

RAPPORT LNR 3685-97

Resipientundersøkelser i Sørfjorden

Overvåking av Odda Smelteverks
utslipp 1996

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Resipientundersøkelser i Sørfjorden Overvåking av Odda Smelteverks utslipp 1996	Løpenr. (for bestilling) 3685-97	Dato 2 juni 1997
	Prosjektnr. Undernr. 96068	Sider Pris 33
Forfatter(e) Moy, Frithjof Hylland, Ketil Skei, Jens	Fagområde Marinøkologisk	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Odda Smelteverk	Oppdragsreferanse
-------------------------------------	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Resipientundersøkelser i nærområdet til Odda ble gjennomført både i 1995 og 1996 på oppdrag av Odda Smelteverk. Målet har vært å sammenligne dagens forurensningstilstand med tidligere år. Målinger av cyanid i vann viste forhøyede nivåer på utslippstedet, men nivåene avtar raskt som følge av fortykning og nedbrytning. I blåskjell ble det målt betydelige overkonsentrasjoner av spesielt bly, kadmium og PAH. Nivåene av PAH avtar raskt utover fjorden og bekrefter av spredningen av PAH fra Odda Smelteverk i stor grad er begrenset til området Odda-Tyssedal. Det samme gjenspeiler seg i bunnsedimentene. Det er gått for kort tid etter at renseanlegget for venturislam ble satt i drift (høsten 1994) til at vi kan forvente de store utslagene på PAH-nivåer i resipienten.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Odda Smelteverk 2. Sørfjorden 3. Resipientundersøkelse 4. Miljøgifter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Odda Smelteverk 2. Sørfjorden 3. Environmental monitoring 4. Contaminants
--	--


.....
Jens Skei
Prosjektleder

ISBN 82-577-3250-8


.....
Bjørn Braaten
Forskningsjef

Resipientundersøkelser i Sørfjorden

Overvåking av Odda Smelteverks utslipp 1996

Forord

I anledning rens tiltak iverksatt ved Odda Smelteverk høsten 1994 ønsket bedriften å få gjennomført en undersøkelse av nivåene av PAH og tungmetaller i blåskjell i havnebassenget med ett års mellomrom (1995 og 1996). I tillegg ønsket bedriften å gjennomføre en undersøkelse av PAH-innholdet i bunnsedimenter i hele Sjørfjorden som kunne sammenlignes med tilsvarende undersøkelser gjort i 1984 og 1991. Undersøkelser av miljøgifter i sedimenter fra havnebassenget ble gjennomført i 1995 og er allerede rapportert.

Unni Efraimsen og Jens Skei stod for innsamlingen av sedimenter i 1996. Prøvene ble opparbeidet og analysert av henholdsvis Ketil Sjaastad, Anita Wahlqvist, Gro Prestbakmo og Lasse Berglind.

På grunn av høye nivåer av PAH i bunnsedimenter i havnebassenget var det også ønskelig å registrere eventuelle biologiske effekter (på cellulærnivå) i villfisk fanget i havnebassenget.

Fisk ble innsamlet i Odda, Tyssedal og Strandebarm av Lars Moe i august 1996. Frank Kjellberg og Ketil Hylland prøvetok fisken. Analyser for galle-metabolitter av pyren og benzo(a)pyren ble gjort av Åse Kristine Rogne og analyser av cytokrom P4501A aktivitet av Randi Gaarder og Terje Arntzen.

Oslo, 2 juni 1997

Jens Skei

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Innledning	6
3. Målsetting	6
4. Feltarbeid og metoder	7
4.1 Prøvetaking og analyse av cyanid	7
4.2 Prøvetaking og analyse av blåskjell	8
4.3 Prøvetaking og analyser - skrubbe	9
4.4 Prøvetaking og analyse av sedimenter	11
5. Resultater og diskusjon	13
5.1 Cyanid i resipienten	13
5.2 Blåskjell	15
5.2.1 Metaller	15
5.2.2 PAH	18
5.3 PAH-metabolitter i galle og cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i lever hos skrubbe	21
5.4 Sedimenter	23
6. Referanser	25
Vedlegg A. Blåskjellanalyser	27
Vedlegg B. Sedimentanalyser	31

1. Sammendrag

Som følge av reduksjoner i utslipp fra Odda Smelteverk høsten 1994 ble det gjort resipientundersøkelser i nærområdet til Odda både i 1995 og i 1996. Målet var å se om forurensningsnivået i blåskjell og sediment har endret seg sammenlignet med tidligere år. I tillegg var det ønskelig å gjøre nye målinger av cyanid i det utslippsnære området. I tillegg til målinger av konsentrasjoner i blåskjell, sediment og vann ble det gjort undersøkelse av effekter på fisk i havnebassenget som følge av forurensningsbelastningen.

Resultatene gir grunnlag for følgende konklusjoner :

- **Analyser av cyanid i vannprøver viste forhøyede konsentrasjoner i utslippsområdet. Nivåene avtar raskt og i overflaten ved utslippet ble det registrert nivåer under deteksjonsnivå (10 µg/l) som følge av fortykning og nedbrytning. På grunn av høyt metallinnhold i vann fra Sørfjorden antas en del av cyaniden og danne metallkomplekser som er mindre giftige enn fritt cyanid.**
- **Målinger av tungmetaller i blåskjell fra havnebassenget viser store overkonsentrasjoner av bly og kadmium. Sammenlignet med resultater fra 1995 var konsentrasjonene i 1996 jevnt over lavere.**
- **Nivåene av PAH i blåskjell var forhøyet i området Odda-Tyssedal med nivåer rundt 200 µg/kg våtvekt sum PAH, med en andel potensielt karsinogene forbindelser på > 40% i havnebassenget. På stasjonene nærmest utslippet var nivået av PAH noe lavere i 1996 enn i 1995.**
- **Metabolitter av pyren og benzo(a)pyren målt i galle hos skrubbe viste noe forhøyede nivåer i fisk fanget i havnebassenget. Det ble ikke påvist forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A i fisk fanget i havnebassenget, mens fisk fra Tyssedal viste høyere nivåer enn fisk fra referenslokaliteten (Strandebarm).**
- **Målinger av PAH i overflatesedimenter fra seks lokaliteter i Sørfjorden og en i Eidfjord viste forhøyede nivåer i hele området. Spesielt høye nivåer ble kun målt i området Tyssedal - Odda. Dette bekrefter tidligere målinger om at PAH i hovedsak sedimenterer innerst i Sørfjorden, trolig på grunn av binding til avfallskalk. Det er gått for kort tid etter iverksettelse av rensetiltak ved Odda Smelteverk til at dette kan fanges opp i sedimentanalysene.**

2. Innledning

Odda Smelteverk har brukt havnebassenget i Odda som resipient for avløpsvann siden bedriften tok i bruk sjøvannsscrubber for rensing av røkgassen i begynnelsen av 60-årene. Avløpsvannet kommer fra dicyfabrikken (utfelt kalsiumkarbonat) og fra smelteovnen (venturislam). Høsten 1994 ble det installert et renseanlegg for venturislammet som medførte en reduksjon i utslippene av PAH. Også utslippene av tungmetaller ble redusert fordi omtrent halvparten av tungmetallutslippet er knyttet til venturislammet.

Ved en utslippsreduksjon vil nivåene av forurensning i første rekke reduseres i vannmassen, deretter i organismer som er knyttet til vannmassen og på sikt i sedimentene avhengig av hvor raskt sedimentene avsettes. For å overvåke forventede forbedringer i resipienten er blåskjell valgt som indikatororganisme. Akkumulering av PAH og metaller i blåskjell vil gjenspeile utslippsendringer som påvirker kvaliteten på overflatevannet. Det bør påpekes at utslippet av avløpsvann fra Odda Smelteverk foregår på dypt vann i havnebassenget og at blåskjell i så måte ikke er ideell for å fange opp endringen. Imidlertid er det en viss opptrenging av avløpsvannet fordi det inneholder ferskvann.

Når det gjelder metaller er utslipp fra Norzink av større betydning, men ettersom det dreier seg om stort sett samme metaller vil det være vanskelig å skille mellom de ulike kildene. Ved å analysere innholdet av PAH og metaller i blåskjell to år på rad på lokaliteter i havnebassenget vil det være mulig å se på kortsiktige endringer i situasjonen som kan tenkes koblet til rensetiltakene i 1994.

Hvor raskt endringer opptrer i overflatesedimentene vil avhenge av hvor raskt sedimentene avsettes. I løpet av et år vil noen få millimeter sediment bygge seg opp og vi kan derfor ikke vente dramatiske endringer i sedimentene bare to år etter at tiltakene er gjennomført. Derfor ble det besluttet å utelate sedimentprøvetaking i havnebassenget i 1996 og heller konsentrere sedimentprøvetakingen i 1996 til stasjoner lenger ute i Sørfjorden for å kunne sammenligne med resultater fra 1984 og 1991.

I motsetning til blåskjell som vokser i overflaten, vil bunnfisk i større grad bli eksponert for PAH-utslippet og de forurensede sedimentene. En tidligere miljøtoksikologisk undersøkelse av PAH i torsk og skrubbe og effekten på cytokrom P450 systemet, har vist at PAH har virkninger på cellenivå (Beyer, 1996, Knutzen *et al.*, 1994). Disse undersøkelsene ble gjort på fisk i bur, mens undersøkelsen i 1996 ble gjort på villfisk.

På grunnlag av høye utslippstall for cyanid, etter bedriftens omlegging av cyanidanalysemetodikk, ble det bestemt å foreta nye målinger av cyanid i sjøresipienten.

Resultatene av undersøkelsene i havnebassenget på blåskjell, sedimenter og cyanid i 1995 er allerede rapportert (Moy, 1996).

3. Målsetting

Målet med undersøkelsen som ble utført i 1996 var følgende :

- Registrere eventuelle endringer i nivåer av tungmetaller og PAH i blåskjell i havnebassenget, i 1995 og 1996 sammenlignet med tidligere registreringer
- Registrere nivået av PAH i sedimenter i hele Sørfjorden sammenlignet med målinger gjort i 1984 og 1991
- Registrere eksponering og effekter av PAH på skrubbe
- Registrere nivået av cyanid i sjøresipienten

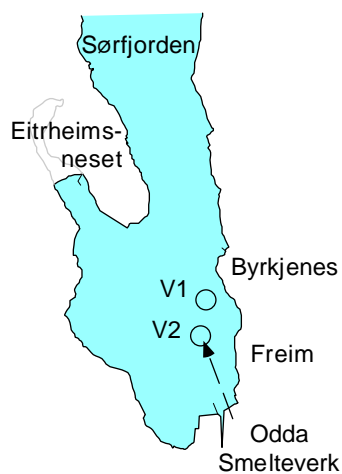
Hensikten er spesielt å se om reduserte utslipp av PAH fra Odda Smelteverk, som følge av installering av renseanlegg på venturislam, gjenspeiles i målingene i 1996.

4. Feltarbeid og metoder

4.1 Prøvetaking og analyse av cyanid

I produksjonen av dicyanamid dannes store mengder avfallskarbonat, CO_3^{2-} . Dette slemmes opp i ferskvann og ledes ut i Sørfjorden. Faststoffet som tilføres fjorden er en blanding av CaCO_3 , CaO , kalk- og koksstøv. Denne kalken inneholder både tungmetaller, nitrogen, PAH og cyanid. I tillegg kommer utslipp av purge (dvs. "bleed" fra dicy-produksjonen) som inneholder de samme forurensningene. Mengden avfalls-kalsiumkarbonat som dannes er ca. 4,5 tonn pr tonn produsert dicyanamid (Skei, 1990).

