bl.pr. 4
 5: LAC 30 Bl.pr. 5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	60	36	47	41	36	
2-M-Naf.	45	26	31	26	25	
1-M-Naf.	27	16	18	15	13	
Bifenyli	13	7.5	9	11	9	
2,6-Dimetylnaftalen	9.7	5.5	6.6	6	4.8	
Acenaftylen	11	6.2	8.8	9.1	6.8	
Acenaften	11	5.5	6.6	7	4.7	
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.7	0.6	0.6	0.5	0.5	
Fluoren	2.8	2.7	2	2.3	1.6	
Fenantren	6.3	5.3	5.2	4.2	3.1	
Antracen	0.3	0.2	0.8	0.9	0.7	
1-Metylfenantren	0.7	0.5	0.6	0.7	0.5	
Fluoranten	5.7	4.4	6.4	5.1	3.8	
Pyren	0.6	0.6	0.8	0.6	0.6	
Benz(a)antracen*	0.3	0.3	0.4	0.5	0.5	
Chrysen	0.6	0.2	0.7	0.6	0.6	
Benzo(b)fluoranten*	0.2	0.7	0.2	0.3	0.2	
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren		0.2				
Benzo(a)pyren*	0.2	0.3	0.2	0.2		
Perylen						
Ind.(1,2,3cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benco(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	196.1	120.7	147.9	135	116.4	
Derav KPAH(*)	0.7	1.3	0.8	1	0.7	
% KPAH						
% Tørrstoff	38.4	41.4	39.2	47.8	36.6	

Anm.: Deteksjonsgrense 0.1 µg/kg v.,tvekt

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Navn/lokalitet : **RANFJORD**
 Oppdragsnr. : 800310
 Prøver mottatt : 16.7.91
 Lab.kode : LAH 1-4
 Jobb.nr. : 91/118
 Prøvetype : Skrubbe fra Ranosen
 Kons. i : µg/kg våtvekt
 Dato : 10.9.92
 Analytiker : Brg

1: Bl.pr. 4-91 Bl.pr. 1
 2: Bl.pr. 3-91 Bl.pr. 2
 3: Bl.pr. 2-91 Bl.pr. 3

4: Bl.pr. 1-91 Bl.pr. 4
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	7.5	18.9	10	6.3		
2-M-Naf.	4.2	11.2	5.6	3.3		
1-M-Naf.	2.8	7.4	3.5	2		
Bifenyl						
Acenaftalen	0.7	2	0.8	0.6		
Acenaften	0.5	1.9		0.5		
Dibenzofuran	0.8	0.9				
Fluoren	0.6	0.6				
Dibenztiofen						
Fenantren	1.8	1.8	1.4	1.5		
Antracen	0.5	0.5		0.2		
2-M-Antracen						
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						
Fluoranten	0.4	0.6	0.4	0.4		
Pyren	0.2	0.3	0.2	0.2		
Benz(a)antracen*	0.1	0.2	0.1	0.1		
Benzo(b)fluoranten*	0.1	0.2	0.1	0.1		
Benzo(j,k)fluoranten*		0.1				
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren*						
Ind.(1,2,3cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benco(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	20.2	46.6	22.1	15.2		
Derav KPAH(*)	0.1	0.3	0.1	0.1		
% KPAH						
% Tørrstoff	20.2	55.4	20.6	17.7		

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode LAI 1-5
 Jobb.nr. 91/119
 Prøvetype Skrubbefilet fra Utskarpen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato Februar 1992
 Analytiker Brg

1: LAI 1 Bl.pr. 1
 2: LAI 2 Bl.pr. 2
 3: LAI 3 Bl.pr. 3

4: LAI 4 Bl.pr. 4
 5: LAI 5 Bl.pr. 5

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	8	7.3	8.9	5.7	9.6	
2-M-Naf.	5	5.2	5.7	3.3	6.2	
1-M-Naf.	3.2	3.5	3.8	2.2	3.9	
Bifenyl	0.9	1.1	1	0.6	1.2	
2,6-Dimetylnaftalen	1.3	1.5	1.5	0.7	1.6	
Acenaftalen	0.5	0.8	9.8	0.4	0.9	
Acenaften	0.3	0.5	0.7	0.3	0.4	
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.2	0.2	0.2		0.2	
Fluoren	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	
Fenantren	0.8	1	1	0.7	1	
Antracen					0.2	
1-Metylfenantren						
Fluoranten	0.8	1.6	1.4	0.6	1.4	
Pyren		0.4	0.4		0.3	
Benz(a)antracen*	0.2	0.2				
Chrysen	0.2					
Benzo(b)fluoranten*						
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren*						
Perylen						
Ind.(1,2,3cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benco(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	21.6	23.5	34.7	14.7	27.1	
Derav KPAH(*)	0.2	0.2				
% KPAH						
% Tørrstoff	21.7	22.6	22.4	21.7	22.1	

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAK
 Jobb.nr. 91/120
 Prøvetype Skrubbefilet fra Saltdalsfjorden
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 2.3.92
 Analytiker Brg

1: LAK 1
 2: LAK 2
 3: LAK 3
 4: LAK 4
 5: LAK 5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	8.4	6	9	6.6	5.2	
2-M-Naf.	3.7	3.4	5	3.9	3.2	
1-M-Naf.	2.6	2.3	3.8	2.5	2.1	
Bifenyl	0.6	0.5	0.7	0.6	0.6	
2,6-Dimetylnaftalen		0.7	0.9	0.8	0.7	
Acenaftalen		0.4	0.5	0.4	0.4	
Acenaften						
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren						
Fenantren	0.7	0.6	0.7	0.5	0.5	
Antracen						
1-Metylfenantren						
Fluoranten	0.3	0.4		0.3	0.6	
Pyren						
Benz(a)antracen*						
Chrysen						
Benzo(b)fluoranten*						
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren						
Benzo(a)pyren*						
Perylen						
Ind.(1,2,3cd)pyren*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
Benco(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	16.3	14.3	20.6	15.6	13.3	
Derav KPAH(*)						
%KPAH						
%Tørrstoff	20.2	20.6	20.7	20.6	20.9	

