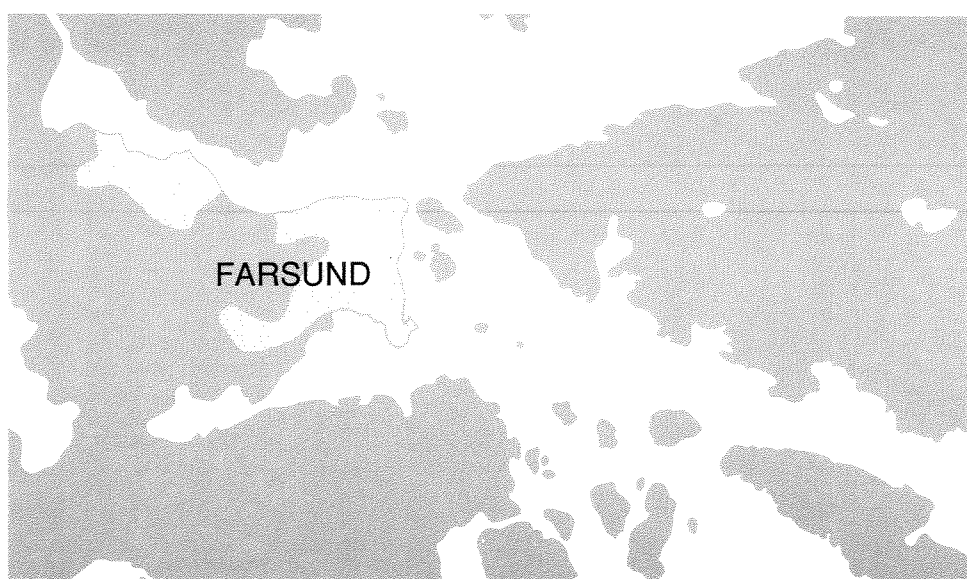




O-90187

Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Farsund

Vannutskifting, vannkvalitet, strandsone-
registreringer og bløtbunnsfauna



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-90187	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2667	

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Farsund. Vannutskifting, vannkvalitet, strandsoneregistreringer og bløtbunnsfauna.	Dato: 31.10.91 Trykket: NIVA 1991
Forfatter(e): Eivind Oug Jarle Molvær Frithjof Moy Kristoffer Næs	Faggruppe: Komm. forurensninger
	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider: 65 Opplag:

Oppdragsgiver: Farsund kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
-----------------------------------	----------------------------------

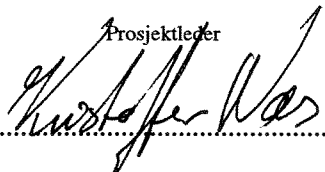
Ekstrakt: Resipientundersøkelsen har vist at det var generelt gode miljøforhold i området, men strandsonen i vestre del av Byfjorden var noe påvirket av avløpsvann. Byfjordens dypområder er imidlertid sårbare med tidvis dårlige oksygenforhold. Økt belastning bør unngås. Det anbefales derfor kjemisk rensing og dyputslipp hvis et samlet kloakkutslipp etableres ved Skjoldnes. Den miljømessig beste løsning vil være overføring og utslipp utenfor det bynære fjordområdet.

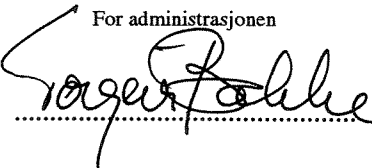
4 emneord, norske

1. Farsund
2. Vannkvalitet
3. Hardbunnsamfunn
4. Bløtbunnsfauna

4 emneord, engelske

1. Farsund
2. Water quality
3. Hard bottom communities
4. Soft bottom fauna

Prosjektleder

.....

For administrasjonen

.....

ISBN 82-577-2008-9

O-90187

RESIPIENTUNDERSØKELSE I FJORDOMRÅDET VED FARSUND

VANNUTSKIFTING, VANNKVALITET, STRANDSONE-
REGISTRERINGER OG BLØTBUNNSFAUNA

Grimstad, 31. oktober 1991

Prosjektleder: Kristoffer Næs

Medarbeidere : Stanley Larsen, Farsund kommune

Frank Kjellberg

Frithjof Moy

Jarle Molvær

Eivind Oug

Pirkko Rygg

Brage Rygg

FORORD

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag av Farsund kommune i henhold til programforslag av 13. juni 1989. Kontaktperson i kommunen har vært teknisk sjef Einar A. Berg.

Feltarbeidet for strandsoneundersøkelsene er utført av Frithjof Moy og Mads Walday. Feltarbeidet for bløtbunnsundersøkelsene og delvis for målinger i vannmassene er gjort av Frank Kjellberg.

Vi vil takke Stanley Larsen, Farsund kommune, for godt arbeid med prøvetaking av vannmassene. Likeså takkes Johan Alfred Abrahamsen for velvillighet og imøtekommenhet ved båt brukt til deler av feltarbeid.

Jarle Molvær har vært ansvarlig for målinger i vannmassene, mens Eivind Oug har hatt ansvaret for de biologiske registreringene. Frithjof Moy har forfattet kapitlet som omhandler strandsoneundersøkelsene.

Kristoffer Næs
Prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	2
1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	5
1.1. Konklusjoner	5
1.2. Sammendrag	5
2. INNLEDNING	8
2.1. Bakgrunn for undersøkelsen	8
2.2. Områdebeskrivelse	8
2.3. Forurensningstilførsler	11
2.4. Brukerinteresser	11
2.5. Tidligere undersøkelser	12
2.6. Problemstilling og formål	12
2.7. Generelt om undersøkelsens faglige innhold - hva gir undersøkelsen svar på ?	12
3. INNLAGRING OG SPREDNING AV AVLØPSVANN I BYFJORDEN	14
3.1. Metodikk	15
3.1.1. Målinger av temperatur og saltholdighet	15
3.1.2. Beregning av innlagringsdyp og primærfortynning	15
3.1.3. Strømmålinger på terskelen mellom Byfjorden og Ytre Lyngdalsfjorden.	15
3.2. Resultater og diskusjon	17
3.2.1. Beregning av innlagringsdyp og primærfortynning	17
3.2.2. Strømmålinger	19
3.3. Vurdering av resultatene	22
4. VANNUTSKIFTNING OG VANNKVALITET	23
4.1. Metodikk	23
4.1.1. Vannutskiftning i overflatelaget	23
4.1.2. Vannkvaliteten i overflatelaget	23
4.1.3. Vannkvaliteten i dypvannet	24
4.2. Resultater og diskusjon	24
4.2.1. Vannutskiftning i overflatelaget	24
4.2.2. Vannkvaliteten i overflatelaget	30
4.2.3. Vannkvaliteten i dypvannet	35
4.3. Oppsummering	36

5. ORGANISMESAMFUNN I STRANDSONEN	37
5.1. Materiale og metoder	37
5.1.1. Stasjonsvalg	37
5.1.2. Metodikk	38
5.2. Resultater	38
5.2.1. Alger	40
5.2.2. Dyr	40
5.3. Vurdering av resultatene	42
6. BLØTBUNNSUNDERSØKELSER	44
6.1. Metodikk	44
6.1.1. Stasjonsvalg	44
6.1.2. Prøvetaking	44
6.1.3. Tallbehandling	46
6.2. Resultater	46
6.2.1. Bunnsedimenter	46
6.2.2. Fauna	48
6.3. Vurdering av resultatene	51
7. SAMMENFATTENDE DISKUSJON OG ANBEFALINGER	52
7.1. Vurdering av resipientkapasitet	52
7.1.1. Generelle betraktninger	52
7.1.2. Forventede effekter ved tiltaksnivå 1	53
7.2. Anbefalinger	56
8. LITTERATUR	57
9. VEDLEGG	58
A. Fullstendige artslister strandsonen	59
B. Fullstendige artslister bløtbunnsfauna	61
C. Tallbehandling	64

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

1.1. Konklusjoner

Undersøkelsen har hatt som hovedmålsetting:

- * å gi en tilstandsbeskrivelse av området med hensyn på vannkvalitet og rensegrad.
- * å gi grunnlag for valg av utslippsted og rensegrad av samlede kloakktilførsler.

Hovedkonklusjonene er:

Generelt var det gode miljøforhold i området. Det var normale dyresamfunn på dypt vann. Det samme var tilfelle med plante- og dyrelivet i strandsonen i det meste av Byfjorden og området utenfor. Det var imidlertid trolig en påvirkning på strandsonen i de vestlige delene av Byfjorden fra avløpsvann til Lundevågen.

Resultatene viser imidlertid at Byfjordens dypområder er sårbare for belastning med organisk materiale. I stagnasjonsperioder blir det dårlige oksygenforhold under 60-70m dyp, og man bør legge vekt på å unngå at tilstanden forverres.

Det anbefales kjemisk rensing og dyputslipp hvis et samlet kloakkutslipp etableres ved Skjoldnes. Dette vil bedre tilstanden i overflatelaget, men det er en viss usikkerhet om effekter på dypvannet. Den miljømessig beste løsningen er overføring av avløpsvannet til en god resipient utenfor fjordområdet omkring Farsund.

1.2. Sammendrag

Beregninger av innlagring og spredning av avløpsvannet er gjennomført for å kunne gi råd om utslippsdyp og utslippsarrangement. Resultatene har vist at ved utslipp av store vannmengder vil det oppstå situasjoner med dårlig innlagring pga. svak lagdeling i vannmassene. Slike situasjoner vil relativt sjelden opptre i sommerhalvåret, men trolig oftere vinterstid da lagdelingen gjennomgående vil være svakere.

Gjennomslag til overflaten er lite sannsynlig, men kan ikke utelukkes. Forutsatt fjerning av flytestoffer vil utslippet selv i ugunstige situasjoner neppe være synbart pga. innlagringen og stor fortynning (100 - 150 ganger).

Ved mindre vannmengder vil innlagringen skje i 10-25m dyp, og avløpsvannet ikke merkes i overflatelaget.

Det er registrert fire situasjoner hvor innstrømning til Lyngdalsfjorden sannsynligvis ville skje. Strømmålinger finnes bare for det andre tidspunktet. Strømmen gikk da inn i Lyngdalsfjorden, samtidig som saltholdigheten var relativt høy (33.9 - 34.2 promille i 16m dyp).

Beregningene og målingene viser altså at det ved store vannmengder kan opptre situasjoner med fare for gjennomslag til overflaten samt innstrømning til Lyngdalsfjorden. Et annet teknisk

arrangement, som å montere en diffusor på ledningen, vil kunne redusere/eliminere faren for slike ugunstige utslag.

