

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Indre Sørfjord

Sedimentenes betydning
for metallforurensning i
miljøet. Muligheter og
behov for tiltak.

Fase 3.

Tiltaksanalyse.

RAPPORT NR

1 | 89

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 33, Blindern 0313 Oslo 3 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 29	Sørlandsavdelingen Grooseveien 36 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 42 709	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	--	--	--

Prosjektnr.: O-89053
Undernummer:
Løpenummer: 2261
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 3. Tiltaksanalyse.	Dato: 1. august 1989.
Forfatter (e): Jens Skei Knut L. Seip Ingvar Tveit Per Strømsnes Olav Skeie Rolf Bøen	Prosjektnummer: O-89053.
	Faggruppe: Marinøkologi.
	Geografisk område: Hordaland.
	Antall sider (inkl. bilag): 68

Oppdragsgiver: Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Eitrheimsvågen i Indre Sørfjord, Hardanger, forurenser Sørfjorden med minimum 30 tonn løst sink og 1 tonn løst kadmium hvert år. Dette skyldes oppvirvling av industrislam i grunnområdet, transport av metaller via bekkevann gjennom forurensete masser på land og direkte utlekking fra sedimentene i vågen. Fem alternative tekniske tiltak er vurdert, som omfatter både tildekking og spunting. En kost/nyttevurdering viser at alle alternative tiltak er kost/nytteeffektive med unntak av det dyreste tiltaket med spuntvegg ytterst i vågen og gjenfylling.

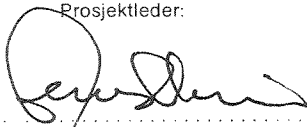
4 emneord, norske:

1. Sørfjorden i Hardanger
2. Sedimenter
3. Miljøgifter
4. Tiltaksanalyse

4 emneord, engelske:

1. Sørfjord, Hardanger
2. Sediments
3. Pollutants
4. Cost-benefit

Prosjektleder:


.....
Jens Skei

For administrasjonen:


.....
Tor Bokn

ISBN - 82-577-1558-1

Norsk Institutt for Vannforskning

Senter for industriforskning

0-89053

INDRE SØRFJORD

SEDIMENTENES BETYDNING FOR METALLFORURENSNING
I MILJØET. MULIGHETER OG BEHOV FOR TILTAK

FASE 3. TILTAKSANALYSE

Oslo, 1. august 1989.

Prosjektleder: Jens Skei

Medarbeidere : Rolf Bøen, Odda
Smelteverk A/S,
Knut L. Seip, Senter
for Industriforskning,
Olav Skeie, K/S Ilme-
nittsmelteverket A/S,
Per Strømsnes, Nor-
zink AS,
Ingvar Tveit, Nærings-
middeltilsynet for
Indre Hardanger.

INNHALDSFORTEGNELSE	SIDE
Forord	6
Sammendrag	4
Innledning	7
1. Problemdefinering	9
2. Lokalitetsbeskrivelse	10
3. Målsetting med tiltak i Eitrheimsvågen	13
4. Forslag til tekniske løsninger	14
5. Dagens forurensningssituasjon - virkning av gjennomførte tiltak	16
6. Dagens utslippssituasjon	18
7. Økologiske virkninger av alternative tiltak i vågen - effektivitetsanalyser	29
7.1 Eitrheimsvågen som forurensningskilde - total belastning	20
7.2 Fiberduk	22
7.3 Duk i kombinasjon med spuntvegg nær land	23
7.4 Sementbasert gysemasse	23
7.5 Avspunting av vågen	24
7.6 Sammenfattende vurdering av metodenes effektivitet	25
8. Endringer i forurensningstilstanden i Sørfjorden og Hardangerfjorden som følge av tiltak i vågen	28
9. Målvariable	30
9.1 Målhierarki	30
9.2 Økologi	34
9.2.1 Strandvegetasjon	37
9.2.2 Fisk	38
9.2.3 Bløtbunnfauna	38
9.3 Næring	38
9.3.1 Akvakultur og fiske	39
9.3.2 Turisme	41
9.3.3 Innvunnet land	43

	SIDE
9.4 Nærmiljø	43
9.4.1 Rekreasjon	43
9.4.2 Estetikk	46
9.4.3 Livsmiljø	47
10. Veiing av konsekvenser	48
10.1 Preferanser	48
10.2 Betalingsvillighet	50
10.3 Direkte estimat	51
11. Kost/nytte-vurderinger	55
12. Litteratur	58
Vedlegg	62

SAMMENDRAG

Rapporten omfatter:

- (i) definering og skalering av forurensningsproblemet i Eitrheimsvågen, Odda.
- (ii) beskrivelse av forurensningssituasjonen i Sørfjorden og Hardangerfjorden i 1989.
- (iii) forslag til tekniske løsninger og effekter av disse på forurensningsbelastningen.
- (iv) kost/nytte-vurderinger knyttet til tiltakene.

Dette gir grunnlag for følgende oppsummering:

1. Fra juli 1986 reduserte Norzink sine primærutslipp av tungmetaller med mer enn 95% (jarositt til fjellhaller). Samme år ble det bygd en spuntvegg inne på land i Eitrheimsvågen som reduserte sig fra diker og infiltrasjon av sjøvann i gamle deponier. Det er anslått at dette tok hånd om ca. 95% av tilførslene fra denne kilden.
2. De resterende forurensningskilder i vågen er:
 - (i) oppvirvling av industrislam i grunnområdet (0-5 m) inkludert fjærområdet og utløsning av metaller.
 - (ii) transport via bekkevann og dremsvann gjennom forurensete masser på land.
 - (iii) direkte utlekking av metaller fra bunnsedimenter i den øvrige del av vågen (5-10 m dyp).

Totalt er denne forurensningen anslått til ca. 30 tonn løst sink og ca. 1 tonn løst kadmium pr. år. I tillegg kommer transport av partikkelbundet metall fra Eitrheimsvågen til Sørfjorden som følge av oppvirvling i grunnområdet, spesielt ved uvær. Denne transporten er vanskelig å kvantifisere, men er sannsynligvis større enn transporten av løste metaller.

3. Det er foreslått å isolere bunnsedimentene i Eitrheimsvågen, enten ved hjelp av fiberduk og overdekking med sand eller bruk av sementbasert gysemasse. To av forslagene omfatter også bruk av spuntvegg på forskjellige steder i vågen. Bekkevann og dremsvann

må tas hånd om i en avskjærende ledning.

4. Under forutsetning av at forurensning via dreinsvann elimineres, vil de ulike tiltakene som er foreslått redusere forurensningen fra vågen med 15-95%, avhengig av metode (med eksempel for sink).
5. Dagens utslipp av tungmetaller fra de tre storbedriftene samlet (Norzink, K/S Ilmenittverket, Odda Smelteverk), er fremdeles høyt (1989) og ventes å bli redusert for å oppnå maksimal miljøgevinst ved opprydding i vågen.
6. Når tiltakene er gjennomført, forventes restriksjonene på bruk av blåskjell i Sørfjorden og Hardangerfjorden å bli opphevet i løpet av noen år. Målet med ingen restriksjoner på fisk kan, for den innerste del av Sørfjorden, ikke ventes å bli innfridd før omkring år 2000.
7. Kostnads/nyttevurderinger viser at nytten ved de tiltakene som går ut på å legge duk eller gysemasse over sedimentene er større enn kostnadene ved tiltakene. Og dette gjelder også ett av spuntveggalternativene. Det dukalternativet som også innebærer sikring av duken i strandkanten ved at det utplasseres gabioner, viser størst nytte/kost. Det er da forutsatt at dette alternativet vil være rimelig effektivt for å stanse utlekking av tungmetaller (65% stoppeffekt). Videre har vi forutsatt at det bygges en avskjærende ledning eller grøft som stopper (100%) avrenning fra det nedbørområdet som drenerer ut gjennom Eitrheimsvågen. Det alternativ som går ut på å bygge en celledpantvegg har nytte/kost-verdi mindre enn 1.0 og er altså ugunstig.

FORORD

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og Senter for industriforskning (SI) er av Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda bedt om sammen å gjennomføre en tiltaksanalyse knyttet til planer om opprydding i Eitrheimsvågen, Odda. S.I. (Knut L. Seip) har hatt ansvaret for gjennomføring av kost-nytte analysen (kap. 9, 10 og 11), mens det øvrige arbeidet er gjennomført av NIVA (Jens Skei) i samarbeid med Fagutvalget (Rolf Bøen, Olav Skeie, Per Strømsnes og Ingvar Tveit) og Knut Seip.

Oslo, 1. august 1989.

Jens Skei,
Prosjektleder.

INNLEDNING

Miljøundersøkelser utført i Sørfjorden og Hardangerfjorden i perioden 1970 - 88 har påpekt stor tungmetallbelastning i alle deler av fjordmiljøet (vann, organismer og sedimenter). Dette skyldes i hovedsak bruk av Sørfjorden som resipient for industrielt avløpsvann i mere enn 60 år. Dette har bl.a medført begrensninger på bruken av Sørfjorden og Hardangerfjorden med hensyn til fiske og oppdrett. I tillegg har Sørfjorden hatt et negativt rennomè som en av verdens mest metallbelastede fjorder.

Den største tungmetallkilden i Odda-området har vært Norzink på Eitrheimsneset (Fig. 1). I 1985 ble det produsert 93.693 tonn flytende sink som ga opphav til følgende utslipp av metaller:

Kvikksølv:	994 kg
Sink:	1.830 tonn
Kadmium:	23,9 tonn

I 1986 ble det iverksatt to tiltak for å redusere metallforurensningen. Fra juli 1986 ble Norzinks første fjellhall tatt i bruk, og dette reduserte utslippene av metaller til fjorden med over 95%. I tillegg ble det bygd en spuntvegg i fjærområdet i Eitrheimsvågen for å hindre at sjøvann trenger inn i gamle residumasser inne på land ved flo sjø. I tillegg ville man ved denne spuntveggen hindre lekkasjer av surt, metallholdig vann fra dikeområdet.

Målinger gjennomført på oppdrag av Norzink (Skei, 1988) og på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (Skei et al., 1989) i perioden 1987 - 88 har hatt som mål å registrere effekten av tiltakene gjennomført i 1986 (se forøvrig kap. 5). Det er klart fra disse undersøkelsene at selv om en miljøforbedring kan registreres både i Sørfjorden og Hardangerfjorden, så er det fortsatt en betydelig overflateforurensning i området. Det er sannsynliggjort at det er Eitrheimsvågen som er årsak til denne overflateforurensningen ettersom vågen er grunn (<10 m) og at det lett skjer oppvirvling av forurensete sedimenter (Skei et al., 1987). Som følge av dette anbefalte NIVA i 1987 at tiltak iverksettes i Eitrheimsvågen.

Det er ialt vurdert fem forslag om tiltak med kostnadsrammer i tiltaksanalysen. Hvert tiltak vil bli vurdert ut fra effektivitetshensyn og miljøgevinst i forhold til kostnadsinvestering. Tiltaksanalysens ambisjonsnivå er tilpasset kostnadsrammen for prosjektet og vil derfor ha en begrenset utsagnskraft. Vi regner

likevel med at de konklusjoner og anbefalinger som vil bli gitt, kan danne grunnlaget for endelig vedtak om tiltak.

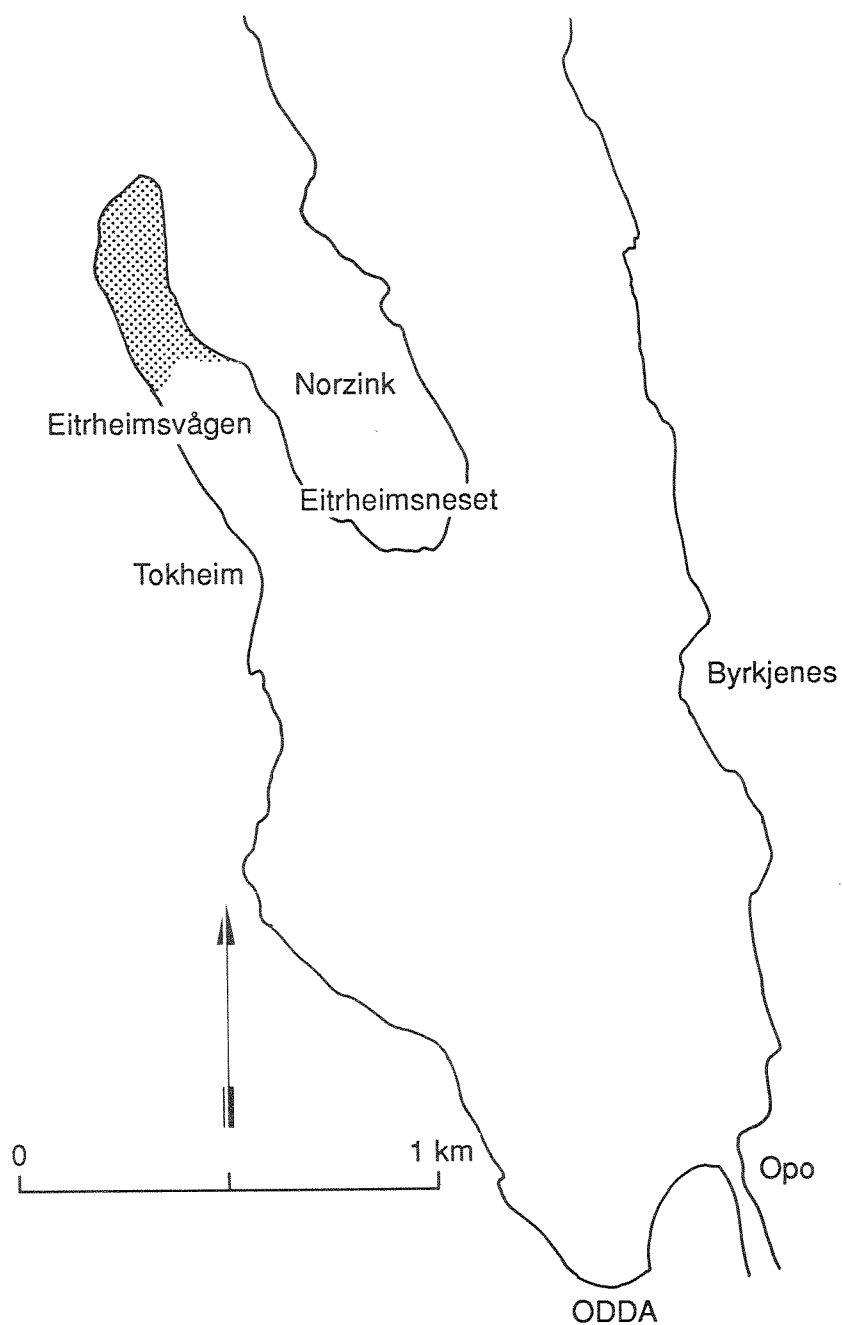


Fig. 1. Kart over Indre Sørfjord (::: = gjenfylt, i hovedsak med industriavfall, men også kommunalt deponert grovavfall og steinmasser).

1. PROBLEMDEFINERING

I Eitrheimsvågen ligger store mengder kvikksølv, kadmium, bly, sink og en del andre tungmetaller delvis over vann (gamle deponier), i fjæresonen og under vann. Undersøkelser som NIVA gjorde i 1987 viste at bunnsedimentene ved munningen av Eitrheimsvågen inneholdt:

10% sink
 0,9 % bly
 395 ppm kadmium
 343 pmm kvikksølv

Dette er ekstremt høye konsentrasjoner.

Eksperimentelt arbeid med disse sedimentene viste at tungmetaller avgis når sedimentene er i kontakt med sjøvann. Avgivelsen mangedobles når sedimentene oppvirvles (forårsaket av dyr, bølger, strøm, ras, etc.). (Skei et al., 1987).

Ettersom sedimentene i Eitrheimsvågen befinner seg i dybdeintervallet 0 - 10 m er disse sedimentene potensielt utsatt for oppvirvling. Av den grunn har vågen til sine tider vært rødfarget som følge av oppvirvling av rødt industriavfall. Det har ikke vært utslipp av industrislam til Eitrheimsvågen siden 1968, da jarositt-prosessen ble tatt i bruk. Dette betyr at selv 20 år etter at Eitrheimsvågen opphørte som resipient for industrislam, er det fortsatt slam i overflaten av sedimentene. Årsaken må være at det skjer en betydelig erosjon i dette grunnområdet som hindrer større naturlig sedimentasjon. Bølger og tidevann vasker stadig ut de gamle avsetningene, og det er liten grunn til å tro at dette vil bedre seg de nærmeste årene. Utfylling av steinmasser i forbindelse med veibygging har forverret situasjonen, ettersom steinmassene har presset opp gammelt industriavfall. I tillegg har vektbelastningen som steinmassene representerer forårsaket små forkastninger i fjæresonen som har blottlagt industriavfall.

Som et resultat av Prosjekt Indre Sørfjord, er det foreslått en opprydding i vågen. Denne oppryddingen må være av en slik art at bunnsedimentene fra høyvannsmarket ned til -10 m isoleres og at de ikke lenger kan virvles opp. Tiltaket bør også utformes slik at organismer ikke kommer i kontakt med det sterkt forurensede sedimentet.

2. LOKALITETSBEKRIVELSE

Eitrheimsvågen er en grunn bukt i indre Sørfjord som ligger mellom Eitrheimsneset og Norzinks fabrikkannlegg på østsiden og Tokheim på vestsiden (Fig. 1). Vannflatens overflateareal er ca. 75.000 m² idag, mens den tidligere (før 1940) var ca. 150.000 m². Denne endringen skyldes utfylling i innerste delen av vågen gjennom en årrekke. Det siste store utfyllingsarbeidet ble gjort i forbindelse med anleggelse av ny riksvei i 1984-85.

Vanndypet i vågen er mindre enn 10 m og bunnen skrår jevnt oppover mot fjæresonen. Gjennomsnittsdypet er 6 m.

Ferskvannstilførselen til vågen er beregnet til ca. 75 l/sek i gjennomsnitt. På grunn av bratte fjellside på vestsiden vil avrenningen kunne variere mye med nedbørforholdene.

