



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 742/98

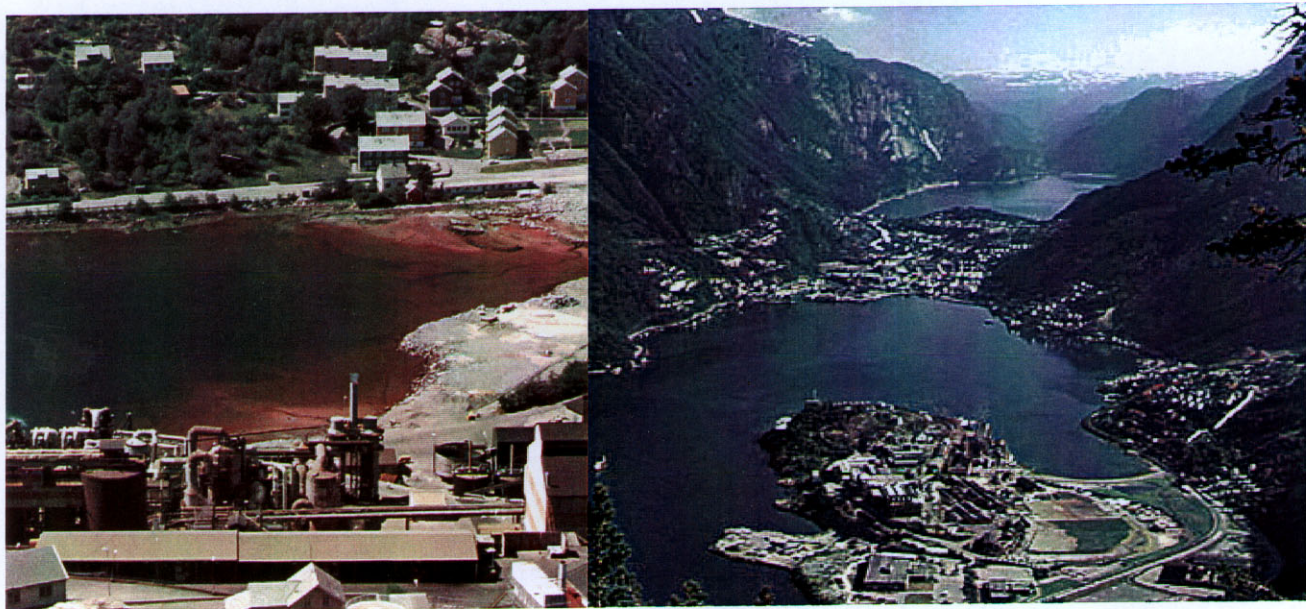
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn
Norzink as
Odda Smelteverk as
Tinfos Titan & Iron KS
Odda kommune
Ullensvang kommune

Deltakende institusjon NIVA

Forurensningsutviklingen i Sørfjorden og Hardangerfjorden i perioden 1980 - 1997

Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann,
sedimenter og organismer



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

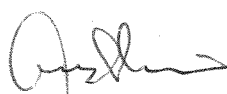
Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980 - 1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Overvåkningsrapport nr. 742/98.TA 1581/1998	3922-98	16.10.98
	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-800310	95
Forfatter(e) Skei, Jens Rygg, Brage Moy, Frithjof Molvær, Jarle Knutzen, Jon	Fagområde	Distribusjon
	Miljøgifter	
Hylland, Ketil Næs, Kristoffer Green, Norman Johnsen, Torbjørn	Geografisk område	Trykket
	Hordaland	NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn, Norzink as., Odda Smelteverk as, Tinfos Titan & Iron KS, Odda Kommune, Ullensvang kommune	Oppdragsreferanse
---	-------------------


Sammendrag

Overvåkingsdata fra Sørfjorden og Hardangerfjorden for tidsrommet 1980 – 1997 er sammenstilt. Målsettingen har vært å se på forurensningsutviklingen over tid og koblingen mellom overvåkingsdata og forurensningstilførsler. Datatilfanget er stort både når det gjelder vannkemi, biologiske samfunn og miljøgifter i organismer og sedimenter. Resultatene viser svært høye konsentrasjoner av metaller i alle vanddyp før 1986. Etter 1986 (jarositt til fjellhaller) sank nivåene i 40 m dyp dramatisk, mens det i overflatevannet skjedde lite før 1989 da utslippet av sinkholdig discardsyre fra Norzink opphørte. Nivåene sank ytterligere i 1992 etter oppryddingen i Eitrheimsvågen. Fortsatt er situasjonen labil i overflatevannet pga. episodiske tilførsler. Vannkjemiske data avslører også store tilførsler av nitrogen fra Odda Smelteverk. Disse kombinert med andre tilførsler gir kritiske oksygenforhold som følge av høyt kjemisk oksygenforbruk. Forurensningsnivået i overflatesedimentene er på vei ned, spesielt innerst i fjorden hvor sedimenttilveksten er størst. I ytre deler av Sørfjorden og i Hardangerfjorden vil det ta flere 10-år før forholdene normaliseres. Miljøgifter i blåskjell og tang viser variasjoner som ikke kan knyttes direkte til vannkjemien. Dette kan henge sammen med opptaks/utskillelsesmekanismer. I fisk derimot har nivåene stort sett gått ned siden 1986. Mengden av de tidligere dominerende forurensningstolerante bløtbunnsfauna-artene gikk ned i hele området, og artsmangfoldet steg. Dette skyldes sannsynligvis at forurensningspåvirkningen minsket. Metallkonsentrasjonene i sedimentet i midtre og ytre del av Sørfjorden endret seg riktignok lite, men minsket tilførselsrate kan ha gitt bedre livsbetingelser. Forbedringen i bløtbunnsfaunaen var noen år forsinket i forhold til nedgangen i metallbelastningen, men det er naturlig at reetablering til et normalt faunasamfunn tar lengre tid.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Sørfjorden	1. Sørfjorden
2. Overvåking	2. Monitoring
3. Tidstrend	3. Time trend
4. Sammenfatning 1980 - 1997	4. Review 1980 - 1997


Jens Skei
Prosjektleder

ISBN 82-577-3507-8


Bjørn Braaten
Forskningsjef

**Forurensningsutviklingen i
Sørfjorden/Hardangerfjorden
i perioden 1980 – 1997**

Sammenstilling av resultater fra overvåking
av vann, sedimenter og organismer

Forord

Sørfjorden i Hardanger er blitt brukt som resipient for industrielt og kommunalt avløpsvann fra begynnelsen av århundret. Utbygging av vasskraft og etableringen av tre store industribedrifter i området Tyssedal – Odda i perioden 1908 – 1929 medførte en stor belastning på resipienten. Men ettersom fjorden er dyp (400 meter) og vannutskiftningen rimelig god, ble ikke vannforurensning som følge av utlippene vurdert som noe stort problem. Det var først på 70-tallet at man ble klar over den alvorlige forurensningssituasjonen i fjorden. Det var også på den tiden at Miljøverndepartementet og SFT ble opprettet.

I løpet av de siste 25 årene er det gjort mange miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Størst datamengde er innsamlet gjennom Statlig program for forurensningsovervåking. Årlige overvåkingsrapporter har fremstilt utviklingen i vannkvalitet og organismers innhold av miljøgifter.

I et møte mellom de tre største industribedriftene, kommunene (Odda og Ullensvang), SFT og NIVA ble det enighet om at NIVA skulle sammenstille data for perioden 1980-1996 (senere endret til 1997). Målsettingen var at man ønsket å se de ulike delundersøkelsene i sammenheng. I tillegg ønsket man å se tidsutviklingen i forhold til endringer i utslippssituasjonen. Resultat av denne sammenstillingen vil også kunne utnyttes i forbindelse med videre planer for overvåking av området.

Arbeidet er utført av en rekke medarbeidere på NIVA som har vært involvert i overvåkingen av Sørfjorden i denne tidsperioden (Norman Green, Ketil Hylland, Torbjørn Johnsen, Jon Knutzen, Jarle Molvær, Frithjof Moy, Kristoffer Næs, Brage Rygg og Jens Skei). I tillegg har Unni Efraimsen bidratt i tilretteleggelse av data og Lise Tveiten har hatt ansvar for redigering og teknisk utarbeidelse av rapporten. Rapporten er trykket ved NIVAs hustrykkeri (Morten Jensen).

Oslo, 16. oktober 1998

Jens Skei
prosjektleder

Innhold

Sammendrag	7
Summary	11
1. Forurensningstilførsler	15
2. Forurensningsbegrensende tiltak og utførte undersøkelser	19
2.1 Tiltak	19
2.2 Utførte undersøkelser	20
3. Resultater	21
3.1 Vannmasser og oksygenforhold	21
3.1.1 Vannmasser	21
3.1.2 Oksygenforholdene	23
3.2 Vannkjemiske undersøkelser	27
3.2.1 Siktedyp	27
3.2.2 Næringssalter	28
3.2.3 Vannhygieniske forhold	31
3.3 Metaller i vannmassene	32
3.4 Bunnsedimenter	41
3.4.1 Tungmetaller	41
3.4.2 Organiske miljøgifter	48
3.4.3 Metaller i børstemark	50
3.5 Bløtbunnsfauna	51
3.5.1 Faunasamfunnenes tilstand og utvikling	52
3.6 Giftige alger	64
3.7 Miljøgifter i blåskjell	65
3.7.1 Metaller i blåskjell	65
3.7.2 Organiske miljøgifter i blåskjell	68
3.8 Miljøgifter i tang	68
3.9 Miljøgifter i fisk	71
3.10 Undersøkelser av gruntvannsamfunn i Sørfjorden	80
3.10.1 Faktorer med betydning for det marine plante og dyrelivet på hardbunn i Sørfjorden	82
3.11 Effekter av miljøgifter på fisk	84
3.11.1 Bakgrunn	84
3.11.2 Effekter av miljøgifter	84
3.11.3 Biomarkører for organiske miljøgifter	85
3.11.4 Biomarkør for metaller	87
3.11.5 Konklusjoner	87
4. Kunnskapsstatus/kunnskapshull	88
5. Vurdering av overvåkingsprogrammene	92
6. Referanser	94

Sammendrag

Overvåkingsresultater fra 17 års overvåking (1980-1997) i Sørfjorden og Hardangerfjorden er sammenstilt og vurdert i forhold til følgende målsetting:

- Studere utviklingen i nivåer av miljøgifter i vann, biologisk materiale og sedimenter basert på lange tidsserier og koble resultatene til forurensningstilførsler
- Sammenfatte vår kunnskap om biologiske effekter (gruntvannsfauna, bløtbunnsfauna, giftige alger og biomarkører i fisk)
- Sammenfatte vår kunnskap om næringssalter, oksygenforhold og badevannskvalitet og eventuell utvikling over tid.

Miljøovervåkingen av Sørfjorden i SFTs regi kom i gang i 1979 og har stort sett pågått kontinuerlig med noen års avbrekk i biologisk overvåking i begynnelsen av 80-årene. Overvåkingen har vært fokusert på miljøgifter (spesielt tungmetaller), men i de senere årene har det også vært stor fokus på nitrogen i Odda havnebasseng og kritisk lave oksygenkonsentrasjoner. Utslippssituasjonen har vært uoversiktlig, spesielt i første del av overvåkingsfasen. Store tiltak har vært gjennomført for å redusere utslippene av tungmetaller og PAH, men store svingninger i diffuse tilførsler (avrenning fra fabrikkområdene, deponier, uhellsutslipp etc.) har forstyrret bildet.

De viktigste konklusjoner som kan trekkes fra denne sammenstillingen er følgende:

1. Oksygenforholdene i Odda havnebasseng synes å ha forverret seg i løpet av de siste 25 år. Oksygenforbruket i vannmassene i Sørfjordens indre del er periodevis ekstremt høyt, og en jevn og stor vannfornyelse er nødvendig for at kritiske oksygenforhold skal unngås.
2. De ekstremt dårlige oksygenforholdene i november 1997 skyldtes trolig en kombinasjon av flere faktorer (periode med liten vannfornyelse, utslipp av dicy-kalk fra Odda Smelteverk og utslipp av kommunal kloakk).
3. Nivået av metaller i intermediære dyp (40 m) og i dypvannet (200 m) sank dramatisk i 1987 etter at jarositt ble ledet til fjellhaller andre halvår 1986. Nivåene har fortsatt å gå ned også etter 1987 og er nå nede på nivåer som tilsvarer lite forurenset sjøvann (tilstandsklasse I).
4. I overflatevannet er nivåene varierende, men generelt har nivåene avtatt siden 1989 da utslippet av sinkholdig discardsyre fra Norzink opphørte. En ytterligere forbedring ble sporet i 1992 etter oppryddingen i Eitrheimsvågen. Men fortsatt er overflatevannkvaliteten labil som følge av uhellsutslipp, avrenning fra fabrikkområdene under nedbørsperioder og utpumping av forurenset vann som samler seg bak spuntvegg i vågen etc.
5. Nivåene av miljøgifter i blåskjell og tang er i likhet med overflatevannet svært varierende. Fremdeles observeres betydelige overkonsentrasjoner av særlig bly og kadmium i blåskjell. Det er vanskelig å se en kobling til nivåene av metaller i overflatevann. Det kan skyldes at vannprøver innsamles 6 ganger per år (12 ganger i 1998), mens blåskjell og tang samles en gang per år (om høsten). I tillegg vil nivåene i blåskjell og tang avhenge av opptaks- og utskillelsesmekanismer. Transplantasjonsforsøk med blåskjell har vist at halveringstiden for metaller generelt er på flere måneder, men noe varierende fra metall til metall.
6. Nivåene av miljøgifter i fisk har avtatt de senere årene og det er ikke lenger kostholdsråd i Sørfjorden når det gjelder fisk. Nivåene av metaller og PCB har variert lite de siste 10 årene (det finnes nesten ikke målinger før 1986). Fiskens innhold av ppDDD (pesticider i torskelever) derimot viser en klar nedgang fra 1990 til 1997.
7. Metaller i bunnsedimentenes overflatelag viste markert nedgang i området Tyssedal-Odda fra 1985 til 1991 på grunn av overdekking med lite forurenset materiale. Fra 1991 til 1996 var det bare små endringer. Stort sett var metallkonsentrasjonene i børstemark betydelig lavere enn i sedimentet. Det tyder på at metallene i sedimentet i liten grad akkumuleres i sedimentlevende dyr.

8. Fra 1985 til 1996 har det vært en betydelig nedgang i individtallene hos de dominerende forurensningstolerante artene av børstemark i bløtbunnsfaunaen. Artsmangfoldet var høyere i 1996 enn i 1985 og 1991. En forverring i dypbassengene i Hardangerfjorden kunne tyde på dårlige oksygenforhold.
9. Generelt er gruntvannssamfunnene (fauna og flora i 0-30 m dyp) i Sørfjorden fattige. Både arts mangfoldet er lite og antall individer relativt få og viktige forklaringer kan være ferskvannspåvirkning og kråkebollebeiting (fra 3-4 m dyp og nedover). Det ble påvist små endringer i gruntvannssamfunnene i perioden 1981-1982 til 1991-1992 og det er intet som tyder på at faunasammensetningen har vært spesielt påvirket av de store endringene i metallutslippene til fjorden i denne perioden.
10. Det ble observert store mengder giftige alger høsten 1991 (dinoflagellaten *Dinophysis acuta*). Det samme gjentok seg også høsten 1992 og i noen grad i 1993. Det er spekulert om årsaken til dette, uten å kunne fastslå om dette er et naturlig fenomen eller om det er knyttet til menneskeskapte forhold.
11. Biomarkører (cytokrom P4501 A, metallotionin, blodparameter etc) har vært benyttet ved overvåking av biologiske effekter på fisk (torsk og skrubbe) i 1990, 1992 og 1996 i Sørfjorden. Resultatene viser at det er en lokal effekt av PAH innerst i fjorden. Det ser imidlertid ikke ut til at det er noen effekt av metaller på fisk, bedømt ut fra biomarkøren metallotionin.

Vår kunnskap om miljøforholdene i Sørfjorden er god som følge av en langvarig og omfattende overvåking av vann, organismer og sedimenter. De vannkjemiske forholdene gjenspeiler i stor grad de utslippsendringer som har skjedd de siste 20 årene, men et vesentlig forstyrrende element er uhellsutslipp og diffuse, uberegnlige tilførsler. Vannkvaliteten med hensyn til tungmetaller har forbedret seg dramatisk i de dypere vannlag. I overflatelaget derimot har nivåene av metaller vært styrt av utslipp av discardsyre (fram til 1989), uhell og sporadiske diffuse tilførsler som ofte varierer med nedbørsforholdene. I dag er de diffuse tilførslene til fjorden større enn utslippene fra bedriftene i Odda. Belastningen på overflatelaget gjør at de organismer som lever nær overflaten (blåskjell, tang etc.) fortsatt er periodevis eksponert for høye metallkonsentrasjoner. En konsekvens av dette er at det fortsatt eksisterer kostholdsråd når det gjelder bruk av blåskjell til konsum i hele Sørfjorden. Blåskjell viser også akkumulering av insektmidlet DDT, til tross for at DDT ble forbudt å bruke for snart 30 år siden. Mye taler for at årsaken er nedgravd DDT på land som vaskes ut i fjorden.

Fiskens innhold av miljøgifter i Sørfjorden har avtatt og ettersom det viser seg at dyr som lever i de forurensede sedimentene i mindre grad enn antatt akkumulerer tungmetaller er det godt håp om at fiskens miljøgiftinnhold fortsatt vil avta.

De økologiske skadene på organismesamfunn på bløtbunn og hardbunn (gruntvann) er ikke dramatiske. Artsantallet av bløtbunnsorganismer er i ferd med å øke etterhvert som nivåene av miljøgifter i sedimentene avtar. Derimot kan lave oksygenverdier være en betydelig trussel for bunnfaunaen. I de siste par årene er det målt usedvanlig dårlige oksygenforhold, ikke bare i havnebassenget, men i store deler av fjorden. Årsaken til dette er blant annet koblet til store utslipp av dicy-kalk fra Odda Smelteverk som fører til stort kjemisk oksygenforbruk. Hvis vannutskiftningen samtidig er dårlig og tilførslene av organisk materiale som følge av planktonproduksjon er stor vil det samlede oksygenforbruket gi oksygenvinn. Her mangler fortsatt en del kunnskap om årsak-virkning.

De økologiske skadene på gruntvannsorganismene som følge av forurensende utslipp er lite åpenbare. Her vil naturlige faktorer, slik som ferskvannspåvirkning og nedbeiting av fastsittende alger av kråkebolle forstyrre bildet. Giftighetstesting av det metallholdige vannet har ikke gitt entydige svar som tyder på at giftig vann er et utbredt problem i Sørfjorden. Effekter på det cellulære nivå (bruk av biomarkører) har heller ikke slått dramatisk ut.

Når effekter av en storskala forurensningssituasjon uteblir eller opptrer i mindre grad enn forventet er det naturlig å spørre om overvåkningsprogrammene har hatt evnen til å fange opp effektene. I

utgangspunktet var det Statlige overvåkingsprogrammet i første rekke rettet mot å registrere nivåer i vann, sedimenter og organismer. Etter hvert som kvalitetskriterier er blitt utviklet er nivåene blitt sammenholdt med tilstandsklasser for å kunne vurdere endringer i tilstand over tid. I tillegg har overvåkningen hatt som mål å gi et grunnlag for helsemyndighetene til å fastsette kostholdsråd eller omsetningsforbud for fisk og skalldyr. Et annet mål har vært at overvåkningen skal fange opp episodiske tilførsler som kan ha stor betydning for resipienten både på kort og lang sikt. Dette innebærer at målene og metodene har endret seg over tid. Overvåkingsprogrammet er derfor blitt revidert for å tilpasse seg nye mål og i tillegg er det blitt utført forskning for å få bedre kjennskap til hvilke prosesser som styrer forurensningsnivåene i resipienten og hvilke effekter de forårsaker.

Andre overvåkingsprogram (i regi av Odde Kommune og den enkelte bedrift) har hatt spesifikke mål knyttet til enkeltutslipp og har i stor grad vært rettet mot konsentrasjonsmålinger og beregning av transport. Biologisk effektovervåking er kommet mere i fokus i den senere tiden ettersom dette har som siktemål å kunne relatere utslipp, konsentrasjoner i vann og sediment til biologiske effekter. Dette er komplisert fordi effekter ofte vil avhenge av hvilken tilstandsform de forurensende stoffene befinner seg i. Dette gjelder ikke bare miljøgifter, men også næringsalter. Det har vært en diskusjon om Odde Smelteverks utslipp av nitrogen og om dette nitrogenet er biotilgjengelig for plankton. Eksperimentelt arbeid med avløpsvannet har indikert at kun en liten fraksjon av nitrogenet som slippes ut kan nyttegjøres av plankton, hvertfall på kort sikt.

Summary

Title: Time trend monitoring in Sørfjorden/Hardangerfjorden during 1980-1997. Comparison of environmental data.

Year: 1998

Author: Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N., Johnsen, T.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-3507-8.

17 years of monitoring (1980-1997) in Sørfjorden and Hardangerfjorden on the west coast of Norway are compiled and evaluated in relation to the following objectives:

- Study the time trend of contaminants in water, biota and sediments in an attempt to relate the results to discharges of contaminants
- Compile our knowledge about biological effects (shallow water and soft bottom communities, toxic algae and biomarkers in fish)
- Compile our knowledge about nutrients, oxygen conditions and bathing water quality.

The monitoring of Sørfjorden administered by the State Pollution Authority (SFT) was initiated in 1979 and has been continuous except for termination of biological monitoring for a few years in the beginning of the 80-ies. The monitoring has been focused on contaminants (especially heavy metals), but in recent years nitrogen in the harbour basin of Odda and critically low levels of oxygen have been of great concern. The situation concerning discharges has been confusing, particularly during the first years of monitoring. Remedial action has been taken to reduce the input of heavy metals and PAHs, but large fluctuations in load from non-point sources (runoff from industrial sites, dumpsites and accidental spills) have disturbed the picture.

The most important conclusions to be drawn are as follows:

1. The oxygen conditions in the harbour of Odda have apparently deteriorated during the last 25 years. The oxygen consumption in the water in the inner part of Sørfjorden is high and the conditions depend very much on the water exchange rate.
2. The exceptional low levels of oxygen in the deep water in November 1997 are likely to be due to a combination of low water exchange, discharge of domestic sewage and large oxygen consumption rate caused by discharge of industrial waste water from Odda Smelteverk.
3. The levels of trace metals at intermediate depths (40 m) and in the deep water (200 m) were reduced dramatically in 1987 following the disposal of jarosite residue (from zinc production) in underground tunnels during the autumn of 1986. The levels have continually been lowered since 1987 and are at present close to background values.
4. The levels in the surface water, however, are highly variable, but have generally been reduced since 1989 when the discharge of discarded acid (from zinc production) was eliminated. In 1992 a shallow bay close to the zinc plant was remediated, having a positive impact on the surface water quality. Nevertheless, the surface water quality is still unpredictable due to accidental spills, runoff from industrial sites and other non-point sources.
5. Similar to the surface water the levels of metals in mussels and seaweeds are high, but variable. However, it is difficult to relate these levels to the levels of metals measured in the surface water. This may be due to the fact that water is collected 6 times a year, compared to once a year for mussels and seaweeds (in the autumn). Additionally, the levels in mussels and seaweeds will depend on uptake and release mechanisms. Transplantation experiments with mussels have shown a long halflife of metals (many months), varying from one metal to the other.
6. The levels of contaminants in fish have decreased during the last few years and at present no health warning concerning fish consumption is in operation in the area. The levels of metals and

- PCB show small changes during the last 10 years (few measurements prior to 1986). The level of ppDDD (pesticides in cod liver) has decreased from 1990 to 1997.
7. The concentrations of metals in the surface layer of bottom sediments showed a significant decrease from 1985 to 1991 in the innermost part of Sørfjorden due to sedimentation of uncontaminated material. From 1991 to 1996 only small changes were observed. Generally, the metal concentrations in polychaetes were lower than the levels in the sediments, indicating little uptake in sediment living organisms.
 8. From 1985 to 1996 there has been considerable reduction in number of species of the most abundant polychaete known to occur in contaminated sediments. The species diversity was higher in 1996 compared to 1985 and 1991. A deterioration in the deep basins of Hardangerfjord may imply reduced oxygen levels in the deep water.
 9. Generally, the hard bottom community living in the depth range 0-30 m in Sørfjorden is poor. The species diversity as well as the number of individual species are few and this may be explained by influence of freshwater and grazing from sea urchins (from 3-4 m depth and downward). Only small changes were observed in the composition of the hard bottom community during 1981-1982 to 1991-1992 and there is little evidence that discharge of heavy metals has influenced the hard bottom community to any extent.
 10. Large quantities of toxic dinoflagellates occurred during autumn 1991 (*Dinophysis acuta*). The same occurred during autumn 1992 and to some extent 1993. There have been a lot of speculation about causes ; natural and/or civilisatoric.
 11. Biomarkers (cytochrome P 4501 A, metalothionines, blood parameters etc.) have been applied in the monitoring programme of Sørfjorden regarding effects on fish (cod and flounder) in 1990, 1992 and 1996. The results show a local effect of PAH in the innermost part of the fjord. Based on metalothionine there are apparently no effects on fish of the large discharge of heavy metals.

Our knowledge of the environmental conditions in Sørfjord are good due to a continuous monitoring programme lasting for almost 20 years, including monitoring water, marine organisms and sediments. The water chemistry reflects to a large extent changes in the inputs of contaminants, although accidental spills and diffuse discharges from land disposal sites are disturbing the picture. In intermediate and deep water the quality (with respect to metals) has improved tremendously. In the surface waters the levels have been influenced by discharge of discarded acid (point source from Norzink as. prior to 1989), accidental spills and non-point sources (drainage from disposal sites), particularly during heavy rainfall. At present the non-point sources are exceeding the point sources from the three main industrial companies in the Odda area. The impact on the surface water causes elevated levels in mussels and seaweed. As a consequence it is still advised against consumption of blue mussels from the area. Mussels are also accumulating DDT, even if DDT was banned in agriculture about 1970 in Norway. The explanation may be that DDT was buried underground when it was banned and is no being washed to sea.

The level of contaminants in fish has decreased. Measurements have shown low concentrations of metals in polychaetes living in contaminated sediments, indicating low availability. This implies that we expect the levels in fish to be further reduced as a result of low level of contamination in animals which the fish is feeding on.

The ecological damage on the hard bottom community as a result of discharges of heavy metals is not easily observed. Natural factors like freshwater discharge and grazing from sea urchins may overrule impacts from waste water.

The soft bottom fauna may be more influenced. The number of soft bottom species is about to increase at the same time as the level of sediment contamination is reduced.

Toxicity tests of the water of Sørfjorden have not indicated that toxicity to organisms living in the area is a problem. Measurements of effects on cellular levels have similarly not shown dramatic effects.

Oxygen deficiency in the inner part of the fjord is, however, a considerable threat to the bottom fauna. During the last couple of years unusual low levels of oxygen have been measured in the harbour basin as well at intermediate depths in the entire fjord. It is most likely that the explanation is discharge of waste water from Odda Smelteverk with a high chemical oxygen demand. Coupled to insufficient deep water renewal and high input of organic matter due to plankton production the total oxygen consumption periodically exceeds the supply of oxygen.

When effects from a large scale contamination are difficult to document or occur at a magnitude lower than expected it is an temptation to ask if the monitoring programme is suitable to reveal cause-effect relationships. Originally, the monitoring programme was designed to monitor levels in water, sediments and organisms. In the meantime environmental quality criteria have been developed to relate levels to a quality classification system to be able to see changes with time. Additionally, the monitoring programme was adopted to monitor levels of contamination in edible organisms (fish and mussels) and to give advises to the health authorities.

Other monitoring programmes (funded by the local community and the individual industrial company) have aimed at specific objectives like discharge arrangements, planning of treatment plants etc. Monitoring of biological effects is in focus at present and the objective is to be able to relate input of contaminants to levels in water and organisms and the impacts on various organisms in the ecosystem. This is very complicated and ambitious as effects of contaminants will depend on speciation of contaminants and their bioavailability. The same also apply to nutrients. A large industrial point source of nitrogen (Odda Smelteverk) has been considered in terms of eutrophication. However, tests have indicated that only a small fraction of the nitrogen is bioavailable for algae production, at least in the short term.

1. Forurensningstiltaksforløp

Sørfjorden i Hardanger har en lang forurensningshistorie. Før århundreskiftet var området et attraktivt turistmål, men i forbindelse med kraftutbygging og etablering av tungindustri i starten av dette århundret endret forholdene seg (Storaas og Skei, 1996). Bruk av Sørfjorden som resipient for industriens avløpsvann var en naturlig konsekvens av industriutbyggingen.

Tabell 1 viser tidspunkt for etablering av industrien i Odda-området.

Tabell 1. Etablering av industri i Odda-området.

Industri	Etableringsår
Odda Smelteverk A/S	1908
DNN Aluminium A/S	1916 (nedlagt 1982)
Norzink A/S	1929
Tinfos Titan & Iron K/S (TTI)	1986

Industrietableringen i regionen er derfor av eldre dato; lenge før forurensning av miljøet ble sett på som et problem. Først i 1970-årene begynte fokuseringen på miljøet å gjøre seg gjeldene og da i forbindelse med arbeidet i Miljøvernkomiteen i Odda. Det ble fort klart at man stod overfor et stort vannforurensningsproblem som følge av gigantiske utslipp til fjorden (Miljøvernkomiteen, 1973). I 1973 ble det opplyst at utslippet til sjø av sink, bly, kadmium og kvikksølv fra Norzink var henholdsvis 6, 4.5, 0.03 og 0.003 tonn per dag. Undersøkelser viste at både Sørfjorden og Hardangerfjorden var sterkt påvirket av utslippene (Skei et. al, 1972 og Skei, 1975) og at behovene for tiltak var mange.

Kvantifisering av tiltaksforløp av forurensning til Sørfjorden er komplisert både når det gjelder dagens tiltaksforløp og tiltaksforløp i historisk sammenheng. Dette henger sammen med uoversiktlige utslippsforhold i industribedrifter av eldre dato og delvis som følge av store variasjoner over tid som ikke fanges opp av sporadiske utslippsmålinger. Dette har bedret seg med årene, men det er fortsatt problemer med å ta representative prøver av avløpsvann. I tillegg kommer indirekte tiltaksforløp til fjorden via atmosfæren (luftutslipp) og ved avrenning fra deponier og forurenset grunn. Et eksempel på dette er diffuse utslipp fra Norzink som i dag er større enn regulære utslipp som følge av drift. I tillegg kommer uforutsigbare uhellutslipp som gjennom årene har hatt stor betydning for miljøet i fjorden.

Beregningsgrunnlaget for forurensningstiltaksforløp til Sørfjorden i perioden 1980 - 1997 er utslippstall innrapportert til SFT eller til NIVA av den enkelte bedrift. Man har valgt å ta med et utvalg av tungmetaller og tjærestoffer (PAH) som er de dominerende tiltaksforløpene fra bedriftene. I tillegg er utslipp av næringssalter tatt med, men her foreligger det ikke årlige målinger. Utslippene av fosfor til Sørfjorden var før 1975 totalt dominert av utslipp fra fosforsyrefabrikken på Eitrheimsneset (nedlagt i 1975). I 1973 ble det f.eks. beregnet et utslipp på 400 tonn per år (Skei, 1975). Til sammenligning er utslippet av fosfor til havnebassenget i dag beregnet til 12.5 tonn per år (Molvær, 1997).

Utslipp av miljøgifter til Sørfjorden fra industrien i Odda-området er vist i tabell 2.

Data fra perioden før 1990 baserer seg utelukkende på utslipp fra Norzink. Det henger sammen med at disse utslippene var så totalt dominerende at andre utslipp var helt underordnet. Fra 1993 er også diffuse tiltaksforløp fra Eitrheimsvågen og Norzinks fabrikkområde tatt med og tabell 2 viser at utslipps-tallene økte i forhold til perioden 1990-1992. I realiteten er dette ingen økning ettersom diffuse tiltaksforløp har eksistert hele tiden, men er ikke tatt med i utslippsberegningene.

Man må anta at kvaliteten på utslippsberegningene har bedret seg de seneste årene, men det er likevel grunn til skepsis. Usikkerheten er størst når det gjelder diffuse tiltaksforløp og kvantifisering av akuttutslipp.

Tabell 2. Utslipp av metaller til Sørfjorden i perioden 1980-1997 (kg/år).

Metall	1980	1981	1982*	1983	1984	1985	1986
Cu	61200	64800	42000	43000	55400	76000	35000
Pb	324000	612000	615000	561000	700000	773000	402000
Zn	1368000	1044000	1243000	1264000	1501000	1835000	815000
Cd	14400	7200	13500	10600	17600	23900	11800
Hg	720	720	290	390	380	994	280
Metall	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Cu	600	mangler	1850	1510	1560	397	368
Pb	mangler	mangler	5750	5580	5860	9297	8327
Zn	42000	64000	100000	17269	16038	15076	24077
Cd	28	16	400	400	232	80	759
Hg	22	26	120	54.5	36	23	23
Metall	1994	1995	1996	1997			
Cu	466	460	312	405			
Pb	4370	5931	2933	3826			
Zn	63308	56546	43149	39396			
Cd	953	922	913	872			
Hg	20.2	13.5	10.8	9.4			

* målinger 2 halvår ved Norzink x 2.

Det generelle bildet som tabell 2 fremstiller er en dramatisk nedgang i tungmetalltilførslene til fjorden i 1986 når jarositt-avfallet ble deponert i fjellhaller. Det er ellers verdt å merke seg at de største metalltilførslene i tiden etter 1980 opptrådte i 1985. Økningen i utslipp av f.eks. sink i perioden 1981 til 1985 skyldes økning i sinkproduksjon. Det bør også påpekes at avlastningen på fjorden i 1986 i første rekke hadde innvirkning på vannmassene under sprangsjiktet, mens belastningen på overflatelaget i stor grad vedvarte fram til 1992 da oppryddingen i Eitrheimsvågen var fullført. Det bør nevnes at nedgangen i utslipp av sink fra 1989 til 1990 skyldtes eliminering av utslippet av discardsyre fra Norzink.

I motsetning til utslipp av metaller er det ingen historisk oversikt over utslippene av næringsalter (tabell 3). En oversikt som ble laget for Odda kommune i 1988 (Skei, 1988) viste at samlede tilførsler (inkludert naturlig avrenning) av fosfor og nitrogen var henholdsvis 10.5 tonn og 992 tonn. I en nyere rapport (Molvær og Johnsen, 1997) er tallene revidert til 12.5 tonn og 985 tonn. Fosfortilførselen via kommunal kloakk i dag utgjør ca. 40-50% av totaltilførselen. Før 1975, når fosforsyrefabrikken var i drift på Eitrheimsneset, var fosfortilførselen fullstendig dominert av dette utslippet (400 tonn per år).

Tabell 3. Utslipp av næringsalter og PAH til Sørfjorden i utvalgte år (tonn per år).

Stoff	1975	1987	1990	1992	1993	1994	1995	1996
Nitrogen	-	992 (785) ¹	300 ¹	81 ¹	15.1 ¹	985 (22) ¹	55 ¹	480 ¹
Fosfor	400	10.5	-	-	-	12.5	-	-
PAH¹	-	10-20	16	11.3	2.9	2.6	2.6	2.4

¹ Gjelder utslipp fra Odda Smelteverk

Når det gjelder nitrogentilførselen har denne hele tiden vært dominert av utslipp fra Odda Smelteverk og naturlig avrenning (se tabell 3). Utslippene fra smelteverket har vært feilaktig rapportert på grunn av analysetekniske problemer. I tillegg har det vært vanskelig å ta representative prøver av avløpsvannet fra Odda Smelteverk. Det er grunn til å tro at utslippstallene for nitrogen har vært vesentlig for lave i hele perioden 1991-1995 og at utslippene også i denne perioden har vært i størrelsesorden 300-500 tonn per år.

Også utslippstallene for PAH har vært usikre. I 1982, da D.N.N. Aluminium i Tyssedal ble nedlagt, opphørte en av PAH-kildene. Det foreligger ikke opplysninger om utslippstall for PAH fra driftsperioden ved aluminiumsverket i Tyssedal. Det ble imidlertid vurdert som en betydelig forurensningskilde. Den andre punktkilden for PAH er Odda Smelteverk. Også her er det usikkerhet omkring den historiske utviklingen med hensyn til utslipp (tabell 3). En spesialundersøkelse knyttet til PAH i avløpsvannet til Odda Smelteverk utført i 1985 viser et årsutslipp mellom 10 og 20 tonn PAH (Kvalvågnæs *et al.*, 1986). Den kraftige nedgangen mellom 1992 og 1993 er uforklarlig ettersom renseanlegg for PAH ble installert i 1994. Dette illustrerer noe av problemet med å få sikre estimater for utslipp.

Målinger av PCB i organismer i Sørfjorden har tydet på en lokal kilde i området. Det ble iverksatt en spesialundersøkelse for om mulig å spore kildene, uten å lykkes (Skei og Klungsøyr, 1990). Etter all sannsynlighet dreier det seg om en eller flere diffuse kilder knyttet til eldre industrivirksomhet og det vurderes som vanskelig å kunne påvise og eventuelt eliminere kilden.

En annen miljøgift som er påvist i forhøyede konsentrasjoner i organismer i Sørfjorden er plantevernmidlet DDT og dets metabolitter (DDD og DDE). I en årrekke er det målt forhøyede konsentrasjoner i skjell spesielt fra området nær Kvalnes og det er sannsynliggjort at det befinner seg en lokal kilde i dette området. Det har vært opplyst i media at det er nedgravd DDT på land i nærheten av Kvalnes, og hvis så er tilfelle, er det sannsynlig at DDT vaskes ut og transporteres til fjorden.

En viktig faktor med hensyn til belastning på fjorden er alle akuttutslipp og episodiske tilførsler. Det vil være vanskelig å spore tilbake til alle episodiske utslipp i perioden 1980-1997.

Bedriftene har laget en oversikt over registrerte uhellsutslipp i perioden 1980-1997. Det bør imidlertid påpekes at det er først i de senere år at uhellsutslipp er blitt kvantifisert og rapportert til SFT. TTI rapporterer akuttutslipp over tidsperioden 1988 - 1993, hovedsakelig suspendert stoff fra venturivasker som inneholder store mengder silisium, jern og titan og noe spormetaller (krom, vanadium, mangan etc.). Mengdene av suspendert materiale som ble sluppet ut i 1988 var enkelte døgn opp i over 9 tonn. I hele 1989 ble det sluppet over 2000 tonn suspendert materiale fra venturi-gassrensaneanlegget som akuttutslipp. I 1990 var mengdene nede i 370 tonn venturislamm i forbindelse med overløp fra slamrensaneanlegg og i 1991 vel 100 tonn. Det er ellers rapportert et støtutslipp fra TTI 6 juni 1993 med 8.3 tonn suspendert materiale fra venturivasker og et oljeutslipp 13 februar 1993 med 450 kg dieselolje.

Ved Norzink har man vært i stand til å framskaffe data for uhellsutslipp tilbake til andre halvår 1991. Kun større utslipp er tatt med (tabell 4).

Tabell 4. Uhellsutslipp ved Norzink as. i perioden 1991-1997.

Dato	Hendelse	Utslipp
6.10.91	Brekkasje - ledning	240 kg Zn
16.10.91	Brekkasje - ledning	500 kg Zn
8.01.92	Fjellhalldeponi - transportsystem	2600 kg Zn, 17 kg Cd
30.5.94	Elektrolyse	103 kg Zn
6.07.94	Elektrolyse	250 kg Zn
7.07.94	Elektrolyse	180 kg Zn
6.09.94	Elektrolyse	150 kg Zn
18.11.94	Elektrolyse	100 kg Zn
12.6-13.06.95	Fjellanlegget - adkomsttunnel	1280 kg Zn, 12.8 kg Cd
5.01-19.01.96	Sovelsyrefabrikk	100 kg Zn, 4 kg Cd
Uke 2-3 96	Lutning - gamle kadmiumavd.	31.5 kg Cd
Uke 2-3 96	Aluminiumfluoridfabrikk	4 tonn gips
21.11-4-12.96	Elektrolyse	400 kg Zn
15.01.97	Lekkasje til Eitrheimsvågen	120 kg Zn
12.03.97	Klinker-tank	2045 kg Zn

I tillegg til rapportering av utslipp av sink er det også oppgitt tilførsler av andre metaller. Men etter som sink er det metallet som mengdemessig går igjen er det hovedsakelig sink som er tatt med i tabellen ovenfor. Som eksempel kan nevnes at i 1994 var de ekstraordinære utslippene av sink til Sørfjorden fra Norzink beregnet til ca. 800 kg, mens det totale sinkutslippet som følge av regulær drift

var 6400 kg. Av større støtutslipp som er registrert i perioden 1991 til 1997 kan nevnes utslipp i januar 1992, juni 1995 og mars 1997. I hvilken grad disse episodene fanges opp av overvåkingen av vann vil avhenge av når prøver blir innsamlet i forhold til når utslippet skjedde. Eksempelvis vil utslippet 8.01.92 ikke blitt tilstrekkelig reflektert i vannprøvene fordi første prøvetaking i 1992 skjedde 5 uker senere. Utslippet i juni 1995 skjedde derimot bare en uke før prøver ble innsamlet. Dette er tydelig registrert i vannkjemidata, med forhøyede verdier av sink i overflatevannet i ytre deler av fjorden. Det ble faktisk målt høyere nivåer ved Børve enn i Eitrheimsvågen! I forbindelse med uhellsutslippet i mars 1997 ble det innsamlet ekstraordinære prøver og disse viste en kraftig økning i indre deler av fjorden. Dette viser at for å følge med i vannforurensningen av fjorden er det viktig med hyppig prøvetaking. Som en følge av dette er det statlige overvåkingsprogrammet revidert fra 1998, med månedlig prøvetaking i stedet for 6 ganger per år som det har vært tidligere.

I tillegg til de rapporterte ekstraordinære tilførslene i denne perioden bør også nevnes de store tilførslene av tungmetaller som skjedde høsten 1989 (august-desember) og hvor årsaken aldri ble fastlagt (Skei *et al.*, 1990). Det skjedde en dramatisk økning i konsentrasjonen av tungmetaller i overflatevannet som tydet på at transporten av sink i overflatevannet i munningen av Sørfjorden var ca. 4-5 tonn per dag!

Etter opplysninger fra miljøansvarlig ved Odda Smelteverk har ikke denne bedriften hatt uhellsutslipp til sjø av noe slag i denne tidsperioden når det gjelder tungmetaller og PAH. Det har imidlertid periodevis vært overutslipp av PAH i forhold til konsesjon. I hvilken grad det har vært uhellsutslipp av cyanid er ikke avklart, da dette er under etterforskning.

2. Forurensningsbegrensende tiltak og utførte undersøkelser

2.1 Tiltak

Arbeidet med å begrense forurensningen av Sørfjorden startet i begynnelsen av 70-årene ved etableringen av Miljøvernkomiteen i Odda i perioden 1972-1974. En rekke forslag om miljøverntiltak ble fremmet, bl.a. reduksjon av utslipp av jarositt (metallholdig avfallsprodukt fra fremstilling av sink) og løste metaller fra Norzink som ble gitt høy prioritet. Det første fremstøtet mot kvikksølvforurensningen var byggingen av et kvikksølvrensaneanlegg i 1973. Dette førte til en betydelig reduksjon i kvikksølvutslippene. Men fortsatt ble store mengder kvikksølv sluppet ut via jarositt og via gips.

Både kvikksølvrensaneanlegget og det sentrale vannrensaneanlegget ved Norzink viste store variasjoner i effektivitet og utslipp, spesielt i 80-årene. Det er eksempler fra 1982 hvor utslippene av sink kunne variere med en faktor fra 10 til 1000 i løpet av noen måneder. Dette tilsier at det er vanskelig å koble utslipp og effekter i resipienten. De mest dramatiske variasjonene skjedde i årene før 1986.