Grunnet endringer i analyserutiner for cyanid i avløpsvannet fra Odda Smelteverk, har utslippsmålingene økt fra tidligere beregnet ca. 2 tonn/år til ca. 57 tonn/år (1996), som er godt over utslippsgrense for cyanid (16 t/år). Nyere målinger (ASSAYERS) har vist at cyanidinnholdet i filtratet varierer fra 52 ppm til 190 ppm med gjennomsnittlig konsentrasjon lik 130 mg CN/l. Selv om tidligere resipientmålinger (Moy, 1996) ikke viste målbare konsentrasjoner av cyanid i overflatevannet i resipienten, ble det med bakgrunn i de nye tallene bestilt nye cyanidanalyser av vann fra sjøresipienten.



Figur 1. Prøvesteder for innsamling av vann til cyanidanalyser, 23.9.1996. Pil markerer utslippet.

6 vannprøver av sjøresipienten ble samlet inn den 23. sept. 1996 for cyanid-analyse. En av prøvene ble tatt i overflatelaget nord for utslippsbøya (V1, figur 1), mens 5 vannprøver ble tatt på hhv. 0, 10, 15, 18 og 21 m dyp rett over utslippspunktet (V2, figur 1). Utslippet var synlig i overflaten idet at små gassbobler strømmet opp til overflaten. Vannprøvene ble samlet inn fra M/S Risøy med en vannhenter. Prøvetakingsposisjonene er vist i tabell 1.

Tabell 1. Prøvesteder for innsamling av vann til cyanidanalyser, 23.9.1996.

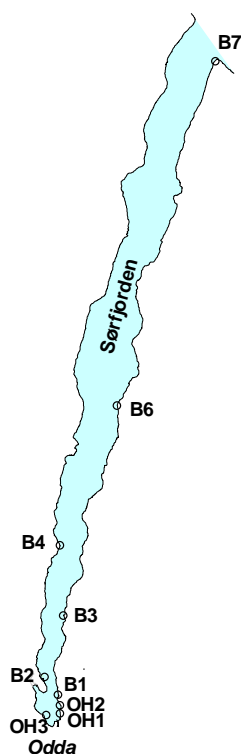
Stasjon	V1	V2
Posisjon	N 60° 04' 80' Ø 6° 32' 87'	N 60° 04' 93' Ø 6° 32' 92'
Maks vanddyb m	36	45
Utslippsdyb m		20
Prøvetakingsdyb m	0	0 10 15 18 21

Vannprøvene ble tappet rett på 1 l plastflasker og umiddelbart konserverte med tilsetning av 5 ml natriumhydroksyd og 5 ml tinnkloridløsning i henhold til akkreditert metode for cyanidbestemmelse. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig og ble analysert innen en måned. De tilsatte tinn-ionene forhindrer oksydasjon av cyanidene. I laboratoriet kokes prøvene i nærvær av kobber-ioner (destillasjon). Frigjort HCN føres med luftstrømmen til en absorpsjonskolbe som inneholder natriumhydroksidløsning og cyanid måles direkte med en ioneselektiv elektrode. Alle målinger foretas i 0,2 - 0,4 mol/l NaOH med lik temperatur i prøver og kalibreringsløsninger. Analysekvaliteten

kontrolleres mot std.løsninger og resultatet skal ligge innenfor $\pm 10\%$. Nedre grense for kvalitetssikret resultat er satt til $10\ \mu\text{g/l}$.

4.2 Prøvetaking og analyse av blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) ble samlet inn 23. september 1996 fra stasjonene OH1, OH2 og OH3 (Odda havn) og den 18. oktober 1996 fra stasjonene B1 Byrkjenes, B2 Eitrheimsnes, B3 Tyssedal, B4 Digranes, B6 Kvalnes og B6 Krossanes (figur 2, tabell 2). Blåskjellene er analysert for både polyklorerte aromatiske hydrokarboner (PAH) og for metallene kadmium (Cd), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), bly (Pb) og sink (Zn) etter akkrediterte metoder. På hver stasjon ble det samlet inn 50 skjell i størrelsesorden 3-5 cm til en blandprøve pr. stasjon. Skjellstørrelsen er vist i tabell 5 i vedlegg Vedlegg A. Skjellene ble frosset ned med en gang uten forutgående tømning av tarmen. I laboratoriet ble skjellene tint, lengdemålt, åpnet og innmaten tatt ut. Blandprøvene ble veiet og deretter homogenisert.



Figur 2. Prøvesteder for innsamling av blåskjell.

Tabell 2. Innsamlingssteder for blåskjell med stasjonsbeskrivelse og ca. avstand fra Odde (km)

Stasjon	Beskrivelse	km
OH1	Odda havn, østre side. På fjell ved Freim.	0,5
OH2	Odda havn, østre side. På fjell 5 m nord for gammelt naust med skinner ned i vannet, omtrent på høyde med markeringsbøye for utslippet.	1
OH3	Odda havn, vestre side. På fjellpynt ved Kalvanes.	0,5
B1	Byrkjenes. Ved naust på pynt i sydenden av bukta.	2
B2	Eitrheimsneset. På kommunal betong-pelebrygge.	3
B3	Tyssedal. Ved kraftstasjon.	6
B4	Digranes. Ved trebrygge rett syd for neset.	10
B6	Kvalnes. Syd for Kvalnes ved gammelt naust ut for frukthage.	18
B7	Krossanes. Ystaneset ved 3 naust.	37

For metallanalysene ble en innveiet subprøve av homogenisatet oppløst med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Bestemmelsen ble utført på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens kadmium, kobber og bly bestemmes ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) (NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988). Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle. Deteksjonsgrensene er henholdsvis 0,02, 0,1, 2,0 mg/kg våtvekt for kadmium/kvikksølv, kobber/bly og sink. Standardavviket ved analyse av paralleller er $< 2\%$ for sink og $< 5-10\%$ for de øvrige. Analyse kvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale.

For analyse av PAH i blåskjellene benyttes en modifisert utgave av Grimmer og Bøhnkes metode (Grimmer og Bøhnke, 1975). En innveiet subprøve av homogenisatet tilsettes indre standarder og

prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med syklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne. PAH analyseres på gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjonsdetektor (GC/FID) og masseselektiv detektor (MSD). Identifisering skjer ut fra retensjonstider og signifikante ioner, og kvantifiseringen blir utført v.h.a. de indre standardene.

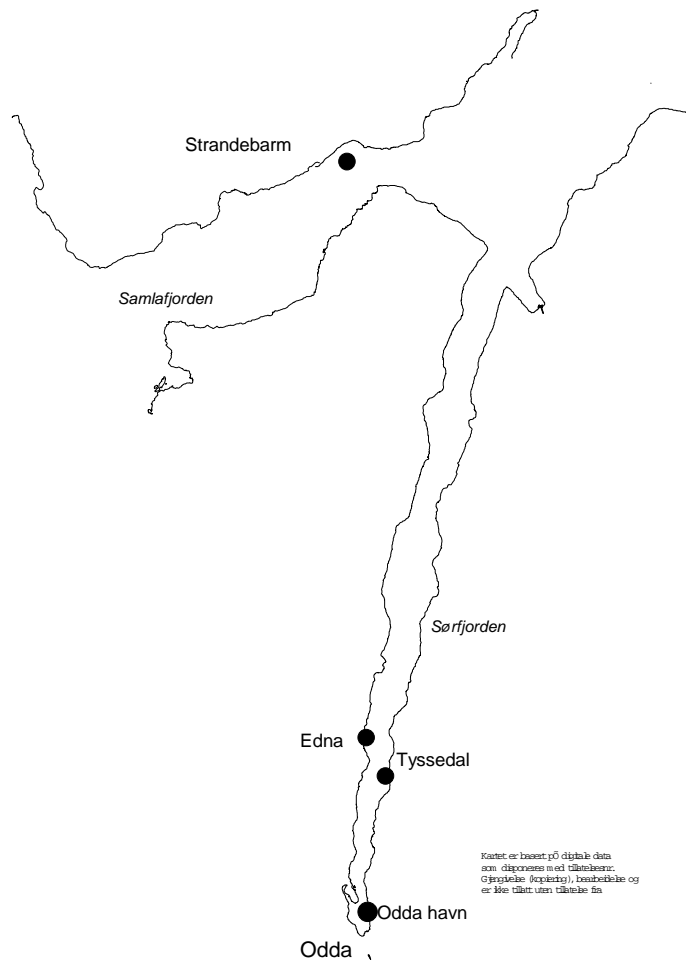
4.3 Prøvetaking og analyser - skrubbe

Skrubbe ble innsamlet i Odda, ved Tyssedal, Edna og Strandebarm i perioden 11-21. august 1996 (**Tabell 3, Figur 3**). Fordi fisken må prøvetas umiddelbart etter avlaving ble fisken holdt i mær eller kasser i nærheten av Tyssedal i inntil 10 dager.

Tabell 3. Skrubbe innsamlet til undersøkelser av PAH-metabolitter og aktivitet av cytokrom P4501A.

stasjon	innsamlingsmetode	dato innsamlet	dyp innsamlet	tid i mær/kasse
Odda havnebasseng	ruse	12.8.96	5-10 m	7 d
Tyssedal	ruse og garn	11.8.96	5-15 m	10 d
Edna	ruse	18-21.8.96	5-10 m	12 t
Strandebarm	ruse	14-17.8.96	5-10 m	3 d

Skrubbene ble avlivet med et slag på hodet. Lengde og vekt ble registrert. Det ble tatt prøver av galle og lever. Galleprøvene ble frosset ved -20°C, mens leverprøvene ble frosset i flytende nitrogen. Fluorescerende metabolitter av benzo(a)pyren og pyren i galle ble kvantifisert som beskrevet av Krahn *et al.* (1986) og Ariese *et al.* (1993) med forandringer som beskrevet i Beyer *et al.* (1996). Fluorescens i hver prøve ble standardisert i forhold til biliverdin, som ble bestemt ved absorpsjon ved 650 nm med vertebrat biliverdin som standard. Leverprøver ble homogenisert i 0.1 M Na-fosfat buffer, pH 7.4, med 0.15 M KCl, 1 mM EDTA og 1 mM DTT, med en Potter-Elvehjem teflon-glass homogenisator. Mikrosomer ble framstilt ved en to-steps sentrifugering som beskrevet i Goksøyr & Förilin (1992) og resuspendert i 0.1 M Na-fosfat buffer, pH 7.4, med 20% glycerol. Cytokrom P4501A ble bestemt som 7-ethoxyresorufin *O*-deethylase (EROD) aktivitet, som ble målt i den mikrosomale fraksjonen med resorufin som intern standard. Mengden resorufin (produkt i reaksjonen) ble kvantifisert fluorometrisk etter separasjon fra etoksyresorufin (substrat) med RP-HPLC. EROD ble bestemt ved 20°C og pH 7.4. Mikrosomalt protein ble kvantifisert ifølge Bradford (1976) med bovint serum albumin som standard.



Figur 3. Stasjoner der skrubbe ble innsamlet.

