



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 552/94

Oppdragsgiver Statens forurensningstilsyn

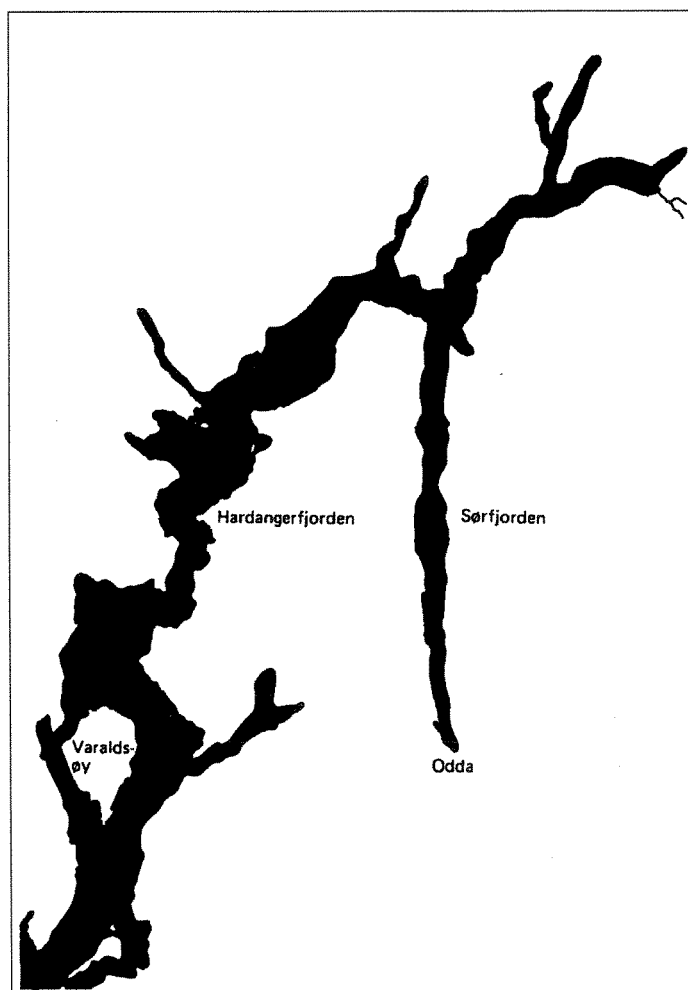
Utførende
institusjoner

NIVA
KOM-sentret AS, Odda
Universitetet i Bergen
Universitetet i Oslo
Havforskningsinstituttet
NVH/Veterinærinstituttet
Fiskeridirektoratets Ernæringsinst.

Tiltaksorienterte
miljøundersøkelser i

Sørfjorden og Hardanger- fjorden 1992

Delrapport 2
Miljøgifter i organismer og
biomarkører for miljøgifter



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|--------------------------|-----------------|
| Prosjektnr.: O-800309 | Undernr.: |
| Løpenr.: 3038 | Begr. distrib.: |

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

| | | |
|---|--|---------------------------------|
| Rapportens tittel: Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter. (Overvåkingsrapport nr. 552/94 (TA-1052/94)) | Dato: 25/3-94 | Trykket: NIVA 1994 |
| Forfatter(e): Jon Knutzen Jonny Beyer Anders Goksøyr Norman Green | Ketil Hylland Eliann Egaas Morten Sandvik Janneche Utne Skåre | Geografisk område: Hordaland |
| | Antall sider: 54 | Opplag: 140 |

| | |
|--|------------------|
| Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT). (Statlig program for forurensningsovervåking). | Oppdragsg. ref.: |
|--|------------------|

| |
|---|
| Ekstrakt: Miljøgiftinnholdet i organismer var i 1992 i det vesentlige som observert i de senere år, dvs. med sterkt forhøyet innhold av særlig bly og kadmium, men også kvikksølv og sink i blåskjell og mer moderat grad av metallforurensning (inkludert kobber) i tang. Kvikksølvinnholdet i torsk fra indre fjord viste oppgang jevnført med senere års registreringer, mest sannsynlig forårsaket av biologisk betingede variasjoner. Innholdet av DDT i blåskjell var opp til 10 ganger forhøyet. Mer moderate forhøyelser ble konstatert for PCB i skjell og for DDT/PCB i lever av torsk (indre fjord). Målinger av stressreaksjoner hos fisk i mærer i kontakt med sediment ga tydelige utslag på forekomsten av fluorescerende nedbrytningsprodukter av PAH og videre på et par av de testede metoder for måling av enzyminduksjon ved eksponering til PAH og PCB, derimot ikke på en del fysiologiske variable. |
|---|

4 emneord, norske

1. Sørfjorden
2. Metaller
3. Klororganiske stoffer
4. PAH
5. Biomarkører
6. Indikatororganismer

4 emneord, engelske

1. Sørfjorden
2. Metals
3. Organochlorines
4. PAH
5. Biomarkers
6. Indicator organisms

Prosjektleder

.....
Jens Skei

For administrasjonen

.....
Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2491-2

O-800309
TILTAKSORIENTERTE MILJØUNDERSØKELSER I
SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN 1992.

Delrapport 2: Miljøgifter i organismer og
biomarkører for miljøgifter

Oslo,

25. mars 1994.

Prosjektleder:

Jens Skei

Medarbeidere:

Jon Knutzen
Jonny Beyer, UiB
Einar Brevik
Eliann Egaas
Anders Goksøyr, UiB
Norman Green
Ketil Hylland, UiO
Jarle Klungsøyr, HI
Frithjof Moy
Amund Måge, FEI
Morten Sandvik, NVH/VI
Janneche U. Skåre, NVH/VI
Rune Waagbø, FEI
Endre Aas, UiB.

Innhold

Side

| | |
|--|----|
| FORORD | 3 |
| 1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER | 5 |
| 1.1 Formål | 5 |
| 1.2 Konklusjoner | 5 |
| 1.3 Tilrådinger | 6 |
| 2. BAKGRUNN OG FORMÅL | 7 |
| 3. MATERIALE OG METODER | 8 |
| 3.1 Miljøgifter i organismer | 8 |
| 3.2 Biomarkører for miljøgifter | 12 |
| 3.2.1 Utsetting av fisk | 12 |
| 3.2.2 Analyser av sedimenter | 12 |
| 3.2.3 Opparbeiding av fisk og analyser | 13 |
| 4. MILJØGIFTER I ORGANISMER | 16 |
| 4.1 Metaller i fisk | 16 |
| 4.2 Metaller i blåskjell | 17 |
| 4.3 Metaller i tang | 24 |
| 4.4 Klororganiske forbindelser i fisk | 30 |
| 4.5 Klororganiske forbindelser i blåskjell | 31 |
| 5. BIOMARKØRER | 34 |
| 5.1 Metaller og organiske miljøgifter i sediment | 34 |
| 5.2 Metaller og organiske miljøgifter i fisk fra mærer | 34 |
| 5.3 Biologiske responser i fisk | 36 |
| 6 REFERANSER | 42 |
| VEDLEGGSTABELLER | 45 |

Forord

NIVA har i 1992 gjennomført tiltaksorienterte undersøkelser i Sørffjorden og Hardangerfjorden innen for Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Norzink A/S, Odda Smelteverk A/S og Tinfos Titan & Iron K/S dekket 75% av kostnadene. Prosjektet er utført i samarbeid med KOM-senteret i Odda.

I tillegg til foreliggende rapport om miljøgifter i organismer/biomarkører, presenteres resultatene av 1992-overvåkingen i delrapport 1 om vannkjemi og delrapport 3 om observasjoner av gruntvannssamfunn (1991 - 1992). Prosjektleder for Sørffjord-overvåkingen er Jens Skei.

Arbeidet under kapitel 5 er utført som en del av prosjektet "Evaluering av markører for biologiske effekter av miljøgifter i norske farvann" under "Program om Marin Forurensning" (PMF), med delvis finansiering fra Norges forskningsråd. I prosjektet deltar Universitetet i Bergen (UiB), Universitetet i Oslo (UiO), Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet (NVH/VI) og NIVA i samarbeid med Havforsknings-instituttet (HI), Statens Plantevern (SP) og Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt (FEI). Prosjektet ledes av Anders Goksøy, Laboratorium for marin molekylærbiologi, UiB. Faglig ansvarlig for vurderingen av resultatene fra de ulike analysene utført på fisk satt ut i Sørffjorden, har vært:

- Jonny Beyer (UiB, induksjon av fase 1 enzymer for omsetning av PAH/PCB (CYP 450, EROD), rapportering)
- Eliann Egaas (SP, induksjon av fase 2 enzymer for omsetning av PAH/PCB GST))
- Anders Goksøy (UiB, planlegging og rapportering)
- Ketil Hylland (tidl. UiO, nå NIVA, analyse av metallotioneiner)
- Jarle Klungsøy (HI, analyse av PAH i sediment)
- Amund Måge (FEI, analyser av metaller i sediment)
- Morten Sandvik (NVH/VI, analyse av PCB i sediment og fisk)
- Janneche Utne Skåre (NVH/VI, analyse av PCB og metaller i fisk)
- Rune Waagbø (FEI, analyse av blodparametre)
- Endre Aas (UiB, analyse av fluorescerende nedbrytningsprodukter av PAH (FAC)).

Ellers takkes: Bernard Gadagbui, Nils Petter Maaseide, Sissel O. Olsen, Astrid-Mette Husøy, Kjersti A. Helgesen og Lars Kleivane for assistanse under utsetting, innhenting og opparbeiding av fisken; Jan Brenna, Kjell Westrheim og Svein Wilhelmsen for sediment-analysene; Gro-Ingunn Hemre for analyser av blodparametre og

Nina O. Svendsen for GST-analysene.

Ved NIVA har Frithjof Moy foretatt innsamling av blåskjell og tang sammen med Olav Leigland ved KOM-senteret. Hovedansvarlig for analysene av klororganiske forbindelser har vært Einar Brevik, og metallanalysene i fisk, blåskjell og tang er utført av gruppen for uorganiske analyser ved rutinelaboratoriet. Norman Green er prosjektleder for Joint Monitoring Program (JMP) under Oslo/Paris kommisjonen. Miljøgiftinnholdet i fisk/blåskjell fra JMP-stasjoner i Hardangerfjorden rapporteres rutinemessig innen Sør fjord-overvåkingen. Undertegnede er hovedansvarlig for planlegging av rapportering av delprosjektet.

Oslo, 25. mars 1994.

Jon Knutzen

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Hovedformålene med overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Sjøfjorden er å følge utviklingen i relasjon til forurensningsbegrensende tiltak, og derved holde forvaltningsmyndigheter, forurensende industri og brukerinteresser orientert om tilstanden. Viktige sider ved dette er å se om tiltakene virker etter hensikten og derved gi grunnlag for å bedømme mulige ytterligere tiltak.

Den rutinemessige trendovervåkingen har i 1992 vært supplert av utsettingsforsøk for å registrere fysiologiske og biokjemiske stress-symptomer hos fisk som reaksjoner på de ulike typer miljøgifter som forurenser Sjøfjorden (metaller, PAH, PCB).

1.2. Konklusjoner

Også i 1992 var **blåskjell** sterkt forurenset med **kadmium** og **bly**. Sammenlignet med et "antatt høyt bakgrunnsnivå" (dvs. ved bare diffus belastning utenfor sporbar innflytelse av punktkilder), ble det i Sjøfjorden registrert overkonsentrasjoner på 10 - 30 ganger for kadmium og 15 - 50 ganger for bly. Begge, - særlig kadmium, - viste også overkonsentrasjoner opp til 80 km fra Odda. Overkonsentrasjonene av **kvikksølv** lå på 5 - 10 ganger fra innerst til omtrent midtfjords, mens **sinkinnholdet** i skjell var mer moderat (2 - 4 ganger "normalverdier").

Å få mer klarhet i sammenhengen mellom belastning og skjellenes metallinnhold vil kreve en høyere grad av detaljering mht. hvordan metallene tilføres (dyp, tilstandsform), spesielt ved avrenning fra det forurensete lokale nedbørfelt og utlekking fra gruntvannssedimenter.

Graden av forurensning med **sink** og særlig **kobber** ble bedre avspeilet i **tang** enn blåskjell, med overkonsentrasjoner opp til 10 ganger (lokalt) for kobber og 2 - 6 ganger i hele fjorden for sink (avtagende utover). Kvikksølv, kadmium og bly viste betydelig lavere overkonsentrasjoner enn i skjell.

I **torsk** fra indre Sjøfjorden ble det registrert nærmere dobbelt så høyt **kvikksølvinnhold** (ca. 4 ganger høyt normalinnhold) enn det har vært vanlig de siste årene. Noe tilsvarende utslag ble ikke funnet i skrubbe. Økningen i torsk er mest sannsynlig forårsaket av biologisk betingede variasjoner (vandring, grad av kvikksølvforurensning i byttedyr). **Bly** og **kadmium** opptrådte i likhet med tidligere i forhøyede konsentrasjoner i lever av særlig **skrubbe**, men i mer moderat grad også i torsk.

DDT-forurensningen i Sjøfjorden ble bekreftet ved overkonsentrasjoner på opp til ca. 10 ganger i blåskjell (ved Kvalnes) og 5 - 6 ganger i lever av torsk fanget i indre fjord. Også **PCB** opptrådte i forhøyede konsentrasjoner både i skjell og torsk: 3 - 4 ganger høyere enn "normalt". Nivåene var omtrent som tidligere påvist, men med en (usikker) tendens til nedgang i blåskjell.

Sedimentet under mærene i utsettingsforsøkene med torsk og skrubbe viste klart høyere konsentrasjoner av metaller, PAH og PCB på de indre stasjonene, sammenlignet med referansestasjonen. Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon var ca. 15/300/100/30 hhv. for kobber, sink, kadmium og bly; ca. 20 for PCB og 100 - 200 ganger for PAH.

Disse forskjeller ble tydelig gjenspeilet i forekomsten av nedbrytningsprodukter av PAH (fluorescerende aromater) i fiskegalle.

I skrubbe ble det likeledes registrert markant forhøyet aktivitet av fase-1 enzymer (EROD og CYP1A1 ELISA ¹), som induseres av PAH og PCB. Derimot fikk man ikke tilsvarende klare utslag i torsk.

For det induserbare fase-2 enzym GST ¹) var det bare usikker effekt og til dels utslag som ikke samsvarte med de målte konsentrasjonene av PCB/PAH i sediment.

Respons på metallbelastningen ved økt innhold av metallotionein (metallbindende proteiner) i fiskelever lot seg mot formodning ikke konstatere. Grunnen kan muligens være at fisken egentlig har vært utsatt for lavere metallkonsentrasjoner enn målt (lavere helt i overflaten av sedimentet).

Det ble ikke funnet sikre utslag på øvrige biologiske variable (vekt, kondisjonsfaktor, leversomatisk indeks, m.fl.), men hos skrubbe var det visse indikasjoner på leverskade ut fra blodparametre.

1.3. Tilrådinger

Overvåkingen av miljøgifter i organismer bør fortsette inntil man har fått kontroll over både utslipp og episodiske tilførsler, dvs. inntil man ser resultatene av de iverksatte tiltak mot metallforurensning og får bedømt om de har virket etter hensikten.

I det nå planlagte arbeid med å spore kilden for DDT-forurensning bør det kanskje særlig legges vekt på å oppklare om det foregår ulovlig bruk.

¹) Se nærmere forklaringer side 12.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Den primære bakgrunn for overvåkingen i Sørfjorden er den vedvarende metallforurensningen i fjorden, samt tiltak som er iverksatt for å oppnå målsettingen for fjorden: Fri bruk av fisk og skalldyr fra Sørfjorden/Hardangerfjorden til konsum, og bruk av Hardangerfjorden til akvakulturformål. I henhold til nåværende restriksjoner (fra 1993) frarådes konsum av blåskjell fra Sørfjorden.

Fjorden mottar også store mengder med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), som imidlertid er i en form som hurtig sedimenterer, slik at influensområdet i det vesentlige er begrenset til området nærmest Odda (Kvalvågnes og Knutzen, 1986).

Endelig foreligger det en markert forurensning av både fisk og blåskjell med insektmiddelet DDT med nedbrytningsprodukter (Knutzen et al., 1993a). DDT ble forbudt (annet enn til dypping av granplanter) for mer enn 20 år siden, og kilden til belastningen er ikke kjent. Påvirkningen er sporbar ut i Hardangerfjorden. Et delprosjekt for oppklaring av hvor DDT kommer fra, er under planlegging etter lokalt initiativ fra Ullensvang forskningsstasjon.

Belastningstall for metaller og PAH i 1991 - 1992 finnes hos Skei (1992, 1993). I henhold til opplysningene her, gikk utslippene av kobber og kadmium markert ned fra 1991 til 1992, mens blybelastningen har økt kraftig. Arbeid med overdekning og spuntvegg i Eitrheimsvågen ble først ferdig i november. Sammen med annet anleggsarbeid i vågen har dette medført at metalltilførsel fra Eitrheimsvågen også i 1992 har vært en betydelig kilde. (Behovet for å pumpe ut vann som samler seg bak spuntveggen gjør at forurensningene fra Eitrheimsvågen fortsatt har gjort seg gjeldende i 1993, se Skei, 1993).

Foruten å gi årlig informasjon om tilstanden, har overvåkingen de siste årene hatt som formål å tilveiebringe referansedata for å bedømme utviklingen etter iverksettelsen av tiltaket med spuntvegg for avgrensning av Eitrheimsvågen. Som et ledd i dette er overvåkingen i 1992 utvidet med registrering av biokjemiske/fysiologiske stressindikasjoner i fisk ("biomarkører"). Det er testet et bredt spekter av slike variable for å se hvilke metoder som eventuelt egnet seg til å benytte videre.

Hensikten med å inkludere biomarkører i overvåkingen har vært å få en bredere beskrivelse av resipienttilstanden. Biomarkører dekker feltet mellom rene forekomstdata og miljøgiftenes effekt på bestander av planter og dyr (Moy og Walday, 1994), og gir informasjon om organismenes første respons på belastningen. Der hvor det er vanskelig å påvise virkninger på bestands- og samfunnsnivå, fås et uttrykk for den påkjønning som forurensede omgivelser representerer. De aktuelle metodene har i de siste årene fått stor oppmerksomhet blant miljøtoksikologer som et nytt verktøy for påvisning av eksponering og effekter av miljøforurensninger (McCarthy & Shugart, 1990; McCarthy et al., 1991; Huggett et al., 1992; Varanasi et al., 1992; Molven og Goksøyr, 1992).

Det er også igangsatt utsettingsforsøk med blåskjell, dels for å belyse hvor hurtig metallene kan ventes utskilt etter redusert belastning, dels for å belyse om skjellene fra Sørfjorden er blitt genetisk adaptert til metallbelastningen og skiller seg fra andre bestander mht. akkumuleringsegenskaper. Disse forsøkene er under avslutning og vil bli rapportert for seg.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Miljøgifter i organismer

Blåskjell og tang er innsamlet 29. - 30. september 1992 på stasjonene B1 Byrkjenes, B2 Eitrheimsneset, B3 Tyssedal, B4 Digranes, B6 Kvalnes og B7 Krossanes, - se nærmere i figur 3.1. og tabell 3.1. På de innerste stasjonene (B1 - B3) er det samlet blæretang, på de øvrige grisetang.

Innen det internasjonale overvåkingsprogrammet i regi av JMG (Joint Monitoring Group under Oslo/Paris-kommisjonen) er det 5. - 6. september 1992 samlet inn blåskjell fra Eitrheimsneset, Kvalnes, Krossanes, Ranaskjær og Vikingneset (tabell 3.1, figur 3.1).

Blåskjellene er analysert både for klororganiske stoffer og metaller; tangen bare på metallinnhold.

Joint Monitoring Programme (JMP) omfatter i tillegg analyser av metaller og klororganiske forbindelser i fisk. Fisken er samlet i desember, dels i indre del av Sørfjorden (JMP-st. 53, torsk, skrubbe), dels ved Strandebarm (JMP-st. 67B, torsk, glassvar).

Innenfor Statlig program samles av blåskjell (om mulig) 50 stk. i størrelsen 4 - 5 (6) cm fra hver stasjon til en blandprøve. Skjellene fryses ned uten forutgående tømning av tarm. I praksis har det på flere Sørfjord-stasjoner vært ganske vanskelig å finne skjell over 4 cm, slik at størrelsesintervallet ofte har blitt 3 - 5 cm. Dette har også vært tilfellet i 1992. Innen JMP samles (om mulig) 50 stk. innen hver av størrelseskategoriene 2 - 3, 3 - 4 og 4 - 5 cm. Før nedfrysing går skjellene et døgn i vann fra innsamlingsstedet (tømning av tarm) og tas ut av skallene.

Blandprøvene av blæretang (stasjonene B1, B2, B3) har bestått av ca. 5 cm lange skuddspisser (ca. 100 fra ca. 25 individer). Av grisetang (fra og med st. B4 og utover) benyttes ordinært 50 - 100 skuddspisser fra et 20-talls individer, kuttet like under 2. blære ovenfra.

Fiskeprøvene fra desember 1992 (glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) og torsk (*Gadus morhua*) fra Strandebarm og skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk fra indre Sørfjorden er analysert, dels på individer (8 - 22 stk.), dels på blandprøver av for det meste 5 stk. i 3 - 5 størrelsesgrupper. Klororganiske forbindelser er analysert i lever og filet, kvikksølv bare i filet, og kadmiium, bly, kobber og sink bare i lever.

Fisken er fraktet nedfrost, deretter tint og opparbeidet på NIVA før nedfrysing inntil homogenisering og analyse.