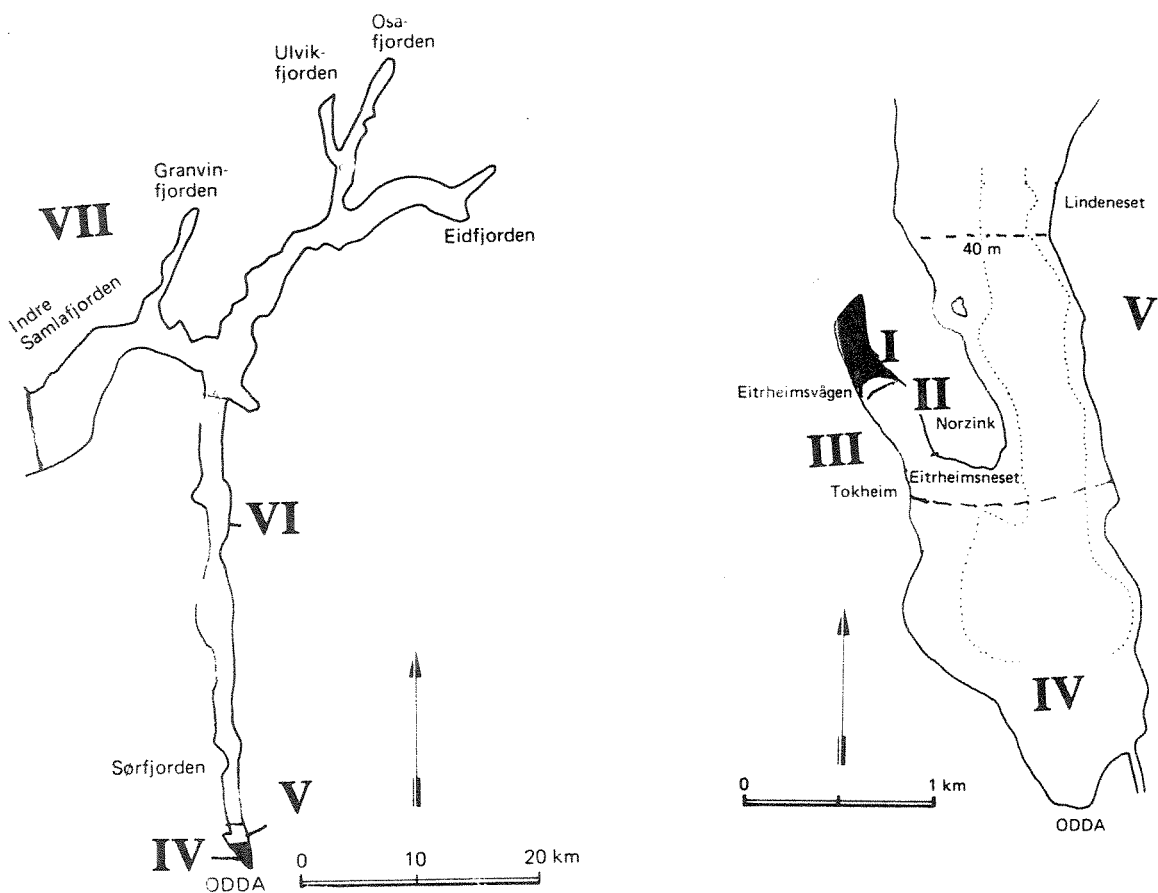
Midlere tidevannsforskjell i vågen er 83 cm og det dobbelte ved springflo (Skei et al., 1985).

Sjøbunnen i vågen består av løs leire som midt i vågen har en tykkelse på ca. 30 meter. Leira har lav skjærfasthet (delvis kvikkleire) og grunnforholdene ut fra et geoteknisk synspunkt må derfor karakteriseres som dårlige og setninger i grunnen må forventes ved utfylling.

I fjærområdet i vågen idag ligger store mengder rødfarget industriavfall som er blottlagt ved lavvann.

Eitrheimsvågen ligger i Odda kommune. Denne kommunen omfatter Oddadalen, indre del av Sørfjorden og en del av Folgefonnhalvøya. Kommunens areal er 929 km², hvorav 47 km² vann. Folkemengden i 1987 var 8.434, hvorav 3.900 var yrkesaktive. De viktigste bedrifter i kommunen er Odda Smelteverk (350 ansatte), Norzink (690 ansatte), Ilmenittsmelteverket (270 ansatte), annen industri (200 ansatte).

I forbindelse med kost/nytt-vurderingene er fjordområdet inndelt i soner (Fig. 2).



Figur 2. Kart over Hardangerfjorden og indre del av Sør fjorden. Kartet viser den inndelingen av fjorden vi gjør bruk av i kost/nytte-vurderingen.

Disse sonene eller underområdene har følgende areal:

Sone		Areal
I	Strandsonen i Eitrheimsvågen	2.600 m ²
II	Indre del av Eitrheimsvågen (grunnere enn 5 m)	35.000 m ²
III	Ytre del av Eitrheimsvågen (dypere enn 5 m)	40.000 m ²
IV	Havnebassenget	1.400.000 m ²
V	Fra Havnebassenget til Lindeneset	1.200.000 m ²
VI	Sørfjorden	70.000.000 m ²
VII	Indre Hardangerfjorden	200.000.000 m ²
VIII	Hardangerfjorden	500.000.000 m ²

3. MÅLSETTING MED TILTAK I EITRHEIMSVÅGEN

Målsettingen med de tekniske tiltakene i resipienten er formulert av Fagutvalget for miljøspørsmål i Odda på følgende måte:

1. Fisk og skjell fra Hardangerfjorden/Sørfjorden skal fritt kunne brukes for konsum.
2. Hardangerfjorden skal få en vannkvalitet som gjør fjorden egnet for aquakultur.

Det forutsettes at Eitrheimsvågen med nærområder skal tilrettelegges slik at området utgjør et estetisk tilfredsstillende nærmiljø.

Gjennomføringen av Prosjekt Indre Sørfjord forventes å gi Oddasamfunnet et positivt miljørenneme.

I tillegg til disse målene er ulike mål for bedring av miljøet i Odda formulert i Reiselivsplan for Odda (1988/89) og i Fylkesdelsplan. Indre strok av Hordaland. 1988.

Med utgangspunkt i Fagutvalgets mål har vi formulert ni målvariable for analysen. Det er tre målvariable for økologiske forhold, tre for økonomiske forhold og tre for sosiale forhold. De ni målvariablene er valgt slik at de med rimelig letthet kan relateres til tiltakene. Ved å sammenholde kostnadene ved tiltakene med fordeler (og eventuelle ulemper) som følger av disse, rangerer vi tiltakene etter kost/nytte effekt.

4. FORSLAG TIL TEKNISKE LØSNINGER

Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda har våren 1989 vurdert 5 forskjellige alternative forslag til tiltak i Eitrheimsvågen. Det vil her bli gitt en kort omtale av de ulike forslagene.

Forslagsstiller: Bj. Instanes A/S.

Alt. 1. Tildekking med duk og gabioner (steinmadrasser).

Utlegging av permeabel fiberduk fra eksisterende spuntvegg ned til kote - 10 m. Oppå duken legges dekkmasser (skjell, sand) for ballast og tetting. I strandsonen legges gabioner for å hindre bølgene i å fjerne dekklag og duk. Avskjærende ledning leder bekkevann og avrenning fra fjellsiden utenom det forurensede området.

Alt. 2. Spuntvegg nær land i Eitrheimsvågen.

Bygging av spuntvegg nær land i tillegg til duk (alt. 1). En målebrønn ved spuntveggens ende gjør det mulig å måle mengden av forurenset vann som renner ut i vågen. Ut fra dette vil man senere ta standpunkt til om det bør bygges renseanlegg.

Alt. 3. Cellespunt-vegg i ytre del av Eitrheimsvågen.

Bygging av spuntvegg tvers over vågen fra det sted hvor Norzinks kaianlegg starter. Området innenfor spuntveggen kan fylles ut og utnyttes som industriområde (75.000 m²). Problemer med dårlige grunnforhold (kvikkleire) er poengtert.

Forslagsstiller: Ingeniør Knut Neergaard A.S.

Alt. 4. Tildekking med duk.

Tildekking med fiberduk og dekklag med sand for å få et erosjonssikkert lag. Området ved Norzink-kaia plastres med kraftigere materiale for å motstå propellstrøm. 75.000 m² sjøbunn belegges med duk.

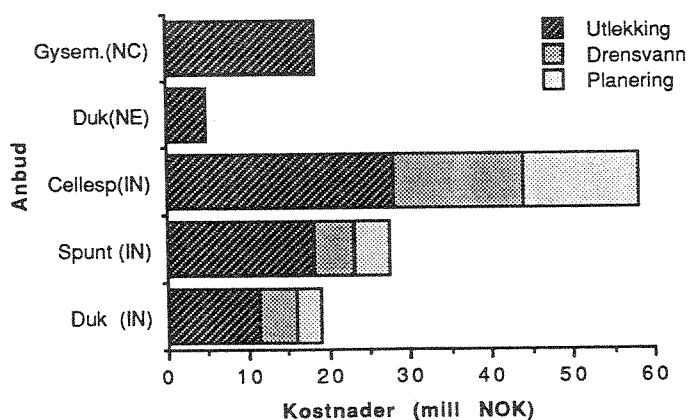
Forslagsstiller: Norwegian Contractors.

Alt. 5. Tildekking med cementbasert gysemasse.

Forsegling av vågen med cementbasert gysemasse fra et spesialbygget produksjonsskip. Forseglingen vil kunne være avsluttet i løpet av 10 dager. Gyseteppets gjennomsnittlige tykkelse forutsettes å være 20 cm og det vil gå med 20.000 m³ gysemasse.

De fem alternative tiltakene omfatter tildekking med duk (2 alternativer), duk i kombinasjon med spuntvegg, spuntvegg og oppfylling av vågen og tildekking med cementbasert masse. I pris varierer tiltakene mellom 4 mill. kroner og 58 mill. kroner hvis vi ser bort fra planeringskostnader. Samtlige tiltak har som mål å stoppe utvasking og oppvirvling av metallholdig slam i Eitrheimsvågen, som idag er den største forurensningskilden i Sørfjorden.

Vi har valgt å splitte anbudenes poster på tre adskilte oppgaver: I) Hindre utlekking fra strandsone og bunnsedimenter. II) Hindre kontaminert drensvann i å renne ut i fjorden og III) Planering. Siden ikke alle anbudene har spesifisert oppgaven på samme måte, er det mulighet for at oppsplittingen kan være noe skjev for enkelte anbyderes vedkommende. Feilen er imidlertid neppe stor. Ved arbeidets utførelse forutsettes det at aktivitetene samordnes. Kostnadene ved de fem tiltakene er fremstilt grafisk i figur 3.



Figur 3. Kostnader ved tiltakene fordelt på ulike aktiviteter. Oppsplitting delvis etter skjønn. NC = Norwegian Contractors, NE = Neergaard, IN = Instanes.

5. DAGENS FORURENSNINGSSITUASJON - VIRKNING AV GJENNFØRTE TILTAK

I forbindelse med statlig program for forurensningsovervåking er det i 1987-88 gjennomført undersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden for å registrere effekten av tiltak gjennomført ved Norzink i 1986 (Skei, et al., 1989). Dette gir en ajourført oversikt over forurensningssituasjonen ved dagens forurensningsbelastning. Denne belastningen endret seg totalt i 1986 når det gjelder tungmetaller. I juli 1986 opphørte jarosittutslippet og dermed ble de direkte tungmetalltilførslene fra Norzink redusert med over 95%. Ved årsskiftet 1986-87 kom spuntveggen i drift i vågen, og dette burde føre til en ytterligere avlastning av tungmetallforurensningen.

Undersøkelsene i 1987-88 omfattet vannkvalitet, sedimentfeller og miljøgifter i fisk, blåskjell og tang. Følgende konklusjoner ble trukket:

1. Observasjoner gjort 1 - 1 1/2 år etter at utslippet av jarositt til Sørfjorden opphørte, viser at metallforurensningen er på retur. Tydeligst respons registreres på vannkvaliteten på midlere dyp (20 - 40 m) i Odda-området. Her har nivåene gått ned med 80 - 90%.
2. Utslippsreduksjonene kan også registreres i nivåene av metaller i blåskjell og tang. Selv om nivåene fortsatt er for høye i forhold til normalverdier, har de gått betydelig ned både i Hardangerfjorden og Sørfjorden i forhold til registreringer gjort i perioden 1982 - 1984.
3. Minst endring i forurensningsnivået ble registrert hos fisk og i overflatevannet. Dette kan skyldes at fisk fortsatt lever av næringsdyr som er forurenset (spesielt bunndyr) og at overflatevannet forurenses ved oppvirvling av sedimentene i den grunne Eitrheimsvågen.
4. Det fremgår at torsken fra Sørfjorden ikke bare viser overkonsentrasjoner av metaller, men også av PCB. Årsaken til dette bør oppklares.

Her fremgår en klar positiv respons på tiltakene i 1986. Som ventet opptrådte endringen i vannkvalitet først i de vannmassene som i hovedsak var influert av jarosittutslippet (20 - 100 m), spesielt i indre Sørfjorden. Dette er i stor grad styrt av vannmassenes oppholdstid. Overflatevannets metallinnhold derimot endret seg lite

etter 1986. Den mest nærliggende årsaken til dette er at overflatevannet fortsatt får tilført store mengder metaller. Konsentrasjonene er her fortsatt høye til tross for at overflatevannets oppholdstid er langt kortere enn oppholdstiden i dypvannet. Det synes å være klart at Eitrheimsvågen er kilden til overflateforurensningen.

Målinger gjort i 1987-88 viser altså klar respons på utslippsreduksjoner relativt kort tid etter at tiltakene gjennomføres. Det gir grunn til optimisme med tanke på ytterligere tiltak. Den kraftigste reduksjonen i metallinnholdet i vann ved midlere dyp skjedde i perioden sommeren 1986 til sommeren 1987. Etter dette har nivåene stabilisert seg noe, selv om det forventes at nivåene vil gå ytterligere noe ned i 1989, ikke minst på grunn av utslippsreduksjonen ved Norzink (discardsyre).

Metallinnholdet i blåskjell og tang er trolig fortsatt på en tidsgradient. Det vil si at vi på grunnlag av materiale innsamlet i 1987-88 enda ikke ser den fulle effekten av tiltakene i 1986. I løpet av de neste par årene derimot må vi anta at vi er kommet ned på et stabilt nivå. Men ettersom både blåskjell og tang lever i de øvre vannmasser og påvirkes av vannkvaliteten i overflatevannet, er det liten grunn til å tro at nivåene av metaller vil stabilisere seg på et akseptabelt nivå. Dette kan først skje når overflateforurensningen fra Eitrheimsvågen er tatt hånd om. Vi må også ta i betraktning blåskjellenes alder og evne til å utskille metaller. Et blåskjell i spiselig størrelse er vanligvis minimum 3 år. Blåskjell som har utviklet seg etter utslippsreduksjonen har derfor en helt annen eksponeringshistorie.

For fisk er situasjonen noe annerledes. Fisk som ernærer seg av bunndyr som lever i et forurenset sediment, vil kunne opprettholde et høyt forurensningsnivå selv etter at utslippene er stanset. Her må vi forvente en gradvis forbedring etterhvert som sedimentene i hovedsak får tilført "normale" sedimenter. Men dette vil ta tid. I tillegg kommer fiskens alder. En velvoksen torsk er gjerne 5-7 år gammel, og avhengig av utskillelsesevnen for metaller vil fisk som fanges i årene fremover fortsatt være forurenset. Det betyr at målsettingen om at fisk og skjell fra Hardangerfjorden/Sørfjorden fritt skal kunne brukes for konsum, oppfylles med en tidsforskjell for skjell og fisk.

6. DAGENS UTSLIPPSSITUASJON

De bedrifter som bidrar med tungmetaller til Sørfjorden i noe omfang er:

Norzink AS (Odda)

Odda Smelteverk A/S (Odda)

K/S Ilmenittsmelteverket A/S (Tyssedal)

Nedenfor følger en sammenstilling av utslippene av sink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu) og kvikksølv (Hg) i henhold til opplysninger fra den enkelte bedrift. Utslippstallene er representative for 1989, med unntak av sinkutslippet som forventes å endres betydelig i løpet av 1989/90 som følge av ny prosess ved Norzink i tilknytning til sinkelektrolysen og som følge av fjerning av slam fra venturigassrensaneanlegg ved Ilmenittsmelteverket.

Usikkerheten i sinkangivelsen fra Norzink har sammenheng med innkjøring av ny renseprosess høsten 1989.

Eksisterende utslipp til sjø (1989) (kg år⁻¹)

Bedrift	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg
Norzink	13.000- 57.000	12	< 60	23	13 ¹⁾
Odda Smelteverk	~ 4.000	370	5.500	1.075	~ 3
Ilmenittsmelteverket	~38.000	~0.4	~ 150	740	~ 2
Totalt	79.000- 99.000	~382	~5.710	1.838	~18

1) I tillegg kommer kvikksølv i gips, anslagsvis 87 kg pr. år.

Tallene angir totalutslipp og gjenspeiler ikke nødvendigvis den forholdsmessige betydning for forurensningssituasjonen. Dette vil også avhenge av bl.a. belastningens art (løst/partikkelbundet) og utslippsdyp.

Prognosen for 1990 er at sinkbelastningen på fjorden vil reduseres med ca. 80% (til 17.000 kg/år), bly med 3% og kopper med 26%.

Vanlig husholdningskloakk vil også inneholde noe tungmetaller, men sammenlignet med industriutslippene er disse bagatellmessige.

Sammenstillingen av dagens utslippssituasjon (1989) viser at det fortsatt er betydelige utslipp av tungmetaller fra industrien i Odda-området. Utslippene vil imidlertid gå dramatisk ned i 1990. Tiltaksanalysen for Eitrheimsvågen forutsetter at utslippene fra industrien er neglisjerbare.