Den neste store utslippsreduksjonen ved Norzink skjedde sommeren 1986 da utslippet av jarositt til sjø opphørte og jarositten i stedet ble deponert i fjellhaller, noe som medførte en reduksjon i utslippene av metaller på over 90%. Dette medførte en dramatisk forbedring av forholdene i Sørfjorden, spesielt ved intermediære og dype vannlag. Nye undersøkelser viste imidlertid at Eitrheimsvågen var en stor sekundær forurensningskilde. NIVA målte lekkasje av metaller i strandsonen i vågen som følge av tidevannspumping inn i gamle deponier. Dette ble gjort i 1984. To år senere gjorde NIVA eksperimentelle undersøkelser med de forurensede sedimentene i vågen og havnebassenget og kom til en konklusjon om at sedimentene i vågen måtte betraktes som en stor forurensningskilde og større enn direkte utslipp fra bedriftene (Skei *et al.*, 1987).

På bakgrunn av disse eksperimentene ble det gitt anbefaling om å dekke til de sterkt forurensede sedimentene i vågen. Først ble det bygget en spuntvegg inne på land for å hindre sjøvannsinntrengning i gamle avfallsmasser (desember 1986). I 1989 ble utslippet av discardsyre fra Norzink fjernet. Deretter ble det i 1992 bygget en spuntvegg tvers over vågen og på utsiden (ned til ca. – 10 m) ble vågen tildekket med geotekstil og sand. I tillegg ble det lagt gabioner (betongmatter) i strandsonen for å hindre stranderosjon, og det ble laget et dreneringssystem rundt det innspuntede området for å unngå infiltrering med ferskvann.

I de senere år er oppmerksomheten omkring metalltilførselen fra Norzink blitt konsentrert om diffuse tilførsler fra fabrikkområdet. Forsøk på kartlegging av disse kildene har vist at i omfang er de langt viktigere enn utslipp som skyldes ordinær drift. I tillegg fører utpumping av overskuddsvann som ansamlers bak spuntveggen til betydelige utslipp til fjorden. Det foreligger nå konkrete planer om hvordan man skal samle opp overflatevann på Eitrheimsneset og hindre at det forurenser fjorden (bygging av fjellsjakter på Eitrheimsneset).

Av utslipp til sjø fra Norzink gjenstår utslippet av gips, som bl.a. inneholder kvikksølv og bly. Det er nå imidlertid planer om anvende gipsen slik at det forventes at dette utslippet vil opphøre om noen år.

Ved de andre storbedriftene i Odda-regionen er det bare mindre endringer i utslipps situasjonen. DNN Aluminium i Tyssedal som ble etablert i 1916 ble nedlagt i 1982. Dermed forsvant en betydelig PAH- og fluorkilde. Ved etableringen av Tinfos Titan & Iron like etter ble andre utslippskomponenter introdusert (jern, titan, krom etc.), men disse har et mindre forurensningspotensiale. Tidligere utslipp av filterstøv er nå tatt inn i produksjonen igjen slik at det totale forurensningstrykket som TTI øver på fjorden er relativt beskjedent. De har imidlertid et betydelig utslipp av SO₂ som medfører et visst oksygenforbruk.

Ved Odda Smelteverk er den eneste utslippsreduksjonen i senere tid knyttet til bygging av renseanlegg for røkgass som ble klar i 1994 og som skulle gi en betydelig reduksjon i utslippene av PAH. Utslippsmålingene har gitt lite entydige svar både når det gjelder utslipp av PAH, cyanid og nitrogen. Det kan imidlertid fastslås at det fortsatt er et stort utslipp av filterkake fra dicyproduksjonen som medfører et stort nitrogenutslipp og oksygenforbruk (Molvær, 1998).

Utslipet av kommunal kloakk er nå flyttet fra havnebassenget til området ved Holmen nord for Eitrheimsneset (juli 1997). Det innebærer en avlastning på havnebassenget, men en større tilførsel av næringssalter og oksygenforbrukende stoffer lenger ute. En ytterligere forbedring ventes når det bygges nytt kloakkrenseanlegg (ca. år 2000).

2.2 Utførte undersøkelser

En NIVA-rapport fra 1980 gir en oversikt over utførte undersøkelser i Sørfjorden fram til 1980 (Skei, 1980). De første miljørelaterte undersøkelsene av fjorden fant sted i begynnelsen av 70-årene i kjølvannet av Miljøvernkomiteens arbeid. Det ble gjort målinger av tungmetaller i vann, fisk, blåskjell og sedimenter og DDT og PCB-analyser av fisk (Miljøvernkomiteen, 1973). Disse resultatene var alarmerende og det førte derfor til mange oppfølgende undersøkelser og forslag om at tiltak måtte iverksettes.

Undersøkelsene var sporadiske og en rekke aktører var inne i bildet i tillegg til NIVA (SI (nå SINTEF-SI) i Oslo, SINTEF i Trondheim, Universitetene i Trondheim, Oslo og Bergen, Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt i Bergen og Norges Veterinærinærhøgskole i Oslo m.fl.). Det ble klart at man stod overfor en enestående metallforurensning, også i verdensammenheng, og det ble gjort en rekke studier i Sørfjorden av grunnforskningskarakter. Det var først i 1979, da Statlig program for forurensningsovervåking startet sitt pilotprosjekt i Sørfjorden at det ble gjennomført en systematisk overvåking av fjorden (vann, sedimenter og organismer). Det er således en av de fjordene i Norge som har hatt den lengste sammenhengende overvåkingen.

I tillegg til Statlig overvåkingsprogram (som har vært finansiert av de tre største bedriftene i Odda-regionen og SFT) har den enkelte bedrift fått utført miljøundersøkelser av flere konsulentfirmaer (f.eks. Veritas (tidligere Miljøplan), Noteby etc.). Disse undersøkelsene har i hovedsak vært knyttet til nærområdene til utslippene og i form av utredninger, men tildels også eksperimentelt arbeid og arbeid knyttet til utslippsanordninger.

Overvåking i regi av Oslo-Paris kommisjonen (tidligere JMG, nå JAMP) omfatter registrering av miljøgifter i sedimenter, fisk og blåskjell i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Disse undersøkelsene, som gjennomføres av NIVA, er koordinert med Statlig overvåkingsprogram. Nevnes bør også den store undersøkelsen av miljøgifter i organismer i 1983-1984 i regi av Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt (Julshamn *et al.*, 1985, Julshamn og Grahl-Nielsen, 1996).

Kloakken fra Odda kommune har tidligere gått urensset til havnebassenget. Det har således vært flere undersøkelser finansiert av Odda kommune på slutten av 80-årene og i 90-årene som har hatt til mål å overvåke innholdet av næringssalter, oksygen og tarmbakterier i vannmassene (Molvær og Johnsen, 1997).

I tillegg til overvåking og undersøkelser i regi av staten, kommunene og industrien har Sørfjorden vært tema for flere hovedfagsarbeider og dr.grads-arbeider ved Universitetene både i inn- og utland. Utenlandske forskningsgrupper har gjort sine undersøkelser i fjorden og dette har resultert i en rekke publikasjoner. Stoff fra Sørfjorden har også vært brukt i mange avisartikler, radioprogrammer og fjernsynsprogrammer.

3. Resultater

Resultater fra 17 års overvåking i Sørfjorden er forsøkt komprimert og illustrert på en slik måte at det er mulig å se utviklingen i forurensning over tid og i sammenheng med de endringer i forurensningsbelastning som har skjedd i samme tidsrom. Dette er komplisert fordi forurensningsbelastningen har variert sterkt over tid, mens tidsoppløsningen på overvåkingsdata er for dårlig til å kunne gjøre gode koblinger til tilførsler.

I tillegg til å følge en tidstrend er målet å framstille data slik at man ser i hvilke deler av undersøkelsesområdet hvor endringer har skjedd (geografisk variasjon). Når det gjelder vannkjemien, har det også vært viktig å framstille hvilke deler av vannmassen som er påvirket av utslippsendringer.

På bakgrunn av de resultater som er innsamlet vil det bli presentert en kunnskapsstatus og hvilke kunnskapshull som eksisterer. Samtidig vil det også bli gjort en vurdering av de eksisterende overvåkingsprogram og i hvilken grad de tjener til sin hensikt, og hvis ikke, hvordan de kan bedres.

3.1 Vannmasser og oksygenforhold

3.1.1 Vannmasser

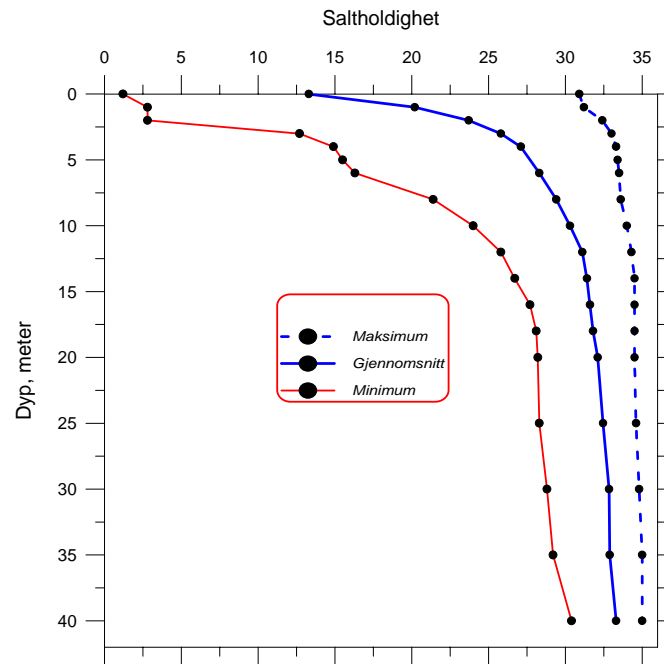
I Sørfjorden kan man i prinsippet skjelne mellom tre vannmasser :

- Overflatelaget (brakkvannslaget), som består av en blanding av ferskvann og sjøvann. Tykkelsen av laget er oftest mellom 1 m og 3 m og saltholdigheten mellom ca. 6 og 25, men i sommerhalvåret kan laget bli opptil 10 m tykt og saltholdigheten ned mot 1 i de øvre 0.5- 1 m (figur 1).
- Mellomlaget, som omfatter vannmassen mellom overflatelaget og terskeldypet for Sørfjorden (ca. 250 m dyp). Øvre del av denne vannmassen kan inneholde en betydelig andel av brakkvann fra selve Hardangerfjorden.
- Bassengvannet, som omfatter vannmassen fra terskeldypet og ned til største dyp på omkring 385 m.

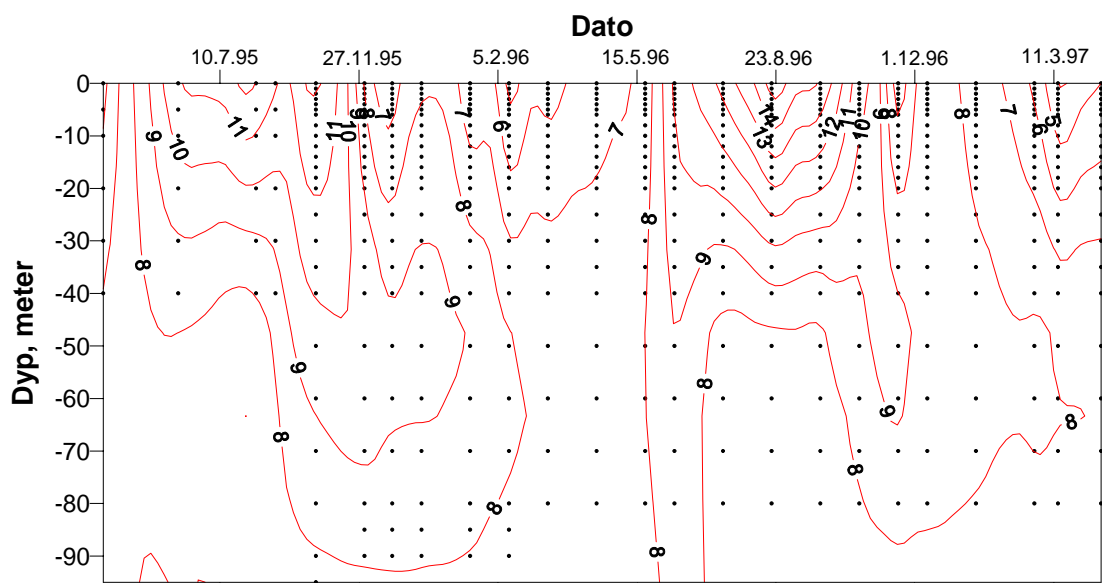
Den vertikale inndeling av vannmassene være bestemt av ferskvannstilførselen, vannutvekslingen med den nordre del av Sørfjorden og selve Hardangerfjorden, og topografien – og vil derfor variere mye over året. Figur 2 og figur 3 viser målinger av temperatur og saltholdighet ved Lindenes i form av tidsisoplet.

Isopleter er linjer som viser i hvilke dyp forskjellige nivåer eller konsentrasjoner er funnet (eller beregnet) gjennom måleperioden. For begge parametre er det store variasjoner med tiden, dels som følge av klima (lufttemperatur og nedbør/avrenning fra land) og dels som følge av vannutveksling med vannmassene lenger ute i Sørfjorden. Tidsintervallene mellom målingene (4-6 uker) gjør at variasjoner på kortere tidsskalaer ikke registreres, men på figur 2 kan man både se oppvarming av vannmassene utover sommeren (vises tydeligst omkring 23.8.96) og vinteravkjølingen. Tilsvarende viser figur 3 tidsrom med mye ferskvann i fjorden (lav saltholdighet) og lite ferskvann/høy saltholdighet i februar-mars. Variasjoner i saltholdighet viser vanligvis vannfornyelser, og man ser tydelig fullstendige vannfornyelser i mellomlaget i løpet av høsten 1995, vinteren 1996 og vinteren 1997.

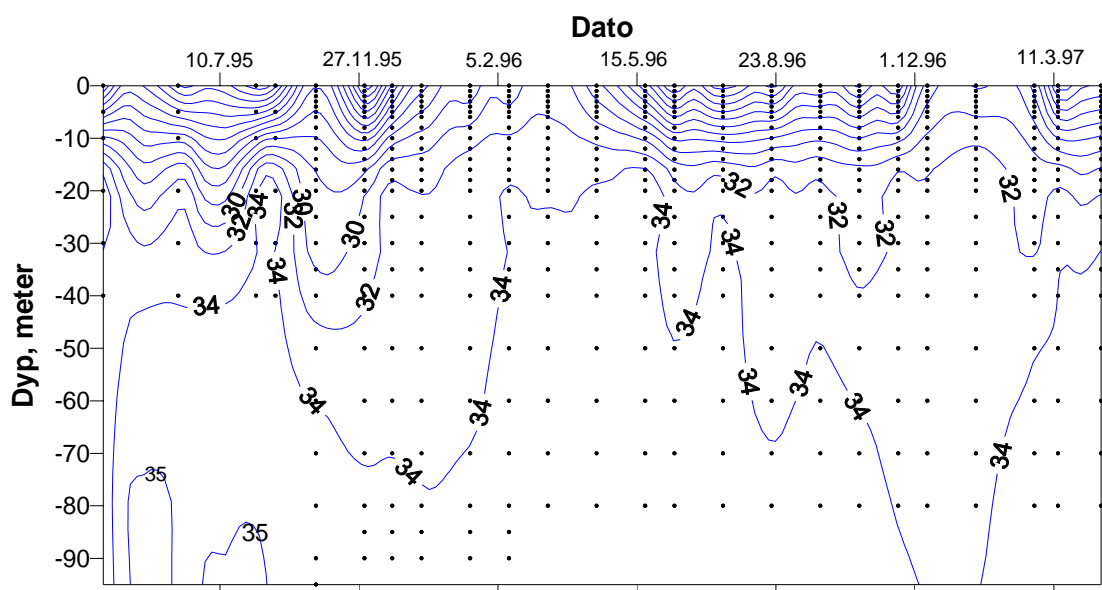
Tidsintervallet mellom målingene er for langt til at disse kan vise annet enn hovedtrekkene i vannfornyelsen innenfor Lindenes. Beregninger tyder imidlertid på at overflatelaget (brakkvannslaget) innenfor Lindenes har en typisk oppholdstid på ca. 6-18 timer, mens gjennomsnittlig oppholdstid for vannmassen mellom ca. 10 m dyp og bunnen på 40-50 m dyp er 4-7 døgn. Men variasjonene omkring slike gjennomsnittsverdier vil være store.



Figur 1. Figuren viser vertikallprofiler basert på laveste, gjennomsnittlig og høyeste saltholdighet i hvert måledyp i Havnebassenget utenfor Odde. Måledypene er vist med mørke prikker, og det er gjort 20-25 målinger av saltholdighet i hvert dyp i tidsrommet 1995-1997.



Figur 2. Temperatur (C°) ved Lindenes i tidsrommet februar 1995-mars 1997. Målinger er vist med mørke prikker.



Figur 3. Saltholdighet ved Lindenes i tidsrommet februar 1995-mars 1997. Målinger er vist med svarte prikker. Store innstrømninger av vann med høy saltholdighet foregikk høsten 1995 og vinteren 1996, etterfulgt av perioder da dette vannet ble erstattet av vann med lavere saltholdighet.

3.1.2 Oksygenforholdene

Oksygenkonsentrasjonen i vannmassene vil til enhver tid være et resultat av balansen mellom:

1. *oksygentilførselen*, i hovedsak ved tilførsel av oksygenrikt sjøvann fra Hardangerfjorden og Sørfjordens nordre deler.
2. *oksygenforbruket*, i hovedsak fra nedbrytning av organisk materiale tilført via direkte utslipp, nedsynkende planteplankton og fra kjemisk oksygenforbruk.

Denne balansen vil variere over tid. Typisk for mange norske fjorder er relativt dårlige oksygenforhold over en periode i løpet av sommer-høst som følge av stort oksygenforbruk pga. nedbrytning av organisk materiale og relativt liten oksygentilførsel - og gode oksygenforhold i vinterhalvåret. Grunnlaget for bedømmelse av oksygenforholdene er vist i tabell 5.

Tabell 5. Tilstandsklassifisering for oksygen (fra Molvær *et al.* 1997).

Parametre	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Oksygen (ml O ₂ /l)	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5

Tilstanden på 1970-tallet

Oksygenforholdene i Sørfjorden er registrert helt tilbake til 1970-tallet. Resultatene av målinger i 1973 og 1974 er sammenfattet i tabell 6. For Havnebassenget finnes målinger fra september 1973, da man på det laveste målte 3.49 mlO₂/l i 39 m dyp (Skei, 1975). Dette viser at oksygenproblemene i Sørfjordens indre del ikke er av ny dato, og målinger fra 1973-74 viste også en tydelig forverring av tilstanden innover i fjorden.

Tabell 6. Oksygenmålinger i Sørfjorden i 1973 og 1974 (fra Skei, 1975).

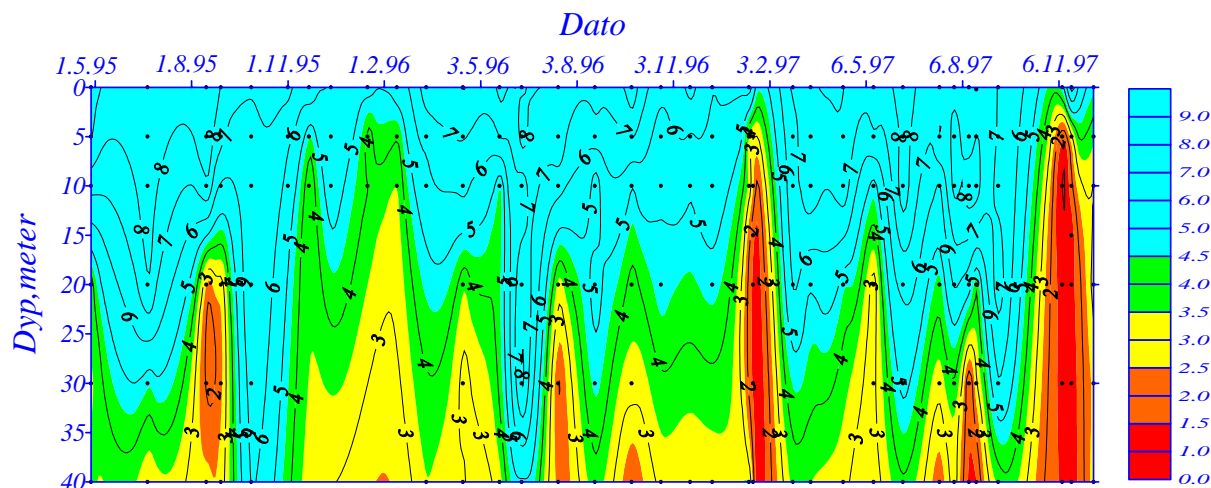
Dato	Stasjon	50 m dyp	75 m dyp	100 m dyp
September 1973	Hausaneset	5.62	5.4	4.66
	Buaneset	4.95	4.18	4.07
	Nord for Lindenes	4.13	3.4	2.97
April 1974	Ullensvang	4.49		3.53
	Skutenes	5.15		4.56
	Lindenes	4.45	3.09	2.27

Tilstanden på 1990-tallet

Målingene i Havnebassenget i tidsrommet februar 1995 - september 1997 viser det karakteristiske oksygenminimumet som opptrer mellom 20 m og 40 m dyp på ettersommer - tidlig høst (figur 4). På det laveste var konsentrasjonene under 2 ml O₂/l (klasse IV, Dårlig). I november 1997 var oksygenforholdene meget dårlige (Klasse V) fra bunnen og helt opp til brakkvannslaget.

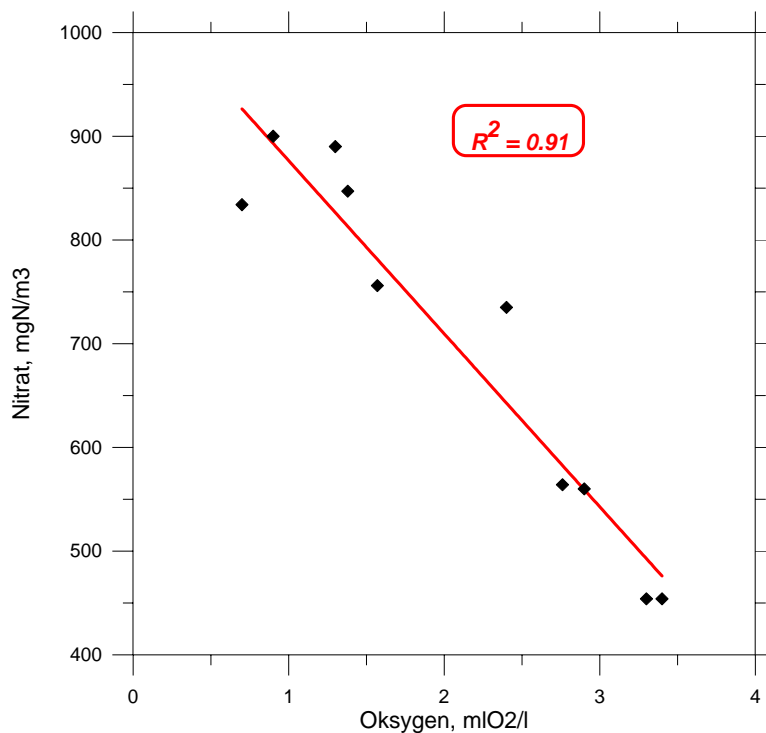
Ved Lindenes er forholdene i tilsvarende dyp jevnt over noe bedre, men også her opptrer minimumkonsentrasjoner under 2 ml O₂/l om høsten (juli 1996). I det dype bassenget ned til 85 m måles ofte konsentrasjoner under 3.5 ml O₂/l, og i august 1996 så lavt som 1.5 ml O₂/l (klasse IV-V, Dårlig-Meget dårlig).

Årsaken til de ekstremt dårlige forholdene i november 1997 er ikke helt avklart, men en nær sammenheng mellom lave oksygenkonsentrasjoner og høy konsentrasjon av nitrogen peker i retning av en kombinasjon av stort oksygenforbruk fra Odda Smelteverks utslipp av filterkake og liten vannutskiftning (figur 5). Så lave oksygenkonsentrasjoner vil gi negative biologiske effekter, i første rekke ved at fisk og andre mobile organismer trekker seg unna vannmassene hvor oksygenkonsentrasjonene er lave. En del organismer vil dø.

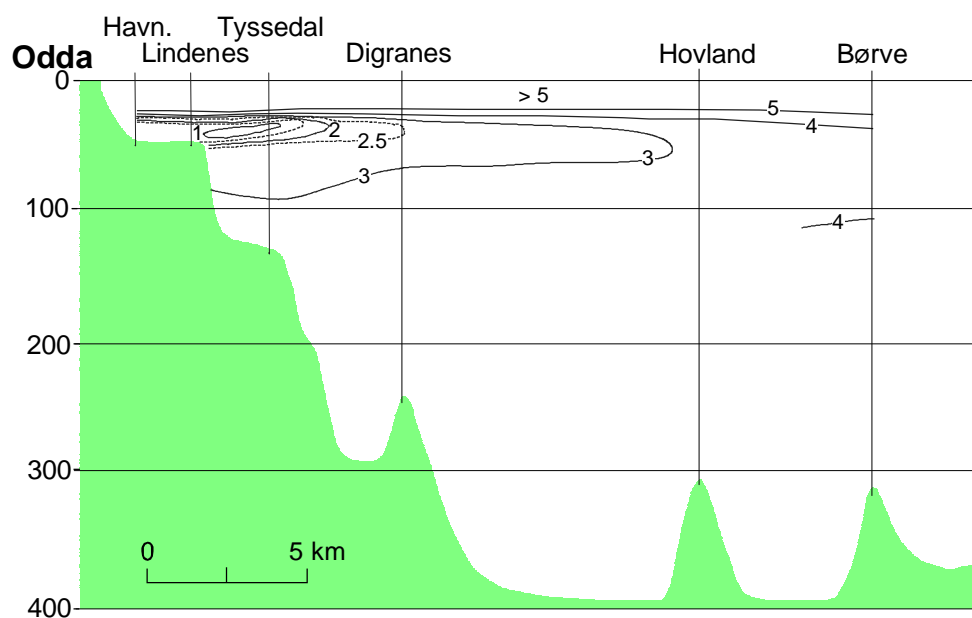


Figur 4. Oksygen i Havnebassenget i tidsrommet april 1995–desember 1997. Tilstandsklasse I-V er vist med grader av skravur (jevnfør tabell 5). Målepunkt er vist med svart prikk.

På den annen side er det klart at oksygenproblemene ikke omfatter hele Sørfjorden, men er i alt vesentlig avgrenset til de øverste 100 m innenfor Digranes. Figur 6 viser situasjonsbilder fra 12. august 1997. Selv om målinger til 100 m dyp ikke gir noe komplett bilde av oksygenforholdene i Sørfjorden, er det tydelig at oksygenproblemene har sitt opphav i fjordens indre del. Den 12. august var forholdene Meget Dårlige (<1.5 ml O₂/l) ut til Tyssedal og Dårlig (1.5-2.5 ml O₂/l) videre ut til Digranes.



Figur 5. Målinger av oksygen og nitrat i fjorden utenfor Odda og Tyssedal den 9.11 1997 viser en meget nær sammenheng mellom lav oksygenkonsentrasjon og høy konsentrasjon av nitrat.



Figur 6. Langsgående oksygenprofil fra Havnebasenget til Børve for 12.8.1997. Oksygenproblemene strekker seg ut til mellom Digranes og Hovland.

Har tilstanden endret seg over tidsrommet 1972-97?

Grunnlaget for å bedømme en eventuell utvikling i oksygenforholdene i indre deler av Sørfjorden er i hovedsak målinger fra september 1973, april 1974, juni-oktober 1988 og februar 1995-desember 1997. Dette datamaterialet er for spredt til at det kan gjøres noen statistisk analyse av tidsutviklingen over de siste 25 år.

Av dataene for Lindenes (≤ 80 m dyp) og Havnebassenget (≤ 40 m dyp) finner man at minimumskonsentrasjonene i 1988 og 1995-97 var lavere enn ved toktene i 1973 og 1974. Tilsvarende gjelder at minimumskonsentrasjonene i 1995-97 var lavere enn høsten 1988. Grunnlaget for sammenligningene er tynt, men dette **kan** tyde på en forverring av oksygenforholdene over de siste 25 år.

Vurdering av årsaker til oksygenproblemet i innenfor Lindenes

Oksygenproblemene i Sørfjordens indre deler oppstår ved en kombinasjon av flere faktorer. De viktigste antas å være:

I. Lokale utslipp av stoffer som medfører oksygenforbruk:

- A. **Kommunalt avløpsvann:** vil både øke primærproduksjonen ved sitt innhold av fosfor og nitrogen - og der igjennom bidra til økt oksygenforbruk, samt inneholde organisk stoff som direkte øker oksygenforbruket.
- B. **Opo:** tilførsler av nitrogen, fosfor og organisk stoff vil i prinsippet ha samme effekt som kommunalt avløpsvann. Oksygenproblemene i 1995 og 1996 oppstod ved høy vannføring i Opo.
- C. **Odda Smelteverk:** utslipp av nitrogenholdig dicy-kalk vil både bidra til et kjemisk oksygenforbruk og øke primærproduksjonen (vekst av planktonalger) i fjorden. Økt vekst av planktonalger vil i sin tur øke oksygenforbruket i dypvannet når algene dør og algebiomassen nedbrytes.

II. Liten oksygentilførsel gjennom vannutskiftning:

Undersøkelser på begynnelsen av 1970-tallet har tydet på at vannmassene som fra Hardangerfjorden strømmer inn i Sørfjorden kan være relativt oksygenfattig. Innerst i en fjord vil dessuten vannfornyelsen i de dypere vannlag - og dermed tilførselen av oksygen fra vannmasser utenfor fjorden - være mindre enn i midtre eller ytre deler av fjorden.

III. Sirkulasjonsmønsteret:

Under det utstrømmende brakkvannslaget vil en inngående sjøvannsstrøm kunne bringe planktonalger til fjordens indre del, og dermed bidra til en opphopning av marint organisk stoff. Nedbrytning av dette vil i så fall bidra til økt oksygenforbruk.

Undersøkelsene av oksygenforholdene i Sørfjorden har hatt som mål å registrere tilstanden, og man har ikke data for å kunne gjøre en detaljert analyse av den innbyrdes viktigheten av disse faktorene som er nevnt ovenfor. På grunnlag av de foreliggende opplysninger om utslipp og tilstand har Molvær og Johnsen (1997) og Molvær (1998) gjort en første vurdering av forholdene og konkluderte med at:

- oksygenforbruket i vannmassene i Sørfjordens indre del er periodevis ekstremt høyt, og en jevn og stor vannfornyelse er nødvendig for at kritiske oksygenforhold skal unngås.
- de ekstremt dårlige oksygenforholdene i november 1997 skyldtes trolig en periode med liten vannfornyelse da oksygenforbruket fra Odda Smelteverks utslipp av dicy-kalk i stor grad bidro til å forbruke oksygenet i vannmassene.

3.2 Vannkjemiske undersøkelser

Som grunnlag for bedømmelse av siktedyp og næringssaltkonsentrasjoner, viser tabell 7 SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

Tabell 7. Klassifisering av tilstand for næringssalter, klorofyll *a* og siktedyp, fra Molvær *et al.* (1997). Tabellen gjelder for vannmasser med saltholdighet over 15.

Parametre	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Overflatelag					
Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)	<12	12-16	16-29	29-60	>60
Sommer					
Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)	<4	4-7	7-16	16-50	>50
(Juni-august)					
Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<250	250-330	330-500	500-800	>800
Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<12	12-23	23-65	65-250	>250
Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<19	19-50	50-200	200-325	>325
Klorofyll <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5
Overflatelag					
Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)	<21	21-25	25-42	42-60	>60
Vinter					
Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)	<16	16-21	21-34	34-50	>50
(desember- februar)					
Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<295	295-380	380-560	560-800	>800
Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<90	90-125	125-225	225-350	>350
Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)	<33	33-75	75-155	155-325	>325

I sine vannkvalitetsnormer for friluftsbad - badevann har Statens Helsetilsyn en annen klassifisering av siktedyp (tabell 8). Siktedypet forholder seg i den sammenheng til hvilken sikt i vannet som er nødvendig for de badendes sikkerhet (se bunnen på rimelig dyp), og ikke til tilstanden.

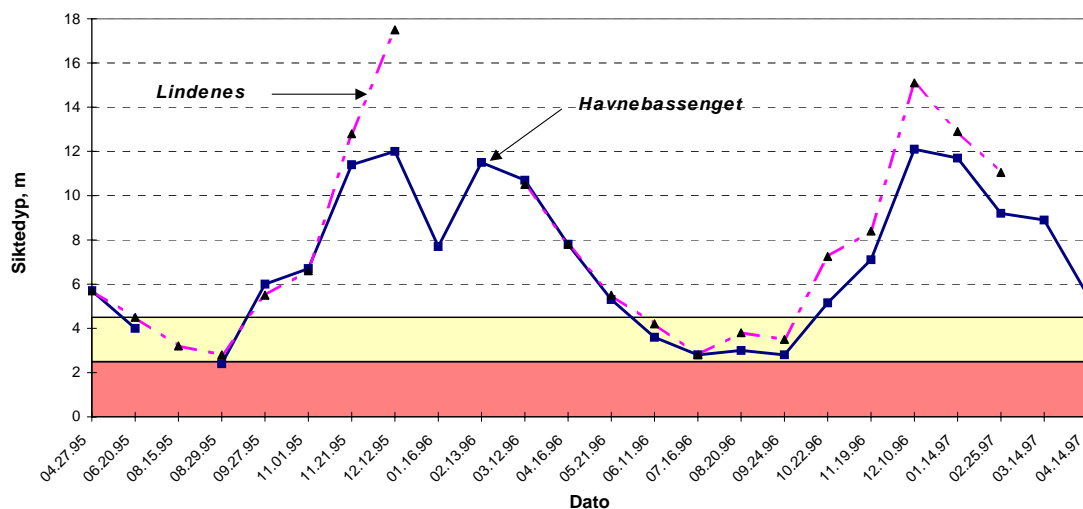
Tabell 8. Helsemyndighetenes vurdering av siktedyp i forhold til egnethet for friluftsbad (Statens Helsetilsyn 1994).

	Egnet (god)	Mindre egnet (mindre god)	Ikke egnet (ikke akseptabel)
Siktedyp (m)	>2	1-2	<1

3.2.1 Siktedyp

Siktedypet er målt som det dyp hvor en hvit skive med ca. 25 cm diameter forsvinner av syne fra overflaten, og er et resultat av partiklers og oppløste stoffers innvirkning på vannets gjennomskinnelighet. Blant annet kan tilførsel av leire og slam med elvevann og store bestander av planktonalger redusere siktedypet betydelig.

Ser man tidsrommet 1995-97 under ett er det liten - og statistisk ikke signifikant - forskjell i siktedyp mellom Havnebassenget og Lindenes (figur 7). Imidlertid er det verdt å merke seg at i de tilfellene hvor det er tydelig forskjell mellom stasjonene, er siktedypet minst i Havnebassenget. Det stemmer med hva man skal forvente fordi Havnebassenget ligger nærmest munningen av Opos munning samt til tettsted og industriarealer.



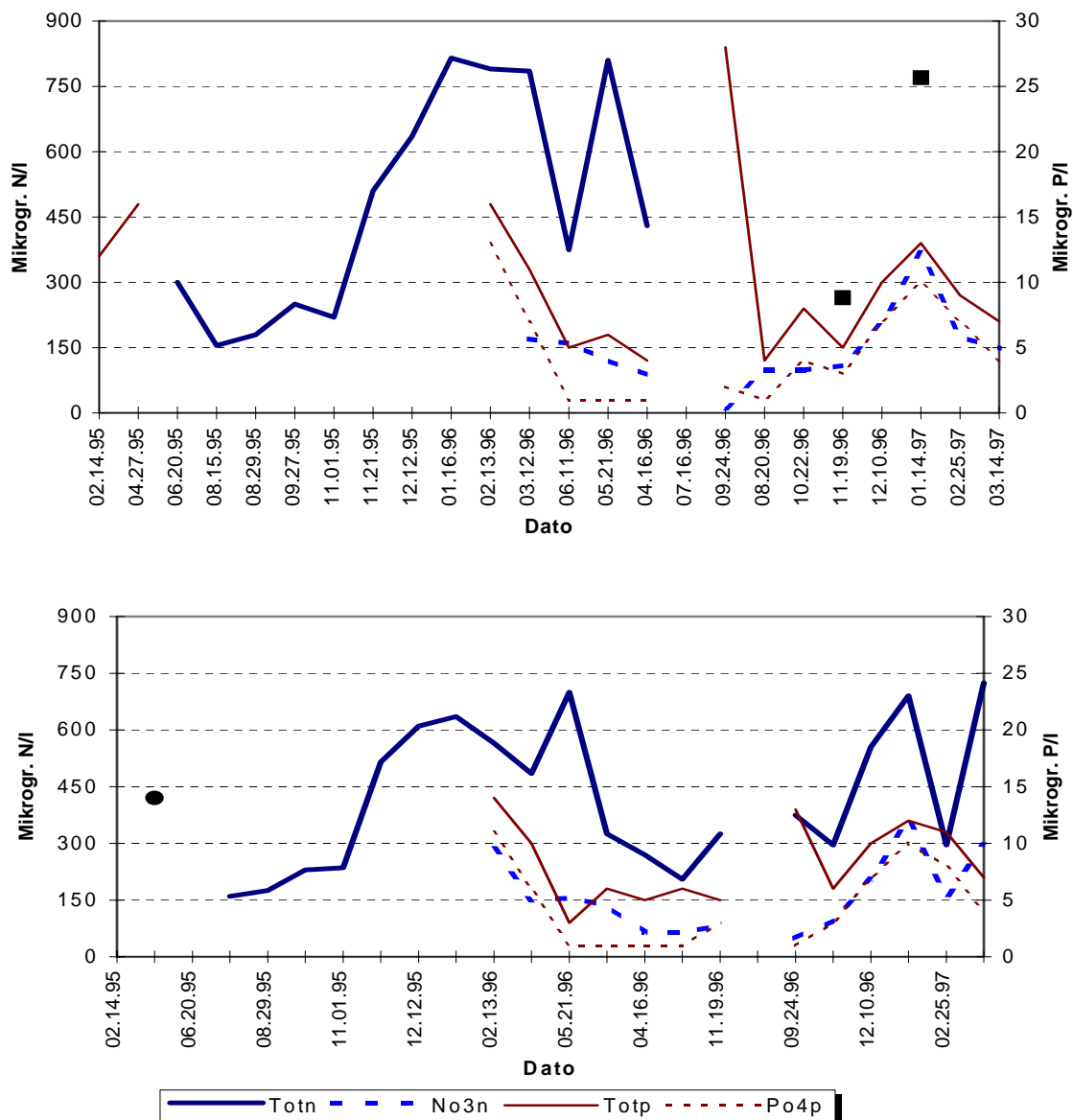
Figur 7. Målinger av siktedyp i Havnebassenget og ved Lindenes. Mørkest skravur viser Statens helsetilsyns klassifisering av badevann (Mindre godt - Ikke egnet). Lysere skravur viser SFTs klassifisering mht. tilstand (Dårlig - Meget dårlig).

3.2.2 Næringssalter

Tilførselen av næringssalter fra land er i hovedsak fordelt mellom bidragene fra Opo/ kommunalt avløpsvann (til og med 1997) til Havnebassengets overflatelag og nitrogenutslippet fra Odda Smelteverk på 20 m dyp. I det følgende skal vi vurdere konsentrasjonene i forhold til tid, dyp og SFTs miljøkvalitetskriterier.

Figur 8 viser måleresultater av nitrogen og fosfor i overflatelaget (0-0.5 m dyp) i Havnebassenget og ved Lindenes. Både for total nitrogen og total fosfor har konsentrasjonen i gjennomsnitt vært litt høyere i Havnebassenget enn ved Lindenes.

Figur 9 viser konsentrasjonene av total nitrogen mellom overflatelaget og bunn (ca. 40 m dyp) i Havnebassenget. Til tider opptrer konsentrasjoner (1000-2900 $\mu\text{g N/l}$) som er langt høyere enn man til vanlig ville vente å finne i de frie vannmassene i en vestlandsfjord. Man må kunne anta at de høye konsentrasjonene skyldes utslippet av nitrogenholdig dicy-kalk fra Odda Smelteverk, som for 1995-96 sannsynligvis tilsvarte 700-800 tonn N/år. Dicy-kalken er innblandet i varmt ferskvann og når den slippes ut på 20 m dyp, vil trolig det aller meste synke til bunns, mens noe følger med ferskvannet oppover i vannsøylen. Den samme fordelingen vil sannsynligvis gjelde for nitrogenet som er knyttet til kalken, dvs. at man kan forvente å finne de høyeste konsentrasjonene mellom 20 m og bunnen, men også høye konsentrasjoner høyere oppe i vannsøylen. Periodevis meget høye nitrogenkonsentrasjoner i overflatelaget i Havnebassenget kan derfor både skyldes innblanding av nitrogenholdig vann fra dyputslippet til Odda Smelteverk og høyt nitrogeninnhold i elvevannet. Figur 10 viser imidlertid at de høyeste nitrogenkonsentrasjonene opptrer i situasjoner med høy saltholdighet, dvs. lite ferskvann fra Opo. Sett i sammenheng med figur 9 viser dette at nitrogenet kommer nedenfra, med avløpsvannet fra Odda Smelteverk.



Figur 8. Konsentrasjoner av total nitrogen (Tot-N), nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), total fosfor (Tot-P) og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i overflatelaget i Havnebassenget (øverst) og ved Lindenæs (nederst). Enkeltverdier av total nitrogen er vist med svart prikk.

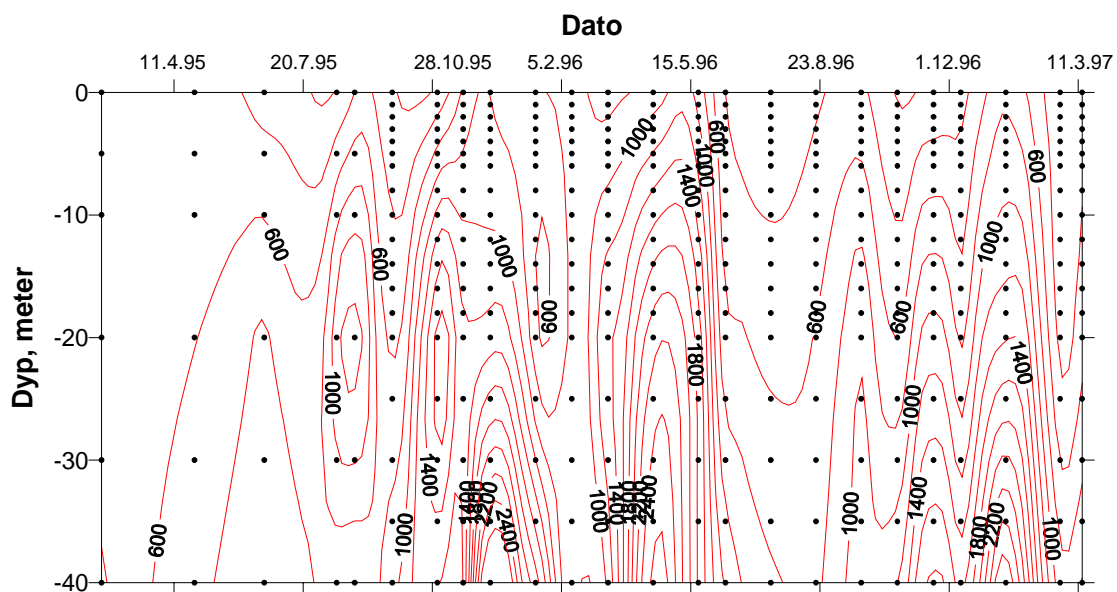
Ved bruk av miljøkvalitetskriteriene må man skjelle mellom sommer og vinter, og antall målinger bør være omkring 10. Bare for total nitrogen i overflatelaget i sommerhalvåret er man i nærheten av å kunne anvende kriteriene (7 måleserier i tidsrommet mai-september). Klassifiseringen anvender medianen for dataene, som for Havnebassenget og Lindenæs er henholdsvis $300 \mu\text{g N/l}$ og $230 \mu\text{g N/l}$. Dette gir klasse II (God) for overflatelaget i Havnebassenget og klasse I (Meget God) for Lindenæs, men med meget store variasjoner omkring gjennomsnittsverdien.