Undersøkelsene av vannkvalitet har beskrevet hovedtrekkene i dagens situasjon i overflatelag og dypvann. Resultatene viser at oppholdstiden for vannmassene i 0- 25m dyp er vanligvis i intervallet 3-7 døgn. Betydelig kortere og lenger oppholdstid kan forekomme. Den viktigste utskiftningsmekanismen er tetthetsvariasjoner i kystvannet.

Badevannskvaliteten i Byfjorden var god. Konsentrasjonen av termostabile koliforme bakterier (TKB) var lav og siktedypet godt.

Det er sannsynlig at veksten av planteplankton i tidsrommet juli - september 1990 til tider var begrenset av næringsmangel.

Byfjordens dypvann er sårbart for belastning med organisk materiale. I stagnasjonsperioder blir det dårlige oksygenforhold under 60-70m dyp, og man bør nå legge vekt på å unngå at tilstanden forverres over mot kritiske forhold ($< 2 \text{ ml/ O}_2/\text{l}$). Lokale tiltak er reduserte utslipp av fosfor, nitrogen og organisk stoff.

Undersøkelsene av organismesamfunn i strandsonen ble foretatt på syv lokaliteter. Ved Fisholmen, Spindlandet og Urøya (ytre fjordområde) var det en artsrik og normalt sammensatt flora og fauna. Det var lavere artsrikhet ved Steinholmen utenfor Skjoldnes, ved Florida i Lundevågen og i Lyngdalsfjorden. Totale artstall avtok fra 36 på den ytre stasjonen (Urøya) til 20 ved Klubben i Lyngdalsfjorden. På alle stasjonene var det en rik bevoksning av vanlige strandsonerarter.

Undersøkelsene viste gode forhold i det meste av Byfjorden og fjordområdet utenfor. Ved Steinholmen og Florida indikerte arts sammensetningen påvirkning av næringssalter. Ved Florida var det dessuten sterk partikkelsedimentering. Dette viser en klar påvirkning av avløpsvann i Lundevågen. Resultatene for Steinholmen tyder på at utslippene også påvirker de vestlige områdene av Byfjorden.

Den reduserte artsrikheten på stasjonene i Lyngdalsfjorden (Klubben, Spindsodden) kan tyde på dårligere vannkvalitet enn i Byfjorden, men ferskvannspåvirkning kan også være medvirkende. Det kan ikke spores direkte virkninger av avløpsvann på de undersøkte strandlokalitetene i Lyngdalsfjorden.

Undersøkelsene av dyrelivet på bløtbunn omfattet fire stasjoner, hhv. i Lundevågen (34m), Byfjorden (40m, 69m) og i ytre fjordområde (58m). Alle stasjoner hadde friskt bunnsedimentet med normal lukt og farge. Målinger av organisk innhold indikerte at Lundevågen og deler av Byfjorden var svakt påvirket av organiske tilførsler, men verdiene oversteg ikke hva som er normalt å finne i fjordområder. Forholdstall mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) indikerte at organisk materiale i hovedsak stammer fra produksjon i vannmassene.

Alle stasjoner hadde en normal artsrik bunnfauna. Det var ingen store forskjeller i faunaens sammensetning mellom Byfjorden og ytre fjordområdet. Artssammensetningen kan tyde på en viss innvirkning av organiske tilførsler, men generelt viste resultatene gode forhold både i Byfjorden og i Lundevågen.

En stasjon ved Klubben i Ytre Lyngdalsfjorden innsamlet i 1989 var svært arts- og individrik. Dette området synes stimulert av organiske tilførsler. Det er trolig at lokaliteten påvirkes av

utslippene ved Sundestranda, men det er ikke mulig å angi hvor mye utslippet betyr sammenlignet med naturlig tilført organisk materiale.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn for undersøkelsen.

Farsund kommune gjennomfører nå store forandringer i utslippsforholdene av kommunal kloakk. Tidligere, og tildels fremdeles, har tilførslene vært spredte utslipp til strandsonen eller til det øvre laget av vannmassene. Utbedringene som nå gjennomføres, er en sanering og samling av utslippene, i første omgang til dyputslipp ved Sundsodden og i ytre deler av Lundevågen.

Kommunen diskuterer alternative utslippssteder og rensegrader for et samlet kloakkutslipp. De mest aktuelle utslippsstedene er Skjoldnes med et dyputslipp i Byfjorden, eller overføring og utslipp ved Einarstrand på Lista. Mens utslipp ved Einarstrand medfører tilførsler til åpent kystvann, vil tilførsler til Skjoldnesområdet medføre belastning på Byfjorden.

I forbindelse med disse arbeidene har Farsund kommune ønsket å gjennomføre en resipientundersøkelse av fjordområdet. Undersøkelsen skal gi en status for forurensningssituasjonen og danne grunnlag for valg av utslippssted og rensegrad.

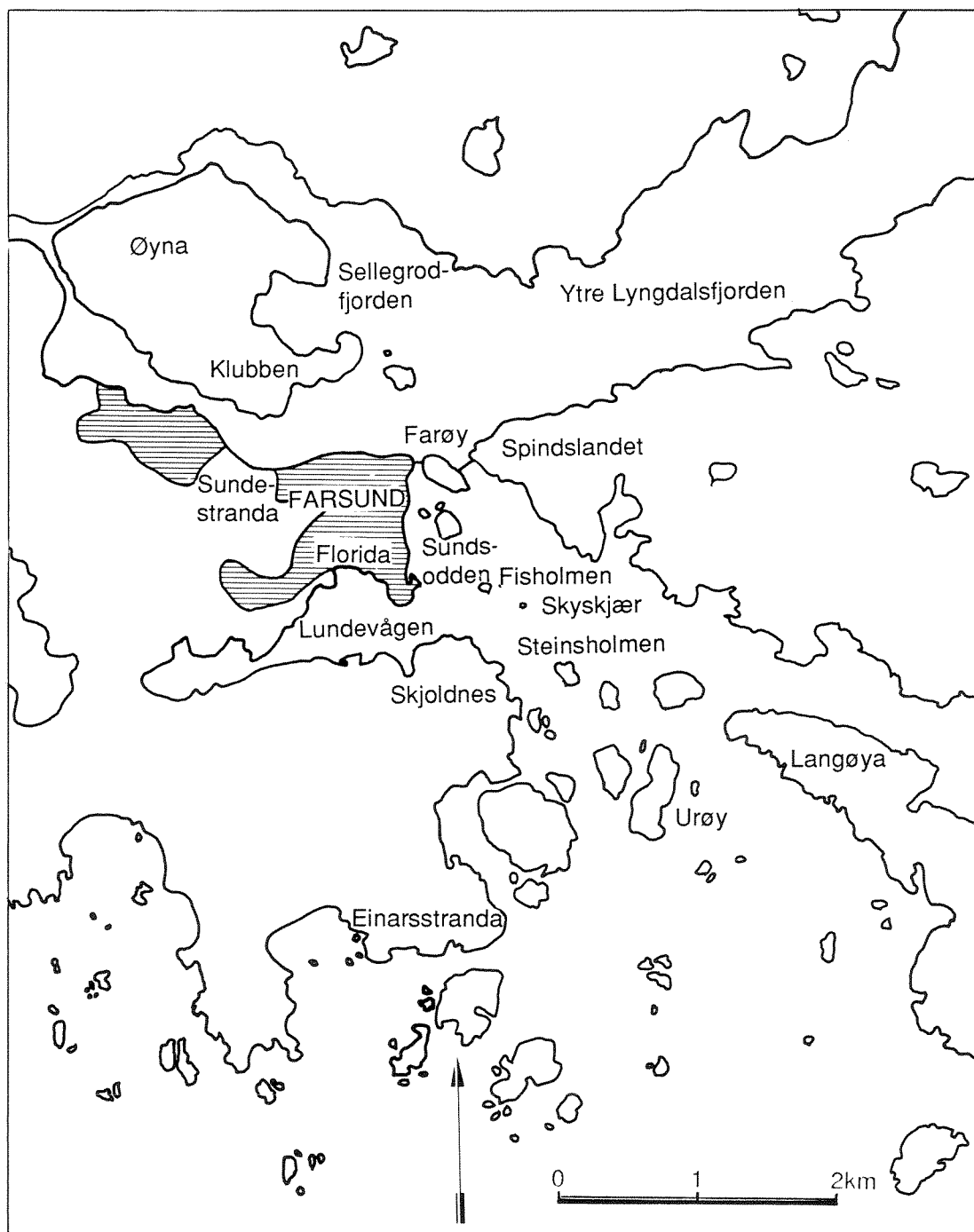
Etter at undersøkelsen var planlagt og målingene gjennomført, er det kommet opplysninger om tilførsler av blåskjell til indre Lundevågen fra rensing av inntaksledning for kjølevann til Lista Aluminium. Det kan være tilførsler på ti-tall tonn på årsbasis. Videre er det hevdet at det har skjedd dumping av ammunisjon. Disse forholdene er ikke vurdert i rapporten.