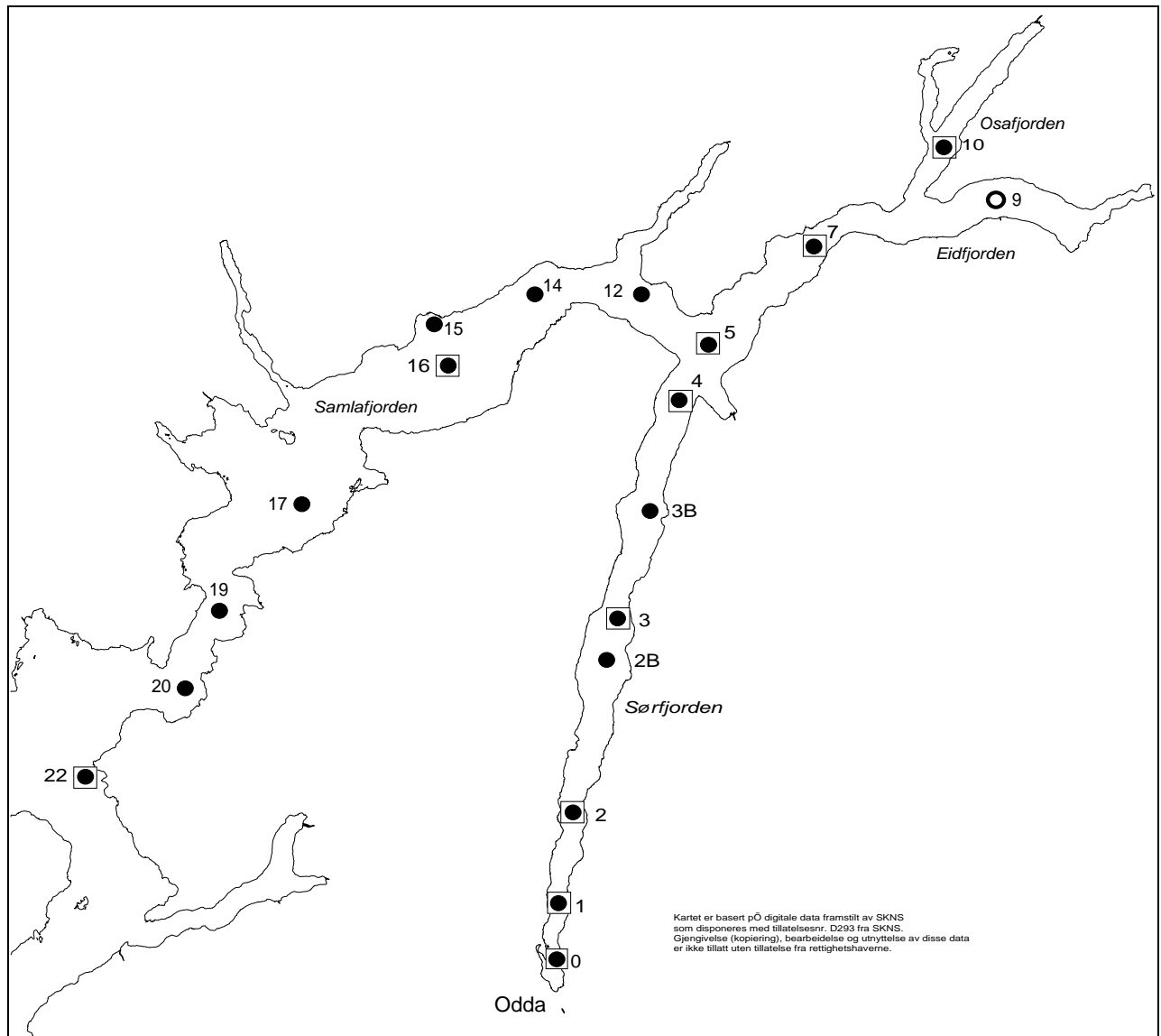
4.4 Prøvetaking og analyse av sedimenter

Innsamling av sedimentprøver ble gjennomført i perioden 20 til 24 mai 1996. Toktfartøy var M/S "Risøy" (skipper : Aksel Naustvik). Prøvene ble tatt med gravity corer (Niemstø, 1974) og snittet umiddelbart etter at prøvene kom på dekk. Det ble i utgangspunktet forsøkt å ta tre kjerner pr.stasjon hvorefter det ble laget blandprøver. På noen stasjoner ble det kun tatt to parallelle kjerner på grunn av problemer med prøvetakingsutstyret og tidkrevende prøvetakingen på grunn av svært store vanddyp.

Prøvene ble tatt på glødede glass og frosset umiddelbart.

Oversiktskart som viser stasjonsplassering er gitt i figur 4 og beskrivelse av stasjonene i

tabell 4.



Figur 4. Plassering av sedimentstasjoner mai 1996. PAH-analyser er gjort på sedimentprøver fra stasjonene 0, 1, 2, 2B, 3 og 4 i Sørkjolen og 7 i Eidfjorden.

Tabell 4. Stasjonsopplysninger.

Stasjon	Stasjonskode (NIVAs database)	Dato 1996	Nord	Øst	Dyp (m)
0	SOO	24. mai	60° 05,26	6° 32,73	48
1	SO1	24. mai	60° 07,04	6° 32,80	118
2	SO2	24. mai	60° 09,98	6° 33,70	303
2B	SO2B	24. mai	60° 14,80	6° 35,70	380
3	SO3	23. mai	60° 16,15	6° 36,36	386
4	SO4	23. mai	60° 23,15	6° 40,08	302
7	SO7	22. mai	60° 28,09	6° 48,14	517

Sedimentenes **vanninnhold** ble bestemt etter frysetørking av sedimentene til konstant vekt. Vanninnholdet er uttrykt i vektprosent.

Sedimentenes **kornstørrelse** (dvs. fraksjon finere enn sand) ble bestemt etter våtsikting av en delprøve gjennom 63 µm sikt av rustfritt stål. På denne måten ble sedimentets innhold av silt og leire bestemt og man får dermed et innblikk om sedimentet er avsatt i et område med mye erosjon (sterk strøm) eller hovedsaklig sedimentasjon (lite strøm). Kornstørrelse er viktig ved tolkning av miljøgiftdata.

Sedimentenes innhold av **total organisk karbon og total nitrogen** ble bestemt på tørket og syrebehandlet prøve, katalytisk oppvarmet til 1800 °C. Karbondioksid og nitrogengass ble deretter kvantifisert ved hjelp av gasskromatografi. Organisk materiale er en viktig komponent i sedimenter fordi miljøgifter ofte er knyttet til denne komponenten.

Frysetørket materiale ble tilsatt deutererte PAH som indre standarder og Soxhletekstrahert med diklormetan. Ekstraktet ble rensert som beskrevet av Grimmer og Bønke (1975) ved partisjonering med DMF:vann. Deretter ble det foretatt en ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Ved høyt svovelinnhold ble dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi (GPC). Masseselektiv detektor (MSD) ble benyttet.

Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner (SIM). Kvantifisering ble utført v.h.a.de indre standardene.

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

5. Resultater og diskusjon

5.1 Cyanid i resipienten

Tabell 5. Totalcyanid målt i sjøresipienten utenfor Odda Smelteverks utslipp. Jfr. figur 1 og tabell 1 for stasjonsplassering.

Stasjon	Prøve dyp m	Cyanid µg/l
V1	0	< 10
V2	0	< 10
	10	13
	15	23
	18	28
	21	10

Resultatet av totalcyanidanalysene i vannprøver fra sjøresipienten utenfor Odda Smelteverks utslipp er vist i tabell 5. I overflaten ble det ikke påvist konsentrasjoner av cyanid for noen av stasjonene (konsentrasjoner ned mot blankprøve). I "plumen" ut fra utslippsledningen ble det funnet økende konsentrasjoner av cyanid med 28 µg tot-CN/l som høyeste målte verdi ved 18 m dyp. Utslipet ligger på ca. 20 m dyp og på 21 m ble det ikke målt mer enn 10 µg tot-CN/l. Prøver av bunnsedimentet i 1995 (Moy, 1996) viste konsentrasjoner under grenseverdien (10 µg/l). Ut fra disse målingene synes cyanidkonsentra-

sjonene å være lave og å avta raskt i resipienten. Utslipet fra Odda Smelteverk ansees på dette grunnlag ikke å medføre noen stor belastning på resipienten.

Forbindelser som inneholder cyanid (CN) er brukt og dannes i mange industrielle prosesser og finnes i mange typer av utslipp. Giftighet og miljøeffekter av cyanider er bl.a. omtalt i Berglind og Knutzen (1974) og U.S. EPA. (1985).

Cyanid forekommer i vann som blåsyre (HCN), cyanid ion (CN⁻), metalloxyanid komplekser og bundet i organiske forbindelser. Cyanidionet danner lett kompleksforbindelser med metaller, men kan lett bli utkonkurrert av sulfid, om anoksiske forhold eksisterer. Flere av metalloxyanidene vil være tungt løslig.

Giftigheten er primært bestemt av mengden *fritt* cyanid. Fritt cyanid er definert som summen av HCN og CN⁻. Den relative konsentrasjonen av disse to former er hovedsakelig bestemt av pH og temperatur. Blåsyre HCN dissosierer i vann etter likningen:



Ved pH for naturlig sjøvann vil likevekten være forskjøvet mot venstre, slik at fritt cyanid vil foreligge i den udisosierte formen HCN. Dette er den formen som i første rekke er giftig for akvatiske organismer. Toksisiteten av cyanid er vist å øke ved reduksjon i oksygenkonsentrasjon og ved økning i temperatur. HCN i vandig løsning er en svært svak, flyktig syre som kan frigjøres fra vannfasen til atmosfæren. Under nøytrale og sure forhold er fritt cyanid bare svakt ionisert og dannelse av og frigjøring av HCN er favorisert. Under alkaliske forhold er fritt cyanid fullstendig ionisert og danner stabile metallkomplekser. *Total* cyanid er summen av fritt cyanid og komplekse cyanidforbindelser.

Giftigheten overfor akvatiske organismer av de fleste enkle cyanidforbindelser og metalloxyanidkompleksene skyldes hovedsakelig HCN (blåsyre) dannet ved dissosiasjon, fotolyse og hydrolyse, selv om CN⁻ sannsynligvis også er giftig. CN⁻ er vist å fungere som en ikke-spesifikk enzym-inhibitor som gir kraftig giftvirkning ved hemming av cytokrom-oksydase og derved blokkere opptak av oksygen i levende vev.

Frigjøring av cyanid ved fotolyse av komplekse forbindelser kan være av betydning i relativt klart resipientvann (og i overflatelaget) og må vurderes når utslipp av total cyanider er høyt (i forhold til fritt cyanid).

Metalloxyanidkompleksene har et vidt stabilitetsområde. Sink- (Zn), bly- (Pb) og kadmium- (Cd) cyanid komplekser dissosierer lett, mens kobber- (Cu) og nikkel- (Ni) cyanidanioner er pH avhengige. Cyanidkomplekser med jern (Fe, cyanoferrater) og kobolt (Co, hexacyanocobaltater), sammen med

thiocyanater ($[CNS^-]$) er sterke komplekser som dissosierer lite. Cyanoferrater blir imidlertid fotolysert av naturlig lys.

I sjøvann med høyt tungmetallinnhold vil cyanid lett danne komplekser med metallene. De fleste metalloxyanidkomplekser er lite giftige, slik at kompleksdannelse med metaller gir mindre giftige forbindelser. Cyanidkompleks med f.eks. kobber (Cu) ansees som mindre giftig, og sterke cyanidkomplekser med kobolt (Co) og jern (Fe) betraktes for å være praktisk talt ikke-giftige. Imidlertid skal en være klar over at svake komplekser med metaller som Zn, Pb, og Cd likevel vil være svært giftige.

Det er kjent at selv milde oksydasjonsmidler kan oksydere cyanid til det mindre giftige cyanat (OCN^-). Oksydasjon går hurtigst ved $pH > 9$. Cyanat kan ved hydrolyse (fortrinnsvis i sur løsning) gå til karbondioksyd (CO_2) og ammoniakk (NH_4^+).

Omdanning/nedbrytning av cyanid ved spalting av C og N, kan forekomme i naturen. Spesielt i forbindelse med utvikling av renseprosesser er det funnet spesielle bakterier som kan omsette cyanid, dvs. bruke cyanid som karbon- (C) og nitrogenkilde (N). I hvilken grad dette skjer i sjøvann er ukjent, men ikke usannsynlig.