JMP-data fra analysene av fisk og blåskjell vil bli bearbeidet og rapportert mer fullstendig mht. variasjoner med størrelse og over tid innen det felles internasjonale overvåkingsprogram for Oslo/Paris-kommisjonen. Det samme gjelder regionale forskjeller. I den foreliggende rapport er vurderingen stort sett basert på middelveier sammenlignet med et "høyt diffust bakgrunnsnivå" og grenseverdier for spiselighet. (Med det upresise begrepet "høyt diffust bakgrunnsnivå" menes "grensen" for verdier som kan registreres utenfor påvirkning fra definerte punktkilder).

Før analyse er tangen tørket ved 105°C i 42 timer og homogenisert i RETCH agat mortermølle. Blåskjell og fisk er homogenisert i en SILVERSON 4LR homogenisator eller i TEFAL food processor.

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

juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2.0/0.1/0.02 mg/kg våtvekt, henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0.02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er < 2% for sink og < 5 - 10% for de øvrige. Analysekvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale.

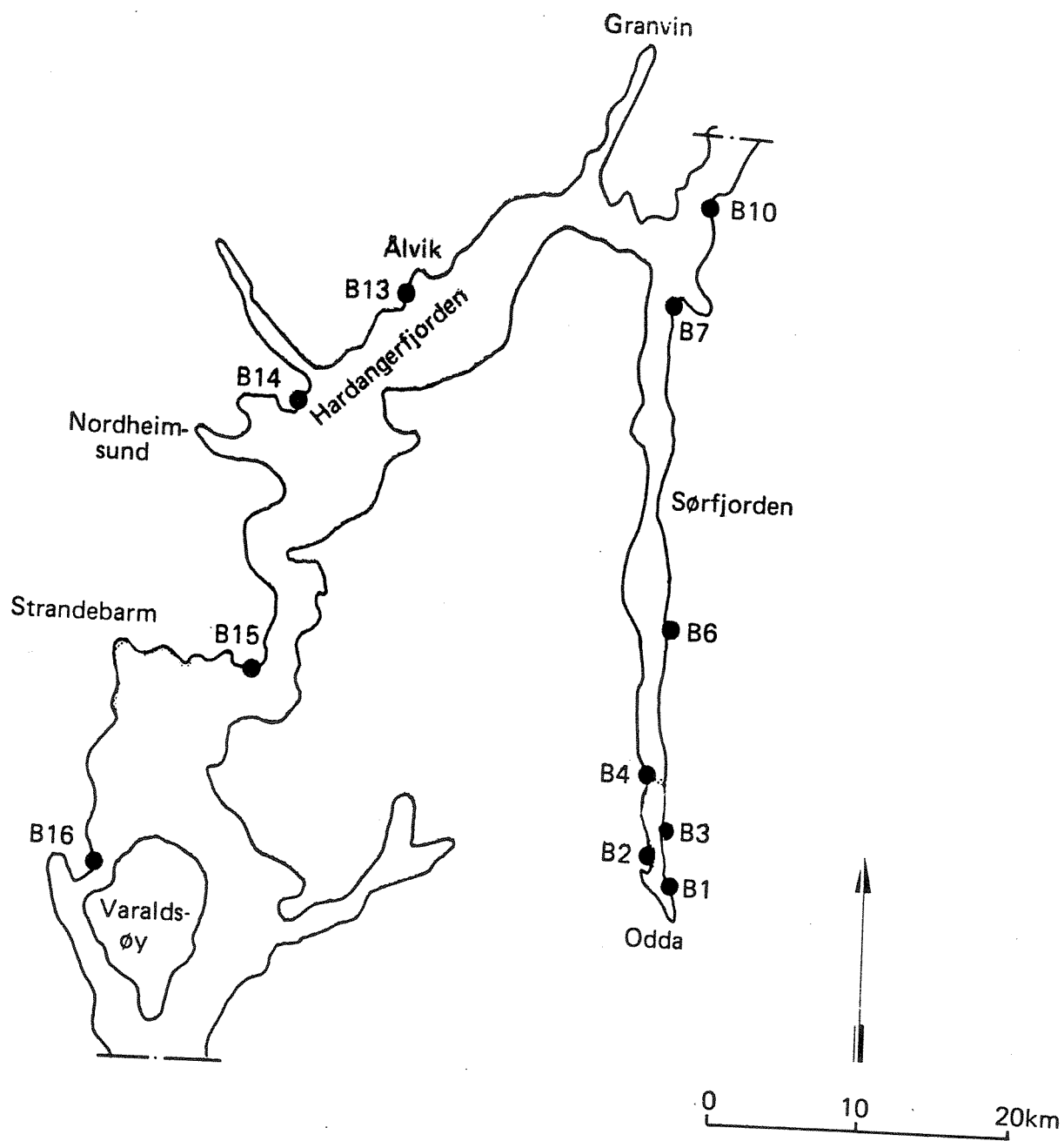
For de klororganiske analysene er vått homogenisert materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av sykloheksan og aceton ved bruk av ultralyd desintegrasjon. Etter vasking av sykloheksan med destillert vann, tørkes ekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse.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

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av de nevnte parametre utføres på en gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (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 tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver. Oppnåelig presisjon ved gjentatt analyse av referansematerialet er 5 - 10% for enkeltforbindelser. Deteksjonsgrensene for enkeltforbindelser er 0.1 - 0.2 µg/kg våtvekt.

Tabell 3.1. Innsamlingssteder for blåskjell og tang i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992, med angivelse av adkomst og ca. avstand fra Odda (km). (Ikke prøvetatt: *).

| STASJONER | ADKOMST | CA. AVSTAND FRA ODDA (Km) |
|------------------|--|--|
| St. B 1 | Byrkjenes, lite nes N for badestrand | 2 |
| St. B 2 | Eitrheimsneset, på kommunal betong-pelebrygge | 3 |
| St. B 3 | Tyssedal, kai ved kraftstasjon | 6 |
| St. B 4 | Digranes, ved trebrygge | 10 |
| St. B 6 | Kvalnes, S for Kvalnes, ved gammelt naust ut for frukthave | 18 |
| St. B 7 | Krossanes, brygge ved 3 naust ytterst på neset (Ystanes) | 37 |
| St. B 10 * | Sengjaneset/Eidfjord, svaberg | 44 |
| St. B 13 | Ranaskjær, skjær med sementkum, rett overfor Bjølvefossen | 58 |
| St. B 14 * | Rykkjaneset, m/svaberg nedenfor eng | 69 |
| St. B 15 | Vikingneset, ved fyrlykt | 84 |
| St. B 16 * | Nærnes, Bondesundet, skjær ved brygge og naust | 100 |



Figur 3.1. Prøvesteder for blåskjell og tang (i 1992 ikke B10, B14, B16).

3.2. Biomarkører for miljøgifter

3.2.1. Utsetting av fisk

M/S "Hans Brattstrøm" fra UiB ble benyttet både ved utsetting og innhenting. Utsettingen skjedde 28. august 1992, mens innhenting og prøvetaking ble utført 13 uker senere. Torsken som ble benyttet i forsøket var fra Havforskningsinstituttets havbruksstasjon på Austevoll, og ble hentet på utsettingsdagen. Skrubben var villfisk fra Lonevåg på Osterøy og fanget dagen før utsetting. Før transporten til Sørfjorden ble skrubben oppbevart i ruser ved Universitetets Marinbiologiske stasjon på Espegren. Underveis ble torsken og skrubben oppbevart i tanker med vanntilførsel og oksygenering.

Torsken og skrubben ble satt ut i bunnmærer ved fire lokaliteter i Sørfjorden (figur 3.2). Lokaliteter med sedimentbunn ble benyttet og bunnmærene satt slik at fisken hadde kontakt med sediment-overflaten (figur 3.3). En boksgrabb (Kahlsico type 2214WA180, 15 x 15 cm, vekt (modifisert) 8.5 kg) ble benyttet for å undersøke bunnforholdene og hente opp sedimentprøver fra utsettingslokalitetene. Stasjon 1 - 3 (Odda, Eitrheim, Tyssedal) ble regnet som forurensningsbelastede, mens stasjon 4 (Lofthus) ble brukt som referansestasjon.

En CTD-sonde ble benyttet for å måle temperatur og salinitet i vannsøylen ved starten og slutten av eksponeringsperioden. Bunnmærene ble alle plassert godt under overflatelaget. 12 torsk og 20 skrubbe ble satt ut i hver sin mær på hver stasjon. Oversikt over fysiske forhold ved den enkelte stasjon er gitt i tabell 3.2.

Tabell 3.2. Oversikt over bunnforhold, fysiske observasjoner ved bunn dyp og antall fisk satt ut og tatt inn ved de 4 lokalitetene i Sørfjorden. U: ved utsetting av fisken 28. august 1992. I: ved innhenting 23. og 24. november 1992.

| Stasjon | Lokalitet | Bunntype | Dyp (m) | Temp. (°C) | | Salinitet | | Torsk (N) | | Skrubbe (N) | |
|---------|-----------|------------|---------|------------|------|-----------|------|-----------|---|-------------|----|
| | | | | U | I | U | I | U | I | U | I |
| 1 | Odda | Mudder | 30 | 10 | 9.2 | 31.3 | 32.9 | 12 | 0 | 20 | 14 |
| 2 | Eitrheim | Mudder | 30 | 10.4 | 9.7 | 31.4 | 32.5 | 12 | 8 | 20 | 13 |
| 3 | Tyssedal | Mudder | 30 | 9.5 | 9.3 | 32.1 | 32.8 | 12 | 6 | 20 | 10 |
| 4 | Lofthus | Muddersand | 20 | 12.7 | 10.0 | 30.5 | 31.9 | 12 | 7 | 20 | 7 |

3.2.2. Analyser av sedimenter

Sedimentprøver fra utsettingslokaliteter ble analysert for aromatiske hydrokarboner, klororganiske stoffer og metaller. Før analysen av metallinnhold ble prøvene frysetørket før oppslutning med 65% salpetersyre (ultrapure). Analysene ble utført ved Ernæringsinstituttet i Bergen med en Perkin Elmer Elan 5000 ICP-MS. For innhold av organiske miljøgifter ble sedimentprøvene opparbeidet etter standard forsåpningsprosedyre og analysert på gasskromatograf/massepektrometer (GC-MS) for PAH/NPD og gasskromatograf/elektron-innfangingsdetekter (GC-ECD) for PCB ved Havforskningsinstituttet i Bergen (Klungesøyr et al., 1988).

3.2.3. Opparbeiding av fisk og analyser

Fisken ble tatt opp på dekk stasjonsvis og holdt i kar med gjennomstrømmende sjøvann. Prøveopparbeiding skjedde umiddelbart. Det ble tatt prøver av blod, galle, lever, tarm, hjerte, hodenyre, kroppsnyre, milt og gjeller til biomarkør-analyser. Lever og muskel ble også samlet inn til kjemiske analyser (PCB og metaller). Blodprøvene ble sentrifugert om bord og bragt på is tilbake til laboratoriet. Galle, lever og muskel til kjemiske analyser ble frosset på -20°C , mens de andre prøvene ble frosset på flytende nitrogen, bortsett fra prøver til histologi og immunhistokjemi, som ble fiksert i nøytral-bufret formalin. Metoden for analyse av klororganiske forbindelser og fettprosent i lever av torsk er beskrevet av Brevik (1978) og er benyttet med små modifikasjoner (Skaare et al., 1988).

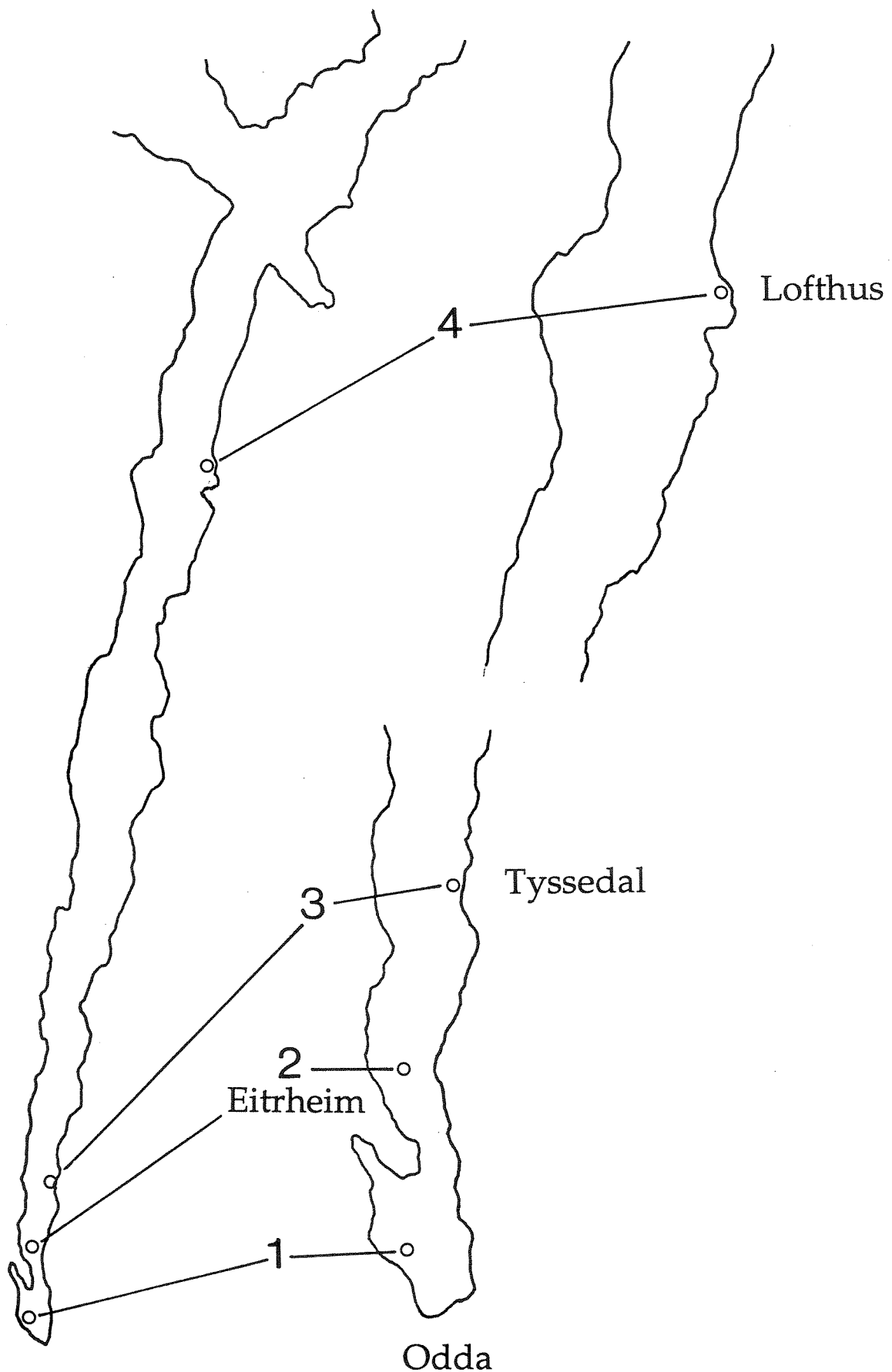
Det ble brukt ulike (bio-)markører for helsetilstanden til fisken i mærene. I blod ble det målt ulike parametre som gir en uspesifikk respons på generell stress, slik som hematokrit, glukose, protein, albumin og andel av de ulike blodcellene. I tillegg ble det målt nivåer av noen leverenzymmer (AST og ALP, se nedenfor), som vil øke hvis det er skade på leveren hos fisken. I lever ble det målt markører for organiske miljøgifter og for metaller. Metabolismen av organiske miljøgifter inndeles gjerne i fase-1, som omfatter P450 systemet, og fase-2, som glutation S-transferase (GST) er en del av. I dette arbeidet er P450 systemet kvantifisert både ved å måle enzym-aktivitet (EROD) og ved å måle den totale mengden av proteinet (CYP1A1). Den mest brukte markøren for metallbelastning er proteinet metallotionein (MT), som induseres ved belastning med blant annet Cu, Zn, Cd og Hg.

I blodprøvene ble det målt for følgende parametre: hematokrit, glukose (Technicon metode nr. SM4-K86), totalprotein (SM4-0147J84), albumin (SM4-0131J84), aspartat aminotransferase (AST, SM4-0137G85) og alkalisk fosfatase (ALP, SM4-0132J85). I blodprøvene fra torsk ble det i tillegg målt % røde blodlegemer, % leukocytter og % trombocytter.

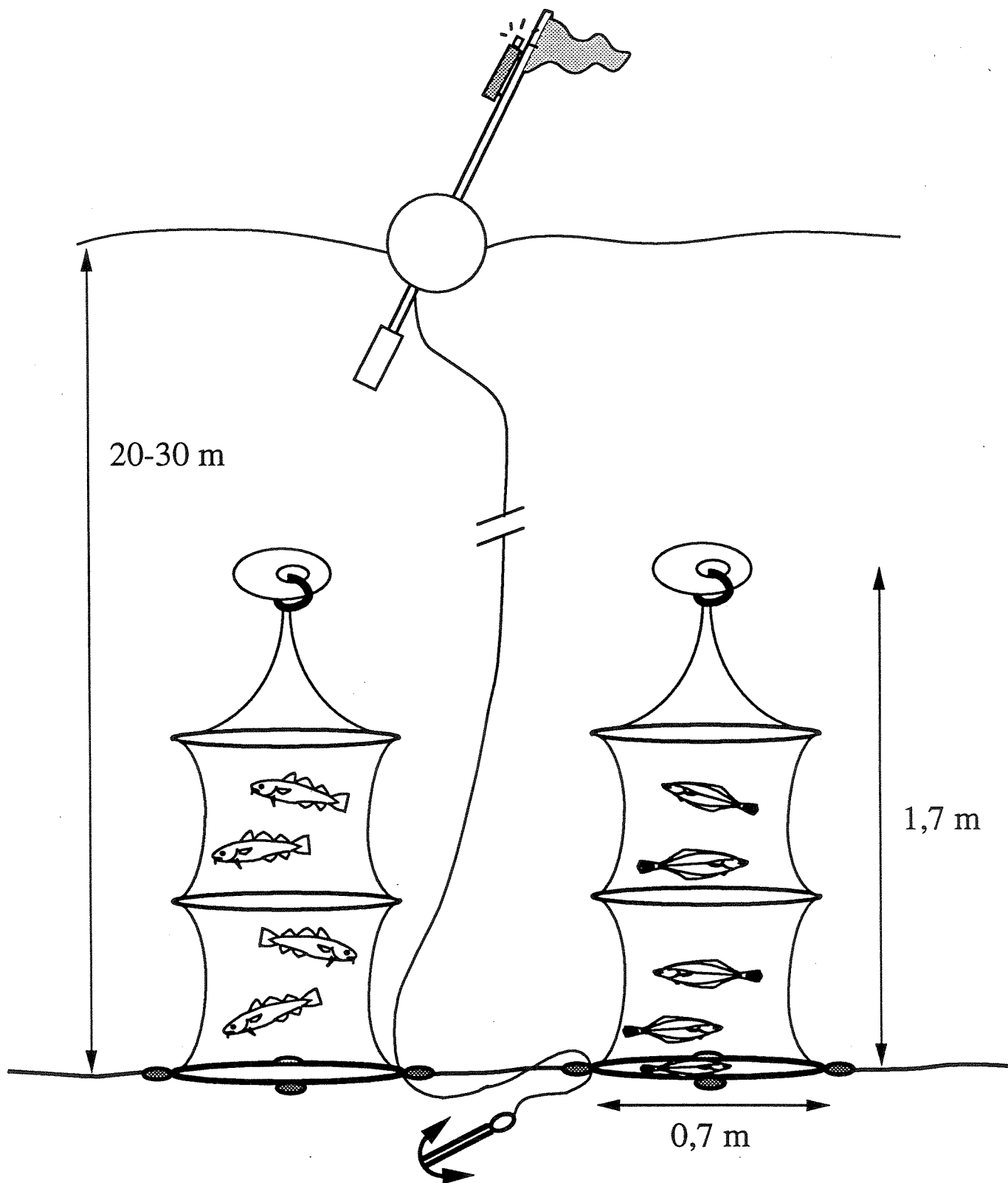
Leverprøver ble homogenisert i buffer og sentrifugert i 15 min. v/12.000 x g for opparbeiding av en postmitokondriell fraksjon (12G supernatant). Fra torskelever ble en del av prøven sentrifugert videre i 60 min v/100.000 x g for opparbeiding av mikrosomal fraksjon (100G pellet resuspendert i buffer) og cytosol-fraksjon (100G supernatant). I 12G supernatant av skrubbelever ble følgende parametre analysert: protein (Bradford, 1976), 7-etoksyresorufin O-deetylase (EROD, Stagg & Addison, submitted), CYP1A1-ELISA (Goksøyr, 1991), glutation S-transferase (GST) med substratene CDNB, ETHA og DCNB (Habig, 1974). I leverprøver fra torsk ble protein, EROD og CYP1A1-ELISA målt i mikrosomal fraksjon, mens GST-aktiviteter ble målt i cytosol-fraksjonen.

Leverprøver til metallotionein- og metall-analyser ble homogenisert i iskald buffer. 50 μl homogenat til metall-analyser ble overført til eppendorfrør og 250 μl ultrapur salpetersyre tilsatt. Oppslutningsløsningen ble så varmet ved 70°C i 2 - 3 timer. Volumet ble justert til 1 ml med dobbeltdestillert vann før analyse. Resten av homogenatet ble sentrifugert ved 10.000 x g ved 4°C i 30 min. Supernatanten (10G sup.) ble brukt til bestemmelse av protein (Bradford, 1976) og metallotionein. Mengden metallotionein (MT) i torsk (lever) og skrubbe (gjelle, nyre og lever) ble bestemt med en indirekte ELISA (Hylland, in prep.). Det ble brukt polyklonale antisera mot torske-MT og abbor-MT i kvantifiseringen av MT i vev fra hhv. torsk og skrubbe. Standarder var delvis opprenset MT fra disse artene der konsentrasjonene ble fastslått ved aminosyre- og metall-analyser.