2.2. Områdebeskrivelse.

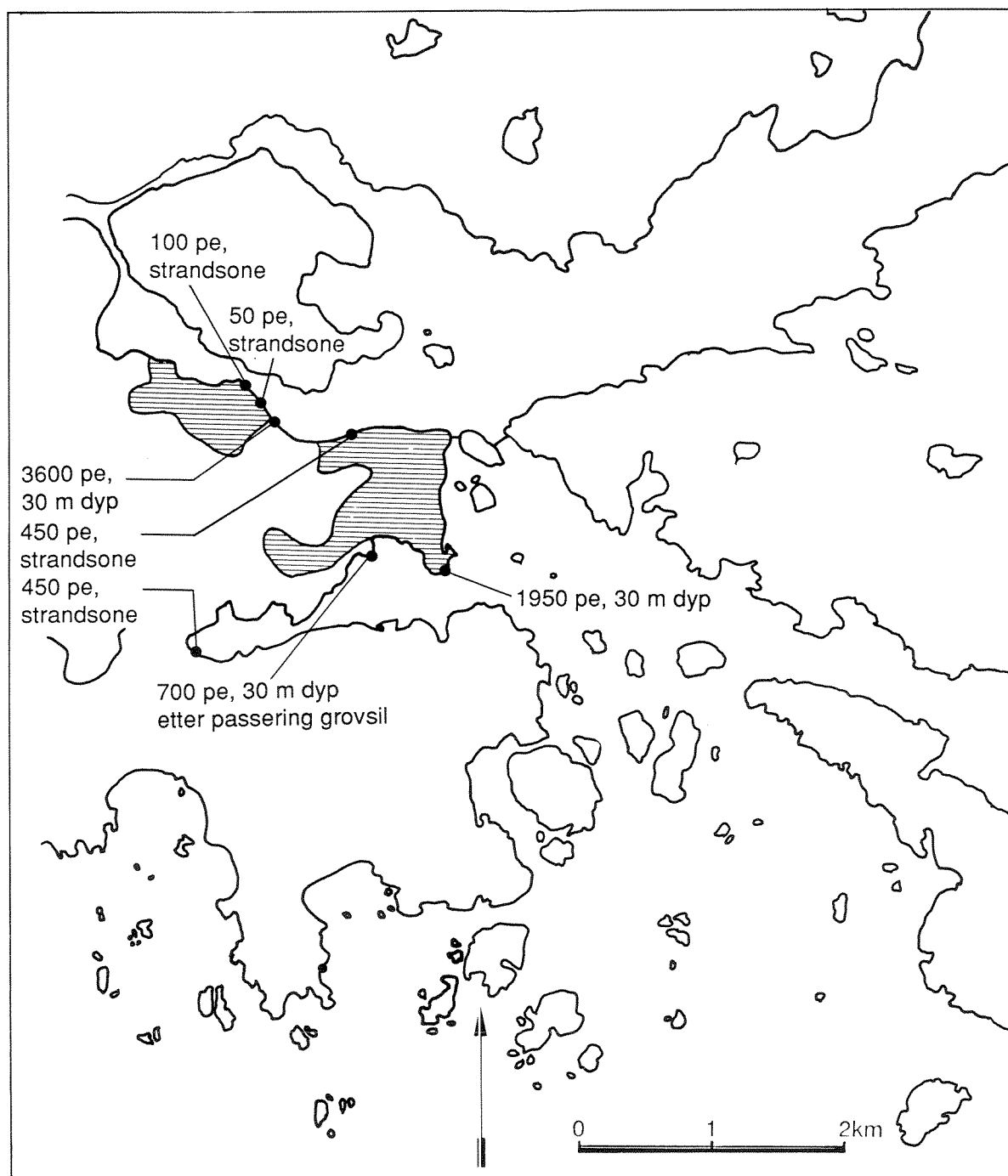
Undersøkelsesområdet er avgrenset til den bynære delen av Lyngdalsfjorden, Lundevågen og området Skjoldnes - Langøya og Lyngdalsfjorden, her kalt Byfjorden (figur 1).

Vannutskriftingen til Byfjorden er begrenset av terskler mellom Skjoldnes og Langøya, den dypeste på ca. 25 m. Byfjorden er 105 m dyp på det dypeste. Vannmassen mellom 25 m og 105 m dyp er dermed avstengt fra kystvannet.

Forbindelsen til Lyngdalsfjorden begrenses av en terskel på ca. 18 m mellom Farøy og Spindlandet.



Figur 1. Kart over undersøkelsesområdet.



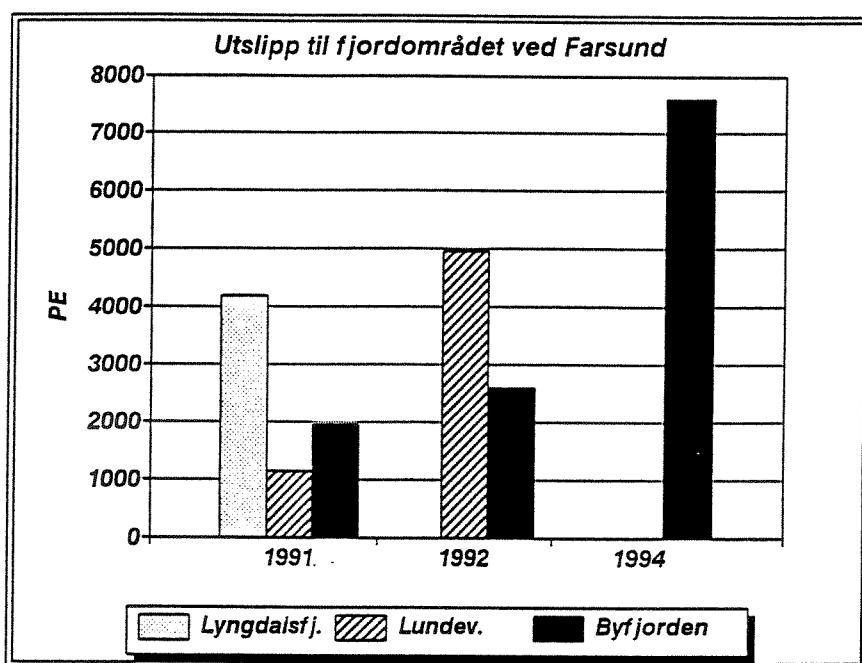
Figur 2. Oversikt over utslippssituasjonen i juni 1991.

2.3. Forurensningstilførsler.

Dagens utslippssituasjon er vist i figur 2. Det er tilførsler både til Lyngdalsfjorden, Byfjorden (Sundsodden) og til indre og ytre Lundevågen. Tidligere utslipp til strandsonen fra Farøy og strekningen Farøybroa-Sundsodden er overført til Sundsodden.

Utslippene ved Sundsodden og til ytre Lundevågen (som vil øke betydelig i en overgangsfase) slippes ut på 30 meters dyp. Kloakken passerer ut urensset, men det er en grovsil på utslippet i ytre Lundevågen. Utslppsforholdene i figur 2 representerer i hovedsak situasjonen i undersøkelsesperioden.

Figur 3 summerer utslippsmengder til de tre hovedområdene. I løpet av 1992 overføres tilførslene til Lyngdalsfjorden i hovedsak til ytre Lundevågen. Hvis Skjodnes velges som utslippssted for samlet kloakk, vil situasjonen i 1994 være som illustrert i den siste kolonnen i Figur 3.



Figur 3. Utvikling i utslippsforholdene i perioden 1991-94. Tilførslene i 1994 er på grunnlag av et samlet utslipp ved Skjoldnes. Velges Einarstranda som utslippssted elimineres tilførslene til Byfjorden.

2.4. Brukerinteresser.

Hovedinteressene er knyttet til bruken av området som resipient for kommunalt avløpsvann og friluft- og rekreasjonsformål.

2.5. Tidligere undersøkelser.

Fjordområdene ved Farsund (Byfjorden, Ytre Lyngdalsfjorden) ble undersøkt i en resipientundersøkelse i 1971-72 (Kolstad et al. 1973). Undersøkelsen omfattet fysisk-/kjemiske forhold i vannmassene og registrering av hardbunnsorganismer (registrering ved dykking).

Vannprøver fra Ytre Lyngdalsfjorden og Framvaren (med mellomliggende fjordbasseng) er samlet inn av Agder Distriktshøyskole (ADH) og Vest-Agder Fylkeskommune over flere år. Resultatene for perioden 1978-81 er rapportert av Molvær (1982).

Ved undersøkelsene etter oppblomstringen av planktonalgen Chrysochromulina polylepis ble det foretatt biologiske undersøkelser i Farsundområdet høsten 1988 og sommeren 1989 (Pedersen et al. 1989). Undersøkelsene omfattet dykkerregistrering av hardbunnsorganismer ved Spindlandet i Byfjorden (st. 18B) og bløtbunnsfauna ved Klubben i Ytre Lyngdalsfjorden (st. 52B). Det ble ikke påvist effekter av algeoppblomstringen. Resultatene er betraktet som representative for tilstanden på lokalitetene og er delvis innarbeidet i foreliggende resipientundersøkelse.

2.6. Problemstilling og formål.

Problemstillingen for undersøkelsen er knyttet til utslipp av kommunalt avløpsvann. Hovedmålsetningen er:

- * gi en tilstandsbeskrivelse av området med hensyn på vannkvalitet og biologiske forhold.
- * gi grunnlag for valg av utslippssted og rensegrad av samlede kloakktilførsler.
- * gi grunnlag for en mulig fremtidig overvåkning av området.

2.7. Generelt om undersøkelsens faglige innhold - hva gir undersøkelsen svar på ?

I kommunalt avløpsvann tilføres resipienten både naturlige forbindelser og ulike forurensninger. Kort kan her nevnes:

- * Fosfor- og nitrogenforbindelser: økte tilførsler av næringssalter medfører større algevekst i vannmassene og i strandsonen. Økt algevekst i vannmassene gir mer uklart vann (dårligere sikt) og større tilførsel av organisk materiale til dypområdene i resipienten. I verste fall kan dette føre til oksygensvikt i områder med svak vannutskiftning.
- * Partikulært materiale: dette kan inndeles i sedimenterbart materiale som kan føre til nedslamming av bunnen omkring utslipp, suspendert materiale i vannmassene, og flytestoffer som kan gi skjemmende effekter på overflaten.
- * hygieniske problemer fra bakterier og virus.

Ved urensset avløpsvann og utslipp på grunt vann kan også generell forsøpling være et problem.

Undersøkelsen består av fire delundersøkelser:

- * Hydrografi- og strømmålinger som grunnlag for å beregne innlagring og spredning av avløpsvann ved utslipp til Byfjorden
- * Beregning av vannutskiftning og undersøkelser av vannkvalitet
- * Registrering av naturlige organismsamfunn i strandsonen (to år: 1990 og 1991)
- * Undersøkelser av bløtbunnsfauna i de dype områdene av resipienten

Beregningene av innlagring og spredning av avløpsvannet gjennomføres for å kunne gi råd om utslippsdyp og utslippsarrangement. Det er viktig at avløpsvannet ikke trenger gjennom til fjordens overflatelag. Kombinert med passende grad av rensing vil man dermed kunne bidra til redusert algevekst i overflatelaget og redusere eller eliminere eventuelle hygieniske problemer. Det er også viktig at avløpsvannet ikke føres inn i Lyngdalsfjorden.

Undersøkelsene av vannkvalitet beskriver hovedtrekkene i dagens situasjon i overflatelag og dypvann. Dette gir et grunnlag for å vurdere aktuelle utslippsalternativer. Sammen med undersøkelser av vannutskiftning, strandsoneregistreringer og bløtbunnsfauna, vil dette utgjøre det naturfaglige grunnlag for å fastsette området's resipientkapasitet.

Undersøkelser i strandsonen og på bløtbunn gir et godt grunnlag for å beskrive tilstand og overvåke utviklingstendenser i et sjøområde. Undersøkelsene tar sikte på å beskrive de 'samfunn' av organismer (planter og dyr) som naturlig forekommer i området. De aller fleste artene er stedbundne og må derfor være tilpasset forholdene på stedet. Svært mange av artene er flerårige samtidig som de har bestemte krav til miljøet. Hvilke arter som finnes, deres innbyrdes mengdefordeling og de totale bestandstetthetene gir derfor et sammenfattende bilde av miljøforholdene.