7. ØKOLOGISKE VIRKNINGER AV ALTERNATIVE TILTAK I VÅGEN - EFFEKTIVITETSANALYSE

Alle de 5 alternative forslag til tiltak som er skissert har alle samme felles mål, - å stoppe metallforurensningen fra Eitrheimsvågen. Ved vurdering av effektiviteten av tiltakene kan vi skille mellom tre prinsipielle ulike metoder:

- (I) Bruk av fiberduk og dekkmasse (overdekning)
- (II) Bruk av sementbasert gysemasse (overdekning)
- (III) Avspunting av vågen og gjenfylling.

Det vil være effektiviteten av disse tre metodene som vurderes og som relateres til miljøgevinst i form av forbedring i vannkvalitet og innvirkning på innhold av metaller i tang, skjell og fisk. I tillegg kommer økologisk gevinst i form av større artsrikdom, en gevinst som er vanskeligere å forutsi og kvantifisere.

7.1 Eitrheimsvågen som forurensningskilde - total belastning

Målinger utført av NIVA i strandsonen i Eitrheimsvågen i 1984, før spuntveggen inne på land ble bygd antydte at tidevannstransporten av metaller utgjorde anslagsvis 1 tonn sink og 40 kg kadmium pr. dag (Skei et al. 1985). Ved byggingen av spuntveggen i 1986 ble denne transporten kraftig redusert, sannsynligvis med ca. 95%. Men selv med spuntvegg renner fortsatt en bekk gjennom deponi- området som tar med seg metaller ut i vågen. Målinger som NIVA gjorde i mars 1988 viste konsentrasjon for sink og kadmium på henholdsvis 4100 µg/l og 134 µg/l i utløpet av denne bekken. Grove antakelser tilsier at vannmengden vil ligge som årlig middelavrenning på 75 l/s. Dette tilsvarer en årlig transport på ca. 10 tonn sink og 0.3 tonn kadmium. Hvis det ble laget en avskjærende ledning slik at drensvannet ikke kommer i kontakt med de forurensede massene ville denne metall- transporten reduseres sterkt, avhengig av mengde vann som lar seg fange opp i den avskjærende ledningen.

Tildekningen av et areal på 75000 m² bunn vil representere følgende reduksjon i metalltilførslene fra vågen:

- (I) Vi tar utgangspunkt i utlekkingsforsøkene på Solbergstrand (Skei et al. 1987). Disse viste at sedimenter fra vågen (ytte deler) lekket gjennomsnittlig 56 mg m⁻² d⁻¹ sink hvis sedimentet ikke ble fysisk forstyrret. Hvis vi sier at dette er relevant for vel halvparten av arealet i vågen (40.000 m²) tilsvarer dette

en årlig tilførsel på 0.8 tonn sink (sone III, Fig. 2).

- (II) Hvis vi antar at det resterende arealet (35000 m²) lett kan utsettes for fysiske forstyrrelser slik at det er relevant å bruke utlekningsrater som ble målt under simulert oppvirvling på Solbergstrand (Skei et al., 1987) avgir dette arealet årlig 1.6 tonn sink (sone II, Fig. 2).

Disse beregningene vil nødvendigvis være beheftet med store usikkerheter. De beregningene som er gjort overfor omfatter bare løst sink. I tillegg er det meget vanskelig å forutsi utlekningsraten i fjæresonen hvor oppvirvlingen kan være kraftig. Tar vi med selve transporten av partikulære metaller vil ganske sikkert transportverdiene mangedobles. Det er også viktig å være oppmerksom på at mesteparten av denne forurensningstilførselen vil skje til overflatelaget over sprangsjiktet og at det derfor er et mindre vannvolum hvor fortyningen skjer. I Skei et al. (1987) er det anslått at Eitrheimsvågen dominerer metalltilførslene fra sedimentene innenfor Lindeneset (areal 2.6 km²). Med utgangspunkt i 21 tonn sink som årlig lekker fra dette arealet (eller i overkant av det som industrien samlet forventes å slippe ut i 1990) utgjør "lekkasjer" av løst sink fra vågen i overkant av 10%. Dette er fordi arealet av vågen bare utgjør ca. 3% av arealet innenfor Lindenes. Dette gir neppe et riktig bilde av situasjonen ettersom det er prosessene i fjæresonen som spiller den avgjørende rollen. Sedimentene her veksler mellom å være eksponert for sjøvann og luft og det skjer stadig erosjon og oppvirvling ved hver tidevannssyklus og ved vind- og bølgepåvirkning. Denne transporten er imidlertid vanskelig å kvantifisere fordi den vil variere over tid. Målinger i strandsonen etter at spuntveggen ble bygd i 1987 viser imidlertid fortsatt ekstremt høye metallkonsentrasjoner inne ved land (Skei, 1988).

Hvis vi tar utgangspunkt i nedgangen av metalltransporten inne i fjæreområdet før og etter bygging av spuntvegg i 1986 og sier at differansen gir et mål for reduksjon i utlekking, kan vi anslå at strandområdet idag bidrar med ca. 18 tonn (17.6) sink årlig (sone I, fig. 2). I tillegg kommer transport via dreinsvann og utlekking fra bunnsedimentene i vågen. Den totale mengde løst sink som Eitrheimsvågen bidrar med kan derfor anslås til 30 tonn. Tilsvarende regnestykker kan gjøres for de andre metallene (kadmium-bidraget ville være vel 1 tonn pr. år).

For å kunne stoppe denne forurensningstilførselen effektivt er det vesentlig at alle tre kilder tas hånd om:

- (I) dreinsvannet (ca. 10 tonn sink pr. år)
- (II) strandområdet (ca. 17.6 tonn sink pr. år)
- (III) selve bunnen av vågen (ca. 2.4 tonn sink pr. år)

7.2 Fiberduk

Bruk av fiberduk eller membraner av forskjellig kvalitet (tett/permeabel) har vært brukt en tid for å stoppe erosjon på land, ved tiltak mot gruveforurensning, ved innsjørestauring (Berge, 1987), men som vidt vites ikke for å stoppe tungmetallforurensning fra forurensede sedimenter i det marine miljø.

Alle marine sedimenter inneholder en viss mengde organisk materiale. Hvis bunnen dekkes til med en tett membran vil diffusjon av oksygen fra bunnvannet til porevannet stoppe. Den mengden av oksygen som opprinnelig var til stede i porevannet vil raskt forbrukes og det vil dannes hydrogensulfid og metan. Gassansamling under tett membran vil føre til at det vanskelig dannes stabile bunnforhold. Ved bruk av permeabel membran vil gass slippe igjennom. Anoksiske forhold vil trolig dannes under duken og metaller vil bindes som metallsulfider og vil i liten grad diffundere ut i vannmassen. Ved å bruke skjellsand som dekkmiddel over duken vil man unngå oppsamling av gass i dekkmassen på grunn av skjellsandens porøsitet. I tillegg vil oksygen lett diffundere ned i skjellsandslaget slik at dekkmassen vil forbli oksyderende. Dermed vil det, når normale sedimenter avsetter seg oppå skjellsanden, kunne etablere seg en normal bunnfauna med tiden.

De kritiske spørsmål som kan reise seg ved bruk av fiberduk er:

- (I) Sannsynligheten for å kunne lykkes i å legge ut fiberduken slik at den danner et tett "vegg-til-vegg-teppe". Tettningen mot landsiden vil være viktig.
- (II) I hvilken grad bunnen enkelte steder består av store stein, jernskrap etc. som vil rive i stykker duken ved legging.
- (III) Om det er mulig å dosere skjellsand så kontrollert at den danner et lag med minimumstykkelse på 30 cm.
- (IV) Fiberdukens levetid.

Disse spørsmålene må avklares nærmere dersom fiberduken skulle bli valgt som metode.

Hvis vi ser bort fra de potensielle problemene listet opp ovenfor vil

duktildekning stoppe utlekkingen fra ca. 75.000 m² sterkt forurenset bunn samt stoppe sig fra land dersom overflatevann legges i rør og ledes forbi deponiområdet (avskjærende ledning). For å sikre strandområdet mot erosjon er det foreslått bruk av gabioner (steinmadrasser) som legges oppå duken. Det kan bli vanskelig å legge duk opp i strandområdet til høyvannsmerket på grunn av eksisterende steinmasser. Man kunne f.eks. tenke seg å bruke en sementbasert gysemasse eller sementbetong i strandområdet for å lage et jevnt underlag for deretter å overdekke med skjellsand for å lage et estetisk akseptabelt strandområde.

Duken skulle, forutsatt at den legges tett og med en dekkmasse over, være tilstrekkelig for å ta hånd om lekkasjen fra bunnen.

7.3 Duk i kombinasjon med spuntvegg nær land

Det man oppnår med å anlegge en spuntvegg på ca. 3 m dyp, som går tvers over vågen mot fjell på begge sider, er to-sidig:

- (i) Man eliminerer problemet med forurensning fra oppvirvling/utvasking i strandsonen
- (ii) Man gjør det mulig å registrere vannmengde og forurensningsgrad på baksiden av spuntveggen for senere å kunne ta beslutning om å rense dette vannet.

Foruten spuntveggen må det legges fiberduk på utsiden av spuntveggen ned til 10 m for å hindre oppvirvling.

Det forutsettes at mest mulig vann fra nedbørfeltet utenom deponiet fanges opp av avskjærende ledning, slik at den vannmengden som eventuelt må renses blir minst mulig.

De kritiske spørsmål som kan reises til metoden er når det gjelder duk de sammen som nevnt i kap. 7.2 og når det gjelder spuntvegg i hvilken grad de geotekniske forholdene tillater det.

7.4 Sementbasert gysemasse

Sementbasert gysemasse er lenge brukt i Nordsjøen for å stabilisere bunnforholdene rundt plattformen (f.eks. Condeep). Denne gysmassen har til hensikt å simulere havbunns materialet og gi en pute for lastfordeling av plattformvekten ned i havbunnen. Arealer på 10-40.000 m² undergyses i løpet av 5-10 dager ved bruk av spesialfartøyer og utpumping av gysmassen (grout) skjer via ledninger. Gysmassen har

en trykkstyrke og permeabilitet som gjør den egnet til forsegling. Det er antatt at arbeidet med å dekke til hele Eitrheimsvågen ville være gjort i løpet av 10 dager. Massen pumpes ut med en hastighet på 5-30 m³/t. Gyseteppets gjennomsnittlige tykkelse forutsettes å være 20 cm.

De fordeler som gysemassen har i forhold til fiberduk er:

- (I) Lettere å legge som tett lag ettersom massen flyter utover og danner et teppe. Ikke avhengig av ujevnheter på bunnen.
- (II) Arbeidet kan gjøres raskt (kort anleggsfase)
- (III) Vi må anta at levetiden er lengre enn for fiberduk.

De betenkligheter som er knyttet til bruken av gysemasse er:

- (I) I hvilken grad gysemassen vil synke ned i de bløte sedimentene slik at slammet blir liggende oppå gysemassen.
- (II) Om gysemassen kan lages slik at gass slipper igjennom.

Disse forholdene bør avklares nærmere, gjerne ved pilotforsøk. Dette er nødvendig fordi denne metoden ikke tidligere har vært brukt for dette formålet.

Forøvrig vil også denne metoden kreve at drensvannet fra det lokale nedbørfeltet legges i avskjærende ledning.

7.5 Avspunting av vågen

De tre metodene som hittil er beskrevet omfatter overdekning av bunnsedimentene og opprydding av strandområdet. Den tredje metoden er den mest drastiske og ressurskrevende - avstengning av hele vågen med en cellespunt ytterst. Bruk av spunt (tettningsbarriere) har vært relativt vanlig i utlandet for å isolere sterkt forurensede områder og for å unngå vanngjennomtrenging. Rundt dikeområdet på Norzink ble det i 1986 bygget en 750 m lang betongspunt for å hindre inntrengning av sjøvann i gamle deponier og for å stoppe lekkasjer fra diker.

I forbindelse med opprydding etter kvikksølvtragedien i Minamata Bay i Japan ble det bygget en 1000 m lang cellespunt i stål (Skei og Næs, 1986). Målsettingen har vært å sugemudre det forurensede sedimentlaget i Minamata Bay og pumpe muddermassen på baksiden av spuntveggen. Plasseringen av spuntveggen er slik at det gjerder inn den delen av bunnen som er sterkest forurensset. Etter endt mudring

vil arealet bak spuntveggen bli overdekket med sand og asfaltert. Det gjenvunnede arealet brukes til industriformål.

Et noenlunde tilsvarende prosjekt er foreslått for å løse problemene i Eitrheimsvågen. Forskjellen er at sugemudring av sedimentene ikke er foreslått i havnebassenget i Odda. NIVA's anbefalinger gjengitt i Skei et al. (1987) gikk ut på at mudring ikke kunne anbefales, med kanskje unntak for sugemudring. Hvis det blir vedtatt å avspunte Eitrheimsvågen bør eventuell sugemudring vurderes på nytt i området innenfor Lindeneset. Hvis 20 cm av toppsedimentene ble fjernet fra dette arealet ville dette tilsvare ca. 0,5 mill m³ mudder. I tillegg kommer en betydelig vannmengde som må tas hånd om.

De miljøfordelene en spuntvegg ytterst i vågen ville medføre er:

- (I) En tett vegg tvers over vågen vil isolere problemet totalt, ikke bare det som ligger av avfall under vann, men også det som ligger i deponier på land. Forutsetningen er vannet som ansamles bak veggen tas hånd om av et renseanlegg.
- (II) Løsningen må antas å ha ubegrenset varighet forutsatt at det brukes et spuntmateriale som kan motstå korrosjon.

Den største miljøbetenkeligheten med anvendelse av spuntvegg er ustabile grunnforhold. Ustabil leire kan føre til utrasning og økt forurensning.

Ved eventuell valg av spunt-metoden bør det derfor gjøres grundige grunnundersøkelser, samt en nøye vurdering av renseanleggets kapasitet og utforming. I likhet med de andre metodene må avskjærende ledning bygges for å ta hånd om drensvann.

7.6 Sammenfattende vurdering av metodenes effektivitet

Effektiviteten er her definert som evnen til å stoppe de tre viktigste kildene for metallforurensning i Eitrheimsvågen:

- (I) drensvann (II) oppvirvling i strandsonen (III) bunnlekkasje

I forbindelse med gjennomgang av de ulike metodene er det opplistet både fordeler og ulemper. Det er også påpekt behov for avklaring på enkelte punkter for å klargjøre metodenes godhet. Problemet er at det eksisterer svært lite erfaringsmateriale på dette området. Opprydding i resipienter må regnes som tredjegerasjons miljøverntiltak og slike tiltak vil neppe være aktuelle med unntak av "hot spots" nær

utslippskilder. Eitrheimsvågen er et eksempel på et slikt "hot spot"-område.

Det forutsettes at uansett valg av metode må det lages en avskjærende ledning som skal lede mest mulig dremsvann fra fjellskråningen bak vågen forbi det forurensede området. Målinger antyder at denne kilden kanskje representerer ca. 30% av forurensningen fra vågen. Dette blir et separat prosjekt som vil gå uavhengig av valg av metode for tiltakene i Eitrheimsvågen.

Under forutsetning av at metodene med duk og gysemasse fungerer slik som forslagsstillerne har skissert synes begge å tilfredstille kravene til stopp-effekt når det gjelder bunnen av vågen. Det forutsettes da at de kritiske spørsmål som er blitt reist kan avklares. Graden av effektivitet vil avhenge av om oppryddingen i strandområdet lykkes 100% og om alt dremsvann vil bli tatt hånd om. Vi har skjønsmessig vurdert det dit at bruk av fiberduk med gabioner i strandsonen vil gi 65% stopp-effekt, mens tildekning med gysemasse eller kombinasjonen duk-spuntvegg vil gi 80% stopp-effekt. Forskjellen ligger i oppryddingen i strandområdet. Kun duk, uten spesielle tiltak i fjæra, vil gi en total stopp-effekt på 15%.

Hvis spuntvegg ytterst i vågen velges, forventer vi at reduksjonen i metallforurensning nesten blir total. En viss usikkerhet hva angår evnen til å ta hånd om store vannmengder gjør at vi skjønsmessig har vurdert stopp-effekten til 95%.

Effektivitetsanalysen kan derfor oppsummeres på følgende måte:

1. Bruk av duk uten spesielle anordninger i fjæresonen, vil gi 15% reduksjon i forurensningsbelastningen
2. Bruk av permeabel fiberduk med dekklag av skjellsand og gabioner i strandsonen gir 65% reduksjon i forurensningen fra Eitrheimsvågen.
3. Bruk av sementbasert gysemasse til overdekning eller en kombinasjon av duk og spuntvegg inners i vågen gir 80% reduksjon i forurensningen fra Eitrheimsvågen
4. Bruk av spuntvegg ytterst i vågen gir 95% reduksjon i forurensningen.

Det er forutsatt at tilførselen av metaller via dremsvann elimineres ved avskjærende ledning for samtlige alternativer. Det er videre

forutsatt at utslippene av tungmetaller fra industribedriftene blir neglisjerbare om noen år.

Dette gir tilsvarende forurensningsmengde fra vågen etter at tiltaket er gjennomført (med eksempel for sink):

- 1 : 17 tonn pr. år
- 2 : 7 tonn pr. år
- 3 : 4 tonn pr. år
- 4 : 1 tonn pr. år

Dette forutsetter at de kritiske bemerkningene til metodene som er reist viser seg å være uvesentlige.

Vi kan også fremstille reduksjonen i forurensning fordelt på de tre sonene i vågen (Fig. 2) som prosent av total belastning (Tabell 1).

Tabell 1. Reduksjon i utlekking av tungmetaller (sink) som følge av tiltak, %. IN = Instanes, NE = Neergaard, NC = Norwegian Contractors.