All statistikk er utført med log-transformerte data. Signifikans av ulikhet i gjennomsnittsverdiene ved stasjonene 1, 2 og 3 mot stasjon 4 er testet ved hjelp av Dunnets test (JMP software for Macintosh). Denne testen benyttes for sammenligning av gjennomsnittsverdier i flere grupper mot samme referansegruppe. Kravet for signifikans er satt til $p < 0.05$.



Figur 3.2. Kart over Sjørfjorden med de 4 utsetningslokalitetene. Stasjon 1 (Odda) lå 200 m nord av Kalvaneset. Stasjon 2 (Eitrheim) lå utenfor Eitrheim, 350 m øst av land. Stasjon 3 (Tyssedal) lå utenfor adm.bygget til Tinfos Titan & Iron, 60 -70 m vest av land. Stasjon 4 (Lofthus) lå utenfor Ullensvang hotell, 100 m vest av land.



Figur 3.3. Tegning av bunnmærene benyttet på de 4 utsettingslokalitetene i Sørfjorden. Hver stasjon besto av to mærer, en med torsk og en med skrubbe. Diameteren av hver mær var 70 cm og høyden va ca. 1.7 m. Lodd rundt den nederste ringen sikret at mæren lå an mot sedimentoverflaten. Det ble kontrollert med dykkere at mærene stod riktig på bunnen.

4. MILJØGIFTER I ORGANISMER

4.1. Metaller i fisk

Kvikksølvinnholdet i de individuelt analyserte 22 torskene fra indre Sjørfjorden var relativt høyt (tabell 4.1.) 0.4 mg/kg våtvekt kvalifiserer til betegnelsen "markert forurenset" (kl. 3) etter SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993) og representerer en overkonsentrasjon på ca. 4 ganger jevnført med antatt høyt diffust bakgrunnsnivå (dvs. fjernt fra punktkilder, kfr. Knutzen og Skei, 1990). Konsentrasjonen var bemerkelsesverdig høy i forhold til det som er registrert i de senere år (tabell 4.1). Gjennomsnittlig vekt og lengde var noe større enn tidligere år (1580 g mot 730 - 1030 g), men enkeltanalysene viser ingen systematisk økning i Hg-innholdet ved vekt (eller lengde). I forurensede områder kan vandringshistorie og forurensede byttedyr spille større rolle enn alder/størrelse for fisks kontaminering med kvikksølv (se referanser i Knutzen, 1987).

Økningen i torskens kvikksølvinnhold kan ikke forklares ut fra endringer i belastning eller observasjonene av vannkjemi (Skei, 1993).

Skрубbe fra samme område viste bare svak overkonsentrasjon (tabell 4.1). Det samme gjaldt torsk fra Strandebarm. Glassvar fra sistnevnte område inneholdt i middel 0.21 mg/kg våtvekt, hvilket er lavere enn alle tidligere år, unntatt i 1991. For denne arten mangler referanseverdier, slik at kontamineringsgraden ikke lar seg angi.

Tabell 4.1. Kvikksølvkonsentrasjoner i filet av fisk fra indre Sjørfjorden (JMP-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMP-st. 67B) 1984 - 1992, mg/kg våtvekt. Middel av individuelle analyser eller blandprøvedata (for 1984 - 1990 kfr. datautskrift 17/3-1992 (JMG) LIM-2 FISH-WET : TB01).

| STASJONER/ARTER | 1984 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 |
|---|------|------|------|------|------|------|--------------------|
| St. 53B (I. Sjørfjord): | | | | | | | |
| Torsk (<i>Gadus morhua</i>) | | 0.26 | 0.11 | 0.22 | 0.20 | 0.24 | 0.40 ¹⁾ |
| Skрубbe (<i>Platichthys flesus</i>) | 0.51 | | 0.1 | 0.13 | 0.12 | 0.13 | 0.12 ²⁾ |
| Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>) | | 0.62 | | | | | |
| St. B67 (Strandebarm): | | | | | | | |
| Torsk (<i>Gadus morhua</i>) | | 0.14 | 0.09 | 0.10 | 0.16 | 0.12 | 0.10 ³⁾ |
| Glassvar (<i>Lepidorhombus whiff-iaonis</i>) | 0.38 | 0.35 | 0.33 | 0.36 | 0.50 | 0.10 | 0.21 ⁴⁾ |

¹⁾ Middel av 22 individer (532 - 3487, i middel 1582 g; 40 - 70, i middel 53 cm, variasjon 0.11 - 0.81 mg/kg.

²⁾ Middel av 5 blandprøver (4 x 5 + 1 x 3) med middelvekt ca. 325/430/470/625/840 g.

³⁾ Middel av 8 individuelle analyser (884 - 2103, middel 1330 g, 43 - 59, middel 49 cm, variasjon 0.04 - 0.17 mg/kg.

⁴⁾ Middel av 3 blandprøver á 5 stk. med middelvekt ca. 290/410/580 g. Variasjon 0.12 - 0.33 mg Hg/kg.

Av de øvrige metaller viste både **kadmium** og **bly** forhøyet innhold i lever av fisk fra indre Sjørfjorden (tabell 4.2). Særlig markert var dette for skрубbe, med en forhøyelse for begge metallers vedkommende på hhv. ca. 10 - 15 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå". I torskelever var forhøyelsen mer moderat: For kadmium ca. 3 ganger (kfr. høyt bakgrunnsnivå angitt i Knutzen og

Skei, 1990, dessuten upubliserte JMP-observasjoner fra tilnærmet uberørte områder 1990 - 1992). Kontamineringsgraden for bly i torskelever er vanskeligere å bedømme, men på en referansestasjon i Lofoten (1992) lå blyverdiene i lever under 0.03 mg/kg, i områder lengre syd på omkring 0.1 mg/kg eller lavere (upubl NIVA-data). Blyinnholdet i torskelever fra Sørfjorden 1992 var under alle omstendigheter bare ubetydelig forhøyet.

Kadmiuminnholdet i skrubbelever var omkring halvparten av det som ble observert i 1991, men dette er sannsynligvis tilfeldig. Tidligere har ikke observasjonene av kadmium i skrubbelever vist noe nedgang siden undersøkelser i 1983 - 1984 (Julshamn et al., 1985).

Belastningen med sink og kobber ble ikke gjenspeilet i leverens innhold av disse metaller, som lå under antatt høyt bakgrunnsnivå. Sink i glassvar lå noe høyere enn det som er normalt i bedre kartlagte arter, men svakt lavere enn foregående år.

Tabell 4.2. Metaller i lever av fisk fra indre Sørfjorden (JMP-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMP-st. 67B) 1992, mg/kg våtvekt. Middell/standardavvik for individuelle analyser eller blandprøvedata.

| STASJONER/ARTER | KADMIUM | KOBBER | BLY | SINK |
|------------------------------|-------------|----------|---------------|-----------|
| St. 53B (I. Sørfjord) | | | | |
| Torsk ¹⁾ | 0.31/0.36 | 7.4/7.0 | < 0.17/≈ 0.1 | 33.6/12.5 |
| Skrubbe ²⁾ | 2.0/0.7 | 9.7/3.6 | 0.56/0.31 | 52.3/4.7 |
| St. 67B Strandebarm | | | | |
| Torsk ³⁾ | < 0.1/≈ 0.1 | 6.7/3.9 | < 0.13/≈ 0.17 | 21.6/11.7 |
| Glassvar ⁴⁾ | 0.12/0.06 | 13.1/2.8 | 0.06/0.02 | 76.4/10.4 |

1) Middell av 22 individuelle analyser, se note ¹⁾ til tabell 4.1.

2) Middell av 5 blandprøver, se note ²⁾ til tabell 4.1.

3) Middell av 8 individuelle analyser.

4) Middell av 3 blandprøver.

4.2. Metaller i blåskjell

Rådata med konsentrasjoner på **våttvektsbasis** er gjengitt i vedleggstabeller (A1, A3), mens hovedresultatene er presentert på **tørrvektsbasis** (for sammenligningsformål) i tabell 4.3 og i fig. 4.1 - 4.4. I figurene finnes også resultater fra tidligere års overvåking.

Av tabell 4.3 kan man innledningsvis merke seg at det i hovedsaken var samsvar mellom prøveserien fra Statlig program og JMP-serien, spesielt når det gjelder kvikksølv og kobber, mens det for kadmium, bly og sink enkelte ganger ses betydelige avvik (men begge veier mht. hvilken serie som viser høyest konsentrasjon). Overensstemmelsen blir ikke vesentlig bedre ved bare å sammenligne med størrelseskategorien 4 - 5 cm, som ligger nærmest blandprøvene innen Statlig program. JMP-dataene viser heller ingen konsekvent variasjon i metallinnholdet med skjellenes størrelse (vedleggstabell A3). Som nevnt i forrige årsrapport (Knutzen et al., 1993a) kan forskjellen bero på et kompleks av årsaker:

- Individuelle variasjoner (Lobel, 1987; Lobel et al., 1989, 1991).
- Tarmrensing hos JMG-skjellene.
- Variasjon i belastningen mellom de to tidspunkter for prøvetaking (kfr. til dels betydelige variasjoner over kort tid for metallkonsentrasjonene i vann, Skei, 1993).
- Analyseusikkerhet (mindre bidrag).

Uansett forskjeller viste begge observasjonsserier fortsatt høy grad av metallforurensning i blåskjell: opp til **markert/sterkt** forurenset (kl. 3 - 4) for kvikksølv og **sterkt/meget sterkt** kontaminert (kl. 4 - 5) for kadmium og bly i henhold til SFTs klassifiseringsnorm (Knutzen et al., 1993b).

Overkonsentrasjonene av **kvikksølv** (fig. 4.1) var i størrelsesordenen 5 - 10 ganger fra innerst i fjorden til omtrent midtfjords (st. B6 Kvalnes). Ved munningen var kontamineringsgraden sunket til 2 - 3 ganger. I likhet med tidligere kunne påvirkningen spores ut i hovedfjorden, men tilsynelatende ikke fullt så langt som i 1991 (kfr. Knutzen et al., 1993a).

Av figuren ses at forurensningen med kvikksølv i midtre og ytre Sørfjorden ikke har vist noen avtagende tendens. Variasjonene på JMP-stasjonene i hovedfjorden må derfor oppfattes som tilfeldige. At konsentrasjonene var høyest i skjell fra st. B3 Tyssedal, kan det ikke gis noen forklaring på ut fra tilførsler og vannkjemi. De høyeste konsentrasjonene i overflatevann har opptrådt i havnebassenget og ved Eitrheimsvågen; lenger ut var det sjelden med verdier høyere enn 2 ganger deteksjonsgrensen (Skei, 1993). Imidlertid var tørrvektsprosenten uvanlig lav i skjellene fra st. B3 (vedleggstabell A1), med resulterende betydelig utslag ved omregning til tørrvektsbasis.

Tabell 4.3. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden/Hardangerfjorden 29. - 30. september (Statl. program) og 5. - 6. september 1992 (JMP), mg/kg tørrvekt. (Fra Joint Monitoring Program, middel av 3 størrelsesgrupper).

| STASJONER | Hg | | Cd | | Pb | | Zn | | Cu | |
|-------------------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | 29-30/9 | 5-6/9 | 29-30/9 | 5-6/9 | 29-30/9 | 5-6/9 | 29-30/9 | 5-6/9 | 29-30/9 | 5-6/9 |
| B1 Byrkjenes | 0.88 | | 23.6 | | 155 | | 244 | | 6.4 | |
| B2 Eitrheimsnes ¹⁾ | 0.86 | 1.10 | 25.9 | 45.4 | 184 | 190 | 345 | 407 | 8.2 | 11.7 |
| B3 Tyssedal | 1.54 | | 65.7 | | 259 | | 775 | | 8.7 | |
| B4 Digranes | 1.02 | | 35.8 | | 176 | | 563 | | 6.9 | |
| B6 Kvalnes | 1.13 | 1.09 | 43.7 | 59.6 | 147 | 122 | 561 | 506 | 6.2 | 7.4 |
| B7 Krossanes ¹⁾ | 0.63 | 0.51 | 28.3 | 31.9 | 73 | 31.6 | 402 | 242 | 7.3 | 6.4 |
| B13 Ranaskjær | | 0.29 | | 17.5 | | 15.5 | | 198 | | 6.0 |
| B15 Vikingneset | | 0.18 | | 5.2 | | 5.2 | | 135 | | 5.5 |

¹⁾ Reanalysert ut fra vanskelig forklarlige avstandsgradienter og manglende samsvar med tang-analyser, men med i praksis samme resultat.

Kadmium (fig. 4.2) opptrådte i overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 10 - 30 ganger, som for kvikksølv med en topp på st. B3, Tyssedal, som ikke lar seg forklare ut fra vannkjemiske observasjoner og kjente kilder. St. B3 lå høyt også i 1991, men da ikke på topp. Av JMP-resultatene (tabell 4.3) ses at det var en klar kadmiumpåvirkning (overkonsentrasjon på 2 - 3 ganger) helt ute ved Vikingneset, mer enn 80 km fra Odda. Generelt kan tilstanden karakteriseres som uforandret (figur 4.2). (Nedgangen fra 1991 til 1992 på st. B2 må anses tilfeldig, kfr. bl.a.

høyere konsentrasjon fra JMP-programmet enn i Statlig program på denne stasjonen, - tabell 4.3).

Bly (fig. 4.3) viste samme topp ved st. B3 som kvikksølv og kadminum. For hele Sørfjorden varierte overkonsentrasjonene i intervallet ca. (10) 15 - 50 ganger (kfr. antatt høyt bakgrunnsnivå i Knutzen og Skei, 1990, tabell 19). Forurensning var tydelig sporbar ut i hovedfjorden, men ikke i samme grad som for kadminum.

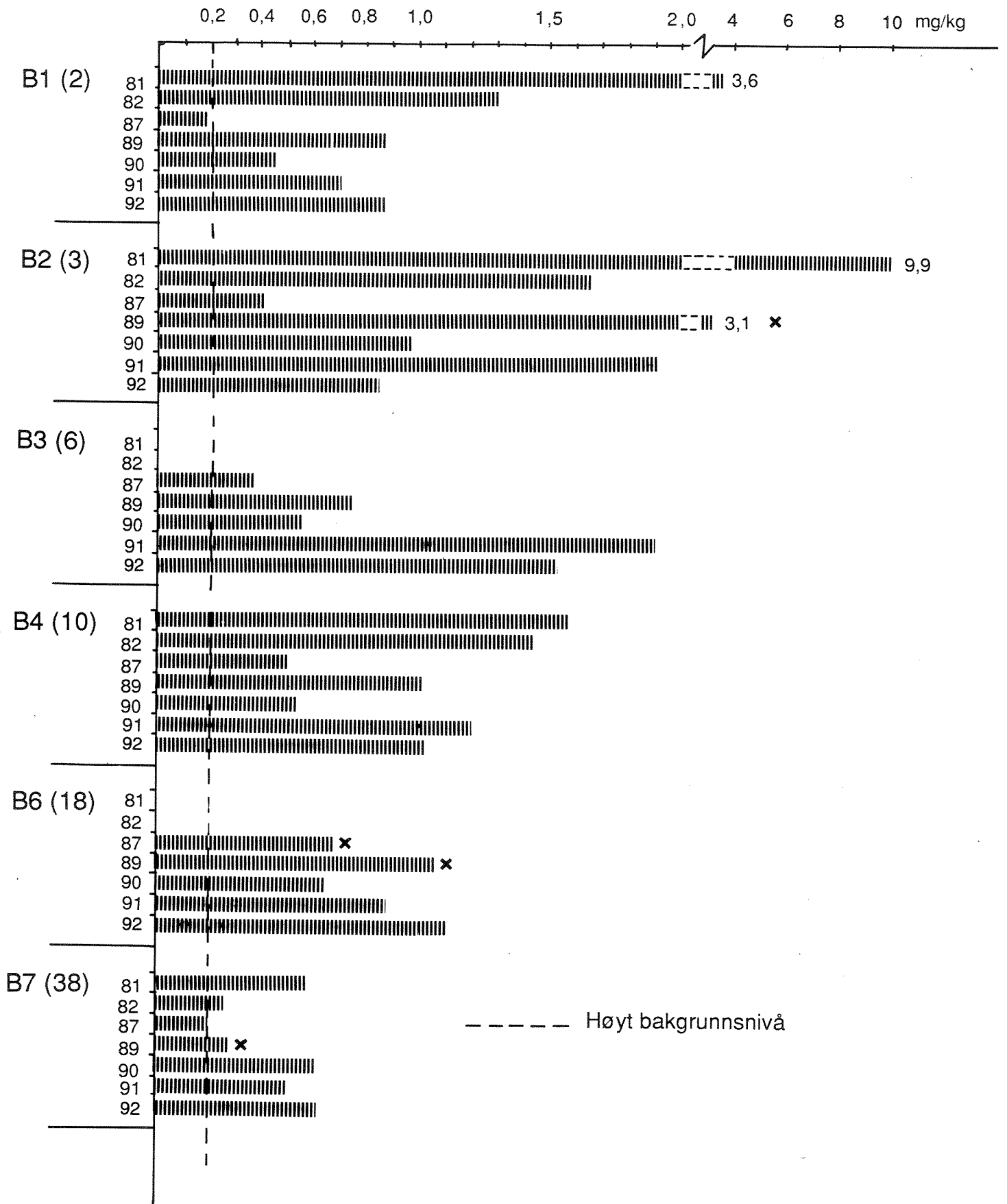
Sink-verdiene var mer moderate, med overkonsentrasjoner på < 2 - 4 ganger (fig. 5.4). På Hardangerfjord-stasjonene lå observasjonene under antatt høyt bakgrunnsnivå, men det ses et fall i sinkinnholdet fra Ranaskjær til Vikingneset (tabell 4.3). Bortsett fra markert lavere verdier på st. B2 enn i 1991 var det ingen bestemt tendens i materialet.

Øvrige metaller (kobber, krom, nikkel) viste ingen kontaminering av betydning (tabell 4.3, vedleggs-tabell A1).

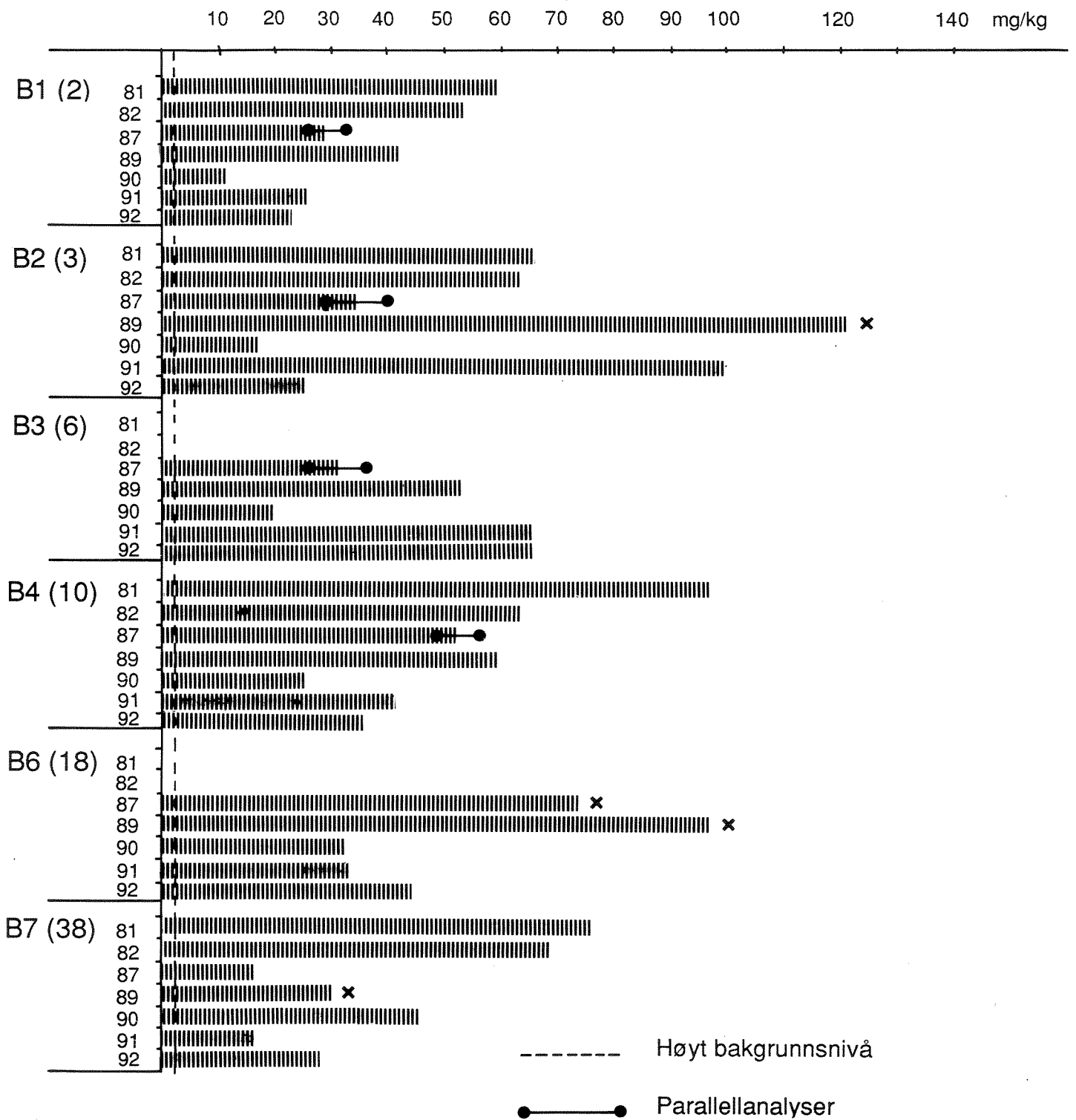
Tilførselstallene for 1991 og 1992 viser nedgang for kadminum og særlig for kobber (Skei, 1993). Utslagene i kobber-verdiene har vært moderate/små, men stemmer - på de indre stasjonene - med mindre tilførsel (sammenlign tall i vedleggstabell A1 med vedleggstabell A4.1 i Knutzen et al., 1993a). Derimot var det ikke noen konsekvent gjenspeiling av reduserte kadminiumutslipp (figur 5.2).