Anm.: deteksjonsgrense 0.2 µg/kg våtvekt

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.7.91
 Lab.kode LAM 1
 Jobb.nr. 91/121
 Prøvetype Sjørretfilet - Ranosen og Utskarpen
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 17.2.92
 Analytiker Brg

1: Ranosen bl.pr. 1
 2: Ranosen bl.pr. 2
 3: Utskarpen bl.pr. 1
 4: Utskarpen bl.pr. 2
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	11.1	19	31	122		
2-M-Naf.	6	9.2	22.4	88		
1-M-Naf.	3.9	5.9	13.3	55		
Bifenyl						
Acenaftylen	3.1	4.2	5.4	28.2		
Acenaften	2.2		3.9	16.8		
Dibenzofuran	1.7	2.7				
Fluoren	1.4	1.8	0.6	0.8		
Dibenzotiofen	0.7	2.7				
Fenantren	5.2	5.3	2.5	19.7		
Antracen	1.1			3.7		
2-M-Antracen						
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						
Fluoranten	1.2	1.3	3.6	15.6		
Pyren	0.2		1.4	3.9		
B(a)A*						
Trif/Chry.	0.7		0.3	0.7		
B(b)fluoranten*	0.6					
B(j,k)fluoranten*	0.2					
B(e)P	0.3					
B(a)P*	0.2					
Ind.(1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	39.8	52.1	84.4	354.4		
Derav KPAH(*)	1			1		
% KPAH						
% Tørrstoff	26	26	25.7	27		

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

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

VEDLEGG D

RESULTATER FRA PCB-ANALYSENE.

i rekkefølgen:

SEDIMENT
BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*
REKER, *PANDALUS BORIALUS*
TORSK, *GADUS MORHUA*
SJØØRRET, *SALMO TRUTTA*

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.07.91
 Lab.kode LAO
 Jobb.nr. 91/123
 Prøvetype Sediment 1989
 Kons. i µg/kg tørrvekt
 Dato 12.11.91
 Analytiker EMB

1: RSM 1 0-2cm NB! PRØVE KNUST
 2: RSM 2 0-2cm LAO11
 3: RAM 4 0-2cm LAO14

4: RSM 5 0-2cm LAO19
 5: RSM10 0-2cm LAO22
 6: RSM14 0-2cm LAO25

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
a-HCH		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
HCB		0.79	0.18	0.09	0.13	0.17
g-HCH		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 28		0.12	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 52		0.35	0.14	0.09	<0.05	<0.05
OCS		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101		0.56	0.05	<0.05	<0.05	<0.05
p,p-DDE		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.05
PCB 118		0.22	0.09	<0.05	0.10	0.06
p,p-DDD		Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.
PCB 153		0.81	0.11	0.08	0.09	0.10
PCB 138		<0.05	0.12	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 180		0.43	0.07	0.06	0.08	0.05
PCB 209		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08
SUM PCB 8 forbindelser		2.59	0.68	0.48	0.52	0.49
% Tørrstoff		50.0	49.8	51.0	38.3	37.8
% Fett						
EPOCL ppb. v.v.		86.2	100.0	35.2	49.3	15.5

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.07.91
 Lab.kode LAO
 Jobb.nr. 91/123
 Prøvetype Sediment 1989
 Kons. i µg/kg tørrvekt
 Dato 12.11.91
 Analytiker EMB

1: RSM15 0-2cm LAO32
 2: RSM17 0-2cm LAO34
 3: RSM20 0-2cm LAO36

4: RSM24 0-2cm LAO40
 5: RSM25 0-2cm LAO44
 6: RSM26 0-5cm LAO52

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
a-HCH	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
HCB	0.06	0.14	0.09	0.08	0.14	<0.05
g-HCH	<0.05	0.05	0.07	0.09	<0.05	<0.05
PCB 28	0.05	<0.05	0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 52	0.08	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	0.06	<0.05	0.08	0.06	<0.05	0.12
p,p-DDE	0.05	<0.05	0.09	0.07	0.14	0.06
PCB 118	0.07	<0.05	0.09	<0.05	0.08	0.07
p,p-DDD	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.
PCB 153	0.11	0.08	0.18	0.15	0.16	0.21
PCB 138	0.09	<0.05	0.17	<0.05	<0.05	0.14
PCB 180	0.07	<0.05	0.11	0.06	0.07	0.09
PCB 209	<0.05	<0.05	0.06	0.10	0.06	<0.05
SUM PCB 8 forbindelser	0.58	0.43	0.79	0.57	0.57	0.78
% Tørrstoff	39.4	43.8	37.7	39.7	45.2	38.9
% Fett						
EPOCL ppb v.v.	9.4	30.5	11.3	45.5	56.3	144.4

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode FZT
 Jobb.nr. 90/103
 Prøvetype Blåskjell 1989
 Kons. i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt
 Dato 18.12.90
 Analytiker Brg

1: FZT 2a St. B5
 2: FZT 2b St. B5
 3: FZT 6a St. B14
 4: FZT 6b St. B14
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB						
a-HCH						
HCB						
g-HCH						
PCB 28						
PCB 52		0.54				
OCS						
PCB 101		1.09				
p,p-DDE		0.26				
PCB 118		0.60				
p,p-DDD						
PCB 153		0.94				
PCB 138		0.88				
PCB 180						
PCB 209						
SUM PCB 8 forbindelser	X	4.05	X	X		
% Tørrstoff						
% Fett	1.6	1.7	1.7	1.8		
EPOCL ppb. v.v.	199.3	60.5	208.1	197.3		

X Ingen forbindelser påvist i høyere kons. enn 14 $\mu\text{g}/\text{kg}$

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt
 Lab.kode GTW
 Jobb.nr. 90/127
 Prøvetype Blåskjell 1990
 Kons. i µg/kg våtvek
 Dato 18.12.90
 Analytiker EMB