I gjennomsnitt regner man at marint planteplankton opptar nitrogen og fosfor i forholdet 7:1 (som vekt, det såkalte Redfield-forholdet). Større avvik fra dette forholdstallet vil tyde på at liten tilgang på nitrogen (lavere tall) eller fosfor (høyere tall) kan være begrensende for veksten av planktonalger. Gjennomsnittlige forholdstall for tidsrommet mars-september 1996 samt mars 1997 er vist i tabell 9. Tallene bekrefter at i forhold til planktonalgens teoretiske behov har vannmassene innenfor Lindenæs

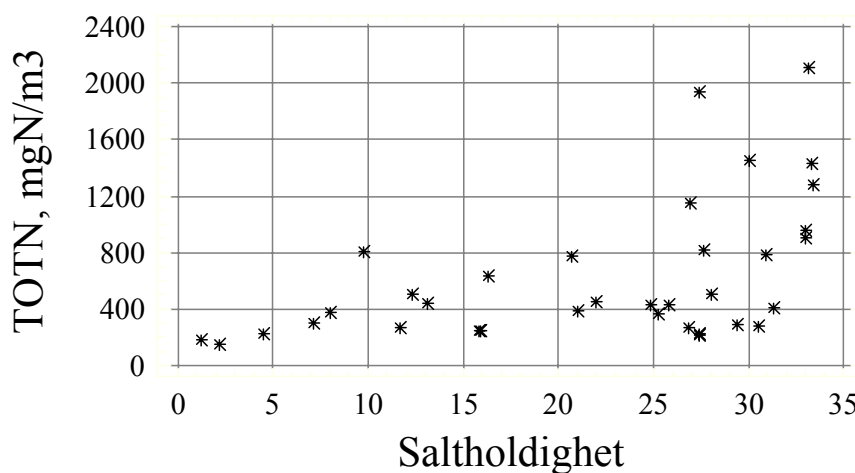
et meget stort overskudd av nitrogen. Dette reiser også et spørsmål om en slik skjevhet favoriserer oppvekst av skadelige alger.

Tabell 9. Gjennomsnittlige forholdstall mellom nitrogen og fosfor for tidsrommet mars-september 1996, samt mars 1997.

Stasjon	Dyp (meter)	TOTN/TOP	Nitrat/fosfat
Havnebassenget	0	81	80
	5	65	27
	10	66	33
Lindenes	0	80	81
	5	60	26
	10	47	33



Figur 9. Målinger av total nitrogen i Havnebassenget i tidsrommet februar 1995-mars 1997. Måledypene er vist som svarte "prikker". Konsentrasjonene er gjennomgående høye, og svært høye konsentrasjoner ble målt i 20-40 m dyp senhøstes 1995, våren 1996 og vinteren 1997. Situasjonen i april-mai 1996 illustrerer hvordan nitrogen fra dyppvannet kan trenge opp til overflatelaget og blandes inn i dette.



Figur 10. Havnebassenget, 0-5 m dyp. De høyeste nitrogenkonsentrasjonene opptrer i situasjoner med høy saltholdighet, dvs. ved liten ferskvannstilførsel og/eller stor innblanding av vann fra dypere vannlag.

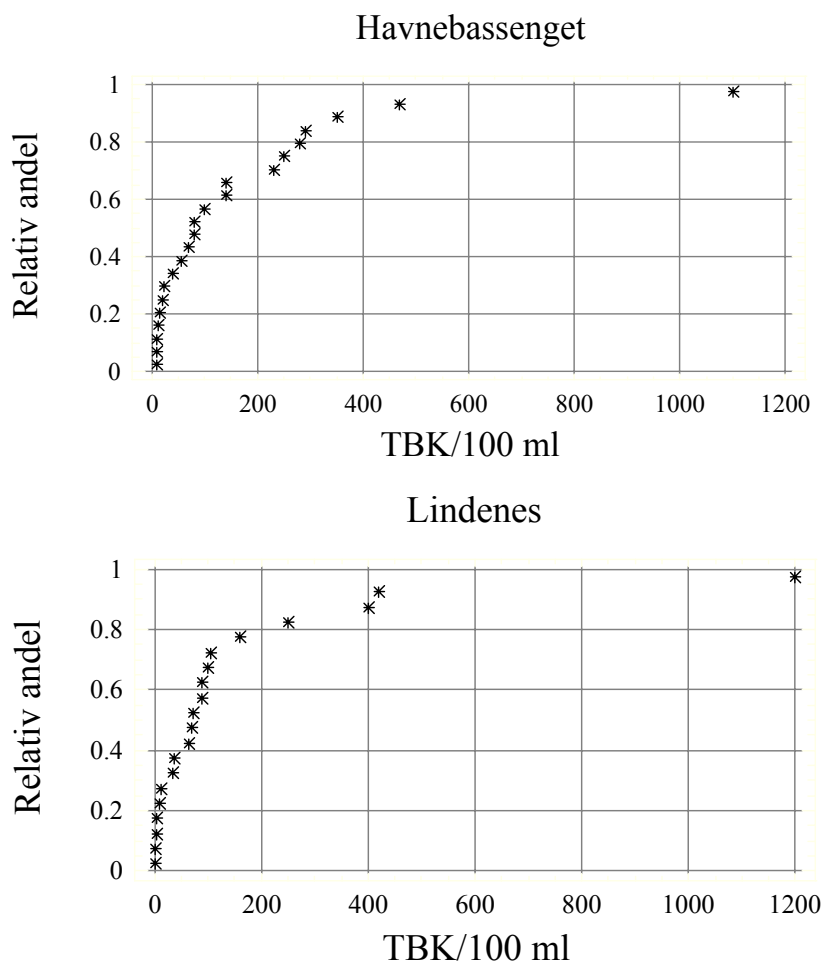
3.2.3 Vannhygieniske forhold

Statens Helsetilsyn (1994) har utgitt vannkvalitetsnormer for friluftsbad, og et utdrag av disse er gjengitt i tabell 10. Tabellen viser klassifisering etter 90-persentiler for antall termotolerante koliforme bakterier per 100 ml sjøvann, og betyr at 90% av tallene skal ligge *under* de angitte konsentrasjonene for øvre grenser. De øvrige 10% skal ligge innenfor den neste tilstandsklassen.

Tabell 10. Vurderingsgrunnlag for vannkvaliteten ved friluftsbad (etter Statens helsetilsyn, 1994).

Parametre	Egnet (god)	Mindre egnet (mindre god)	Ikke egnet (ikke akseptabel)
Termotolerante koliforme bakterier (TKB/100ml)	<100	100-1000	>1000

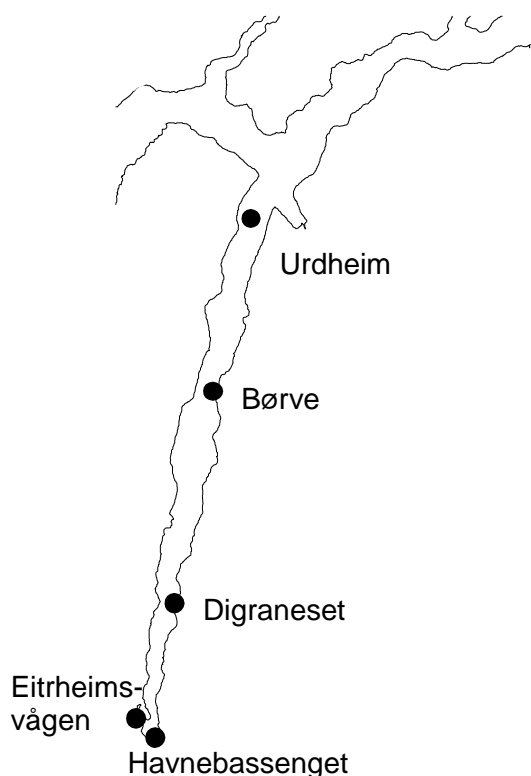
I tidsrommet 1995-97 har Næringsmiddelkontrollen for indre Hardanger, Odda, tatt prøver for å kontrollere de vannhygieniske forholdene i Sørfjordene indre del. For overflatelaget i Havnebassenget og ved Lindenes er resultatene vist i figur 11. På figurenes y-akse kan den relative andelen avleses. For Havnebassenget (22 prøver) er 90-persentilen 350 TKB/100 ml mot 410 TKB /100 ml ved Lindenes (20 prøver). Vurderes dette i forhold til tabell 10 må badevannskvaliteten karakteriseres som **Mindre God** på begge stasjoner.



Figur 11. Fordeling av termofile koliforme bakterier (TKB) i 0 m dyp i Havnebassenget og ved Lindenes i tidsrommet februar 1995-mars 1997. Tilstanden er Mindre God begge steder. Persentilene viser tilsynelatende at konsentrasjonen vanligvis er høyere ved Lindenes enn i Havnebassenget, et resultat som ville være overraskende og som ikke stemmer. Konsentrasjonen i Havnebassenget er gjennomgående høyere enn ved Lindenes (Molvær og Johnsen, 1997).

3.3 Metaller i vannmassene

Vannmassene i Sørfjorden har vært overvåket med hensyn til innholdet av metaller siden slutten av 70-tallet og fram til i dag. Prøvetakingen har i stor grad vært knyttet til faste steder i fjorden, nemlig Havnebassenget, Eitrheimsvågen, Digraneset, Børve og Urdheim (figur 12).



Figur 12. Lokalteter for overvåking av metallinnhold i vannmassene i Sørfjorden.

Både overflatelaget, mellomliggende vannmasser og de bunn-nære vannmassene har vært prøvetatt. Analysene har i hovedsak vært konsentrert om tungmetallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), nikkel (Ni) og sink (Zn). I den videre illustrasjonen av forurensningsutvikling er det fokusert på kvikksølv, kadmium og sink målt i 1, 40 og 200 meters dyp som mål for metallbelastningen på henholdsvis overflatelaget, intermedært dyp og dypvannet.

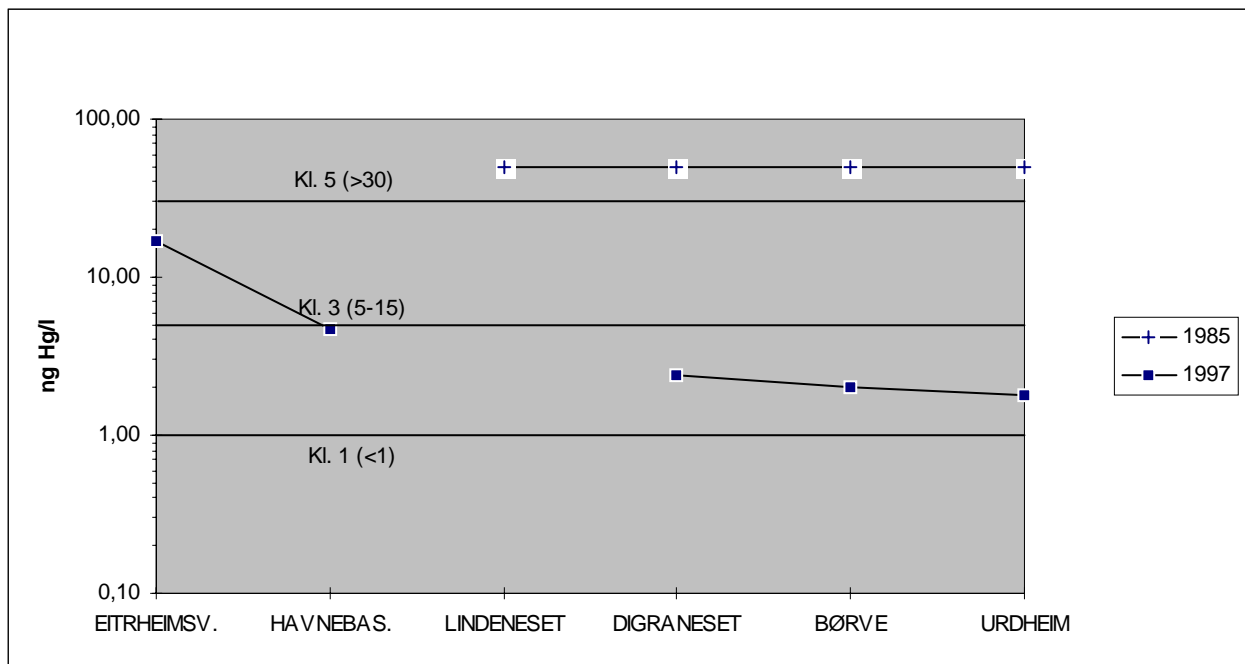
I tråd med de store forurensningstilførslene til Sørfjorden er det blitt påvist meget høye konsentrasjoner av metaller i vannmassene. Som grunnlag for å bedømme miljøtilstanden i området, vises tabell 11 SFTs klassifiseringssystem med hensyn til de aktuelle metallene.

Tabell 11. SFTs klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller i vannmassene (Molvær *et al.* 1997).

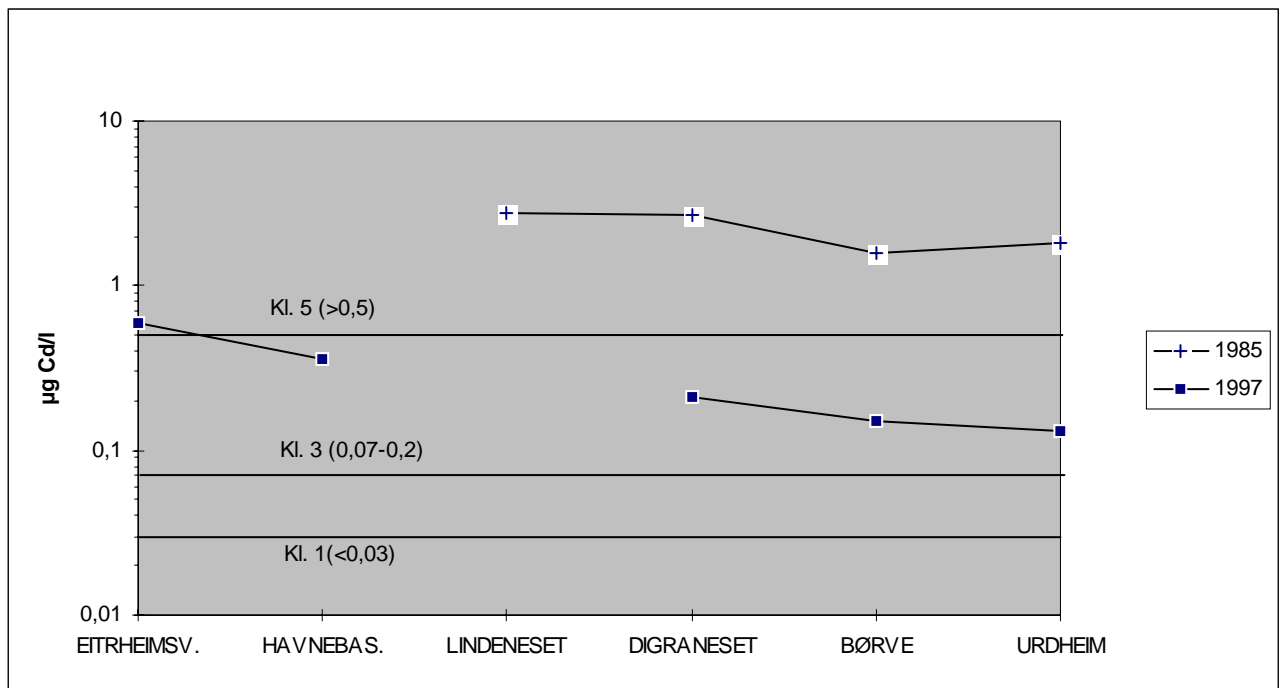
Parametre	Tilstandklasser				
	I Ubetydelig- Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Kvikksølv (ng Hg/l)	<1	1-5	5-15	15-30	>30
Kadmium (µg Cd/l)	<0,03	0,03-0,07	0,07-0,2	0,2-0,5	>0,5
Sink (µg Zn/l)	<1,5	1,5-5	5-10	10-20	>20

Ut fra et gjennomsnitt av målingene i 1997 (7 målinger fordelt over året) kan overflatelaget i hele Sørfjorden fra Havnebassenget til Urdheim karakteriseres om markert forurenset med hensyn til kvikksølv. I Eitrheimsvågen var vannmassene sterkt forurenset av kvikksølv (figur 13). Også for kadmium og sink (figur 14 og figur 15) viser resultatene at fjorden fremdeles er påvirket av disse metallene. Overflatelaget i fjorden var markert til sterkt forurenset, ved Eitrheimsvågen meget sterkt forurenset, av kadmium. Med hensyn på sink var det meget sterk forurensing i Havnebassenget og ved

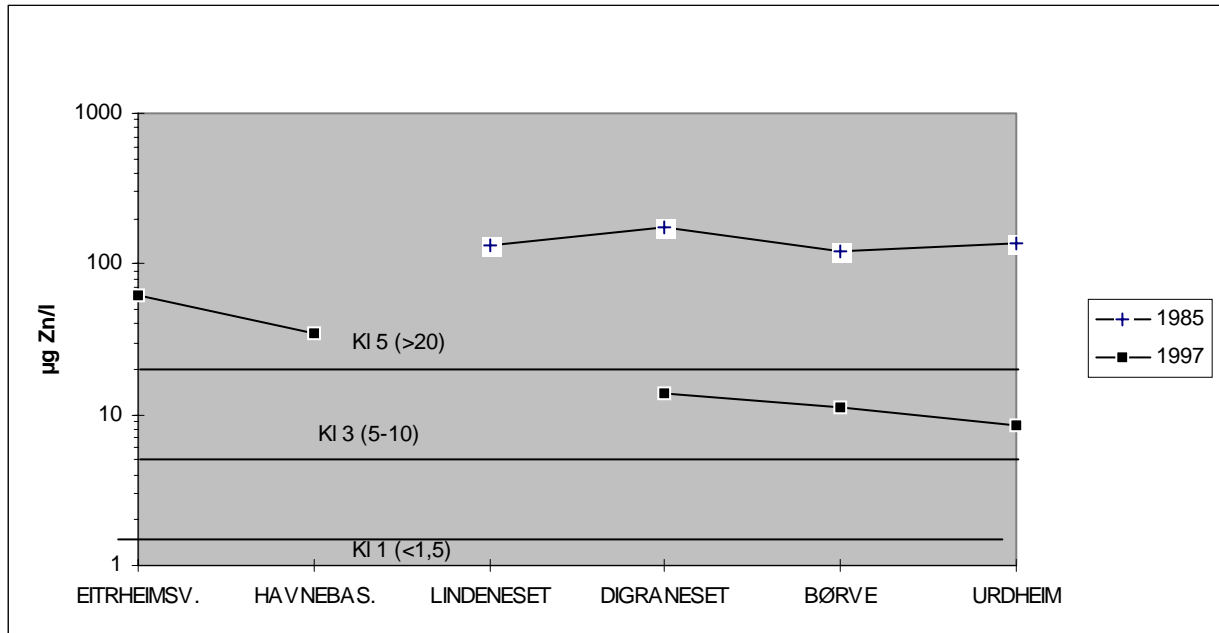
Eitrheimsvågen. På de andre stasjonene ut til Urdheim må overflatelaget karakteriseres som sterkt forurensset med hensyn på sink.



Figur 13. Innhold av kvikksølv i overflatelaget (1 m) i Sørfjorden i 1997 (gjennomsnitt av 7 målinger) sammenlignet med 1985 (gjennomsnitt av to målinger). Merk logaritmisk skala og at deteksjonsgrensen for analysene av kvikksølv i 1985 var 50 ng/l. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurensset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurensset) og 5 (meget sterkt forurensset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

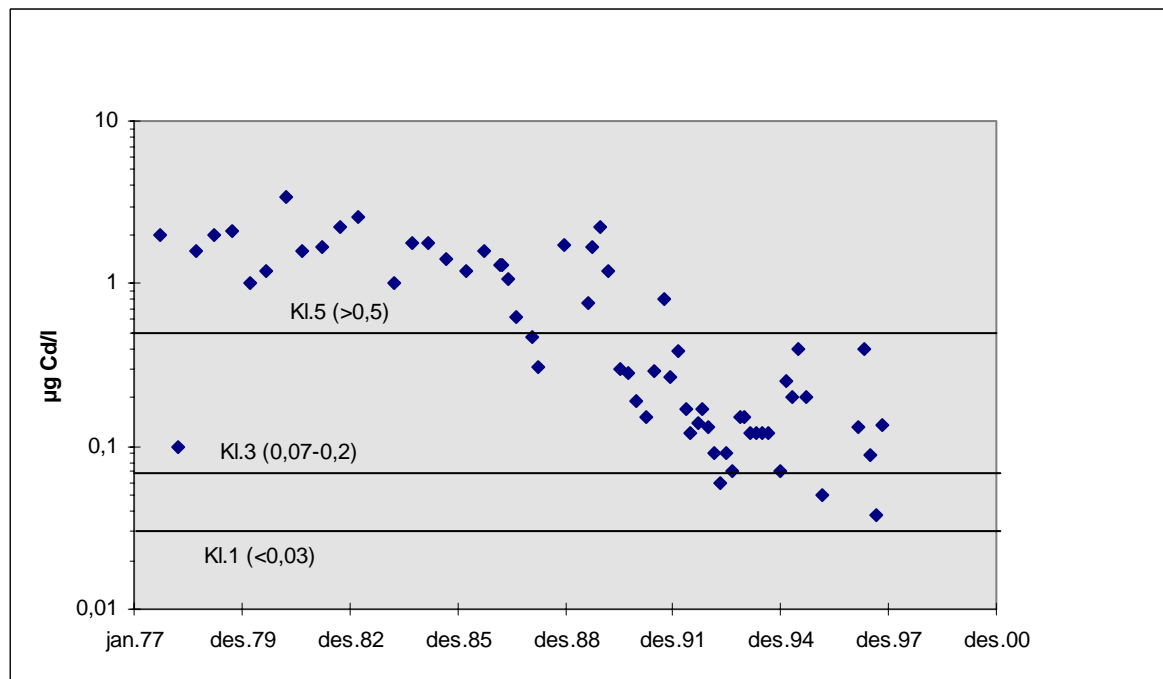


Figur 14. Innhold av kadmium i overflatelaget (1 m) i Sørfjorden i 1997 (gjennomsnitt av 7 målinger) sammenlignet med 1985 (gjennomsnitt av to målinger). Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

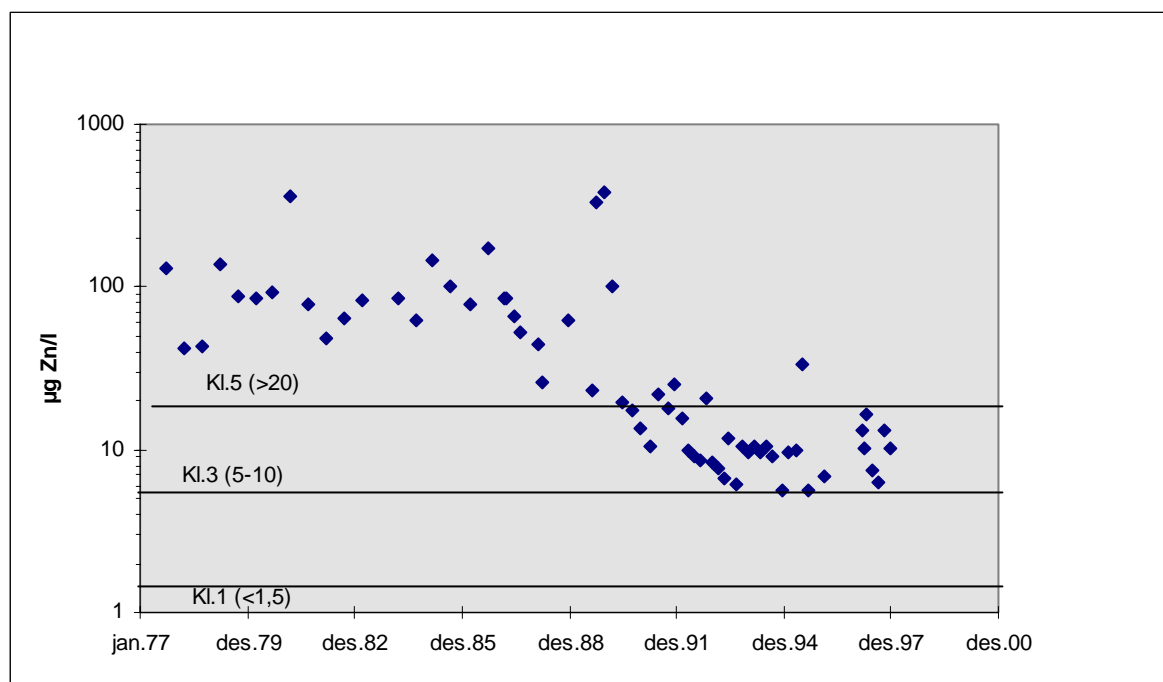


Figur 15. Innhold av sink i overflatelaget (1 m) i Sørfjorden i 1997 (gjennomsnitt av 7 målinger) sammenlignet med 1985 (gjennomsnitt av to målinger). Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

Sammenlignet med verdiene for 1985 har det skjedd betydelige forbedringer de siste 10 årene. Generelt var konsentrasjonene i 1997 kun 10 % av verdiene som ble målt i 1985 (dvs. Ca. 90 % reduksjon og

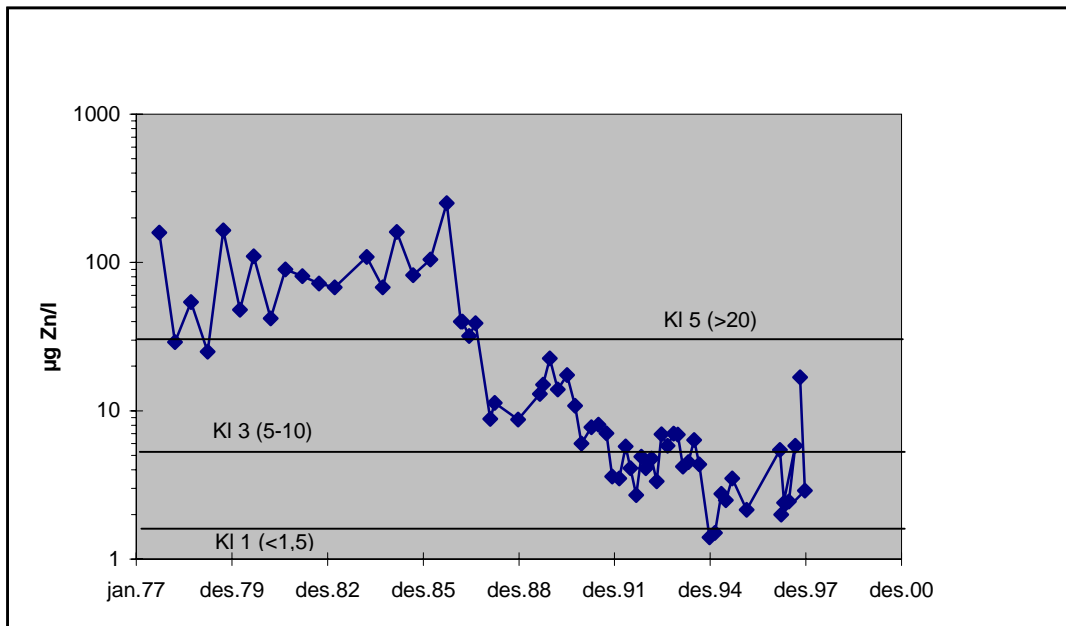


Figur 17. Utviklingen av innholdet av kadmium i overflatelaget (1 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

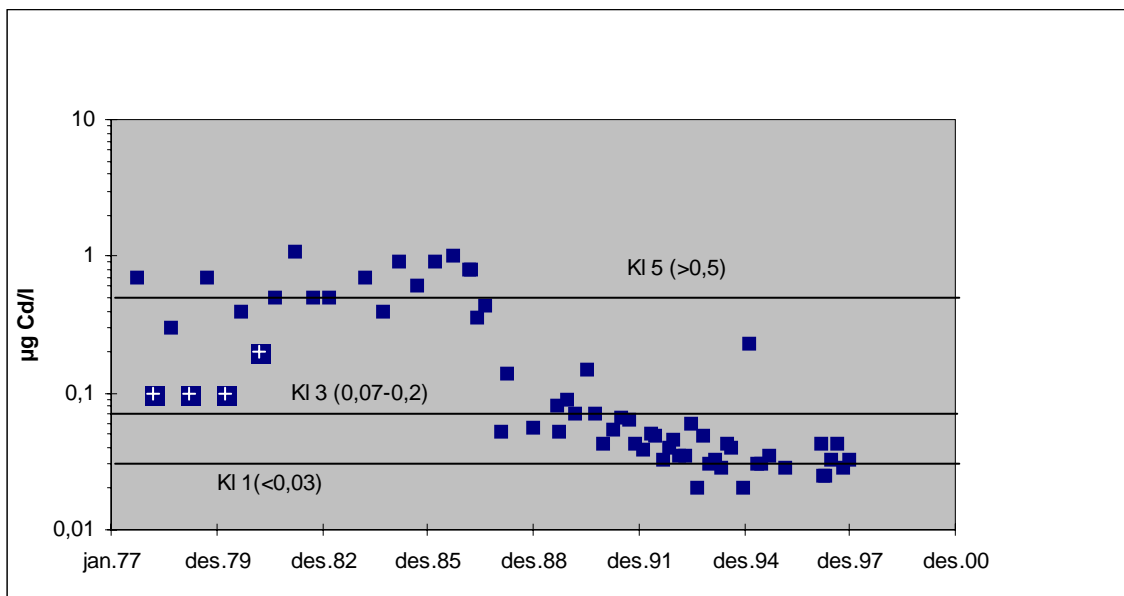


Figur 18. Utviklingen av innholdet av sink i overflatelaget (1 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

Mens overflatelagetets innhold av miljøgifter har gradvis bedret seg, spesielt etter 1992 når tiltaket i Eitrheimsvågen ble fullført, har vannkvaliteten i 40 m dyp vær sterkt koblet til jarosittutslippet. Figur 19 og figur 20 viser innholdet av sink og kadmium i 40 m dyp i perioden 1977-1997. Av figurene fremgår at det skjedde en dramatisk reduksjon i forurensningsnivået i 1986 samtidig med at jarosittutslippet ble ledet til fjellhallene (legg merke til at figurene er fremstilt med logaritmisk skala). Men selv etter 1986 har nivåene i dette vanddypet fortsatt å gå ned ved Børve og nærmer seg nå tilstandsklasse 1.

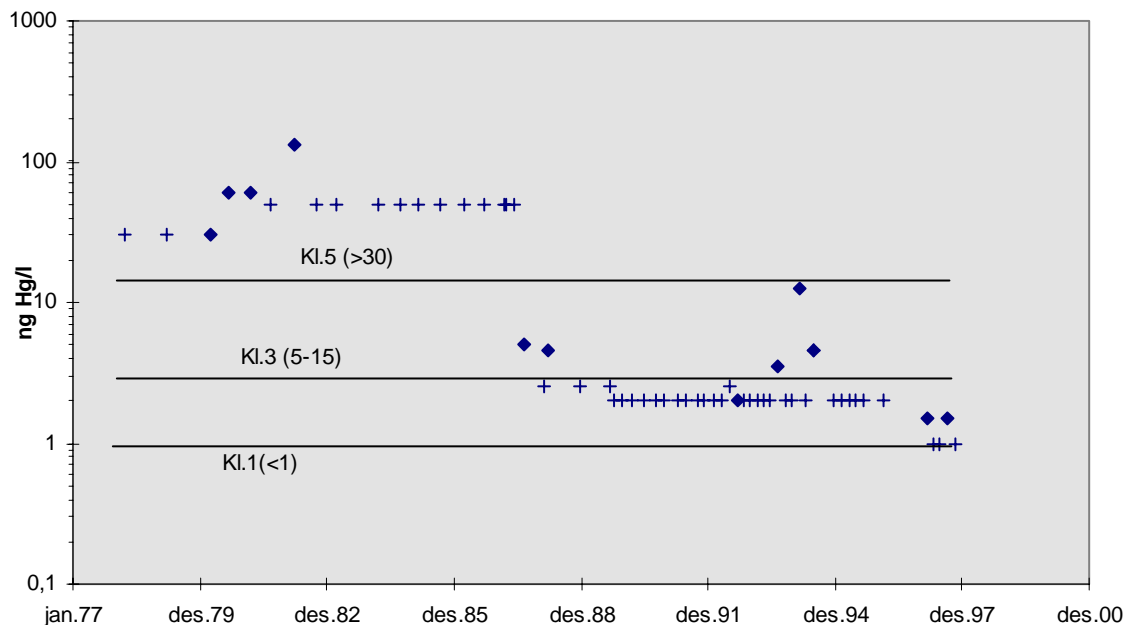


Figur 19. Utviklingen av innholdet av sink ($\mu\text{g/l}$) i intermediært lag (40 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala.

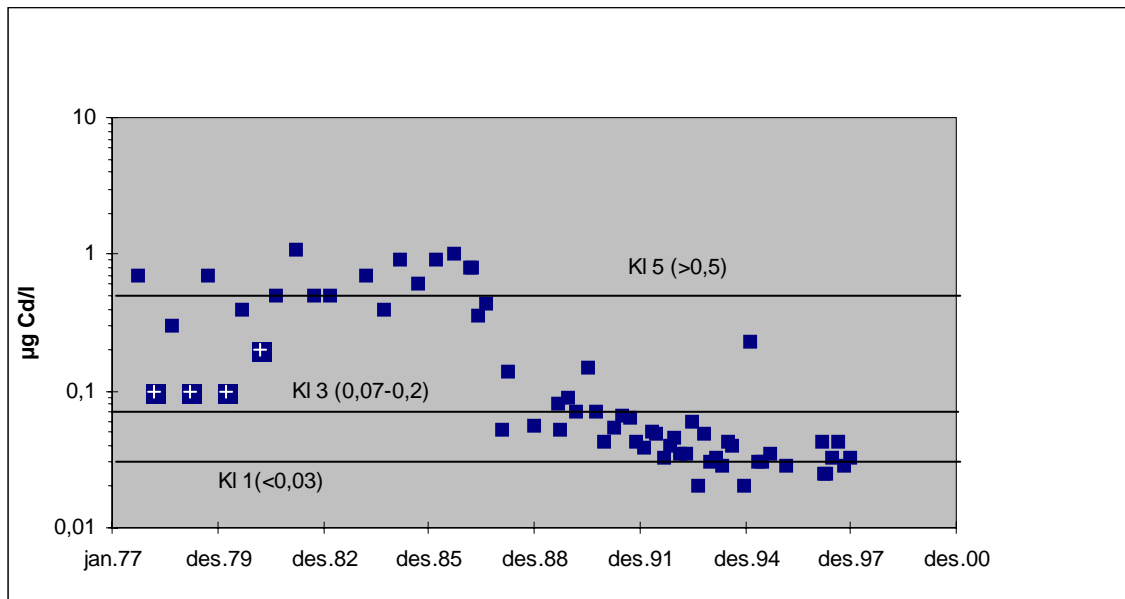


Figur 20. Utviklingen av innholdet av kadmium i intermediært lag (40 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Observasjoner markert med kryss representerer verdier under deteksjonsgrensen.

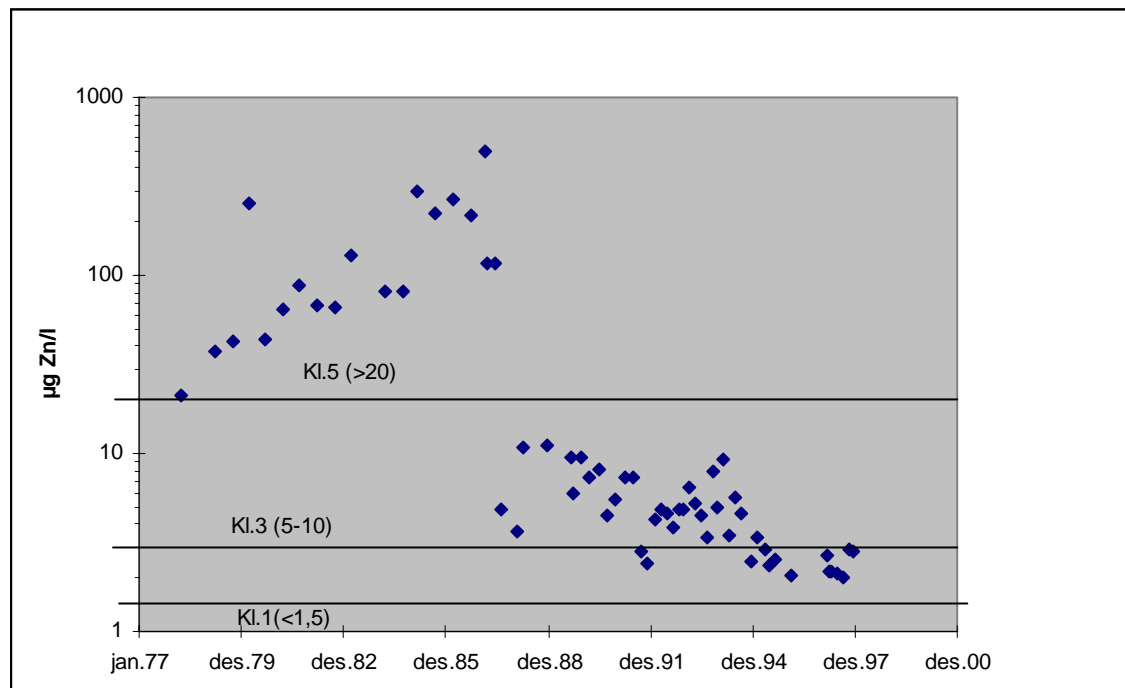
Også for dypvannet i Sørfjorden har det skjedd store endringer i løpet av perioden 1977 til 1997. Mens forurensningen fram til 1987 tilsa at vannmassene måtte karakteriseres som sterkt til meget sterkt forurenset, tilsier dagens situasjon at bunnvannet i fjorden er lite til moderat forurenset av kvikksølv, kadmium og sink (figur 21, figur 22 og figur 23). Nedgangen i konsentrasjonene skjedde i særdeleshet i forbindelse med at jarositten ble deponert i fjellhaller fra 1986. For sink er eksempelvis konsentrasjonene redusert med mer enn 99 % i forhold da jarositten ble sluppet ut i fjorden. Dette er i overensstemmelse med utslippstall.



Figur 21. Utviklingen av innholdet av kvikksølv i dypvannet (200 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.



Figur 22. Utviklingen av innholdet av kadmium i dypvannet (200 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.



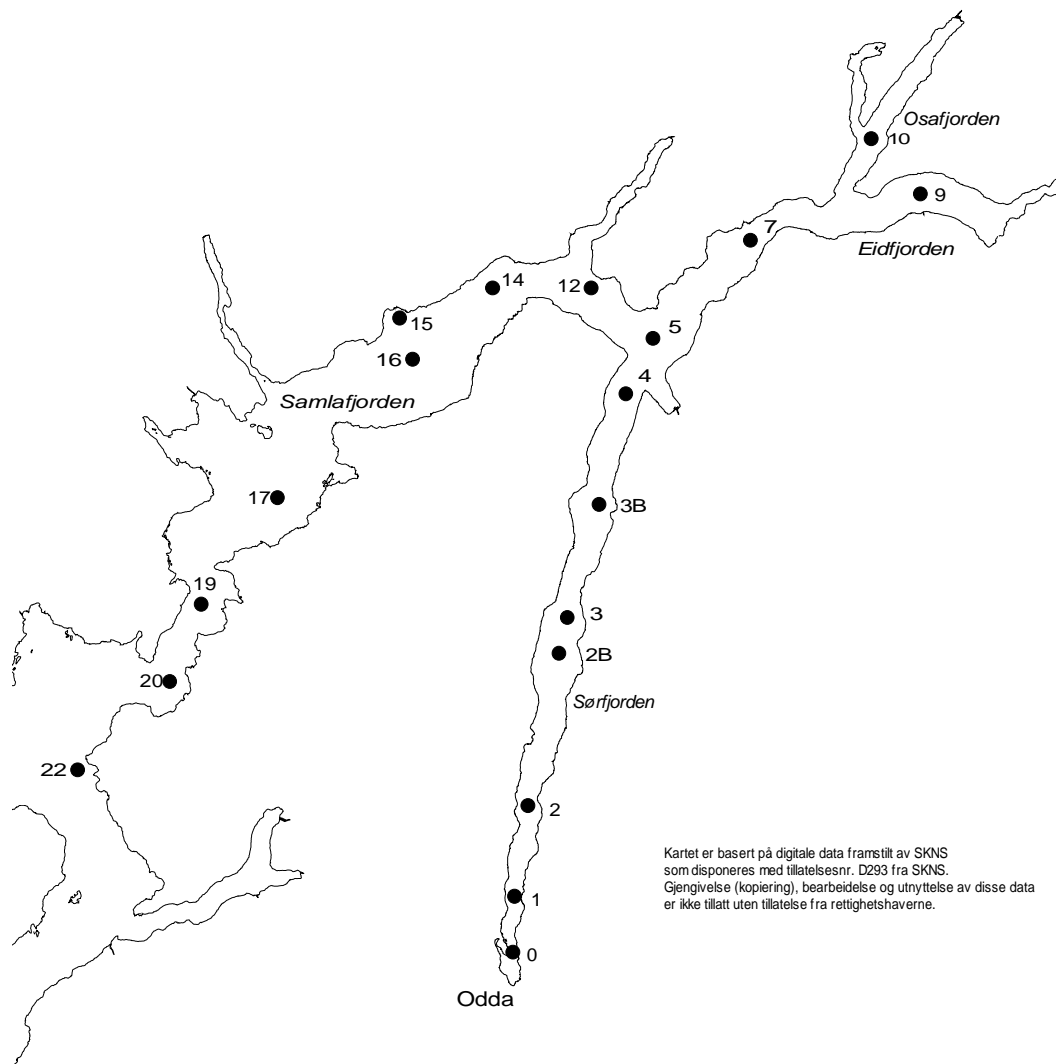
Figur 23. Utviklingen av innholdet av sink i dypvannet (200 m) på stasjonen ved Børve fra 1977 til 1997. Merk logaritmisk skala. Øvre grense for tilstandsklasse 1 (ubetydelig forurenset) samt nedre grense for tilstandsklasse 3 (markert forurenset) og 5 (meget sterkt forurenset) i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er avmerket.

3.4 Bunnsedimenter

3.4.1 Tungmetaller

Som følge av mer enn 50 års bruk av Sørfjorden som resipient for industrielt avfall er sedimentene sterkt forurenset av tungmetaller. Det første publiserte arbeidet om sedimentenes metallinnhold i Sørfjorden kom i 1972 (Skei *et al.*, 1972). Resultatene vakte oppsikt fordi det tidligere ikke var rapportert så høye metallnivåer i marine sedimenter noe sted. Siden den gang er betydelige utslippsreduksjoner blitt gjennomført, men fordi den naturlige overdekkingen med uforurensete sedimenter går sakte (noen få mm per år), og organismer som lever i sedimentet bidrar til å blande sedimentet i de øvre 10 cm, vil det ta lang tid (flere ti-år) før overflatesedimentene i Sørfjorden kan få et tungmetallnivå som er tilnærmet normalt.