Økningen i blybelastningen fra 1991 til 1992 synes i hvert fall delvis å finnes igjen i blåskjellene (figur 5.3). Imidlertid var utslipp av bly i gips enda høyere i 1990 (ikke nevnt i Knutzen og Skei, 1991), uten at det ble reflektert i blåskjellverdiene fra dette året (figur 5.3).

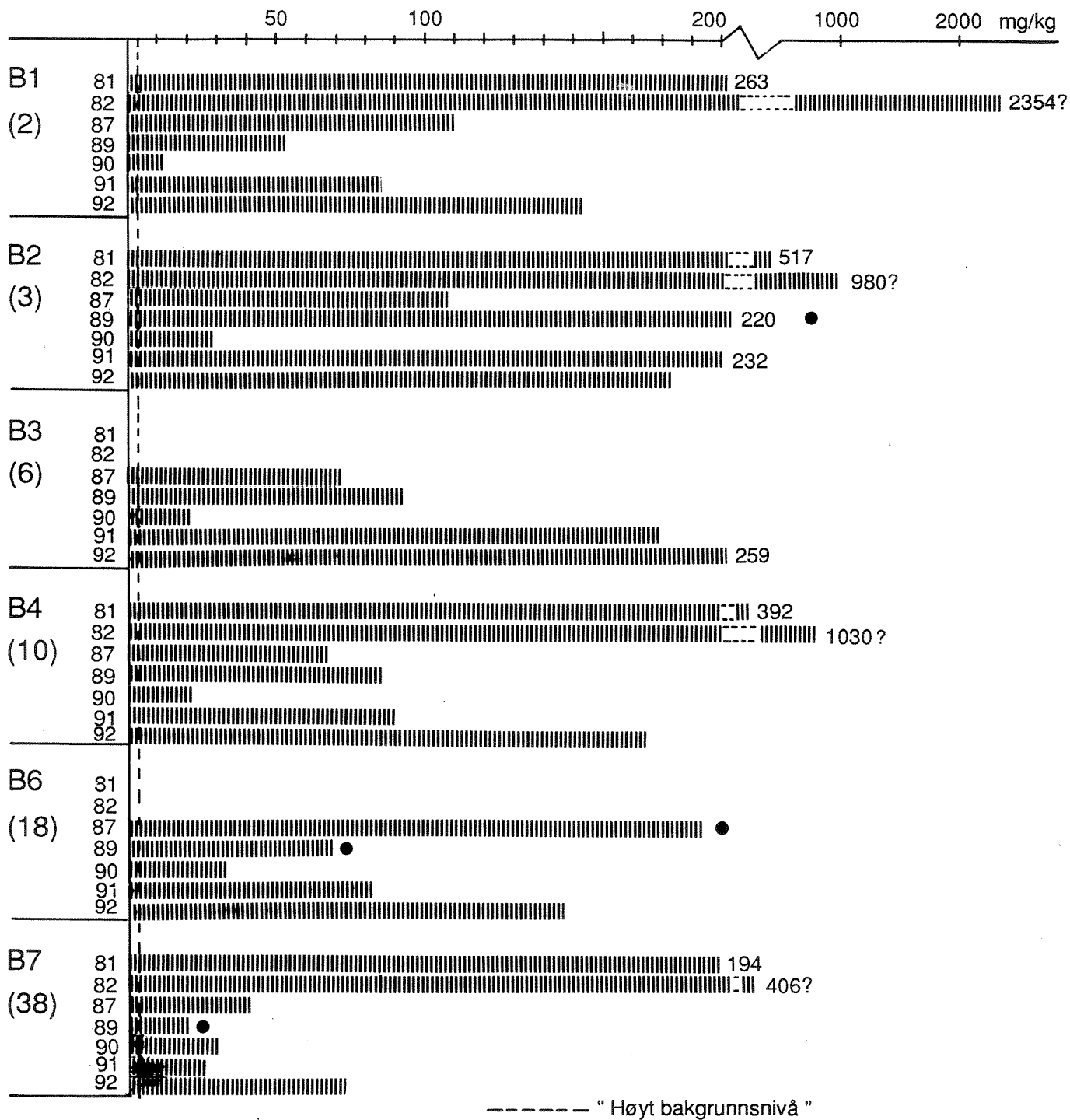
Generelt synes det å ha liten hensikt å forsøke å relatere blåskjellenes metallinnhold til angivelser av totalutslipp, idet påvirkningen av skjellene avhenger både av tilførselsdyp og metallenes tilstandsform. Skjellene vil være mest eksponert for den delen av belastningen man har lite tall for: de for det meste diffuse tilførselene til overflatelaget ved avrenning fra det forurensede lokale nedbørfeltet, samt utlekking fra gruntvannssedimenter.



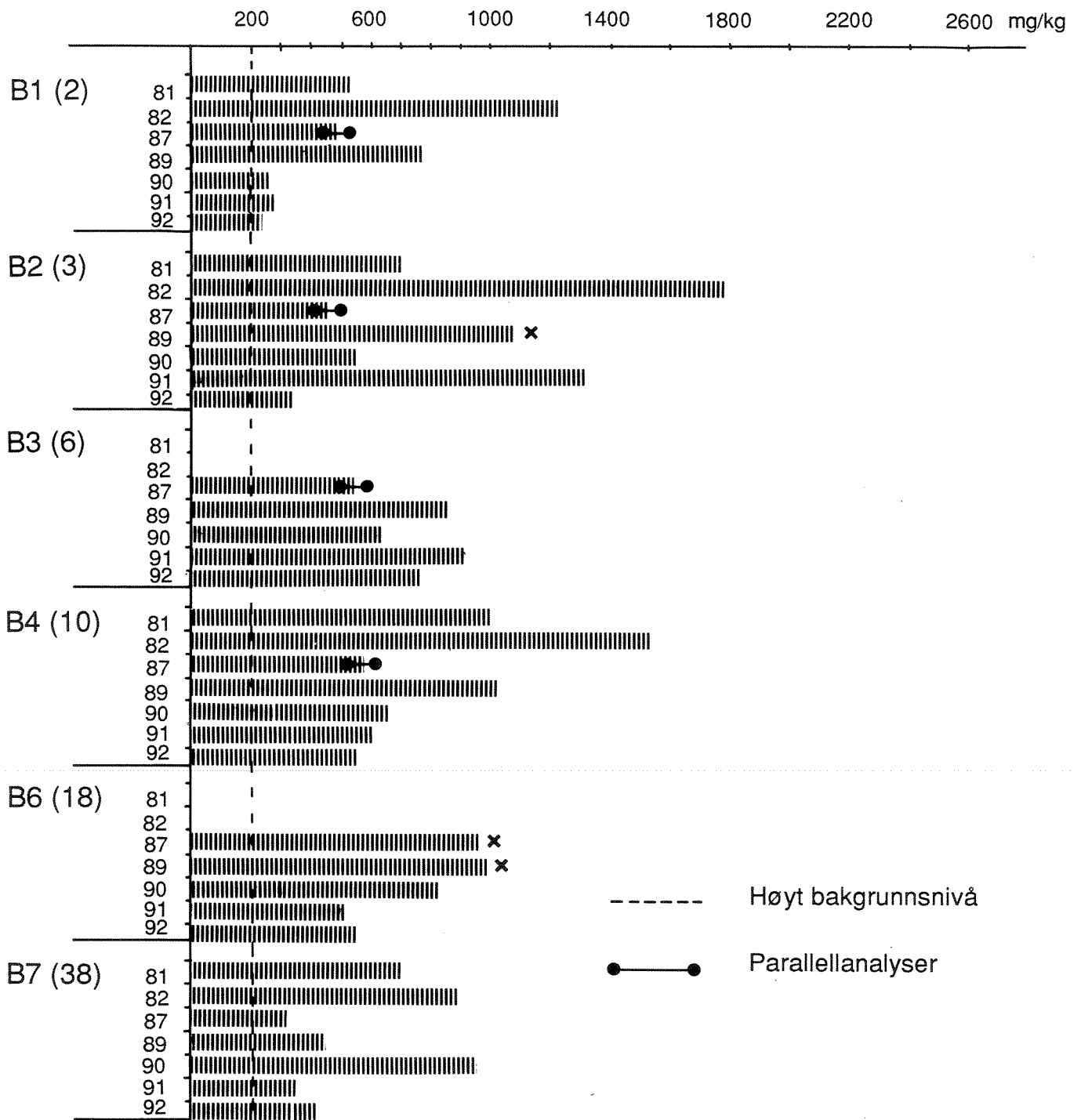
Figur 4.1. Kvikksølv i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: ca. avstand fra Odda i km. X = JMP-data.



Figur 4.2. Kadmium i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: ca. avstand fra Odda i km. X = JMP-data.



Figur 4.3. Bly i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: ca. avstand fra Odda i km. X = JMP-data.



Figur 4.4. Sink i blåskjell fra utvalgte stasjoner i Sør fjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnummer: ca. avstand fra Odda i km. X = JMP-data.

4.3. Metaller i tang

Rådata er presentert i vedlegg (tabell A2), mens forskjeller mellom stasjonene og utvikling siden 1981/82 ses av figurene 4.5 - 4.9 (i rekkefølge Hg, Cd, Pb, Zn, Cu).

Unntatt **kobber** på en stasjon og delvis sink. var det mer moderate overkonsentrasjoner i tang enn i blåskjell:

| | |
|------------|------------------|
| Kvikksølv: | ca. 1 - 4 ganger |
| Kadmium: | ca. 2 - 6 ganger |
| Bly: | < 1 - 3 ganger. |

Etter SFTs klassifisering (Knutzen et al., 1993b) gir dette fra **lite/moderat** til **markert** grad av forurensning (kl. 1 - 3), mens det klassifisert etter blåskjelldata ble opp til **sterkt/meget sterkt** forurenset ((kl. 4 - 5) kapittel 4.2). Dette er i samsvar med tidligere erfaringer om at grisetang og blæretang ikke er fullgode indikatorer for belastning med disse metallene. Særlig for bly er blåskjell bedre indikator enn de to tangartene.

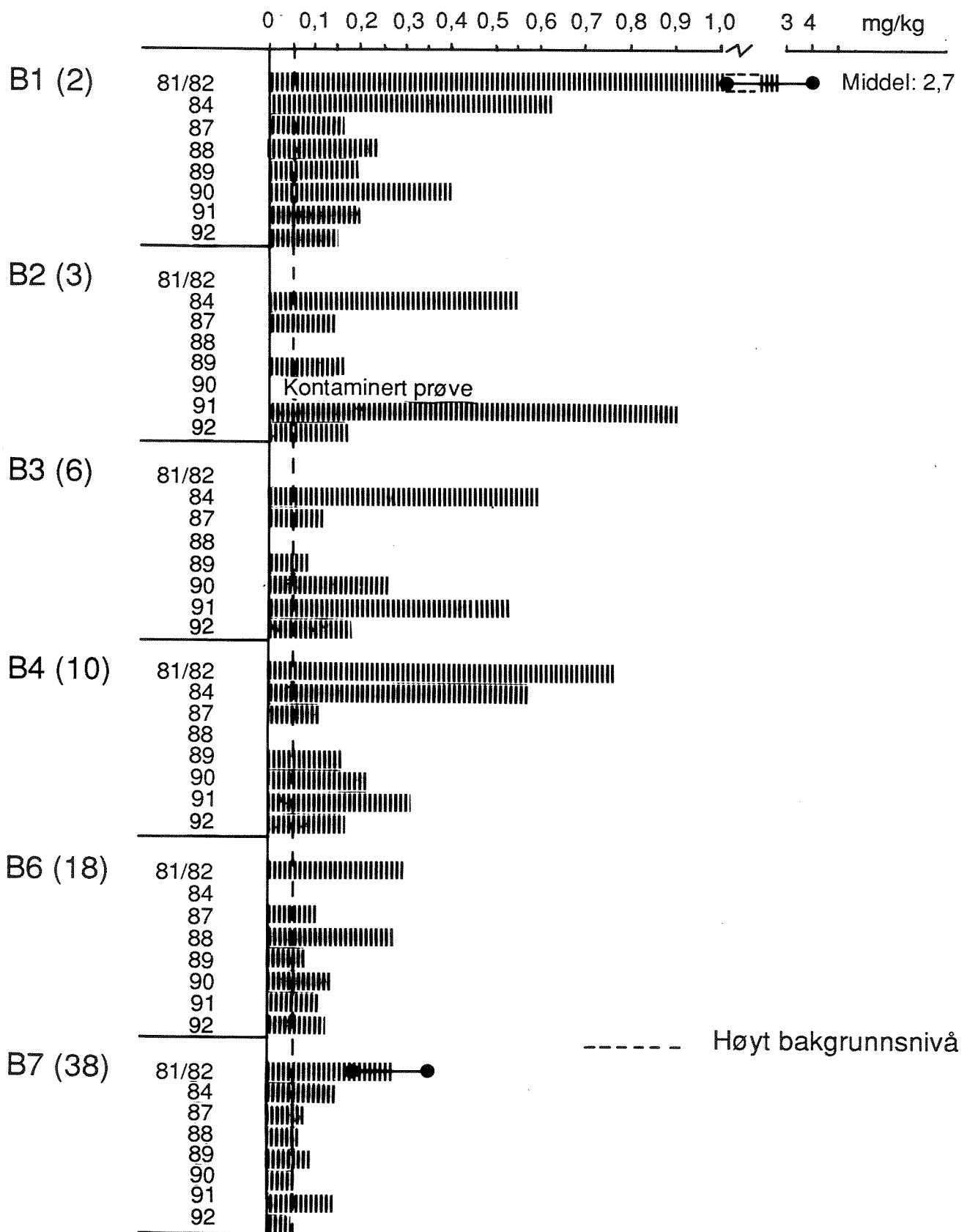
Mht. **sink** og **kobber** avspeiles belastningen derimot bedre i tang med overkonsentrasjoner i intervallene ca. 2 - 6 (sink) og < 1 - 10 (mot i blåskjell hhv. 2 - 4 ganger og ingen registrerte overkonsentrasjoner). For **sink** ses av figur 4.8 at innholdet var høyere enn "normalt" helt ut til fjordmunningen.

Fra 1984 har det vært konstatert størst grad av **kobber**forurensning på st. B2 ved Eitrheimsvågen (figur 4.9). Forholdet har vært særlig tydelig de tre siste årene, og tyder på en lokal kilde. I 1990 var gjennomsnittskonsentrasjonen (4 obs.) av kobber i overflatevann (0 m) fra Eitrheimsvågen ca. 5 ganger høyere enn i havnebassenget og nærmere 10 ganger høyere enn ved fjordmunningen (Knutzen og Skei, 1991). I 1991 var de tilsvarende forhold ca. 2 : 1 og vel 3 : 1 (Skei, 1992).

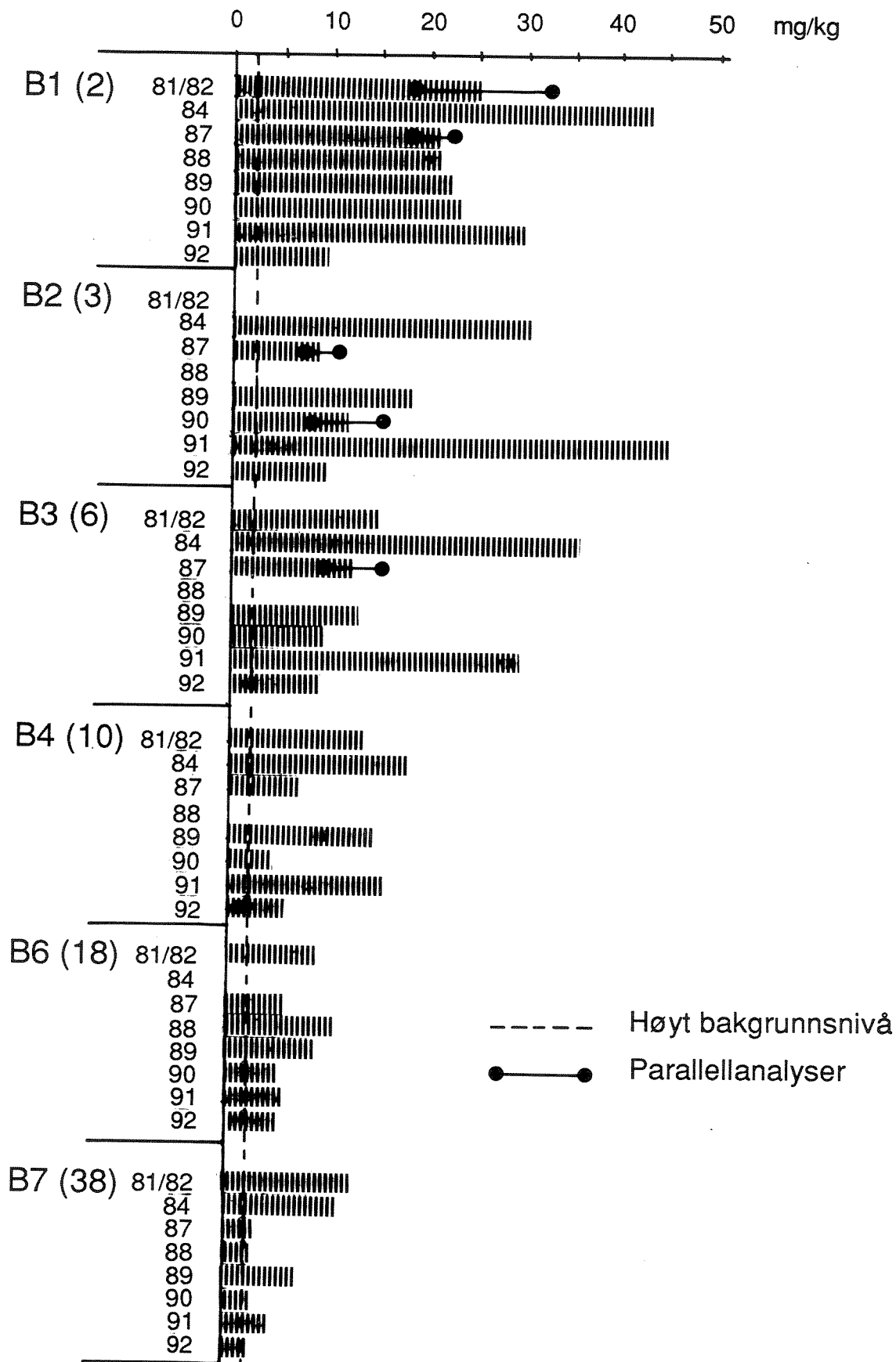
Det kan ellers bemerkes at det har vært større forskjell mellom innholdet av kobber i tang fra indre og ytre fjord enn ovennevnte forholdstall i vann skulle tilsi. Det kan følgelig tenkes at middelverdiene i vann fra Eitrheimsvågen egentlig har vært høyere. Bare 4 observasjoner pr. år (1991) er i en ustabil situasjon som denne altfor få til å kunne gi et pålitelig gjennomsnitt (kfr. de store svingningene i kobberinnholdet, Skei, 1992, figur 6).

Det ses av figur 4.5 og 4.6 at tangens innhold av kvikksølv og særlig av kadmium var blant de lavest registrerte i 10-årsperioden. For kadmiums del samsvarer dette med reduserte utslipp (Skei, 1993), men dette ble bare delvis reflektert i blåskjell, som er en bedre indikator for dette metallet.