Såvidt oss bekjent har ingen studier vist bioakkumulering av cyanid i næringskjeden. Cyanider kan tas opp av akvatiske organismer, men bioakkumulering vil være vanskelig å påvise siden det metaboliseres raskt.

Vannkvalitetskriterier for cyanid er gitt for fritt cyanid, fordi fritt cyanid er en mer pålitelig indeks for toksisitet for akvatiske organismer enn mål for total-cyanid, og fordi total-cyanid kan inkludere nitriler (organiske cyanider) og relativt stabile metalloxyanidkomplekser som er lite giftige.

Når bare et fåtall målinger skal gjøres i et utslipp eller i en resipient, er måling av både fritt cyanid (ved lavest forkommende pH) og total cyanid å anbefale. I våre analyser ble det i første omgang valgt å analysere på total-cyanid for deretter å analysere på fritt cyanid om total-cyanidkonsentrasjonene hadde vært høye.

Det finnes ingen kriterier for utslipp av cyanider til sjøvann i Norge. I USA har U.S.Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1985) gitt forslag til vannkvalitetskriterier for cyanid. Verdiene er beregnet og er basert på å skulle verne 95% av akvatiske organismer. Disse foreslår følgende grenseverdier for fritt cyanid i saltvann:

- Final Acute Value = **2,0 $\mu g/l$** , som ikke skal overskrides mer enn en gang hvert 3. år.
- Final Chronic Value = Criterion Maximum Concentration = **1,0 $\mu g/l$** beregnet som gjennomsnittsverdi over 4 dager som ikke skal overskrides mer enn 1 gang hvert 3. år.

For ferskvann er følgende EPA-kriterier foreslått:

- Final Acute Value = 44,7 $\mu g/l$ (basert på redusert artsgjennomsnitt for å beskytte regnbuørret)
- Final Chronic Value = 5,2 $\mu g/L$.

Relativt få saltvannsorganismer er blitt undersøkt med hensyn til følsomhet overfor cyanid. Toksitetstester viser store toleranseforskjeller mellom arter og for ulike livsstadier. Akutt toksisitet for saltvannsorganismer er funnet å variere fra 4,2 $\mu g/l$ til over 10 000 $\mu g/l$. LC50 verdier for små krepsdyr er rapportert i intervallet 30 $\mu g/l$ til 1 200 $\mu g/l$. For laks er LC50 funnet ved 20 - 75 $\mu g/l$ (24 t test-varighet). Rødalgen *Champia parvula* viste cyanidforgiftning ved 11 - 25 $\mu g/l$, mens to grønnalgearter viste effekter først ved 3 000 og 30 000 $\mu g/l$. Det vises ellers til tabeller for nedre skadegrenser for fritt cyanid gjengitt i Berglund og Knutzen (1974) og i U.S. EPA. (1985).

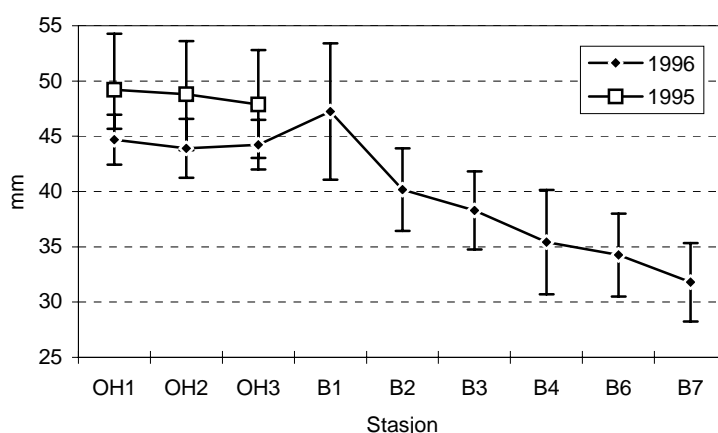
De fleste arter synes å ha en grense for kronisk giftighet høyere enn 10 $\mu g/l$. Det har tidligere vært foreslått å sette skadegrensen for cyanid til 10 $\mu g/l$.

Da cyanidets tilstandsform er avgjørende for akutt giftighet og giftighet på lang sikt, er det forståelig at grensesetting for og vurdering av effekter av cyanidutslipp ikke er like frem. Resultatet av vannanalysene viser en svak belastning med en rask fortykning/nedbrytning av cyanid i sjøresipienten. Selv

om konklusjonen bygger på et fåtall prøver, indikerer resultatet at utslippet har liten biologisk betydning, med unntak for et lite vannvolum nær utslippet.

5.2 Blåskjell

95 % av alle skjellene som ble samlet inn lå innenfor det fastsatte intervallet 3-5 cm skall-lengde. Enkelte stasjoner hadde "slengere" mindre enn 3 cm eller over 6 cm (jfr. tabell 5 i vedlegg Vedlegg A.). Gjennomsnittlig skall-lengde (figur 5) og vekt av skall og bløtdeler avtok nordover i Sørfjorden (skjellene på st. B7 var signifikant mindre enn på st. B1). Om blåskjellene vokser med samme hastighet betyr det at skjellene samlet inn fra de indre stasjoner er eldre enn de fra de ytre. Størrelsesfordelingen gjenspeiler trolig størrelsessammensetningen på stasjonene. Forskjellen i størrelse vil trolig ikke ha signifikant innvirkning på tolkningen av analyseresultatene.

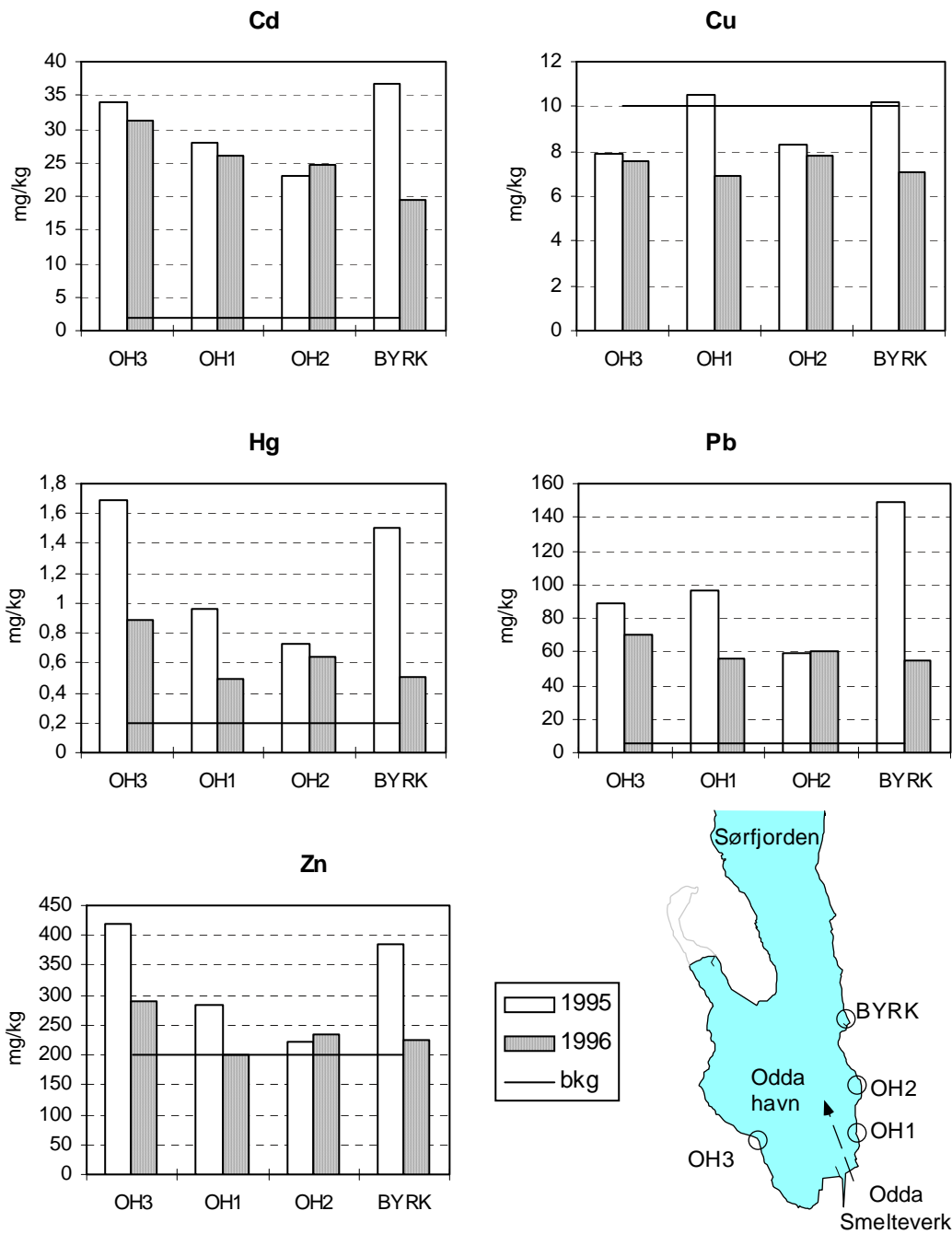


Figur 5. Gjennomsnittlig skall-lengde av blåskjell innsamlet til analyse. Vertikale linjer viser std. avvik.

5.2.1 Metaller

Analyseresultatene av metaller i blåskjell fra Odda havn og Byrkjeneset i 1996, er vist i figur 6 og i tabell 6. (Analyseresultater gitt i våtvekt er vist i tabell 6, vedlegg Vedlegg A. .)

I tabell 7 er konsentrasjonsnivåene i blåskjell fra Odda havn sammenliknet med et antatt høyt diffust bakgrunnsnivå (Knutzen *et al.*, 1993 og Knutzen og Green, 1995). Sammenlikningen viser store overkonsentrasjoner, spesielt av kadmium og bly. I henhold til SFTs klassifiseringssystem gir dette tilstandsklasse "III - nokså dårlig" for kvikksølv og klasse "IV - dårlig" for kadmium og bly. Blåskjellene klassifiseres som markert til sterkt forurenset. Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av kobber i blåskjellene.



Figur 6. Tungmetaller i blåskjell fra Odda havn, 1995 og 1996. Cd=kadmium, Cu=kobber, Hg=kvikksølv, Pb=bly, Zn=sink, bkg=høyt bakgrunnsnivå. Stasjonslokalisering er vist på kartskisse og pil markerer utslippspunktet fra Odda Smelteverk.

Tabell 6. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Odda havn og Byrkjenes, Sjørfjorden, 1996. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg tørrvekt. (Stasjonen Byrkjenes er analysert under Statlig overvåkingsprogram.)

Stasjon	Dato	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Tørrstoff %
OH1	23.9.96	26,0	6,93	0,49	55,6	199	16,3
OH2	23.9.96	24,7	7,82	0,64	60,0	235	15,1
OH3	23.9.96	31,2	7,54	0,89	69,9	289	17,6
Byrkjenes	18.10.96	19,4	7,04	0,51	54,7	226	16,4

Tabell 7. Overkonsentrasjoner av metaller i blåskjell fra Odda havn, Sjørfjorden, 23.9.96. Antatt høyt diffust bakgrunnsnivå er etter Knutzen og Green, 1995. Tilstandsklasse og forurensningsgrad er i henhold til SFTs klassifiseringssystem, Knutzen *et al.*, 1993.