	Soner				Sum
	Drens- vann	Sone I	Sone II	Sone III	
Areal (m ²)	-	2600	35000	40000	
Utlekking (tonn)	10	17.6	1.6	0.8	30.0
Vann og avløp	100	-	-	-	100
Duk I + gabioner (IN)	-	60*	100	100	65
Spuntvegg nær land (IN)	-	77	100	100	80
Cellespuntvegg ytterst (IN)	-	94	100	100	95
Duk II (NE)	-	4	100	100	15
Gysemasse (NC)	-	77	100	100	80

* Beregnet på følgende måte:

$$X \cdot 17.6 + 100 \cdot 1.6 + 100 \cdot 0.8 = 65 \cdot (30 - 10)$$

8. ENDRINGER I FORURENSNINGSTILSTANDEN I SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN SOM FØLGE AV TILTAK I VÅGEN

Ved overføring av jarositt til fjellhaller ble de i løpet av en 2-årsperiode registrert en forbedring i vannkvaliteten i dypvannet (under sprangsjiktet) på 80-90%, tilsvarende belastningsendringen. Likeså ble det registrert en viss reduksjon i forurensningen av blåskjell og tang, mens forurensningen av fisk viste liten endring i denne perioden (Skei et al., 1989). Ved tiltak i vågen må vi regne med en prosentuell forbedring av overflatevannet (over sprangsjiktet) som er tilnærmet lik stopp-effekten i vågen. Det vil si at nivåene av metaller i overflatevannet vil reduseres med 15-95% av dagens nivå, avhengig av hvilken metode som velges. Ettersom oppholdstiden av overflatevannet er langt kortere enn i dypvannet må vi forvente at denne forbedringen inntreer i løpet av kort tid etter at tiltaket er gjort og forholdene har stabilisert seg. I selve anleggsperioden er det grunn til å vente en kortvarig forverring. Forurensningen i anleggsperioden vil trolig bli mest markert viss spunt velges.

Etter at vannkvaliteten har bedret seg vil utslaget på blåskjell og tang kunne registreres i løpet av 1-2 år og kanskje enda raskere (Knutzen, 1985, Skei et al., 1989). Det bør imidlertid påpekes at utslipp av f.eks. sink fortsatt utgjør et betydelig bidrag (forventet ca. 17 tonn sink samlet fra industrien i 1990). Så lenge disse forurensningskildene eksisterer kan vi ikke regne med å komme ned på et normalnivå verken i vann eller biologisk materiale. I tillegg vil det i mange år framover være et vist bidrag fra sedimenter som ligger utenfor Eitrheimsvågen. Dette bidraget vil imidlertid i liten grad berøre overflatevannet på grunn av store vanddyb.

Kadmiuminnholdet i blåskjell i ytre deler av Hardangerfjorden (70-100 km fra Odda) ble i 1987 målt til ca 10 mg/kg (tørrvekt). Normalnivået er ca. 3-4 mg/kg. Det betyr at ved ca. 65% forbedring vil nivået være omtrent normalt og det vil ikke være noen restriksjoner på bruken av blåskjell som ressurs. I Sørfjorden derimot varierte nivåene mellom 30 og 50 mg/kg kadmium. Her må det en 90 % forbedring til for at nivåene kan betraktes som akseptable. Dette innebærer at uansett hvilket tiltak som velges i vågen (med unntak av 1) må vi forvente at nivået av kadmium i blåskjell vil nå et akseptabelt nivå i Hardangerfjorden, mens i Sørfjorden vil det være avhengig av tiltakets stopp-effekt (det er forutsatt at primærutslippene fra industrien blir neglisjerbare).

Utslaget på fisk er imidlertid noe mere usikkert. Det er spesielt kvikksølv som har skapt problemer for bruk av fisk til konsum. Eitrheimsvågen er en viktig kilde for kvikksølv, men i tillegg vil lagret kvikksølv i sedimentene i hele Sørfjorden være en potensiell kilde hvis forholdene for metyllering ligger til rette. I tillegg eksisterer et betydelig (og variabelt) utslipp av kvikksølv i gips fra aluminiumfluoridfabrikken på Norzink. Det bør også bemerkes at fisk vil i lang tid være eksponert for kvikksølvforurensede næringsdyr. Dette gjelder spesielt bunnlevende fisk som ernærer seg på sedimentgravende dyr.

Målet med å fritt bruke blåskjell i Sørfjorden og Hardangerfjorden i konsumsammenheng synes å være innen rekkevidde i løpet av et års tid etter at vellykkede tiltak i vågen er gjennomført. Forutsetningen er at utslippene fra bedriftene reduseres. Målet med ingen restriksjoner på fisk, spesielt i Sørfjorden, kan være vanskeligere å nå, hvertfall på kort sikt. Her må vi sannsynligvis regne med år 2000 som milepæl. Imidlertid bør utviklingen følges, slik at eventuelt hurtigere bedring kan bli registrert.

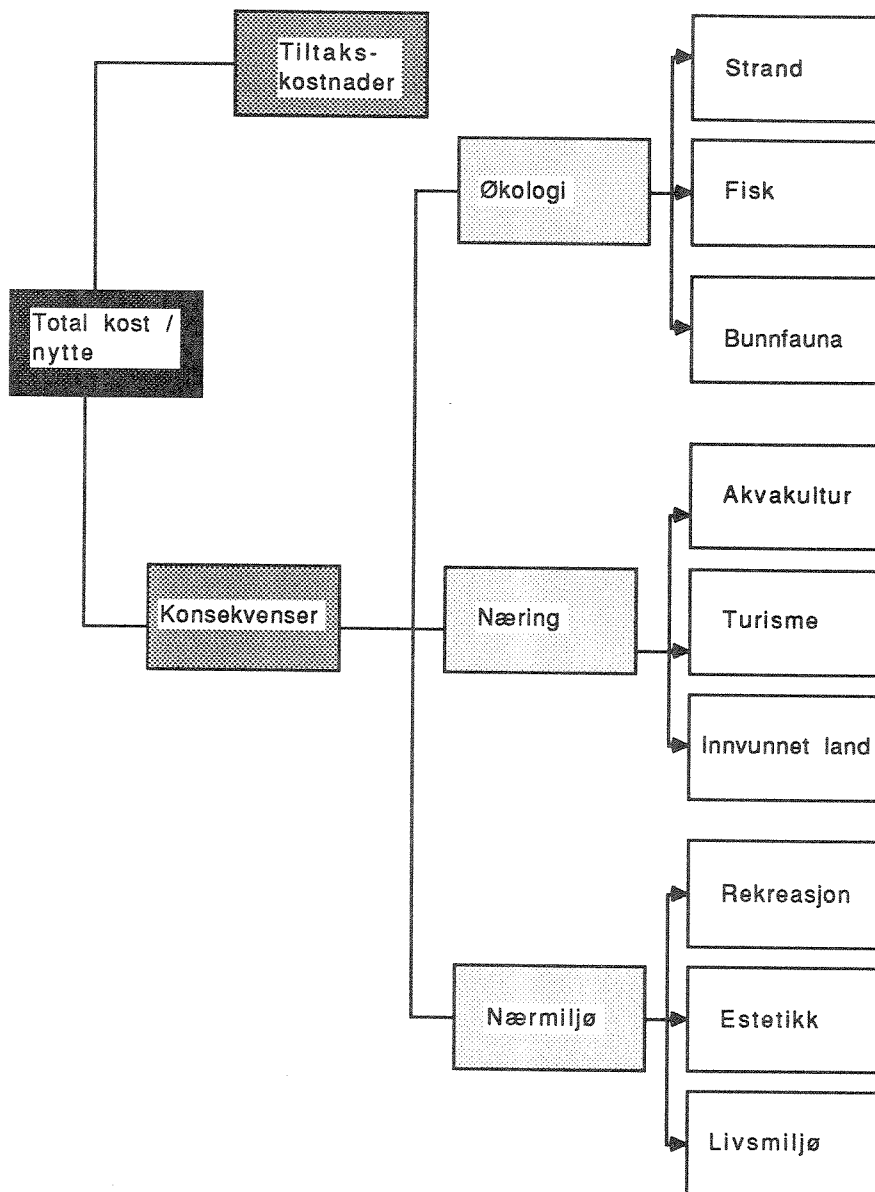
Foruten kvalitetsforbedring hos organismer som brukes til konsum (fisk og skjell) må vi kunne forvente en økologisk gevinst spesielt i området Tyssedal - Odda hvor det er tildels registrert ekstremt høye metallkonsentrasjoner i vannmassen. En avlastning her kan forventes å gi et større artsmangfold blant marine organismer. Det har vært påvist direkte giftighet på artsnivå (Kirkerud og Knutzen, 1986). Undersøkelser av bløtbunnsfaunen særlig innerst i Sørfjorden har vist lav artdiversitet og dette er satt i sammenheng med forurensningstilstanden (Skei et al., 1986, 1987). Ved en avlastning i metallbelastningen kan det forventes en viss økning i planktonproduksjonen, ihvertfall i havnebassenget. Odda kommune utarbeidet nå planer om å rense kloakken, og det forventes at utslippene av nitrogen fra Odda Smelteverk også vil bli redusert i fremtiden. Dermed vil miljøgiftproblemet i havnebassenget neppe bli erstattet av et eutrofiproblem.

9. MÅLVARIABLE

Som målvariable har vi valgt: Økologi (strandvegetasjon, fiske, bunnfauna), Næring (akvakultur, turisme, innvunnet land) og Nærmiljø (rekreasjon, estetikk og livsmiljø). Vi har sett på korttidseffekter og langtidseffekter. Fra andre undersøkelser av folks villighet til å betale for opprensning av fjorder har vi funnet at betalingsvilligheten i Odda er ca. 20 mill. NOK samlet over en ti-års periode. I tillegg kommer ytterligere 20 mill. NOK som det norske samfunn kan være villig til å betale.

9.1 Målhierarki

Målvariable er her en konkretisering og oppsplitting av de mål vi ønsker å oppfylle ved de tiltak som igangsettes. Målvariable er valgt med utgangspunkt i en effektvurdering av tiltakene og med utgangspunkt i de mulige bedringer vi tror kan oppstå. Målene kan i noen tilfelle være direkte uttrykk for de hensyn vi ønsker å ta. Andre ganger må de oppfattes som "representanter" (på engelsk brukes uttrykket "proxy") for de aktuelle hensyn. F.eks. er de økologiske variable representert ved en "representantvariabel". Fordelen med en slik tilnærming er at en representantvariabel ofte kan velges blandt observerte parametre. Ulempen er at representantvariabelen ikke gir et helt korrekt uttrykk for det vi "egentlig" mener å uttrykke. Det vanligste alternativ, å bruke en subjektiv indeks, mener vi imidlertid er mindre gunstig. Som resultat av arbeidet med et målhierarki får vi matriser der tiltakene er ført opp som linjer og virkningene er ført opp som kolonner.



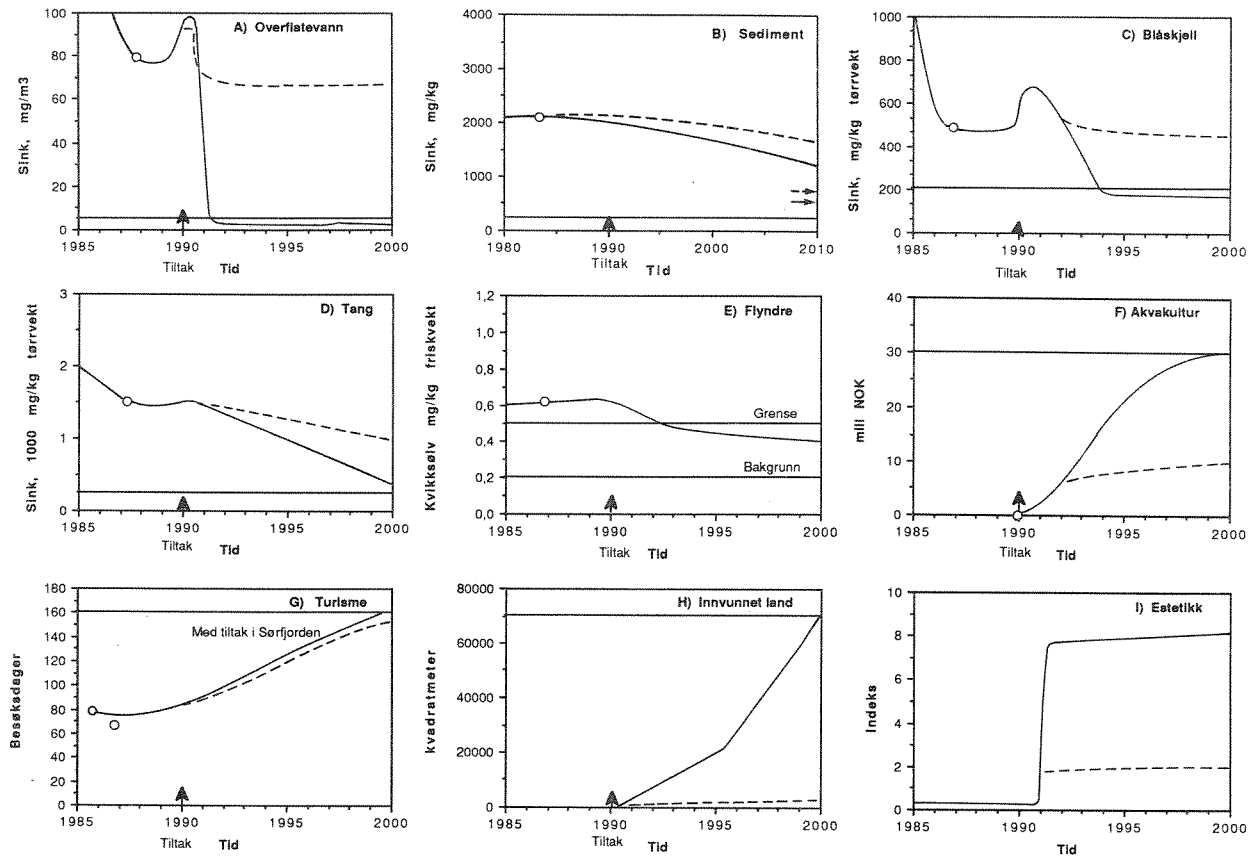
Figur 4. Målhierarki for kost/nytte-analyse i Sørfjordprosjektet. Hver av de tre hovedmålene Økologi, Næring og Nærmiljø er splittet opp på tre mer detaljerte mål.

Tabell 2. Tiltak vs. virkninger for tungmetallkonsentrasjoner.
 Sink i overflatevann 1987: $80 \mu\text{g.l}^{-1}$, normalt nivå $5 \mu\text{g.l}^{-1}$). Sink i sedimenter 1987: 2080mg.kg^{-1} , normalnivå 150mg.kg^{-1}). Etter Skei og medarb., 1987.
 B = beregnet likevektsnivå (dvs. nivå ved nåværende belastningsgrad), N = normalnivå.

Tiltak.	Overflatevann		Bunnsedimenter		Reduksjon %
	Lindeneset (1)		Havnebassenget		
	1		10		
Tid før stabilisering (år)	B	N	B	N	
Status quo	80	5	2080	150	-
Duk + gabioner (IN)	28	5	730	150	65
Spuntvegg nær land (IN)	16	5	410	150	80
Cellespuntvegg (IN)	5	5	100	150	95
Duk (NE)	68	5	1780	150	15
Gysemasse (NC)	16	5	420	150	80

(1) Lindeneset ligger ca. fire km fra Odda på østsiden av fjorden.

I figur 5 har vi summert tidsaspektene ved de ulike virkningene av tiltakene. Denne figuren vil det bli referert til i de følgende avsnitt. Legg merke til at tiltak (stopp i utslipp, bygging av spuntvegg innerst i Eitrheimsvågen) som er iverksatt før 1990 har ført til lavere konsentrasjoner av sink i vann, blåskjell og tang (Skei et al., 1989).



Figur 5. Tidsutviklingen av effektene på de ulike målvariable innerst i Sørfjorden. Tiden 1985-1988: observert, tiden 1989-2000: predikert. Med unntak av figur G angir heltrukken kurve konsekvensene av beste tiltak og stiplet linje konsekvensene av dårligste tiltak. Tynn horisontal linje angir mål. Pil angir når tiltak iverksettes. A) Tungmetaller (sink) i overflatevannet, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, B) Tungmetaller (sink) i sedimenter, fra havnebassenget mg/kg , (horisontale piler angir likevektskonsentrasjoner), C) Tungmetaller (sink) i blåskjell, mg/kg , D) Tungmetaller (sink) i grisetang, mg/kg , E) Tungmetaller (kvikksølv) i fisk, mg/kg . Grense = grense for toksiske virkninger når fisken spises, Bakgrunn = bakgrunnsnivå, F) Aquakultur (mill. NOK), G) Turisme, (heltrukken linje: med tiltak i Eitrheimsvågen, stiplet: uten tiltak), H) Innvunnet land, m^2 , I) Estetisk verdi, indeks 1-10.

9.2 Økologi

Virkning på økologi måles ved arealet av fjorden som vender tilbake til "naturlig" tilstand. Maksimalt areal som pr. idag er påvirket av tungmetallforurensninger er 200 km². Ved reduksjon av tungmetalllekkasjene fra Eitrheimsvågen kan dette arealet reduseres til 1.2 km².