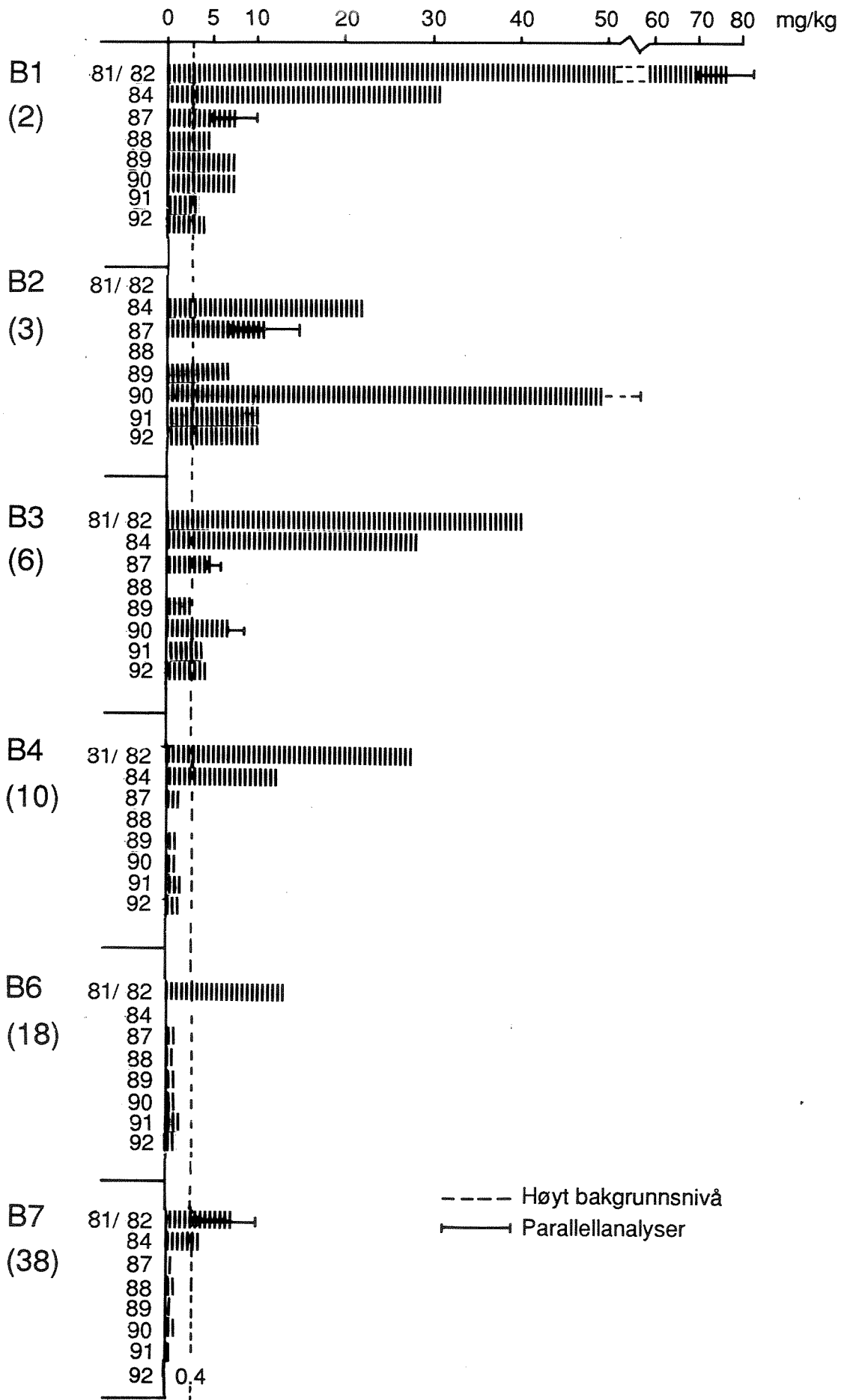
Bortsett fra en svak forhøyelse av krom i prøven fra Eitrheimsneset viste tang ingen overkonsentrasjoner av nikkel eller krom jevnført med øvre grense for klasse 1 i Knutzen et al. (1993). Imidlertid ble de høyeste konsentrasjonene registrert på de tre indre stasjonene (vedleggstabell A2). Muligens er "antatt høyt bakgrunnsnivå" for nikkel (5 mg/kg tørrv.) anslått noe for høyt.



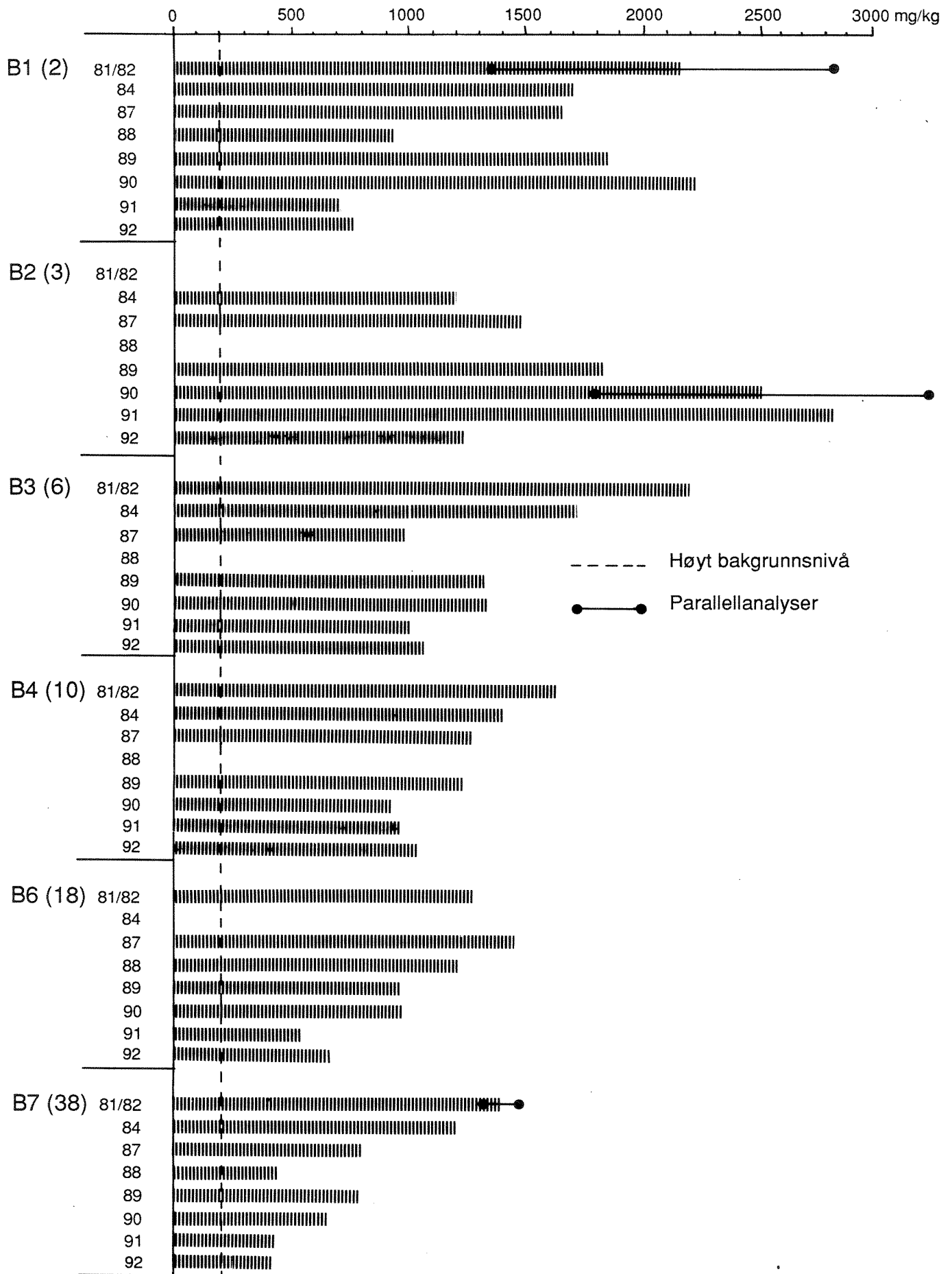
Figur 4.5. Kvikksølv i blæretang (st. B1 - B3) og grisetang fra Sørfjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odde i km.



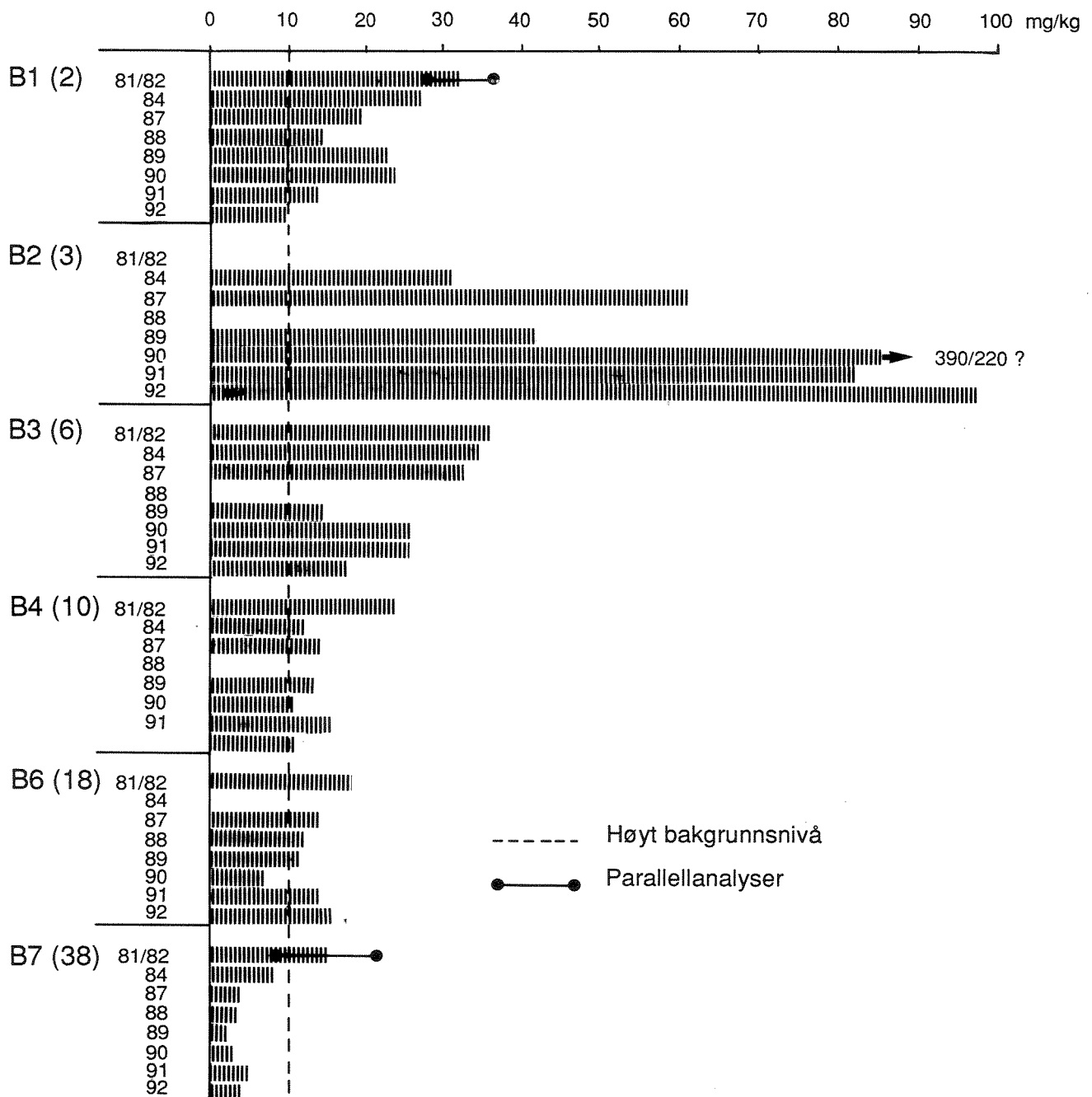
Figur 4.6. Kadmium i blæretang (st. B1 - B3) og grisetang fra Sørfjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.



Figur 4.7. Bly i blæretang (st. B1 - B3) og grisetang fra Sørfjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.



Figur 4.8. Sink i blæretang (st. B1 - B3) og grisetang fra Sørfjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odde i km.



Figur 4.9. Kobber i blæretang (st. B1 - B3) og grisetang fra Sørfjorden 1981 - 1992, mg/kg tørrvekt. I parentes ved stasjonsnr.: ca. avstand fra Odda i km.

4.4. Klororganiske forbindelser i fisk

Hovedresultatene fra disse analysene ses av tabell 4.4, mens rådata er listet i vedleggstabellene A4 (torsk) og A5 (skrubbe og glassvar). I tabell 4.4 er resultatene også jevnført med data fra to referansestasjoner innen JMP 1992.

Av tabell 4.4 fremgår betydelige overkonsentrasjoner av både PCB og nedbrytningsprodukter av insektmiddelet DDT (DDE og DDD). Alle de øvrige klororganiske forbindelsene (heksaklorbenzen, oktaklorstyren, heksaklorsykloheksan (bl.a. lindan) opptrådte i lave/moderate konsentrasjoner).

Overkonsentrasjonen av Σ DDE + DDD i torsk fra indre Sørfjorden var i størrelsesordenen 5 - 6 ganger (kfr. "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" i Knutzen og Skei, 1990), dvs. "markert forurenset" (kl. 3) etter SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al, 1993b). Også i lever av torsk fra Strandebarm var DDT-forurensningen sporbar (overkonsentrasjon på 2 - 3 ganger). Påvirkningen i skrubbe fra indre fjord var mindre enn i torsk, men av tabell 4.4 ses i hvert fall for filet en forskjell fra referanse-stasjonen i Sandebukta. Ved Strandebarm synes derimot DDT-belastningen å gjenspeiles vel så godt i glassvar som i torsk. Imidlertid mangler sammenligningsmateriale fra tilnærmet "uberørte" lokaliteter for glassvar.

Leververdiene stemmer omtrent med tidligere observasjoner, mens filetkonsentrasjonene har vært mer varierende (Knutzen og Skei, 1991, Knutzen et al., 1993a).

I lever av torsk fra indre Sørfjorden ble det registrert noe høyere verdier av PCB enn tidligere påvist. Σ PCB₇ multiplisert med 1.5 gir et estimat av totalt PCB-innhold (kfr. Marthinsen et al., 1991), og jevnført med antatt høyt diffust bakgrunnsnivå fås en overkonsentrasjon i størrelsesordenen 3 - 4 ganger. Dette er også omtrent forholdet mellom PCB-konsentrasjonen i skrubbe fra hhv. indre Sørfjorden og Sandebukta (tabell 4.4).

I motsetning til DDT var det ingen PCB-forurensning å spore lenger ut i fjorden, samsvarende med hva det er funnet tidligere.

1992-observasjonene i fisk bekrefter at Sørfjorden tilføres PCB, og særlig DDT med nedbrytningsprodukter, fra lokale kilder (se kapittel 4.5 for mer opplysninger om den geografiske variasjon i utbredelsen av DDT og PCB).

Tabell 4.4. Nedbrytningsprodukter av DDT, og Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) i fisk fra indre Sør fjorden (JMP-st. 53B), Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMP-st. 67B) desember 1992 og to referansestasjoner fra JMP 1992, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Middelverdier fra individuelle analyser eller for 3/5 blandprøver á 5 fisk.

| STASJONER/ARTER | Våtvektsbasis | | | | Fettbasis | |
|------------------------------|---------------|-------|-----------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------|
| | DDE | DDD | Σ DDE + DDD | Σ PCB ₇ | Σ DDE + DDD | Σ PCB ₇ |
| Indre Sør fjorden | | | | | | |
| Torsk, lever | 1079 | 79 | 1154 | 3020 | 3061 | 8011 |
| " filet | 11.4 | 1.0 | 12.4 | 22.8 | 3758 | 6909 |
| Skrubbe, lever | 33.8 | < 5.0 | ≈ 38.0 | 336 | 297 | 2625 |
| " filet | 3.7 | 0.6 | 4.3 | 13.0 | 827 | 2500 |
| Strandebarm | | | | | | |
| Torsk, lever | 341 | 42 | 383 | 307 | 825 | 662 |
| " filet | 1.4 | 0.5 | 1.9 | < 1.1 | 633 | < 367 |
| Glassvar, lever | 197 | 27 | 225 | 180 | 1541 | 1233 |
| " filet | 2.5 | 0.6 | 3.1 | 1.7 | 1148 | 630 |
| Færder, Y. Oslofjord | | | | | | |
| Torsk, lever | 50 | < 12 | ≈ 61 | 420 | 168 | 1154 |
| " filet | 0.3 | < 0.1 | < 0.4 | < 1.9 | < 143 | < 679 |
| Sandeb., Ø. Oslofjord | | | | | | |
| Skrubbe, lever | 25.4 | < 5.0 | ≈ 30 | 107 | 202 | 720 |
| " filet | 1.8 | < 0.1 | ≈ 1.8 | 4.2 | 250 | 583 |

4.5. Klororganiske forbindelser i blåskjell

Av sammendraget i tabell 4.5 nedenfor (rådata i vedleggstabell A6), ses at blåskjell hadde tydelige topper i innholdet av DDT-nedbrytningsprodukter og PCB ved henholdsvis st. B6 Kvalnes og st. B3 Tyssedal; i likhet med fra tidligere år (Knutzen et al., 1993a). Alle øvrige klororganiske stoffer (lindan, heksaklorbenzen o.a.) viste lave konsentrasjoner (vedleggstabell A6).

Nivået av PCB i blåskjell fra st. B3 1992 representerer en overkonsentrasjon på i hvert fall 3 - 4 ganger (upubl. data fra JMP), muligens noe mer (kfr. verdier på omkring 1.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt fra stasjonene lenger ut i Hardangerfjorden), og bekrefter antagelsen om lokal tilførsel i omegnen av Tyssedal. Imidlertid ses omkring høye "normalverdier" på de øvrige Sør fjordstasjonene.

Blåskjellsinnholdet av DDT-metabolitter (stoffskefteprodukter) var derimot forhøyet i hele Sør fjorden med overkonsentrasjoner fallende fra nærmere 10 ganger ved Kvalnes til 5 ganger ved munningen og 2 - 3 ganger i indre del. Det er ennå ikke oppklart hva som er opphavet til DDT-forurensningen. Ikke bare maksimumsverdien ved Kvalnes, men også at påvirkningen er mindre innover enn utover i fjorden, peker imidlertid på at kilden ligger omkring midtfjords.

Tabell 4.5. DDT med nedbrytningsprodukter og PCB i blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 29. - 30. september (Statlig program) og 5. - 6. september 1992 (JMP), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. For JMP-stasjoner middel av 2 - 3 størrelsesgrupper. i.a. = ikke analysert.

| STASJONER, | DATO | DDT | DDE | DDD | Σ DDT I ¹⁾ | Σ DDT II ²⁾ | PCB ₇ ³⁾ | % tørrv. | % fett |
|----------------------|------|-------|-----|-----|------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|-------------|-----------|
| B1 Byrkjenes | 30/9 | < 0.2 | 2.3 | 1.7 | 4.1 | 4.0 | 2.1 | 13.7 | 1.8 |
| B2 Eitrheimsneset | 30/9 | < 0.2 | 2.5 | 2.3 | 4.9 | 4.8 | 2.5 | 14.3 | 1.8 |
| " " | 6/9 | i.a. | 1.6 | 1.0 | - | 2.6 | ≈ 1.5 | 11.9 | 1.2 |
| " " | 30/9 | 0.4 | 1.7 | 0.7 | 2.8 | 2.4 | 10.1 | 9.1 | 1.1 |
| B3 Tyssedal | 29/9 | < 0.2 | 4.8 | 5.1 | 10.0 | 9.9 | 1.8 | 12.8 | 1.2 |
| B4 Digranes | 29/9 | 0.5 | 7.8 | 9.4 | 17.7 | 17.2 | 2.4 | 12.4 | 1.0 |
| B6 Kvalnes | 6/9 | i.a. | 4.8 | 3.8 | - | 8.6 | 1.2 | 10.5 | 1.0 |
| " " | 29/9 | < 0.2 | 5.6 | 5.0 | 10.7 | 10.6 | 0.8 | 11.2 | 1.1 |
| B7 Krossanes | 5/9 | i.a. | 3.6 | 2.4 | - | 6.0 | < 0.9 | 13.7 | 1.3 |
| " " | 5/9 | i.a. | 1.8 | 1.0 | - | 2.8 | < 0.9 | 13.6 | 1.3 |
| B13 Ranaskjær | 5/9 | i.a. | 1.2 | 0.8 | - | 2.0 | < 0.8 | 16.3 | 1.7 |
| B15 Vikingneset | | | | | | | | | |

1) DDT + DDE + DDD, evt. medregnet halv deteksjonsgrense for enkeltstoffer.

2) DDE + DDD, evt. medregnet halv deteksjonsgrense for enkeltstoffer.

3) Sum av PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Pga. at det har vært benyttet noe forskjellige analysemetoder, er ikke resultatene fullt sammenlignbare med tidligere års data. (Bemerk dessuten feil i angivelsen av Σ DDT i Knutzen et al., 1993a, tabell 4.7). Begrenses jevnføring til summen av DDT og DDE (den mest bestandige av metabolittene), er det imidlertid observert en minskning i konsentrasjonen på fettbasis i skjellene fra st. B6 fra ca. 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett i 1989 til 800 - 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i 1991 - 1992. I samme tidsrom er det også registrert en halvering (på fettbasis) ved st. B7. Tendensen må imidlertid tas med forbehold bl.a. pga. usikkerhet knyttet til bestemmelse av lave fettprosent.

Det kan tilføyes at i 1992 ble det stort sett registrert en mindre andel DDT og større andel DDD av Σ DDT enn i 1991. På de enkelte stasjonene var den prosentvise fordelingen mellom enkeltstoffene som følger (1991 i parentes):

| | DDT | DDD | DDE |
|--------|------------|------------|------------|
| St. B1 | 2.5 (20) | 41.5 (21) | 56.0 (59) |
| St. B2 | 2.0 (4) | 47.0 (34) | 51.0 (62) |
| St. B3 | 14.5 (6) | 25.0 (33) | 60.5 (61) |
| St. B4 | 1.0 (18) | 51.0 (31) | 48.0 (51) |
| St. B6 | 3.0 (21) | 53.0 (28) | 44.0 (51) |
| St. B7 | 1.0 (20) | 47.0 (19) | 52.0 (61) |

5. BIOMARKØRER

5.1. Metaller og organiske miljøgifter i sediment

Resultater fra kjemiske analyser av sedimentprøvene fra de enkelte stasjonene er gitt i vedleggstabellene A7 - A9. Konsentrasjonene av ulike tungmetaller ble målt i en sedimentprøve pr. stasjon. Innholdet av aromatiske hydrokarboner (NPD og PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB) ble målt i alle grabbprøvene (1 - 3 grabbprøver pr. stasjon). Ettersom sedimentprøver ble tatt med boksgrabb, vil det øverste laget av sedimentet lett vaskes av under opphenting og en viss nedblanding vil kunne oppstå. Sedimentprøvene representerer derfor et snitt av de øverste 5 - 6 cm av sedimentet og må tolkes i lys av dette. (I de øverste 1 - 2 cm er det sannsynlig at i hvert fall metallkonsentrasjonen er lavere enn vist i vedleggstabell A7).