Metall	Høy bakgrunn mg/kg tørrvekt	Antall ganger over bakgrunn	Tilstandsklasse	Klassegrenser mg/kg tørrvekt	Vurdering av forurensningsgrad
Cd, kadmium	2	12 - 16	IV Dårlig	20 - 40	sterkt forurenset
Cu, kobber	10	< 1	I God	< 10	lite forurenset
Hg, kvikksølv	0,2	2 - 5	III Nokså dårlig	0,5 - 1,5	markert forurenset
Pb, bly	4	11 - 14	IV Dårlig	50 - 100	sterkt forurenset
Zn, sink	200	1 - <2	II Mindre god	200 - 400	moderat forurenset

Sammenliknet med 1995 (Moy, 1996) var metallinnholdet i blåskjell i 1996 jevnt over lavere for alle metaller og stasjoner, med unntak for Cd, Pb og Zn på stasjonen OH2 (figur 6). Forsøk har vist rask akkumulering og relativt langsom utskillelse av metaller fra blåskjell (Moy og Knutzen, 1996), men vannanalyser viser store svigninger i vannets metallinnhold (Skei og Moy, 1996). På grunnlag av dette og de store årlige variasjoner som er funnet for metaller i blåskjell fra Sjørfjorden (Knutzen *et al.*, 1996), er det ikke mulig å vurdere i hvilken grad 1996-resultatene reflekterer en forbedring i vannkvaliteten. Vurdering av skjellenes forurensningsgrad er ikke endret fra 1995 til 1996. Metallkonsentrasjonene i blåskjellene var jevnt over høyere på stasjon OH3 på fjordens vestsida enn på de tre stasjonene på fjordens østsida.

5.2.2 PAH

Rapporterte nivåer av PAH i blåskjell fra Odda havneområdet i 1995 (Moy, 1996), ble ved en utregningsfeil oppgitt å være tilnærmet en størrelsesorden for lave. De riktige verdiene for 1995 er derfor gjengitt i tabell 7 i vedlegg Vedlegg A. sammen med 1996 resultatene. En oppsummert sammenstilling av PAH i blåskjell i 1995 og 1996 er vist i **tabell 8 og figur 7**.

En vurdering av tilstanden basert på SFTs klassifiseringssystem for organiske miljøgifter i organismer (Rygg og Thélin, 1993) (tabell 9) gir tilstandsklasse II "mindre god" m.h.t. både PAH og B[a]P for blåskjell i Odda havneområde (stasjonene OH1-3) og helt ut til og med Tyssedal (stasjonene B1, B2 og B3) ca 6 km fra Odda.

For øvrige stasjoner i Sørfjorden (stasjonene B4, B6 og B7) var nivåene av både PAH og B[a]P i blåskjell lavere enn grenseverdien for klasse I og tilstanden klassifiseres som "god".

I 1995 var PAH innholdet i blåskjellene fra stasjonene OH1 og OH2 i havneområdet høyere enn i 1996 (figur 7) og tilstanden i 1995 klassifiseres til "nokså dårlig" (klasse III) m.h.t. B[a]P.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en stor gruppe stoffer karakterisert ved ringformede molekyler bygget opp av karbon og hydrogen. Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler med fra tre ringer og oppover, men imidlertid regnes ofte naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH (derimot ikke monosykliske). Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for ufullstendig forbrenning av organisk materiale. Til vann kommer PAH via direkte atmosfærisk nedfall, ved avrenning fra land, oljespill, med kloakkutslipp og industrielt spillvann. Gassvaskeravløp fra smelteverk er en særlig viktig kilde for lokale resipienter.

Muslinger (blåskjell) regnes for å være den mest anvendelige gruppen av PAH-indikatorer, dels fordi de er fastsittende, langlivede (flere år), har en vid utbredelse og fordi de akkumulerer PAH til høye konsentrasjoner. Opptak av PAH i muslinger skjer raskt, mens utskillelse skjer langsomt p.g.a. lite utviklet enzymapparat gir muslingene liten evne til å metabolisere (bryte ned) PAH. Halveringstiden (tid til 50% reduksjon) varierer fra ca. 1 dag for naftalener (2 ringer) til ca. 20 dager for benzo[a]pyren (5 ringer).

Totalinnholdet av PAH i bare diffust belastede blåskjell ligger trolig under 50 µg/kg våtvekt og kanskje under 10 µg/kg for de minst berørte deler av kysten (Knutzen og Næs, 1994). Øvre grense for antatt høyt diffust bakgrunnsnivå for sum PAH i blåskjell, er satt til 100 µg/kg friskvekt musling (SFTs klassifiseringssystem for organiske miljøgifter i organismer, Rygg og Thélin, 1993). Sum PAH var hhv. 62, 58 og 22 µg/kg våtvekt for Digranes (B4), Kvalnes (B6) og Krossanes (B7).

Generelt sett øker giftigheten med økende molekylvekt, og B[a]P (benzo[a]pyren) er blant de giftigste forbindelsene innen PAH-gruppen. Metylsubstituering synes også å øke giftigheten (Neff, 1985). Skader fra PAH kan i hovedsak tilbakeføres på to biokjemiske mekanismer (Neff, 1985):

- Reaksjon med, eller ved tilknytning til, fettstoffer i cellemembraner eller andre fettrike bestanddeler. Dette innebærer at disses oppbygning og funksjon forstyrres. Mange enzymesystemer er knyttet til membranstrukturer og følgelig kan cellenes stoffomsetning forstyrres eller ødelegges.
- Reaksjoner med makromolekyler som nukleinsyrer (DNA, RNA) og proteiner. Det er de mer vannløslige, elektronegative og reaktive stoffskifteproduktene, som i første rekke reagerer med arvestoff og proteiner. Endring av arvestoffet (mutagenese) kan i sin tur forårsake kreft (cancerogenese).

IARC (1987) regner 11 PAH-forbindelser som enten sannsynlige eller mulige kreftfremkallende overfor mennesker (KPAH). Andelen KPAH utgjør vanligvis 20 - 40 % av totalt PAH, mens B[a]P vanligvis utgjør mindre enn 5 %.

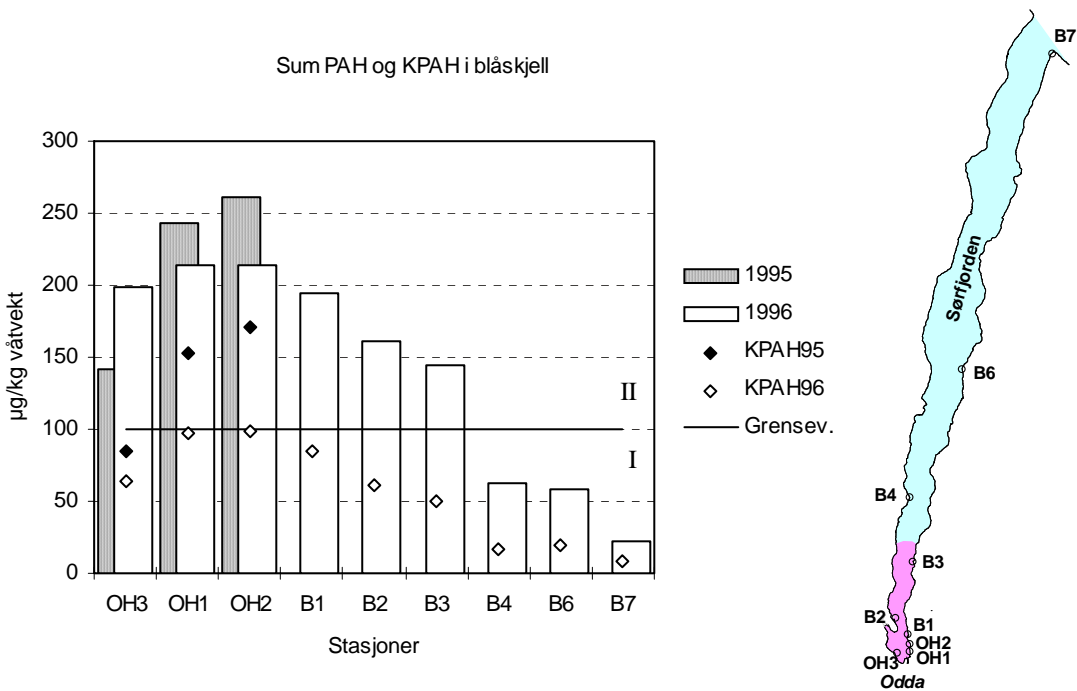
Det ble ikke påvist nevneverdige konsentrasjoner av disykliske- eller metylerte PAH'er i blåskjell fra Sørfjorden i 1995 eller 1996 (med unntak av enkelte observasjoner var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen = 0,5 µg/kg våtvekt). Andel potensielt karsinogent PAH i blåskjell var høyt på

Tabell 8. Sum PAH, sum og % karsinogent PAH (KPAH), Benzo[a]pyren og tørrstoff i blåskjell fra Sør fjorden i 1995 og 1996. Konsentrasjoner er gitt i µg/kg våtvekt og (tørrvekt). Analyseresultatene er gitt i tabell 7 i vedlegg Vedlegg A. .

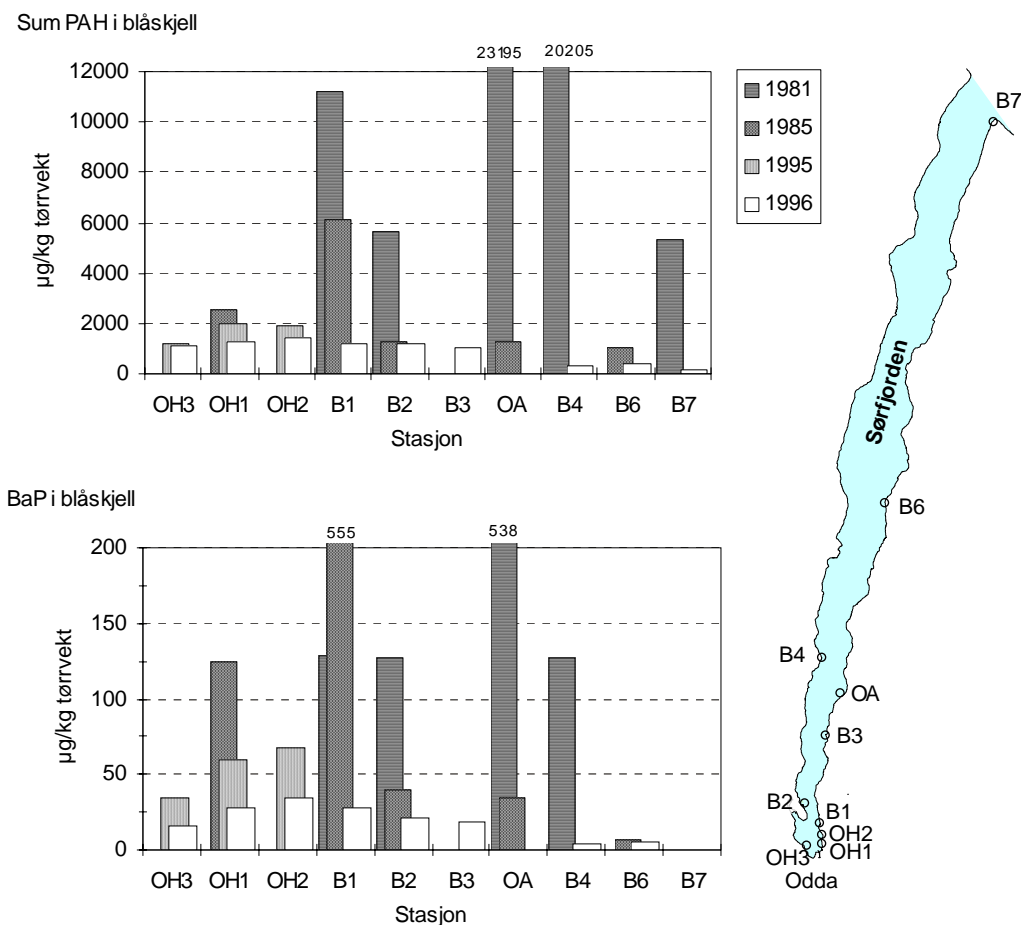
Stasjon	Dato	Sum PAH	Sum KPAH	% KPAH	B[a]P	Tørrstoff %
OH1	16.9.1995	243,6 (1996)	153,0 (1254)	62,8	7,2 (59,0)	12,2
	23.9.1996	213,6 (1310)	97,1 (596)	45,5	4,6 (28,2)	16,3
OH2	16.9.1995	261,2 (1893)	171,2 (1241)	66,5	9,3 (67,4)	13,8
	23.9.1996	213,8 (1416)	98,6 (653)	46,1	5,2 (34,4)	15,1
OH3	16.9.1995	141,0 (1165)	85,4 (706)	62,2	4,1 (33,9)	12,1
	23.9.1996	198,1 (1126)	63,8 (363)	32,2	2,8 (15,9)	17,6
B1	18.10.1996	194,2 (1184)	84,8 (517)	43,7	4,6 (28,0)	16,4
B2	18.10.1996	160,7 (1156)	60,5 (435)	37,6	3,0 (21,6)	13,9
B3	18.10.1996	144,7 (1026)	49,6 (352)	34,3	2,7 (19,2)	14,1
B4	18.10.1996	62,5 (317)	17,0 (86)	27,2	0,8 (4,1)	19,7
B6	18.10.1996	58,3 (364)	19,5 (122)	33,4	0,8 (5,0)	16,0
B7	18.10.1996	22,3 (146)	7,9 (52)	35,4	< 0,5 (< 3,3)	15,3

Tabell 9. Tilstandsklasser basert på Sum PAH og benzo[a]pyren i blåskjell, med grenseverdier i µg/kg våtvekt. Etter SFTs klassifiseringssystem (Rygg og Thélin, 1993).