Hvis det skjer forandringer i miljøet, vil også arts- og mengdesammensetningen i organismsamfunnene endre seg. Følsomme arter blir borte, nye arter kan komme til og, spesielt ved organisk forurensning, kan tolerante arter øke sterkt i mengde. Undersøkelser på faste lokaliteter som gjentas med noen års mellomrom, vil derfor avsløre mulige utviklingstendenser i området.

Undersøkelser i strandsonen og på bløtbunn utfyller hverandre. Registreringene i strandsonen vil gi informasjon om tilstanden i de øvre vannlag. Spesielt vil mengden av næringssalter og partikulært materiale i vannet påvirke veksten av fastsittende alger på grunt vann. I noen grad påvirker imidlertid også klimaet vekstbetingelsene i overflatelaget. Spesielt vil veksten av enkelte grønn- og brunalger kunne variere betydelig med temperatur og stabilitet i de øvre vannlag, som igjen betinges av værforhold. Strandsonundersøkelser bør derfor gå over minimum to år for å fange opp naturlige årlige variasjoner. Undersøkelsene på bløtbunn omfatter de dypere områdene av resipienten. Bløtbunnsområdene er utsatt for nedfall av organisk stoff fra avløpsvann og ved forhøyd algevekst i overflatelagene. Spesielt i terskelfjorder med stagnante vannmasser vil undersøkelser av bunnfauna avsløre sviktende oksygenforhold.

I forbindelse med annet års registreringer av organismsamfunn i strandsonen, vil også orienterende undersøkelser nær deponering av blåskjell fra rensing av kjølevannsledning til Lista Aluminium inngå.

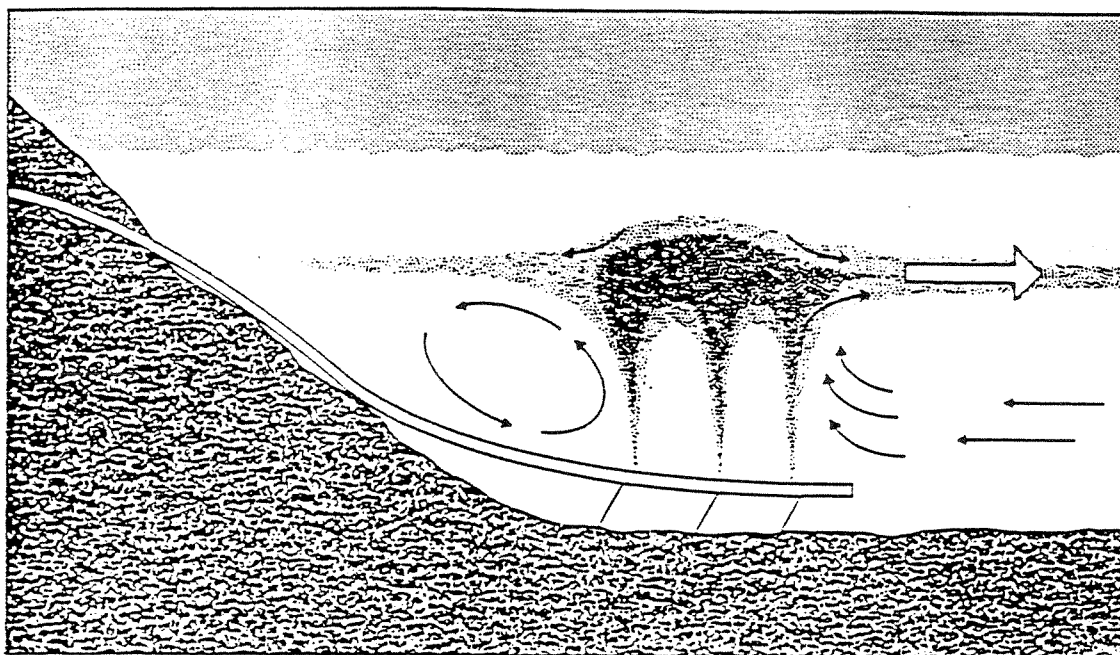
3. INNLAGRING OG SPREDNING AV AVLØPSVANN

For at avløpsvann ikke skal forårsake uønsket algevekst og føre til forurensning av bakterier og virus i overlaget, tar man gjerne sikte på dypinnlagring av avløpsvannet. Det foregår ved at avløpsvannet slippes ut på stort dyp. Fordi det er lettere enn sjøvann, vil det raskt stige mot overflaten mens det blander seg med omkringliggende sjøvann. Sjøvannets egenvekt avtar mot overflaten, og på et gitt dyp vil blandingen av avløpsvann og sjøvann få samme egenvekt som det omkringliggende sjøvannet. Dette dypet kaller vi likevektsdypet. Ut fra opplysninger om utslippsmengder, ledningsdiameter, utslippsdyp og vertikal tetthetsprofil kan dette dypet beregnes teoretisk.

På grunn av sin vertikale bevegelse vil strålen først stoppe litt høyere enn likevektsdypet før det synker tilbake. Selve innlagringsdypet ligger derfor oftest litt høyere enn likevektsdypet. Dette er illustrert i fig. 4.

Den vertikale tetthetsprofilen i vannmassene er avgjørende for muligheten for innlagring av avløpsvannet. Tettheten avhenger av temperatur og saltholdighet, som kan gjennomgå store variasjoner med tiden. Som en del av undersøkelsene er det derfor gjennomført et måleprogram for temperatur og saltholdighet i fjorden.

Det er lite ønskelig at 'skyen' av innlagret avløpsvann føres inn over terskelen (18m) til Ytre Lyngdalsfjord og belaster vannmassene der. Det ble derfor også foretatt målinger av strømmønsteret over terskelen. Hovedhensikten med målingene var å undersøke om situasjoner hvor avløpsvannet stiger høyt opp, faller sammen med innstrømning over terskelen.



Figur 4. Illustrasjon av dyputslipp og innlagring i sjiktet vannmasse.

3.1 Metodikk.

3.1.1. Målinger av temperatur og saltholdighet.

I tidsrommene 12.7.89 - 20.10.90 og 25.6.90 - 9.10.90 ble det i alt målt 22 vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet på st. F1 (se fig. 5). Målingene ble utført av Farsund kommune, teknisk etat, ved hjelp av en såkalt salinoterm. Dette instrumentet måler temperatur og saltholdighet med en nøyaktighet på ca. 0.1 grad og 0.1 promille, som for vårt formål er tilstrekkelig nøyaktig. Det er nødvendig med gjentatte målinger for å beskrive det naturlige variasjonsmønsteret.

3.1.2. Beregning av innlagringsdyp og primærfortynning.

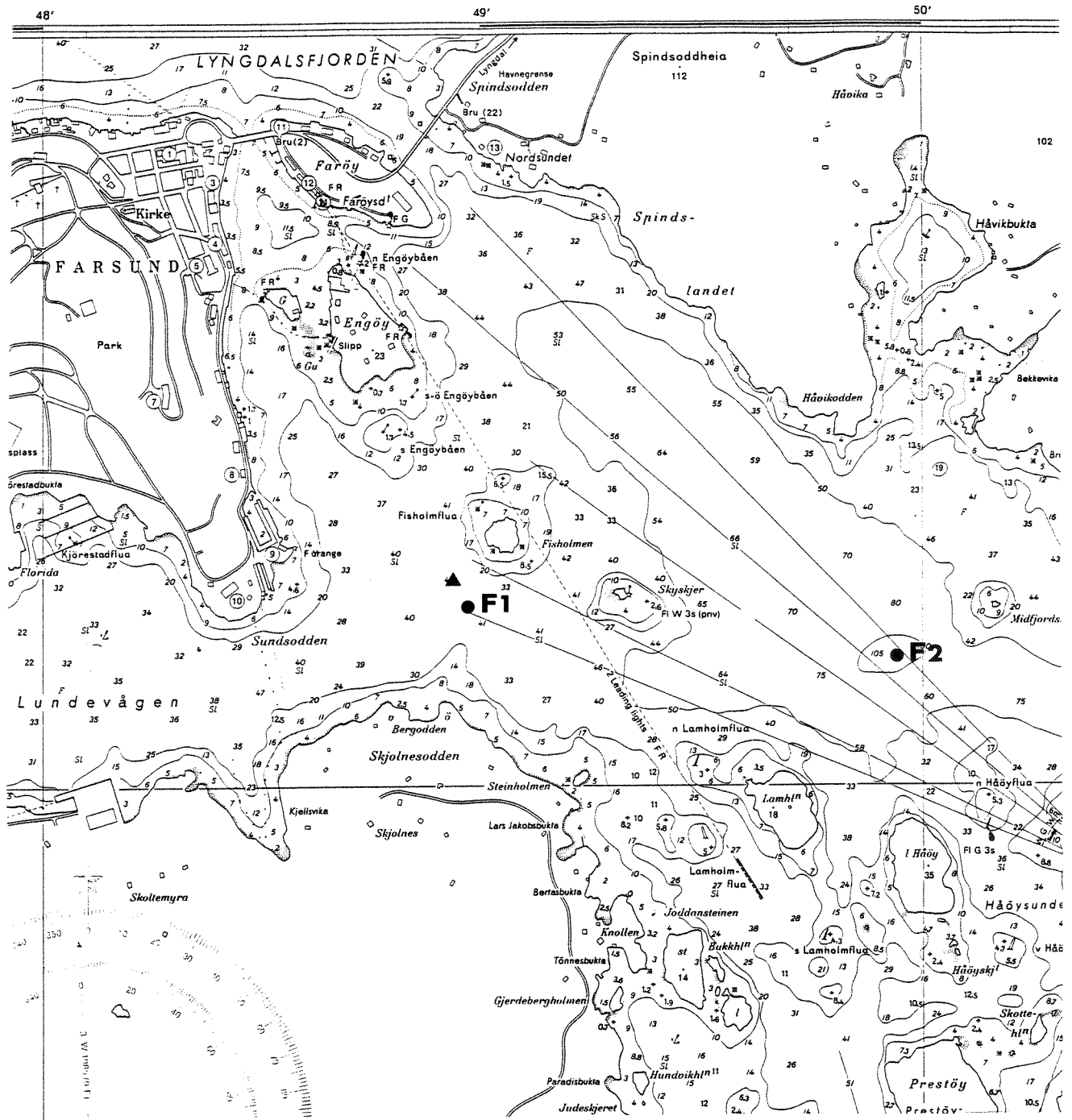
Beregningene av innlagringsdyp og tilhørende fortynning (primærfortynning) er utført med et dataprogram, NIVA*JET.MIX laget av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet tar som input tetthetsprofiler og data om utløpet av avløpsvannet. Samme program er blant annet benyttet for Mandal kommunes dypvannsutslipp ved Kleverenna (Oug et al. 1990) og for Kristiansand kommunes utslipp til Vesterhavn (Molvær 1991).