1: GTW 6a St. B5a
 2: GTW 6b St. B5b
 3: GTW 13a St. B14a
 4: GTW 13b St. B14b
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB						
a-HCH						
HCB						
g-HCH						
PCB 28						
PCB 52						
OCS						
PCB 101	0.30	0.29				
p,p-DDE						
PCB 118						
p,p-DDD						
PCB 153	0.41	0.36				
PCB 138	0.39	0.33				
PCB 180						
PCB 209						
SUM PCB 8 forbindelser	1.10	0.98	X	XX		
% Tørrstoff	16.2	16.6	16.5	17.2		
% Fett	1.03	1.1	1.4	1.5		
EPOCL ppb. v.v.	126.4	113.3	111.9	123.1		

X Ingen forbindelser detektert over 18 µg/kg
 XX Ingen forbindelser detektert over 12 µg/kg

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.07.91
 Lab.kode LAN
 Jobb.nr. 91/122
 Prøvetype Ferske rekehaler 1989-1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 31.10.91
 Analytiker SIG

1: Butneset - Alternest 1989, Bl.pr. 1 4: Strømsholmen - Butneset 1990, Bl.pr. 2
 2: Butneset - Alternest 1989, Bl.pr. 2 5: " " " " 1989, Bl.pr. 1
 3: Strømsholmen - Butneset 1990, Bl.pr. 1 6: " " " " 1989, Bl.pr. 2

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.14	0.16	0.11	Mask.	0.11	0.09
a-HCH	1.05	2.63	0.07	Mask.	0.56	2.65
HCB	0.94	1.23	0.44	Mask.	0.52	1.00
g-HCH	1.30	0.70	0.50	Mask.	0.69	0.28
PCB 28	0.30	0.65	0.19	<0.05	0.18	0.35
PCB 52	0.65	0.43	0.83	1.46	1.95	<0.05
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
PCB 101	5.64	5.55	1.62	3.06	2.06	0.91
p,p-DDE	11.65	7.31	0.46	0.81	0.60	0.92
PCB 118	2.10	2.11	0.82	2.05	0.83	0.80
p,p-DDD	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.
PCB 153	18.47	18.75	5.06	14.28	3.76	2.66
PCB 138	9.11	8.58	1.68	7.07	1.46	Mask.
PCB 180	4.56	5.42	2.69	5.51	1.09	0.93
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.07
SUM PCB 8 forbindelser	40.88	41.54	12.94	33.53	11.38	5.77
% Tørrstoff	22.3	21.8	21.6	21.6	21.3	21.8
% Fett	1.0	1.0	0.9	0.9	0.8	0.8
EPOCL ppm v.v.	6.19	3.47	1.35	2.17	1.57	0.29

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.07.91
 Lab.kode KZZ
 Jobb.nr. 91/114
 Prøvetype Torskefilet fra Ranosen 1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 31.10.91
 Analytiker SIG

1: Bl.pr. 1
 2: Bl.pr. 2
 3: Bl.pr. 3
 4: Bl.pr. 4
 5: Bl.pr. 5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	
a-HCH	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.11	
HCB	0.2	0.2	0.2	0.2	0.21	
g-HCH	0.05	0.1	0.1	0.05	0.09	
PCB 28	0.05	0.1	0.05	0.05	0.08	
PCB 52	<0.05	<0.05	0.05	<0.05	0.05	
OCS	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	
PCB 101	0.2	0.1	0.1	0.9	0.46	
p,p-DDE	1.0	0.5	0.6	2.0	1.49	
PCB 118	0.2	0.2	0.2	1.8	0.60	
p,p-DDD	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	
PCB 153	1.2	1.1	1.1	6.0	2.28	
PCB 138	0.5	0.7	0.4	2.6	0.83	
PCB 180	0.7	0.4	0.5	2.0	0.94	
PCB 209	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	
SUM PCB 8 stk.	2.95	2.7	2.45	13.45	5.29	
% Tørrstoff	20.2	19.4	19.0	18.7	19.0	
% Fett	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4	
EPOCL						

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet **RANFJORD**
 Oppdragsnr. 800310
 Prøver mottatt 16.07.91
 Lab.kode KZY
 Jobb.nr. 91/113
 Prøvetype Torskelever fra Ranosen 1990
 Kons. i µg/kg våtvekt
 Dato 12.11.91
 Analytiker EMB

1: Bl.pr. 1
 2: Bl.pr. 2
 3: Bl.pr. 3
 4: Bl.pr. 4
 5: Bl.pr. 5
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<2.0	<2.5	<2.5	<2.0	<2.0	
a-HCH	<2.0	<2.5	<2.5	<2.0	<2.0	
HCB	6.8	13.2	7.3	9.3	8.9	
g-HCH	2.2	6.2	4.0	3.4	3.6	
PCB 28	8.3	15.6	6.8	10.5	8.3	
PCB 52	2.1	2.9	2.7	2.0	<2.0	
OCS	<2.0	<2.5	<2.5	<2.0	<2.0	
PCB 101	13.5	12.3	12.3	30.2	10.7	
p,p-DDE	69.3	48.8	40.8	80.0	55.1	
PCB 118	17.5	24.2	20.4	76.2	21.5	
p,p-DDD	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	
PCB 153	59.6	58.8	58.3	153.5	53.0	
PCB 138	32.4	34.3	31.6	85.6	30.6	
PCB 180	34.4	29.5	27.9	60.3	27.0	
PCB 209	<2.0	<2.5	<2.5	<2.0	<2.0	
SUM PCB 8 forbindelser.	169.8	180.1	162.5	420.3	155.1	
% Tørrestoff	36.1	47.0	48.0	36.0	41.2	
% Fett	20.3	36.0	32.0	23.0	27.1	
EPOCL ppm	53.1	9.6	79.34	6.78	7.12	

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet	RANFJORD
Oppdragsnr.	800310
Prøver mottatt	16.07.91
Lab.kode	LAC
Jobb.nr.	91/117
Prøvetype	Torskelever fra Utskarpen 1990
Kons. i	µg/kg våtvekt
Dato	02.12.91
Analytiker	EMB