Sedimentundersøkelsen i 1996 var den tredje med ca. 5 års mellomrom som er gjennomført innenfor Statlig program for forurensningsovervåking i Sørfjorden og Hardangerfjorden (Skei *et al.*, 1986; Skei 1992; Rygg og Skei 1997). Målet med disse undersøkelsene har vært å følge utviklingen i etterkant av store utslippsreduksjoner (1986 og 1992) og å se hvor lang tid det tar før forholdene i sedimentene normaliseres. Stasjonskart er vist i figur 24.



Figur 24. Kart som viser prøvetakingslokaliteter for sedimenter.

Utviklingen av metallforurensningen i sedimentene over tid kan gjøres ved sammenligning av konsentrasjonene i overflatesedimentene fra år til år. En slik sammenligning forutsetter at sedimentprøvene er tatt på nøyaktig samme sted. Tidligere var posisjoneringsutstyret ikke like godt utviklet, slik at stedsangivelsen ikke var like nøyaktig. Ettersom sedimentstasjonene stort sett er lagt i de dypeste delene av bassengene i fjorden, hvor bunnforholdene er nokså homogene, er nøyaktigheten i posisjoningene der mindre kritisk enn i grunnområder nær forurensningskildene. Der kan det være store variasjoner i bunntype over små avstander og det kan ventes en ujevn fordeling av forurensningen. Dette gjør sammenligning mellom forskjellige år vanskeligere i grunnområdene.

En alternativ måte å følge forurensningsutviklingen på er å analysere vertikalprofiler i sedimentene. Overflatesedimentet er yngst. Dypere ned ligger materiale som er avsatt i tidligere år. På samtlige sedimentstasjoner er det analysert på 0-1, 1-2 og 2-3 cm sjikt. Disse tre sjiktene er avsatt i løpet av de siste 5-30 år (forutsatt at sedimenttilveksten maksimalt er 6 mm/år og minimum 1 mm/år). På enkelte stasjoner er det tatt ut prøver fra kjernene ned til 20 cm dyp som dermed representerer et lengre tidsrom (30-200 år).

Tabell 12 viser verdier for tungmetaller i det øverste lag (0-2 cm) av sedimentet på stasjon S1, S2 og S3 i midtre og indre Sørfjorden i 1985, 1991 og 1996. I 1981 ble det tatt prøver fra den aller innerste delen av fjorden. To stasjoner i indre fjord i 1981 (Næs og Rygg 1982) lå omtrent i samme posisjon som stasjon S0 og S1 i 1996 (figur 24). Metallkonsentrasjonene i 1981 og 1985 var nokså like og svært høye. Fra 1985 til 1991 var det en kraftig nedgang i sedimentets tungmetallkonsentrasjoner på stasjon S0 og S1, en svak nedgang på stasjon S2, men ingen nedgang på stasjon S3.

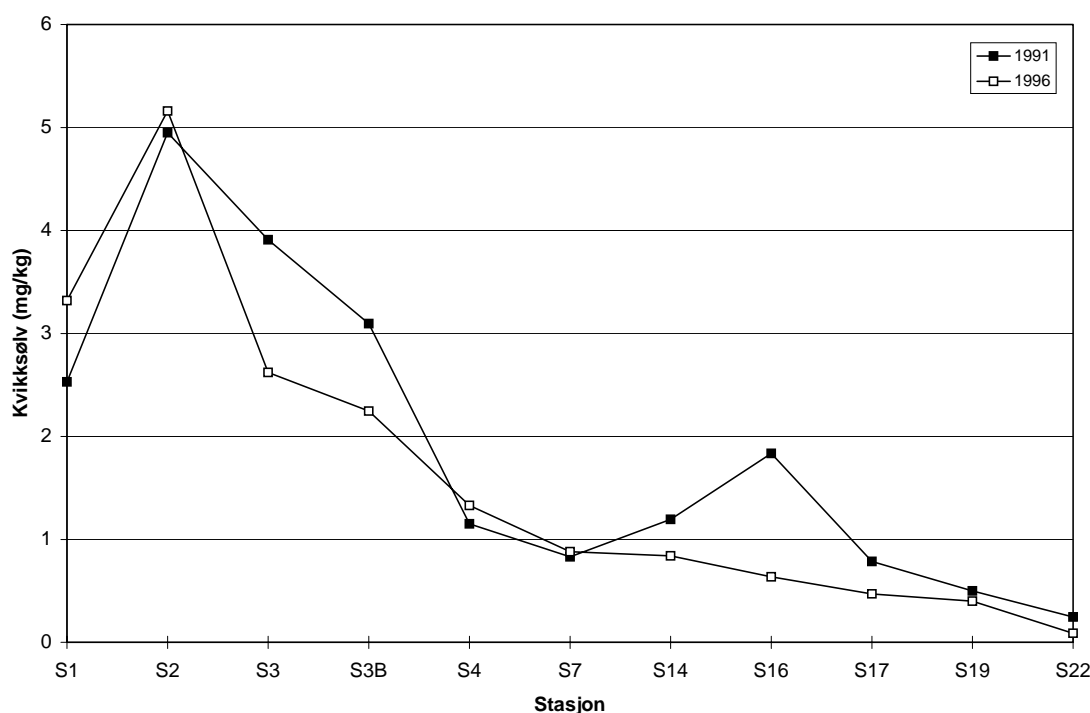
Tabell 12. Tungmetaller i sedimentet (0-2 cm) på stasjonene i indre Sørfjorden i 1985, 1991 og 1996.

Stasjon	År	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Hg mg/kg
S1	1985	47.9	8616	748	8380	29.4
S1	1991	2.3	300	96	1540	2.5
S1	1996	3.2	625	109	1777	3.3
S2	1985	2.5	1389	142	1340	8.0
S2	1991	1.7	735	108	910	5.0
S2	1996	2.1	805	107	944	5.2
S3	1985	1.0	488	71	538	2.3
S3	1991	1.0	550	81	725	3.9
S3	1996	0.9	509	74	653	2.6

Konsentrasjonene i overflatelaget av sedimentene i 1991 og 1996 viste en stedsgradient for alle metallene begge år. Konsentrasjonene var høyest innerst i Sørfjorden og avtok utover til Varaldsøy i Hardangerfjorden. Figur 25 viser resultatene for kvikksølv.

Endringen vertikalt i sedimentet sier noe om utviklingen over tid. På samtlige stasjoner hvor kjerner ble tatt, ble det gjort analyser på sjiktene 0-1, 1-2 og 2-3 cm. Tabell 13 viser resultatene fra stasjonene i Sørfjorden.

På stasjon S1 ble det registrert en kraftig reduksjon fra 3 cm dyp og oppover mot sedimentoverflaten av samtlige metaller som ble analysert (Skei 1992). Dette ble tolket som et resultat av mindre utslipp etter at jarositt ble overført til fjellhaller i 1986, og at de forurensede sedimentene innerst i Sørfjorden ble tildekket med naturlig, uforurenset materiale.



Figur 25. Kvikksølv i de øverste 2 cm av sedimentet i 1991 og 1996 på strekningen fra indre Sørfjorden (S1) til Varaldsøy i Hardangerfjorden (S22).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av sink og kadmium i de øvre 3 cm av sedimentet på stasjon S1 var omtrent den samme i 1991 og 1996. Dette tyder på at det skjer en omfordeling i sedimentet i de øvre lagene. Av den grunn vil det derfor ta svært lang tid før nivåene i overflatesedimentene nærmer seg et normalt nivå. Det bør imidlertid påpekes at nivåene av metaller i overflateprøver fra indre deler av Sørfjorden innsamlet i 1985 (før elimineringen av jarosittutslippet) viste nivåer som lå 10 ganger høyere enn i 1991.

Kvikksølv er kanskje det metallet som det knytter seg mest interesse til i miljøsammenheng ettersom det er kjent at kvikksølv kan omdannes til organisk form i sedimenter og dermed bli lett tilgjengelig for organismer. Det er verdt å merke seg at nivået av kvikksølv i overflatesedimentene i 1996 fortsatt var høyt (1.3-5.2 $\mu\text{g/g}$) i selve Sørfjorden. Sammenlignet med SFTs klassifisering av sedimentkvalitet (Molvær *et al.*, 1997) tilsvarer dette tilstandsklasse III-V (markert til meget sterkt forurenset). Analyser av kvikksølv i vann utført de senere årene har vist normale konsentrasjoner fra Digraneset og utover. Det er derfor grunn til å tro at høye nivåer av kvikksølv i overflatesedimentene i ytre deler av fjorden og til dels i Hardangerfjorden ikke skyldes nye tilførsler, men en omfordeling i sedimentet som fører til en anrikning i overflatelaget.

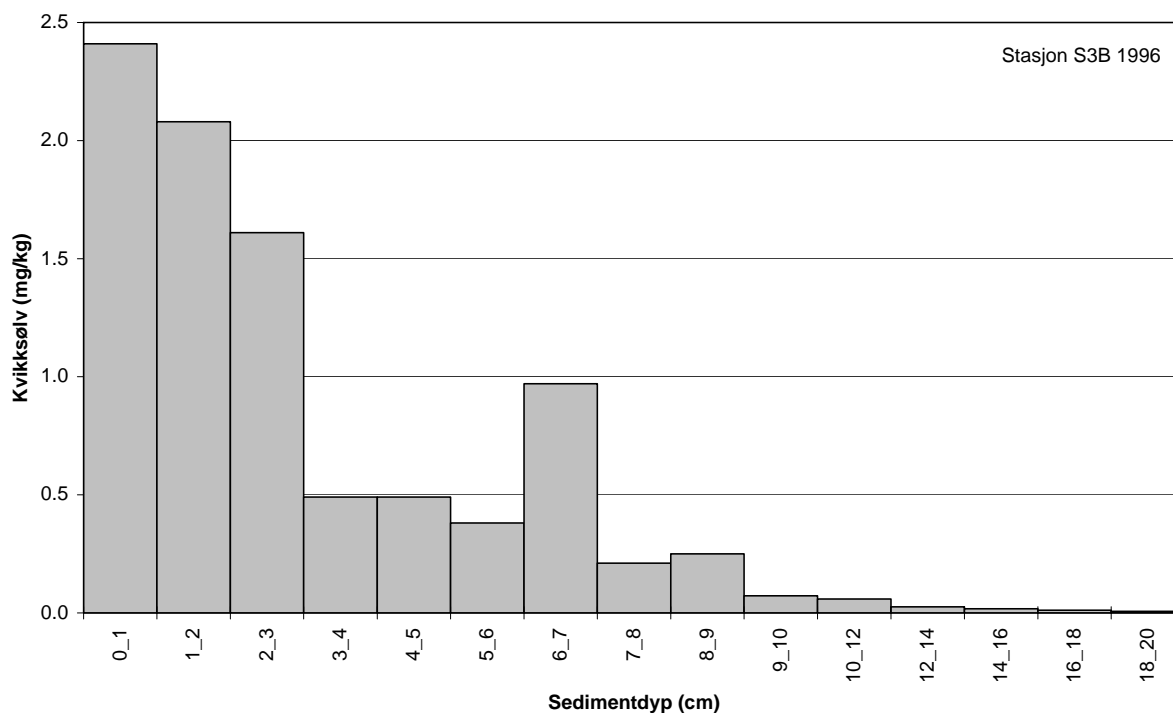
Vertikalfordelingen av metaller på stasjon S3 viser at de øvre 10 cm av kjernen må være avsatt etter at Sørfjorden ble tatt i bruk som resipient for industrielt avløpsvann. På stasjon S3B, lenger ute i fjorden ble det analysert ned til 20 cm dyp i sedimentet. Mye tyder på at hele kjernen er kontaminert, spesielt av bly. Hvis sedimenttilveksten i dette området er 2.5-3 mm per år, er de øvre 20 cm av kjernen avsatt de siste 70-80 år. Nivået av kvikksølv i denne kjernen viser en kraftig økning mot overflaten av sedimentet (figur 26) til tross for at utslippene er kraftig redusert. Det samme gjelder bly og sink. Den registrerte økningen skyldes at metallene frigjøres nede i sedimentet og transporteres mot overflaten ved kjemisk og fysiske prosesser. Det er også mye som tyder på at det foregår en viss omfordeling av metaller i sedimentene ved hjelp av dyrs gravende virksomhet.

Tabell 13. Metallkonsentrasjoner i de øverste 3 cm av sedimentet fra kjerneprøver i 1991 og 1996. Cd=kadmium; Cu=kobber; Hg=kvikksølv; Pb=bly; Zn=sink.

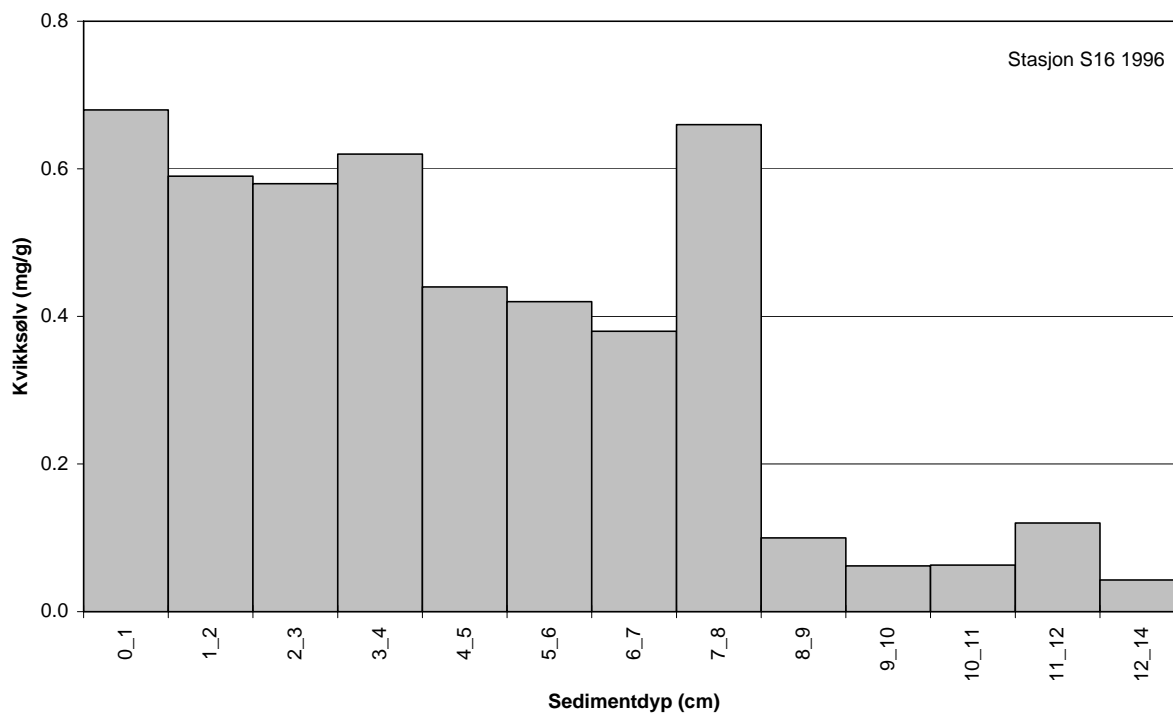
Stasjon 1991	Sedimentdyp (cm)	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
S1	0-1	1.21	71	0.94	130	1430
S1	1-2	3.34	121	4.12	470	1650
S1	2-3	4.90	190	6.72	1280	2140
S2	0-1	1.65	107	5.31	810	940
S2	1-2	1.77	108	4.59	660	880
S2	2-3	1.76	118	4.59	800	830
S2B	0-1	0.71	79	2.15	330	580
S2B	1-2	0.65	80	2.04	300	490
S2B	2-3	0.77	84	2.08	320	550
S3	0-1	0.99	91	3.93	590	780
S3	1-2	1.01	71	3.89	510	670
S3	2-3	0.89	74	3.03	330	570
S3B	0-1	0.60	70	2.94	350	550
S3B	1-2	0.69	81	3.25	420	490
S3B	2-3	0.41	69	2.35	220	300
S4	0-1	0.23	28	1.17	150	280
S4	1-2	0.32	30	1.13	180	280
S4	2-3	0.25	28	0.97	150	240
Stasjon 1996	Sedimentdyp (cm)	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
S1	0-1	1.70	85	3.32	421	1645
S1	1-2	2.30	89		408	1620
S1	2-3	5.40	122		660	1680
S2	0-1	1.80	102	5.16	712	852
S2	1-2	2.20	111		792	980
S2	2-3	2.50	125		858	1030
S2B	0-1		65		413	499
S2B	1-2	0.60	64		323	473
S2B	2-3	0.70	68		364	491
S3	0-1	0.80	71	2.62	415	668
S3	1-2	0.90	78		602	637
S3	2-3	1.10	85		660	596
S3B	0-1	0.80	76	2.41	405	598
S3B	1-2	1.00	80	2.08	363	499
S3B	2-3	2.30	74	1.61	285	401
S4	0-1	0.39	50	1.33	235	339
S4	1-2	0.44	45		228	321
S4	2-3	0.42	45		212	297

Kjernen fra dybbassenget i Hardangerfjorden viser et markert skille i sedimentet ved 8 cm dyp for bl.a. kvikksølv (figur 27). Dette indikerer sediment som er avsatt etter industrietableringen i Odda. En kjerne fra samme dybbasseng tatt i 1991 viste et skille ved 5 cm dyp (Skei, 1992). Dette tyder på at det er visse forskjeller i sedimenttilvekst i ett og samme fjordbasseng.

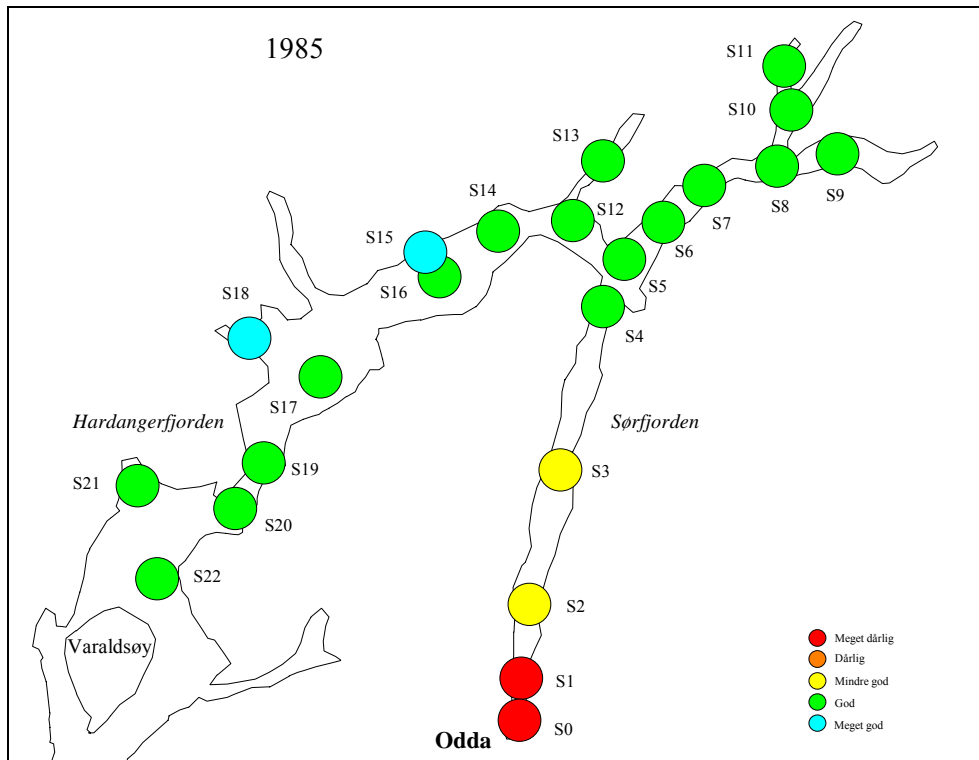
I figur 28-figur 30 er det vist gjennomsnittlig forurensningsgrad for de fem tungmetallene kadmium, bly, kobber, sink og kvikksølv for hvert av årene 1985 (til dels 1981), 1991 og 1996. Det var størst forbedring i indre Sørfjorden, hvor forurensningen har vært meget sterk og hvor tildekkingen med nytt sediment har skjedd raskest. Indre Sørfjorden er likevel fremdeles det mest forurensete området. Lenger ut i Sørfjorden har det vært en svak forbedring (fra markert til moderat forurensning). Ytterst i Sørfjorden og i Hardangerfjorden ut til Varaldsøy (stasjon S22) har det ikke skjedd noen merkbar forbedring ennå. Utenfor Varaldsøy (prøver tatt av Norges Geologiske Undersøkelser i 1989) lå konsentrasjonene av tungmetaller stort sett innenfor tilstandsklasse I (figur 31).



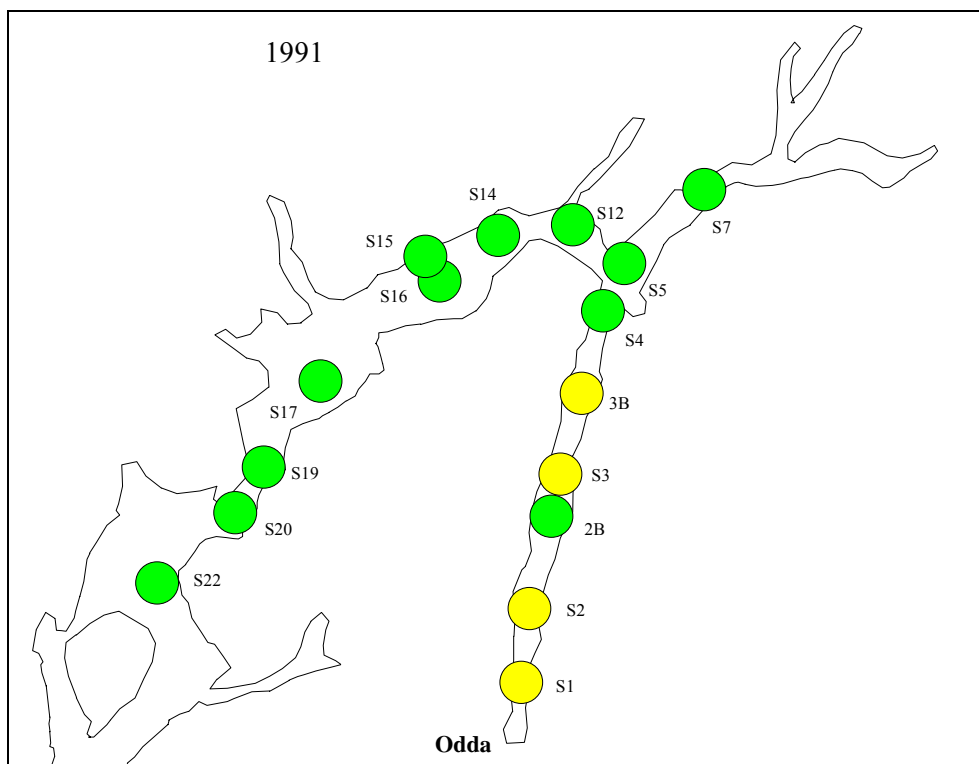
Figur 26. Vertikal fordeling av kvikksølv i sedimentkjerne fra stasjon S3B i Sørfjorden i 1996.



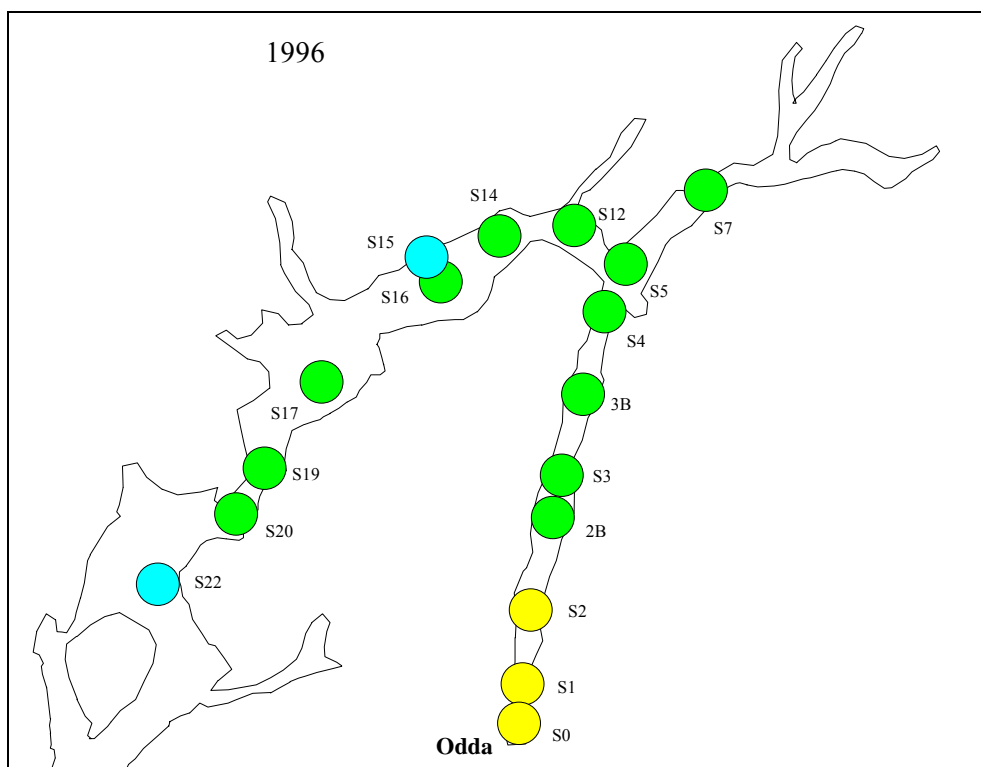
Figur 27. Vertikal fordeling av kvikksølv i sedimentkjerne fra stasjon S16 i Hardangerfjorden i 1996.



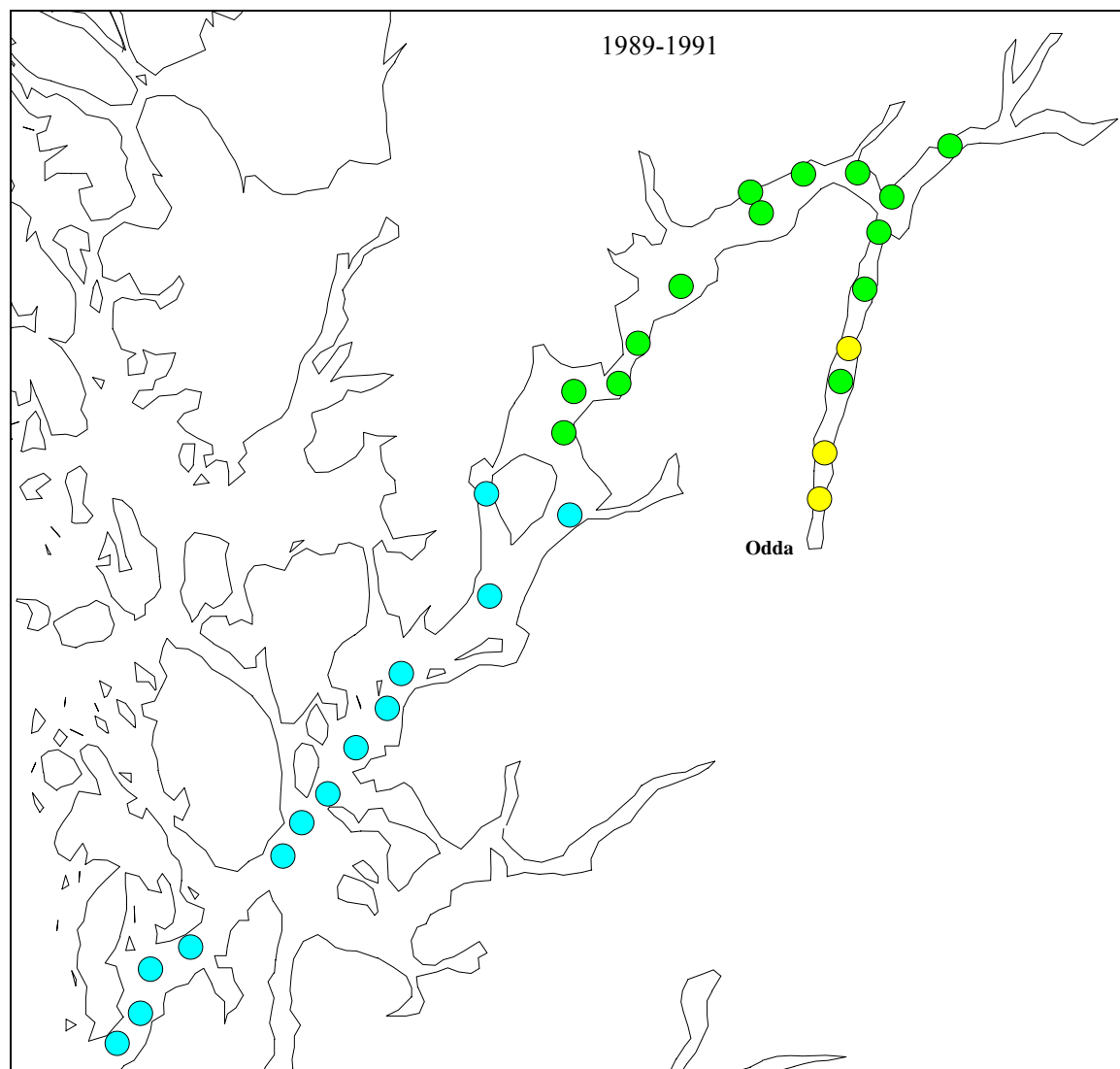
Figur 28. Forurensningsgrad av tungmetaller i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1985. (Stasjon S0 data fra 1981; stasjon S1 data fra både 1981 og 1985).



Figur 29. Forurensningsgrad av tungmetaller i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1991. Symbolforklaring se figur 28.



Figur 30. Forurensningsgrad av tungmetaller i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1996. Symbolforklaring se Figur 28.



Figur 31. Forurensningsgrad av tungmetaller i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1989-1991. Symbolforklaring se Figur 28.

3.4.2 Organiske miljøgifter

Resultatene tyder på at det er lokale kilder både for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og diklordifenyltrikloretan (DDT) i Sørfjord-området. Disse miljøgiftene er påvist i overkonsentrasjoner både i sedimenter og organismer. Organiske miljøgifter er generelt lite vannløslige og har derfor en tendens til å hoppe opp i sedimenter og biologisk materiale. Nivåer av organiske miljøgifter i Sørfjorden/Hardangerfjorden er vist i tabell 14.

Konsentrasjonene av PAH var høyere enn normalt, spesielt på de to innerste stasjonene i Sørfjorden. På stasjon S1 og S2 som begge ble prøvetatt i 1991 og 1996 ble det registrert en betydelig økning i nivåene i 1996. Målinger av PAH (tjærestoffer) har vist høye konsentrasjoner lokalt innerst i Sørfjorden som følge av utslipp fra aluminiumfabrikken i Tyssedal fram til 1981 og utslipp fra Odda Smelteverk. Det ble i 1996 gjennomført en egen PAH-undersøkelse for Odda Smelteverk (Moy *et al.*, 1997). Resultatene fra 1996 viser høye konsentrasjoner i området Digraneset - Eitrheimsneset og noe mer moderate nivåer lengere ute. Omtrent 30-40% av den totale PAH-mengden har betegnelsen KPAH (potensielt kreftframkallende). Hovedkilden til PAH i dag er Odda Smelteverk, til tross for at

det er bygd renseanlegg. Anlegget kom imidlertid først i drift høsten 1994 og kan ikke forventes å ha hatt noen innflytelse på resultatene fra 1996.

Kilden til de forhøyede nivåene av PCB i sedimenter (og til dels fiskelever) fra Sørfjorden er ikke kjent. Det ble gjort et forsøk på å detaljkartlegge sedimentene sør for Tyssedal i håp om å avsløre en punktkilde (Skei og Klungsoyr, 1990), hvilket ikke lyktes. Resultatene fra 1991 viste klarere forskjeller mellom nivåene i Sørfjorden og Hardangerfjorden enn dataene fra 1996. Likevel viser gjennomsnittskonsentrasjonen i overflatesedimentene i Sørfjorden 2.8 µg/g PCB₇ sammenlignet med 1.4 µg/g i Hardangerfjorden. Det bør påpekes at nivåene av PCB begge steder er lave (tilstandsklasse I i følge SFTs klassifisering).

Også DDT har vært vurdert som et miljøproblem i Sørfjorden. Forhøyede nivåer i fiskelever og blåskjell betyr at det finnes en kilde i midtre deler av fjorden. I følge lokale opplysninger har DDT vært nedgravd i nærheten av Kvalnes og det er sannsynlig at utvasking fra slike steder har bidradd til forurensningen av fjorden. Det er gjort analyser på nedbrytningsproduktene p,p-DDE og p,p-DDD og de høyeste sedimentkonsentrasjonene ble påvist på stasjonene S2, S2B, S3 og S4 som ligger på strekningen Digraneset - Ullensvang. Det er også påvist forhøyede nivåer av DDT i fisk og blåskjell i dette området (Knutzen *et al.*, 1996). Dyr som lever i sedimentet kan oppkonsentrere DDT fra 4 til 13 ganger nivået i sedimentet (Andersen, 1997). Dette tilsier at sedimenter forurenset med DDT er en potensiell kilde for marine organismer, inkludert fisk.

Nivåene av organiske miljøgifter (PCB, DDT og PAH) i sedimentene er beskjedne (tilstandsklasse I i SFTs klassifisering), med unntak av PAH innerst i Sørfjorden. Det var høyere nivåer av PCB og DDT i Sørfjorden enn i Hardangerfjorden, noe som indikerer lokale kilder.

I 1985 ble det ikke gjort analyser på klororganiske forbindelser i sedimentene, kun på PAH fra midtre deler av Sørfjorden og ut i Hardangerfjorden. I 1991 ble det målt både på PCB, DDT og PAH i sedimentprøvene.

Tabell 14. Nivåene ($\mu\text{g}/\text{kg}$) av PCB, PAH, p,p-DDE og p,p-DDD i sedimentprøver tatt med corer i 1985, 1991 og 1996.

Stasjon	År	Snitt (cm)	PCB ₁₀ ¹	PCB ₇ ²	PAH	KPAH ³	p,p-DDE	p,p-DDD
S3	1985	0-2			3562	930		
S4	1985	0-2			865	239		
S7	1985	0-2			639	139		
S15	1985	0-2			1701	365		
S17	1985	0-2			463	120		
S1	1991	0-1		1.8	2529	1054	0.91	maskert
S1	1991	1-2		2.2	2263	1002	1.38	maskert
S1	1991	2-3		1.9	1970	901	0.37	maskert
S1	1991	3-4		1.8	2406	1062	1.42	maskert
S2	1991	0-1		< 0.5	1463	685	0.57	maskert
S15	1991	0-1		0.8	1105	382	0.37	maskert
S16	1991	0-1		0.8	828	384	0.37	maskert
S19	1991	0-1		< 0.5	501	256	0.22	maskert
S22	1991	0-1		< 0.6	425	209	0.25	maskert
S0	1996	0-1	0.8	0.7	15870	6234	0.20	<0.1
S1	1996	0-1	5	4.7	22868	7319	0.90	0.6
S2	1996	0-1	3.8	3.3	8338	3578	1.10	2.0
S2B	1996	0-1			2252	1048		
S3	1996	0-1	2.9	2.6	3956	1926	1.80	1.3
S4	1996	0-1	1.5	1.4	1533	635	1.30	1.0
S7	1996	0-1	1.9	1.5	1354	653	1.30	0.5
S14	1996	0-1	2.7	1.6			0.90	0.6
S16	1996	0-1	2.1	1.3			0.80	0.4
S17	1996	0-1	3.7	2.2			0.70	0.4
S19	1996	0-1	3.5	1.4			0.70	0.3
S22	1996	0-1	0.5	0.3			0.10	<0.1

¹ = sum av 10 PCB-kongenerer med IUPAC nr. 28, 52, 101,105, 118, 138, 153, 156, 180 og 209

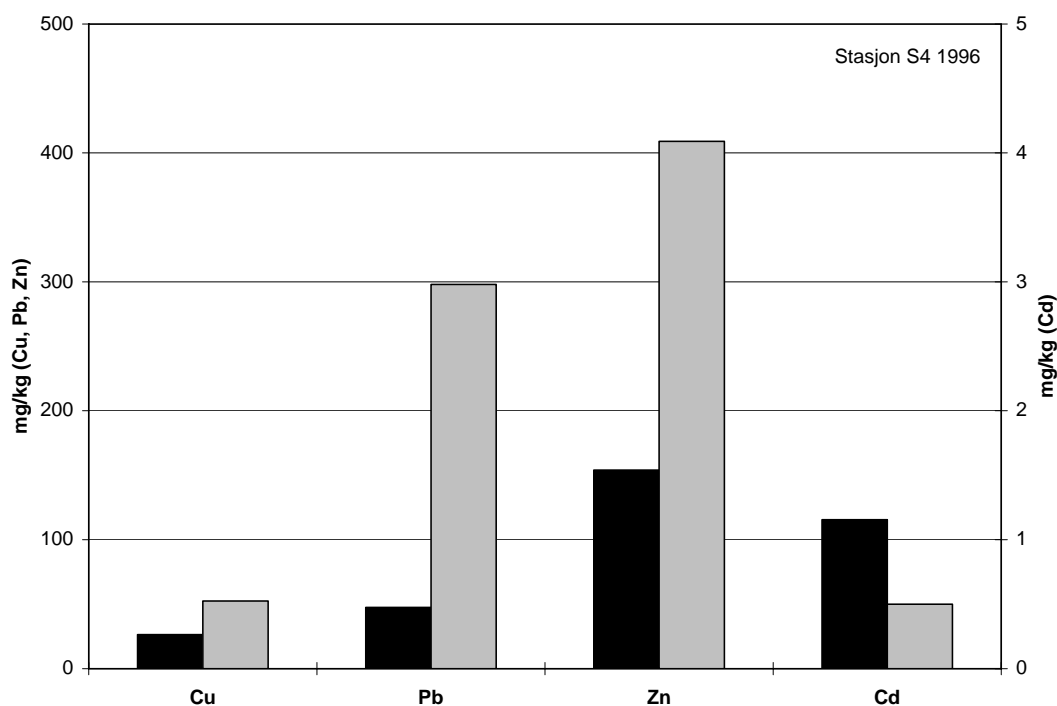
² = sum av 7 PCB-kongenerer med IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180

³ = markerer potensielt kreftframkallende egenskaper overfor mennesker

3.4.3 Metaller i børstemark

Stort sett var metallkonsentrasjonene i børstemark lavere enn i sedimentet på samme stasjon. Tendensen var ulik for de ulike metallene. Konsentrasjonene av kobber og sink var omtrent halvparten så høye i børstemark som i sedimenter (på tørrvektsbasis). På noen av stasjonene var imidlertid kadmiumkonsentrasjonen i børstemark høyere enn i sedimentet. For bly var konsentrasjonen i børstemark betydelig lavere enn i sedimentet (figur 32).

Disse resultatene tyder på at biotilgjengeligheten av tungmetaller overfor de dyrene som lever i sedimentene er moderat. Metallene er tydeligvis på en form som gir liten bioakkumulering i dyra. Det innebærer at sedimentene i mindre grad representerer en trussel som forurensningskilde for sedimentlevende dyr og at sedimentene i begrenset grad er en indirekte metallkilde til f.eks. bunnfisk.



Figur 32. Sammenligning av metallkonsentrasjoner (mg/kg, tørrvektsbasis) i børstemark (*Orbinia norvegica*) (svarte søyler) og sediment (0-2 cm) (grå søyler) på stasjon S4 i 1996. Cu=kobber; Pb=bly; Zn=sink; Cd=kadmium.

3.5 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfaunaen er undersøkt i Sørfjorden i 1980 (Næs og Rygg 1982) og i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1985, 1991 og 1996 (Rygg og Skei 1997).

Grabbstasjonenes plassering er vist i figur 36 og følgende figurer. Stasjonene i 1980 omfattet bare indre Sørfjorden og lå på andre steder enn stasjonene i 1985-1996. Stasjonene fra 1980 er gitt betegnelsen Z1, Z2 osv. Stasjonene fra 1985-1996 er gitt betegnelsen S1, S2 osv. for å skille dem fra 1980-stasjonene.

Prøvene ble tatt med en 0.1 m² grabb. Grabbprøvene ble vasket gjennom 1 mm sikter og de gjenværende dyrene sortert ut, artsbestemt og talt. Parametre som individtetthet for hver art, artsmangfold m.m. ble bestemt.

Artsmangfold ble beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver 1963) og ved forventet antall arter per 100 individer (ES₁₀₀) (Hurlbert 1971). Normal verdi for H er 3.5-5 og for ES₁₀₀ 20-40. Verdier lavere enn ca. 3 for H og ca. 18 for ES₁₀₀ tyder på ugunstige miljøforhold (Molvær *et al.*, 1997). Indikatorartsindeksen (AI) er et mål for andelen av forurensningsømfintlige arter i faunasamfunnet. Normal verdi for indikatorartsindeksen (AI) er 7-8. AI pleier å ha noe lavere verdier (6.5-7) i områder med grunnere dyp enn ca. 100 m. Verdier lavere enn ca. 6 tyder på ugunstige miljøforhold (Rygg 1995).

Det er tungmetallene som har representert den alvorligste forurensningsbelastningen i Sørfjorden. Det var derfor naturlig å se etter sammenhenger mellom tungmetallinnholdet i sedimentet og tilstanden i bløtbunnsfaunasamfunnene.

Klassifiseringen av tilstand i faunasamfunnene følger Molvær *et al.*, (1997), dvs. klassifisering basert på artsmangfold.

3.5.1 Faunasamfunnenes tilstand og utvikling

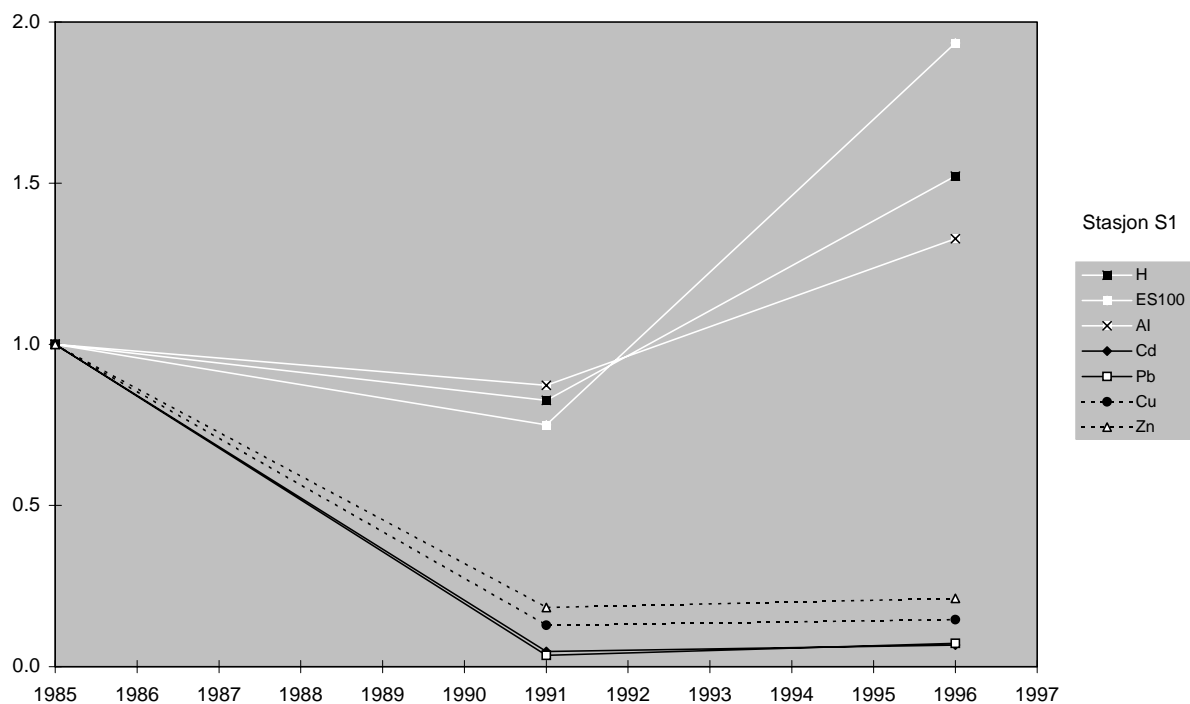
Tabell 15 viser verdier for tungmetaller i det øverste lag av sedimentet, samt faunaparametre på stasjon S1, S2 og S3 i midtre og indre Sørfjorden i 1985-1996. Figur 33-figur 35 illustrerer de relative endringer i samme periode. Fra 1985 til 1991 var det en kraftig nedgang i sedimentets tungmetallkonentrasjoner på stasjon S1, en svak nedgang på stasjon S2, og ingen nedgang på stasjon S3. Det var ingen videre nedgang i tungmetallene fra 1991 til 1996. Det var ingen forbedring i faunasamfunnene fra 1985 til 1991. Fra 1991 til 1996 skjedde det imidlertid en forbedring i form av stigning i artsmangfoldet på stasjonene i Sørfjorden (på stasjon S1 også i verdien for AI).