Beregningene er utført for de tidsrom hvor det er målt vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet. Etter samråd med Farsund kommune, Teknisk etat, ble følgende utslippskombinasjoner for avløpsvannet valgt:

Utslippsdyp	Indre diameter utløpsledning	Vannmengder
40 m	400 mm	1500 m ³ /d
"	"	3000 "
"	"	4500 "
"	"	8000 "

3.1.3. Strømmålinger på terskelen mellom Byfjorden og Ytre Lyngdalsfjorden.

Målingene ble foretatt i tidsrommet 16.8 -23.10 1989 med en selvregistrerende strømmåler i 16m dyp (se fig. 5). Med 10 minutters mellomrom registrerte måleren strømhastighet, strømrretning, saltholdighet og temperatur, dvs. i alt 9790 registreringer. Det skal imidlertid tilføyes at ca. 1/3 av registreringene er vurdert som tvilsomme pga. begroing omkring målerens rotor.



Figur 5. Målestasjoner i fjordområdet.

- : vannkjemi
- ▲ : strømmålinger

3.2 Resultater og diskusjon.

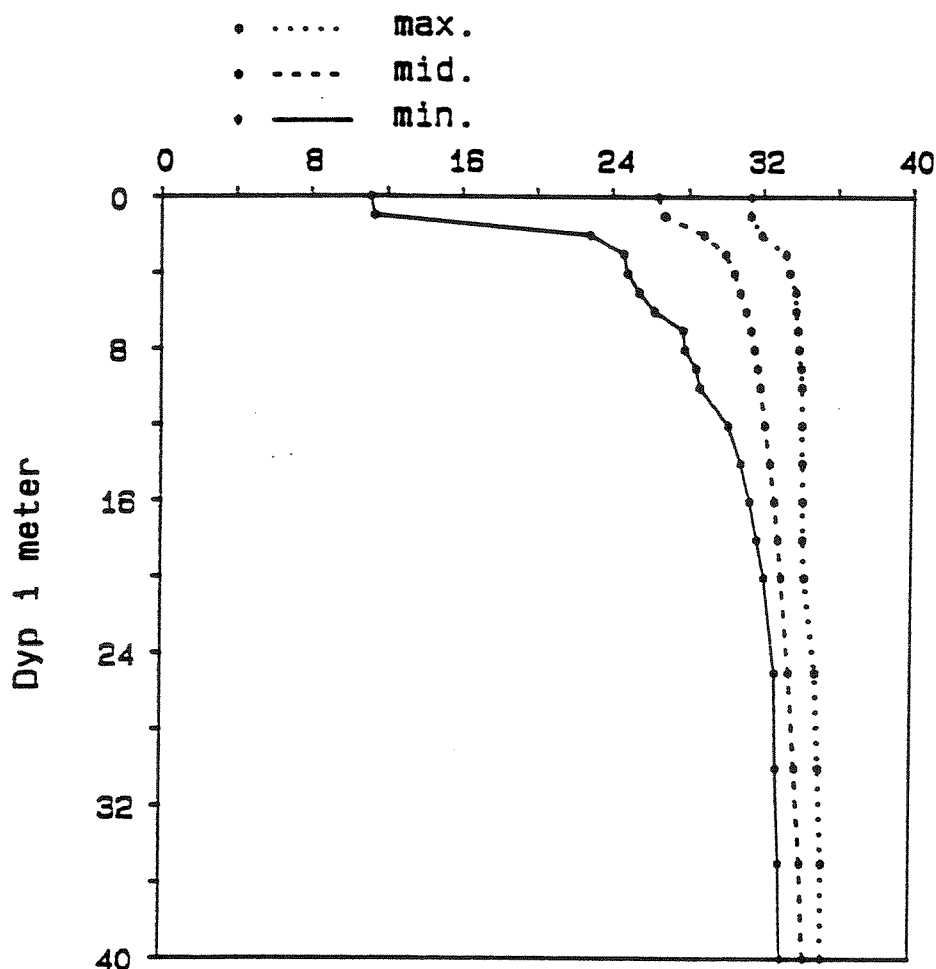
3.2.1. Beregning av innlagringdyp og primærfortynning.

Fig. 6 viser vertikalprofiler for saltholdighet (max-, min- og middelvei). I hovedsak vil tettheten i vannmassene følge saltholdigheten. Graden av sjiktning varierte mye og vil innvirke på innlagringen av avløpsvann. Sterk sjiktning gir innlagring dypt i vannsøylen, mens svak sjiktning medfører innlagring nærmere overflaten.

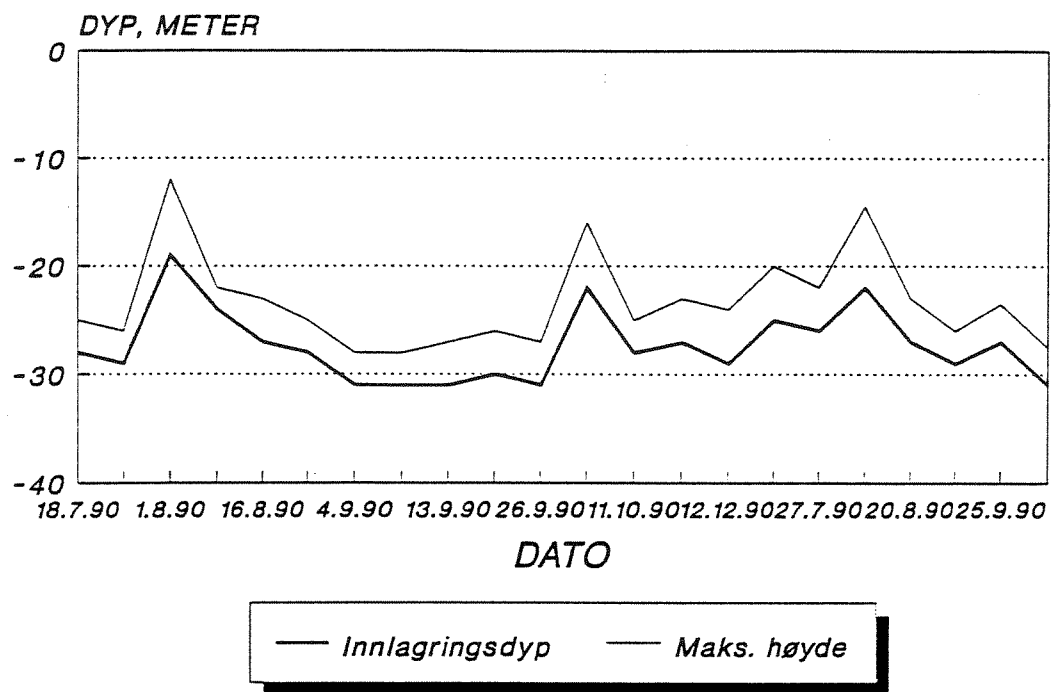
Beregninger av innlagringsdyp og maksimum stige høyde for minste og største vannmengde er vist i figurene 7 og 8. Ingen av situasjonene gir gjennomslag til overflaten, men ved stort utslipp kan man ikke utelukke at gjennomslag vil skje.

Resultatene viser at innlagringsdypet avtar med økende vannmengde.

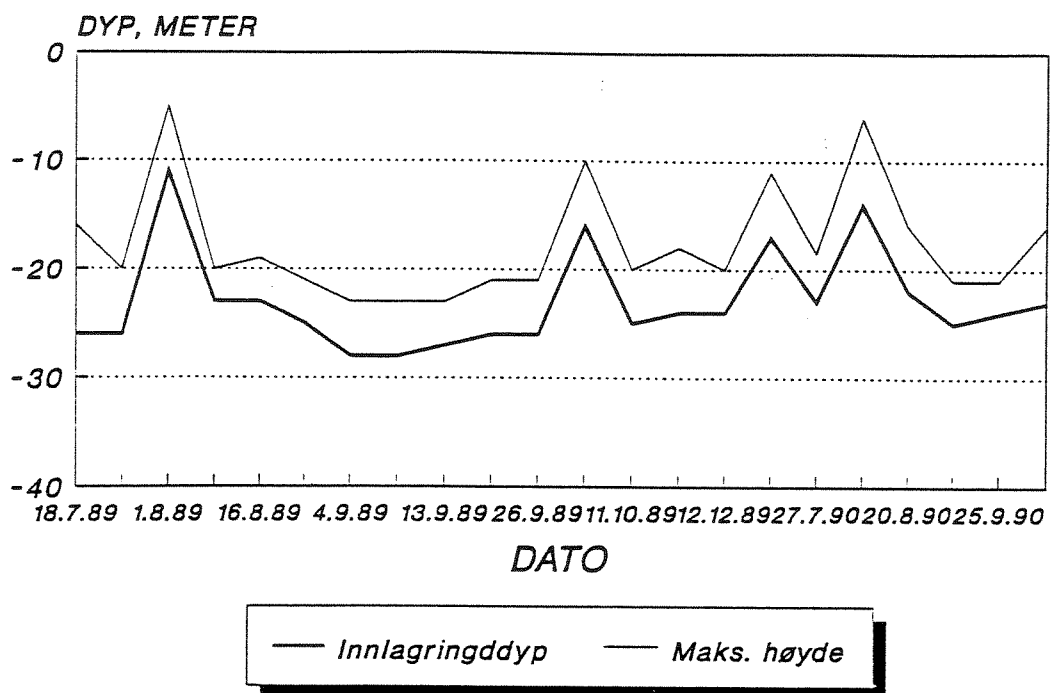
For de to måleperiodene opptrer fire tilfeller da avløpsvannet (ved stort utslipp) ville blitt innlagret så høyt at inntrengning til Lyngdalsfjorden var sannsynlig. Dette utgjør nær 20% av målingene. Faren for inntrengning over terskelen vil bli nærmere diskutert nedenfor etter en gjennomgang av strømmålingene.



Figur 6. Sjiktningen i fjordområdet utenfor Farsund, uttrykt ved midlere, laveste og høyeste saltholdighet i de forskjellige dyp i måleperioden.