1: Bl. pr. 1
2: Bl. pr. 2
3: Bl. pr. 3

4: Bl. pr. 4
5: Bl. pr. 5
6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	2	2	<2	<3	<2	
a-HCH	<2	<2	<2	<3	5	
HCB	4	4	5	11	11	
g-HCH	6	8	7	11	7	
PCB 28	<2	5	4	7	3	
PCB 52	2	2	3	6	7	
OCS	<2	<2	<2	<3	<2	
PCB 101	9	13	18	31	56	
p,p-DDE	33	37	55	91	201	
PCB 118	12	14	18	29	53	
p,p-DDD	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	Mask.	
PCB 153	38	47	51	82	151	
PCB 138	25	31	39	70	126	
PCB 180	17	21	24	44	75	
PCB 209	<2	<2	<2	<3	<2	
Sum PCB 8 forbindelser	107	135	141	272	473	
% Fett	27.5	28.7	27.2	39.0	22.1	
% Tørrstoff	38.4	41.4	39.2	47.8	36.6	
EPOCL ppm v.v.	35.2	51.9	39.4	61.3	25.3	

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

Navn/lokalitet	RANFJORD
Oppdragsnr.	800310
Prøver mottatt	16.07.91
Lab.kode	LAM
Jobb.nr.	91/121
Prøvetype	Sjørørretfilet fra Ranosen 1990
Kons. i	µg/kg våtvekt
Dato	12.11.91
Analytiker	EMB

1: St.B 2,MO,BI.pr.1	4:
2: St.B 2,MO,BI.pr.2	5:
3:	6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.3	1.1				
a-HCH	8.0	11.0				
HCB	10.3	11.2				
g-HCH	8.1	6.0				
PCB 28	Mask.	3.3				
PCB 52	4.8	4.2				
OCS	<0.2	<0.2				
PCB 101	4.7	5.3				
p,p-DDE	13.5	16.1				
PCB 118	3.1	5.4				
p,p-DDD	Mask.	Mask.				
PCB 153	13.8	24.3				
PCB 138	Mask.	12.4				
PCB 180	4.0	9.7				
PCB 209	0.5	1.8				
SUM PCB 8 forbindelser	30.9	66.4				
% Tørrstoff	26.0	26.0				
% Fett	3.0	3.2				
EPOCL						

Mask. betyr forbindelsen er "maskert" og ikke kan kvantifiseres

VEDLEGG E

RESULTATER FRA DIOKSIN-ANALYSENE

som omfatter:

**BLÅSKJELL, *MYTILUS EDULIS*
TORSK, *GADUS MORHUA*
SKRUBBE, *PLATICHTHYS FLESUS***



Norsk institutt for vannforskning
v/Roger Koniectny
Postboks 69 Korsvoll

0808 OSLO 9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J. nr.:	3542/91
Sak nr.:	80906
Mottatt:	15.8

Deres ref.:

Vår ref.:
MOe/MAa/O-1550

Lillestrøm, 13. August 1991

PCDF/PCDD-ANALYSER I BIOLOGISK MATERIALE

Det henvises til Deres bestilling av 6. juni 1991, prosjektnr. JMG O-80106 angående analyser av polyklorete dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner i 7 biologiske prøver. Vedlagt oversendes analyseresultatene.

Analysene kunne foretas uten noen form for problemer og gjenvinningsprosenten av de tilsatte ¹³C-merkete isomerer er meget bra. Vi har imidlertid lagt merke til at prøvematerialet inneholdt en god del vann. Vi har prøvd å samle opp mest mulig av den biologiske matriksen uten å få vannet ned. En viss fortynnings-effekt pga det høye vanningsinnholdet i prøvene kan imidlertid ikke utelukkes.

Med vennlig hilsen

M. Oehme
Michael Oehme
Avdelingsleder, laboratorium
for organisk analyse

Vedlegg: 8

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

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

Office address:
Elvegt. 52
LILLESTRØM

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

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 0813 3308327

FETTBESTEMMELSE I BIOLOGISKE PRØVER
FRA NIVA - JMG 0-80106
NILUS PROSJEKT NR. 0-1550

Metode: Prøven blandes homogent med Na₂SO₄ og elueres med di-
klormetan.

Lab.nr.	Materialer	Stedsbeskrivelse	Ekstraerbart fett i %
91/406	Blåskjell	Risøy (Arendalsområdet)	
91/407	Blåskjell	Ullergø (Listaområdet)	
91/408	Blåskjell	Koksverket (Ranfjorden)	1,5%
91/409	Blåskjell	Moholmen (Ranfjorden)	0,6%
91/410	Blåskjell	Hindera (Ranfjorden)	0,5%
91/411	Torskelever	Ranosen (Ranfjorden)	29,9%
91/412	Skrubbefilet	Ranosen (Ranfjorden)	0,5%

P.S. Prøvene inneholdt store mengder vann. Innveid prøvemengde
til dioksin og fettbestemmelse blir derfor svært usikker.

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 91/408
 PRØVEBESKRIVELSE BLÅSKJELL
 KUNDE NIVA,
 KUNDENS PRØVENUMMER ST. B2, KOKSV., BLR-1
 DATAFILER P0202, P0210

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<:PÅVISININGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ
i: INTERFERENS PÅ ENKELTE ISOMERER
#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,617	68,6%	0,06
SUM tetra-CDF	4,688		
12378/12348-penta-CDF	0,056		0,00
23478-penta-CDF	0,093	80,6%	0,05
SUM penta-CDF	0,935		
123478/123479-hexa-CDF	0,070	79,5%	0,01
123678-hexa-CDF	0,026		0,00
123789-hexa-CDF	0,006		0,00
234678-hexa-CDF	0,022		0,00
SUM hexa-CDF	0,665		
1234678-hepta-CDF	0,078	67,9%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,010		0,00
SUM hepta-CDF	0,098		
Octa-CDF	0,210		0,00
SUM FURANER	6,595		0,12
2378-tetra-CDD	0,061	73,0%	0,06
SUM tetra-CDD	1,254		
12378-penta-CDD	0,042	77,3%	0,02
SUM penta-CDD	0,757		
123478-hexa-CDD	0,022		0,00
123678-hexa-CDD	0,055	76,7%	0,01
123789-hexa-CDD	0,025		0,00
SUM hexa-CDD	0,183		
1234678-hepta-CDD	0,258	70,5%	0,00
SUM hepta-CDD	0,625		
Octa-CDD	2,291	70,2%	0,00
SUM DIOKSINER	5,110		0,10
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,22