Parameter	I God	II Mindre god	III Nokså dårlig	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sum PAH	< 100	100 - 300	300 - 2000	2000 - 5000	> 5000
B[a]P	< 1	1 - 5	5 - 25	25 - 50	> 50



Figur 7. Sum PAH (søyler) og andel karsinogent PAH (punkt) målt i blåskjell fra stasjonene OH1, OH2 og OH3 i 1995 (Odda havn) og i blåskjell fra alle overvåkingsstasjonene i Sør fjorden i 1996 (B1-7) (µg/kg våtvekt). Linje angir grenseverdi for tilstandsklasse I “god” (<100) og II “mindre god” (100-300) for PAH i blåskjell.



Figur 8. Sum PAH og B[a]P i blåskjell fra Sør fjorden i 1981, 1985, 1995 og 1996. (eldre data er gitt i tabell 8 i vedlegg Vedlegg A.).

stasjonene i Odda havn (> 40 %), mens B[a]P utgjorde rundt 2 % av sumPAH (3 % i 1995). Størst bidrag til KPAH kom fra benzo[a]antracen (50 - 80 % av KPAH), dernest fra benzo[a]fluoranten (20 - 30 % av KPAH) (tabell 7 i vedlegg Vedlegg A.).

PAH i blåskjell fra Sør fjorden er tidligere undersøkt i 1981 (Knutzen, 1983) og i 1985 (Kvalvågnes *et al.*, 1986). En sammenlikning med disse resultatene er vist i figur 8. De eldre undersøkelsene viste høye konsentrasjoner av både sum PAH og B[a]P ved Byrkjeneset (B1) og på stasjonene like nord for Tyssedal (OA og B4), med noe lavere konsentrasjoner på mellomliggende stasjon B2. De høye konsentrasjonene utenfor Tyssedal i 1981 skyldtes utslipp fra tidligere aluminiumsindustri i Tyssedal. Av figuren framgår det at miljøgiftkonsentrasjonen i blåskjellene i dag er sterkt redusert, 2 til 4 ganger for hhv. PAH og B[a]P ved Freim (OH1, innenfor dagens utslippspunkt) og 10 til 20 ganger ved Byrkjeneset (B1, like utenfor utslippet).

Med hensyn til PAH, synes utslippet fra Odda Smelteverk å ha begrenset forurensningseffekt på livet i overflatelaget i Sør fjorden. Blåskjellene er kun moderat forurenset av PAH i nærområdet fra Odda havn og ut til og med Tyssedal (B3, figur 7).

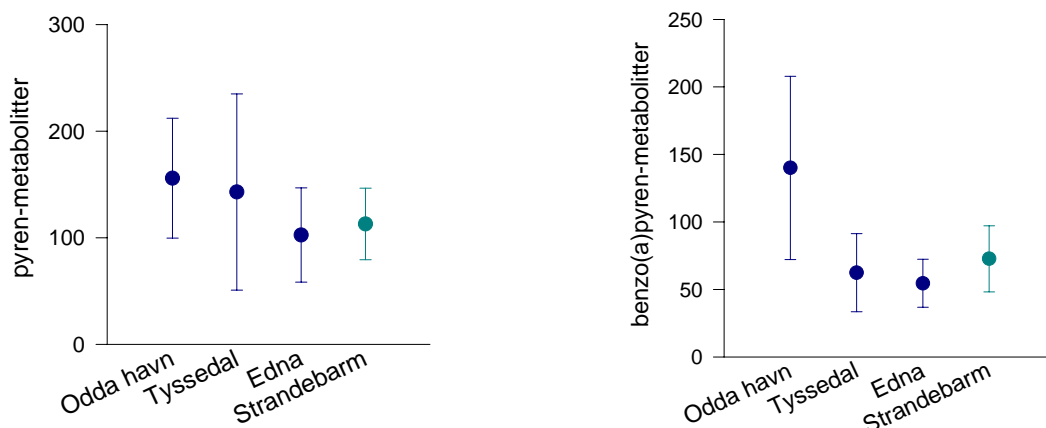
5.3 PAH-metabolitter i galle og cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i lever hos skrubbe

Skrubbe innsamlet i Tyssedal og Strandebarm var større enn fisk innsamlet i Odda Havn og Edna (Tabell 10). All fisk var kjønnsmoden og det var overlapp i størrelse av skrubbe innsamlet ved alle stasjonene. Det var ikke tegn til at noen av de målte parametrene var påvirket av størrelsen på fisken. Biliverdin er et nedbrytningsprodukt av hemoglobin og akkumulerer i galle kontinuerlig som et resultat av normal metabolisme. Konsentrasjonen av biliverdin i galle gir et grovt mål for hvor lenge det er siden sist fisken spiste og hvor mye galle som er skilt ut av leveren. Det var stor spredning i mengden biliverdin i gallen til fisk fra alle fire stasjonene, uavhengig av hvor lenge de hadde gått i mærd/ruse. Generelt viser resultatene at fisk fra de ulike områdene var av sammenlignbar størrelse og tilsynelatende i lik kondisjon. Det var en skjev kjønnsfordeling for fisk innsamlet ved Edna. Det er imidlertid små kjønnsforskjeller for cytokrom P4501A i august-september slik at dette ikke bør ha betydning for tolkning av resultatene (Christensen, 1997). Regresjons-analyser av materialet tyder ikke på at det er store forskjeller mellom kjønnene med hensyn på noen av parametrene.

Tabell 10. Biologiske karakteristika av skrubbe innsamlet på angitte stasjoner. Alle parametre unntatt kjønn er angitt som gjennomsnitt (maksimum, minimum).

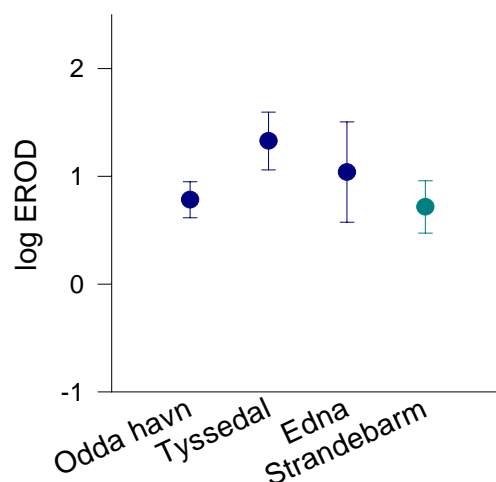
stasjon	antall (hunn, hann)	vekt (g)	biliverdin (µg/mL)	LSI (%)
Odda Havn	14 (7, 7)	364 (208,538)	277 (23, 1168)	2.0 (1.0, 2.7)
Tyssedal	15 (6, 9)	460 (230, 851)	411 (26, 1600)	1.8 (1.0, 3.2)
Edna	15 (2, 13)	273 (121, 593)	321 (184, 574)	1.8 (1.0, 2.8)
Strandebarm	15 (7, 8)	426 (143, 739)	538 (45, 1338)	1.8 (0.8, 3.5)

Metabolitter av pyren og benzo(a)pyren ble målt i galle fra alle skrubbene. Konsentrasjonen av metabolitter ble standardisert til mengden biliverdin i gallen. Det var noe forhøyde verdier av begge metabolittene i fisk innsamlet i Odda Havn (figur 9), men det var bare konsentrasjonen av benzo(a)pyren-metabolitter som var signifikant høyere i skrubbe innsamlet i Odda i forhold til i skrubbe fra referanse-lokaliteten ved Strandebarm. Forholdet mellom disse to metabolittene var likt i skrubbe fra alle lokalitetene, noe som kan bety at den kommer fra samme kilde. Det er imidlertid noen forskjeller mellom resultatene som ble funnet her og resultatene fra en tidligere undersøkelse i området (Knutzen et al., 1994). I den undersøkelsen ble skrubbe holdt i bur på fire steder i Sørfjorden (november 1992), hvorav to var Odda havn og Tyssedal (de samme som her). Det er to påtagelige forskjeller mellom resultatene da og nå. I den forrige undersøkelsen var det mye høyere nivåer av pyren-metabolitter enn benzo(a)pyren-metabolitter, mens disse lå innenfor samme konsentrasjonsområde i 1996-undersøkelsen (se figur 9). I tillegg var det langt større forskjell mellom nivåene på kontroll-lokaliteten og lokaliteten i Odda havn i den forrige undersøkelsen enn i denne. Kontroll-lokaliteten i 1992-undersøkelsen var lagt til Lofthus (20-25 km ut Sørfjorden) og skrubbe holdt der hadde 10-20 ganger lavere konsentrasjoner av pyren- og benzo(a)pyren-metabolitter enn skrubbe holdt inne i Odda. Det er imidlertid overensstemmelse mellom de to undersøkelsene når det gjelder nivåene av benzo(a)pyren metabolitter i galle fra skrubbe fra Odda og fra Tyssedal; i begge tilfellene var det 3 ganger høyere konsentrasjoner av metabolitter i fisk fra Odda.



Figur 9. Metabolitter av pyren (venstre figur) og benzo(a)pyren (høyre figur) i galle fra skrubbe innsamlet på de angitte stasjonene. Metabolittene ble standardisert ved biliverdin-konsentrasjonen i galle. Verdiene er presentert som gjennomsnitt med 95% konfidensintervall.

Den viktigste omsetningsveien for mange PAHer, særlig de kreftfremkallende, er via omdanning ved enzymssystemet cytokrom P4501A. Dette membranbundne enzymssystemet finnes i alle vev hos fisk og mengden og aktiviteten (ofte omtalt som EROD) av det sentrale enzymet øker ved eksponering for PAHer (Goksøyr & Förlin, 1992). Skrubbe innsamlet ved Tyssedal hadde signifikant høyere aktivitet av dette enzymssystemet enn skrubbe innsamlet i referanseområdet ved Strandebarne (figur 10). Det var imidlertid ikke signifikant forhøyde aktiviteter av enzymet i fisk fra Odda eller Edna. Til tross for forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A ved Tyssedal var det ikke høye nivåer av PAH-metabolitter i skrubbe innsamlet der (se ovenfor). Dette kan forklares ved at det er ulike tidsforløp for cytokrom P4501A aktivitet og konsentrasjon av metabolitter i galle, men det mest sannsynlige er at den forhøyde aktiviteten ikke skyldes PAH-eksponering, men andre årsaker. Dette resultatet er igjen i kontrast til det som ble funnet i 1992, da cytokrom P4501A aktivitet var klart forhøyd hos skrubbe holdt i bur i Odda havnebasseng sammenlignet med fisk holdt lengre ut i fjorden (Beyer et al. 1996). Resultatene tyder på at det ikke er sterk belastning med PAH på skrubbe i havnebassenget i Odda. Det er en målbar eksponering, tilkjennegitt ved forhøyde nivåer av benzo(a)pyren-metabolitter i galle til skrubbe innsamlet i Odda, men denne gir ikke klare utslag på cytokrom P4501A i lever hos disse skrubbene.