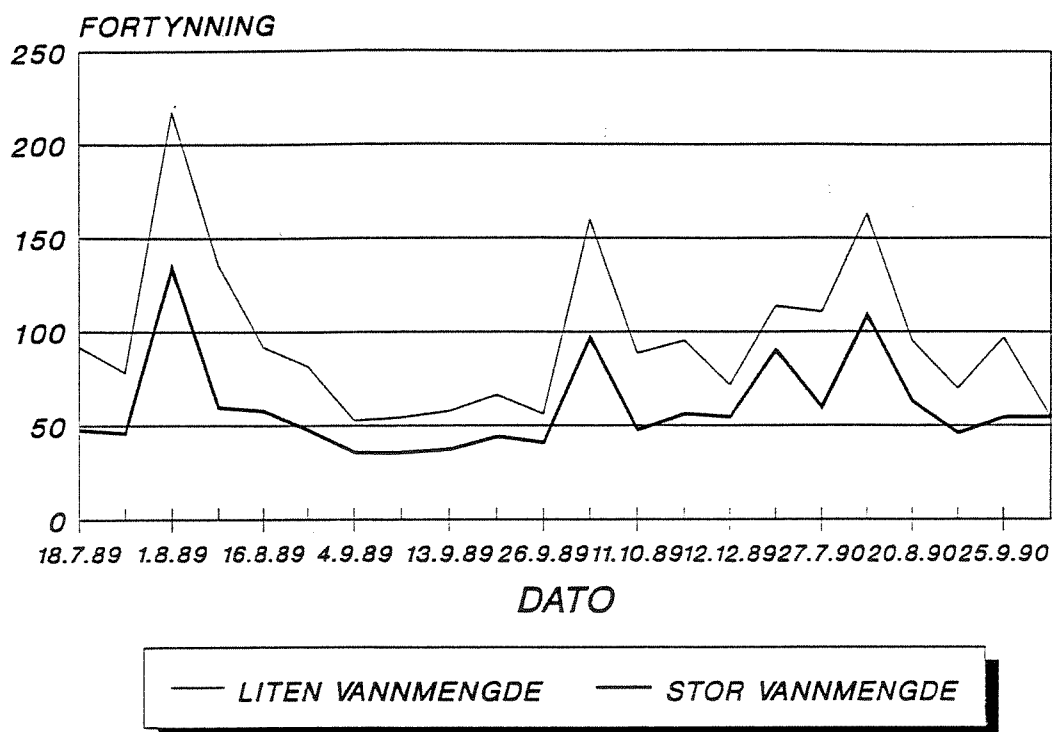
Figur 7. Innlagringsdyp og maksimum stighøyde for relativt **lite** utslipp av avløpsvann (1500 m³/d).



Figur 8. Innlagringsdyp og maksimum stighøyde for **stort** utslipp av kommunalt avløpsvann (8000 m³/d).

Beregninger av primærfortynningen er vist i fig. 9. Primærfortynningen er beregnet som midlere fortynning for 'skyen' av avløpsvannet, dvs. 1.7x fortynningen i skyens sentrum som dataprogrammet beregner. Resultatene er i overensstemmelse med innlagingsberegningene:

- stor vannmengde gir ugunstigere forhold enn liten vannmengde. Ved liten vannmengde er gjennomsnittlig primærfortynning ca. 100, mot ca. 60 ved stor vannføring.
- lite innlagingsdyp gir størst fortynning, pga. avløpsvannet da har størst distanse hvor fortynningen kan virke. Det er en gunstig situasjon.



Figur 9. Midlere fortynning i innlagingsdypet for lite og stort utslipp av kommunalt avløpsvann.

3.2.2. Strømmålinger

Resultatene er framstilt på to måter. Fig. 10 viser en statistisk oppsummering av strømrretning og strømhastighet fordelt på 15 graders sektorer. Det fremgår klart at strømmen varierer i retningen nordvest - sørøst, som et resultat av topografien i terskelområdet. Høyest strømhastighet ble målt ved utgående strøm (mot sørøst).

På grunnlag av denne retningsfordelingen ble strømkomponenten langs aksene 315 grader - 135 grader beregnet. Denne er vist i fig. 11a-b, med positiv strøm mot sørøst (utgående strøm). Det er tydelig regelmessige variasjoner med periode ca. 12.5 timer, dvs. det halvdaglige tidevannet.

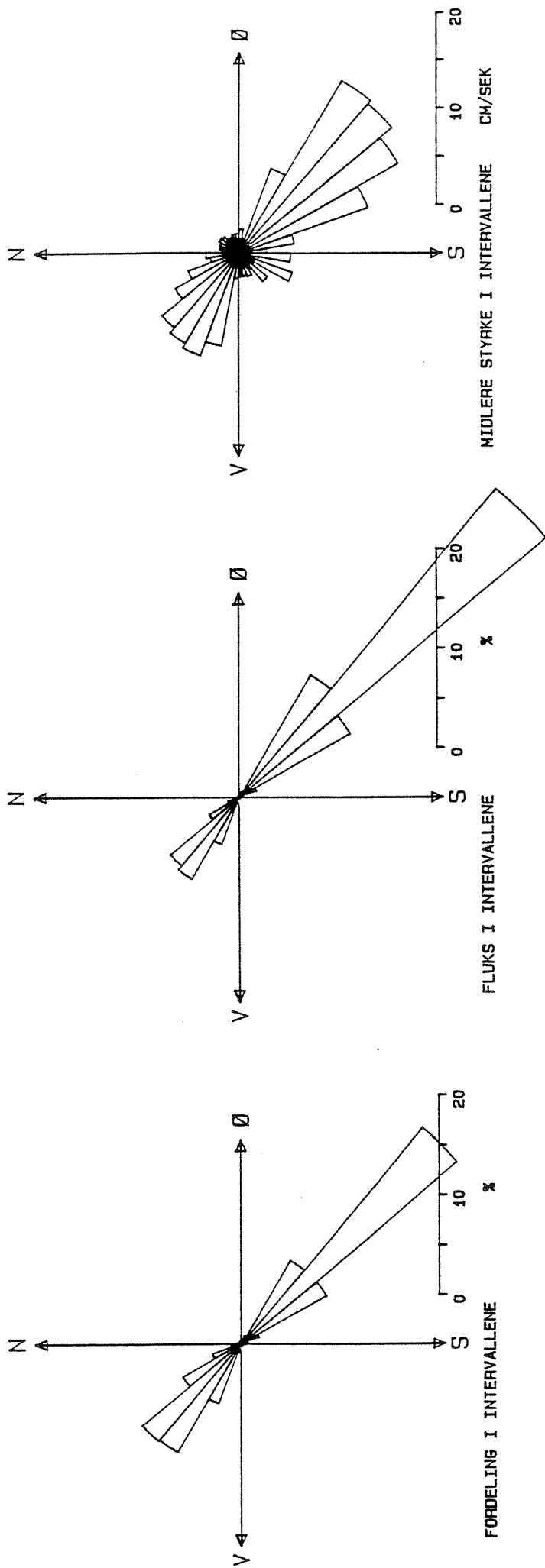
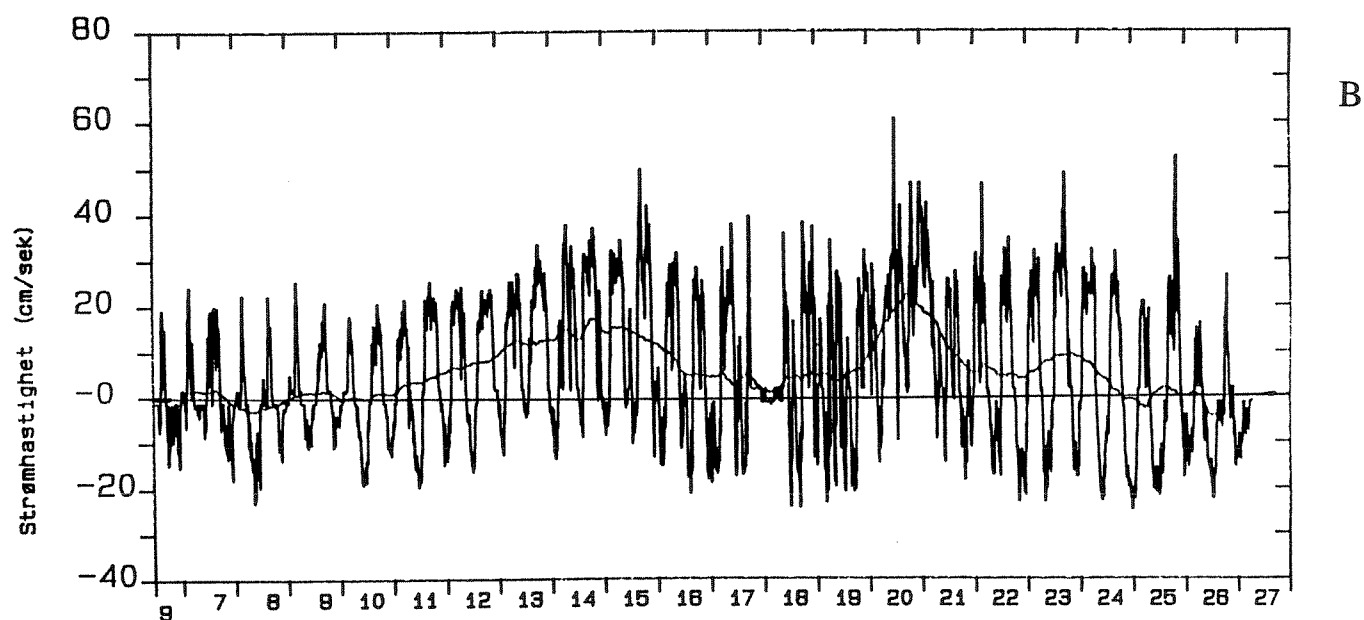
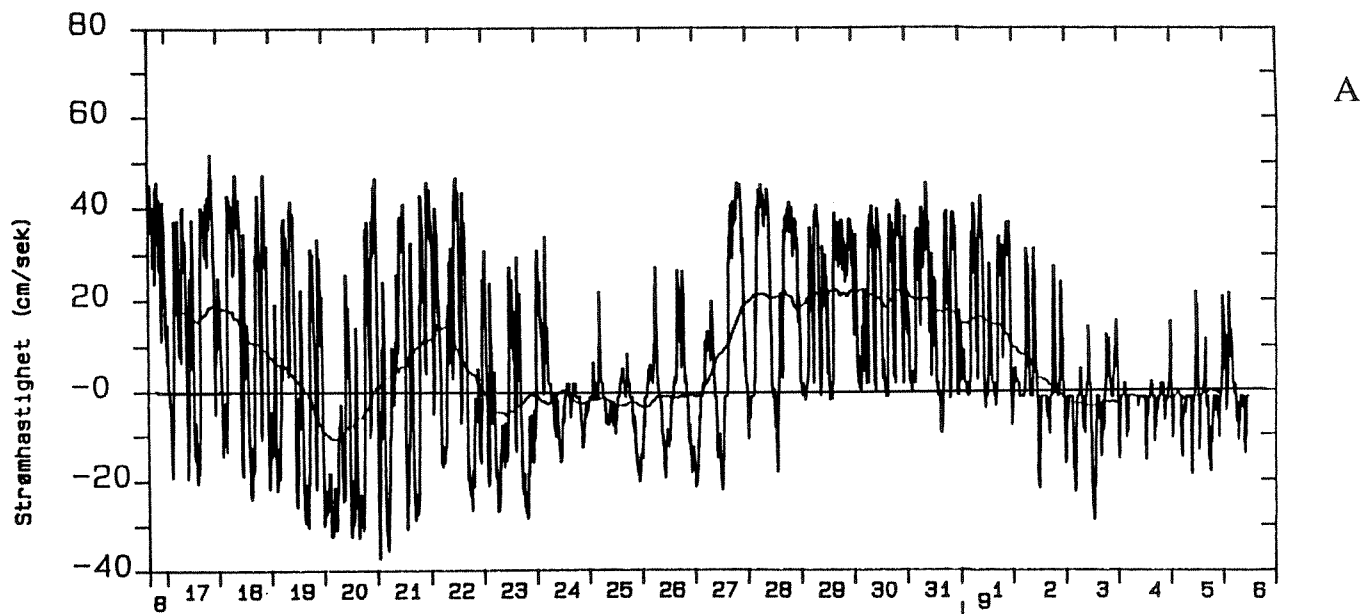


Fig. 10. Statistisk oppsummering av strømmålingene i 16 m dyp, fordelt på 15 graders sektorer.