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 91/409
 PRØVEBESKRIVELSE BLÅSKJELT
 KUNDE NIVA,
 KUNDES PRØVENUMMER ST. B5, MOHOLMEN, BLR-2
 DATAFILER P0203, P0211

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<: PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

i: INTERFERENS PÅ ENKELTE ISOMERER

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
2378-tetra-CDF	0,396	77,8%	0,04
SUM tetra-CDF	2,701		
123478/12348-penta-CDF	0,055		0,00
23478-penta-CDF	0,076	83,1%	0,04
SUM penta-CDF	0,765		
123478/123479-hexa-CDF	0,066	88,8%	0,01
123678-hexa-CDF	0,018		0,00
123789-hexa-CDF	0,002		0,00
234678-hexa-CDF	0,008		0,00
SUM hexa-CDF	0,448		
1234678-hepta-CDF	0,049	79,9%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,008		0,00
SUM hepta-CDF	0,057		
Octa-CDF	0,112		0,00
SUM FURANER	4,082		0,09
2378-tetra-CDD	0,053	74,2%	0,05
SUM tetra-CDD	1,457		
12378-penta-CDD	0,028	86,3%	0,01
SUM penta-CDD	0,547		
123478-hexa-CDD	0,008		0,00
123678-hexa-CDD	i 0,027	85,9%	0,00
123789-hexa-CDD	0,010		0,00
SUM hexa-CDD	0,054		
1234678-hepta-CDD	0,289	80,0%	0,00
SUM hepta-CDD	0,631		
Octa-CDD	2,662	76,0%	0,00
SUM DIOKSINER	5,351		0,08
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,17

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	91/410
PRØVEBESKRIVELSE	BLÅSKJELL
KUNDE	NIVA,
KUNDES PRØVENUMMER	ST. B14, HINDERA, BLR-3
DATAFILER	P0205, P0212
TOTAL PRØVEMENGDE	40,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

i: INTERFERENS PÅ ENKELTE ISOMERER

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,275	62,8%	0,03
SUM tetra-CDF	2,721		
12378/12348-penta-CDF	0,053		0,00
23478-penta-CDF	0,072	61,5%	0,04
SUM penta-CDF	0,908		
123478/123479-hexa-CDF	0,069	66,0%	0,01
123678-hexa-CDF	0,018		0,00
123789-hexa-CDF	0,003		0,00
234678-hexa-CDF	0,019		0,00
SUM hexa-CDF	0,303		
1234678-hepta-CDF	0,055	61,3%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,014		0,00
SUM hepta-CDF	0,072		
Octa-CDF	0,114		0,00
SUM FURANER	4,118		0,08
2378-tetra-CDD	0,114	58,6%	0,11
SUM tetra-CDD	1,234		
12378-penta-CDD	0,041	64,7%	0,02
SUM penta-CDD	1,229		
123478-hexa-CDD	0,011		0,00
123678-hexa-CDD	0,060	63,0%	0,01
123789-hexa-CDD	< 0,006		0,00
SUM hexa-CDD	0,192		
1234678-hepta-CDD	0,252	58,3%	0,00
SUM hepta-CDD	0,475		
Octa-CDD	1,603	51,6%	0,00
SUM DIOKSINER	4,732		0,15
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,22

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 91/411
 PRØVEBESKRIVELSE TORSKELEVER
 KUNDE NIVA,
 KUNDES PRØVENUMMER ST. MO, TLR-1
 DATAFILER P0217, P0227

TOTAL PRØVEMENGDE 5,000
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<:PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	4,129	91,5%	0,41
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	2,342		0,02
23478-penta-CDF	0,806	72,1%	0,40
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	1,273	75,4%	0,13
123678-hexa-CDF	0,823		0,08
123789-hexa-CDF	0,119		0,01
234678-hexa-CDF	0,693		0,07
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,373	71,6%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,304		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,843		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		1,14
2378-tetra-CDD	0,558	70,0%	0,56
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,400	72,5%	0,20
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,071		0,01
123678-hexa-CDD	0,126	73,9%	0,01
123789-hexa-CDD	< 0,077		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	2,089	70,0%	0,02
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	10,518	62,7%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,82
SUM 2,3,7,8-TEQ			1,95

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	91/412
PRØVEBESKRIVELSE	SKRUBBEFILET
KUNDE	NIVA,
KUNDES PRØVENUMMER	ST. MO, RANSEN, SFR-1
DATAFILER	P0204, P0213
TOTAL PRØVEMENGDE	40,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

i: INTERFERENS PÅ ENKELTE ISOMERER

#VALUE!: FINNES VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISK MATERIALE

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,157	76,5%	0,02
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,050		0,00
23478-penta-CDF	0,061	75,4%	0,03
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,063	82,3%	0,01
123678-hexa-CDF	0,011		0,00
123789-hexa-CDF	< 0,002		0,00
234678-hexa-CDF	0,013		0,00
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,035	77,8%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,005		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,048		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,06
2378-tetra-CDD	< 0,017	71,8%	0,02
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,014	78,0%	0,01
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,002		0,00
123678-hexa-CDD	i 0,007	80,8%	0,00
123789-hexa-CDD	< 0,006		0,00
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,165	78,4%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	0,918	68,8%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,03
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,08

VEDLEGG F

RESULTATER FRA STATISTISKE ANALYSENE

Tabell F1. Forskjell i konsentrasjonene av PAH forbindelser i overflatesediment (0-2cm) 1989. F-test for å teste signifikans av avstand (gradient utover fjorden) for alle stasjoner, stasjonsgruppe A (stasjonene 1-4) eller stasjonsgruppe B (de øvrige stasjoner), og t-test for å teste forskjell mellom stasjons-gruppe A og B. Frihetsgrader (df) og signifikans nivå (p) er angitt. Alle gradienter viste økende konsentrasjoner mot Mo.