Tabell 15. Tungmetaller i sedimentet (0-2 cm), utvalgte faunaparametre, samt individtetthet av arter av børstemarkfamilien Cirratulidae¹ og børstemarken *Heteromastus filiformis* på stasjonene i indre Sørfjorden i 1985, 1991 og 1996.

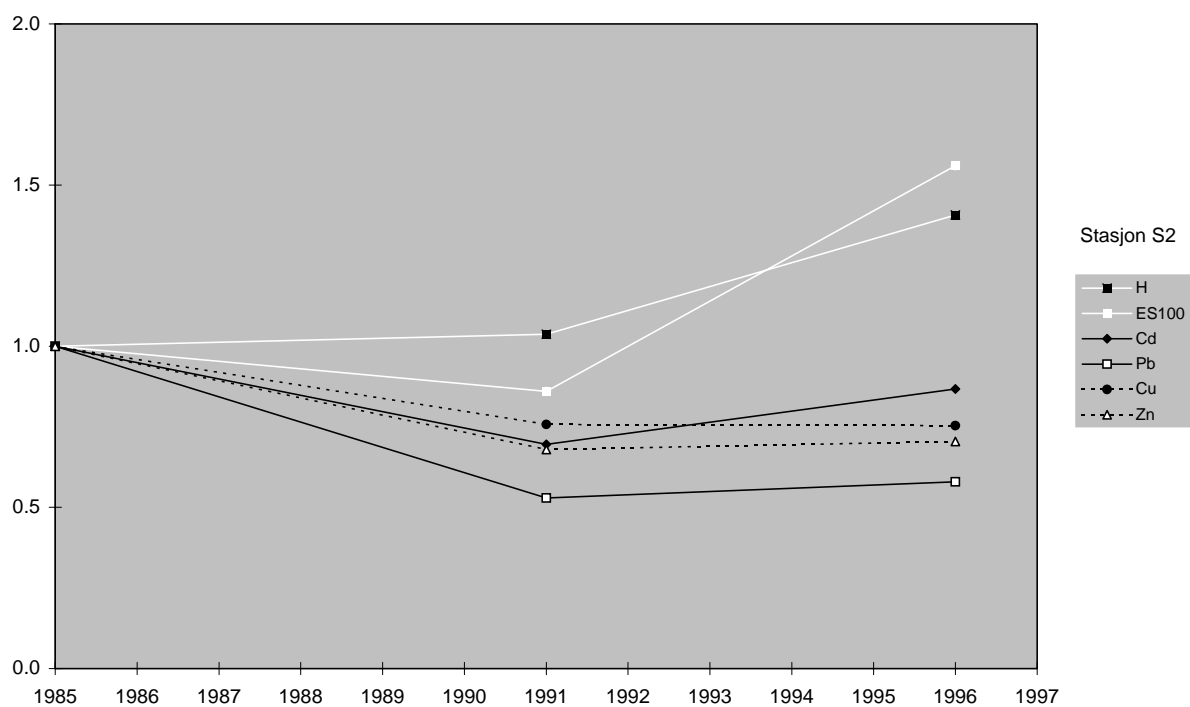
Stasjon	År	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Zn µg/g	Hg µg/g	H	ES ₁₀₀	S	AI	Cirratulidae antall/0.3m ²	<i>Heteromastus filiformis</i> antall/0.3m ²
S1	1985	47.9	8616	748	8380	29.4	2.3	10.8	22	5.5	276	370
S1	1991	2.3	300	96	1540		1.9	8.1	9	4.8	0	6
S1	1996	3.2	625	109	1777	3.3	3.5	20.9	25	7.3	7	0
S2	1985	2.5	1389	142	1340	8.0	2.7	15.0	41	7.6	259	622
S2	1991	1.7	735	108	910	5.0	2.8	12.9	41	7.6	239	179
S2	1996	2.1	805	107	944	5.2	3.8	23.4	34	7.6	47	15
S3	1985	1.0	488	71	538	2.3	2.6	13.4	31	7.5	35	195
S3	1991	1.0	550	81	725	3.9	2.7	13.6	26	7.9	41	40
S3	1996	0.9	509	74	653	2.6	3.7	22.6	38	8.3	16	27

For fjordsystemet sett under ett var artsmangfoldet i 1996 lavest innerst i Sørfjorden (stasjon S0) og i to dype fjordbassenger i Hardangerfjorden (stasjon S5 og stasjon S16) (tabell 16). På stasjon S0 var det svært få dyr i prøven og den var sterkt preget av industriavfall. Det er mulig at lavt oksygeninnhold i dypvannet kan ha forårsaket det lave artsmangfoldet i de dype fjordbassengene utenfor Sørfjorden i 1996. Dominans av børstemarken *Spiochaetopterus typicus* og lave artstall ga lave verdier for artsmangfoldet på stasjon S5 og S16 (tabell 17). *S. typicus* kan ofte forekomme i høyt antall på dype lokaliteter med lite oksygen. I 1991 var *S. typicus* svært fåtallig på stasjon S5 og S16, samtidig som artstallene var høyere enn i 1996. Artsmangfoldet viste normale verdier i 1991 (tabell 17). I 1985 var *S. typicus* enda mer tallrik enn i 1996 på stasjon S5 og S16, men samtidig var artstallene betydelig høyere. Artsmangfoldet viste moderate verdier i 1985 (tabell 17).

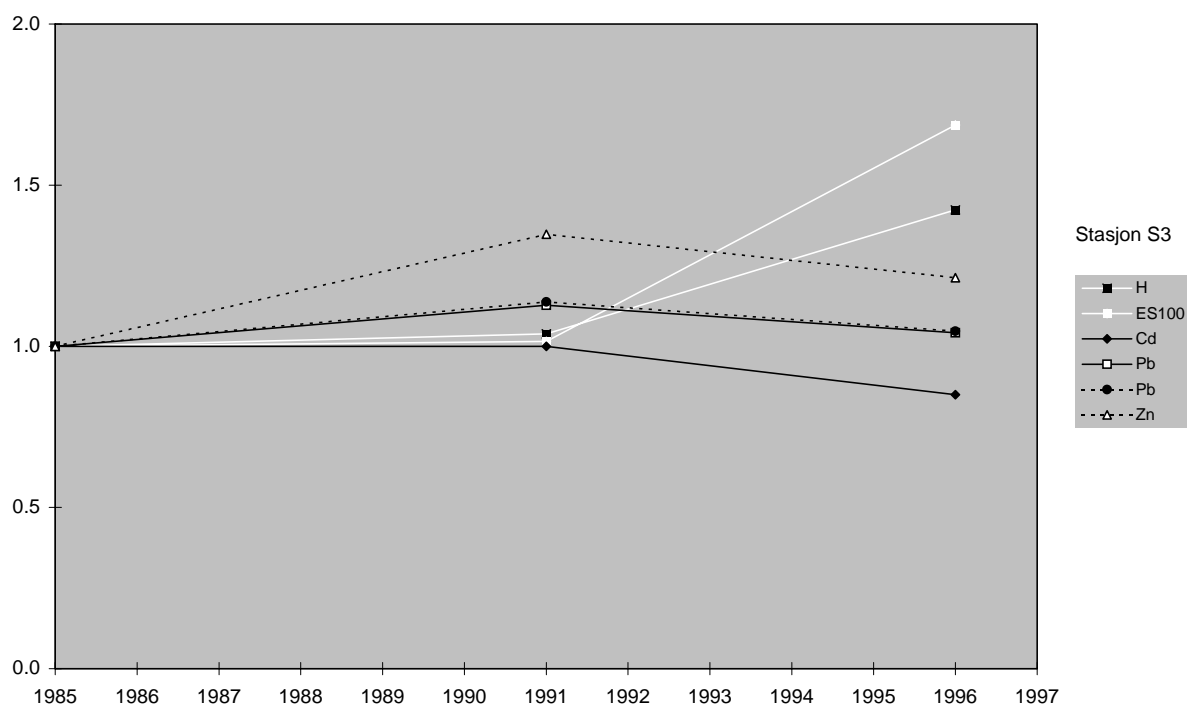
¹ Cirratulidae: Arter av slektene *Caulleriella*, *Chaetozone*, *Cirratulus*, *Tharyx*, *Zeppelina*



Figur 33. Relativ endring av artsmangfold (H og ES_{100}), indikatorartsindeks (AI) og tungmetallene kadmium, bly, kobber og sink i sedimentet (0-2 cm) på stasjon S1 i 1996 (vist som andel av verdiene i 1985).



Figur 34. Artsmangfold (H og ES_{100}) og tungmetallene kadmium, bly, kobber og sink i sedimentet (0-2 cm) på stasjon S2 i 1996, vist som andel av verdiene i 1985.



Figur 35. Artsmangfold (H og ES₁₀₀) og tungmetallene kadmium, bly, kobber og sink i sedimentet (0-2 cm) på stasjon S3 i 1996, vist som andel av verdiene i 1985.

Indikatorartsindeksen (AI) viste jevnt over normale verdier bortsett fra de innerste stasjonene. På stasjon S1 var det en markert forbedring fra 1991 til 1996 (figur 40).

I 1996 var de totale individtall høyest på stasjon S4 i ytre Sørfjorden, men generelt lave i hele undersøkelsesområdet. Også artstallene var generelt lave, bortsett fra på stasjon S4. Individtallene var betydelig lavere i 1991 og 1996 enn i 1985 på alle stasjonene. Til tross for dette var artstallene i 1991 ikke vesentlig lavere enn i 1985, og i 1996 var de jevnt over like høye som i 1985 (tabell 17). En betydelig del av nedgangen i totalt individtall skyldtes nedgang hos de dominerende børstemarkartene, særlig *Spiochaetopterus typicus*, *Heteromastus filiformis* (figur 37) og cirratulidene (figur 36). I det innerste området (stasjon S0 og S1) kan variasjonene forklares ved at minsket forurensningspåvirkning har medført nedgang i dominansen av forurensningstolerante arter, men muligens også ved store variasjoner over korte avstander på bunnen (f. eks. i området ved stasjon S0), som kan ha medført at materialet har representert ulike faunasamfunn fra prøve til prøve og fra tidspunkt til tidspunkt. Variasjonene i to områder i indre fjord er illustrert i tabell 16.

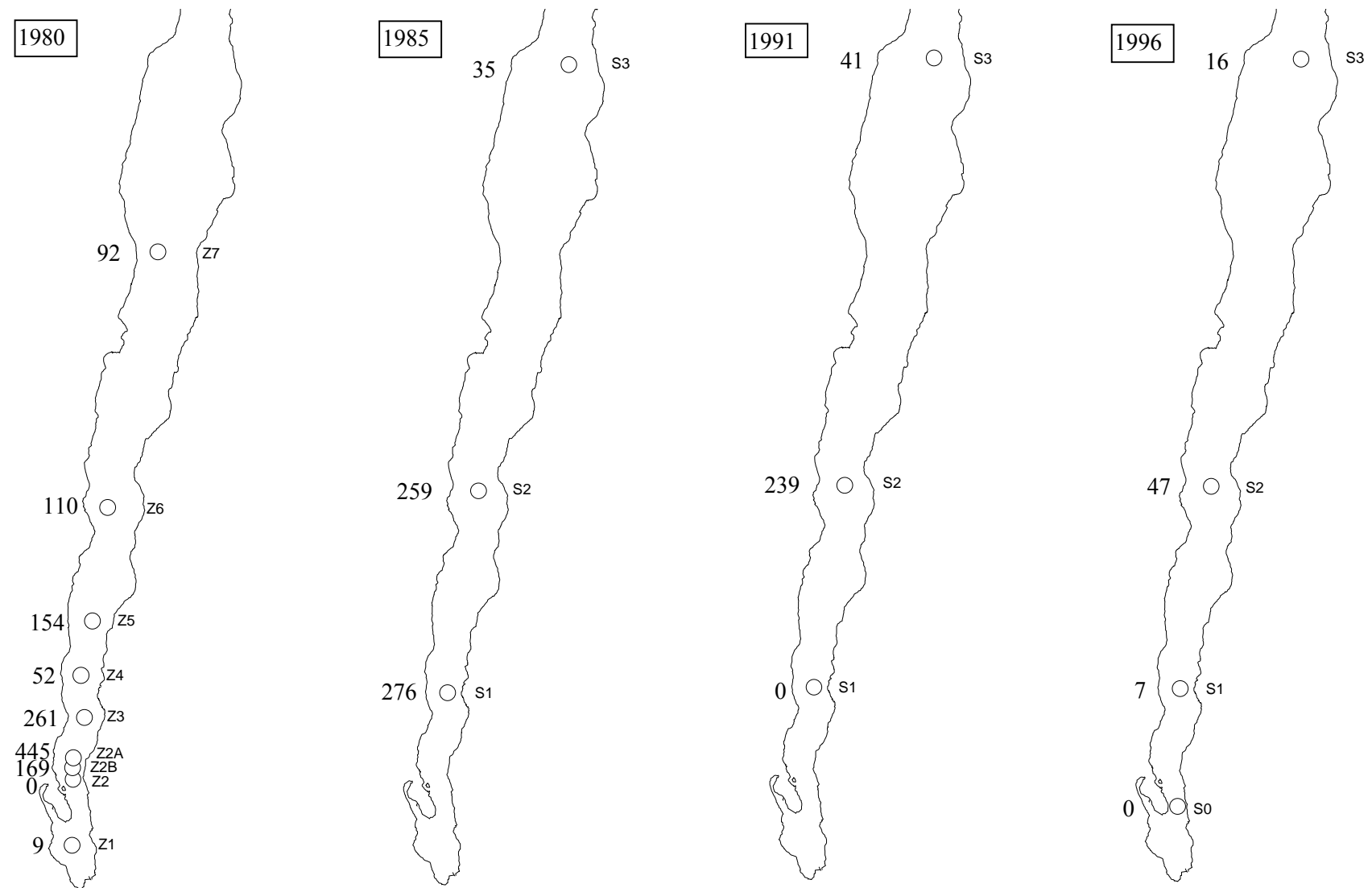
Tabell 16. Individttall per 0.3 m² av børstemarkene *Heteromastus filiformis* og arter av familien Cirratulidae i to områder i indre Sørfjorden

Området ved stasjon S0	1980 ? m	1980 56 m	1980 70 m	1996 48 m
<i>Heteromastus filiformis</i>	0	188	285	0
Cirratulidae	0	169	445	0
Området ved stasjon S1			1980 114 m	1985 118 m
			1991 118 m	1996 118 m
<i>Heteromastus filiformis</i>			160	370
Cirratulidae			261	275
			6	0
			0	7

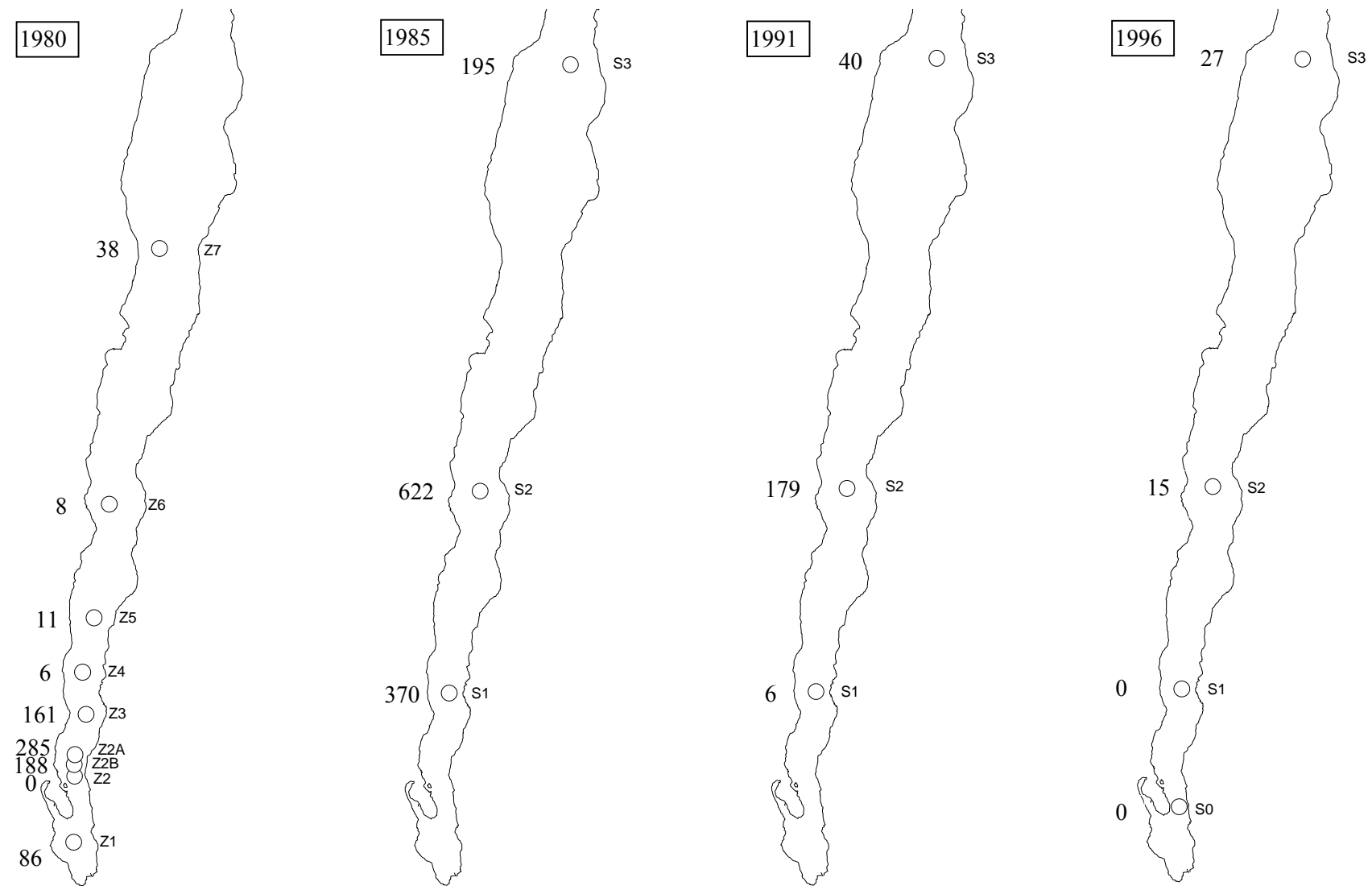
På stasjonene lenger ute må nedgangen i individtallene tolkes som en reell endring over tid, særlig fordi den skjedde nokså parallelt på flere stasjoner langt fra hverandre (tabell 17). Mengden av de tidligere dominerende forurensningstolerante artene gikk ned i hele området, og artsmangfoldet steg, særlig på stasjon S1, S2, S3 og S4 (selve Sørfjorden). Dette skyldes sannsynligvis at forurensningspåvirkningen har minsket. Metallkonsentrasjonene i sedimentet i midtre og ytre del av Sørfjorden endret seg riktignok lite, men minsket tilførselsrate kan ha gitt bedre livsbetingelser. Forbedringen i faunaen var noen år forsinket i forhold til nedgangen i metallbelastningen (figur 33 til figur 35), men det er naturlig at reetablering til et normalt bløtbunnsfaunasamfunn tar lengre tid.

Tabell 17. Faunaparametre på stasjonene i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1980-1996.

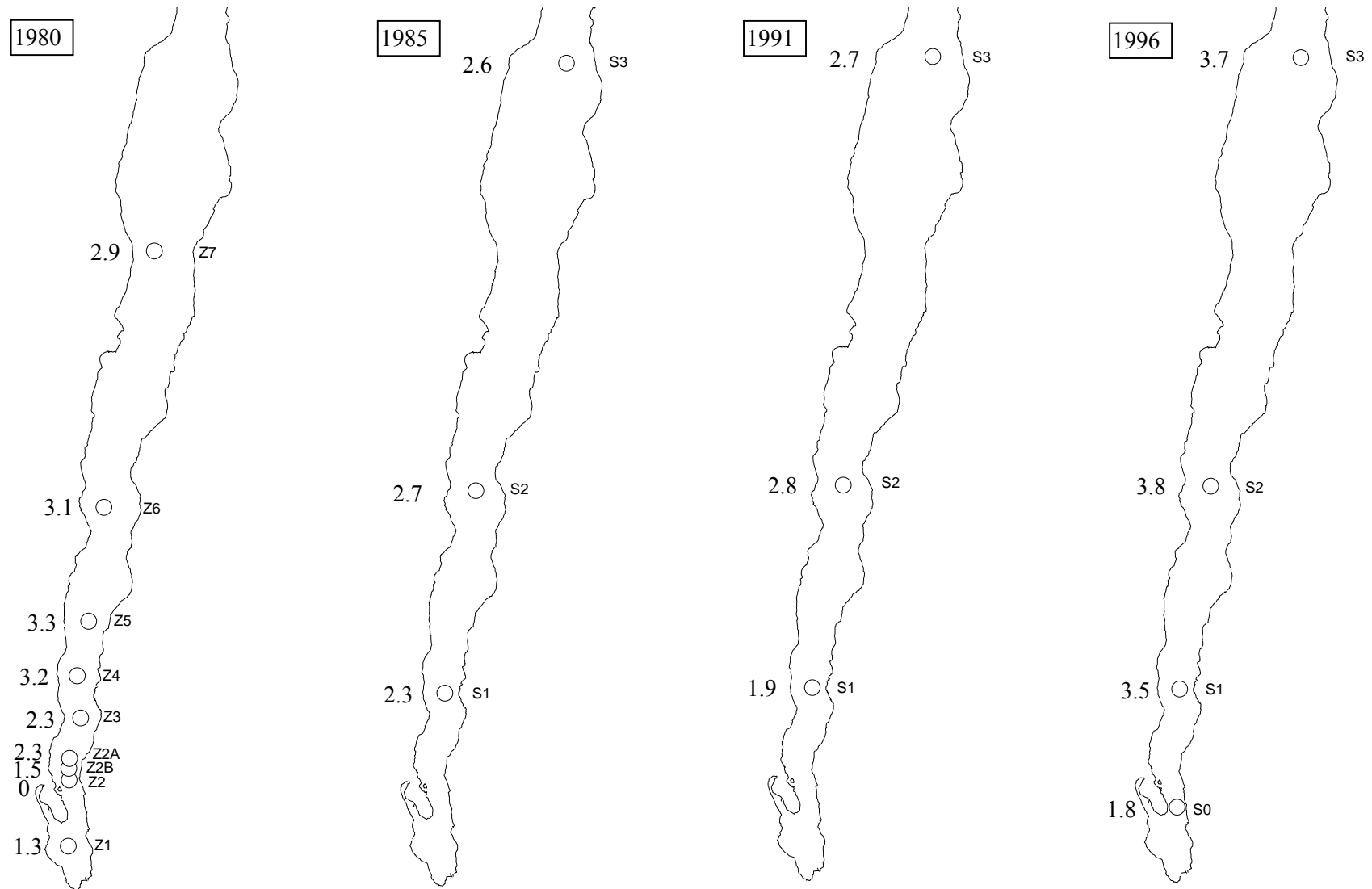
Stasjon	År	Antall arter	Antall individer/ 0.3m ²	Artsmangfold (H)	Artsmangfold (ES ₁₀₀)	Indikatorarts- indeks (AI)
Z1	1980	7	115	1.32	5.6	3.8
Z2A	1980	22	1025	2.25	9.7	5.8
Z2B	1980	8	377	1.46	5.3	4.2
Z3	1980	16	601	2.29	8.7	5.1
Z4	1980	20	145	3.16	16.9	5.6
Z5	1980	25	499	3.26	15.3	5.3
Z6	1980	24	314	3.13	15.4	5.7
Z7	1980	20	300	2.87	12.3	5.7
S1	1985	22	810	2.30	10.8	5.5
S1	1991	9	111	1.92	8.1	4.8
S1	1996	25	149	3.49	20.9	7.3
S2	1985	41	1290	2.74	15.0	7.6
S2	1991	41	687	2.80	12.9	7.5
S2	1996	34	192	3.81	23.4	7.6
S3	1985	31	1059	2.59	13.4	7.5
S3	1991	26	345	2.69	13.6	7.9
S3	1996	38	319	3.73	22.6	8.3
S4	1985	60	2099	1.83	13.3	7.7
S4	1991	47	293	3.85	26.7	8.9
S4	1996	63	567	4.23	28.5	8.7
S5	1985	37	766	2.62	17.0	8.0
S5	1991	28	131	3.80	21.9	7.8
S5	1996	18	410	1.88	11.4	7.9
S7	1985	32	656	2.83	17.0	7.7
S7	1991	27	176	3.60	18.3	7.9
S7	1996	31	248	3.18	18.7	8.1
S9	1985	41	1062	2.95	18.1	8.1
S10	1985	43	1031	3.16	20.5	8.1
S10	1996	31	101	4.18	28.0	8.4
S10	1996	4	39	1.83	-	6.2
S16	1985	29	401	2.48	17.2	7.8
S16	1991	19	41	3.60	-	6.9
S16	1996	16	255	0.99	8.4	7.4
S22	1996	42	236	4.09	25.9	8.3



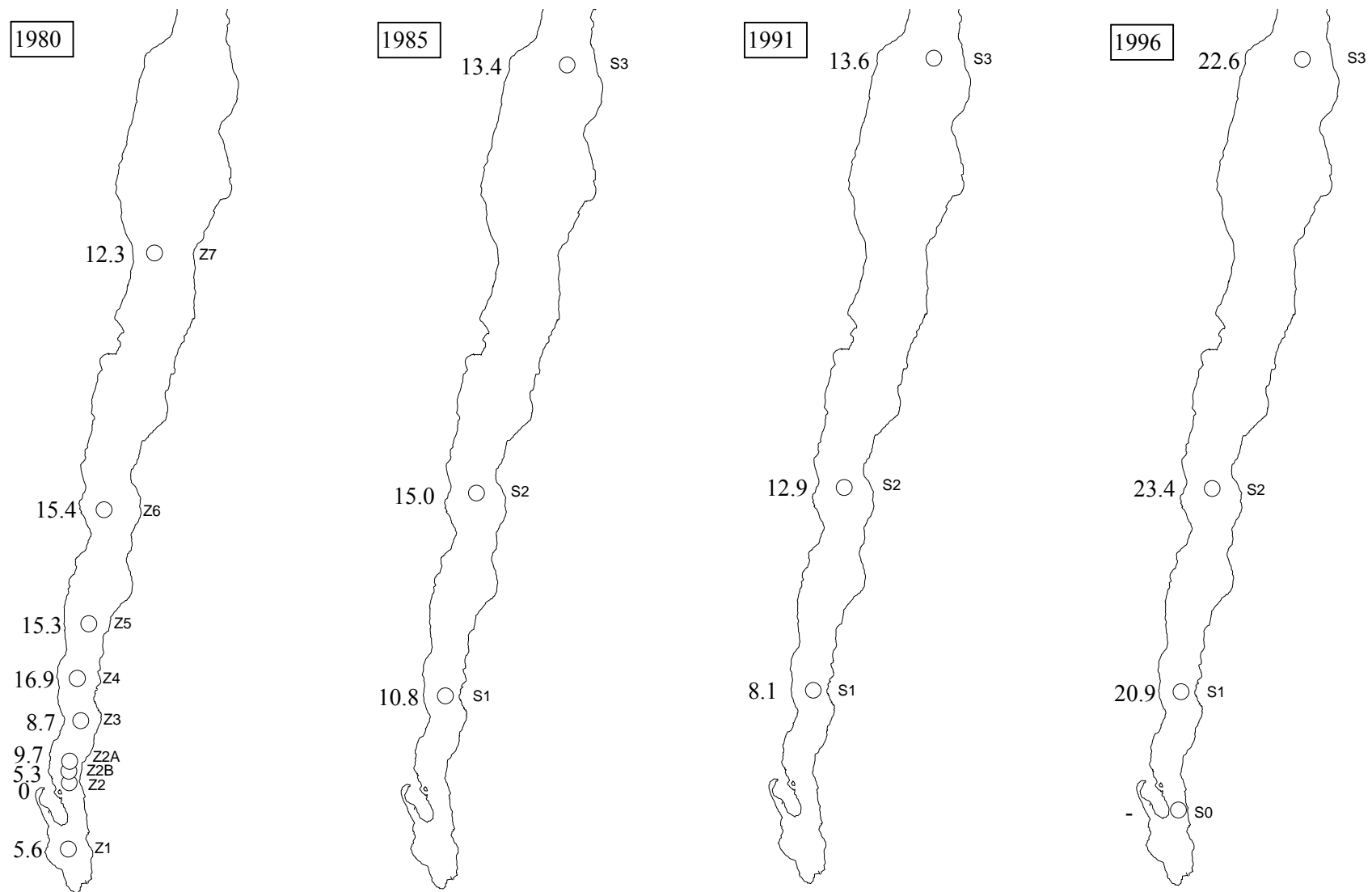
Figur 36. Cirratulidae (antall/0.3 m²) på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



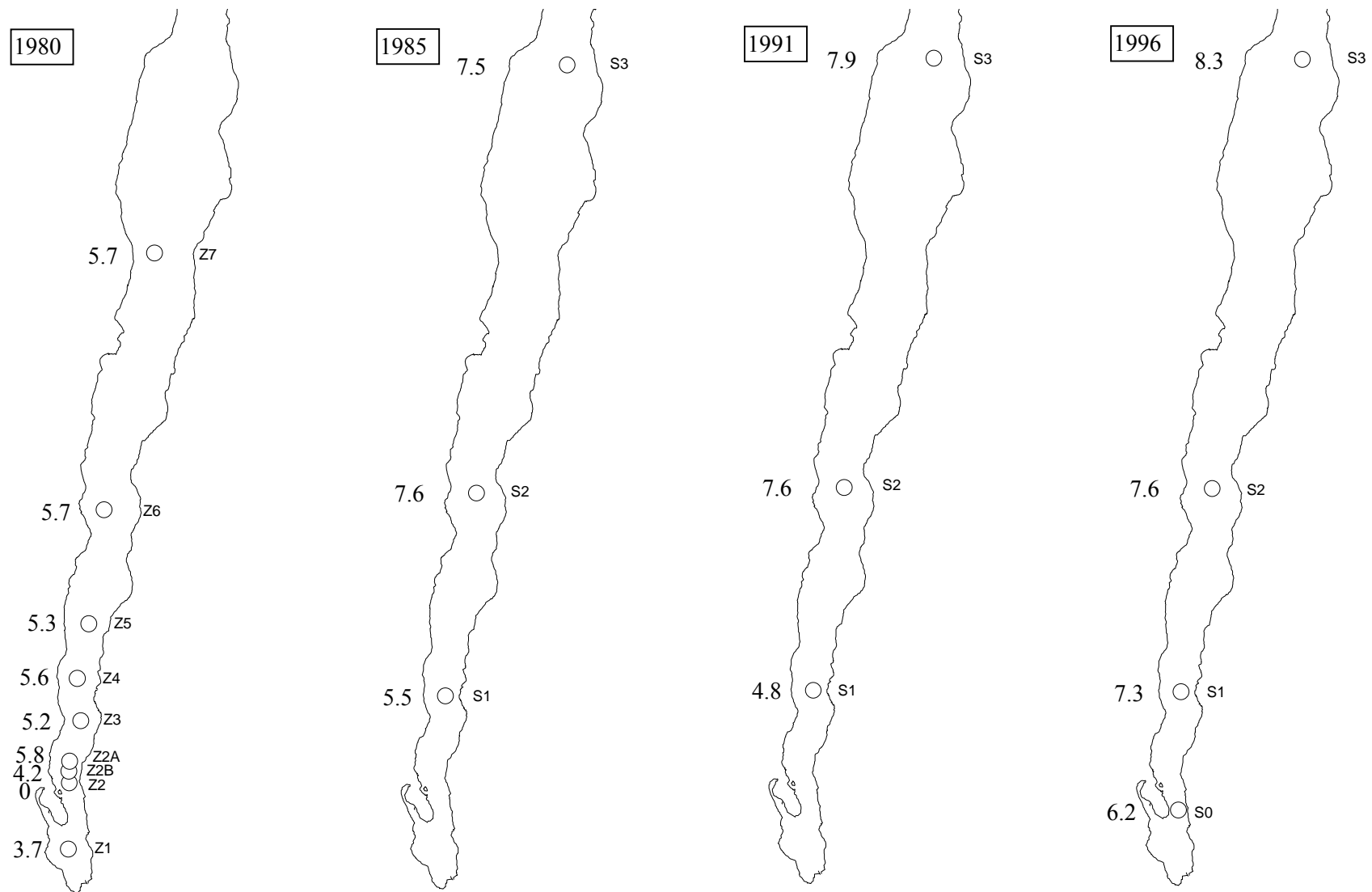
Figur 37. *Heteromastus filiformis* (antall/0.3 m²) på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



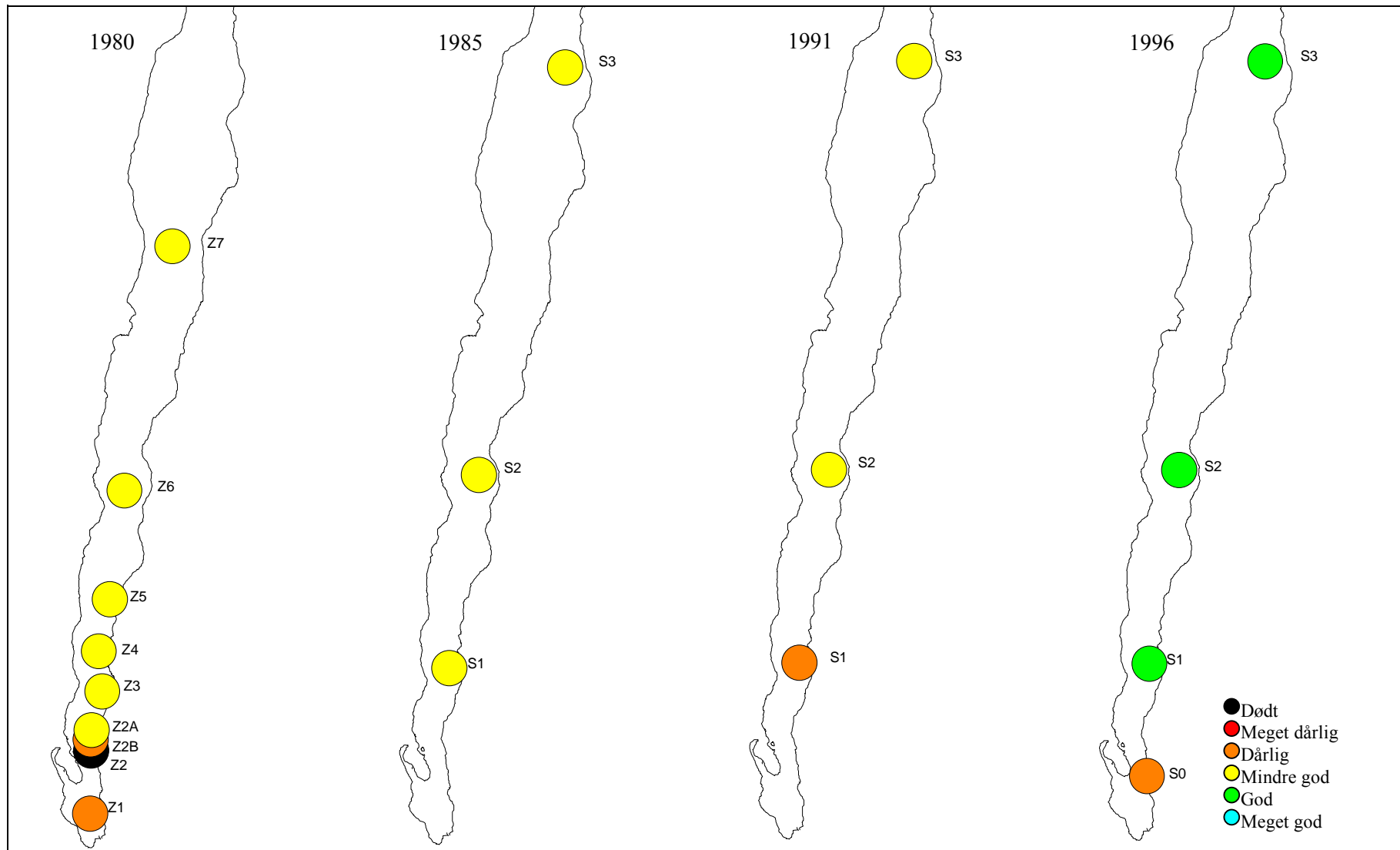
Figur 38. Artsmangfold (Shannon-Wiener) på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



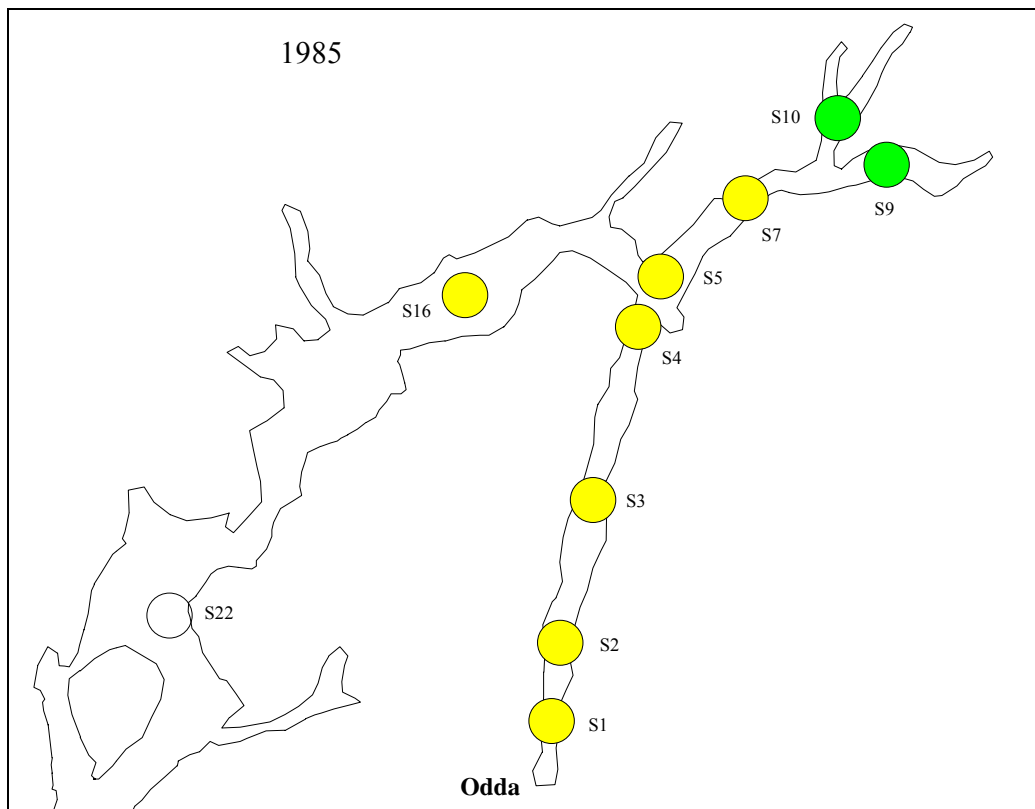
Figur 39. Artsmangfold (ES₁₀₀) på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



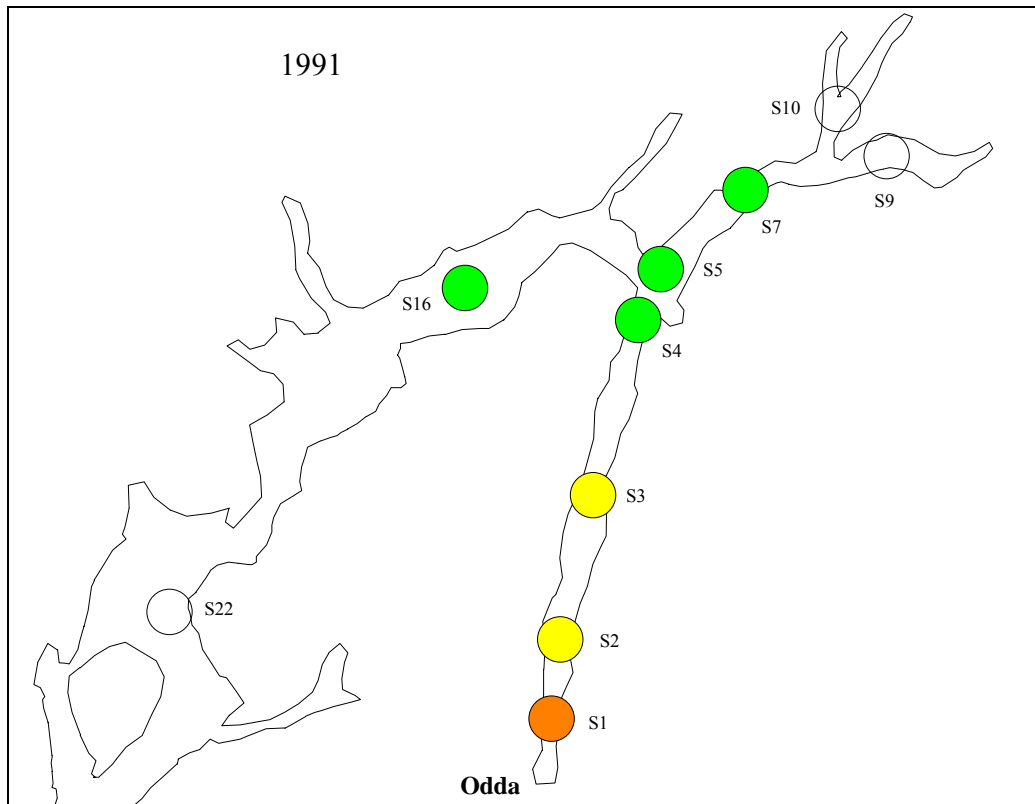
Figur 40. Indikatorartsindeks (AI) på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



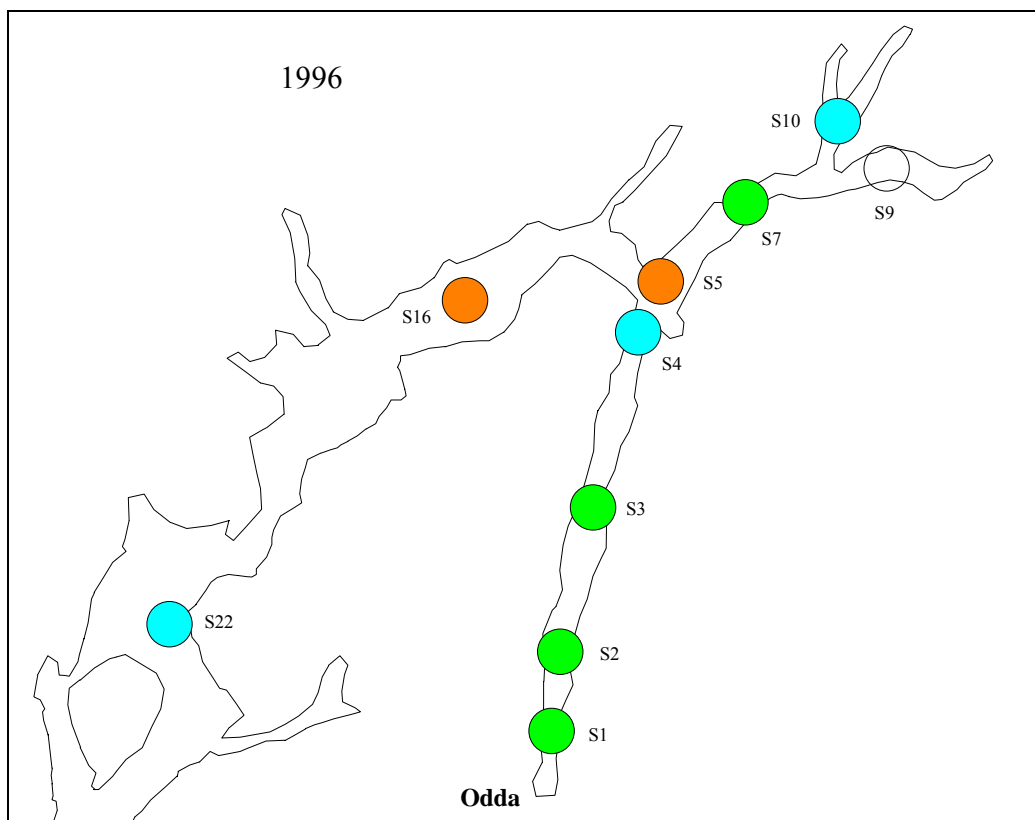
Figur 41. Tilstandsklasser på stasjonene i indre Sørfjorden 1980-1996



Figur 42. Tilstandsklasser på stasjonene i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1985.