Metallanalysene viser en klar økning av de fleste metaller ved stasjon 1 - 3 i forhold til ved stasjon 4 (vedleggstabell A7). Dette gjelder spesielt Cu, Zn, As, Sr, Ag, Cd og Pb. For Cr er det en tendens til høyere nivåer ved stasjon 3 (Tyssedal). Sedimentverdiene for Cu, Zn, Cd og Pb ved stasjon 2 kan sammenlignes med tidligere målinger i overflatesedimenter ved Tyssedal (Skei, 1992). Generelt ligger nivåene 2 - 9 ganger høyere enn målingene fra 1991, men samtidig klart under målingene utført i 1985 og tidligere. Resultatene fra PAH-analysene på stasjon 1, 2 og 3 er sterkt forhøyet i forhold til stasjon 4, med stasjon 1 som den (i snitt) mest belastede lokaliteten (vedleggstabell A9). Nivåene på stasjon 4 (600 - 900 ng NPD/PAH pr.g tørrvekt av sedimentet) er noe over bakgrunns-nivået. De målte verdiene er sammenlignbare med tidligere rapporter om PAH-nivåer i Oddas havnebasseng opp til 310.000 ng/g (Kvalvågnæs og Knutzen, 1986 og pers. medd. av J. Klungøy i Skei (1992)).

Analysene av sedimentets PCB-innhold viser et tilsvarende mønster, med 10 - 30 ganger høyere verdier ved stasjon 1 - 3 relativt til nivåene ved stasjon 4 (vedleggstabell A8). Verdiene er sammenlignbare med målinger gjort i 1991 (Skei, 1992).

Imidlertid var forskjellen mellom de tre indre og den ytre stasjonen større for PAH (ca. 30 - 300 ganger høyere på st. 1 - 3 jevnført med st. 4) enn for PCB. Forurensningsgraden i indre fjord var også klart større for PAH, med overkonsentrasjoner (dvs. sammenlignet med "antatt høyt bakgrunns-nivå" fra Knutzen et al., 1993b) på ca. 100 - 1000 ganger mot < 10 for PCB.

Samlet sett gir analysene av sedimentprøvene, - til tross for suboptimalt prøvetakingsutstyr og få parallelle grabbskudd, - en indikasjon om kontamineringssituasjonen på de lokalitetene der bunnmærene ble plassert. De fire stasjonene synes å representere en god spredning i sedimentbelastning både når det gjelder PAH, PCB og metaller.

5.2. Metaller og organiske miljøgifter i fisk fra mærer

Innholdet av tungmetaller er foreløpig målt bare i skrubbelever. Det er ikke påvist noen forøkning av tungmetall-konsentrasjonen i fisken ved de belastede stasjonene i forhold til referansestasjonen (tabell 5.1). I villfisk fra indre Sørfjorden er det derimot konstatert markert forhøyede konsentrasjoner av bly og kadmium i lever av skrubbe (tabell 4.2). Dette er også registrert ved tidligere undersøkelser (Julshamn et al., 1985; Knutzen et al., 1993a).

Tabell 5.1. Tungmetaller i lever (mg/kg våtvekt) hos skrubbe etter tre måneders eksponering ved utsettingslokalitetene i Sørfjorden. Gjennomsnitt og standardavvik.

| Lokalitet Stasjon N | Odda 1 10 | Eitrheim 2 10 | Tyssedal 3 10 | Lofthus 4 7 |
|---------------------------|-----------------|---------------------|---------------------|-------------------|
| Cu i lever (µg/g v.v.) | 4,75 ± 3,27 | 7,34 ± 4,94 | 8,45 ± 6,61 | 7,31 ± 5,96 |
| Zn i lever (µg/g v.v.) | 20,38 ± 10,89 | 22,72 ± 13,54 | 46,93 ± 39,39 | 54,47 ± 51,88 |
| Cd i lever (µg/g v.v.) | 0,12 ± 0,12 | 0,23 ± 0,17 | 0,25 ± 0,09 | 0,27 ± 0,20 |

Innhold av PCB og andre klororganiske forbindelser er foreløpig målt bare i torskelever. Generelt viser målingene relativt lave nivåer av de målte forbindelser, samt at de belastede stasjonene (2 og 3) ikke skiller seg fra referansestasjonen (tabell 5.2). Skrubben var i større grad enn torsken i direkte kontakt med sedimentet under eksponeringen. Målinger av klororganiske forbindelser i skrubbemuskel er under utførelse.

Selv om det ikke er påvist noen gradient fra stasjon 4 til stasjon 2 i innholdet av klororganiske forbindelser i fisken, bør det likevel noteres at pesticid-gruppene Σ -HCH, Σ -Chlordane og Σ -DDT er alle noe forhøyet i forhold til det som er normalt å måle i fisk fra rene kystfarvann (Veterinærinstituttet, upubl.). Analysene viser samtidig en tendens til høyere nivåer av disse pesticidene ved stasjon 2 (Eitrheim) og 4 (Lofthus) i forhold til stasjon 3 (Tyssedal). Σ -PCB i torskeleveren ligger 2 - 3 ganger høyere enn verdier målt i torsk fra et tilsvarende forsøk i 1990, da utsettingsperioden bare var én måned (Goksøyr et al., 1994). Villfanget torsk fra Sørfjorden gjenspeiler disse observasjonene ved å inneholde nivåer av Σ -DDT og Σ -PCB opp til 10 - 20 ganger det som ble funnet i utsettingsforsøket (se kapitel 4.4).

Tabell 5.2. Gjennomsnitt \pm standardavvik for klororganiske forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fett) målt i torskelever etter 3 måneders eksponering i bunnmærer ved 3 av utsettings-lokalitetene i Sørfjorden.

| Lokalitet Stasjon Antall individer (N) | Eitrheim * | Tyssedal | Lofthus |
|--|----------------|----------------|-----------------|
| | 2 6 | 3 6 | 4 7 |
| a-HCH | 22.5 \pm 0.8 | 22.6 \pm 0.9 | 21.7 \pm 0.6 |
| Lindan | 18.6 \pm 0.7 | 17.6 \pm 0.5 | 20.0 \pm 0.5 |
| Σ -HCH | 41 \pm 1 | 40 \pm 1 | 42 \pm 1 |
| cis-Nonachlor | 48 \pm 9 | 26 \pm 4 | 40 \pm 16 |
| trans-Nonachlor | 108 \pm 21 | 54 \pm 11 | 82 \pm 32 |
| cis-Chlordane | 104 \pm 17 | 57 \pm 13 | 76 \pm 17 |
| trans-Chlordane | 28 \pm 10 | 17 \pm 1 | 20 \pm 1 |
| Σ -Chlordane | 288 \pm 41 | 149 \pm 30 | 212 \pm 67 |
| pp-DDE | 284 \pm 55 | 151 \pm 23 | 239 \pm 100 |
| pp-DDD | 111 \pm 20 | 64 \pm 10 | 99 \pm 37 |
| pp-DDT | 92 \pm 14 | 46 \pm 10 | 75 \pm 31 |
| Σ -DDT | 487 \pm 89 | 261 \pm 41 | 413 \pm 164 |
| PCB-99 | 34 \pm 5 | 21 \pm 3 | 31 \pm 8 |
| PCB-101 | 68 \pm 12 | 34 \pm 10 | 44 \pm 14 |
| PCB-105 | 22 \pm 4 | 12 \pm 2 | 19 \pm 8 |
| PCB-110 | 65 \pm 7 | 37 \pm 7 | 56 \pm 19 |
| PCB-118 | 70 \pm 12 | 39 \pm 6 | 60 \pm 23 |
| PCB-128 | 10.2 \pm 1.4 | 5.9 \pm 0.9 | 8.9 \pm 2.8 |
| PCB-138 | 122 \pm 19 | 70 \pm 10 | 108 \pm 40 |
| PCB-141 | 8.9 \pm 1.6 | 4.8 \pm 0.8 | 7.7 \pm 3.6 |
| PCB-149 | 35.8 \pm 3.2 | 22.5 \pm 3.0 | 28.7 \pm 4.1 |
| PCB-153 | 153 \pm 27 | 86 \pm 13 | 133 \pm 48 |
| PCB-156 | 16.5 \pm 1.6 | - | - |
| PCB-170 | 15.4 \pm 2.8 | 6.8 \pm 1.7 | 11.3 \pm 5.0 |
| PCB-180 | 47.5 \pm 8.7 | 25.2 \pm 3.9 | 40.8 \pm 15.7 |
| PCB-187 | 10.2 \pm 1.4 | 5.9 \pm 0.9 | 8.9 \pm 2.8 |
| Σ -PCB | 670 \pm 101 | 360 \pm 48 | 531 \pm 198 |

* Pga en analysefeil er 2 av individene fra stasjon 2 utelatt i denne tabellen.

5.3. Biologiske responser i fisk

Totalt sett var dødeligheten i dette forsøket relativt stor (torsk 56%, skrubbe 45%). Det ble ikke funnet levende torsk ved stasjon 1 (Odda). Råtnende fisk i denne mæren indikerte imidlertid at mesteparten av denne torsken var i live inntil en akutt massedød mindre enn en uke forut for innhenting. For skrubben var dødeligheten størst ved referansestasjonen (stasjon 4, Lofthus). Dette kan skyldes at bunnforholdene var noe anderledes ved denne lokaliteten, eller at næringsbetingelsene var dårligere enn ved de belastede lokalitetene innerst i fjorden. Ved innhenting av mærene ble det, særlig ved stasjon 1, observert ulike virvelløse dyr (små krepsdyr, nakensnegl, etc.) som var assosiert med mærenoten. Dette viser at fisken, iallefall til en viss grad, har hatt byttedyr å beite på under den 13 uker lange eksponeringen. Funn av fiskebein i magesekken, spesielt hos torsken, viser at det har forekommet kannibalisme.

Biologiske parametre og biomarkører målt i blod, lever og galle fra den utsatte fisken er vist i vedleggstabell A10 (torsk) og A11 (skrubbe). Ingen av stasjonene skiller seg klart ut mht. de biologiske parametrene. Det bør likevel noteres at kondisjonsfaktoren og leverindeksen for skrubben ved stasjon 1 er litt høyere enn ved de andre stasjonene. Dette kan indikere at fødetilgangen ved denne stasjonen var bedre enn ved de andre. Økt leverindeks kan imidlertid også være et tegn på forurensningsbelastning.

Blodparametrene AST og ALP er indikatorer på leverskade. Selv om det er stor variasjon innen gruppene, er det en tendens til at AST nivåene hos skrubbe ved stasjon 1 og 3 er forhøyet i forhold til stasjon 4. Hos torsk er det ikke slike tendenser.

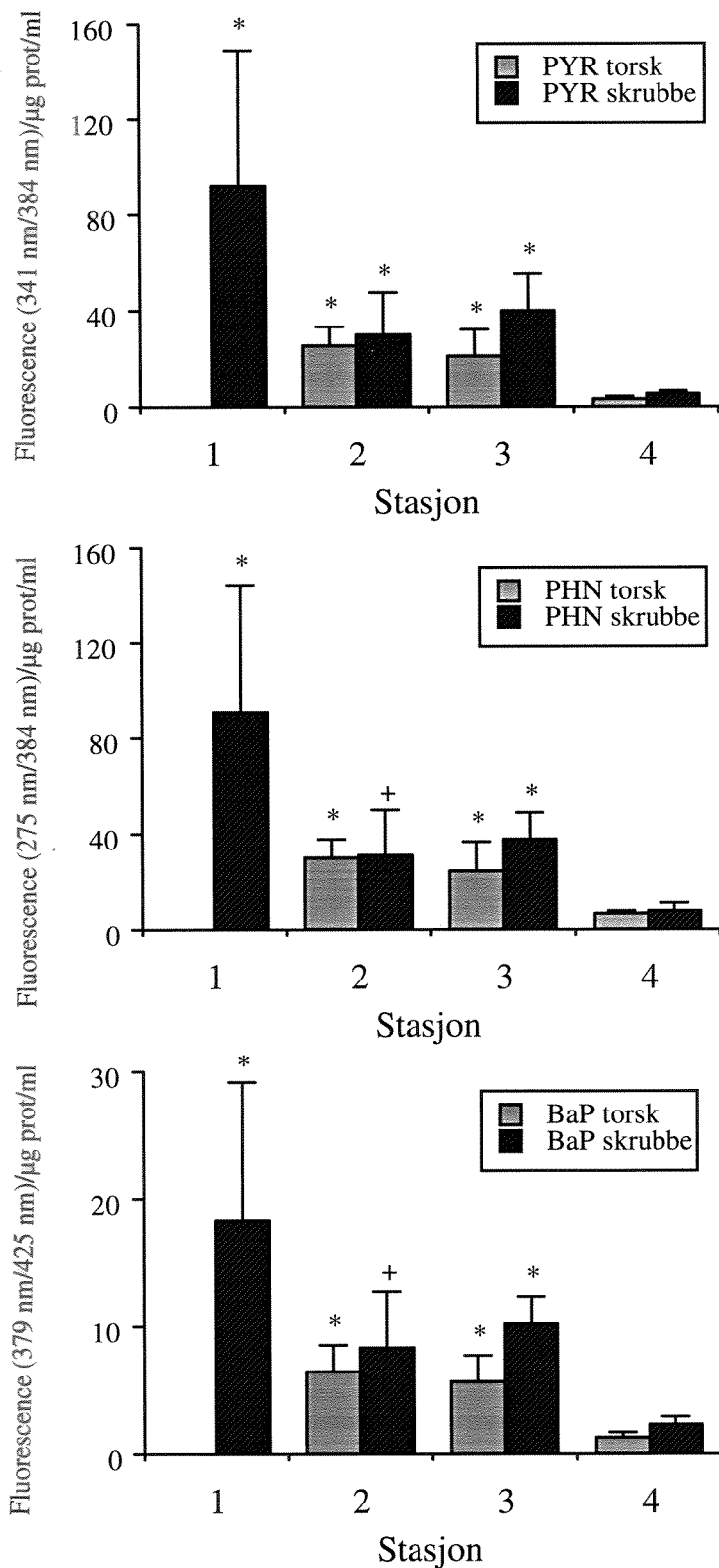
PAH biotransformeres hovedsakelig av cytokrom P450 systemet i leveren og metabolittene skilles ut i gallen. Disse PAH-metabolittene har i mange tilfeller spesifikke fluorescerende egenskaper og mengden av fluorescerende aromatiske forbindelser (FAC) i gallen kan på den måten benyttes som et mål for kronisk PAH-belastning. I forhold til referansestasjonen (stasjon 4) viser både torsken og skrubben ved de belastede stasjonene (stasjon 1, 2 og 3) kraftig forhøyede nivåer ($p < 0,001$) i gallen av fluorescerende metabolitter av pyren (PYR), fenantren (PHN) og benzo(a)pyren (BaP) (vedleggstabell A10 og A11, figur 5.1). Stasjon 1 er den som viser de klart høyeste nivåene. Resultatene viser at fiskene ved stasjonene innerst i Sørfjorden er utsatt for en kronisk PAH-belastning som er svært mye høyere enn ved referansestasjonen (Lofthus). FAC nivåene i fisken reflekterer godt PAH-konsentrasjone i sedimentprøvene fra de ulike lokalitetene (vedleggstabell A9).

EROD-aktivitet er et mål for katalytisk aktiv cytokrom P450 1A1 (CYP1A1) mens CYP1A1-ELISA er en semikvantitativ teknikk for påvisning av CYP1A1 ved hjelp av antistoffer. Induksjon av CYP1A1-systemet hos fisk er en anerkjent og etablert respons på mange typer organiske og klororganiske miljøgifter (Goksøyr & Förlin, 1992). EROD-aktiviteten i skrubben er signifikant forhøyet ved stasjon 1 ($p < 0,05$) og stasjon 3 ($p < 0,01$) i forhold til referansestasjonen (figur 5.2). EROD både for torsk og skrubbe ved stasjon 2 viser en viss forøkning i forhold til stasjon 4, men denne er ikke signifikant ($p < 0,1$). Torsken ved stasjon 3 viser ingen forskjell fra referanseverdiene mht. EROD.

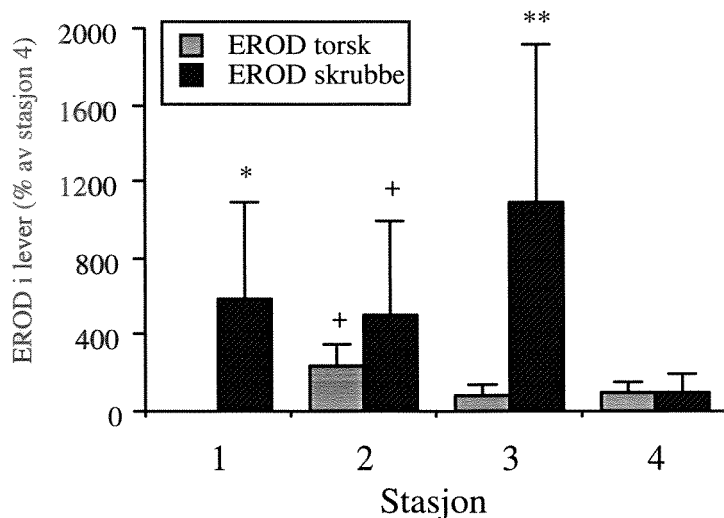
CYP1A1-ELISA er signifikant forhøyet for skrubben ved stasjon 1 ($p < 0,05$) og stasjon 3 ($p < 0,01$) i forhold til referanseverdiene, mens den for torsk er signifikant forhøyet ved stasjon 2 ($p < 0,01$) (figur 5.3). Torsken ved stasjon 3 viser en ikke-signifikant økning ($p < 0,1$), mens skrubben ved stasjon 2 ikke viser noen forskjell i forhold til referanseverdiene mht. CYP1A1-ELISA.

For **glutathion S-transferase (GST)**, et induserbart fase II enzym) med CDNB-substrat er det kun torsken ved stasjon 2 som er signifikant forhøyet ($p < 0,05$) i forhold til referanseverdiene, men også de andre belastede stasjonene viser tendenser til GST forhøyning både for torsken og skrubben (figur 5.4). GST-responsen ved de belastede stasjonene er uansett mindre klar enn for EROD og CYP1A1-ELISA.

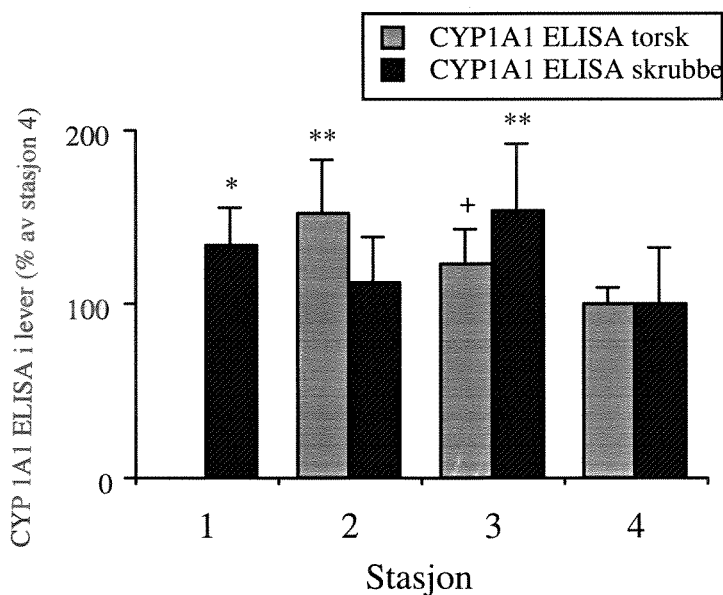
Resultatene fra analysene av **metallotionein** i lever viser ingen signifikant forøkning ved de belastede stasjonene verken for torsk eller skrubbe (figur 5.5). Dette indikerer at det ikke har skjedd noen akkumulering av metallotionein-induserende tungmetaller (Cd, Cu, Zn) i fisken. Dette stemmer forøvrigt overens med målingene av metaller i skrubben (tabell 5.1).



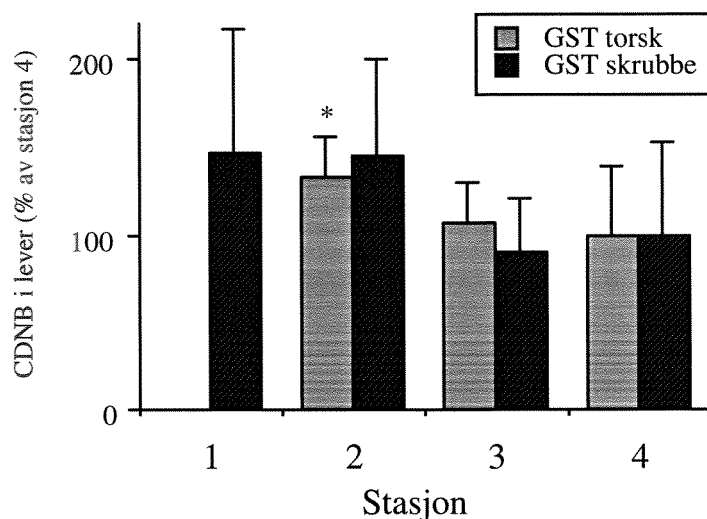
Figur 5.1. Nivåer av metabolitter av de tre PAH forbindelsene pyren (PYR), fenantren (PHN) og benzo(a)pyren (BaP) i galle hos torsk og skrubbe målt utfra metabolittenes spesifikke fluorescens-egenskaper. Gjennomsnittsverdier signifikant ulike fra stasjon 4 er angitt med stjerne (*, $p < 0,0001$) eller kors (+, $p < 0,001$) (Dunnets test).