Stoff	snitt (cm)	alle			A og B			B		
		F	df	p	t-verdi	df	p	F	df	p
sum-PAH	0-2	36.39	1, 10	***	4.51	10	**	29.66	1, 7	***
KPAH	0-2	38.86	1, 10	***	4.56	10	**	28.72	1, 7	***
BaP	0-2	33.37	1, 10	***	4.33	10	**	21.64	1, 7	***
sum-PAH	0-5	12.92	1, 4	*						
KPAH	0-5	12.17	1, 4	*						
BaP	0-5	11.22	1, 4	*						

Tabell F5. Forskjell i konsentrasjoner av enkelte stoffer i overflatesediment (0-2cm) 1989. F-test for linear regresjon for å teste signifikans av avstand (gradient utover fjorden) for alle stasjoner, stasjonsgruppe A (stasjoner 1-4 eller 1-5 merket "a") eller stasjonsgruppe B (de øvrige stasjoner), og t-test for å teste forskjell mellom stasjons-gruppe A og B. Frihetsgrader (df) og signifikansnivå (p) er angitt. "b" etter F-verdien eller negativ t betyr avtagende konsentrasjoner mot Mo.

Stoff	alle			B			A og B		
	F	df	p	F	df	p	t-verdi	df	p
Cd	19.13	1, 18	***	7.09	1, 12	*	2.39	18	*
Cd^a	19.13	1, 18	***	3.90	1, 11	ns	4.56	18	**
Co	5.15 b	1, 18	*	1.58	1, 12	ns	-6.57	18	***
Co^a	5.15 b	1, 18	*	35.70	1, 11	***	-7.27	18	***
CrT	27.12 b	1, 18	***	4.65 b	1, 12	ns	-6.68	18	***
Cu	46.48	1, 18	***	77.83	1, 12	***	2.26	18	*
F	3.81	1, 12	ns	3.33	1, 7	ns	0.69	12	ns
Fe	2.80	1, 18	ns	5.45	1, 12	*	0.15	18	ns
Hg	45.07	1, 18	***	27.24	1, 12	***	2.50	18	*
Mn	24.22	1, 18	***	12.42	1, 12	**	2.01	18	ns
Ni	18.59 b	1, 18	***	1.87	1, 12	ns	-5.81	18	***
Pb	0.02	1, 18	ns	48.07	1, 12	***	-3.28	18	**
Zn	1.13	1, 18	ns	54.41	1, 12	***	-1.84	18	ns
TOC	7.57	1, 24	*	28.51 b	1, 17	***	0.67	24	ns

Tabell F2. Forskjell i konsentrasjonene av PAH i reker mellom rekerålfelter (Bustneset-Alterneset (BA) og Strømholmen-Bustneset (SB)), og mellom 1989 og 1990 for stasjon SB vha. t-test. Frihetsgrader (df) og signifikans nivå (p) er angitt. Negativ t-verdi betyr at det første element i sammenligningen er mindre enn det andre element.

Stoff	BA vs. SB 1989			89 vs. 90 st.SB		
	t-verdi	df	p	t-verdi	df	p
BaP	2.25	2	ns	1)		
KPAH	2.70	2	ns	-1.39	2	ns
sum-PAH	18.07	2	*	-9.57	2	ns

1) kan ikke utregnes fordi avvik er lik null for en eller flere parallelle prøverpar.

Tabell F3. Forskjell mellom 1980 og 1989 for PAH i blåskjell og o-skjell vha. parvis t-test . Negative fortegn betyr at konsentrasjon var større i 1989. Signifikansnivå (p) og frihetsgrader (df) er angitt.

Stasjoner	stoff	t-verdi	df	p
Blåskjell :				
B2, B5, B14, B16,	sum PAH	0.14	3	ns
	KPAH	-0.08	3	ns
	BaP	-0.44	3	ns
O-skjell:				
B5, B9, B12, B15, B16, B14	sum PAH	-1.81	4	ns
	KPAH	-2.64	4	ns
	BaP	-1.43	4	ns

Tabell F4. Forskjell i konsentrasjoner av PAH i blåskjell og o-skjell som skyldes år (1989 og 1990) avstand (gradient utover Ranfjorden) og interaksjon år og avstand. vha F-test fra regresjonsanalyse. Frihetsgrader (df) og signifikans nivå (p) er angitt. Konsentrasjonene var høyere i 1989 enn i 1990 og avtar i 1989 utover fjorden.

Stoff	år			avstand			interaksjon		
	F	df	p	F	df	p	F	df	p
Blåskjell:									
sum PAH	26.01	1, 18	***	20.62	1, 18	***	1.16	1, 18	ns
KPAH	19.81	1, 18	***	21.54	1, 18	***	4.25	1, 18	ns
BaP	11.28	1, 18	**	8.13	1, 18	*	2.08	1, 18	ns
O-skjell:									
sum PAH	26.11	1, 10	***	31.41	1, 10	***	7.69	1, 10	*
KPAH	37.52	1, 10	***	65.26	1, 10	***	16.54	1, 10	**
BaP	57.68	1, 10	***	82.28	1, 10	***	34.43	1, 10	***

Tabell F6. Forskjell i konsentrasjoner av enkelte elementer i blåskjell som skyldes år (1989 og 1990) **avstand** (gradient utover Ranfjorden) og **interaksjon** år og avstand. vha F-test fra regresjons analyse. Frihetsgrader (**df**) og signifikansnivå (**p**) er angitt. Alle signifikante sammenhenger viser avtagende konsentrasjon fra 1989 til 1990 og minskende konsentrasjoner ut over fjorden.