Økologisk påvirkning måles ved antall kvadratkilometer, I_{\emptyset} , av fjorden som har

- i) vesentlig forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller eller
- ii) sterk reduksjon eller bortfalt vegetasjon og fauna.

$$(1) I_{\emptyset} = A \text{ (km}^2\text{) hvis } C > C_{\text{kritisk}}$$

der C er konsentrasjonen i organisme i området A
 C_{kritisk} er "høyt" bakgrunnsnivå

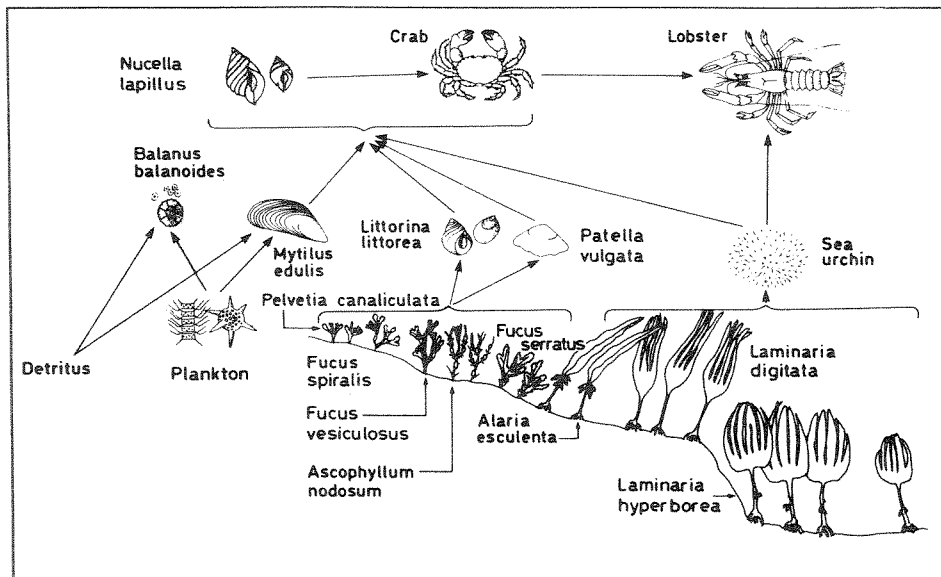
eller ii)

$$(2) I_{\emptyset} = A \text{ (km}^2\text{) hvis } I_B < I_{B, \text{kritisk}}$$

der I_B er verdien av en biologisk indeks i området A

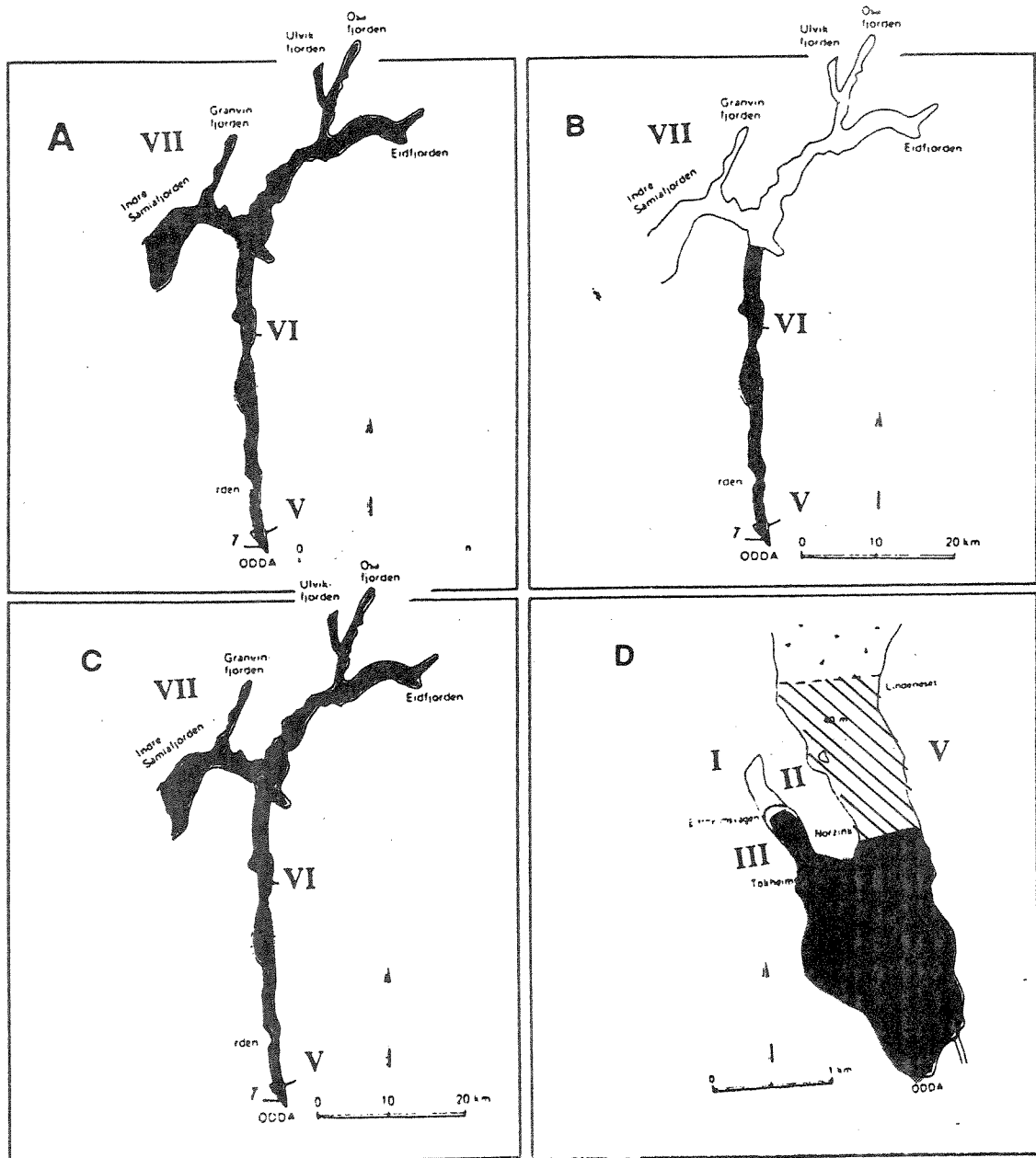
$I_{B, \text{kritisk}}$ er en verdi som angir overgang til redusert flora eller fauna

De følgende målvariable skal fange inn de økologiske aspekter ved forurensningene i Sørfjorden og det øvrige fjordsystem. Figur 6 viser et skjematisk bilde av økosystemet i strandsonen i en typisk norsk fjord. Flere av disse artene som fremkommer på figuren (Nucella lapillus, Littorina littorea og Patella vulgata) mangler i Sørfjorden.



Figur 6. Skjematisk fremstilling av den økologiske næringskjeden i strandsonen i en norsk fjord (etter Seip, 1983).

Utgangspunktet er det "naturlige", økologiske system. Et økologisk system har imidlertid sine egne variasjoner. I de innerste deler av fjordsystemer er de naturlige stressfaktorer store. F.eks. varierer saltholdigheten i fjordvannet meget sterkt og legger grunnlaget for helt spesielle økosystemer. Noen av de endringene som oppstår, er kulturelt betinget og ønskelige, slik som tilrettelegging av deler av strandsonen for fritidsaktiviteter (småbåthavner). Andre er uønsket, slik som endringer som følger av overgjødning (eutrofiering) og tungmetallpåvirkning. De økologiske aspekter ved tungmetallpåvirkning er her beskrevet ved tre forhold: strandsonervegetasjon, livet i åpen sjø (fisk) og bunnvegetasjonen. Figur 7 viser områder som pr. idag er påvirket av tungmetallkonsentrasjoner. Resultatene er ført opp i tabell 3.



Figur 7. Områder i Hardangerfjorden/Sørfjorden der økologiske forhold er påvirket av tungmetallkonsentrasjoner. A) Strandsonevegetasjon, B) Åpen fjord, C) Bunnøkologi, D) Bunnøkologi i Indre Sørfjorden (økende tetthet i skraver angir økende skader på bunnøkologi)

Tabell 3. Tiltak vs. virkninger for tungmetallkonsentrasjoner.
 Tabellen viser arealet av fjorden (jfr. soner fig. 2) som fremdeles har overkonsentrasjoner av tungmetaller etter tiltakene.

Tiltak.	Strand- flora & fauna (km ²)	Bløtbunn (km ²)	Fisk (km ²)
Status quo	200	70	200
Duk + gabioner (IN)	70	2.0	2.0
Spuntvegg nær land (IN)	70	2.0	2.0
Cellespuntvegg (IN)	1.4	1.4	1.4
Duk (NE)	150	50.0	150.0
Gysemasse (NC)	1.2	1.4	1.4

9.2.1 Strandvegetasjon

Som mål på strandvegetasjon har vi valgt arealet (kvadratkilometer) av Sørfjorden og tilgrensende fjordområder der den fastsittende algevegetasjonen eller blåskjell har forhøyede konsentrasjoner av ett eller flere tungmetaller.

Status nå.

Det er fortsatt meget høye konsentrasjoner av kadmium, bly og sink i blåskjellene fra Sørfjorden, men det er også påvist en tendens til nedgang fra 1983 til 1987 (Skei og medarbeidere, 1989). Målingene av tungmetaller i blåskjell fra områder i Hardangerfjorden vesentlig utenfor Sørfjorden (80 km fra Odda, 40 km fra innløpet til Sørfjorden) ble gjort av Julshamn i 1975 (Julshamn, 1981). Målingen viste forhøyede konsentrasjoner av Cd (20 mg/kg tørrvekt mot høy bakgrunnsverdi 5 mg/kg tørrvekt), bly (200 mg/kg tørrvekt mot et høyt bakgrunnsnivå på 10 mg/kg tørrvekt), sink (600 mg/kg tørrvekt mot bakgrunnsverdi 200 mg/kg tørrvekt). Også kvikksølv viste i 1975 noe forhøyede verdier ved munningen av fjorden og lenger ut. Prøver tatt i 1987 viser en synkende trend fra 1975, men forhøyede verdier eksisterer også idag (1988). Sterkt kontaminert område er derfor ca. 70 km² (områdene I-VI), mens ytterligere 130 km² (områdene VI og VII) er svakt kontaminert.

Plante- og dyreliv på grunt vann innerst i Sørfjorden har sannsynligvis vært sterkt redusert pga. tungmetallkontaminering i forhold til "ukontaminert" tilstand, dvs. under de naturlige

saltvanns/brakkvannsforhold innerst i fjorden (Jorde og Klavestad, 1963, Seip et al., 1979). Vannet fra Eitrheimsvågen ble i 1985 konstatert å være akutt toksisk overfor 2 (sjøpinnsvin, blåskjell) av de 5 artene som er testet (Kirkerud og Knutzen, 1986). Sjøpinnsvin finnes ikke innerst i Sørfjorden, mens blåskjell finnes og kan ha adaptert til forhøyede konsentrasjoner. I figur 5 har vi skjematisk vist reduksjonen i tungmetallkonsentrasjonen fra 1975 til 1987 og videre sannsynlige utviklingslinjer frem til år 2000 dersom tiltak iverksettes.

9.2.2 Fisk

Til tross for relativt høye konsentrasjoner av næringsstoffene fosfor og nitrogen er planktonveksten i Sørfjorden relativt lav, med unntak av episodiske planktonoppblomstringer innerst i fjorden (Skei og Molvær, 1989). Konsentrasjonene av tungmetaller i blåskjell og fisk er fremdeles så store at det advares mot inntak av blåskjell og bunnfisk i Sørfjorden og mot regelmessig inntak av blåskjell og flyndre i Hardangerfjorden forøvrig (SIFF, 1987).

Vi regner at helt fri bruk av åpen fjord er båndlagt pga. tungmetallforurensninger over et område som svarer til Omr. I-VI, dvs. 70 km² (Fig. 2).

9.2.3 Bløtbunnfauna

Undersøkelser i perioden 1956-64 viste nærmest død bunn nær Odda (Skei, 1980). Det ble påvist Pantalistrør og Ophilodromus vittalis i havnebassenget. Dødt skallmateriale tyder på at forholdene tidligere har vært bedre. I 1980 (Skei, 1980) og 1985 (Skei et al., 1986) ble bløtbunnfaunaen undersøkt på nytt. Undersøkelsen bekrefter sterkt redusert bløtbunnfauna i området nær Eitrheimsneset (Omr. I) og noe nedsatt artsmangfold i hele Sørfjorden. Vi regner at bløtbunnfaunaen er redusert over et areal på 70 km² (område VI).

9.3 Næring

Det er tre målvariable for næring. Akvakultur og fiske kan få en økt omsetning på 30 mill. NOK (landbaserte anlegg). Turisme kan øke med 4.000 besøksdager, og det kan vinnes inn 70 mål flat byggegrunn nær Odda sentrum.

De næringsrelaterte forhold er: akvakultur og fiske, turisme og innvunnet areal ved en eventuell utfylling av vågen. Samlet gir de et bilde av de næringsmessige konsekvenser av å redusere utslippene av

tungmetaller til fjorden. Figur 8 viser arealer som er påvirket av tungmetaller. Hovedkonklusjonene er ført opp i tabell 4.

9.3.1 Akvakultur og fiske

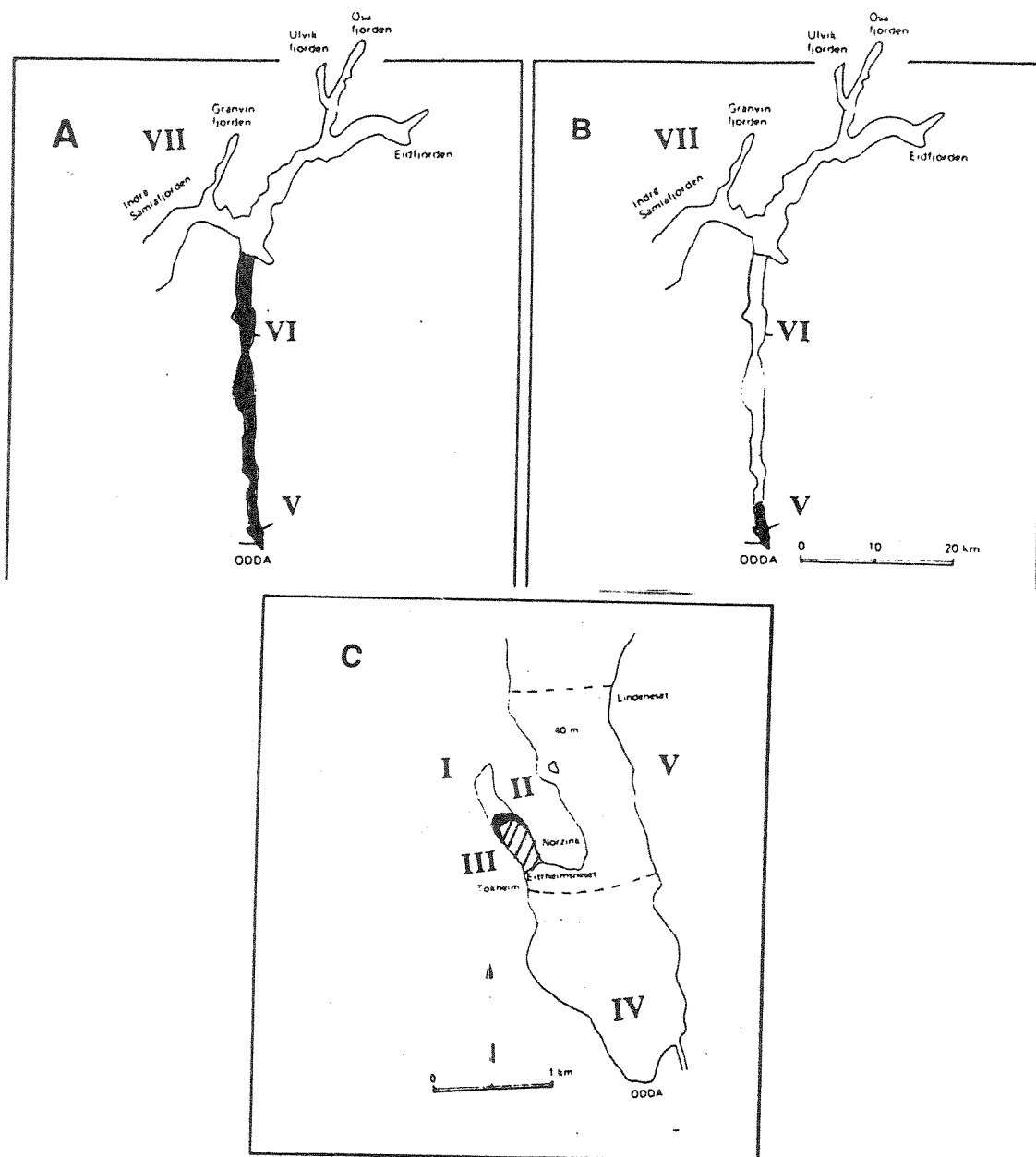
Status nå

Sørfjorden egner seg etter mange kriterier godt for oppdrett av fisk (LENKA-utredningen, Kortgård, 1989). Hele fjorden er klassifisert som A-område, dvs. åpen fjord med gode dybder og vannutskiftning. I ca. 6 km² av det indre fjordområdet forekommer saltholdigheter under 10 o/oo. Infrastrukturen rettet mot oppdrettsnæringen er god og vil kunne bygges ut.

Det er likevel flere forhold som gjør at det ikke bør/kan drives sjøbasert fiskeoppdrett i Sørfjorden. Lakseelven Opo munner ut i fjorden, og for å unngå blanding av vill- og tamfisk og sykdom på villfisk, er området innenfor Slåttenes-Trones (ca. 40 km fra Odda) definert som sikringssone og båndlagt for oppdrett av laks. (LENKA-utredningen, miljøverndepartementet og Kortgård, 1989). Den nåværende tungmetallbelastning gjør at fjorden ikke kan benyttes til fiskeoppdrett innenfor et område avgrenset av en linje mellom Krossaneset og Midbø (munningen av Sørfjorden).

Hele Hardangerfjorden er båndlagt for skjelloppdrett. ("Hele det undersøkte fjordområdet anses som uegnet til blåskjelloppdrett.", Kvæven, 1987). Det er ingen godkjente skjellkonsesjoner idag (Kortgård, 1989). Inntektene fra et skjellanlegg er i størrelsesorden 0.5 mill. NOK.

Brislingfisket har et visst omfang. Det ble i 1988 tatt opp 3000 skjeppe (1 skjepe = 17 kg) brisling til en verdi av 60 NOK/skjepe, dvs. ca. 180.000 NOK. Vanlig nivå på brislingfisket er imidlertid høyere, ca. 6000 skjeppe. Det er ikke kjente målinger av tungmetaller i brisling (Noregs Sildesalgslag, telefon juni 1989, Kortgård, 1989).



Figur 8. Områder av Hardangerfjorden/Sørfjorden der næringsvirksomhet er påvirket av tungmetallforurensninger. A) Fiskeoppdrett, B) Turisme, C) Innvunnet mørkt skravert og mulighet for innvunnet land (skravert) innerst i Sørfjorden.