Figur 43. Tilstandsklasser på stasjonene i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1991



Figur 44. Tilstandsklasser på stasjonene i Sørfjorden/Hardangerfjorden i 1996. Åpne sirkler betyr at stasjonene ikke er prøvetatt det året. Symbolforklaring se Figur 41.

3.6 Giftige alger

Senhøsten 1991 ble det observert rødbrun sjø i indre del av Sørfjorden. Vannprøver viste at misfargingen skyldtes masseforekomst av den DSP-produserende (Diarrhetic Shellfish Poisons, diaréframkallende skalldyrtoksin) dinoflagellaten *Dinophysis acuta* (Johnsen 1998). Konsentrasjonen av denne algen var flere millioner celler pr. liter (maks. 4,85 millioner celler pr. liter), mens det normale for denne arten er 20-30.000 celler pr. liter i blomstringsperioder. *Dinophysis* er en slekt med mer enn 200 beskrevne arter. I våre farvann er 4 av disse artene vanlige og alle disse tilhører gruppen på 7 hvor toksinproduksjon er verifisert (Lee et al. 1989).

Masseforekomstene av *D. acuta* førte til at det i 1992 ble startet overvåkning av *Dinophysis*-forekomstene i Sørfjorden med en utvidet undersøkelse helt ut til Varaldsøy på slutten av året. Også høsten 1992 ble det også observert brun sjø i indre del av Sørfjorden. Denne gangen hadde misfargingen sammenheng med store konsentrasjoner av to store dinoflagellater. *D. acuta* var en av disse dette året (maks. 1,3 mill. celler pr. liter), og den ble i tillegg funnet i betydelige mengder fra Erdal i Eidfjorden ut til Tangen i Samlafjorden. Den mest tallrike dinoflagellaten var imidlertid *Ceratium tripos* (maks. 3,9 mill. celler/liter). Dette er en alge som ikke settes i forbindelse med toksinproduksjon, men etter masseforekomster av denne algen har oksygensvikt nær bunnen vært koplet til stort oksygenforbruk i forbindelse med nedbrytningen av det organiske materialet.

Høsten 1993 blomstret både *D. acuta* og *C. tripos* igjen, men dette året ble konsentrasjonene betydelig lavere enn de to foregående årene slik at vannet ikke ble misfarget.

I 1995-96 var det ikke masseoppblomstring av *D. acuta*, men totaltallene for *Dinophysis* i integrerte vannprøver fra 0 til 10 meter lå i vekstsesongen langt over sperregrensen på 1.200 celler per liter for uttak av skjell til konsum (Molvær & Johnsen 1997).

Sammenlignet med undersøkelser gjennomført på 50- og 70-tallet i Sørfjorden og Hardangerfjorden (Braarud m.fl. 1974, Dick 1975) er de observerte *Dinophysis*-konsentrasjonene uvanlig høye.

Store dinoflagellater synes å utgjøre den største delen av planteplanktonets biomasse i Sørfjorden, men tidvis er det som normalt oppblomstringer av kiselalger slik som *Skeletonema costatum*, *Rhizosolenia fragilissima*, *Chaetoceros decipiens* og ulike arter innen slekten *Pseudo-nitzschia*.

Ulike forklaringsmodeller kan tenkes anvendt når årsakssammenhenger til de uvanlig høye konsentrasjonene av store dinoflagellater i Sørfjorden skal gis. En kombinert effekt av adveksjon og aktiv svømming for å unngå det brakke overflatelaget kan forklare at de høyeste algekonsentrasjonene blir funnet ved ferskvannskildene innerst i fjorden. Stor ferskvannstilførsel til indre Sørfjorden via Tyssedal kraftstasjon og elven Opo kan forårsake økt transport av vann innover fjorden, og medfører økt ansamling av store dinoflagellater i det indre fjordområdet. Høye konsentrasjoner av *D. acuta* er registrert i ballastvann tilført havneområdet i Odda (Johnsen 1998), og det kan spekuleres i om dette har en såingseffekt. Årsaken til masseforekomstene må imidlertid søkes i andre forhold som for eksempel endrede miljøforhold. Utslipp fra industri, kommunale utslipp, endringer i ferskvannstilførselen til fjorden som følge av kraftutbygginger osv. kan føret til forskyvninger i forholdet mellom nitrogen og fosfor i fjorden og dermed endre planteplanktonets vekstbetingelser slik at det skjer en endring i artssammensetningen. Datagrnnlaget for vurdering av eventuelle vekstbegunstigende effekter for store dinoflagellater som følge av endret vannkvalitet, er imidlertid mangelfullt.

Dinophysis- og *Ceratium*-artene er vanskelige å holde i kultur, og dette medfører at kunnskapen om disse algeslektenes vekstkrav er begrenset. *Dinophysis*-artenes evne til mixotrof vekst (både eutrof og heterotrof ernæring) kan imidlertid være med på å forklare denne algeslektens konkurransefortrinn i Sørfjorden hvor vekstforholdene varierer sterkt over tid.

3.7 Miljøgifter i blåskjell

Etter observasjoner av sterk metallforurensning i skjell fra 1975 (Julshamn, 1981) er blåskjell overvåket nesten kontinuerlig i Sørfjorden fra begynnelsen på 1980-tallet. Det er to årsaker til dette:

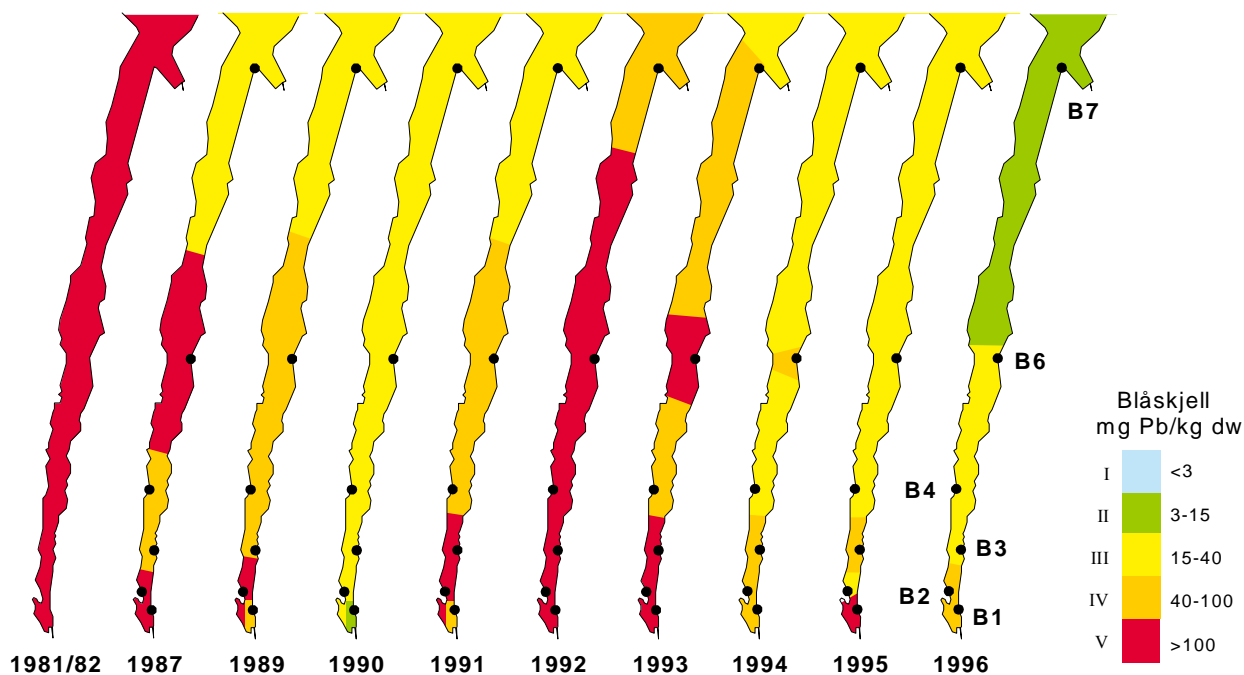
1. Blåskjell egner seg som indikatororganisme ved overvåking av miljøgifter i det marine miljø.
2. Blåskjell brukes i konsum og helsemyndighetene ønsker å gi råd om blåskjells spiselighet med hensyn til miljøgiftinnhold.

I Sørfjorden er nivået av kvikksølv, kadmium, bly, sink, kopper, DDT, DDE, DDD, Σ DDT og Σ PCB-7 overvåket i blåskjell som samles inn hver høst. På flere stasjoner i Hardangerfjorden inklusiv Sørfjorden samles det i regi av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) også inn blåskjell som analyseres for metaller og klororganiske stoffer.

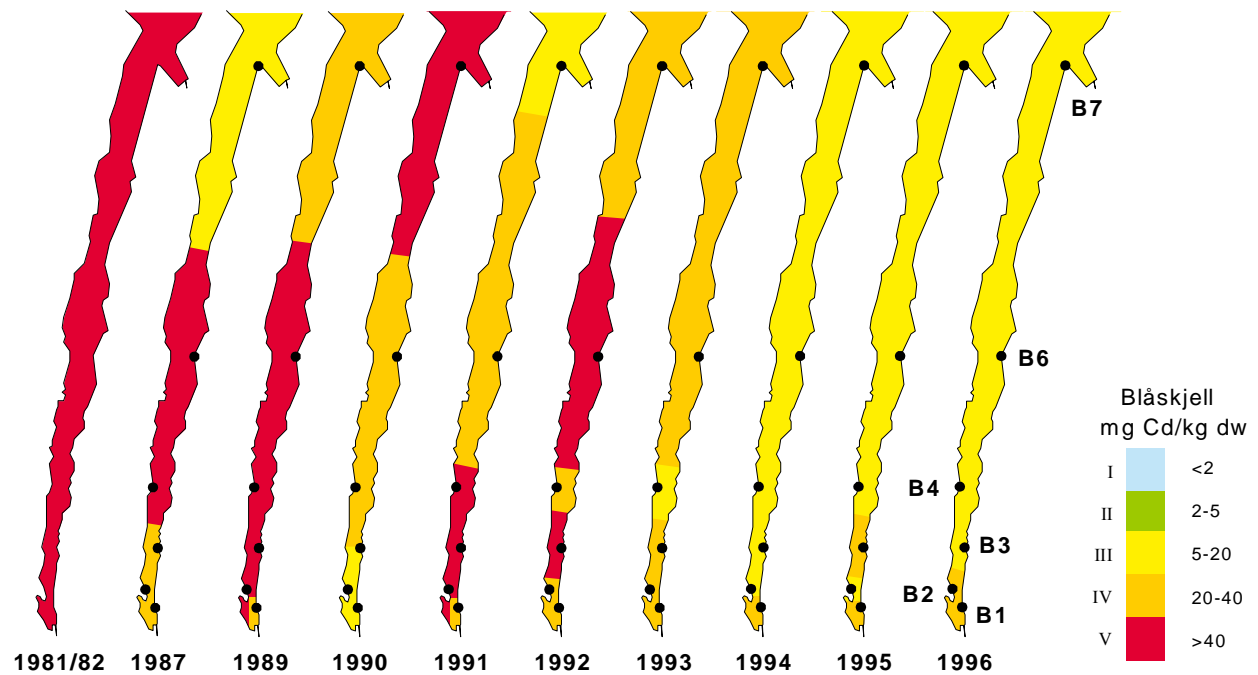
3.7.1 Metaller i blåskjell

De store og kontinuerlige utslippene til Sørfjorden har naturlig nok hatt en sterk virkning på plante- og dyrelivet i fjorden. De fleste arter er meget effektive i sitt opptak av næringssalter og mineraler fra sjøvannet, men i Sørfjorden har det også medført et stort og ufrivillig opptak av tungmetaller. Enkelte organismer har vist seg å være gode indikatorer på forurensninger ved at de oppkonsentrerer stoffene fra vannet. Foruten blåskjell er også tang vanlig benyttede indikatororganismer i miljøgiftovervåking.

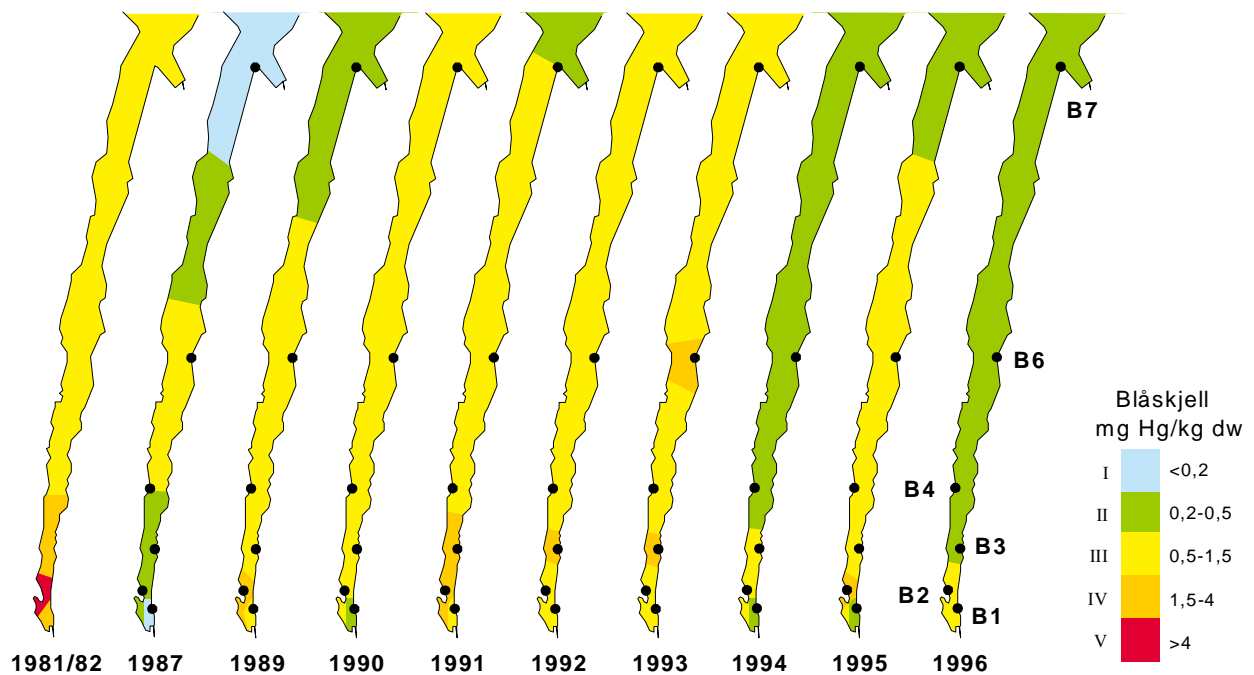
Blåskjell er samlet inn for metallanalyser siden 1981, og årlig siden 1989. Graderingen i forurensningstilstanden i Sørfjorden i perioden 1981-1996 er vist i figur 45 til figur 47.



Figur 45. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av bly (mg Pb/kg tørrvekt) i blåskjell, iht. SFTs tilstandsklasser (Molvær et al., 1997).



Figur 46. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av kadmium (mg Cd/kg tørrvekt) i blåskjell, iht. SFTs tilstandsklasser (Molvær *et al.*, 1997).



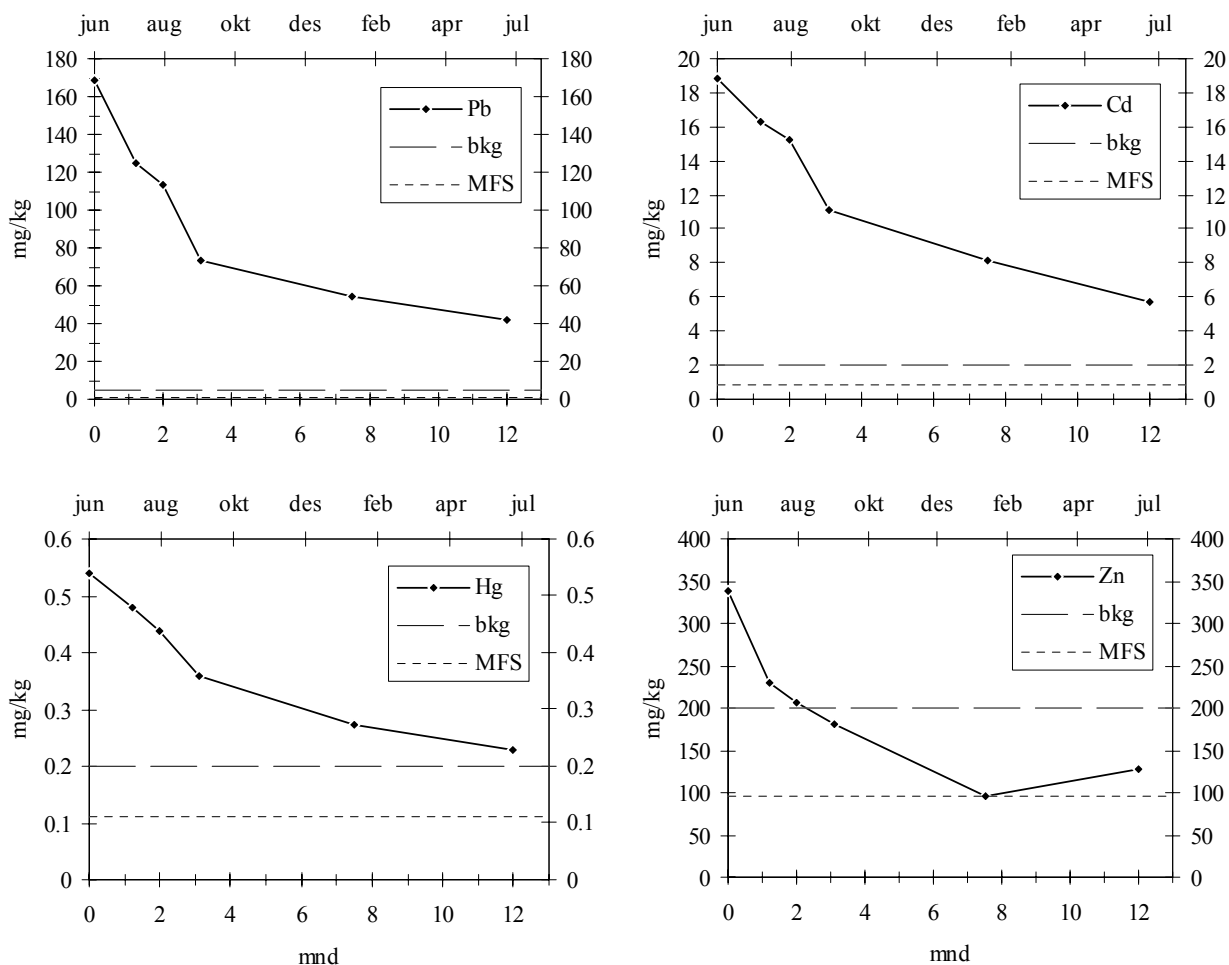
Figur 47. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av kvikksølv (mg Hg/kg tørrvekt) i blåskjell, iht. SFTs tilstandsklasser (Molvær *et al.*, 1997).

Figurene viser store årlige variasjoner i blåskjellenes metallinnhold; variasjoner som i mange tilfeller har vært vanskelig å gi noen logisk forklaring på. Spesielt med hensyn til bly (Pb) og kadmium (Cd), figur 45 og figur 46, har blåskjellene hatt et svært høyt innhold i store deler av Sørfjorden, klasse V "meget stekt forurenset". Utviklingen fra 1992 til 1996 viser imidlertid en klar reduksjon i blyforurensningen ved at tilstanden i ytre fjord er forbedret fra klasse IV til klasse II. Indre fjord, spesielt innenfor Tyssedal, er fremdeles sterkt forurenset. Med hensyn til kadmium-forurensning (Cd) er store

deler av Sørfjorden fremdeles markert forurensset (klasse III) med havnebassenget som sterkt forurensset. Men også for dette metallet synes det å ha vært en markert bedring i de senere år.

Nivåene av kvikksølv (Hg) i blåskjell har vært forholdsmessig lavere (figur 47), men også her med betydelige årlige variasjoner. I 1996 var skjellene i store deler av Sørfjorden bare moderat forurensset med kvikksølv og markert forurensset kun i områdene nærmest Odda. Figur 47 viser imidlertid også at det i de umiddelbart foregående år har forekommet områder med sterk grad av kvikksølvforurensning.

I forhold til tang synes blåskjell å være en bedre indikator på bly- og sannsynligvis, kadmiumforurensning. Skjell og tang fremtrer som omtrent like gode indikatorer for kvikksølv (med blåskjell



Figur 48. Reduksjon over tid i metallinnholdet i blåskjell som er tatt fra Eitrheimsneset (B2) og flyttet til "rent" sjøvann (Oslofjorden). Figurene viser konsentrasjon i blåskjellene av bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og sink (Zn), samt stiplet linje for antatt høyt bakgrunnsnivå (bkg) og målt konsentrasjon i blåskjell fra Oslofjorden (Marin Forskningsstasjon Solbergstrand : MFS).

som muligens svakt bedre). Derimot er tang bedre som indikator på belastning med kobber og sannsynligvis sink. Imidlertid gjelder ikke disse karakteristikker nødvendigvis generelt, men for hvordan belastningen i Sørfjorden gjenspeiles i skjell/tang.

Akkumuleringen av metaller i skjell er ikke proporsjonal med belastningen i vann (jfr illustrasjon av dette for datamaterialet fra 1990 i Knutzen og Skei (1991). Forholdet må – ut fra relativt langsom utskillelse – antas å skyldes at blåskjellene har evne til regulering av opptak når belastningen er meget sterk. Forsøk har vist at blåskjellene bruker relativt lang tid på å halvere metallinnholdet, kanskje med unntak av sink (figur 48), (Moy og Knutzen, 1996). Hurtig opptak vil kunne gi variasjoner i blåskjel-

lenes metallnivåer som pga. uregelmessigheter i utslippene ikke stemmer videre godt hverken med gjennomsnittsnivåene eller vekslingene i vannets metallinnhold langs en avstandsgradient utover fjorden. Ujevnheter i tilførsler og for lav hyppighet på prøver fra overflatevann har gjort tolkningen av metaller i blåskjell (og tang) vanskelig. Dette er det eksempler på i nesten alle årene, f.eks. Hg i år 1990, figur 47 (Knutzen og Skei, 1991) hvor høyest konsentrasjon i blåskjell ble målt på ytre stasjoner. Det er også funnet store variasjoner mellom ulike prøveserier innsamlet med korte mellomrom, f.eks. forskjell mellom metallnivåer i skjell fra Sørfjord-overvåkingen (innsamlet i september) og JAMP-overvåkingen (innsamlet i oktober), (Knutzen *et al.* 1993, 1994), eller vanskelig tolkbar oppgang i Hg i blåskjell i 1993, figur 47 (Knutzen *et al.* 1994). I 1996 var det også eksempler på tilsynelatende uoverensstemmelse mellom data for metaller i vann og skjell (Knutzen *et al.* 1998).

3.7.2 Organiske miljøgifter i blåskjell

I årene 1991-1996 er det i prøver samlet nær Kvalnes (st.B6) registrert nivåer av Σ DDT 9-18 ganger høyere enn antatt høyt bakgrunnsnivå (kfr. Knutzen *et al.*, 1998 med grenser for kl.I i SFTs klassifiseringssystem, (Molvær *et al.*, 1997)). Årsaken hevdes å være nedgravd DDT etter forbud med bruk i 1970. DDT-forurensningen spores i blåskjell fra hele fjorden, men bare i ca. 1/3-1/5 av konsentrasjonene ved Kvalnes.

PCB-nivåene i blåskjell tyder ikke på nåtidig belastning, unntatt i moderat grad ved Tyssedal (Knutzen *et al.*, 1998).

3.8 Miljøgifter i tang

Overvåking av metaller i tang skal gjenspeile endringer i overflatevannets metallinnhold, på samme måte som blåskjell. Når tang overvåkes i tillegg til blåskjell er det fordi tang gjenspeiler vannets innhold av enkelte metaller bedre enn blåskjell (se ovenfor) og at de to analysemediene derfor kompletterer hverandre. Figur 49 til figur 52 viser endringen i innholdet av metaller i tang i tidsperioden 1987-1996.

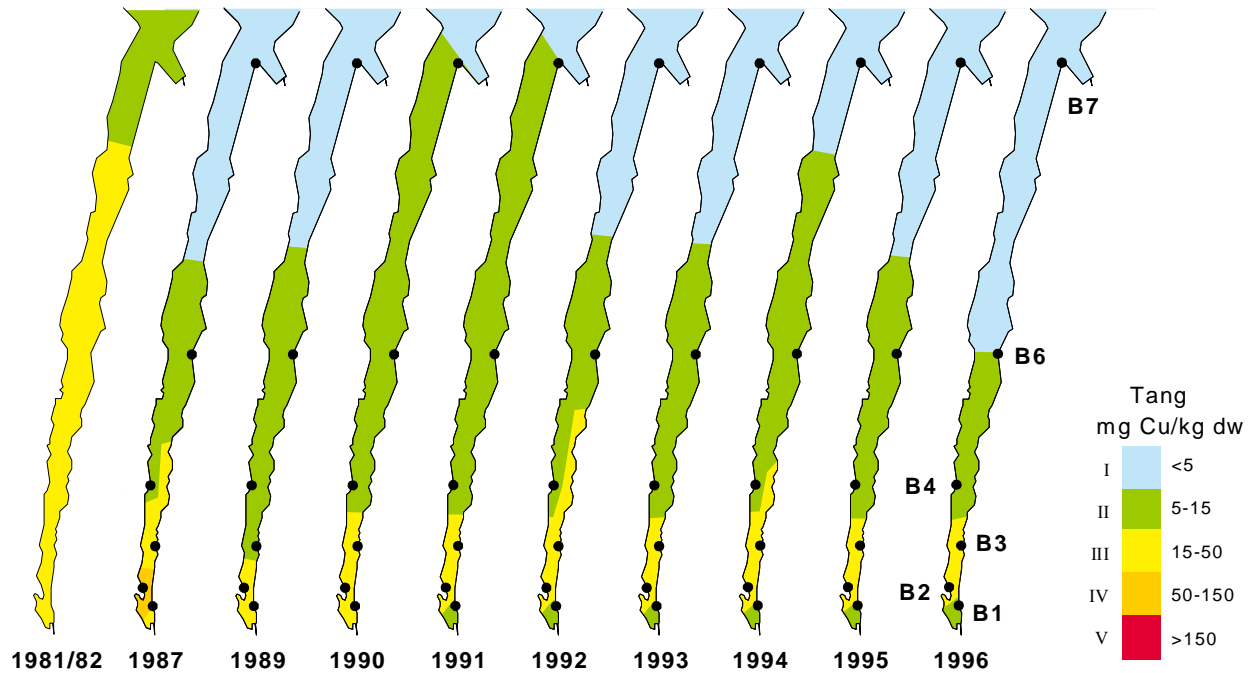
Figur 49 viser utviklingen for kobber (Cu) i blæretang (stasjonene B1 til B3) og grisetang (stasjonene B4 til B7). Ytre og midtre del av Sørfjorden har gjennom alle år med unntak av 1990-91 blitt klassifisert til tilstandsklasse 1 og 2, "ubetydelig til moderat" forurenset med hensyn til kobber. Indre del har vekslet mellom klasse 3 og 4, "markert til sterkt forurenset". Etter 1990 viser tang fra stasjon B1 (Byrkjenes) en bedre tilstandsklasse enn nærliggende stasjoner, dvs. påvirkning fra mindre forurensede vannmasser på østsiden enn ellers i fjordens innerste del.

I 1990 ble det målt høye kobberverdier i tang fra B2 Eitrheimsneset (213 mg Cu/kg tang (tørrvekt)). Denne episodiske påvirkningen førte til en forverring av overflatevannets kvalitet i hele Sørfjorden dette året samt en tilstandsklasse dårligere for ytre del av Sørfjorden påfølgende år.

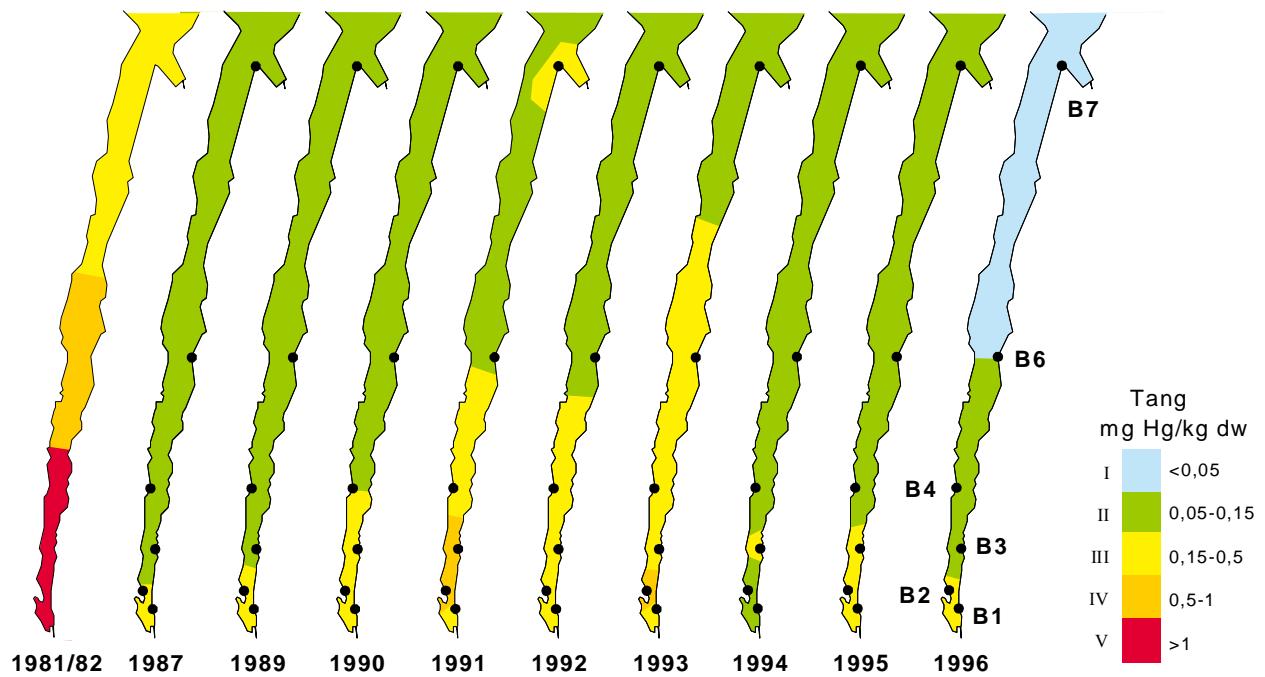
Figur 50 viser endringen i kvikksølvnivåer målt i tang. Fra 1990 og fram til 1993 synes det å ha vært en økning i kvikksølvmengden. Tang fra Eitrheimsneset ble i 1990 klassifisert som sterkt forurenset med kvikksølv, og øvrige stasjoner ut til og med B6 Kvalnes endret status fra moderat til markert forurenset. I 1996 var kvikksølvnivået i tang fra ytre og midtre del av Sørfjorden lavt og kun indre del ble klassifisert som markert forurenset.

Innholdet av sink (Zn) i tang har endret seg lite etter 1992 (figur 51). Fram til 1991 var indre del av Sørfjorden (B1 og B2) klassifisert som sterkt forurenset, mens den øvrige deler av Sørfjorden var markert forurenset. Fra og med 1992 har nivåene i tang fra hele Sørfjorden blitt klassifisert som markert forurenset.

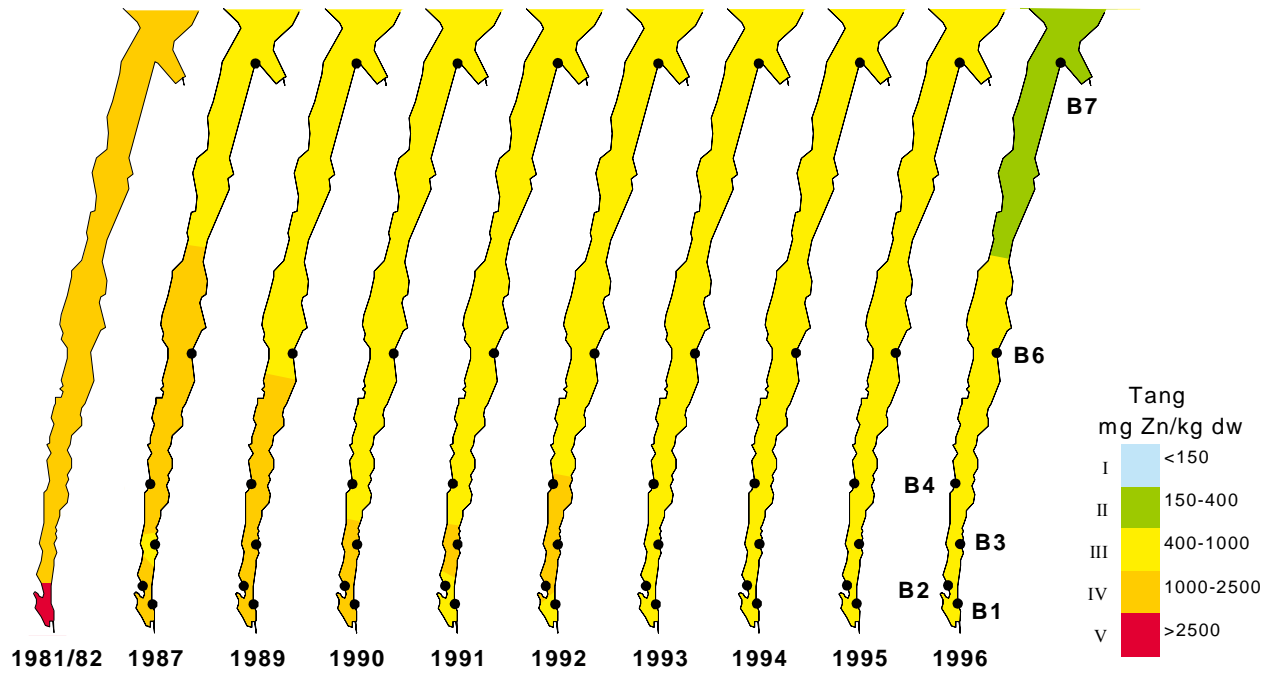
Klassifiseringen etter tangens innhold av bly viser heller ikke vesentlige forandringer i forurensningsgrad (figur 52), mens det som nevnt fremgår en bedring ut fra nivåene i blåskjell (figur 47). Forholdet illustrerer tangens dårlige evne til å gjenspeile blybelastningen i vannet (bemerk også det relativt sett hurtigere avtaket i tangens blyinnhold utover i fjorden jevnført med blåskjell).



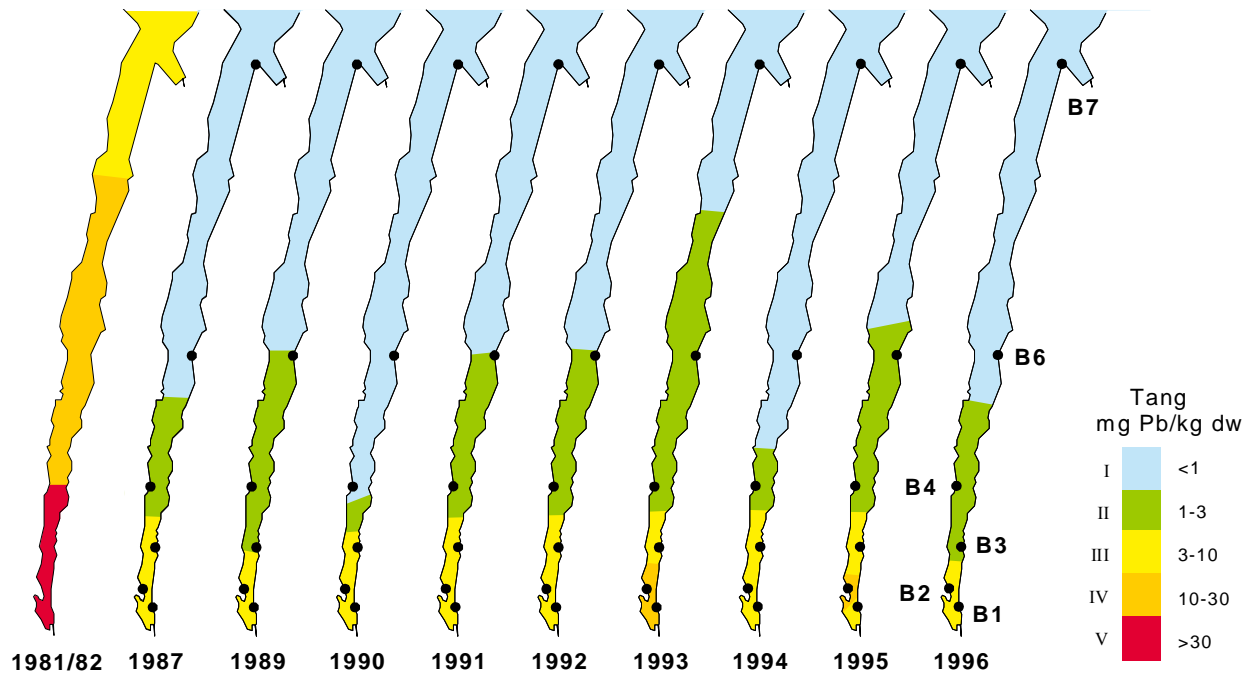
Figur 49. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av kobber (mg Cu/kg tørrvekt) i tang.



Figur 50. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av kvikksølv (mg Hg/kg tørrvekt) i tang.



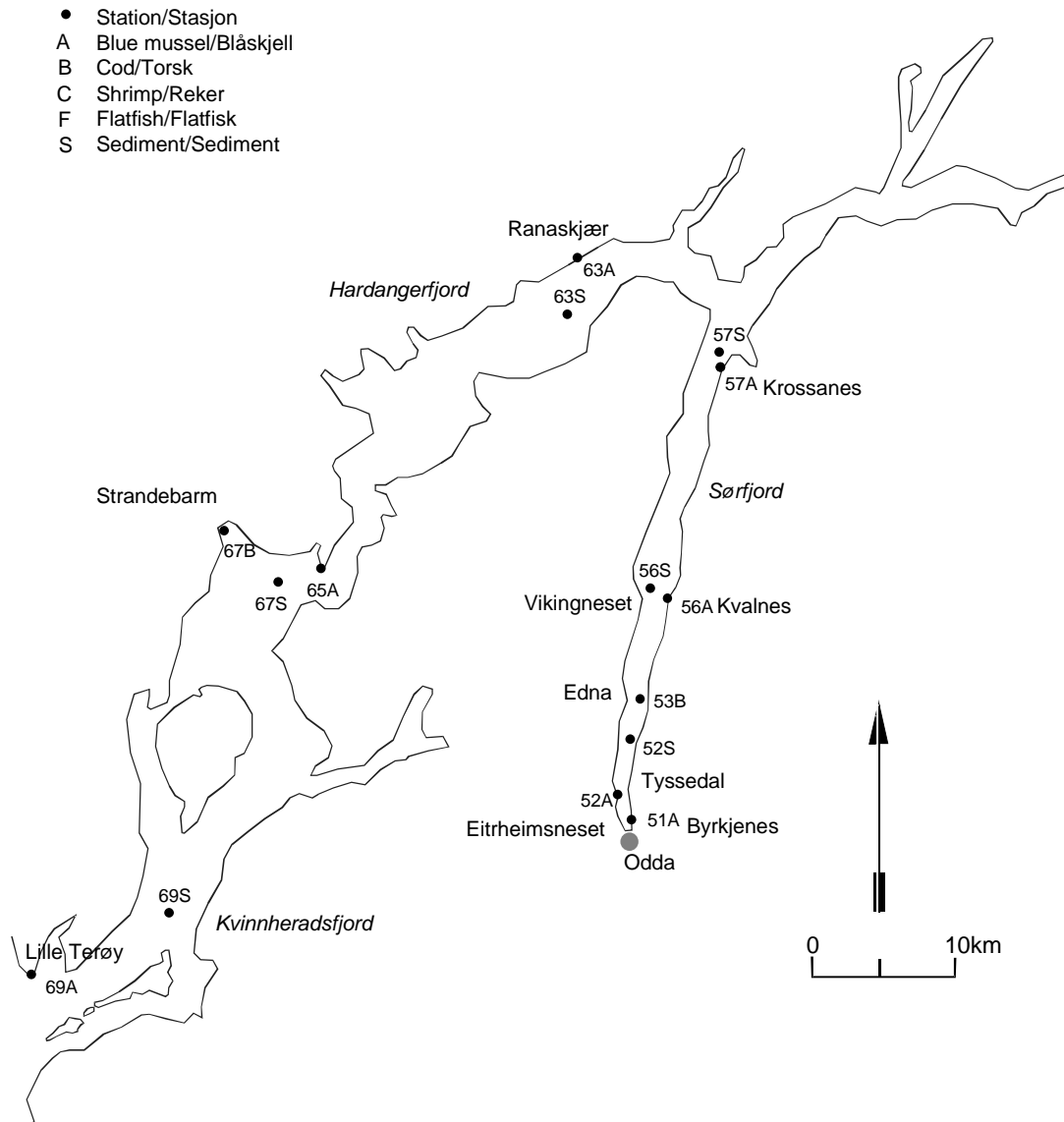
Figur 51. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av sink (mg Zn/kg tørrvekt) i tang.



Figur 52. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden basert på nivåer av bly (mg Pb/kg tørrvekt) i tang.

3.9 Miljøgifter i fisk

Miljøgiftinnholdet i fisk er overvåket innenfor JAMP-programmet (internasjonalt overvåkningsprogram knyttet til Oslo-Paris Kommissjonen). Fisk er innsamlet på stasjoner vist på figur 53.



Figur 53. Stasjoner for innsamling av sediment og organismer i Sørkjolen og Hardangerfjorden under JAMP. Område for innsamling av fisk: 53B og 67B, skjell: 52A, 56A, 57A, 63A og 67A.

Prøvetaking i Sørkjolen/Hardangerfjorden under JAMP (tidligere JMG) programmet har pågått siden 1986.

Utviklingen i forurensningssituasjonen fram til 1996 er vist i figur 54 til figur 60 for utvalgte organismer og parametre og resultatene viser at Sørkjolen fremdeles er forurenset, spesielt med kadmium og bly og, men i mindre grad, med ppDDE og kvikksølv.