Stoff	år			avstand			interaksjon		
	F	df	p	F	df	p	F	df	p
As	3.57	1, 33	ns	9.81	1, 33	**	5.61	1, 33	*
Cd	4.60	1, 33	*	1.09	1, 33	ns	3.72	1, 33	ns
Co ¹									
CrT	2.43	1, 34	ns	5.40	1, 34	*	0.01	1, 34	ns
Cr6 ¹									
Cu	0.31	1, 34	ns	10.98	1, 34	**	0.57	1, 34	ns
Cu ²	1.01	1, 32	ns	9.36	1, 32	**	1.09	1, 32	ns
F ¹									
Fe	11.89	1, 34	**	32.20	1, 34	***	0.25	1, 34	ns
Hg ³				70.54	9, 9	***			
Mn	21.06	1, 33	***	36.18	1, 33	**	2.09	1, 33	ns
Ni ³				8.35	9, 9	**			
Pb	17.11	1, 34	***	9.61	1, 34	**	2.58	1, 34	ns
Pb ⁴	35.74	1, 32	***	29.97	1, 32	***	3.46	1, 32	ns
Zn	19.08	1, 34	***	29.83	1, 34	***	0.61	1, 34	ns

¹) under deteksjonsgrense.

²) uten st.B5, 1989.

³) kun 1990, 50% av 1989-datamateriale lå under deteksjonsgrense

⁴) uten st.B6, 1989.

Tabell F7. Forskjell i konsentrasjoner av enkelte elementer i blæretang 1989. vha F-test for å teste effekt av avstand (regresjonsanalyse) og stasjon (variensanalyse). Frihetsgrader (**df**) og signifikansnivå (**p**) er angitt. Alle påviste gradienter var økende mot indre del av Ranfjorden.

Stoff	avstand			stasjon		
	F	df	p	F	df	p
As ¹						
Cd	2.76	1, 8	ns	57.11	7, 2	*
Co	5.05	1, 8	ns	24.79	7, 2	*
CrT	4.68	1, 8	ns	34.14	7, 2	*
Cu	7.39	1, 8	*	335.80	7, 2	**
Cu ²	16.33	1, 7	**	131.55	7, 2	**
Fe	7.55	1, 8	*	>1000	7, 2	***
Hg	5.70	1, 8	*	17.60	7, 2	ns
Mn	25.07	1, 8	***	155.34	7, 2	**
Ni	0.41	1, 8	ns	34.84	7, 2	*
Pb	4.45	1, 8	ns	663.25	7, 2	**
Pb ³	4.62	1, 8	ns	338.90	6, 2	**
Zn	18.59	1, 8	**	>1000	7, 2	***

¹) under deteksjonsgrense

²) uten st.B7.

³) uten st.B6.

Tabell F8. Forskjell i konsentrasjoner av elementer i o-skjell som skyldes avstand (gradient utover Ranfjorden) 1989 vha F-test fra regressjonsanalyse. Frihetsgrader (**df**) og signifikans nivå (**p**) er angitt.

Stoff	avstand		
	F	df	p
CrT	0.02	1, 6	ns
Cr6 ¹			
Cu	5.57	1, 6	ns
Fe	5.54	1, 6	ns
Ni	0.30	1, 6	ns
Pb	7.82	1, 6	*
Zn	0.14	1, 6	ns

¹) under deteksjonsgrense.

Tabell F9. Forskjell i konsentrasjoner av metaller, og arsen og fluorid i reker for alle prøvene vha. F-test; forskjell mellom rekestrålfelter (Bustneset-Alterneset (BA) og Strømholmen-Bustneset (SB)) i 1989 og forskjell mellom år 1989 og 1990 for stasjon SB vha. t-test (basert på et trek pr. sted/tid). Frihetsgrader (**df**) og signifikansnivå (**p**) er angitt. Negativ t-verdi betyr at det første element i sammenligning (f.eks. 89 eller stasjon BA) er mindre enn det andre element.

Stoff	alle prøver			BA vs. SB 1989			89 vs. 90 st.SB		
	F	df	p	t-verdi	df	p	t-verdi	df	p
As	39.47	2, 3	**	-14.74	2	*	-6.32	2	ns
Cd	6147.17	2, 3	***	2)			2)		
Co ¹									
CrT ¹									
Cu	91.64	2, 3	**	6.78	2	ns	-4.92	2	ns
F ¹									
Fe	1.13	2, 3	ns	0.88	2	ns	-0.33	2	ns
Hg	2.70	2, 3	ns	1.98	2	ns	-1.41	2	ns
Mn	7.02	2, 3	ns	3.10	2	ns	2.38	2	ns
Ni ¹									
Pb	8.15	2, 3	ns	1.41	2	ns	2)		
Zn	0.68	2, 3	ns	2)			0.92	2	ns

¹) under deteksjonsgrense

²) kan ikke utregne fordi avvik er lik null for en eller flere parallelle prøverpar.

Tabell F10. Forskjell mellom 1976 (Kirkerud et al., 1977) og 1989 for enkelte metaller i overflatesediment (0-2cm) vha. parvis t-test . Negative fortegn betyr at konsentrasjonen var høyere i 1989. Signifikansnivå (p) og frihetsgrader (df) er angitt.

Stasjoner	stoff	t-verdi	df	p
1, 2, 15, 17, 24	Cr	1.00	4	ns
	Cu	-0.36	4	ns
	Fe	0.31	4	ns
	Pb	0.10	4	ns
	Zn	0.70	4	ns

Tabell F11. Forskjell mellom 1980 og 1989 for enkelte metaller i blæretang, blåskjell og o-skjell vha. parvis t-test . Negative fortegn betyr at konsentrasjonen var høyest i 1989. Signifikansnivå (p) og frihetsgrader (df) er angitt.

Stasjoner	stoff	t-verdi	df	p
Blæretang: B7, B 9, B15, B14	Cd	2.97	3	ns
	Cr	3.34	3	*
	Cu	0.42	3	ns
	Hg	<0.01	3	ns
	Ni	3.07	3	ns
	Pb	4.16	3	*
	Zn	1.82	3	ns
Blåskjell: B2, B5, B15, B14	Cd	0.12	3	ns
	Cr	-2.70	3	ns
	Cu	-1.62	3	ns
	Hg	-1.11	3	ns
	Ni	0.36	3	ns
	Pb	5.50	3	*
	Zn	3.72	3	*
O-skjell: B9, B12, B15, B16, B14	Cr	-2.28	4	ns
	Cu	-5.77	4	**
	Ni	-0.60	4	ns
	Pb	2.45	4	ns
	Zn	1.12	4	ns

Tabell F12 Korrelasjonskoeffisienter r for variabler undersøkt i overflate sediment (0-2cm), Stasjonsgruppe (G): **A** indikerer stasjoner 1-3 (4), **B** indikerer de øvrige stasjoner og **T** alle stasjoner. Signifikante r -verdier i uthevet ($p < 0.05$, for hver enkelt test) er basert på minimum antall n (antall stasjoner) minus 2 frihetsgrader. * indikerer at datamateriale er uegnet til analysen. Dette gjelder også data for Arsen.