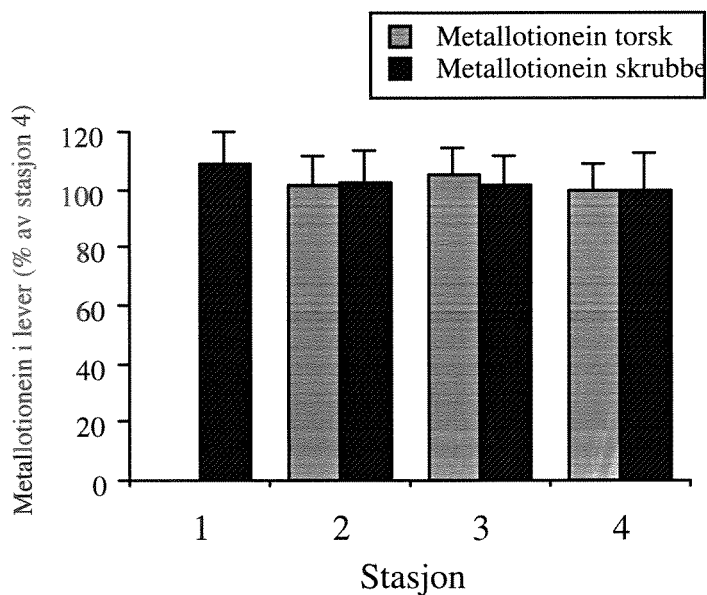
Figur 5.2. EROD aktivitet (pmol resorufin/min/mg protein) i lever av torsk (mikrosomal fraksjon) og skrubbe (12 G supernatant) i % av gjennomsnittsverdiene fra referansestasjonen (stasjon 4). Ulikheter mellom de innerste tre stasjonene og referansestasjonen er angitt med ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$) og + ($p < 0.1$); ANOVA etterfulgt av Dunnett's test.



Figur 5.3. Cytochrom P450 1A1 (CYP1A1) i lever av torsk (mikrosomal fraksjon) og skrubbe (12 G supernatant) i % av gjennomsnittsverdiene fra referansestasjonen (stasjon 4). Ulikheter mellom de innerste tre stasjonene og referansestasjonen er angitt med ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$) og + ($p < 0.1$); ANOVA etterfulgt av Dunnett's test.



Figur 5.4. GST aktivitet (nmol CDNB/min/mg protein) i lever av torsk (100 G supernatant) og skrubbe (12 G supernatant) i % av gjennomsnittsverdiene fra referansestasjonen (stasjon 4). Ulikheter mellom de innerste tre stasjonene og referansestasjonen er angitt med * ($p < 0.05$); ANOVA etterfulgt av Dunnett's test.



Figur 5.5. Metallothionein (MT) i lever fra torsk og skrubbe (10 G supernatant) i % av gjennomsnittsverdiene fra referansestasjonen (stasjon 4). Det var ingen forskjeller mellom stasjonene (ANOVA).

Som en oppsummering ser det ut til at fisken utplassert i de indre deler av Sjørfjorden har vært utsatt for en høy PAH belastning. Signifikant forhøyede nivåer av FAC i galle er funnet ved stasjoner med høy PAH-belastning. FAC-nivåene er noe høyere i skrubbe-galle enn i torsk-galle, i overenstemmelse med de to artenes levevis. Eksponeringen har resultert i induksjon av leverenzymmer involvert i biotransformasjon og avgiftning av PAH (bl.a. CYP1A1). Disse biomarkørene for PAH-eksponering gjenspeiler altså PAH-belastningen, om enn ikke like tydelig som FAC-metoden. Derimot viser resultatene av CYP1A1 analysene at belastnings-nivået for PAH i indre Sjørfjorden er tilstrekkelig høyt til at det påvirker (induserer) fiskens biotransformasjons- og avgiftnings-systemer. Dette er responser som også kan påvirke mange andre sider av fiskens fysiologi og homeostase. PAH belastningen ved stasjon 1 kan ha vært så stor at den har overskredet biomarkørens responsområde (se f.eks. Goksøyr et al., 1992). Dette kan forklare hvorfor EROD/CYP1A1-ELISA nivåene hos skrubben ikke korrelerer med de høye FAC nivåene ved denne stasjonen. Den manglende korrelasjonen kan imidlertid også skyldes at sedimentet ved stasjon 1 inneholder forurensningstoffer som hemmer induksjonen eller katalytisk aktivitet av CYP1A1-systemet. Slike antagonistiske effekter er observert i tidligere studier både for kadmium (George, 1989) og for PCB (Gooch et al., 1989).

Når det gjelder metaller og klororganiske forbindelser, reflekterer ikke konsentrasjonene i fiskens vev de nivåer som er påvist i sedimentprøvene. For metallene kan dette skyldes at prøvetakingen av sedimentet (med boksgrabb) har medbrakt dypereleggende sedimentlag (2-5 cm) som har en høyere metallkonsentrasjon enn hva fisken faktisk har vært utsatt for under eksponeringen (se Skei, 1992). Resultatene fra de kjemiske analysene av torsken viser ingen klar forøkning av PCB og andre klororganiske forbindelser ved de belastede stasjonene i indre Sjørfjorden i forhold til referansestasjonen ved Lofthus. Analysene for skrubben er ikke slutført ennå. I sedimentprøvene fra de belastede stasjonene er PCB nivåene relativt moderate og den observerte PCB-gradienten innover i fjorden er også lavere enn gradienten for PAH.

Som en konklusjon ser det ut til at av de tre forurensningsgruppene som er tilstede i sedimentet, tungmetaller, PAH og PCB (o.a. klororganiske forbindelser), er det først og fremst PAH som er tatt opp i tilstrekkelige mengder til å påvirke fiskens biotransformasjons- og avgiftnings-systemer. Det kan imidlertid ikke utelukkes at et forsøksoppsett der fisken lettere kan finne fødeorganismer som lever på og nede i sedimentet, vil vise andre resultater på dette punkt.

Utsettings- og biomarkør-forskene har gitt nyttige bidrag både til kunnskapen om fisks helse-tilstand i Sjørfjorden og verdifulle erfaringer for den fortsatte bruk av biomarkører for å karakterisere forurensningstilstander.

6. REFERANSER

- Bradford, M. M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. *Analyt. Biochem.* 72: 248-254.
- Brevik, E.M., 1978. Gas chromatographic method for the determination of organochlorine pesticides in human milk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 19: 281-286.
- George, S. G., 1989. Cadmium effects on plaice liver xenobiotic and metal detoxication systems. dose response. *Aquat. Toxicol.* 15: 303-310.
- Goksøy, A., 1991. A semi-quantitative cytochrome P450IA1 ELISA: A simple method for studying the monooxygenase induction response in environmental monitoring and ecotoxicological testing of fish. *Sci. Tot. Envir.* 101: 255-262.
- Goksøy, A. & L. Förlin, 1992. The cytochrome P450 system in fish, aquatic toxicology, and environmental monitoring. *Aquat. Toxicol.* 22: 287-312.
- Goksøy, A., H. E. Larsen, S. Blom & L. Förlin, 1992. Detection of cytochrome P450 1A1 in North Sea dab liver and kidney. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91: 83-88.
- Goksøy, A., Beyer J., Husøy A-M., Larsen H.E., Westrheim K., Wilhelmsen S., Klungsøy J., 1994. Accumulation and effects of aromatic and chlorinated hydrocarbons in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) caged in a polluted fjord (Sørfjorden, Norway). *Aquatic Toxicology*, in press.
- Gooch, J. W., A. A. Elskus, P. J. Kloepper-Sams, M. E. Hahn & J. J. Stegeman, 1989. Effects of ortho- and non-ortho-substituted polychlorinated biphenyl congeners on the hepatic monooxygenase system in scup (*Stenotomus chrysops*). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 98: 422-433.
- Habig, W.H., M.J. Pabst and W.B. Jacoby, 1974. Glutathione S-transferases. The first enzymic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.* 249, 7130-7139.
- Huggett R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. & Bergman H.L., eds., 1992. Biomarkers. Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress. SETAC Special Publ., Lewis Publ., Boca Raton. Peakall D.B., 1992. Animal biomarkers as pollution indicators. Chapman & Hall, London.
- Julshamn, K., K.-E. Slinning, H. Haaland, B. Bøe og L. Føyn, 1985. Analyse av sporelementer og klorerte hydrokarboner i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/85, 38 s. + vedlegg.
- Klungsøy, J., S. Wilhelmsen, K. Westrheim, E. Saetvedt & K. H. Palmork, 1988. The GEEP Workshop: organic chemical analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 19-26.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q-388 (l.nr. 2051), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.

- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1991. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Rapport 467/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 2634), 63 s. ISBN 82-577-1985-4.
- Knutzen, J., F. Moy og B. Rygg, 1993a. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn. Rapport 501/92 (TA-889/92) innen Statlig program for forurensnings-overvåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 2847), 66 s. ISBN 82-577-2232-4.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. SFT-rapport TA-923/1993, 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Kvalvågnæs, K. og J. Knutzen, 1986. Undersøkelser i Sørfjorden 1985 i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk. NIVA-rapport O-85165 (l.nr. 1846), 27 s. ISBN 82-577-1054-7.
- Lobel, P.B., 1987. Short-term and long-term uptake of zinc by the mussel, *Mytilus edulis*: A study in individual variability. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 723-732.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhode, S.E. Jackson og H.P. Longerich, 1989. A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissues using 25 elements in the mussel *Mytilus edulis* as a model. Mar. Biol. 102: 513-518.
- Lobel, P.B., C.D. Bajdik, S.P. Belkhode, S.E. Jackson og H.P. Longerich, 1991. Improved protocol for collecting mussel watch specimens taking into account sex, size, condition, shell shape and chronological age. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 409-414.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skaare, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterway of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- McCarthy, J. F. & L. R. Shugart, Ed., 1990. Biomarkers of Environmental Contamination. Boca Raton, Florida., Lewis Publ. Inc.
- McCarthy, J. F., R. S. Halbrook & L. R. Shugart, 1991. Conceptual strategy for design, implementation, and validation of a biomarker-based biomonitoring capability. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory. NATO Advanced Research Workshop.
- Molven, A. og A. Goksøyr, 1992. Biological effects and biomonitoring. S. 93 - 116 i A. Molven og A. Goksøyr (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment. State of the art and research needs. Programme on marine pollution (PMF). NTNF-rapport, Oslo. 120 s. ISBN 82-7224-334-2.

- Skaare, J.U., Tuveng, J.M. & Sande, H.A., 1988. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in maternal adipose tissue, blood, milk and cord blood from mothers and their infants living in Norway. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 17: 55-63.
- Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Rapport 500/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 2804), 53 s. ISBN 82-577-2185-9.
- Skei, J., 1993. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 1. Vannkjemi. NIVA-rapport under trykking.
- Stagg, R. M. & R. F. Addison, 1994. An inter-laboratory comparison of measurements of ethoxyresorufin o-de-ethylase activity in dab (*Limanda limanda*) liver. *Mar. Env. Res.* (Submitted).
- Varanasi U., Stein J.E., Johnson L.L., Collier T.K., Casillas E. & Myers M.S., 1992. Evaluation of bioindicators of contaminant exposure and effects in coastal ecosystems. In: *Ecological Indicators* (McKenzie D.H., Hyatt D.E. & McDonald V.J., eds.), vol. 1, Proc. of an International Symposium.

VEDLEGGSTABELLER

Tabell A1. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden 29. - 30. september 1992, mg/kg våtvekt.

| STASJONER | Hg | Cd | Pb | Zn | Cu | Ni | Cr | % tørrv. |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|----------|
| B1 Byrkjenes | 0.12 | 3.16 | 21.2 | 33.4 | 0.87 | 0.11 | 0.12 | 13.7 |
| B2 Eitrheimsnes ¹⁾ | 0.12 | 3.71 | 26.3 | 49.3 | 1.17 | 0.11 | 0.12 | 14.3 |
| B3 Tyssedal | 0.14 | 5.98 | 23.6 | 70.7 | 0.79 | 0.17 | 0.29 | 9.1 |
| B4 Digranes | 0.13 | 4.58 | 22.5 | 72.1 | 0.89 | 0.20 | 0.24 | 12.8 |
| B6 Kvalnes | 0.14 | 5.42 | 18.2 | 69.5 | 0.77 | 0.20 | 0.31 | 12.4 |
| B7 Krossanes ¹⁾ | 0.07 | 3.17 | 8.44 | 45.0 | 0.82 | 0.22 | 0.23 | 11.2 |

¹⁾ Reanalysert på Hg, Cd, Pb, Zn med ubetydelig avvik for Hg/Cd/Zn og < 15 - 20% (lavere) for Pb.

Tabell A2. Metaller i blæretang (*Fucus vesiculosus*, st. B1 - B3) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra Sørfjorden 29. - 30. september 1992, mg/kg tørrvekt.

| ART/STASJON | Hg | Cd | Pb | Zn | Cu | Ni | Cr | % tørrv. |
|------------------|------|------|------|------|------|-----|------|----------|
| Blæretang | | | | | | | | |
| B1 Byrkjenes | 0.15 | 9.53 | 4.24 | 780 | 9.34 | 3.4 | 0.58 | 24.0 |
| B2 Eitrheimsnes | 0.18 | 9.38 | 8.93 | 1230 | 97.4 | 3.2 | 1.73 | 28.1 |
| B3 Tyssedal | 0.19 | 9.21 | 4.07 | 1070 | 18.2 | 3.0 | 0.41 | 25.3 |
| Grisetang | | | | | | | | |
| B4 Digranes | 0.18 | 5.56 | 1.49 | 1020 | 10.5 | 1.8 | 0.26 | 30.5 |
| B6 Kvalnes | 0.13 | 5.00 | 0.98 | 660 | 14.2 | 0.9 | 0.19 | 30.9 |
| B7 Krossanes | 0.05 | 2.09 | 0.39 | 410 | 3.87 | 1.5 | 0.20 | 30.5 |

Tabell A3. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden/Hardangerfjorden 5. - 6. september 1992 (Joint Monitoring Program), mg/kg våtvekt.

| Stasjoner/Størrelse (cm) | Hg | Cd | Pb | Zn | Cu | % tørrv. |
|--------------------------|------|------|------|------|------|----------|
| 52 Eitrheimsneset | | | | | | |
| 2 - 3 | 0.15 | 5.57 | 24.7 | 42.6 | 1.77 | 10.6 |
| 3 - 4 | 0.12 | 5.30 | 23.3 | 50.2 | 1.15 | 12.3 |
| 4 - 5 | 0.12 | 5.25 | 19.1 | 53.0 | 1.17 | 12.9 |
| Middel | 0.13 | 5.37 | 22.4 | 48.6 | 1.36 | 11.9 |
| 56 Kvalnes | | | | | | |
| 2 - 3 | 0.10 | 4.76 | 13.0 | 42.2 | 0.87 | 10.7 |
| 3 - 4 | 0.09 | 5.58 | 11.2 | 45.1 | 0.73 | 10.8 |
| 4 - 5 | 0.15 | 8.27 | 13.9 | 70.5 | 0.74 | 10.0 |
| Middel | 0.11 | 6.20 | 12.7 | 52.6 | 0.78 | 10.5 |
| 57 Krossanes | | | | | | |
| 2 - 3 | 0.05 | 3.03 | 3.04 | 29.1 | 1.00 | 14.1 |
| 3 - 4 | 0.08 | 4.24 | 4.39 | 33.8 | 0.87 | 13.2 |
| 4 - 5 | 0.08 | 5.87 | 5.54 | 36.5 | 0.75 | 13.9 |
| Middel | 0.07 | 4.38 | 4.32 | 33.2 | 0.87 | 13.7 |
| 63 Ranaskjær | | | | | | |
| 2 - 3 | 0.04 | 1.67 | 1.76 | 22.4 | 0.86 | 13.6 |
| 3 - 4 | 0.05 | 2.72 | 2.25 | 27.0 | 0.82 | 12.1 |
| 4 - 5 | 0.04 | 2.75 | 2.33 | 31.3 | 0.75 | 15.1 |
| Middel | 0.04 | 2.38 | 2.11 | 26.9 | 0.81 | 13.6 |
| 65 Vikingneset | | | | | | |
| 2 - 3 | 0.05 | 0.91 | 0.82 | 23.2 | 0.87 | 15.8 |
| 3 - 4 | 0.02 | 0.78 | 0.76 | 21.1 | 0.86 | 16.1 |
| 4 - 5 | 0.02 | 0.87 | 0.96 | 21.7 | 0.98 | 17.1 |
| Middel | 0.03 | 0.85 | 0.85 | 22.0 | 0.90 | 16.3 |

Tabell A4. Klororganiske stoffer i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*) fra Sørfjorden (JMP-st. 53B) og Hardangerfjorden ved Strandebarm (JMP-st. 67B) desember 1992, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Middelerverdier/standardavvik for hhv. 22/8 individuelle leveranalyser og for 4 blandprøver av filet fra 5 eks. (st. 53B). Blandprøve av 8 fileter fra st. 67B.

| STOFFER | Indre Sørfjorden | | Strandebarm | |
|---|------------------|-----------|-------------|-------|
| | Lever | Filet | Lever | Filet |
| PCB 28 | < 5/- | < 0.1/- | < 5/- | < 0.1 |
| " 52 | 46/75 | < 0.1/- | 7.4/2.8 | < 0.1 |
| " 101 | 266/441 | 1.3/0.9 | 16.5/10.2 | 0.1 |
| " 105 | 231/336 | 2.2/2.1 | 13.2/6.8 | 0.1 |
| " 118 | 625/868 | 5.1/5.2 | 37.5/20.5 | 0.1 |
| " 138 | 858/1058 | 7.1/7.1 | 78.5/54.9 | 0.3 |
| " 153 | 971/1044 | 7.7/8.1 | 123.6/89.6 | 0.4 |
| " 156 | 100/124 | 0.9/2.3 | ≈ 7.5/- | < 0.1 |
| " 180 | 250/213 | 1.6/1.5 | 39.5/31.3 | 0.1 |
| " 209 | < 5/- | < 0.1/- | < 5/- | < 0.1 |
| Σ PCB ₇ ¹⁾ | 3020/3578 | 22.8/22.7 | 307/202 | < 1.1 |
| Σ PCB | 3351/4024 | 26.0/25.7 | 325/216 | < 1.2 |
| DDE | 1079/651 | 11.4/10.6 | 341/276 | 1.4 |
| DDD | 79/47 | 1.0/0.7 | 42/30 | 0.5 |
| Σ DDE + DDD | 1154/678 | 12.4/11.3 | 383/305 | 1.9 |
| α HCH | < 6/- | < 0.1/- | 9/4 | 0.1 |
| γ HCH | < 7/- | < 0.1/- | 11/5 | 0.1 |
| Σ HCH | < 13/- | < 0.1/- | 19/10 | 0.2 |
| HCB | 18/10 | 0.1/0 | ≈ 7/3 | < 0.1 |
| 5-CB | < 5/- | < 0.1/- | < 5/- | < 0.1 |
| OCS | < 5/- | < 0.1/- | < 5/- | < 0.1 |
| % fett | 37.7/17.2 | 0.33/0.05 | 46.4/19.6 | 0.30 |

¹⁾ Σ PCB₇ : Sum PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, evt. deteksjonsgrense for enkeltstoffer medregnet.

Tabell A5. Klororganiske stoffer i lever og filet av skrubbet (*Platichthys flesus*) fra indre Sørfjorden (JMP-st. 53B) og lever/filet av glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*) fra Strandebarm/Hardangerfjorden (JMP-st. 67B) desember 1992, µg/kg våtvekt. Middelerverdier/standardavvik for hhv. 5/3 blandprøver á 5 fisk.

| STOFFER | Skrubbe, indre Sørfjord | | Glassvar, Strandebarm | |
|-----------------------|-------------------------|-----------|-----------------------|-----------|
| | Lever | Filet | Lever | Filet |
| PCB 28 | 7.2/3.9 | 0.28/0.08 | < 5.0/- | 0.10/0 |
| " 52 | 27.4/13.6 | 0.56/0.21 | ≈ 5.7/1.2 | < 0.10/- |
| " 101 | 77.6/36.7 | 2.90/1.06 | 15.3/6.8 | 0.20/0.10 |
| " 105 | 17.8/10.7 | 0.88/0.35 | ≈ 6.0/1.7 | < 0.10/- |
| " 118 | 57.8/29.8 | 2.20/0.85 | 21.7/9.3 | 0.23/0.15 |
| " 138 | 64.0/33.4 | 2.88/1.05 | 31.0/14.2 | 0.70/0 |
| " 153 | 81.0/32.3 | 3.12/1.09 | 78.0/39.4 | 0.67/0.31 |
| " 156 | 7.4/3.1 | 0.32/0.15 | ≈ 5.7/1.2 | < 0.10/- |
| " 180 | 20.8/4.9 | 1.02/0.33 | 27.0/16.5 | 0.20/0.10 |
| " 209 | < 5.0/- | < 0.10/- | < 5.0/- | < 0.10/- |
| Σ PCB ₇ 1) | 336/149 | 13.0/4.6 | 180/90 | 1.7/1.0 |
| Σ PCB | 363/163 | 14.3/5.1 | 187/98 | 1.9/1.1 |
| DDE | 33.8/18.0 | 3.66/1.87 | 197/33 | 2.47/0.75 |
| DDD | < 5.0/- | 0.64/0.29 | 27/3 | 0.63/0.21 |
| Σ DDE + DDD | ≈ 38/- | 4.3/2.1 | 225/35 | 3.10/0.95 |
| α HCH | < 6/- | < 0.10/- | < 5.0/- | < 0.10/- |
| γ HCH | < 5/- | < 0.10/- | < 5.0/- | < 0.10/- |
| Σ HCH 2) | < 11/- | < 0.20/- | < 10.0/- | < 0.20/- |
| HCB | < 5/- | 0.24/0.05 | < 5.0/- | < 0.10/- |
| 5-CB | < 5/- | < 0.10/- | < 5.0/- | < 0.10/- |
| OCS | < 5/- | < 0.10/- | < 5.0/- | < 0.10/- |
| % fett | 12.8/5.1 | 0.52/0.19 | 14.6/3.2 | 0.27/0.12 |

1) Σ PCB₇ : Sum PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, evt. deteksjonsgrense for enkeltstoffer medregnet.