- a: Fordeling av strømretning. Hovedsaklig sørøstlig strøm.
- b: Fluks eller volumtransport i sektorene. Hovedsaklig sørøstlig transport.
- c: Midlere hastighet i sektorene. Noenlunde jevn fordeling.



Figur 11. Strømhastigheten i retningen sørøst (+) og nordvest (-) registrert med 10 minutters intervall. Innflytelsen av det halvdaglige tidevannet er tydelig. Den heltrukne linjen med mindre svingninger representerer strømmen uten det halvdaglige tidevannet.

A: 16.8. - 6.9.1989

B: 6.9. - 27.9.1989

For å studere strømmønsteret uten tidevann ble 25-timers glidende middel beregnet. Denne framgår som en heltrukket noenlunde jevn kurve i figurene. Svingningene som da framkommer skyldes i alt vesentlig variasjoner i vind og lufttrykk, i kystvannet og i selve fjordområdet.

3.3 Vurdering av resultatene.

Sammenfattende viser målingene og beregningene:

1. Ved utslipp av store vannmengder vil det oppstå situasjoner med dårlig innlagring pga. svak lagdeling i vannmassene. Slike situasjoner vil relativt sjelden opptre i sommerhalvåret, men trolig oftere vinterstid da lagdelingen gjennomgående vil være svakere.

Gjennomslag til overflaten er lite sannsynlig, men kan ikke utelukkes. Forutsatt fjerning av flytestoffer vil utslippet selv i ugunstige situasjoner neppe være synbart pga. innlagringen og stor fortykning (100 - 150 ganger).

Ved mindre vannmengder vil innlagringen skje i 10-25m dyp, og avløpsvannet ikke merkes i overflatelaget.

2. Det er registrert fire situasjoner hvor innstrømning til Lyngdalsfjorden sannsynligvis ville skje. Strømmålinger finnes bare for det andre tidspunktet. Strømmen gikk da inn i Lyngdalsfjorden, samtidig som saltholdigheten var relativt høy (33.9 - 34.2 promille i 16m dyp).

Beregningene og målingene viser altså at det ved store vannmengder kan opptre situasjoner med fare for gjennomslag til overflaten samt innstrømning til Lyngdalsfjorden. Et annet teknisk arrangement, som å montere en diffusor på ledningen, vil kunne redusere/eliminere faren for slike ugunstige utslag.

4. VANNUTSKIFTNING OG VANNKVALITET

Kunnskap om vannutskiftningen i overflatelaget er nødvendig for å kunne bedømme i hvilken grad utslipp av næringssalter øker konsentrasjonen i vannmassene, og dermed grunnlaget for økt algevekst. Med overflatelaget menes i denne sammenheng vannmassen i 0-20m dyp, dvs. vannmassen hvor algeveksten i hovedsak foregår. I denne undersøkelsen er vannutskiftningen beskrevet dels på basis av målinger av strøm og temperatur/saltholdighet og dels på modellberegninger.

Selve vannkvaliteten er undersøkt ved måling av næringssalter og siktedyp i vannmassene. Som en kontroll på den hygieniske vannkvaliteten i fjordområdet ble det innsamlet vannprøver for analyse mht. termostabile koliforme bakterier (TKB).

Byfjorden er ca. 105m dyp mens forbindelsen med kystvannet er ca. 25m på det dypeste. Vannmassen mellom 25m og 105m dyp er dermed avstengt fra kystvannet, og man kan vente at oksygenkonsentrasjonen avtar i perioder med liten vannutskiftning. Sannsynligheten for dårlige oksygenforhold er størst om høsten og tidlig om vinteren. I dypvannet er det derfor målt oksygeninnhold på ettersommer og høst.

4.1 Metodikk

4.1.1. Vannutskiftning i overflatelaget.

Det er anvendt tre metoder for å beregne vannutskiftningen:

- målinger av strømhastighet, strømretning, temperatur og saltholdighet i 10 minutters intervall på ca. 2m og 15m dyp i Byfjorden. Første måleserie fra 21.6 - 14.8 1990 etterlot tvil om kompasset på strømmålerene hadde fungert tilfredsstillende. En ny måleserie ble derfor gjennomført i tidsrommet 16.10 - 22.11 1990 for NIVAs regning.

- vurdering av saltholdigheten i vannmassene. Saltholdigheten regnes for en konservativ størrelse, og variasjoner kan dermed brukes som et mål på utskiftning. Til dette formålet anvendes både data fra strømmålerne og målinger av saltholdighet på st. F1 og F2. Målingene ble utført med ca. to ukers mellomrom i tidsrommene 12.7.89 - 20.10.89 og 25.6.90 - 9.10.90.

- modellberegninger: det er anvendt en modell utarbeidet på grunnlag av undersøkelser av 30 fjorder i Møre og Romsdal (Aure og Stigebrandt 1989) og som er under tilpassing for fjorder i Nord-Norge og langs Sørlandskysten.

4.1.2. Vannkvaliteten i overflatelaget.

I tidsrommet 12.7 - 9.10 1990 ble konsentrasjonen av fosfat, nitrat, ammonium og klorofyll a målt med 2-4 ukers mellomrom på st. F1 og F2 (se fig. 5 og tabell 1). Standard måledyp på st. F1 var 0-2m, 5m, 10m, 15m og 20m dyp. På st. F2 var programmet litt forenklet, og det ble ikke tatt prøver fra 10m og 20m dyp. Prøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Temperatur og saltholdighet ble samtidig målt med salinoterm til minimum 20m dyp - ofte til 40m. Siktedyp ble målt rutinemessig.

Prøver for termotabile koliforme bakterier ble innsamlet på 1m dyp på st. F1. Prøvene ble analysert av Næringsmiddeltilsynet i Vest-Agder, avd. Kvinesdal.

Tabell 1. Dato og parametre for undersøkelser av vannkvaliteten i overflatelaget.

Dato	Fosfor, nitrogen, klorofyll	Bakterier	Temp., salt., siktedyp
25. juni 1990	x	x	x
12. juli 1990	x	?	x
6. aug. 1990	x	x	x
20. aug. 1990	x	x	x
3. sept. 1990	x	x	x
25. sept. 1990	x		x
9. okt. 1990	x		x

4.1.3. Vannkvaliteten i dypvannet.

I tidsrommet 12.7 1989 - 8.2 1990 ble det tatt prøver av dypvannet (30m, 50m, 75m og 105m dyp) på følgende tidspunkt:

12. juli 1989	20. nov. 1989
16. aug. 1989	19. des. 1989
13. sep. 1989	8. feb. 1990
11. okt. 1989	

Vannprøvene ble analysert mht. oksygenkonsentrasjon og saltholdighet. Temperaturen ble avlest med vendetermometer.

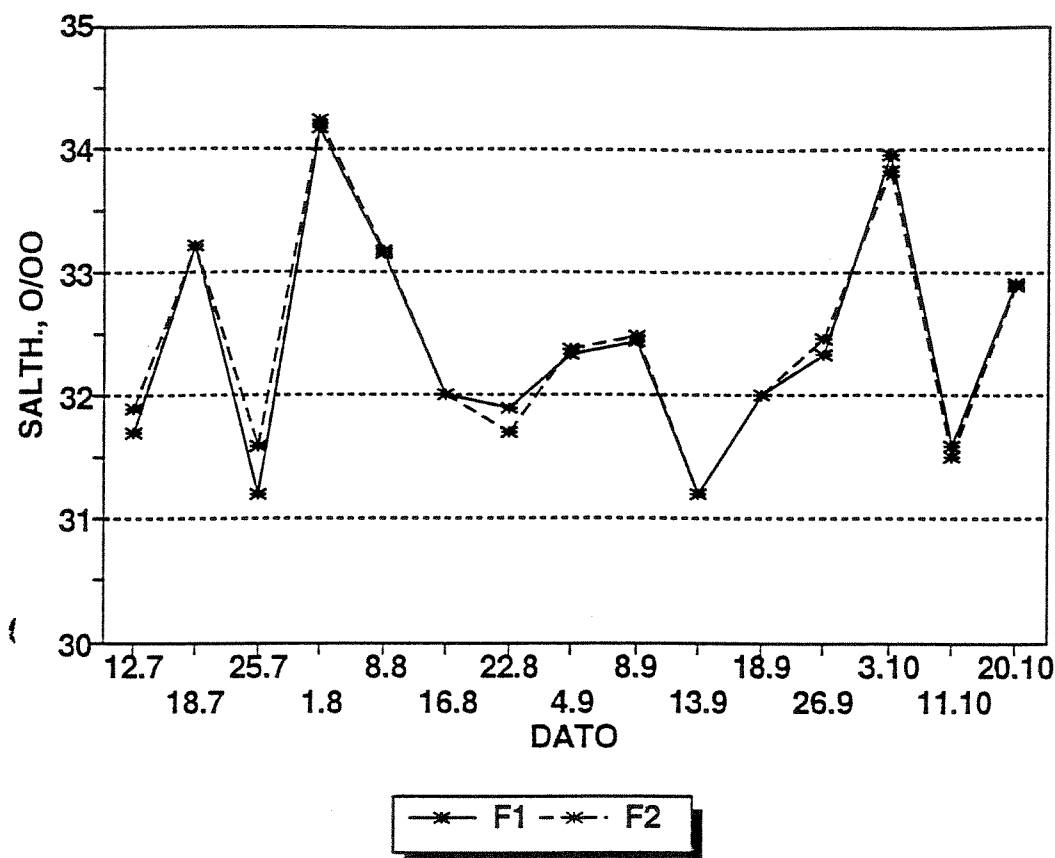
4.2 Resultater og diskusjon

4.2.1. Vannutskiftning i overflatelaget.

Fig. 12 viser saltholdigheten i 15m dyp på st. F1 og st. F2, målt med ca. 1 ukes mellomrom fra 12.7 - 11.10.89. Vi kan trekke to konklusjoner:

- saltholdigheten i 15m dyp på de to stasjonene er svært lik, og kan variere mye fra uke til uke. Dette betyr at variasjoner i tetthetsforholdene i kystvannet dominerer vannutskiftningen i fjordområdet.