I skrubbelever fra indre Sørkjolen (53B, Edna) i 1996 ble det funnet overkonsentrasjoner av kadmium på opptil 8 ganger høyt bakgrunnsnivå (figur 54). Mediankonsentrasjonen i 1996 lå 10 ganger over mediankonsentrasjonen for 1995. For torskelever ble det også funnet noe forhøyede verdier i 1996 (men mindre enn 2 ganger høy bakgrunn). Den høye konsentrasjonen i skrubbelever i 1996 kan ha sin

årsak i høye, irregulære utslipp fra industrien i Odda i perioden august til desember 1996 som førte til unormalt høye konsentrasjoner spesielt av sink og kadmium i vannmassene (Skei, 1997). Men selv om det var unormalt høye konsentrasjoner av sink i vannmassene ble det ikke, som for kadmium, funnet unormalt høye konsentrasjoner av sink i fiskelever (figur 55). Undersøkelsene av sink i fiskelever viser at konsentrasjonene har vært moderate for hele perioden til tross for høy belastning. Dette antas å henge sammen med fiskens evne til å regulere sink-opptaket.

Bly (Pb) i fiskelever har vist en klar nedgang fra 1990 til 1995 (figur 56). Imidlertid ble det i lever fra skrubbe (stedbunnen bunnfisk) fra 1996 funnet en svak overkonsentrasjon (< 2).

Kvikksølv (Hg) i fiskefilet er blitt analysert på to størrelsesgrupper av både torsk (figur 57) og skrubbe (figur 58). I fisk fanget i Sørfjorden er det påvist enkelte moderate overkonsentrasjoner (2-3 ganger).

I fisk fra Strandebarm i Hardangerfjorden er det ikke registrert overskridelse av bakgrunnsnivå for metaller (med forbehold om kvikksølv i glassvar, der verdier fra referanseområder mangler).

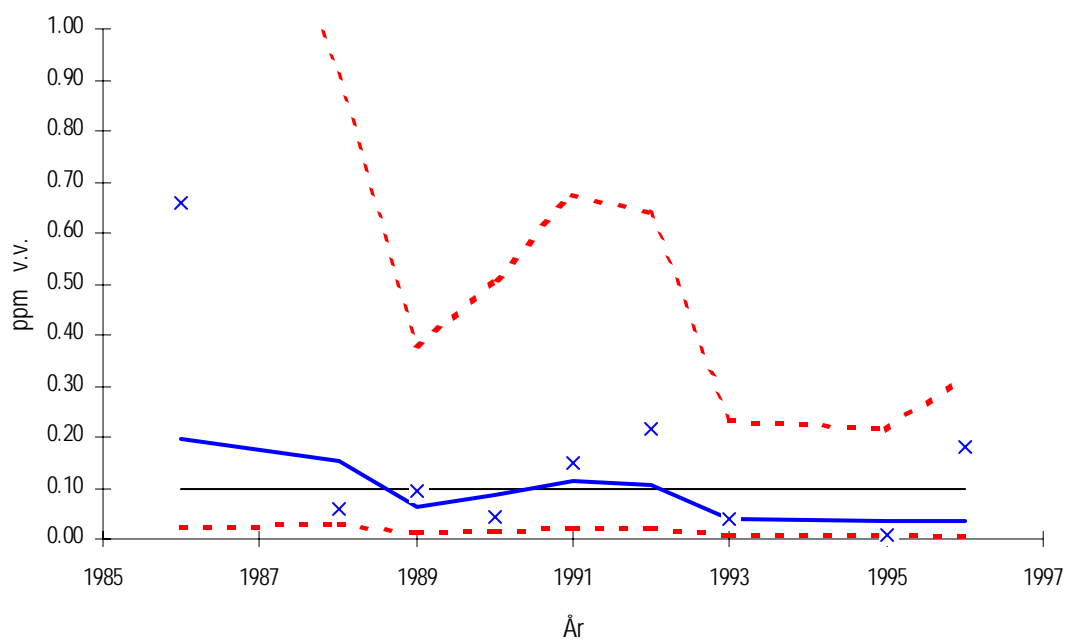
Sprøytmidlet DDT brytes etterhvert ned til DDD og særlig DDE, som det derfor analyseres for. Sum DDT (DDD og DDE) i torskelever (*Gadus morhua*, lever) fra stasjon st. 53B i Sørfjorden (Edna) og 67B i Hardangerfjorden (Strandebarm), var i 1996 opptil 2 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivå og var høyere enn hva som ble funnet i 1995 (figur 59). Det ble ikke påvist noen utviklingstrend for DDE i torskelever over perioden 1990 – 1996. Som nevnt under omtalen av blåskjell er kilden for DDT ikke kjent. Men Sørfjorden og Hardangerfjorden ligger tett inntil et høyt antall frukthager. Tidligere bruk av langsomt nedbrytbart DDT, og derav følgende utlekking fra jordsmonn, eventuelt også ulovlige deponier er trolig hovedårsaken til de nivåer av DDE som er påvist i torskelever (se også Knutzen *et al.*, 1998).

PCB (her representert ved PCB-forbindelsen CB153) i skrubbefilet fra Sørfjorden har vist en klar nedgang fra 1990 til 1995 (figur 60). I torskelever var det ingen klar trend og i 1996 ble det funnet en moderat overkonsentrasjon av CB153. Variasjonen i konsentrasjon av CB153 i 25 torsk fra indre Sørfjorden var stor og indikerte at eksponeringen for, og netto opptak av PCB, varierte betraktelig fra fisk til fisk.

For mange av miljøgiftene finner en store variasjoner fra år til år spesielt for fisk fanget i Sørfjorden. Ut fra analyseserier som startet før 1990 synes det som om belastningen har vært større for årene 1991/1992 enn årene før og etter. De store variasjonene i dataseriene skyldes trolig de mange irregulære utslipp av miljøgifter til Sørfjorden. Tabell 4, som viser uhellutslipp ved Norzink as., indikerer flere uhell både i 1991 og 1992 som gav opphav til ekstraordinære utslipp av metaller.

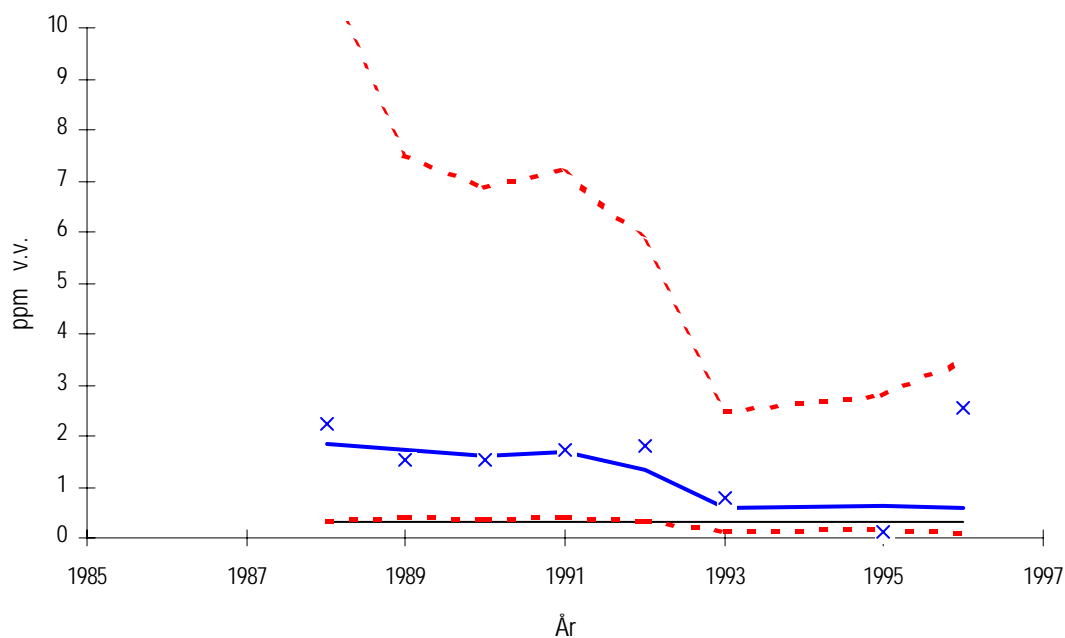
A

Cd - torskelerver, st.53B



B

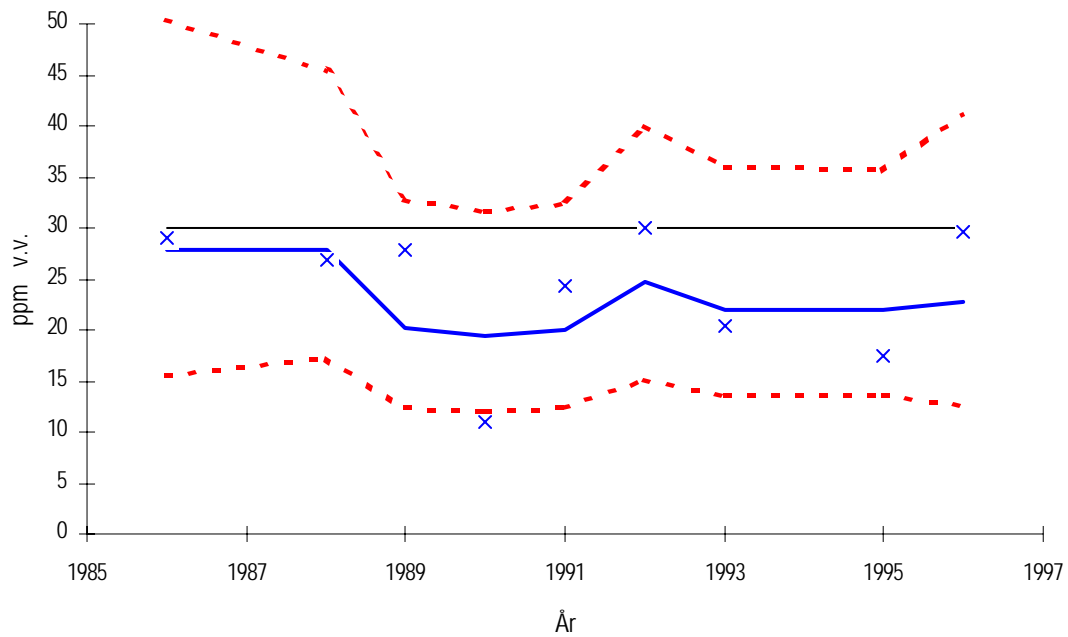
Cd - skrubbelever, st.53B



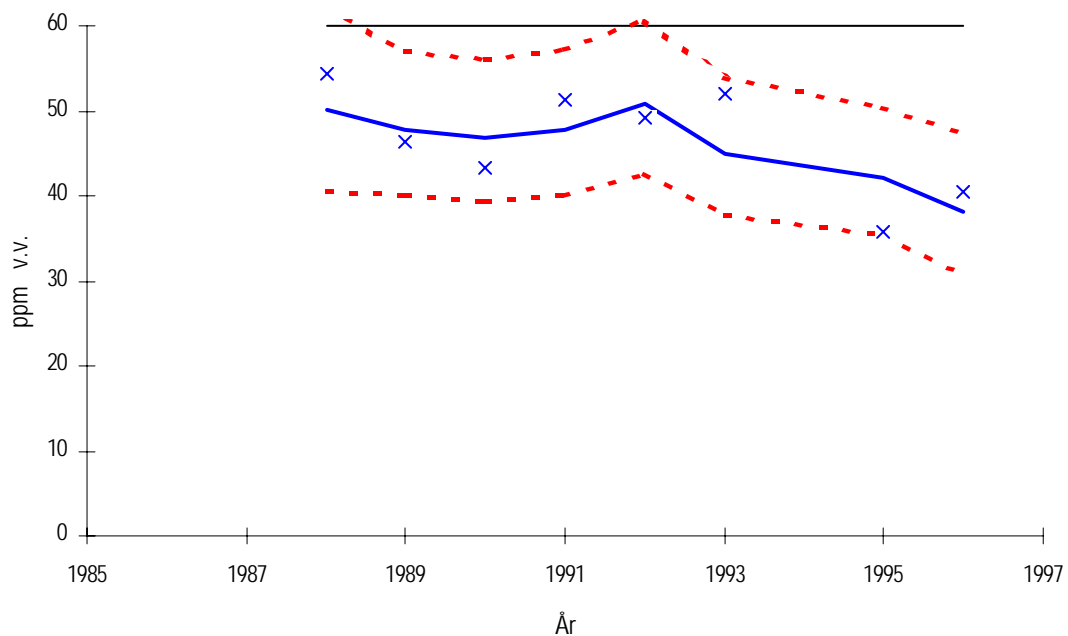
Figur 54. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av kadmium (Cd) i lever av **A:** torsk (*Gadus morhua*) og i lever av **B:** flyndre (*Platichthys flesus*) fra Sørfjorden (st.53B). Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

Zn - torskelever, st.53B

**B**

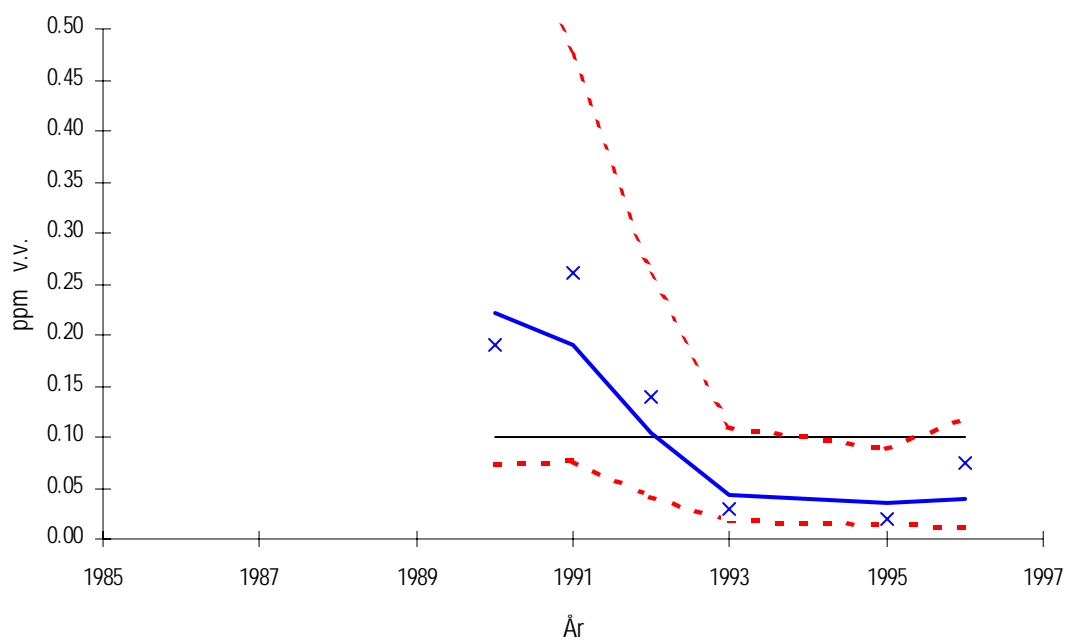
Zn - skrubbelever, st.53B



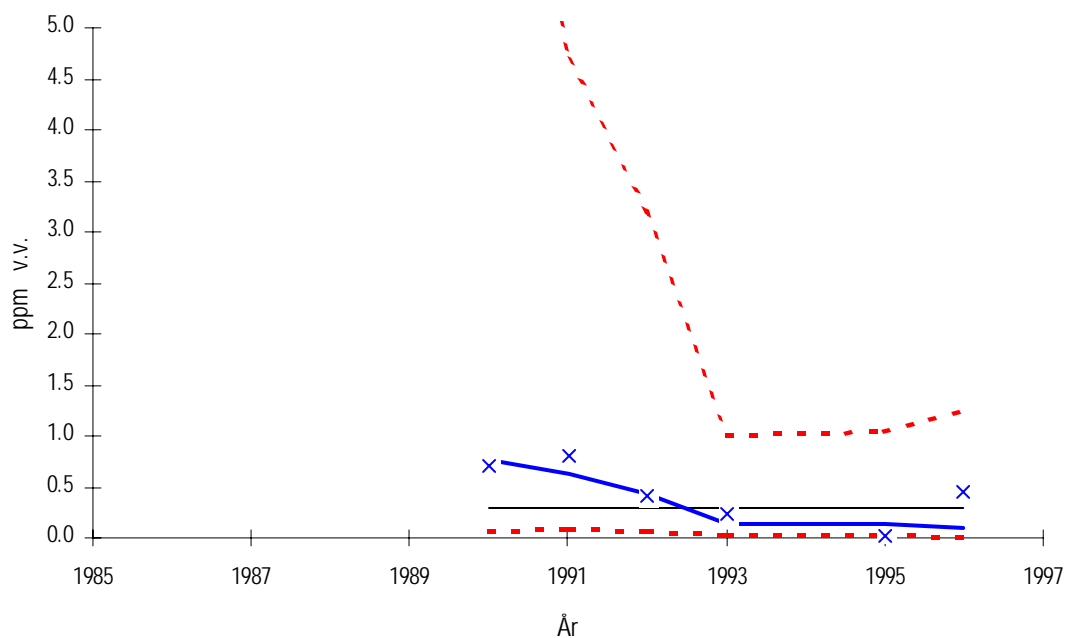
Figur 55. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av sink (Zn) i lever av **A:** torsk (*Gadus morhua*) og i lever av **B:** flyndre (*Platichthys flesus*) fra Sørfjorden (st. 53B). Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

Pb - torskelever, st.53B

**B**

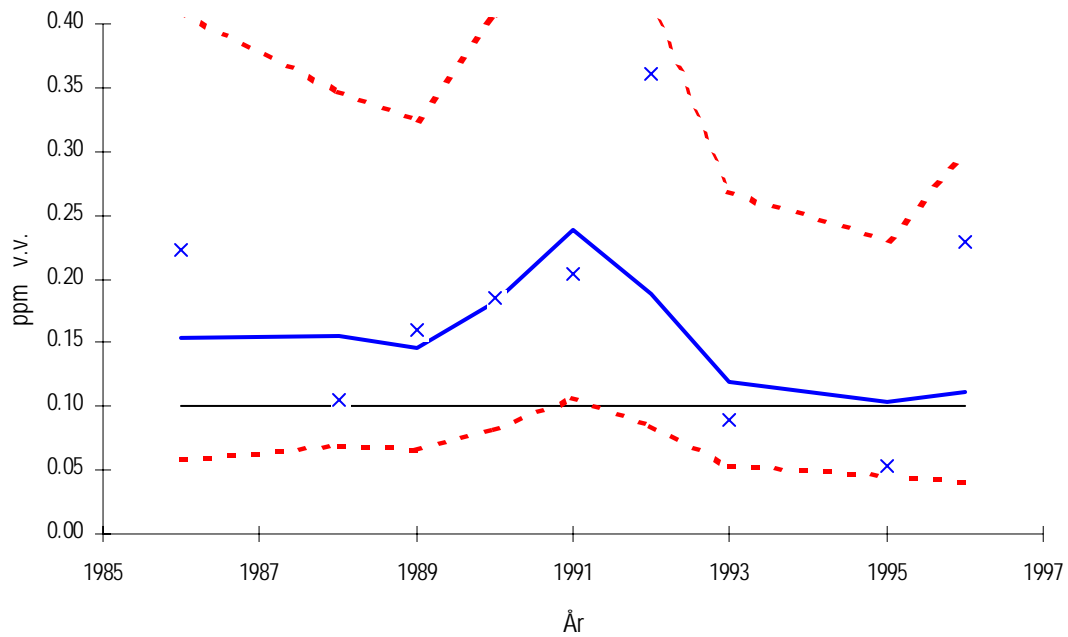
Pb - skrubbelever, st.53B



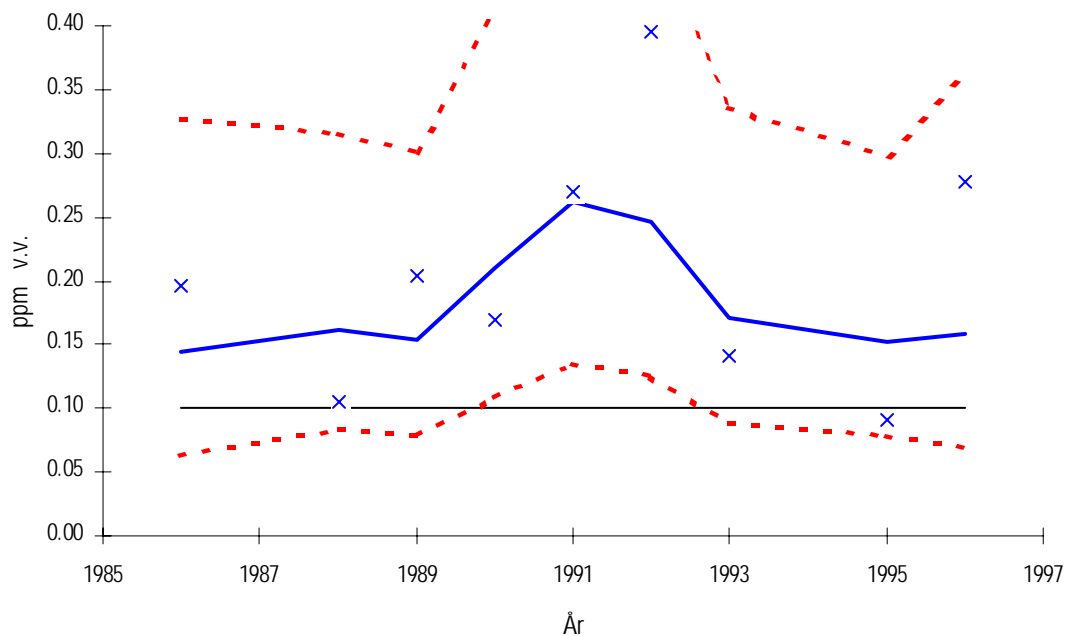
Figur 56. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av bly (Pb) i lever av **A:** torsk (*Gadus morhua*) og i lever av **B:** flyndre (*Platichthys flesus*) fra Sørfjorden (st. 53B), 1986-1996. Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

Hg i filet av "små" torsk, st.53B

**B**

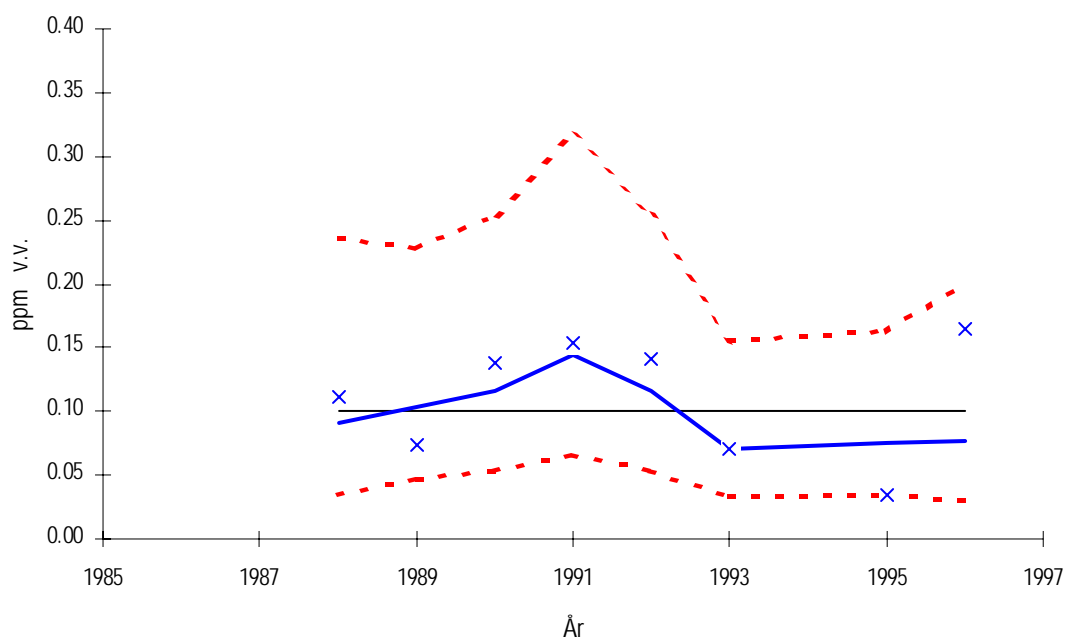
Hg i filet av "stor" torsk, st.53B



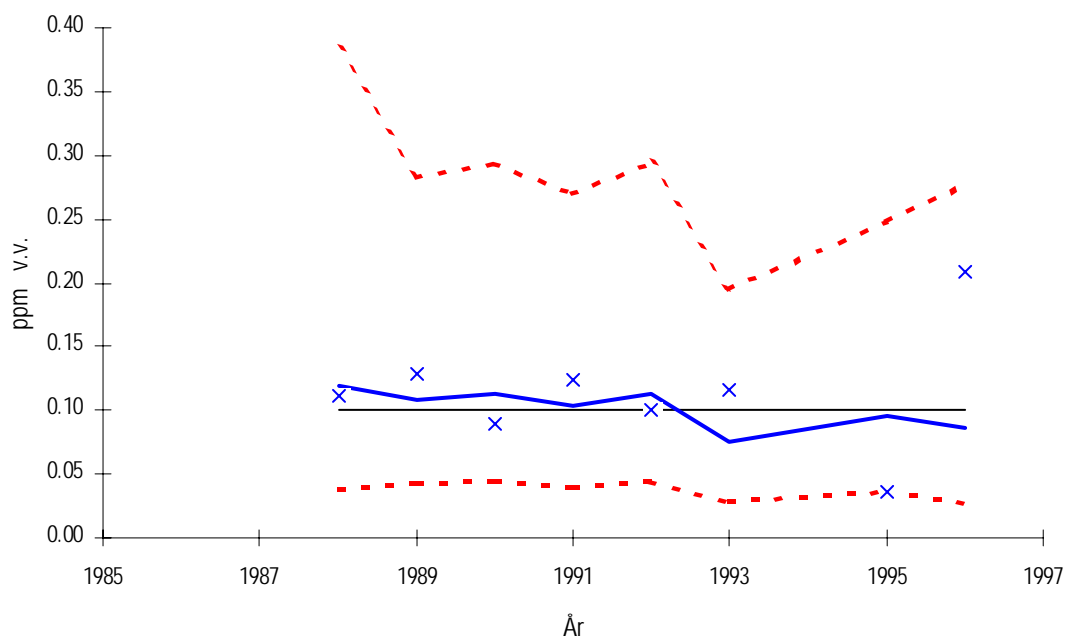
Figur 57. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av kvikksølv (Hg) i filet av **A:** liten og **B** stor torsk (*Gadus morhua*) fra Sørfjorden (st. 53B), 1986-1996. Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

Hg i filet av "små" skrubbe, st.53B

**B**

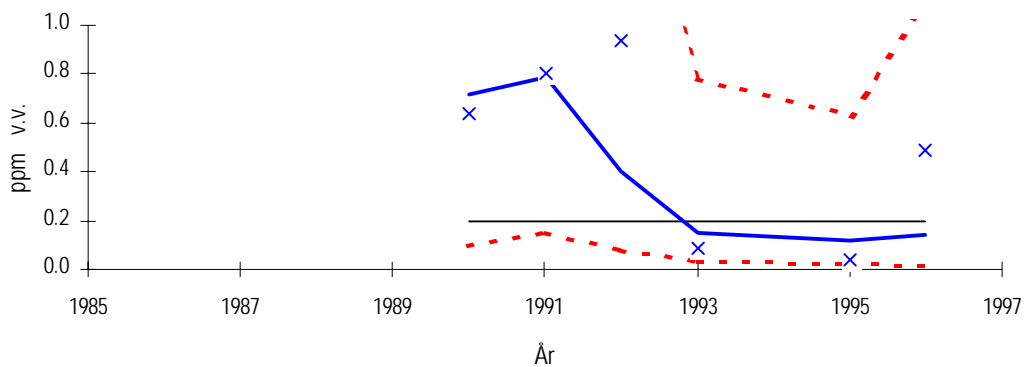
Hg i filet av "stor" skrubbe, st.53B



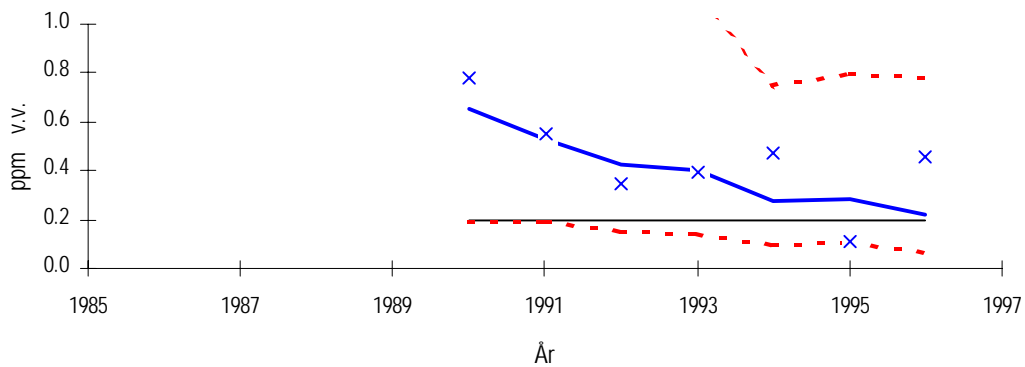
Figur 58. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av kvikksølv (Hg) i filet av **A**: liten og **B** stor skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Sørfjorden (st.53B), 1986-1996. Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

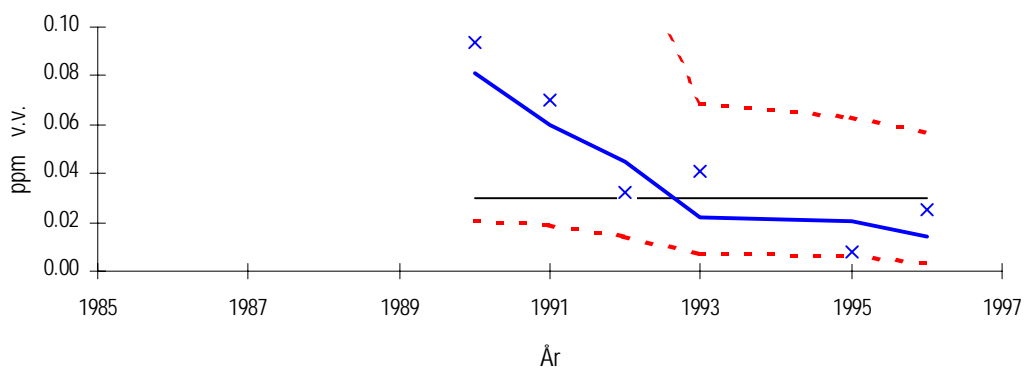
DDEPP - torskelever, st.53B

**B**

DDEPP - torskelever, st.67B

**C**

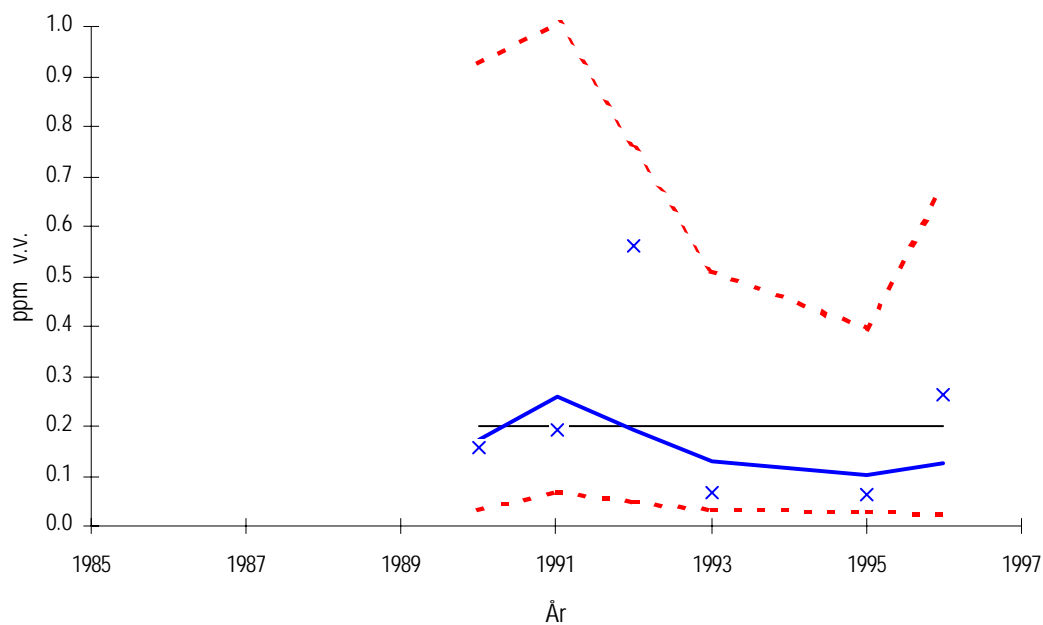
DDEPP - skrubbelever, st.53B



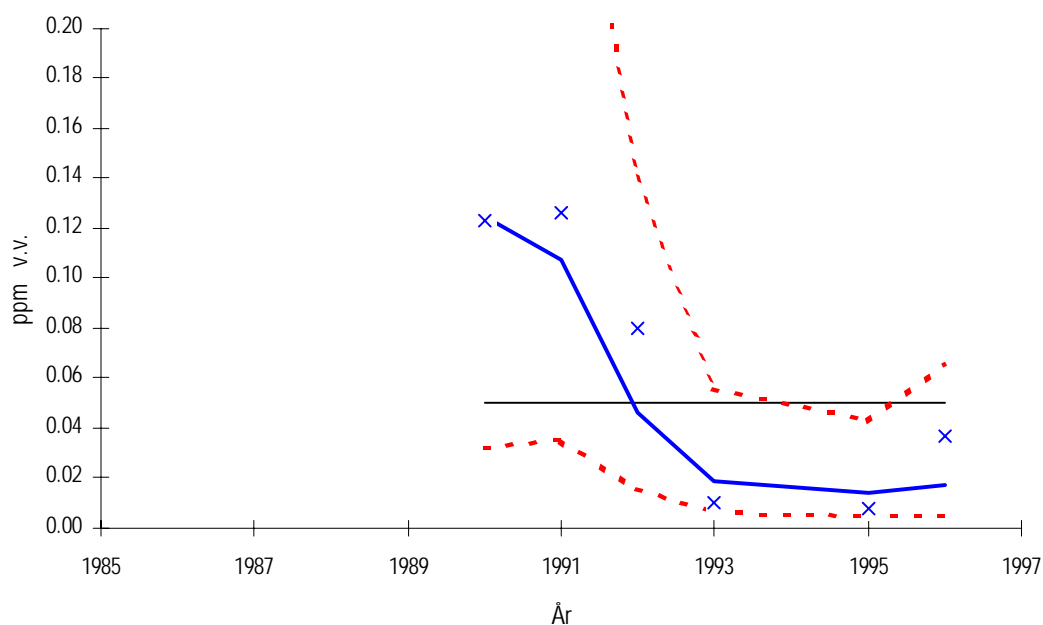
Figur 59. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av ppDDE i torskelever (*Gadus morhua*) av **A:** Sørfjorden (st.53B) og **B:** Hardangerfjorden (st.67B), og i flyndrelever (*Platichthys flesus*) fra **C:** Sørfjorden, 1990-1996. Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

A

CB153 - torskelever, st.53B

**B**

CB153 - skrubbelever, st.53B

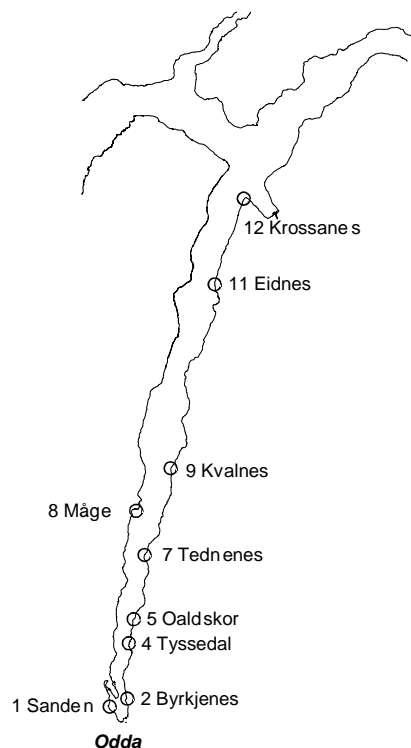


Figur 60. Midlere konsentrasjon (medianverdi) av CB153 i **A:** torskelever (*Gadus morhua*) og i **B:** flyndrelever (*Platichthys flesus*) fra Sørfjorden (st.53B), 1990-1996. Øvrige linjer viser konfidensintervall (stiplet) og antatt høyt bakgrunnsnivå (heltrukket linje).

3.10 Undersøkelser av gruntvannsamfunn i Sørfjorden

Dykkerundersøkelser av flora og fauna på hardbunn i Sørfjorden er gjort av NIVA i 1981-82 og i 1991-92 (Moy og Walday, 1994). I 1991-92 ble 9 av i alt tidligere 12 stasjoner i Sørfjorden undersøkt. Stasjonenes plassering er vist i figur 61.

Ved dykkerundersøkelser blir forekomst av større fastsittende alger, og fastsittende eller krypende dyr, registrert fra strandsonen og ned til 20 - 30 m dyp. I tillegg til en rent kvalitativ registrering av hvilke arter som finnes, blir deres mengdemessige forekomst i ulike dyp også angitt etter en subjektiv skala fra 1 til 4 (1=enkeltpunkt, 2=spredt, 3=vanlig og 4=dominerende). Under registreringsarbeidet har dykkeren telefonforbindelse til en assistent på land som fører registreringsskjemaer.



Figur 61. Gruntvannsstasjoner i Sørfjorden undersøkt i 1991-92.

Generelt er det funnet få arter av både alger og dyr og i tillegg var deres forekomst sparsom. Årsaken til dette kan søkes blant flere faktorer. Blant de viktigste er forurensningstilførsler, ferskvannstilførsel og kråkebollebeiting.

Både i 1981-82 og i 1991-92 var gruntvannssamfunnene i hele fjorden preget av kråkebollebeiting. Algevegetasjonen vokste frodig i fjæra og noe nedover, men opphørte rundt 3- 4 m dyp. Under 4 m dyp framsto bunnen som nakent fjell med noen få dyr sittende enkeltvis og spredt. De eneste dyr som ble funnet vanlig; eller dominerende i begrensede områder, var kråkebollen *Strongylocentrotus droebachiensis*, kalkrørsormen *Pomatoceros triqueter* og blåskjell, *Mytilus edulis*.

Kråkeboller er en nøkkelart som i stor grad kontrollerer hardbunnsamfunn. Den er vanlig forekommende i mange norske fjorder og synes å ha evne til å opprettholde kontrollerende bestander over flere 10 år. Masseforekomster av kråkeboller forekommer også i ikke-belastede fjorder, slik at forurensningssituasjonen i Sørfjorden ikke er årsak til denne situasjonen. Hvorfor kråkeboller plutselig opptrer i enorme antall er fortsatt en gåte. Kråkebollen beiter vesentlig på alger, men spiser også dyr og annet

den kommer over. Den sterke kråkebollebeitingen ble allerede påvist i 1981-82 undersøkelsen, og det ble ikke funnet store endringer i flora og fauna fra 1981-82 til 1991-92.

Den dominerende arten i Sørfjorden, *Strongylocentrotus droebachiensis*, en liten grønnlig kråkebolle, har liten toleranse for lav saltholdighet. Nedre grense ligger antakelig mellom 12 og 21 i saltholdighet (Himmelman *et al.*, 1983). Den lave overflate-saltholdigheten i Sørfjorden hindrer kråkebollene derfor i å gå helt opp i fjæra. Fjæra og øvre sjøsonen unnslipper således kråkebollenes raseringer. Pga. sin reduserte saltholdighetstoleranse blir derfor kråkebollene stående å presse opp under sprangsjiktet som danner en naturlig grense til en beitefri sone. Kråkebollene ble funnet i tettheter på opptil 100 individer/m².

Denne øvre beitefrie sonen er samtidig den marine sonen som i sterk grad blir påvirket av den lave saltholdigheten. Mange vanlige fjærelbeite – og gruntvannsformer kan derfor ikke etablere seg i Sørfjorden. Lavest saltholdighet er det i sommermånedene (snøsmelting).

Den sparsomme algevegetasjonen var dominert av brunalgene. Dernest var antallet grønnalger relativt høyt, mens antallet rødalger var lavt. Vurdert ut fra algefloarea var ytterste stasjon, st 12 Krossanes, den friskeste av stasjonene med langt flere rød- og brunalger enn gjennomsnittet og samtidig færre grønnalger.

Blant dyrene økte både antall arter og mengde med avstand fra Odda og ut mot Tednenes (figur 61). På de ytre stasjonene var artsantallet rundt gjennomsnittet, mens mengden av arter varierte noe. Den prosentvise andelen av vannfiltrerende organismer avtok med økende avstand fra Odda, samtidig som andelen av alge-eterer og detritus-spisere ("partikkel-spisere") økte. Stor andel av detritus-spisere kan tyde på overgjødning (eutrofiering) og organisk belastning.

De hyppigst registrerte artene er vist i tabell 18.

Tabell 18. Vanlige alger og dyr på hardbunn i Sørfjorden, registrert i 1991-92.

Alger Klasse	Latinsk navn	Norsk navn (Rueness, 1990)	
Blågrønnalger	<i>Spirulina</i> sp.	blågrønnalge	
Rødalger	<i>Ceramium strictum</i>	tynn rekeklo	
	<i>Coralliniaceae</i> indet.	skorpeformede kalkalger	
	<i>Hildenbrandia rubra</i>	sletrugl og vorterugl	
Brunalger	<i>Polysiphonia violacea</i>	fjærelblod	
	<i>Ascophyllum nodosum</i>	tangdokke	
	<i>Chorda filum</i>	grisetang	
	<i>Ectocarpus</i> sp.	martau	
	<i>Elachista fucicola</i>	brunsl	
	<i>Fucus vesiculosus</i>	tanglo	
	<i>Pilayella littoralis</i>	blæretang	
	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	perlesli	
Grønnalger	<i>Cladophora</i> spp.	brunskjegg	
	<i>Enteromorpha</i> spp.	grønndusk	
	<i>Spongomorpha</i> spp.	tarmgrønske	
	<i>Ulothrix/Urospora</i> sp.	grønndott	
	<i>Ulva lactuca</i>	grønnhår	
		havsalat	
Dyr Klasse	Latinsk navn	Norsk navn	Fødeopptaks-kategori
kråkeboller	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>		Herbivore
"	<i>Echinus acutus</i>		Alge-spisere
"	<i>E. esculentus</i>		
muslinger	<i>Modiolus modiolus</i>	O-skjell	Filter feeders
"	<i>Monia patelliformis</i>	sadelskjell	Vannfiltrerere
"	<i>Mytilus edulis</i>	blåskjell	
mangebørstemark	<i>Pomatoceros triqueter</i>	trekantmark	
sekkedyr	<i>Ciona intestinalis</i>		
"	<i>Corella parallelogramma</i>		
mangebørstemark	<i>Ophiodromus flexuosus</i>	kongesneglsvartstjerne	Detritus-spisere
snegl	<i>Buccinum undatum</i>		
"	<i>Gibbula cineraria</i>		
slangestjerne	<i>Ophiocominia nigra</i>		
"	<i>Ophiura albida</i>		
Sjøstjerner	<i>Asterias rubens</i>	vanlig korstroll	Carnivore
nakensnegl	<i>Coryphella verrucosa</i>		Rovdyr

3.10.1 Faktorer med betydning for det marine plante og dyrelivet på hardbunn i Sørfjorden

Bunnforhold

Topografisk var det markerte forskjeller mellom stasjonene, hvilket har betydning for alge- og dyrelivet. Sjøbunnen på stasjon 1 Sanden og 2 Byrkjenes var preget av sand og mudder med større stein. Det medfører et dårligere og sterk begrensete levemuligheter for arter som foretrekker hardbunn. Partier av stasjon 8 Måge besto også av stein på mudderbunn. Stasjon 4 Tyssedal og 5 Oaldskor utgjorde den andre ytterligheten, hvor fjellveggen gikk loddrett ned i dypet, slik at arealet for algevekst ble minimalt, og samtidig ga optimale forhold for sekkedyr, børstemark o.l. En større andel av slike organismer på disse stasjonene kan derfor henge sammen med en større tilgang på egnede bunnforhold og mindre interferens med konkurrerende arter.