2) Medregnet deteksjonsgrense for enkeltstoffer.

Tabell A6. Klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjorden
29. - 30. september (Statl. program) og 5. - 6. september 1992 (JMP*) µg/kg våtvekt.
JMP-data middel av 3 (2) størrelsesgrupper.

| St.nr. Stoffer | B1 | B2 | | B3 | B4 | B6 | | B7 | | B13 | B15 |
|----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | * | | | | | * | * | | |
| PCB 28 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | 0.1 | < 0.1 |
| " 52 | < 0.1 | 0.3 | < 0.2 | 0.5 | 0.1 | 0.1 | ≈ 0.2 | < 0.1 | ≈ 0.2 | 0.2 | < 0.2 |
| " 101 | 0.2 | 0.3 | < 0.1 | 1.8 | 0.2 | 0.2 | ≈ 0.1 | 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| " 105 | < 0.1 | < 0.1 | 0.1 | 0.9 | < 0.1 | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | 0.1 | < 0.1 |
| " 118 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 2.2 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 |
| " 138 | 0.7 | 0.7 | 0.4 | 3.0 | 0.6 | 0.8 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| " 153 | 0.8 | 0.8 | 0.5 | 2.4 | 0.6 | 0.8 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| " 156 | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | 0.3 | 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| " 180 | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| " 209 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| Σ PCB ₇ ¹⁾ | 2.1 | 2.5 | < 1.5 | 10.1 | 1.8 | 2.4 | < 1.2 | 0.8 | < 0.9 | < 0.9 | < 0.8 |
| Σ PCB ₉ ²⁾ | 2.2 | 2.6 | < 1.6 | 11.3 | 1.9 | 2.5 | < 1.4 | 0.8 | < 1.0 | < 1.0 | < 0.8 |
| p.p DDE | 2.3 | 2.5 | 1.6 | 1.7 | 4.8 | 7.8 | 4.8 | 5.6 | 3.6 | 1.8 | 1.2 |
| p.p DDD | 1.7 | 2.3 | 0.97 | 0.7 | 5.1 | 9.4 | 3.8 | 5.0 | 2.4 | 1.0 | 0.8 |
| p.p DDT | < 0.2 | < 0.2 | - | 0.4 | < 0.2 | 0.5 | - | < 0.2 | - | - | - |
| Σ DDT | 6.1 | 4.9 | - | 2.8 | 10.0 | 17.7 | - | 10.7 | - | - | - |
| α-HCH | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| γ-HCH | < 0.1 | 0.1 | ≈ 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | 0.1 | < 0.1 | < 0.2 | 0.2 | < 0.2 |
| Σ HCH | < 0.2 | < 0.2 | ≈ 0.2 | < 0.2 | < 0.2 | < 0.2 | < 0.2 | < 0.2 | < 0.3 | < 0.3 | ≈ 0.3 |
| 5-CB | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | - | < 0.1 |
| HCB | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | < 0.1 | 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| OCS | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 |
| % tørrv. | 13.7 | 14.3 | 11.9 | 9.1 | 12.8 | 12.4 | 10.5 | 11.2 | 13.7 | 13.6 | 16.3 |
| % fett | 1.8 | 1.8 | 1.2 | 1.1 | 1.2 | 1.0 | 1.0 | 1.1 | 1.3 | 1.3 | 1.7 |

1) Sum av nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, evt. medregnet halve deteksjonsgrensen for enkeltstoffer.

2) Sum av alle enkeltforbindelser.

3) Middel av 3 (2) størrelsesgrupper.

Tabell A7. Tungmetaller ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i sedimentprøver fra de 4 utsettings-lokalitetene i Sør fjorden, målt med ICP-MS etter oppslutting av prøvene med salpetersyre (65%, ultrapure).

| Lokalitet Stasjon | Odda 1 | Eitrheim 2 | Tyssedal 3 | Ullensvang 4 |
|-------------------|--------|------------|------------|--------------|
| V | 102 | 86 | 101 | 45 |
| Cr | 76 | 54 | 273 | 43 |
| Mn | 565 | 514 | 277 | 351 |
| Co | 16.1 | 16.9 | 19 | 14.4 |
| Ni | 38.6 | 29.3 | 42.2 | 24 |
| Cu | 812 | 449 | 132 | 45 |
| Zn | 7200 | 4440 | 3280 | 239 |
| As | 217 | 146 | 7.8 | 3.7 |
| Sr | 275 | 147 | 97 | 27 |
| Ag | 2.4 | 2.1 | 1.4 | 0.3 |
| Cd | 50.3 | 22.1 | 10.3 | 0.4 |
| Pb | 2840 | 2340 | 466 | 106 |

Tabell A8. Polyklorerte bifenyler (PCB, ng/g tørrvekt) og % tørrstoff i sedimentprøver fra de 4 utsettings-lokalitetene i Sør fjorden.

| Lokalitet Stasjon Grabb nr. | Odda 1 | Odda 1 | E.heim 2 | T.dal 3 | T.dal 3 | T.dal 3 | Lofthus 4 | Lofthus 4 | Lofthus 4 |
|-----------------------------|--------|--------|----------|---------|---------|---------|-----------|-----------|-----------|
| | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| PCB#31 | 0.21 | 0.23 | 0.05 | 0.14 | 0.07 | 0.04 | 0.03 | 0.03 | 0.04 |
| PCB#28 | 0.31 | 0.33 | 0.07 | 0.13 | 0.06 | 0.04 | 0.05 | 0.05 | 0.05 |
| PCB#52 | 0.86 | 0.71 | 0.21 | 0.95 | 0.92 | 0.73 | 0.06 | 0.08 | 0.09 |
| PCB#101 | 2.64 | 1.71 | 0.57 | 2.06 | 1.86 | 1.38 | 0.08 | 0.12 | 0.13 |
| PCB#149 | 355 | 1.94 | 0.77 | 1.95 | 1.68 | 1.31 | 0.04 | 0.09 | 0.1 |
| PCB#118 | 1.02 | 0.82 | 0.41 | 0.71 | 0.62 | 0.4 | 0.03 | 0.09 | 0.09 |
| PCB#153 | 3.78 | 2 | 1.07 | 1.67 | 1.22 | 0.85 | 0.08 | 0.09 | 0.12 |
| PCB#105 | 1.71 | 1.1 | 0.48 | 1.33 | 1.2 | 0.99 | 0.04 | 0.06 | 0.06 |
| PCB#138 | 4.12 | 2.31 | 1.22 | 2.12 | 1.51 | 1.15 | 0.11 | 0.13 | 0.14 |
| PCB#128 | 0.71 | 0.45 | 0.2 | 0.43 | 0.38 | 0.28 | | 0.03 | 0.03 |
| PCB#156 | 0.31 | 0.21 | 0.12 | 0.23 | 0.16 | 0.1 | 0.01 | 0.02 | 0.01 |
| PCB#180 | 2.2 | 1.08 | 0.68 | 0.71 | 0.83 | 0.23 | 0.02 | 0.02 | 0.04 |
| PCB#170 | 1.05 | 0.5 | 0.27 | 0.32 | 0.19 | 0.13 | 0.01 | 0.02 | 0.03 |
| _PCB | 22.47 | 13.42 | 6.12 | 12.76 | 10.71 | 8.35 | 0.56 | 0.82 | 0.94 |
| % tørrstoff | 36.3 | 48 | 39.1 | 41.5 | 39.3 | 41.6 | 66.5 | 61.7 | 61.7 |

Tabell A9. NPD¹ og PAH (ng/g tørrvekt) i sedimentprøver fra de 4 utsettings-lokalitetene i Sørfjorden.

| Lokalitet Stasjon Grabb nr. | Odda | | E.heim | T.dal | | Lofthus | | Lofthus | |
|-----------------------------------|-------|--------|--------|--------|-------|---------|-----|---------|-----|
| | 1 | 1 | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 |
| | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| Naphtalene | 1859 | 2589 | 250 | 5753 | 2083 | 3249 | 3 | 4 | 5 |
| C1-naphtalenes | 1211 | 1535 | 175 | 3904 | 1177 | 1685 | 4 | 5 | 6 |
| C2-naphtalenes | 800 | 976 | 144 | 3021 | 1076 | 1412 | 6 | 12 | 10 |
| C3-naphtalenes | 380 | 446 | 85 | 1464 | 722 | 918 | 6 | 14 | 11 |
| Fluorene | 1091 | 1338 | 216 | 6694 | 691 | 1282 | 4 | 6 | 9 |
| Phenanthrene | 11102 | 17171 | 1949 | 59660 | 8931 | 10669 | 35 | 48 | 73 |
| Anthracene | 3646 | 5357 | 475 | 8747 | 962 | 1173 | 7 | 12 | 16 |
| Dibenzothiophene | 1451 | 2244 | 186 | 4951 | 971 | 1100 | 2 | 3 | 4 |
| C1-phenanthrenes | 3536 | 4981 | 615 | 11706 | 1736 | 1922 | 18 | 28 | 36 |
| C1-dibenzothiophenes | 552 | 808 | 68 | 863 | 214 | 201 | 1 | 1 | 2 |
| Fluoranthene | 11760 | 15540 | 2295 | 38597 | 3837 | 3715 | 68 | 81 | 117 |
| Pyrene | 11443 | 14729 | 1933 | 25066 | 2638 | 2484 | 52 | 59 | 91 |
| C2-phenanthrenes | 1935 | 2281 | 325 | 3569 | 543 | 478 | 16 | 21 | 26 |
| C2-dibenzothiophenes | 803 | 990 | 88 | 592 | 125 | 108 | 2 | 3 | 3 |
| C3-dibenzothiophenes | 405 | 506 | 42 | 190 | 45 | 116 | 1 | 2 | 2 |
| Benz(a)anthracene | 10474 | 12462 | 1388 | 5510 | 432 | 398 | 41 | 57 | 56 |
| Chrysene | 11569 | 10662 | 2072 | 6978 | 680 | 564 | 48 | 75 | 64 |
| Benz(b+j+k)fluoranthenes | 7683 | 6030 | 4655 | 3119 | 308 | 161 | 129 | 168 | 148 |
| Benz(e)pyrene | 3520 | 2306 | 2138 | 1311 | 176 | 98 | 58 | 78 | 68 |
| Benz(a)pyrene | 2676 | 1664 | 1780 | 1104 | 138 | 73 | 46 | 66 | 57 |
| Perylene | 482 | 289 | 333 | 283 | 34 | 19 | 10 | 14 | 13 |
| Indeno(1.2.3.-cd)pyrene | 245 | 187 | 586 | 192 | 82 | 71 | 26 | 42 | 33 |
| Benz(ghi)perylene | 311 | 245 | 613 | 216 | 105 | 108 | 23 | 45 | 34 |
| Dibenz(a.c+a.h)anthrac. | 125 | 106 | 204 | 56 | 20 | 87 | 3 | 6 | 5 |
| Total-NPD+PAH | 89059 | 105442 | 22615 | 193546 | 27726 | 32091 | 609 | 850 | 889 |

¹ NPD: Naftalener, fenantrener, dibenzothiofener og deres C1-C3 alkyl-homologer.

Tabell A10. Gjennomsnitt \pm standardavvik for biologiske, blod- og biokjemiske parametre målt i torsk etter 3 måneders eksponering i bunnmærer ved 3 av utsettings-lokalitetene i Sørfjorden.

| Lokalitet | Eitrheim | Tyssedal | Lofthus |
|-------------------------------------|------------------|-----------------|-----------------|
| Stasjon | 2 | 3 | 4 |
| Antall individer (N) | 8 | 6 | 7 |
| Biologiske parametre | | | |
| Lengde (cm) | 56 \pm 6 | 58 \pm 5 | 59 \pm 6 |
| Totalvekt (g) | 1600 \pm 469 | 1850 \pm 532 | 1771 \pm 605 |
| Kondisjonsfaktor | 0.90 \pm 0.28 | 0.93 \pm 0.07 | 0.83 \pm 0.13 |
| Leversomatisk indeks | 10.2 \pm 1.7 | 13.8 \pm 2.7 | 9.7 \pm 1.3 |
| Gonadesomatisk indeks | 7.7 \pm 2.6 | 8.7 \pm 3.5 | 7.0 \pm 3.6 |
| Miltsomatisk indeks | 0.31 \pm 0.10 | 0.23 \pm 0.05 | 0.29 \pm 0.05 |
| Fettprosent i lever | 65.9 \pm 3.0 | 63.8 \pm 3.1 | 58.8 \pm 7.7 |
| Blodparametre | | | |
| Hematokrit-% | 42 \pm 5 | 36 \pm 4 | 35 \pm 6 |
| % Erythrocytter | 83 \pm 7 | 89 \pm 3 | 85 \pm 4 |
| % Trombocytter | 11.46 \pm 6.48 | 5.31 \pm 2.88 | 8.52 \pm 3.55 |
| % Leukocytter | 5.87 \pm 2.65 | 6.04 \pm 1.90 | 6.15 \pm 1.31 |
| Plasma glukose (mM) | 3.71 \pm 1.06 | 3.33 \pm 0.54 | 2.58 \pm 1.17 |
| Plasma totalprotein (g/l) | 43 \pm 3 | 53 \pm 5 | 40 \pm 7 |
| Plasma albumin (g/l) | 16.8 \pm 2.4 | 18.2 \pm 5.3 | 16.6 \pm 2.4 |
| Plasma albumin/totalprotein | 0.39 \pm 0.04 | 0.35 \pm 0.11 | 0.42 \pm 0.06 |
| Plasma AST ¹ | 46 \pm 20 | 54 \pm 49 | 57 \pm 25 |
| Plasma ALP ² | 82 \pm 29 | 160 \pm 46 | 120 \pm 47 |
| Biokjemiske parametre | | | |
| Galleprotein (mg/ml) | 2.55 \pm 0.74 | 1.99 \pm 0.71 | 2.09 \pm 0.50 |
| Pyren metabolitter ³ | 25.6 \pm 7.6 | 21.6 \pm 10.3 | 3.7 \pm 1.1 |
| Fenantren metabolitter ⁴ | 29.9 \pm 8.1 | 24.8 \pm 12.4 | 6.2 \pm 1.7 |
| BaP metabolitter ⁵ | 6.4 \pm 2.1 | 5.5 \pm 2.2 | 1.3 \pm 0.4 |
| EROD lever 100G pellet ⁶ | 33.6 \pm 17.8 | 12.9 \pm 8.0 | 14.5 \pm 7.7 |
| CYP1A1 lever 100G sup. ⁷ | 1.14 \pm 0.23 | 0.92 \pm 0.15 | 0.75 \pm 0.07 |
| CDNB lever ⁸ | 3708 \pm 626 | 2953 \pm 649 | 2775 \pm 1095 |
| ETHA lever ⁸ | 28.1 \pm 4.2 | 26.6 \pm 4.5 | 25.2 \pm 3.9 |
| DCNB lever ⁸ | 2.61 \pm 0.77 | 2.31 \pm 1.24 | 2.34 \pm 0.66 |
| Metallothionein lever ⁹ | 3.89 \pm 0.42 | 4.04 \pm 0.36 | 3.85 \pm 0.34 |

¹ Aspartat aminotransferase U/l

² Alkalisk fosfatase U/l

³ Fluorescens (341nm/383nm) i galle fortynnet 1600x/ μ g protein/ml

⁴ Fluorescens (275nm/383nm) i galle fortynnet 1600x/ μ g protein/ml

⁵ Fluorescens (379nm/425nm) i galle fortynnet 1600x/ μ g protein/ml

⁶ pmol resorufin/min/mg protein

⁷ CYP1A1-ELISA absorbans 492nm

⁸ nmol/min/mg protein i 100G supernatant

⁹ nmol MT/mg protein i 10G supernatant

Tabell A11. Gjennomsnitt ± standardavvik for biologiske, blod- og biokjemiske parametre målt i skrubbe etter 3 måneders eksponering i bunnmærer ved de 4 utsettings-lokalitetene i Sørfjorden.

| Lokalitet Stasjon Antall individer | Odda | Eitrheim | Tyssedal | Lofthus |
|--|--------------|-------------|---------------|--------------|
| | 1 10 | 2 10 | 3 10 | 4 7 |
| Biologiske parametre | | | | |
| Lengde (cm) | 25.2 ± 4.2 | 20.2 ± 4.5 | 20.2 ± 2.0 | 19.6 ± 4.7 |
| Totalvekt (g) | 174 ± 96 | 88 ± 89 | 75 ± 21 | 89 ± 71 |
| Kondisjonsfaktor | 1.00 ± 0.07 | 0.85 ± 0.12 | 0.90 ± 0.11 | 0.95 ± 0.23 |
| Leversomatisk indeks | 1.04 ± 0.49 | 0.81 ± 0.56 | 0.78 ± 0.27 | 0.71 ± 0.20 |
| Blodparametre | | | | |
| Hematocrit-% | 27 ± 3 | 20 ± 6 | 27 ± 7 | 23 ± 7 |
| Plasma glukose (mM) | 1.73 ± 0.25 | 1.42 ± 0.60 | 1.73 ± 0.33 | 1.37 ± 0.45 |
| Plasma totalprotein (g/l) | 25 ± 4 | 15 ± 6 | 19 ± 6 | 17 ± 4 |
| Plasma albumin (g/l) | 5.70 ± 1.70 | 2.70 ± 1.25 | 3.80 ± 1.69 | 3.67 ± 1.86 |
| Plasma albumin/totalprotein | 0.22 ± 0.04 | 0.19 ± 0.06 | 0.20 ± 0.03 | 0.21 ± 0.08 |
| Plasma AST ¹ | 14.30 ± 6.33 | 4.20 ± 3.61 | 16.70 ± 16.10 | 3.40 ± 1.52 |
| Plasma ALP ² | 47 ± 14 | 149 ± 231 | 46 ± 32 | 30 ± 13 |
| Biokjemiske parametre | | | | |
| Galleprotein (mg/ml) | 1.16 ± 0.17 | 1.92 ± 1.37 | 1.64 ± 0.35 | 1.67 ± 0.33 |
| Pyren metabolitter ³ | 92.3 ± 57.0 | 29.9 ± 17.6 | 39.8 ± 15.2 | 5.1 ± 1.1 |
| Fenantren metabolitter ⁴ | 91.0 ± 53.7 | 31.6 ± 17.9 | 38.1 ± 11.1 | 8.3 ± 2.5 |
| BaP metabolitter ⁵ | 18.2 ± 10.9 | 8.3 ± 4.4 | 10.2 ± 2.1 | 2.2 ± 0.6 |
| EROD lever 12G sup. ⁶ | 21.0 ± 17.8 | 18.1 ± 17.3 | 38.7 ± 29.2 | 3.6 ± 3.5 |
| CYP1A1 lever 12G sup. ⁷ | 0.45 ± 0.07 | 0.38 ± 0.09 | 0.52 ± 0.13 | 0.34 ± 0.11 |
| CDNB lever ⁸ | 1077 ± 512 | 1062 ± 398 | 661 ± 226 | 732 ± 390 |
| ETHA lever ⁸ | 7.62 ± 3.73 | 9.14 ± 4.90 | 8.13 ± 3.29 | 15.90 ± 6.20 |
| DCNB lever ⁸ | 4.92 ± 1.12 | 3.85 ± 1.11 | 2.89 ± 1.11 | 4.27 ± 0.57 |
| Metallothionein gjeller ⁹ | 0.75 ± 0.15 | 0.78 ± 0.17 | 0.76 ± 0.10 | 0.83 ± 0.16 |
| Metallothionein kr.nyre ⁹ | 0.43 ± 0.12 | 0.54 ± 0.18 | 0.53 ± 0.13 | 0.39 ± 0.07 |
| Metallothionein lever ⁹ | 1.05 ± 0.11 | 0.98 ± 0.11 | 0.98 ± 0.10 | 0.96 ± 0.12 |

¹ Aspartat aminotransferase U/l

² Alkalisk fosfatase U/l

³ Fluorescens (341nm/383nm) i galle fortynnet 1600x/µg protein/ml

⁴ Fluorescens (275nm/383nm) i galle fortynnet 1600x /µg protein/ml

⁵ Fluorescens (379nm/425nm) i galle fortynnet 1600x /µg protein/ml

⁶ pmol resorufin/min/mg protein

⁷ CYP1A1-ELISA absorbans 492nm

⁸ nmol/min/mg protein i 12G supernatant

⁹ nmol MT/mg protein i 10G supernatant

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2491-2