Tabell 4. Tiltak vs. virkninger i næringsvirksomhet.

Tiltak.	Akvakultur & fiske (mill.NOK)	Turisme (besøksdager)	Innvunnet land (m ²)
Status quo	0	70.000	0
Duk + gabioner (IN)	25	+3.500	2.600
Spuntvegg nær land (IN)	25	+4.000	35.000
Cellespuntvegg (IN)	30	+4.000	75.000
Duk (NE)	9	+1.000	0
Gysemasse (NC)	25	+3.000	2.600

Mål

Fiskeoppdrett er angitt som en vekstnæring i indre deler av Hordaland. Området i Sørfjorden er godt egnet for landbaserte fiskeoppdrettsanlegg, bl.a. vil slike anlegg kunne bruke spillvarme fra den eksisterende industri (Fylkesdelplanen for indre strøk av Hordaland, samtaler med lokale myndigheter). Omsetningen i et landbasert anlegg ligger på ca. 9 mill. NOK/anlegg (nye konsesjonsbetingelser av 1989). Det bør også være muligheter for skalldyroppdrett. En omsetning om 1 mill. NOK/år er et rimelig mål. Med 3 anlegg for fiskeoppdrett og et anlegg for skjelloppdrett, eller et stort anlegg, i Sørfjorden blir den totale omsetningen ca. 30 mill. NOK. Siden det bare er tiltak 4 som sikrer at tungmetallnivået reduseres til under bakgrunnsnivået innerst i fjorden, har vi redusert omsetningen i fiskeoppdrettsanleggene i forhold til det resulterende tungmetallnivå. I praksis kan dette kunne skje ved at det bygges færre anlegg eller ved at vanninntak legges lenger ut i fjorden. Spillvann må eventuelt renses eller varmeveksles.

9.3.2 Turisme*Tilstanden tidligere og nå.*

Oddas muligheter som turistmål kan illustreres ved å vise til tidligere tiders turisme. Odda var rundt århundreskiftet Vestlandets ledende turistmål. Keiser Wilhelm var fast årlig gjest i Odda i tiden før utbruddet av første verdenskrig. Hver sommer hadde Odda anløp av 70-80 "flytende hoteller". I rekordåret 1905 besøkte 14.000 utenlandske turister Odda. Rundt Odda fant datidens reisende alt de kunne ønske seg av attraksjoner: trange fjorder mellom ruvende fjell, evig snø (Bruarbreen) og is, buldrende fosser (Låtefossen,

Skjeggedalsfossen, Tyssestrengene og Ringedalsfossen). Etter at Bergensbanen ble åpnet og industrireisningen tok til rundt kraftkildene i Tyssedal, ble turistindustrien svekket. Status pr. 1989 er at "Det mangler mykje på at reiselivsproduktet kan seiast å vera tilnærma tilfredsstillende (Reiselivsplanen for Odda, s. 20)".

Antall overnattinger i hotell og på campingplasser i Odda kommune var i 1986 81.000 og i 1987 var det 68.000 (Odda Kommune 1987). Antall sysselsatte var 325 personer (205 årsverk). Antatte inntekter for Odda kommune var 29 mill. kr. pr. år (se avsnitt 6).

Blant de 8 attraksjoner som nevnes i Oddas Reiselivsplan (s. 33) er Sørfjorden nevnt spesielt i forbindelse med fruktblomstringen og utsyn til fossefall. Fiske er ikke nevnt i forbindelse med Sørfjorden, men i forbindelse med Sandvinsvannet og elva ved Sandvin. Det nevnes likevel at "det er ikke så rent få turistar som legg vegen til Odda med båtar" og at det er et behov for en marina. Blant de 20 ulike produktutviklingsområder - forslag til tiltak som nevnes i reiselivsplanen (s. 53) er ett tiltak knyttet direkte til bruk av Sørfjorden.

Mål

Målet for reiselivsarbeidet i Odda er en økning i verdiskapning på 4% og i eksportverdi på 4%. Siden reiselivsproduktet nå er lite tilfredsstillende, og med bakgrunn i tidligere tiders reiselivsvirksomhet i området, er det rimelig å tro at markedet kan fortsette å øke i flere år. Skjønnsmessig har vi antatt at det vil nå en metning på det dobbelte av nåværende nivå i år 2000. Det betyr en økning til 160.000 turister/år og inntekter på 40 mill. (1989) NOK på 10 år (se figur 5 G). Alle tiltak vil bidra til å nå et slikt mål. Fjerning av tungmetaller i Sørfjorden (og Hardangerfjorden) slik at det kan foregå fiske og skalldyrfangst der, antar vi med bakgrunn i anførselene over, vil kunne bidra med 5% av veksten i turistnæringen, dvs. med 4.000 turistbesøk pr. år etter 10 år og relativt mindre i den mellomliggende perioden. Vi har satt økningen i antall turistbesøk til 4.000 for det alternativ som legger mest vekt på planering og mindre på de øvrige tiltak. Virkningene av tiltakene på reduksjon i tungmetallforurensninger antas likevel å ha størst betydning.

Vi antar at det er mulig å opparbeide Odda som et typisk turistmål for folk som ønsker å se norske fjorder. For at dette skal skje, må mange av tiltakene i reiselivsplanen settes i verks. Synergieffekten (den kombinerte effekt) er større enn summen av effektene av de enkelte tiltak adskilt.

9.3.3 Innvunnet land

Status nå

Tomteprisene i Odda ligger rundt 50.000 NOK pr. mål ved ferdig byggegrunn. Det er lite byggegrunn i Odda, og spesielt er det lite grunn til eventuell ny industri. Nå vil den grunn som innvinnes i sone II og III neppe være fullverdig byggegrunn før etter 10-20 år pga. setninger.

Mål

Målet for planeringsarbeidene innerst i Eitrheimsvågen er å gi denne delen av Odda et bedre preg. Enkelte av tiltakene vil også føre til innvunnet land. Arbeid i Sone I innebærer vesentlig en opparbeiding av den eksisterende strandsonen som nå er svært preget av å være "gammel industritomt". Opparbeiding av dette området vil gi hele den indre del av Eitrheimsvågen et mer tiltalende preg og øke verdien også av eksisterende grunn. Vi har derfor satt prisen på grunnen i Sone I til 200.000 NOK pr. mål (1.000 m²). I Sone II har vi satt prisen til 30.000 NOK. I Sone III er prisen satt til 100.000 NOK pr. mål, men dette er under forutsetning av at det kan anlegges dypvannskai. Det forutsettes samtidig at det anlegges småbåthavn i en del av indre havn i forbindelse med opprustning av turisttilbudet.

9.4 Nærmiljø

De sosiale målvariable er beskrevet ved bedring av rekreasjon, mer estetisk tilfredsstillende områder innerst i Sørfjorden og generell bedring i livsmiljøet.

Denne gruppen av attributter er ment å fange inn generelle faktorer som gjør det ønskelig å bo på et sted. Slike faktorer er oftest vanskelig å kvantifisere. Når faktorene nevnes, som i stillingsannonser, er det ofte fordi det sett av faktorer som vanligst fører til tilflytting mangler. Vi vil her konsentrere oss om de faktorene som kan påvirkes av reduserte tilførsler av tungmetaller. Figur 9 viser arealet som er berørt av tungmetaller. Hovedkonklusjonene er ført opp i tabell 5.

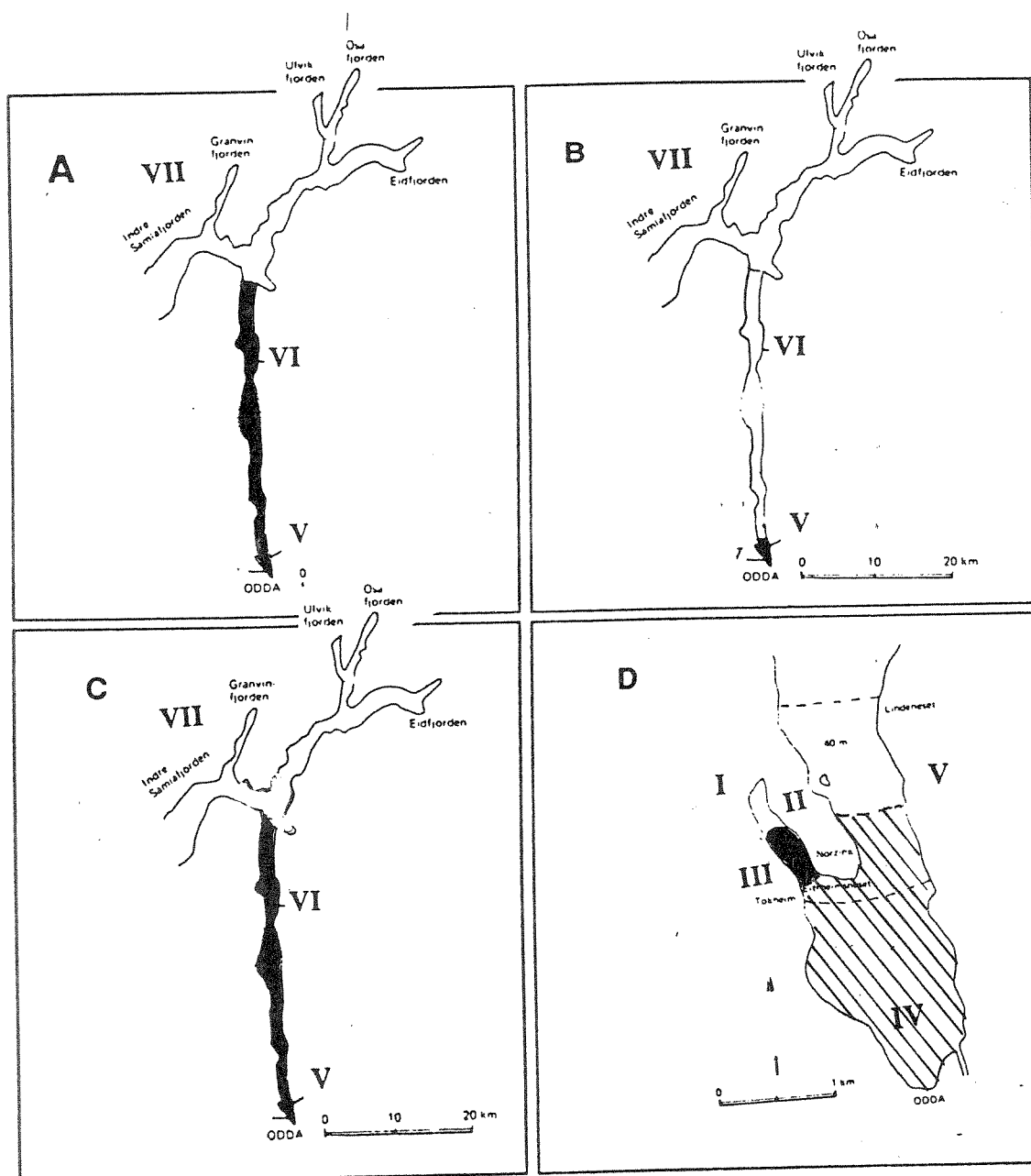
9.4.1 Rekreasjon

Rekreasjon måles i besøksdager. Antall feriedager for en befolkning er generelt 14-17 (NOS 1983). 35% av disse feriedagene tilbringes i

kystområdene (gjelder kystbefolkningen, NOS 1983, tabell 3) og derav tilbringes 32% i egen region (NOS 1983, tabell 21). Med et innbyggertall på 8.434 svarer dette til at ca. 15.000 feriedager tilbringes i Sørfjordområdet. I tillegg kommer avvikling av week-ender. Antar vi at hver innbygger tilbringer 3 weekender ved sjøen i løpet av året, blir dette ytterligere 25.000 strandbesøk.

Status nå

Fjorden brukes nå helt inn til Eitrheimsneset. Stranden rett øst for neset brukes som bade plass. På grunn av kloakkpåvirkning har de lokale helsemyndigheter frarådet bading for sesongen 1989. Fjorden brukes også til seilbrett og båtaktivitet i dette området. Det er likevel rimelig å tro at et flertall primært ønsker å legge sjøaktiviteter lenger ut i fjorden pga. tungmetallbelastningen.



Figur 9. Områder i Hardangerfjorden/Sørfjorden der sosiale forhold er påvirket av tungmetallkonsentrasjoner og estetiske forhold i nærområdene til Eitheimsvågen. A) Rekreasjon, B) Estetikk, C) Livsmiljø, D) Estetikk i indre del av Sørfjorden. Mørkt skravert: gammelt industriområde; skravert: influert av eldre og nyere industriaktivitet.

Tabell 5. Tiltak vs. virkninger for sosiale målvariable.

Tiltak.	Rekrea- sjon (besøksdager/år-1)	Estetikk (skala 1-10)	Livs- miljø (skala 1-10)
Status quo	40.000	1	1
Duk + gabioner (IN)	44.000	5	7
Spuntvegg nær land (IN)	46.000	8	10
Cellespuntvegg (IN)	44.000	8	10
Duk (NE)	41.000	2	3
Gysemasse (NC)	44.000	7	10

Mål

Merbruken av stranden pga. en renere fjord og mer tiltalende strandsone er vanskelig å beregne. Skjønnmessig har vi antatt at antall strandbesøk kan øke med femten prosent for det tiltak som både reduserer tungmetallutlekkningen maksimalt og som bedrer forholdene i strandsonen med hensyn på rekreasjon. For de øvrige tiltakene blir økningen mindre. (Alternativt til økt antall strandbesøk kunne vi tenke oss av kvaliteten på besøkene blir bedre, fordi forholdene er bedre. En godt opparbeidet strandsone vil bidra til dette). Når tiltaket "Cellespuntvegg" ikke har gitt maksimal verdi for rekreasjon, skyldes dette at vi da har antatt at denne vil kunne føre til anlegg av dypvannskai, som vel ikke vil øke rekreasjonsmulighetene.

9.4.2 Estetikk

Status nå

Innerst i Sørfjorden er det redusert plante- og dyreliv. Vannet i fjorden er til tider misfarget og strandsonen er lite opparbeidet. Tiltakene vil bedre på dette i ulik grad, spesielt gjelder dette de estetiske sidene ved strandsonen. Det er vanskelig å vite hvor mye vekt man skal legge på "den økologiske visshet" om at fjorden er "ren", men i utgangspunktet antar vi at dette betyr mye for folk som er vant til å bo ved en fjord som i mange år har rangert som en av verdens mest metallforurensede fjorder, og som også har ført til forurensninger langt ut (>100 km) i de tilgrensende fjorder.

Mål

Målet med tiltakene er

- i) å bringe tilbake en naturlig vegetasjon av flora og fauna, og
- ii) å gjøre selve strandsonen om til et tiltalende fjordområde.

Til dette kreves tiltak som planering og beplantning, muligens også anleggning av en småbåthavn og utbedring av sand/badestranden på østsiden av fjorden rett overfor Eitrheimsneset. Ingen av tiltakene alene gir en fullt ut tilfredsstillende estetisk istandsetting av Sørfjordens indre basseng.

9.4.3 Livsmiljø

Status nå

Denne målvariabelen er tenkt å ivareta de helt generelle bedringer i Oddasamfunnets vel som ikke er fanget opp av de øvrige målvariable. Det er slike faktorer som fører til at folk gjerne vil ta arbeid i Odda, og som generelt fører til at folk føler tilhørighet til stedet.

Mål

Målet her er å gi uttrykk for at Oddasamfunnet er et godt samfunn og at det settes i verk tiltak som tar sikte på å holde det vedlike og å bedre det. Tiltakene i Eitrheimsvågen må bl.a. sees på som uttrykk for at slike generelle holdninger fører til praktiske tiltak. Rangeringen av tiltakene med hensyn på denne målvariabelen er relativt skjønnsmessig.

10. VEIING AV KONSEKVENSER

Det er ikke foretatt noen egen observasjon (spørreundersøkelse) av folks preferanser når det gjelder bedring av forholdene i Sørfjorden. Det er heller ikke undersøkt hvor mye de ville være villige til å betale for å få rensset fjorden. Tilsvarende undersøkelser fra andre norske fjorder tyder på at bedring av bunnøkologi (som et uttrykk for generell miljøforgiftning - de største forurensningskonsentrasjonene forekommer der) tillegges betydelig vekt (26%). Forholdene i åpen fjord (fisk), bedring av strandsonen og bedring av estetiske forhold har nest høyeste preferanse (17 til 18%), mens bedring i generelt humant livsmiljø og bedring av rekreasjonsmuligheter kommer litt lavere (10 til 13%). Vi har antatt med utgangspunkt i betalingsvillighetsundersøkelser fra andre fjorder at hver skatteyter i Odda er villig til å betale NOK 500 pr. år for bedring av nærmiljøet.

Verdien av konsekvensene av tiltakene kan vurderes på to måter. Den ene måten er å sette en eksplisitt kroneverdi på hver av enhetene i målhierarkiet. Den andre er å bruke såkalt "nytteanalyse". For noen av målvariablene skal vi gjengi dollarbeløp som vi har funnet i amerikansk litteratur. Vår hovedmetode vil imidlertid være å bygge på preferanser som er funnet fra tilsvarende problemstillinger i Norge.

10.1 Preferanser

Ikke alle konsekvensene vi har listet i forrige avsnitt teller like mye for alle personer. Det er derfor vanlig i nytteanalyse å definere såkalte preferanseprofiler. Disse angir den relative ønskelighet av ulike mål. Den endelige ønskelighet kan beregnes etter nedenstående formel dersom summene av vektene w_i er lik 1.0 og vi har en additiv nyttefunksjon:

$$U(\underline{x}) = \sum w_i \cdot u(x_i)$$

der x er settet av målfaktorer x_1, x_2

$U(x)$ er den endelige nytte

$u(x_i)$ er nytten av de enkelte faktorene

w_i er vekten av de enkelte faktorene

Vi har her ikke anledning til å fastsette nyttefunksjonene for de enkelte målvariable, men vil benytte de verdiene som ble funnet av Heiberg og Hem (1989) for tildekking av sedimenter i Kristiansandsfjorden og Aarskogs resultater for Indre Oslofjord (Aarskog, 1988). Figur 1a og b (Vedlegg 2) viser hvilken vekt de ulike

egenskapene ved fjorden er gitt.