Figur 10. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i lever til skrubbe innsamlet på angitte stasjoner. Verdiene er presentert som gjennomsnitt med 95% konfidensintervall.

5.4 Sedimenter

PAH akkumuleres i bunnsedimenter og sedimentene gjenspeiler derfor utslippsendringer av forurensende stoffer i resipienten. Ved undersøkelsene i 1984 (Skei *et al.*, 1986) ble det målt forhøyede nivåer av PAH i sedimentene i Sjørfjorden som ble tilskrevet tidligere utslipp fra aluminiumsverket i Tyssedal og utslipp fra Odda Smelteverk. Målinger ble gjort på kun to stasjoner i Sjørfjorden (st.3, 20 km fra Odda og st.4 ved munningen av Sjørfjorden, figur 4) (Skei *et al.*, 1986). Her ble det målt henholdsvis 3.5 og 0.4 mg/kg total PAH (ca. 27% KPAH eller moderat til sterkt kreftframkallende PAH-stoffer) i overflatesedimentene. Disse konsentrasjonsnivåene er ikke spesielt høye i relasjon til de store utslippene fra aluminiumsverket (nedlagt i 1981) og fra Odda Smelteverk noe som tyder på at PAH sedimenterer nærmere kilden.

Nye målinger i 1991 (Skei, 1992) viste at nivåene av PAH midtfjords (st. 3B) ble målt til 1.5 mg/kg tot. PAH og at nivåene ved Digraneset (st.2) var 2.5 mg/kg i overflatesedimentene. På grunn av få prøver og forskjeller i stasjonslokalisering er det ikke mulig å se om det er noen endringer.

Resultatene fra 1996 viser at ved munningen av Sjørfjorden ble det målt 1.5 mg/kg PAH. Lenger inn i fjorden (st.3) ble det i 1984 målt 3.5 mg/kg PAH mot 3.96 mg/kg i 1996 dvs. ingen forskjell. Konsentrasjonen målt ved Tyssedal (st.1, 22.9 mg/kg) var noe høyere enn ved Eitrheimsneset (st.0, 15.9 mg/kg). Det kan skyldes at stasjonen ved Eitrheimsneset er sterkt preget av sedimentert avfall fra Norzink, som ikke inneholder PAH.

Det bør påpekes at nivåene i midtre og ytre deler av fjorden er moderate og at de i henhold til SFTs klassifisering av sedimentkvalitetet ville plasseres i tilstandsklasse 2 og 3. Det er imidlertid en klar horisontal gradient i Sjørfjorden som bekrefter tidligere observasjoner om at høye konsentrasjoner av PAH befinner seg i området Tyssedal - Odda. Det er forøvrig for kort tid siden renseanlegget ved Odda Smelteverk ble satt i drift til at man kan forvente å registrere reduksjoner i PAH i overflatesedimentene.

Tabell 11. Kjemiske analyser av sedimenter - gradient fra Odda til Eidfjord.

Lokalitet	Stasjonsnr	Avstand fra Odda (km)	tot.PAH (mg/kg)	% KPAH	% TOC	% < 63 µm
Eitrheimsneset	0	2	15.87	39	1.64	84.1
Tyssedal	1	5	22.86	32	8.9	94.1
Digraneset	2	10	8.34	43	2.19	79.0
Sekse	2B	21	2.25	47	1.56	88.7
Børve	3	23	3.96	49	1.8	90.7
Grimo	4	35	1.53	41	1.73	85.7
Eidfjord	7	52	1.35	48	1.7	80.5

Tabell 11 ovenfor viser at mengden av potensielle kreftframkallende PAH-forbindelser (sum KPAH) utgjør 32-49% av total mengde PAH. Dette er i godt samsvar med målinger i blåskjell (se kap. 5.2). Målinger i Sunndalsfjorden (utenfor Sunndal verk) viste KPAH-andeler på 21-29% i overflatesedimenter (Næs og Rygg, 1988) mens i Vefsnfjorden (utenfor Mosjøen aluminiumsverk) utgjorde sum KPAH 21-62% av total PAH (Helland og Skei, 1991). Det innebærer at sammensetningen av PAH i sedimentene fra Sørffjorden ikke skiller seg vesentlig fra PAH-sammensetningen i sedimenter fra andre industripåvirkede fjorder.

I selve havnebassenget i Odda ble det i 1985 gjennomført en spesialundersøkelse på PAH i sedimenter, blåskjell og avløpsvann (Kvalvågnæs *et al.*, 1986). Basert på avløpsvannanalysene ble totalutslippet av PAH til Sørffjorden estimert til 10-20 tonn (5-10% KPAH). Det innebærer at det er en vesentlig forskjell mellom avløpsvannet og sedimentene med hensyn til KPAH-andel. Dette indikerer at en del av de mest flyktige PAH-forbindelsene i liten grad sedimenterer.

I alt 13 stasjoner i havnebassenget ble prøvetatt med grabb for å studere det lokale fordelingsmønsteret av PAH i havnebassenget i 1985. Konsentrasjonen varierte mellom 28 og 310 mg/kg total PAH, hvorav de potensielt kreftframkallende komponentene utgjorde 10-30 % (KPAH). Dette indikerer en rask sedimentering av PAH i de utslippsnære områdene (Kvalvågnæs *et al.*, 1986). Det var en rimelig god sammenheng mellom sedimentenes PAH-innhold og total karbon-innhold (Skei, 1990). Ettersom karbon-analysen også omfattet uorganisk karbon (kalk), er det grunn til å tro at korrelasjonen mellom PAH og karbon skyldes at avfallskalken som deponeres i store mengder binder PAH. Dette kan også være årsaken til at spredningen av PAH i Sørffjorden er mindre enn i andre typisk PAH-belastede resipienter.

En ny prøveserie med PAH-analyser av sedimenter ble tatt i 1995 i havnebassenget (Moy, 1996). Prøvene ble tatt i det utslippsnære området. I de tre prøvene som ble analysert varierte verdiene mellom 60 og 85 mg/kg total PAH, som er innenfor intervallet som ble målt i 1985. Litt lavere konsentrasjon av PAH i 2-4 cm dyp i sedimentet enn i overflaten, kan tyde på at konsentrasjonene er i ferd med å gå ned. Dette kan settes i forbindelse med utslippsreduksjonene som ble gjennomført høsten 1994. Når ikke større forskjell registreres, antas det å skyldes at det er gått for kort tid etter at renseanlegget kom i drift. Det foreslås derfor at nye prøver tas i 1999 ettersom det da har gått 5 år siden reduksjonen av PAH-utslippene ble gjennomført.

6. Referanser

- Ariese, F., Kok, S.J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N.H., Hofstraat, J.W. 1993. Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquat. Toxicol.* **26**, 273-286.
- Berglind, L. og Knutzen, J. 1974. Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Vurdering av cyanidutslipp fra Electric Furnace Products Co. Ltd. NIVA-rapport 51/74. 27 s.
- Beyer, J. 1996. Fish biomarkers in marine pollution monitoring: Evaluation and validation in laboratory and field studies. Dr.Scient- thesis, Universitetet i Bergen.
- Beyer, J., Sandvik, M., Hylland, K., Fjeld, E., Egaas, E., Skåre, J.U., Goksøy, A. 1996. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed by caging to polluted sediments in Sørffjorden, Norway. *Aquat Toxicol* **36**, 75-82.
- 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.
- Christensen, P.G. 1997. Årstidsvariasjon i enzymsystemet cytokrom P4501A i skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Hvalerområdet. Cand. Scient. oppgave, Universitetet i Oslo, 79 s.
- Grimmer, G. og Böhnke, H., 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. *Jour of the AOAC.* 58, no. 4, 725-733.
- Goksøy, A., Förlin, L. 1992. The cytochrome P4501A system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquat. Toxicol.* **22**, 287-312.
- Helland, A. og Skei, J. 1991. Overvåking av Vefsnfjorden for Mosjøen aluminiumverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport 2521, 30 s.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs vol 1 - 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Knutzen, J. 1983. Supplerende basisundersøkelse i Sørffjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). NIVA-rapport 1570. 43 s.
- Knutzen, J., Beyer, J., Goksøy, A., Green, N., Hylland, K., Egaas, E., Sandvik, M. og J.U.Skåre, 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørffjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter. NIVA-rapport 3038, 54 s.
- Knutzen, J. og Green, N., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme-JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302. 106 s.
- Knutzen, J. og Næs, K., 1994. Effekter av utslipp fra aluminiumsindustri i det marine miljø. NIVA-rapport 3103. 45 s.
- Knutzen, J., Rygg, B. & Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Virkninger av miljøgifter. SFT rapport TA-923/1993. 20 s.
- Knutzen, J., Green, N.W., Brevik, E.M. og A.Godal, 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørffjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport 3589-96, 37 s.
- Krahn, M.M., Rhodes, L.D., Myers, M.S., Moore, L.K., MacLeod, W.D., Jr., Malins, D.C. 1986. Association between metabolites of aromatic compounds in bile and the occurrence of hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington. *Arch. environ. Contam. Toxicol.* **15**, 61-67.

- Kvalvågnes, K., Berglind, L. og Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Sørfjorden i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk A/S. NIVA-rapport 1846. 27 s.
- Moy, F., 1996. Undersøkelser av cyanid, PAH og tungmetaller i Odda havnebasseng, 1995. NIVA-rapport 3407. 21s.
- Moy, F. og Knutzen, J., 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Utskillelse av metaller i blåskjell fra indre Sørfjorden/Hardanger etter overføring til rent vann. (Depuration of metals in *Mytilus edulis* from inner Sørfjorden/Hardanger after transplantation to uncontaminated environment.) SFT rapport 650/96. NIVA-rapport 3478. 31 s.
- Neff, J.M., 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons. s 416-454 i: G.M. Rand & S.R. Petrocelli (eds.) *Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications*. Hemisphere Publ. Corp. Washington. 666 s.
- Niemistö, L.1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238, 33-38.
- Næs, K. og Rygg, B.1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. NIVA-rapport 2093, 54 s.
- Rygg, B. og I.Thèlin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-rapport TA-922/1993, 20 s.
- Skei, J., 1990. Utslipp av avløpsvann fra Odda Smelteverk A/S til Sørfjorden. Evaluering av eksisterende resipientdata. NIVA-rapport 2444. 54 s.
- Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. NIVA-rapport 2804, 53 s.
- Skei, J. og Moy, F., 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 1. Vannkjemi og dykkerbefaring. SFT rapport 667/96. NIVA-rapport 3509. 29 s.
- Skei, J., Rygg, B. og Næs, K., 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1 : Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna.NIVA-rapport 1851, 62 s.
- U.S. EPA. 1985. *Ambient water quality criteria for cyanide - 1984*. EPA-440/5-84-028. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Vedlegg A. Blåskjellanalyser

Tabell 5. Skallengde i mm og gjennomsnittlig skall- og bløtdelsvekt i gram pr. blåskjell innsamlet fra Sørfjorden i 1996 (+Odda havn 1995).