	G, n	TOC	Cd	Co	CrT	Cu	F	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	BaP	KPAH
Cd	T, 20	-0.524													
	A, 6	-0.024													
	B, 14	-0.690													
Co	T, 20	-0.119	-0.562												
	A, 6	-0.458	0.176												
	B, 14	-0.229	-0.393												
CrT	T, 20	0.347	-0.730	0.811											
	A, 6	0.054	0.479	0.321											
	B, 14	0.723	-0.771	0.364											
Cu	T, 20	-0.731	0.740	-0.278	-0.683										
	A, 6	-0.652	-0.089	0.460	-0.608										
	B, 14	-0.860	0.762	0.178	-0.605										
F	T, 14	-0.302	0.431	-0.086	-0.350	0.400									
	A, 5	0.352	-0.614	0.246	0.313	-0.503									
	B, 9	-0.589	0.497	0.110	-0.484	0.625									
Fe	T, 20	-0.160	0.112	0.266	0.168	0.343	0.120								
	A, 6	0.050	0.593	0.635	0.773	-0.177	0.080								
	B, 14	-0.239	0.076	0.510	0.273	0.541	0.211								
Hg	T, 20	-0.589	0.702	-0.238	-0.599	0.805	0.743	0.424							
	A, 6	0.067	-0.027	0.797	0.491	-0.046	0.721	0.641							
	B, 14	-0.831	0.640	0.343	-0.482	0.887	0.776	0.457							
Mn	T, 20	-0.570	0.473	-0.150	-0.579	0.728	0.521	0.301	0.821						
	A, 6	-0.103	-0.165	0.806	0.152	0.254	0.673	0.330	0.901						
	B, 14	-0.722	0.344	0.445	-0.499	0.735	0.516	0.348	0.784						
Ni	T, 20	0.339	-0.749	0.774	0.918	-0.614	-0.307	0.121	-0.510	-0.440					
	A, 6	0.736	0.116	-0.590	0.285	-0.743	-0.029	0.191	-0.237	-0.580					
	B, 14	0.520	-0.712	0.434	0.801	-0.439	-0.294	0.277	-0.196	-0.169					
Pb	T, 20	-0.507	0.138	0.632	0.436	0.139	0.067	0.427	0.155	0.112	0.349				
	A, 6	-0.419	0.635	0.546	0.850	-0.150	-0.061	0.756	0.375	0.156	-0.098				
	B, 14	-0.821	0.752	0.145	-0.554	0.953	0.484	0.484	0.826	0.663	-0.392				
Zn	T, 20	-0.590	0.409	0.441	0.184	0.413	0.193	0.535	0.387	0.232	0.124	0.916			
	A, 6	-0.264	0.854	0.586	0.712	-0.006	-0.260	0.852	0.364	0.169	-0.064	0.899			
	B, 14	-0.811	0.804	0.089	-0.546	0.957	0.539	0.517	0.828	0.547	-0.419	0.960			
BaP	T, 12	-0.189	0.666	-0.702	-0.852	0.765	0.593	0.330	0.821	0.691	-0.789	-0.171	0.096		
	A, 3	0.940	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
	B, 9	-0.841	0.837	-0.215	-0.700	0.969	0.447	0.366	0.814	0.697	-0.622	0.929	0.895		
KPAH	T, 12	-0.215	0.643	-0.690	-0.856	0.778	0.584	0.332	0.819	0.695	-0.786	-0.183	0.080	0.997	
	A, 3	0.855	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.981	
	B, 9	-0.854	0.804	-0.162	-0.679	0.962	0.432	0.380	0.817	0.707	-0.595	0.931	0.892	0.995	
PAH	T, 12	-0.182	0.615	-0.670	-0.837	0.751	0.587	0.345	0.820	0.701	-0.760	-0.198	0.064	0.996	0.998
	A, 3	0.918	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0.998	0.991
	B, 9	-0.845	0.763	-0.102	-0.649	0.951	0.459	0.405	0.826	0.729	-0.548	0.914	0.873	0.987	0.997

Tabell F13. Forskjell i konsentrasjoner av enkelte stoffer i blåskjell som skyldes akvaria opphold (ca.10 timer) og lengde (middellengde på 35 og 63mm). vha F-test fra enveis variansanalyse. Frihetsgrader (**df**) og signifikans nivå (**p**) er angitt. # etter F-verdi for akvaria betyr at konsentrasjon er signifikante større i blåskjell som har ikke gått renn i akvaria, og # F-verdi for lengde betyr at konsentrasjon er signifikante større i mindre skjell.

Stoff ¹	Tarmrensing			lengde		
	F	df	p	F	df	p
As	2.14	1, 2	ns	1.75	1, 2	ns
Cd	23.11	1, 2	*	223.37	1, 2	**
CrT	209.84 #	1, 2	**	4656 #	1, 2	***
Cu	8.41	1, 7	ns	225.17 #	1, 7	**
Fe	5844. #	1, 2	***	27.53 #	1, 2	*
Hg	1.00	1, 2	ns	1.00	1, 2	ns
Mn	1716 #	1, 2	**	39.86 #	1, 2	*
Ni	193.77 #	1, 2	*	6.50	1, 2	ns
Pb	88.02 #	1, 2	*	94.54 #	1, 2	*
Zn	10.31	1, 2	ns	74.90	1, 2	*
BaP	0.06	1, 2	ns	881.91	1, 2	**
KPAH	0.04	1, 2	ns	0.47	1, 2	ns
PAH	-0.72	1, 2	ns	0.75	1, 2	ns

¹) Konsentrasjoner for Co, Cr6 og F lå under deteksjonsgrense

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2277-4