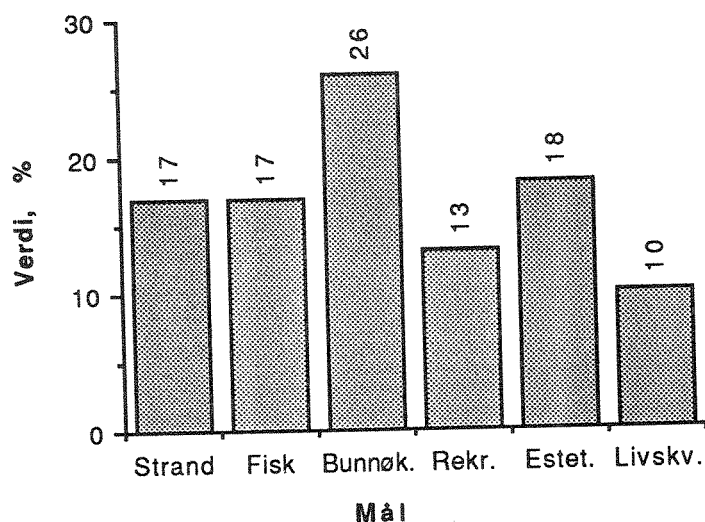
Det er ikke stilt de samme spørsmål for de to fjordene, og de målvariable som er benyttet er heller ikke helt i samsvar med de målvariable vi har benyttet for Sørfjorden.

Det ville derfor være gunstig med en egen undersøkelse for Sørfjorden. Fjorden representerer en egen gruppe fjorder i Norge som ble sterkt forurenset ved den store vasskraftutbyggingen og industrireisningen i Norge like etter århundreskiftet.

I vedlegg 1 har vi gjengitt et utvalg av de spørsmål som ble stillet da preferanser og betalingsvillighet for Kristiansandsfjorden og Oslofjorden ble undersøkt. Vi har tillatt oss å oversette spørsmålene til Sørfjordforhold.

Preferanser

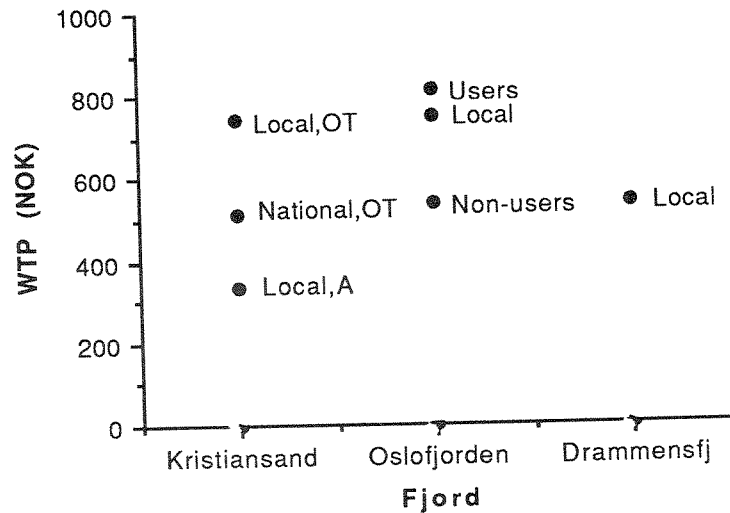
Med utgangspunkt i de preferanser vi har funnet for de to fjordene som er undersøkt, har vi konstruert en ny preferanseprofil for en "generell" fjor (Fig. 10). Begrunnelser for valg av preferanser er gitt i vedlegg 2.



Figur 10. Preferanser for ulike målvariable ved bedring av fjordkvalitet. Bearbeidet etter Heiberg og Hem (1989) og Aarskog (1988).

10.2 Betalingsvillighet

Samtidig med at det spørres etter preferanser for ulike målvariable stilles det spørsmål om hvor mye folk er villige til å betale for visse forbedringer i miljøet. Spørsmålene er stilt både til lokalbefolkningen rundt det forurensede området og til befolkningen generelt om forurensninger av fjorder generelt. En typisk fordeling av svar er gitt i vedlegg 3. Figur 11 viser fordeling av betalingsvillighet for tre fjorder i Norge. Legg merke til at betalingsvilligheten ikke er svært mye mindre når folk blir spurt om hva de er villige til å betale for å rense en generell fjord mot hva de er villige til å betale for å rense den lokale fjord.



Figur 11. Betalingsvillighetsundersøkelser for norske fjorder. Lokalt = Betalingsvillighet fra lokal befolkning, Nasjonalt = Betalingsvillighet hos norske skatteyttere, Brukere = BV for brukere av fjorden. Lokalt = BV for folk som ikke bruker fjorden. For Kristiansand ble det spurt både om engangsbeløp og om en årlig avgift. OT = engangsbeløp, A = årlig beløp over ti år. Etter Heiberg og Hem (1989), Aarskog (1989) og Hem (1989).

10.3 Direkte estimat

Inntektene fra næringsvirksomhet har vi funnet ved direkte beregninger.

Turister

Antall overnattingsgjester i Odda og en beregning av de beløp de tilfører kommunen er ført opp i tabell 6. Økningen i omsetning fra en bedring i Sørfjorden er ca. 4.000 x 200 NOK = 800.000 NOK ved år 2000 eller 4 mill. kr. i middel over en ti-års periode.

Tabell 6. Antall overnattinger (1987) og beregnede tilskudd til Odda. Omsetningstall korrigert fra Opplandsundersøkelsen i 1978 i Reiselivsplan for Odda.

Over.sted	Overnattinger ant.	Oms.reiseliv NOK	Oms. annet NOK (1)	Sum 1.000 NOK
Hoteller	42.302	233	135	15.567
Pensjonat	7.200	133	98	1.663
Camping	20.425	40	90	2.655
Totalt	69.930	-	-	19.885

(1) Såkalt overrislingseffekt.

Innvunnet land

Verdien av innvunnet land er beregnet ved å multiplisere antall mål innvunnet med tomtepriser. For det beste alternativet finner vi 5.5 mill. kr.

I tillegg til de indirekte estimat av betaling for miljøgoder finnes det i litteraturen direkte estimat. Disse kan være utført med f.eks. reisekostnadsmetode (Cox, 1986), der man beregner hvor mye folk virkelig betaler for å besøke et bestemt rekreasjonsmål. Dessverre finnes det få slike norske undersøkelser, men det finnes en del resultater fra USA.

Rekreasjon

En undersøkelse referert av French og French (1989) gir:

Betalingsvillighetere for reiser til saltvanns-	
strender:	\$ 6.16 pr. besøk
(ikke kommersielle)	\$ 0.62 - 12.00

Med dette beløpet som grunnlag, er betalingsvilligheten for de ytterligere rekreasjonsbesøk som en bedring av Sørfjorden vil føre til $6.000 \times 40 \text{ NOK} = 240.000 \text{ NOK}$.

En undersøkelse fra Bostonområdet (Bockstael et al., 1987), viser at en 30% generell bedring i kvaliteten av et rekreasjonsområde (strendene) har en kompensasjonsverdi på \$ 0.50 (1974) eller ca. 7 NOK pr. besøk. Antar vi at dette gjeldere alle besøkene til Sørfjorden, vår vi en økt betalingsvillighet på $40.000 \times 7 \text{ NOK} = 280.000 \text{ NOK}$.

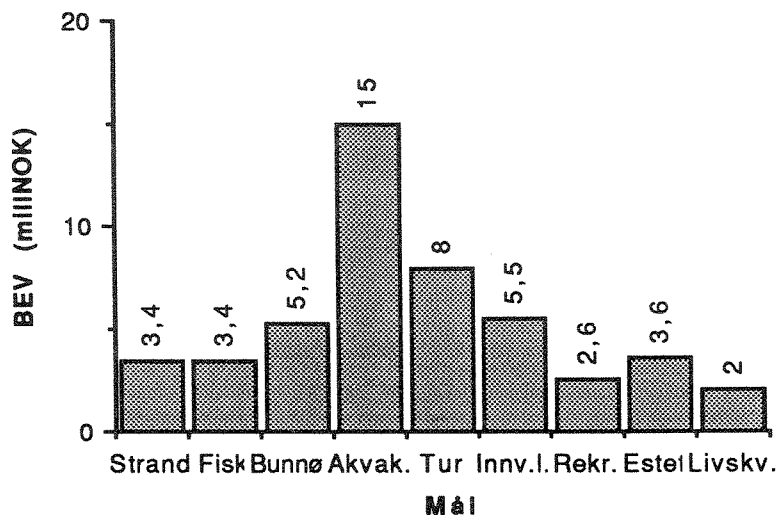
Betalingsvillighet, BEV

For å finne betalingsvilligheten for de målvariable som ikke enkelt kan omregnes i kroner, har vi antatt at den totale, lokale betalingsvilligheten på NOK 500 pr. år og pr. person med inntektsgivende arbeid, fordeler seg på målvariable Strand, Åpen fjord, Bunnøkologi, Rekreasjon, Estetikk og Livsmiljø etter de vektorer vi har gitt dem og som er vist i figur 10. (Betalingsvilligheten på NOK 500 regner vi med gjelder i ti år. Vi regner at det er 3.900 personer med inntektsgivende arbeid i kommunen. Den lokale betalingsvillighet er etter dette $500 \text{ kr.} \times 3.900 \text{ personer} \times 10 \text{ år}$ som gir ca. 20 mill. kr.). Resultatet av å fordele den samlede maksimale betalingsvillighet på de ulike målvariable er ført opp i figur 12. I figuren er også vist bidraget fra næringsvirksomhet. Akvakulturnæringen er antatt å bidra med 5% av omsetningen hvert år i 10 år. (Ikke diskonterte verdier). For turistnæringen regnes det økte antall turistinntekter som en netto inntekt, dvs. vi har antatt at det ikke trenges ytterligere investeringer for denne delen av økningen (5%) frem mot år 2000.

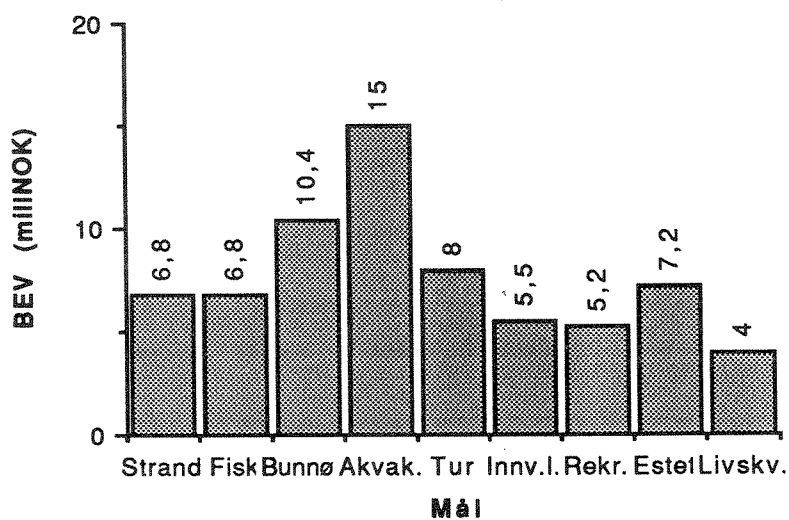
I tillegg til denne lokale betalingsvillighet viser undersøkelser at folk i Norge som helhet er villige til å betale for bedring av miljøet. Denne nasjonale betalingsvilligheten ligger også rundt 500 kr. pr. år (figur 11). I et år er derfor Norges befolkning villig til å bidra med $500 \text{ kr.} \times 2 \text{ mill. skatteyttere}$, som er ca. 1.000 mill. kr. Nå er det registrert 49 marine lokaliteter i Norge (gruppert i 25 regioner) som er forurenset av tungmetaller eller andre giftige

stoffer (Knutzen et al., 1986). Tilsammen dekker disse lokalitetene et område på 1.000 til 2.000 km² (Seip, 1987). Antar vi at Norges befolkning ville bidra med 1.000 mill. kr./50 = 20 mill. kr. til rensing av Sørfjorden, får vi et nedre estimat for hele befolkningens villighet til å betale for fjordrensing (befolkningen er villig til å betale i flere år, og utvalget ble spurt om en spesiell fjord).

For målvariablen Rekreasjon får vi to mål, et indirekte via spørreskjemaer og ett "direkte" via amerikanske vurderinger. Disse gir henholdsvis 250.000 kr. og 260.000 kr., dvs. det er i dette tilfellet meget god overensstemmelse mellom de to beregningsmåtene.



Figur 12. Maksimal lokal betalingsvillighet over en ti-års periode for bedring av Sør fjorden. Beregningene forutsetter at alle målvariable får sin beste verdi. Sum av betalingsvillighet og økte verdier som følger av en ren fjord er 48.5 mill. kr.



Figur 13. Maksimal nasjonal betalingsvillighet over en ti-års periode for bedring av Sør fjorden. Beregningene forutsetter at alle målvariable får sin beste verdi. Sum av betalingsvillighet og økte verdier som følger av en ren fjord er 68.5 mill. kr.

11. KOST/NYTTE-VURDERINGER

Ved å sammenholde de verdiene vi finner for folks betalingsvillighet med kostnadene ved de enkelte tiltakene, finner vi at alle alternativene unntatt cellespuntvegg har en nytt/kostnads-brøk større enn 1, dvs. at nytten er større enn kostnadene. Tiltak Duk + gabioner gir størst nytte/kostnadsbrøk.

Tabell 7, 8 og 9 viser betalingsvilligheter for de enkelte tiltak og for de enkelte målvariable. Tabell 10 viser kostnadene ved de enkelte tiltak, og tabell 11 viser nytte/kostnadsbrøk. Beregningene for de økologiske variable utføres ved å bruke formelen:

$$B \text{ (mill. NOK)} = BEV_i \text{ (mill. NOK)} (A_o - A_f) / A_o$$

der A_o er opprinnelig kontaminert areal og

A_f er kontaminert areal etter tiltak

BEV_i er betalingsvillighet (mill. NOK) for målvariabel i.

Her er $BEV_{str} = BEV_{fjo} = 3.4$ og $BEV_{blø} = 5.2$ fra figur 12.

Tabell 7. Betalingsvillighet, mill. NOK over ti år for økologiske målvariable. Bare Oddas befolkning belastes.

Tiltak.	Strand flora & fauna	Bløtbunn	Fisk	Sum
Status quo	0	0	0	0
Duk + gabioner (IN)	2.1	5.0	3.3	10.4
Spuntvegg nær land (IN)	2.1	5.0	3.3	10.4
Cellespuntvegg (IN)	3.4	5.2	3.4	12.0
Duk (NE)	0.9	1.5	0.9	3.3
Gysemasse (NC)	3.4	5.2	3.4	12.0

Beregningene for de næringsøkonomiske variable hentes fra avsnitt 9.3. Vi antar at akvakulturnæringen kan bidra til en renere fjord med 5% av omsetningen i 10 år. Turistnæringen bidrar med NOK 200 pr. turistbesøk som kommer i tillegg. Dette tallet er like oppunder middelet av inntektene fra turistnæringen som fremkommer fra tabell 6. Vi har antatt at økningen som skyldes tiltakene i Sørfjorden ikke krever ytterligere grunnlagsinvesteringer, men at det er en liten, ekstern kostnad forbundet med hvert besøk. Prisen på innvunnet land beregnes ved å summere prisene på hver type grunn (Områdene I, II og

III). Betalingsvilligheten for Nærmiljø målvariablene beregnes ved å bruke formelen:

$$B(\text{mill. NOK}) = BEV_i(\text{mill. NOK}) I_f / I_0$$

der BEV_i er betalingsvilligheten for mål i ,

I_f er indeks verdi etter tiltak,

I_0 er indeks for maksimal bedring med de gitte tiltakene,

E er effektiviteten av tiltakene i forhold til målet for de innhentede betalingsvilligheter.

Vi har satt $E = 2/3$, dvs. to tredeler av de mål som den generelle betalingsvillighetsundersøkelsen forespeiler kan nåes gjennom det beste av tiltakene. Sml. vedlegg 1 som gjengir utdrag av en spørreundersøkelse.

Tabell 8. Verdi (mill. NOK over ti år) for Nærings målvariable

Tiltak.	Akva- kultur	Turisme	Innvunnet land	Sum
Status quo	0	0	0	0
Duk + gabioner (IN)	12.5	7.0	0.5	20.0
Spuntvegg nær land (IN)	12.5	8.0	1.5	22.0
Cellespuntvegg (IN)	15.0	8.0	5.5	28.5
Duk (NE)	4.5	2.0	0	6.0
Gysemasse (NC)	12.5	6.0	0.5	19.0

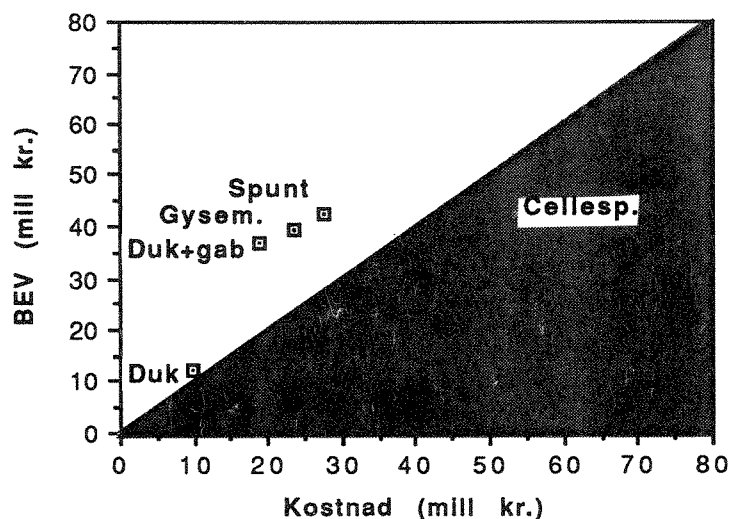
Tabell 9. Betalingsvillighet (mill. NOK over ti år) for Nærmiljø målvariable.