Stasjon-år	OH1-96	OH2-96	OH3-96	B1-96	B2-96	B3-96	B4-96	B6-96	B7-96	OH1-95	OH2-95	OH3-95
Skallvekt g	2,64	2,59	3,03	3,17	2,51	2,04	1,92	1,65	1,53			
Bløtvekt g	2,52	2,15	2,78	3,15	2,25	1,69	1,51	1,20	0,90	2,27	2,64	2,42
Antall skjell	50	50	50	59	50	49	49	49	48	51	50	51
Middel lengde	44,7	43,9	44,24	47,24	40,18	38,29	35,43	34,27	31,79	49,22	48,8	47,86
Std avvik	2,26	2,66	2,24	6,17	3,73	3,53	4,73	3,75	3,55	5,06	4,81	4,95
Min. lengde	41	40	40	39	32	30	27	27	25	42	40	37
Maks. lengde	49	49	49	60	46	46	51	43	41	62	62	59
mm lengde 25										1		
26										1		
27							2	1	4			
28							1	1	1			
29							1	1	6			
30						2	4	1	6			
31						1	2	10	6			
32					1		1	4	5			
33					1	1	6	5	3			
34					2	2	8	4	5			
35					2	3	1	8	3			
36					3	3	3	2	2			
37					4	6	6	4	1			2
38					6	7	2	1	2			
39			11		2	7	3	2	1			
40		4	1		4	7	2				1	
41	3	8	5	4	4	4	3	1	1			
42	7	7	5	1	3			3		5	1	4
43	6	5	9	3	7	3	3	1			3	7
44	9	6	9	2	4					3	2	2
45	7	4	7	3	5	1				6	7	3
46	8	6	6	2	2	2				5	4	3
47	3	4	4	6						5	3	4
48	3	4	1	1						1	5	5
49	4	2	3	3						4	9	1
50				5						3	2	1
51				4			1			3	1	6
52				3						2	1	1
53				2						3	2	4
54				2						1	3	5
55				1						4	2	1
56										3	1	1
57				1						1		
58				2								
59				1							1	1
60				2								
61												
62										2	2	

Tabell 6. Analyseresultater. **Metaller i blåskjell** på 4 stasjoner i Odda havn, Sørfjorden - Hardanger, 1995 og 1996. Stasjonenes plassering er vist i figur 2. Konsentrasjonene er gitt i våtvekt. (TTS=tørrstoff).

våtvekt		Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	TTS
Stasjon	Dato	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	g/kg
OH1	95.09.16	3,39	1,28	0,117	11,80	34	121,7
OH2	95.09.16	3,16	1,14	0,100	8,21	31	137,9
OH3	95.09.16	4,10	0,95	0,203	10,70	51	120,6
B1 BYRK	95.09.16	3,61	1,00	0,148	14,60	38	98
OH1	96.09.23	4,24	1,13	0,080	9,06	32	163
OH2	96.09.23	3,73	1,18	0,097	9,06	35	151
OH3	96.09.23	5,49	1,33	0,157	12,30	51	176
B1 BYRK	96.10.18	3,18	1,15	0,084	8,97	37	164

Tabell 7. Analyseresultater. **PAH i blåskjell** fra Sørfjorden, Hardanger. Stasjonene OH1-3 i 1995 og 1996. Stasjonene B1-7 i 1996. Stasjonenes plassering er vist i figur 2. Konsentrasjoner er gitt i µg/kg våtvekt.

Blåskjellstasjoner	OH1	OH2	OH3	OH1	OH2	OH3	B1	B2	B3	B4	B6	B7
År	1995	1995	1995	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996
Dato	16.sep	16.sep	16.sep	23.sep	23.sep	23.sep	18.okt	18.okt	18.okt	18.okt	18.okt	18.okt
våtvekt	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Naftalen	<1	1,3	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
2-M-Naftalen	<1	1,2	1,3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1-M-Naftalen	<1	1,9	1,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Bifenyl	3,2	2,2	1,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
2,6-Dimetylnaftalen	2,2	<1	<1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,5	0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaftalen	1,9	<1	<1	1,1	0,8	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaften	4,1	<1	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
2,3,5-Trimetylnaftalen	<1	<1	<1	<0,5	0,6	0,8	<0,5	1	0,9	<0,5	<0,5	<0,5
Fluoren	<1	<1	<1	2	2,1	2,8	1,1	1,3	1,4	0,9	0,7	<0,5
Fenantren	7,7	8,4	5,3	14,4	13,4	16,4	11	12	12	7,2	6,1	3,7
Antracene	2,9	2,9	1,3	2,2	2	1,1	2,4	1,6	1,7	<0,5	<0,5	<0,5
1-Metylfenantren	2	1,6	1,4	2,3	2,2	3	1,4	2,9	2,9	1	0,8	0,6
Fluoranten	7,5	6,3	5,2	36	35	51	25	25	22	13	10	2,9
Pyren	3,4	3,8	2,6	9,4	7,7	11	13	13	12	5,3	3,6	0,8
Benz(a)antracene*	128	142	68	67	62	37	50	37	25	8,2	9,5	4,1
Chrysen/trifenylen	38	43	21	33	32	33	36	28	29	13	13	4,6
Benzo(b)fluoranten*	14	15	9,4	15	18	14	19	13	14	5,4	5,5	2,3
Benzo(j,k)fluoranten*	x	x	x	8	9	8	9	6	6	2	3	1
Benzo(e)pyren	13	12	9,1	12	13	11	15	12	9,4	4	3,5	1,2
Benzo(a)pyren*	7,2	9,3	4,1	4,6	5,2	2,8	4,6	3	2,7	0,8	0,8	<0,5
Perylen	1	1,1	<1	1,1	1,4	0,7	1,4	0,8	0,9	<0,5	<0,5	<0,5
Ind.(1,2,3cd)pyren*	2,5	3,2	2,1	1,8	3,2	1,5	1,4	1	1,3	0,6	0,7	0,5
Dibenz.(a,c/a,h)ant.*1	1,3	1,7	1,3	0,7	1,2	0,5	0,8	0,5	0,6	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	3,7	4,3	2,7	3	5	1,9	3,1	2,1	2,4	1,1	1,1	0,6
Sum	243,6	261,2	141	213,6	213,8	198,1	194,2	160,7	144,7	62,5	58,3	22,3
Derav KPAH (*)	153	171,2	85,4	97,1	98,6	63,8	84,8	60,5	49,6	17	19,5	7,9
%KPAH	62,8	65,5	60,6	45,5	46,1	32,2	43,7	37,6	34,3	27,2	33,4	35,4
%Tørrstoff	12,2	13,8	12,1	16,3	15,1	17,6	16,4	13,9	14,1	19,7	16	15,3

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

x) inkludert i benzo(b)fluoranten

1) bare (a,h)-isomeren

Tabell 8. Sum PAH, sum og % karsinogent PAH (KPAH), Benzo[a]pyren og tørrstoff i blåskjell fra Sørfjorden i 1981 og i 1985. µg/kg våtvekt (tørrvekt i parentes). Fra Knutzen, 1983 og Kvalvågnæs *et al.*, 1986.

Stasjon oppr. nr.	St.nr. Beliggenhet	Avst. fra Odda i km	Sum PAH	Sum KPAH	% KPAH	B[a]P	Tørrstoff %
1981							
G2	B1	2	(11237)	(1661)	14,8	(128)	20,2
G3	B2	3	(5641)	(579)	10,3	(127)	13,4
G5	Oaldskar	8	(23195)	(3214)	13,9	(538)	15,2
G6	B4	10	(20205)	(2334)	11,5	(127)	12,4
G12	B7	37	(5314)	(396)	7,5	-	13,9
1985							
Freim	OH1	0,5	419 (2509)	196 (1173)	46,7	21 (125)	16,7
Byrkjenes	B1	2	879 (6104)	452 (3138)	51,4	80 (555)	14,4
Lindenes	Ø av B2	3	255 (1262)	80 (396)	31,4	8 (40)	20,2
Oaldskar	N av B3	8	218 (1239)	70 (397)	32,1	6 (34)	17,6
Kvalnes	B6	18	141 (1000)	44 (312)	31,2	1 (7)	14,1

Vedlegg B.

Sedimentanalyser



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
P.O.Boks 173 Kjelsås, 0411 OSLO

TESTRAPPORT

Oppdragsgiver/prosjekt: Sørfjorden
Adresse :
Oppdragsnr. : 96068
Prøver mottatt : 9.7.96
Lab.kode : 1270
Jobb nr. : 96/150
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ng/g tørrvekt
Metode : H2-2
Dato : 13.9.96
Analytiker : Brg

1: St.1 0-1cm
2: St.2 0-1cm
3: St.2b 0-1cm
4: St.3 0-1cm
5: lab.kode 1270-23
6: St.4 0-1cm
7: St.7 0-1cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	478	72	<10	25	25	<10	<10
2-M-Naf.	207	48	<10	25	<10	14	<10
1-M-Naf.	159	40	<10	31	<10	<10	<10
Bifenyl	66	17	<10	<10	<10	<10	<10
2,6-Dimetylnaftalen	88	17	<10	<10	<10	<10	<10
Acenaftylen	120	15	<10	<10	<10	<10	<10
Acenaften	249	93	<10	57	102	<10	30
2,3,5-Trimetylnaftalen	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	137	41	<10	<10	<10	<10	<10
Fenantren	1909	502	131	188	167	76	58
Antracen	352	91	18	30	27	12	<10
1-Metylfenantren	150	44	29	23	24	14	15
Fluoranten	2387	734	194	291	224	169	74
Pyren	1886	578	143	215	187	86	58
Benzo(a)antracen*	2270	770	174	263	231	106	69
Chrysen/trifenylen	3831	1047	268	377	332	246	128
Benzo(b)fluoranten*	2731	1091	364	754	448	306	360
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	402	156	288	x)	x)	x)
Benzo(e)pyren	2054	645	209	443	280	134	201
Benzo(a)pyren*	1250	573	146	313	189	83	100
Perylen	317	137	43	79	54	39	44
Ind.(1,2,3cd)pyren*	767	599	171	253	213	115	104
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	301	143	37	55	46	25	20
Benzo(ghi)perylen	1159	649	169	246	214	108	93
SUM	22868	8338	2252	3956	2763	1533	1354
Derav KPAH(*)	7319	3578	1048	1926	1127	635	653
%KPAH	32.0	42.9	46.5	48.7	40.8	41.4	48.2
%Tørrstoff							

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
P.O.Boks 173 Kjelsås, 0411 OSLO

TESTRAPPORT

Oppdragsgiver/prosjekt: Sørfjorden
Adresse :
Oppdragsnr. : 96068
Prøver mottatt : 9.7.96
Lab.kode : 1270
Jobb nr. : 96/150
Prøvetype : Sedimenter
Kons. i : Ng/g tørrvekt
Metode : H2-2
Dato : 13.9.96
Analytiker : Brg

1: St.0 0-1cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	273						
2-M-Naf.	128						
1-M-Naf.	122						
Bifenyl	51						
2,6-Dimetylnaftalen	<10						
Acenaftylen	97						
Acenaften	192						
2,3,5-Trimetylnaftalen	<10						
Fluoren	68						
Fenantren	1085						
Antracen	259						
1-Metylfenantren	78						
Fluoranten	1168						
Pyren	911						
Benz(a)antracen*	1685						
Chrysen/trifenylene	2637						
Benzo(b)fluoranten*	1795						
Benzo(j,k)fluoranten*	633						
Benzo(e)pyren	1331						
Benzo(a)pyren*	1152						
Perylen	243						
Ind.(1,2,3cd)pyren*	679						
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	290						
Benzo(ghi)perylene	993						
SUM	15870						
Derav KPAH(*)	6234						
%KPAH	39.3						
%Tørrstoff							

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.