Saltholdighet

Sjøvannets saltholdighet er en viktig kontrollerende faktor for arters utbredelse. Marine alger og dyr har et minstekrav til vannets saltholdighet, og generelt vil de være ekstra følsomme overfor lav saltholdighet i kritiske livsfaser som ved reproduksjon og etablering. Vannets saltholdighet under organismenes rekrutteringsfase vil derfor være avgjørende for deres utbredelse. Lav saltholdighet fører til økt stress for marine organismer og gjør dem mer ømfintlige for andre påvirkninger, som f.eks. miljøgifter. Målinger viser at overflate-saltholdigheten er lav i hele fjordens lengde, men øker raskt med dypet (kfr. kap 3.1.1). Ved en målinger under feltarbeidet i slutten av september i 1992 lå overflate-saltholdigheten mellom 7 og 10, som er nær nedre grense for mange marine arter. Saltholdigheten økte raskt til ca. 15 på 2 m dyp og til over 20 på 4 m dyp. Elvene tilfører Sørfjorden spesielt store ferskvannsmengder i snøsmeltingsperioden. Overflate-saltholdigheten vil derfor variere sterkt med årstidene og er lavest i sommermånedene. I Havnebassenget ved Odda varierte overflate-saltholdigheten fra 2,6 i sommermånedene til 17-18 i vintermånedene. Sommermånedene er for svært mange marine organismer også en følsom periode med formering og etablering. Det er derfor på det rene at svært mange marine fjære-organismer naturlig ikke vil kunne etablere seg i strandsonen på grunn av den lave saltholdigheten i Sørfjorden gjennom sommermånedene.

Strandsnegl og fjærerur, som generelt er vanlige arter i fjærefaunaen, har en brakkvanns-toleranse som sannsynligvis ligger mellom 7 og 8 i saltholdighet (Rosenberg og Rosenberg 1973, Campbell 1976 og Kullenberg 1981). Nedsatt saltholdighet vil derfor være hovedårsaken til disse to arters fravær.

Skipsrur (*Balanus improvisus*), derimot, har høy toleranse overfor nedsatt saltholdighet og er følgelig en art som en hadde forventet å finne. Skipsrur er blant annet i Hvalerområdet blitt funnet helt oppe i Glommas utløp (Moy og Walday, 1996), men Sørfjorden ligger på den nordlige grense av artens utbredelsesområde (Nilsson-Cantell, 1978).

Blåskjell (*Mytilus edulis*), har en saltholdighets-toleranse ned mot 3-4 (Bayne *et al.*, 1976) og ble også funnet i hele Sørfjorden, men gjerne ikke grunnere enn 1-2 m dyp.

Grønnalgen havsalat (*Ulva lactuca*), som ikke ble observert i 1981-82 undersøkelsen, har trolig en nedre toleransegrense rundt 6-8 i saltholdighet. I 1991-92 ble imidlertid havsalat funnet vanlig på 2 til 5 m dyp på de innerste stasjonene.

Grønnalgeslektene *Cladophora*, grønn dusk, og *Enteromorpha*, tarmgrønske, kan vokse i betydelige mengder i brakkvannsområder og i områder med store næringssaltbelastninger. Grønn dusk ble i 1981-82 bare observert på ytterste stasjon 12 Krossanes, og tarmgrønske ble funnet i mindre mengder enn forventet (Bokn *et al.*, 1986). I 1991-92 ble spredte forekomster av grønn dusk funnet helt inn til stasjon 5 Oaldskor og tarmgrønske var vanlig til dominerende i hele fjorden.

Strongylocentrotus droebachiensis (kråkebolle) har som nevnt liten toleranse for lav saltholdighet. Nedre grense ligger antakelig mellom 12 og 21 i saltholdighet (Himmelman *et al.*, 1983). Den lave overflate-saltholdigheten i Sørfjorden hindrer kråkebollene i å gå opp i fjæra. Deres øvre utbredelsesgrense ble funnet å være mellom 4 og 5 m.

Giftvirkning

De store metallutslippene til Sørfjorden har med høy sannsynlighet hatt negativ innflytelse på organismesamfunnene. Det er særlig metallene sink (Zn), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) som har vært målt i store overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivåer i blåskjell og tang. Noen kvantifisering av giftigheten overfor de ulike arter er det likevel ikke mulig å fastsette ved en resipientundersøkelse. Arters tålegrense overfor ulike miljøgifter kan bare bestemmes ved eksperimentelle undersøkelser (se imidlertid Moy og Knutzen, 1996 når det gjelder metallvirkningen på innplantede blåskjell, som bl.a. mistenkes å ha dødd pga. episodisk høyt innhold av sink og kobber i vann i indre Sørfjorden).

Svært få toksikologiske tester har vært utført på relevante gruntvannsorganismer, slik at en mangler faste holdepunkter for å kunne vurdere metallbelastningens innvirkning på gruntvannssamfunnene.

Vann tatt fra Eitrheimsvågen inne ved Odda, ble høsten 1984 testet for giftighet overfor marine organismer (Kirkerud og Knutzen 1986). Toksitetestene ble utført med testorganismene: torsk (egg), kråkeboller (egg/larve), rur (bunnslåing), blåskjell (filtreringshastighet) og tangloppe (dødelighet).

Vann fra Eitrheimsvågen ble funnet å være akutt toksisk overfor egg/larver av kråkebollen *Strongylocentrolus droebachiensis*, og *S. droebachiensis* ble i 81-82 heller ikke funnet innenfor Tyssedal. Industrieforurensning kan ha vært en medvirkende årsak til den begrensede utbredelsen. I 91-92 ble kråkeboller funnet spredt på dypt vann på stasjon 1 Sanden like innenfor Eitrheimsvågen. Det betyr at vannet generelt ikke er giftig overfor voksne individer, men det sier intet om utslag av giftighet overfor egg og larver ved episodisk høy belastning.

Vann fra Eitrheimsvågen ga også nedsatt filtreringshastighet hos blåskjell, slik at tidligere industrieforurensning kan ha vært begrensende for deres forekomst og utbredelse. Blåskjell ble imidlertid både i 81-82 og i 91-92 funnet i hele fjorden.

Testene med befruktete torskeegg, tanglopper og rurlarver, viste liten eller ingen reaksjon på ufortynnet resipientvann fra Eitrheimsvågen (Kirkerud og Knutzen 1986).

Da skipsrur (*Balanus improvisus*) i toksitetstesten viste lav eller ingen hemming under den vanskelige bunnslåingsfasen, kan fraværet av denne arten i Sørfjorden vanskelig forklares ut fra metallforurensning.

Det utføres nå toksitetstester med flere arter av rødalgeslekten, rekeklo (*Ceramium*), og resultater så langt viser at *C. strictum* er en følsom art for en lang rekke miljøgifter (B. Eklund, pers. med., 1994). Bl.a. har Eklund påvist en følsomhet overfor sink (Zn) med $EC_{50} = 125 \mu\text{g/l}$. Til sammenligning varierte konsentrasjonen av sink (årgjennomsnitt) i overflaten i Eitrheimsvågen mellom 60 og 300 $\mu\text{g Zn/l}$ i årene 1991–1997 (Skei, 1997). Konsentrasjonen i overflaten avtok med avstand fra Odda, og i midtre og ytre del av Sørfjorden lå konsentrasjonen av sink i samme tidsrom mellom 10 og 20 $\mu\text{g/l}$.

3.11 Effekter av miljøgifter på fisk

3.11.1 Bakgrunn

Generelt vil det være tre siktemål med overvåking av miljøgifter i en fjord:

- (1) fastslå om dyr og planter i fjorden er spiselige for mennesker eller husdyr,
- (2) registrere nivå og utbredelse av miljøgifter,
- (3) identifisere og målsette effekter av miljøgifter i økosystemet.

Mens spørsmål omkring spiselighet og spredning vanligvis kan besvares ved å måle konsentrasjoner av miljøgifter i vann, sediment og/eller organismer, er det vanskeligere å gi eksakte svar på hvilke effekter miljøgifter har.

3.11.2 Effekter av miljøgifter

Ulike miljøgifter vil påvirke dyr i havet på forskjellige måter, og effekter av en miljøgift kan påvirke hvordan en annen miljøgift virker. I tillegg vil andre miljøfaktorer, slik som ferskvannstilførsel, overgjødning, temperaturvariasjoner og næringsstilgang, ha stor betydning for hvor følsomme organismer er for miljøgift-belastning. Det er tre typer metoder som blir benyttet til å undersøke effekter av miljøgifter:

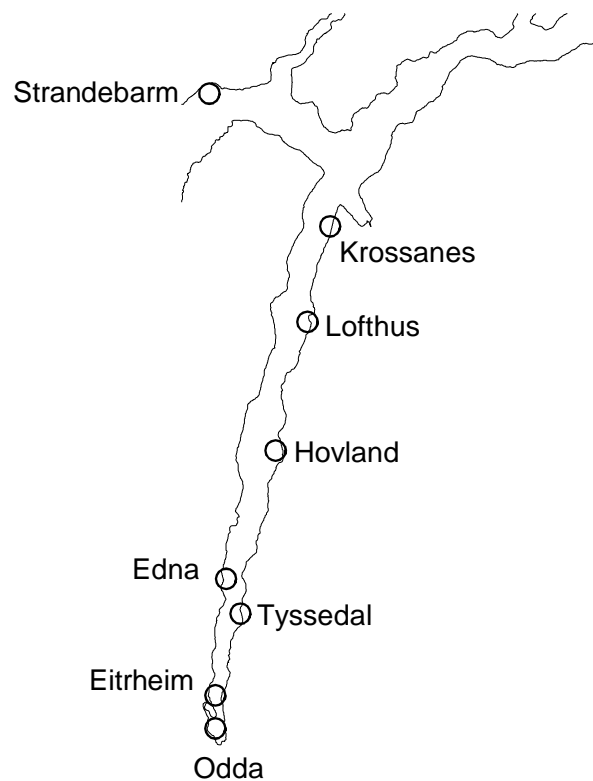
- (1) samfunnsundersøkelser – hardbunn og/eller bløtbunn,
- (2) cellulære og/eller fysiologiske responser, ofte omtalt som "biomarkører",
- (3) toksisitetstester med sediment og/eller vann.

(1) og (3) er metoder som kan brukes til å identifisere effekter som har betydning for økosystemet, men som ikke kan knyttes direkte til en eller flere miljøgifter. (2) er metoder som viser effekter tidlig i en skadelig prosess, oftest knyttet til en type miljøgift, men som ikke har direkte kobling mot effekter på økosystemet. Metoder under (1) er beskrevet i kap. 3.45 og kap. 3.10 og metoder under (3) i kap. 3.10.1.

Dette kapitlet vil beskrive hvordan biomarkører har vært benyttet i overvåkingen av effekter av miljøgifter i Sørfjorden. Det har vært gjort tre undersøkelser i Sørfjorden der biomarkører har vært benyttet, i to av dem ble fisk (torsk og skrubbe) satt i bur på 3-4 steder og i en ble det samlet inn villfisk (torsk og skrubbe). Stasjonene som har vært valgt er vist i figur 62 og en oversikt over undersøkelsene i tabell 19.

Tabell 19. Oversikt over undersøkelser i Sørfjorden der biomarkører har vært benyttet.

Tidspunkt/tidsrom	Type	Art(er)	Målte parametre	Referanse
1990, 3.10-31.10	bur	torsk (ungfisk)	miljøgifter cytokrom P4501A	Goksøyr <i>et al.</i> 1994
1992, 28.8-23/24.10	bur	torsk (stor)	miljøgifter	Beyer <i>et al.</i> 1996
		skrubbe (ungfisk)	PAH-metabolitter cytokrom P4501A glutathion S-transferase metallotionin blodparametre	
1996, 7-21.8	felt	torsk (blandet)	miljøgifter	Hylland og Green, 1998
		skrubbe (stor)	PAH-metabolitter cytokrom P4501A metallotionin	



Figur 62. Oversikt over stasjoner der fisk har blitt innsamlet eller satt i bur. Se tekst for detaljer.

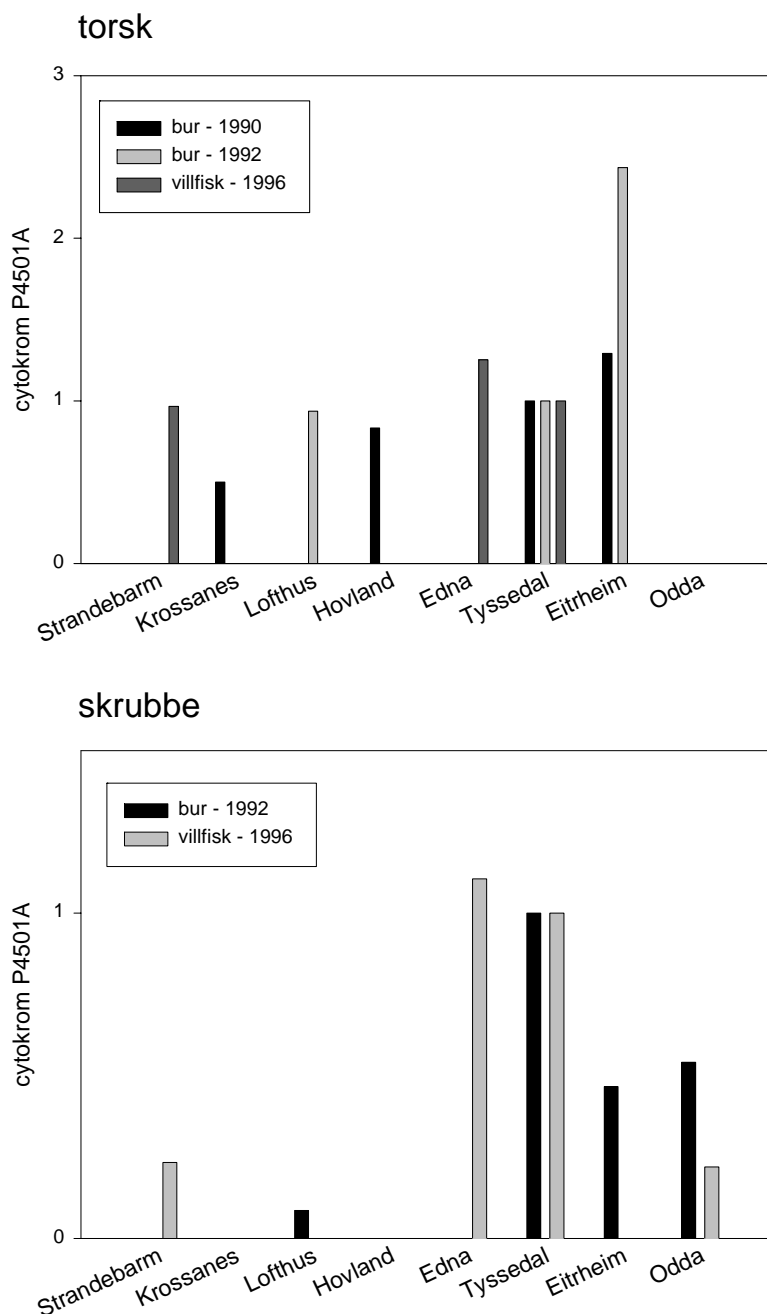
3.11.3 Biomarkører for organiske miljøgifter

I 1990 ble det satt ut torsk i bur på stasjonene Eitrheim, Tyssedal, Hovland og Krossanes (Goksøyr *et al.* 1994). Det ble benyttet 0-gruppe torsk som var blitt oppdrettet i Parisvatnet (nær Austevoll). Småtorsken ble holdt i disse burene i det meste av oktober (4 uker) før de ble tatt opp.

Det ble tilsvarende satt ut 12 torsk og 20 skrubbe i hver sine bur i Odde og ved Eitrheim, Tyssedal og Lofthus i 1992 (Beyer *et al.* 1996). Det ble benyttet stor torsk og småfisk av skrubbe, og fisken ble holdt i bur i 13 uker fra slutten av august.

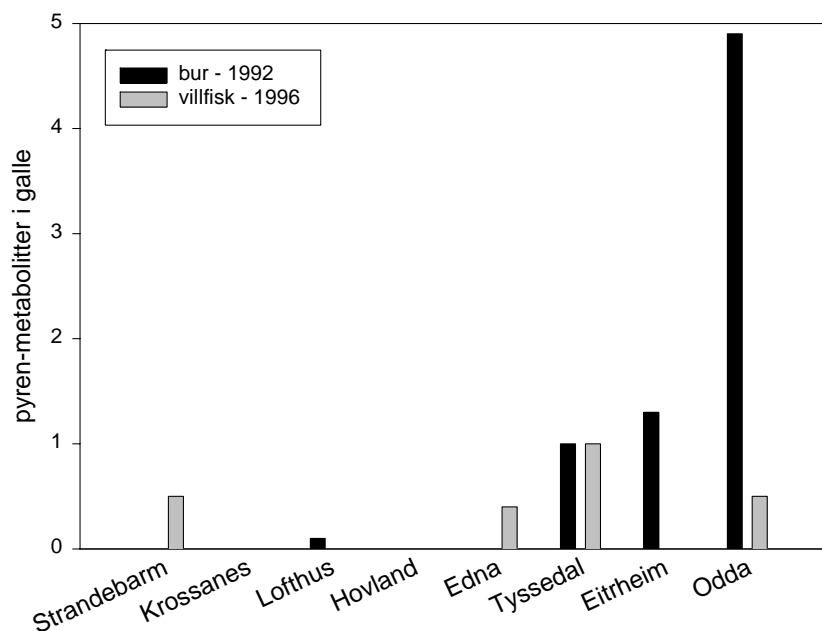
I 1996 ble det samlet inn torsk ved Tyssedal, Edna og Strandebarm. Samtidig ble det samlet inn skrubbe i Odde og ved Tyssedal, Edna og Strandebarm (Hylland og Green, 1998). Fisken ble samlet inn i midten av august av en lokal fisker.

I alle tre undersøkelsene ble fisken undersøkt for responser i biomarkøren cytokrom P4501A. Aktiviteten til dette enzymet forventes å øke ved økt belastning med flate organiske miljøgifter, slik som de kreftfremkallende PAHene, dioksiner og noen PCBer. Mens det synes å være små effekter på torsk, tyder resultatene fra de to undersøkelsesårene at skrubbe i den indre delen av Sørfjorden er påvirket av organiske miljøgifter (figur 63). Det er trolig sterkest påvirkning fra PAHer, men noen av resultatene tyder på at det også kan være en påvirkning fra PCB. Det er ingen god forklaring på at det er lavere aktivitet i skrubbe fra Odde enn i skrubbe fra Tyssedal i 1996-undersøkelsen. Verdiene stemmer imidlertid bra med konsentrasjonene av pyren-metabolitter i galle (jevnfør figur 63 og figur 64).



Figur 63. Aktiviteter av cytokrom P4501A i lever til torsk (øverst) og skrubbe (nederst) samlet inn eller holdt i bur i ulike år. Gjennomsnitt for stasjoner i ulike år er standardisert til gjennomsnitt for fisk fra Tyssedal (som derfor er 1).

I 1992 og 1996 ble det også målt pyren-metabolitter i galle fra skrubbe. Mens resultatene i 1992 tydet på at det var en klar gradient ut fjorden, var tendensen mindre klar i 1996 (figur 64). Resultatene for pyren-metabolitter i 1996 er i overensstemmelse med resultatene for cytokrom P4501A, men det er vanskelig å forstå de lave nivåene i Odda i forhold til i 1992. Det er imidlertid kjent at eksponering for PAH kan være svært lokal og fisken kan ha vært samlet inn i et område som ikke er direkte påvirket av utslippene fra smelteverket. Videre var det høyere verdier av pyren-metabolitter i skrubbe fra Strandebarbm i 1996 enn forventet. I dette året ble fisken transportert (levende) til Tyssedal før den ble avlivet. Denne transporten og ikke minst eksponeringen ved brygga i Tyssedal er den mest sannsynlige årsaken til de høye verdiene.



Figur 64. Konsentrasjoner av pyren-metabolitter i galle til skrubbe samlet inn i samlet inn eller holdt i bur i ulike år. Gjennomsnitt for stasjoner i ulike år er standardisert til gjennomsnitt for fisk fra Tyssedal (som derfor er 1).

3.11.4 Biomarkør for metaller

Sørfjorden har vært en av verdens mest metallforurensede fjorder. I både 1992 og 1996 ble det derfor gjort målinger av det metallbindende proteinet metallotionin i lever til fisk. Hverken skrubbe eller torsk akkumulerte Cd, Cu eller Zn da de ble holdt i bur i 1992. Metallotionin var relatert til totalnivåene av Zn i leveren til fisken, men var ikke endret på stasjonene innerst i Sørfjorden. Tilsvarende resultater ble funnet i 1996 selv om det da ble benyttet villfisk. Metallotionin i leveren til torsk var relatert til konsentrasjonen av metaller (Zn, Cd), men det var ingen forskjeller mellom stasjonene.

3.11.5 Konklusjoner

Det er fremdeles PAH-belastning innerst i Sørfjorden, men noen av resultatene kan tyde på at belastningen på fisk er relativt lokal. Det er tegn til at klororganiske miljøgifter (PCB) påvirker biomarkøren cytokrom P4501A, men i mindre grad enn PAH. Resultatene som er funnet for biomarkøren for metall, metallotionin, tyder på at det ikke er betydelig metallbelastning på voksen fisk. I fremtiden bør det imidlertid vurderes om andre metoder skal prøves ut.

Resultatene fra biomarkør-undersøkelsene tyder på at skrubbe (og muligens andre flatfisk) er bedre egnet til undersøkelser av hvordan miljøgifter påvirker fisk enn det torsk er. I løpet av kommende år vil det imidlertid bli etablert et bedre grunnlag til en slik vurdering fordi torsk er vil bli grundig evaluert gjennom Norges bidrag til JAMP (som også inkluderer Sørfjorden).

4. Kunnskapsstatus/kunnskapshull

Det er ingen norsk fjord som er blitt overvåket med hensyn til tungmetaller så omfattende og langvarig som Sørfjorden i Hardanger. Det eksisterer dataserier fra tidlig på 70-tallet for metaller i vann, sedimenter og biota. Fra ca. 1980 er det blitt gjort regelmessig overvåking i regi av Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av SFT og finansiert av industribedriftene og SFT. Det er derfor en betydelig kunnskapsbasis som er blitt etablert. Hensikten med å lage en sammenstilling av miljødata fra perioden 1980 – 1997 var å kunne se hvordan resultater fra ulike delundersøkelser henger sammen og hvordan resultatene kan kobles til utslippssituasjonen. Selv om fokus er på tungmetaller, omfatter sammenfatningen også andre miljøgifter (PCB, DDT og PAH) og næringssalter.

Når tidsperioden 1980 –1997 er valgt er det flere årsaker til dette:

1. Det er innenfor dette tidsrommet vi har sammenhengende dataserier.
2. Analyseresultater produsert i denne perioden har rimelig god kvalitet.
3. I dette tidsrommet er det skjedd betydelige utslippsreduksjoner.

Kunnskapsstatusen knytter seg til vannkvalitet, miljøgifter i fisk og blåskjell, sedimentkvalitet og biologiske effekter. Kunnskapsstatusen omfatter også tidsutvikling med hensyn til regulære punktutslipp, uhellsutslipp og diffuse tilførsler.

Vannkvalitet

Vår kunnskap om vannkvaliteten i Sørfjorden er knyttet til lange dataserier for tungmetaller (Hg, Zn, Cd, Cu, Pb) og noe kortere dataserier med hensyn til næringssalter (fosfor og nitrogen), bakterier og oksygenforhold. For tungmetaller i midlere og dypere vannlag har det skjedd en dramatisk endring over tid. Data fra perioden 1980-1985 viser sterkt forurensede vannmasser både i overflaten, intermediære dyp og i dypvannet i hele fjorden. Årsaken var store punktutslipp fra Norzink (jarositt, discardsyre etc.). Overføring av jarositt til fjellhaller i 1986 medførte over 90% reduksjon i utslipp av de fleste metallene. Dette ga umiddelbart utslag i vannets metallinnhold; i første rekke i 40 m dyp og deretter i 200 m dyp. Det skyldes at jarositt-utslippet var et dypvannsutslipp (30-40 m). I overflatevannet derimot endret forholdene seg lite før 1989 da utslippet av sinkholdig discardsyre opphørte. Men fortsatt er overflatevannet sterkt påvirket i indre deler av Sørfjorden.

Metallnivåene i overflatevannet er styrt av punktutslipp til overflaten, diffus avrenning fra industriområdene og terrenget rundt, samt uhellsutslipp. Som følge av ulike kilder, som til dels er uavhengig av hverandre og som i tillegg varierer sterkt i tid, viser kunnskapsbasen at overflatevannets kvalitet med hensyn til tungmetaller er sterk varierende både i forhold til tid og sted i Sørfjorden. Kildene til tungmetallforurensningen av overflatevannet er lite forutsigbare og det er overveiende sannsynlig at frekvensen på prøvetaking ikke er høy nok for å dekke alle episodiske tilførsler. Det har vist seg at de ganger uhellsutslipp har kunnet tidfestes godt nok, så har det vært mulig å spore den forurensede vannmassen under transport ut fjorden. Sjøtningen i fjorden gjør at overflatevannet blander seg lite med den underliggende vannmassen og forurenset overflatevann kan derfor bevare sin identitet lenge.

Eksempelvis har vannkvalitet knyttet til tilførsler av næringssalter, uønsket oppblomstring av giftige planktonalger og svikt i oksygen har særlig fått sin oppmerksomhet de siste 5 årene. Fokusering på tungmetaller har gjort at andre forurensningseffekter ikke har fått tilstrekkelig oppmerksomhet. Nyere undersøkelser har vist at det periodevis kan oppstå store mengder giftige planktonalger i Sørfjorden, uten at man har vært helt i stand til å koble det til årsak. Næringssaltbalansen i indre Sørfjord er sterkt influert av nitrogenutslipp fra Odda Smelteverk, men i hvilken grad dette virker inn på algesammensetningen er uvisst.

Et annet fenomen som har fått stor oppmerksomhet den senere tiden er de ekstremt lave oksygenkonsentrasjonene i vannmassene i indre fjord (Aure et al, 1997, Molvær, 1998). Oksygenforbruk i fjorder skyldes vanligvis en rekke faktorer (vannutskiftning, tilførsler av oksygenforbrukende stoffer etc.), men i Sørfjorden fører utslipp av kjemiske forbindelser (nitrider, cyanider etc.) fra Odda

Smelteverk til uvanlig høyt kjemisk oksygenforbruk. I forbindelse med overvåkingen som har skjedd i 90-årene i havnebassenget er kunnskapen betraktelig forbedret vedrørende næringsalter og oksygenforbruk, men fortsatt gjenstår en del eksperimentelt arbeid for å fastslå om det høye oksygenforbruket skyldes sedimentert avfall eller eksisterende utslipp.

Konklusjonen blir at vår kunnskapsbasis når det gjelder vannkvalitet er god fordi det foreligger store dataserier. I tillegg er hyppigheten på observasjonene nå forbedret slik at det er mulig å gjøre koblinger mot tilførsler. Det gjenstår imidlertid en del når det gjelder årsak-virkningsforhold vedrørende lave oksygenkonsentrasjoner i indre fjord.

Kvalitet på sjømat

Ett av de store problemene knyttet til forurensningen av Sørfjorden har vært forhøyede nivåer av metaller og DDT i fisk og blåskjell. Dette medførte at næringsmiddelmyndighetene i mange år frarådd konsum av fisk som følge av for høyt kvikksølvinnhold og bruk av blåskjell pga. for mye kadmiom og bly. Kostholdsrådet når det gjelder fisk er opphevet (1993), mens det fortsatt eksisterer for blåskjell. Kostholdsrådet for blåskjell ble redusert i 1993 fra å gjelde et areal på 473 km² til 80 km² (kun Sørfjorden).

At nivået av kvikksølv i fisk har gått ned etter at jarositt-utslippet kom på land, kan skyldes at fiskens byttedyr er blitt mindre forurenset. Orienterende analyser av sedimentlevende dyr tyder på at metaller som er lagret i sedimentene i mindre grad enn forventet er biotilgjengelig (Rygg og Skei, 1997). Det innebærer at når utslippssituasjonen endret seg i 1986 førte dette til at fisken gradvis ble mindre eksponert for forurenset mat og nivåene i fiskekjøttet sank.

Blåskjell derimot, som lever i overflatelaget, er utsatt for store svingninger i vannkvalitet og har således vist liten nedgang i forurensningsnivå til tross for store utslippsreduksjoner. Det samme gjelder i stor grad tang. Her mangler fortsatt en del kunnskap om blåskjellenes og tangens opptak og utskilling av metaller i en resipient som Sørfjorden, hittil preget av svært varierende eksponeringsgrader over korte tidsrom.

Sørfjorden er et storskala laboratorium egnet til å få vite mer om flere sider av skjells og tangs indikatoregenskaper, bl.a. spørsmålet om mulige tilpasninger til høy metallbelastning, f.eks. i form av endrede metningskonsentrasjoner. (Som nevnt tyder resultatene fra Sørfjorden på at hverken skjell eller tang har et netto opptak av metaller proporsjonalt med vannets metallinnhold).

Ved vurderingen av blåskjells spiselighet kan det også ha blitt tillagt vekt at skjellene fra deler av fjorden har 10-20 ganger så høyt innhold av sumDDT som "normalt".

Sedimentkvalitet

Responen på en utslippsendring skjer med størst tidsforskyvning i sedimentene. En sedimenttilvekst på noen få mm per år og en vertikal oppløsning i prøvetakingsdyp på minimum 1 cm tilsier at det vil gå minst 5 år før en endring i sedimentkvalitet i overflatesjiktet kan forventes å kunne spores. I tillegg vil gravende dyr (bioturbasjon) bidra til en blanding av sedimentet slik at signalet vil bli ytterligere svekket. I realiteten vil vi måtte regne med en 10-årsperiode etter en utslippsendring før vi kan vente endring i sedimentkvaliteten i Sørfjorden og flere 10-år i Hardangerfjorden, hvor sedimenttilveksten i dypbassengene kan være mindre enn 1 mm per år.

Undersøkelser som er gjort med ca. 5 års mellomrom viser dramatiske forbedringer i sedimentkvaliteten mellom 1985 og 1996 innerst i fjorden hvor sedimenttilveksten er størst ; derimot lite og ingen endring ytterst i fjorden hvor tilveksten er liten. Dette demonstrerer hvor viktig det er å kjenne til sedimenttilveksten når resultatene skal tolkes.

I tillegg til kunnskapen om sedimentenes innhold av miljøgifter har vi også gjennom overvåkingen framskaffet noe data om innholdet av metaller i dyr som lever i sedimentet med forskjellig avstand fra

Odda og forurensningskildene. Konklusjonen fra de orienterende analysene er verdt og merke seg. Nivåene av metaller i dyra er ikke spesielt høy selv om de lever i et forurenset sediment. Dette skulle tilsi at utsiktene for et bedre miljø i Sørfjorden i fremtiden er gode ettersom de metaller som er lagret i sedimentene i liten grad er tilgjengelig for dyra.

5. Vurdering av overvåkingsprogrammene

I Sørfjorden er det to langsiktige overvåkingsprogrammer som har gått lenge; Statlig overvåkingsprogram og Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP), administrert av OSPARCOM. I tillegg er det kommunale overvåkingprogrammet rettet mot næringsalter og oksygen, som ikke har vært et sammenhengende program, men hvor overvåking har foregått i perioder.

Alle disse tre programmene har vært koordinert med tanke på prøveinnsamling og analyser og når det gjelder JAMP har data fra analyser av miljøgifter i fisk vært foreløpig bearbeidet og rapportert innenfor Statlig overvåkingsprogram for Sørfjorden. Dette har vært en stor økonomisk besparelse ettersom miljøgiftanalyser er dyre. Dessuten har innsamling og analyser av fisk blitt gjort i henhold til OSPARCOMs prosedyrer, slik at data er sammenlignbare med andre fiskedata innenfor JAMP-programmet i Norge og i utlandet.

I all overvåkingsprogram er det et forsøk på å endre så lite som mulig fra ett år til det neste vedrørende lokaliteter for prøveinnsamling, prosedyrer og analyser. Det er viktig at resultatene kan sammenlignes over mange år (tidstrendanalyser). Imidlertid kan dette også være en svakhet, spesielt når det viser seg at de lokaliteter som tidligere er valgt for prøveinnsamling egentlig ikke er optimale for formålet. Av den grunn er det viktig at man ved visse mellomrom foretar en kritisk gjennomgang av programmene med tanke på mulig revisjon. Ved den siste intensivundersøkelsen (1996) ble f.eks. bruk av sedimentfeller og hardbunnsundersøkelser tatt ut av programmet på bakgrunn av resultater fra tidligere undersøkelser i Sørfjorden.

Det statlige overvåkingsprogrammet i Sørfjorden og Hardangerfjorden skal være tiltaksorientert. Det innebærer at overvåkingsdata skal danne et underlag for forvaltningen med tanke på behov for nye forurensningsbegrensende tiltak og for å kontrollere at tiltak som er gjennomført virker etter sin hensikt. Sørfjorden er inne i en rehabiliteringsfase etter store tiltak i 1986 og 1992. Overvåkingen i de påfølgende år har hatt som mål å vise rehabiliteringsforløpet når det gjelder vannkvalitet, biologi og sedimenter. Imidlertid har store uforutsette og vanskelig kontrollbare metalltilførsler forstyrret bildet i stor grad. Overvåkingen har i utgangspunktet ikke vært lagt opp til å kunne fange opp episodiske tilførsler og av den grunn har det vært vanskelig å tolke svingningene i overvåkingsdata, spesielt målinger av metaller i blåskjell og tang, til dels også fisk, som for alles vedkommende samles inn en gang per år. En dobling i frekvensen på prøvetaking i vann (fra 1998) forventes å bedre muligheten til å koble vannkjemiske data og utslipp.

Konklusjonen må derfor bli følgende:

- Når det er flere overvåkingsprogrammer som går i samme område på samme tid, og som har forskjellige finansieringskilder, er det viktig med en koordinering for å oppnå økonomiske besparelser. Det bør skje en gjennomgang av koordineringen mellom JAMP og Statlig program for forurensningsovervåking, spesielt når det gjelder overvåking av miljøgifter i blåskjell.
- Overvåkingsprogrammer bør ved jevne mellomrom (f.eks. hvert 5 år) granskes kritisk med tanke på revidering av prøvetakingslokaliteter og analyseprogram. Spesielt viktig å vurdere her er observasjonsfrekvens.
- Det er viktig at opplegget for overvåkingen er nøye koblet til målsetting. Overvåkingen av Sørfjorden og Hardangerfjorden i statlig regi er tiltaksrettet. For å kunne bruke overvåkingsdata som underlag for tiltaksbeslutninger er det viktig å få oversikt over tilførsler. Spesielt gjelder dette kartlegging av diffuse tilførsler som i de senere årene har et større omfang enn punkt-utslipp, og som har vært for lavt prioritert. Dette gjelder både metaller og DDT.

6. Referanser

- Andersen, L., 1997. DDT-forbindelser i marine sedimenter i Indre Drammenfjord - tilførsel, nedbrytning og bioakkumulering. Cand.scient-thesis, Universitetet i Oslo, 113 s.
- Aure, J., Føyn, L. og Pettersen, R., 1997. Miljøundersøkelser i norske fjorder 1975-96. Sørfjorden – Hardanger (1991-96). *Fisken og havet*, 12, 24 s.
- Bayne, B.L., Thompson, R.J & Widdows, J, 1976. Physiology: I. in: "Marine mussels: their ecology and physiology" (ed. B.L. Bayne). s. 121-206. London. 1506 s.
- Beyer, J., Sandvik, M., Hylland, K., Fjeld, E., Egaas, E., Skåre, J.U. and Goksøyr, A., 1996. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed by caging to polluted sediments in Sørfjorden, Norway. *Aquat. Toxicol.* 36, 75-98.
- Bokn, T., Green, N. & Pedersen, A., 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Delrapport 3. Gruntvannssamfunn i Sørfjorden 1981-1982. NIVA-rapport, l.nr. 1883, 29 s.
- Braarud, T., B. Føyn Hofsvang, P. Hjelmefoss og Aa.-K. Øverland, 1974. The natural history of the Hardangerfjord. 10. The phytoplankton in 1955-56. The quantitative phytoplankton cycle in the offshore coastal waters. *Sarsia* 55, 63-98.
- Campbell, A.C., 1976. The Hamlyn Guide to the Seashore and Shallow Seas of Britain and Europe. Norsk bearbeidelse (Red. M. Rueness, I. Gjermundsen & B. Gjermundsen). Planter og dyr i grunne farvann. 1977. Gyldendal Norsk Forlag A/S. 320 s.
- Dick, A.D., 1975. Planteplanktonet i Hardangerfjorden juli-september 1971. - *Rådgivende utvalg for fjordundersøkelser. Hardangerfjordprosjektet. Preliminær rapport.* 187 s.
- Goksøyr, A., Beyer, J., Husøy, A.-M., Larsen, H.E., Westheim, K., Wilhelmsen, S. and Klungsøyr, J., 1994. Accumulation and effects of aromatic and chlorinated hydrocarbons in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) caged in a polluted fjord (Sørfjorden, Norway). *Aquat. Toxicol.* 29, 21-36.
- Himmelman, J.H., Lavergne, Y., Axelsen, F., Cardina, A and Bourget, E., 1983. Sea urchins in the St. Lawrence Estuary: their abundance, size-structure, and suitability for commercial exploitation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, 474-486.
- Hurlbert, S. N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Hylland, K. og Green, N., 1998. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 4. Biologiske effekter. NIVA- rapport, l.nr. 3836, 26 s.
- Johnsen, T.M., 1998. Algeundersøkelser i Sørfjorden i Hardanger 1991-96. NIVA-rapport, l.nr.3779-97. 66 s.
- Julshamn, K., 1981. Studies of the major and minor elements in molluscs in western Norway.VII. The contents of 12 elements, including copper, zinc, cadmium and lead in common mussel (*Mytilus edulis*) and brown seaweed (*Ascophyllum nodosum*) relative to the distance from the industrial sites in Sørfjorden, inner Hardangerfjord. *Fisk.Dir.Skr., Ser. Ernæring* 1, 267-287.
- Julshamn, K. og Grahl-Nielsen, O., 1996. Distribution of trace elements from industrial discharges in the Hardangerfjord, Norway: A multivariate data analysis of saithe, flounder and blue mussel as sentinel organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 564-571.

- Julshamn, K., Slinning, K.-E., Haaland, H., Bøe, B. og Føyn, L., 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.
- Kirkerud, L. & Knutzen, J., 1986. Tiltaksrettede miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 2. Metaller i tang. Toksisitetstester. NIVA-rapport, l.nr. 1867, 56 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1991. Tiltaksrettede miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. NIVA-rapport, l.nr. 2634, 63 s.
- Knutzen, J., Moy, F. og Rygg, B., 1993. Tiltaksrettede miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnsfauna og gruntvannsamfunn. NIVA-rapport, l.nr. 2847, 66s.
- Knutzen, J., Green, N. og Brevik, E., 1994. Tiltaksrettede miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, l.nr. 3160, 36s.
- Knutzen, J., Green, N., Brevik, E. M., Godal, A., 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, l.nr. 3589-96, . 37 s.
- Knutzen, J., Green, N. og Brevik, E., 1998. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport, l.nr. 3832-98, 39 s.
- Kullenberg, G., 1981. Physical Oceanography in The Baltic Sea (ed. A. Voipio). Elsevier Oceanography Series, 30: 135-181. Amsterdam. 418 s.
- Kvalvågnes, K., Berglind, L. og Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Sørfjorden i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk A/S. NIVA-rapport, l.nr. 1846, 27s.
- Lee, J.S., T. Igarashi, S. Fraga, E. Dahl, P. Hovgaard og T. Yasumoto, 1989. Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. Appl. Phycol.* 1,147-152.
- Miljøvernkomiteen i Odda, 1973. Resipientundersøkelser i Sørfjorden 1972.
- Molvær, J., 1997. Utslipp av oksygen forbrukende stoff fra Odda Smelteverk. Notat av 8.1.97. NIVA, Oslo.
- Molvær, J., 1998. Sørfjorden. Overvåking av oksygenforholdene i juli-desember 1997. NIVA-rapport, l.nr. 3775-98, 32 s.
- Molvær, J. og Johnsen, T., 1997. Indre Sørfjord. Overvåking februar 1995-1997. NIVA-rapport, l.nr. 3694/97, 38 s.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997, 36 s.
- Moy, F. og Walday, M., 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 3. Gruntvannssamfunn i Sørfjorden. NIVA-rapport, l.nr. 3037, 65 s.
- Moy, F., Walday, M., 1996. *Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Hardbunnsundersøkelser 1992-1994.* Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 655/96, TA-1330/1996. NIVA-rapport 3442/96. 84s.
- 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. NIVA-rapport, l.nr. 3478, 31s.
- Moy, F., Hylland, K., Skei, J., 1997. Resipientundersøkelser i Sørfjorden. Overvåking av Odda Smelteverks utslipp 1996. NIVA-rapport, l.nr 3685-97, 33 s.

- Nilsson-Cantell, C.-A., 1978. Cirripedia Thoracica and Acrothoracica. Marine Invertebrates of Scandinavia, No 5, Universitetsforlaget, Oslo 1978.
- Næs, K. og Rygg, B., 1982. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 1437, 39 s.
- Rosenberg, R. & Rosenberg, K., 1973. Salinity tolerance in three Scandinavian populations of *Littorina littorea* (L.) (Gastropoda). *Ophelia* 10, 129-139.
- Rueness, J., 1990. Norske algenavn. Blyttia 48: 57-63.
- Rygg, B., 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA-rapport, l.nr. 3347-95, 68 s.
- Rygg, B. og Skei, J., 1997. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 3733-97, 74 s.
- Shannon, C. E, Weaver, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana..
- Skei, J., 1975. The marine chemistry of Sørfjorden, West Norway. Unpubl. PhD-thesis, University of Edinburgh, 207 s. Edinburgh, UK.
- Skei, J., 1980. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Oversikt over utførte undersøkelser i Sørfjorden (Hardanger). NIVA-rapport, l.nr. 1241, 32 s..
- Skei, J., 1988. Vurdering av beslutningsgrunnlag for valg av rensegrad og utslippsarrangement for kommunal kloakk i Odda. NIVA-rapport, l.nr. 2137, 24 s.
- Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 2904, 53 s.
- Skei, J., 1993. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992 Delrapport 1. Vannkjemi. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 2967, 22s.
- Skei, J., 1997. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 1. Vannkjemi. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 3688-97, 28 s.
- Skei, J. og Klungsoyr, J., 1990. Kartlegging av PCB i sedimenter fra indre Sørfjord. 16 s. NIVA-rapport, l.nr. 2528, 16s.
- Skei, J., Price, N. B., Calvert, S.E. og Holthedahl, H., 1972. The distribution of heavy metals in sediments of Sørfjord, Norway. *Air, Water and Soil Pollution* 1, 452-461.
- Skei, J., Knutzen, J., Moy, F. og Green, N., 1990. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1988-1989. NIVA-rapport, l.nr. 2435, 75 s.
- Skei, J., Rygg, B. og Næs, K., 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport, l.nr. 1851, 62 s.
- Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og Næs, K., 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, l.nr. 2067, 101 s.
- Statens Helsetilsyn, 1994. Vannkvalitetsnormer for friluftsbad. Friluftsbad - badevann. Rundskriv IK-21/94 med vedlegg.
- Storaas, R. og Skei, J. (1996). Ei miljøhistorie frå Sørfjorden. Vestnorsk Industristadsmuseum, 56s.