Tiltak.	Rekrea- sjon	Estetikk	Livs- miljø	Sum
Status quo	0	0	0	0
Duk + gabioner (IN)	2.3	2.4	1.9	6.6
Spuntvegg nær land (IN)	3.5	3.8	2.7	10.0
Cellespuntvegg (IN)	2.3	3.8	2.7	8.8
Duk (NE)	0.6	1.0	0.8	2.4
Gysemasse (NC)	2.3	3.4	3.4	8.4

Tabell 10. Betalingsvillighet (mill. NOK) versus kostnader for ulike tiltak. Kostnads/nyttebrøk.

Tiltak.	Kostnad		Nytte			Nytte/ Rang	
	Økol.	Næring	Økol.	Næring	Sum	Kost	
Status quo	0	0	0	0	0	-	-
Duk + gabioner (IN)	19.0	10.4	20.0	6.6	37.0	2.0	1
Spuntvegg nær land (IN)	27.5	10.4	22.0	10.0	42.4	1.5	3
Cellespuntvegg (IN)	72.0	12.0	28.5	8.8	49.3	0.7	5
Duk (NE)	9.9	3.3	6.5	2.4	12.2	1.2	4
Gysemasse (NC)	23.4	12.0	19.0	8.4	39.4	1.7	2

Det endrer ikke på rangeringen om vi ser på netto nytte, dvs. Sum nytt - Kostnader eller på netto avkastning, dvs. (Sum nytte - Kostnad)/Kostnad. I figur 14 har vi vist "posisjonene" til de ulike tiltakene i et Kost/Nytte-diagram. Tiltak som ligger under den diagonale linjen er ikke Kost/Nytte-effektive. Avstanden vertikalt fra punktet som angir tiltaket til den diagonale linjen angir netto nytte.



Figur 14. Kostnad vs. nytte for de fem tiltakene. Punktene som ligger nedenfor diagonalen er tiltak som ikke er nytte/kost-effektive.

12. LITTERATUR

- Alexander, J. Statlig program for forurensningsovervåkning - Hardangerfjorden/Sørfjorden. Brev fra Helsedirektoratet 26-3 87. 4 s.
- Berge, D., 1987. Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. Fremdriftsrapport nr. 1. NIVA-rapport, 0-87129/E-86652, 19 s.
- Bochstael, N.C., Haneman, W.M. and Kling, C.L., 1987. Estimating the value of quality improvements in a recreational demand framework. Water Resources Research 23:951-960.
- Cox, L.A., 1986. Theory of regulatory benefits assessment. Economical and expressed approaches. In Bentcover, J.D., Coveho, V.T. and Mumpower, J. (Eds.) Benefit assessment. The state of the art. Reidel Publ. Dordrecht p. 85-161.
- French and French, 1989. (No full reference available). A Shoreline model. Oil and chemical pollution.
- Fylkesdelsplan. Indre strøk av Hordaland, 1988.
- Grigalunas, T.A., Opaluch, J.J. and Tyrell, T., 1989. The economic damages compensation of the natural resource damage assessment model system. In Oil and petrochemical pollution. 5:195-215.
- Heiberg, A.B. and Hem, K.G., 1989. Use of formal methods in evaluating countermeasures to coastal pollution. A case study. SI-report.
- Hem, K.-G., 1989. En spørreundersøkelse om miljøvern. Drammenselva og Drammensfjorden 1989. SI-rapport 88 11 08-1. 21 sider + vedlegg.
- Henderson-Sellers, B. and Markland, H.R., 1987. Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication. John Wiley and Sons. Chichester. 254 s.
- Instanes, Bj., A/S, 1989. Prosjekt Indre Sørfjord. Fase III. Forprosjekt, 35 s. + bilag.

- Jorde, I. og Klavestad, N., 1963. The Natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. Sarsia:1-99.
- Julshamn, K., 1981. Studies on 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. Ernæring 1:267-287.
- Kirkerud, L. og Knutzen, J., 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-1985. Delrapport 2. Metaller i tang. Toksisitetstester. NIVA-rapport 0-8000309, 56 s.
- Knutzen, J., 1983. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). NIVA-rapport 0-8000309. 43 s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnholdet", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091. 121 s.
- Knutzen, J., Green, N. og Lingsten, L., 1986. Forekomst av miljøgifter i norske vassdrag og fjorder. Rapport 1. Hovedrapport. NIVA-rapport 0-85281. 95 s.
- Kortgård, J., 1989. LENKA-materiale til bruk i Sørfjordprosjektet. Brev av 10-4 1989 fra Fylkesmannen i Hordaland. Planavdelinga.
- LENKAs sentralsekretariat (red.) 1987. Typifisering av sjøområder. LENKA-metode 5:1-42 (stensil), Oslo.
- Melhuus, A., Paus, P., Seip, K.L., 1979. Concentrations of zinc, cadmium, copper and lead in Sørfjorden, Norway. Vatten 35:89-95.
- Norges Offisielle Statistikk, 1983. Statistisk Sentralbyrå.
- Næs, K. og Skei, J., 1986. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 1. Teoretisk utredning om rehabilitering NIVA-rapport 0-86019, 52 s.

- Odda Kommune, 1987. Reiselivsplan for Odda. Odda Kommune 82 s. + vedlegg.
- Seip, K.L., 1983. Mathematical models of the rocky shore ecosystem. In (Jørgensen, S.E. and Mitsch, J., Editors). Application of Ecological modelling in Environmental Management, Part B. Elsevier Science Publisher. Amsterdam p. 341-433.
- Seip, K.L., 1989. Beregning av fosfortilførsler til en innsjø. Eksemplet Mjøsa. VANN 1:105-115.
- Seip, K.L., Lunde, G., Melsom, S., Mehlum, E., Melhuus, A. and Seip, H.M., 1979. A mathematical model for the distribution and abundance of benthic algae in a Norwegian fjord. Ecological Modelling 6:133-166.
- Seip, K.L. og Grimnes, S., 1983. Tungmetallundersøkelsen i Kristiansandfjorden. Instrumentering og databehandling (clustering analyse) i: Miljøgifter i akvatiske økosystemer. Økologisk fokusering. Norsk Limnologforening. Oslo. s 129-141.
- Seip, K.L., 1987. Toksiske stoffer i organismer. En datamodell for å finne faresignaler om forhøyede konsentrasjoner av giftige stoffer i det ytre miljø. SI-rapport, 87812. 27 s.
- Seip, K.L., Duckstein, L. and Høygaard, E., 1988. Selection of a "satisfactum" in oil pollution combat strategy. EURO IX TIMS XXVIII Conference, Paris, July 6-8.
- SIFF, 1987. Brev til Helsedirektoratet av 26.3.87.
- Skei, J., 1988. Kontrollundersøkelser vedrørende bygging av spuntvegg i Eitrheimsvågen. Fase 2. Rehabiliteringsperioden. NIVA-rapport 0-85111, 77 s.
- Skei, J., 1980. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Oversikt over utførte undersøkelser i Sørfjorden, Hardanger. NIVA-rapport 0-80003. 32 s.
- Skei, J., Iversen, E. og Molvær, J., 1985. Diffuse tilførsler av tungmetaller fra Eitrheimsvågen - Odda. Resultater fra undersøkelser i 1984. Notat. 22 s. + bilag.

- Skei, J., Rygg, B. og Næs, K., 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 0-8000309, 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 0-87005, 101 s.
- Skei, J., Knutzen, J. og Næs, K., 1989. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1987-1988. NIVA-rapport 0-8000309, 132 s.
- Skei, J. og Molvær, J., 1989. Resipientmålinger, beregning av innlagringsdyp og rensegrad for kommunalt avløpsvann i Odda. NIVA-rapport 0-88040. 57 s.
- Suul, J., 1985. Skjøtsel av våtmarker. VANN 1:53-59.
- Aarskog, E.M., 1988. Betalingsvillighet for ytterligere rensing av Indre Oslofjord. SI-rapport 87 10 13-2.

VEDLEGG

1. Utdrag av spørreskjema.
2. Preferanseprofiler.
3. Betalingsvilligheter.

VEDLEGG 1

Utdrag fra spørreskjema om vannkvalitet i Norske jorder. Skjemaet er bearbeidet slik at det ville passe på forholdene i Sørfjorden / Hardangerfjorden

Jeg driver disse aktivitetene :

	Indre havne- basseng IV	Linde- neset V	Sør- fjorden VI	Har- dang- er- fjorden VII
Bading	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Båtturer	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fritidsfiske	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Dykking	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Seilbrett, vannski	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Roing, kajakk	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Spaserturer langs sjø	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Annet	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Uttdrag fra spørreundersøkelse vedrørende Oslofjorden:
Forklaringer til begreper brukt i skjemaet :

- Sjøppel og olje som flyter i overflaten og langs strendene.

Slike forurensninger gir fjorden et lite tiltalende utseende, og frister verken til spaserturer langs strandkanten eller bading, brettseiling, båtturer eller andre fritidsaktiviteter.

- Grumsete eller uklart vann.

Grumsete vann med nedsatt siktedyp. Grønske og slam på strendene

- Mangel på fisk og andre sjødyr i dypvannet.

Skyldes i alt vesentlig mangel på oksygen i dyplagene. Her : tungmetaller.

- Miljøgifter

Miljøgifter omfatter tungmetaller og klorerte hydrokarboner. Dette er svært stabile forurensninger som taes opp i fisk, blåskjell og andre sjødyr.

Utdrag av spørreskjema tilpasset Sørfjorden /
Hardangerfjorden.

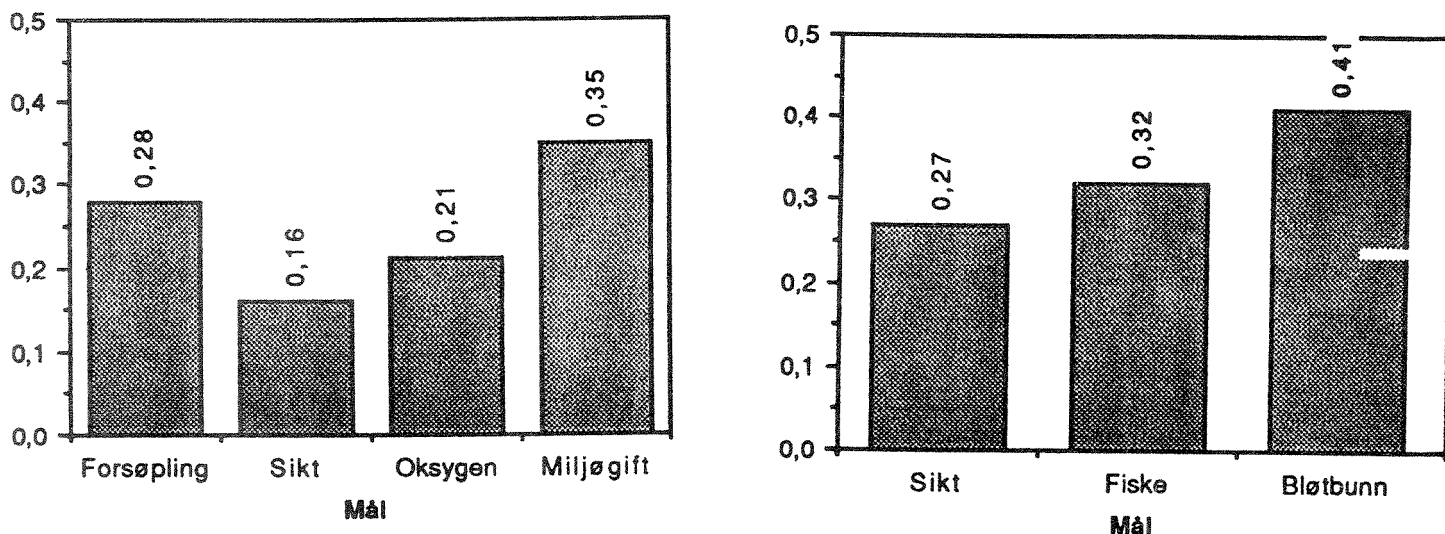
Jeg synes forholdene er :

	Indre havne- basseng IV	Linde- neset V	Sør- fjorden VI	Har- danger- fjorden VII
Svært dårlige	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Dårlige	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Middels	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bra	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Meget bra	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

VEDLEGG 2

Noen momenter til konstruksjon av preferanseprofil for forholdene i norske fjorder.

Figurene nedenfor viser de relative vektor som ble tillagt målvariablene i to tidligere undersøkelser av Norske fjorder. Profilen i Figur 1 a er fra Oslofjordundersøkelsen og profilen fra Figur 1 b fra Kristiansandsfjord undersøkelsen. I Oslofjorden ble det spurt om holdningene til søppel i strandsonen, noe som ikke ble gjort ved undersøkelsen av Kristiansandsfjorden. I denne siste fjorden er det i en innledende tekst redgjort for at en vesentlig del av forurensningene skyldes tungmetaller. Den viktigste forurensningskilden i Oslofjorden er næringsemnene fosfor og nitrogen. Til tross for at bakgrunnen for undersøkelsene er forskjellige, og dessuten forskjellige fra forholdene i Sørfjorden, har vi forsøkt å konstruere en " felles" preferanseprofil . Vanskeligheter med slike oppgaver er diskutert i Seip, Duckstein og Høygaard (1989) og i referanser i denne.



Figur 1.a , b

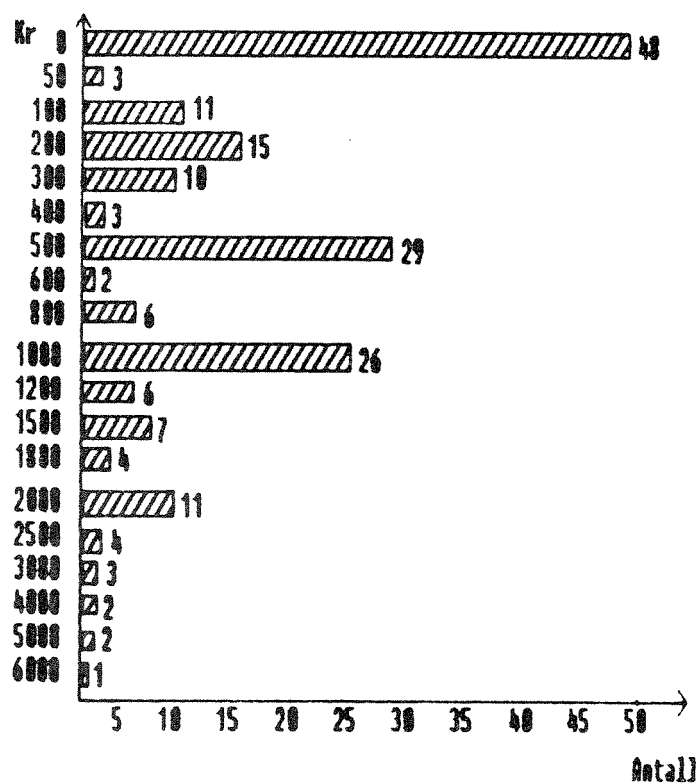
Relative vektor på målvariable for Oslofjorden i Akershusbefolkningen og på målvariable for Kristiansandsfjorden i Kristiansandbefolkningen

Vi har konstruert en "felles" vektprofil for en generell fjord ved i) å splitte målvariablene i Økologiske og Nærmiljø variable.(Oksygen,miljøgift og bløtbunn er økologiske mål, målvariablen , fisk og forsøpling er nærmiljø målvariable.Sikt har vi delt på de to kategoriene) ii) deretter tar vi middelet av resultatene for de to originale profilene iii) innen kategorien økologiske variable har vi lagt vekt på bløtbunn, der de største tungmetallkonsentrasjonene er, fordi målvariablene *miljøgifter* og *bløtbunn* har 1.3 til 1.7 ganger større vekt enn nest høyeste variabel.Vi har konkludert med å gi

strand vekt 0.17, Åpen fjord : 0.17 og bunnøkologi 0.26. iv) innen kategorien Sosiale variable har målvariabelene *forsøpling* og *fiske* henholdsvis 1.7 og 1.2 ganger høyere vekt enn den mere generelle målvariablen *sikt*. Vi har antatt at forsøpling er relatert til estetikk, fiske til rekreasjon og sikt til livskvalitet (denne siste relasjonen er ganske løs) og har derfor gitt målvariablene Rekreasjon , Estetikk og Livskvalitet vektene 0.13, 0.18 og 0.10.

VEDLEGG 3

Betalingsvillighet for å rense norske fjorder. Figuren viser fordelingen av betalingsvilligheter i Kristiansandfjorden. Den midlere, aritmetiske betalingsvilligheten er 700 NOK. Tilsvarende beløp for Oslofjorden er 750 NOK. I det siste tilfelle er medianverdien 500 NOK. Ganske mange svarer 0 NOK. Skriftlige begrunnelser som følger svarene oppgir ofte "stram personlig økonomi" og "forurensere skal betale" som årsak til liten betalingsvillighet.



Figur 1. Betalingsvillighet for å rense Kristiansandfjorden.

Her ligg ved flogbratte bergsider
vårt Odda lykkeleg enn i dag.
Vi møtes glade i brytningstider
ved Sørfjord-botnen i frendelag.
Vi ønskjer samfunnet vårt med ære
med heimstadhygge i travel onn,
må gi ei framtid til våre kjære
i overlys fra ei Folgefonn.

Av Bjarne Slapgard.

TIDLIGERE RAPPORTER I

PROSJEKT INDRE SØRFJORD:

NES, K. OG SKEI, J., 1986. INDRE SØRFJORD. SEDIMENTENES BETYDNING FOR METALLFORURENSNING I MILJØET. MULIGHETER OG BEHOV FOR TILTAK. FASE 1. TEORETISK UTREDNING OM REHABILITERING. NIVA-RAPPORT 0-86019, 52 s.

SKEI, J., PEDERSEN, A., BERGE, J.A., BAKKE, T. OG NES, 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 0-87005. 101 s.