- fordi saltholdighet kan betraktes som en konservativ parameter¹, viser målingene at oppholdstiden for vannmassen omkring 15m dyp oftest var 1 uke eller mindre.



Figur 12. Saltholdighet i 15 m dyp på st. F1 og st. F2 juli-okt. 1989.

Resultater fra strømmålingene er vist i figurene 13 - 14 (2.5m dyp) og figurene 15 - 16 (15m dyp). Presentasjonsformen er den samme som tidligere brukt i diskusjonen av strømmålingene på terskelen (fig. 10 - 11).

I 2.5m dyp var 31.5 cm/s den høyeste målte hastighet. Halvparten av registreringene (i alt 5329) var over 4 cm/s. Som fig. 13 viser var strømmen for det meste rettet mot nordvest i de 5 ukene målingene varte.

Strømhastigheten viste store variasjoner (fig. 14), i første rekke som følge av variasjoner i vindforholdene i fjordområdet og på kysten. Ved de fire tidrommene med sterkest strøm var retningen hovedsaklig vest - nordvest. Det halvdaglige tidevannet var naturlig nok mye svakere enn i den trange passasjen ved innløpet til Lyngdalsfjorden.

I 15m dyp (fig. 15) var strømhastigheten nær den samme som i 2.5m. Høyeste hastighet var 31.3 cm/s, med halvparten av registreringene over 5 cm/s. Strømretningen var imidlertid noe mer varierende enn i 2.5m dyp, og vanntransporten (fluksen) noenlunde jevnt fordelt.

¹ Saltet forsvinner ikke. Variasjoner skyldes tilførsel av nytt vann.

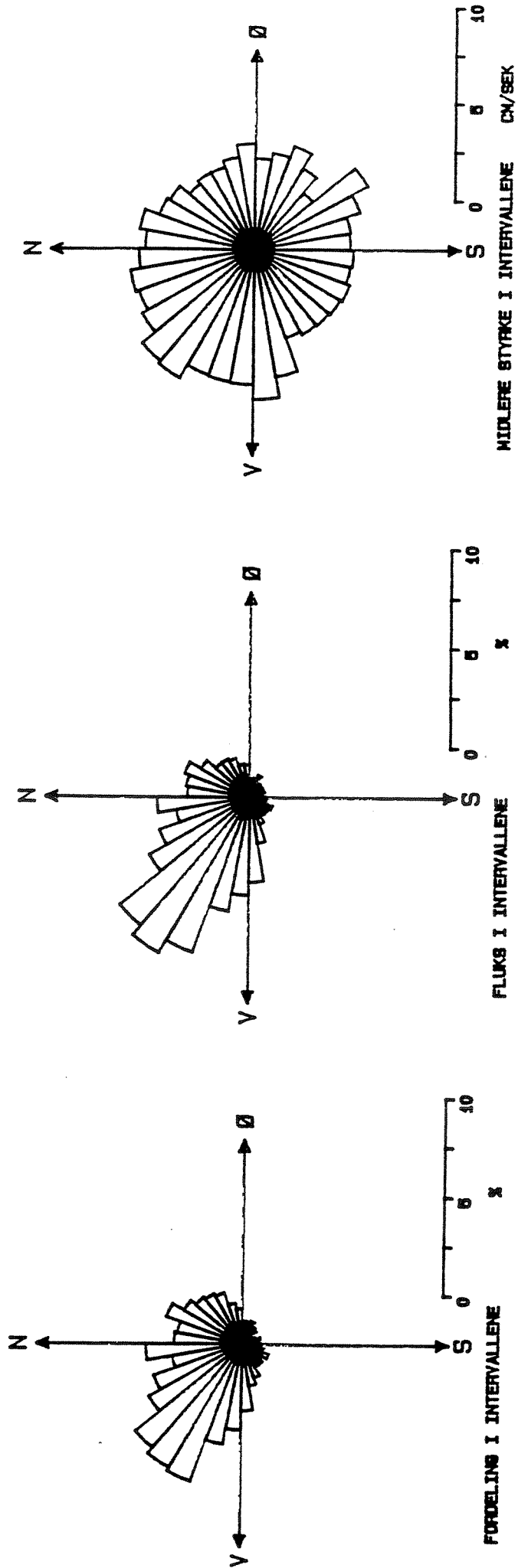


Fig. 13. Statistisk oppsummering av strømmålingene i 2.5 m dyp i tidsrommet 16.10.-22.11. 1990, fordelt på 15 graders sektorer.

- a: Fordeling av strømretning. Hovedsaklig nordvestlig strøm.
- b: Fluks eller volumtransport i sektorene. Hovedsaklig nordvestlig transport.
- c: Midlere hastighet i sektorene. Noenlunde jevn fordeling.

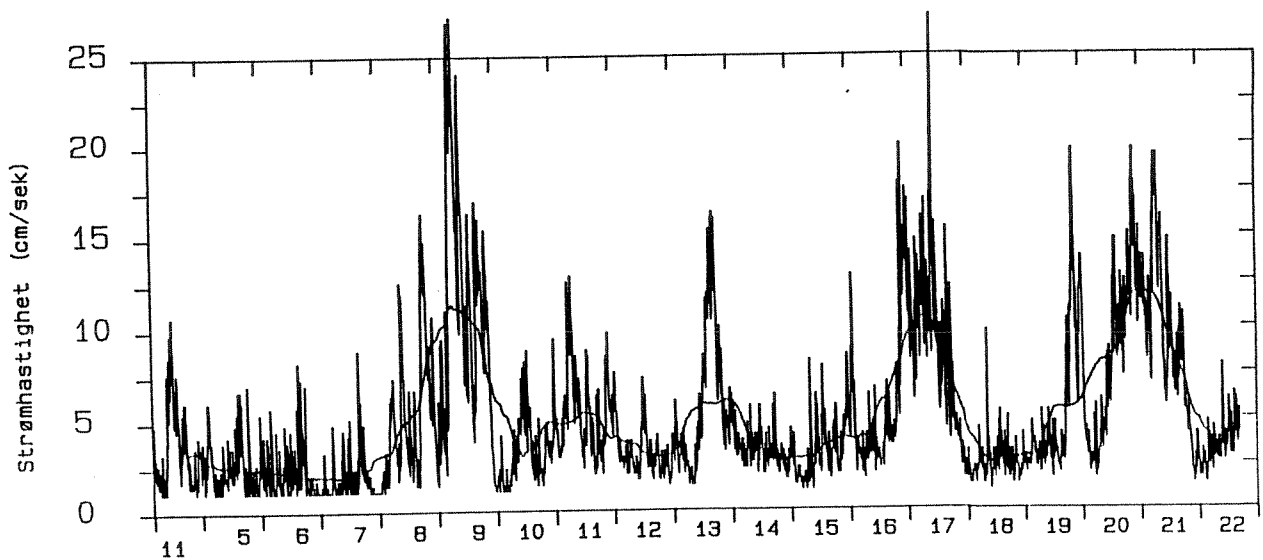
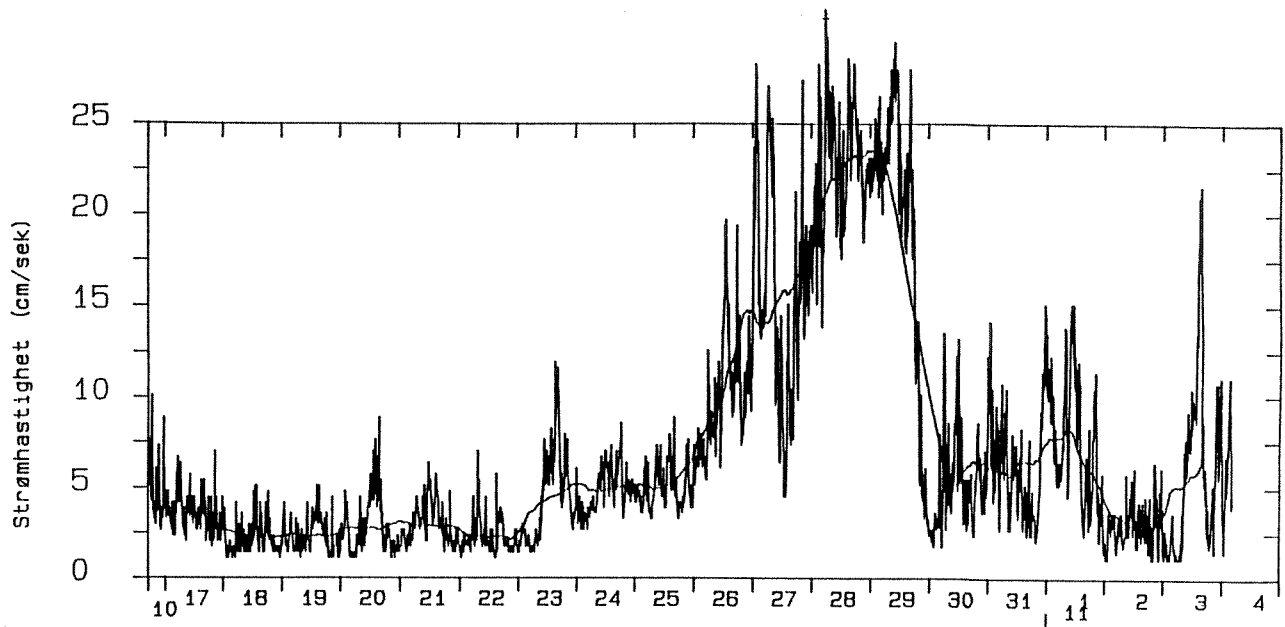


Fig. 14. Strømhastigheten i 2.5 m dyp i Byfjorden i tidsrommet 16.10 - 22.11 1990.

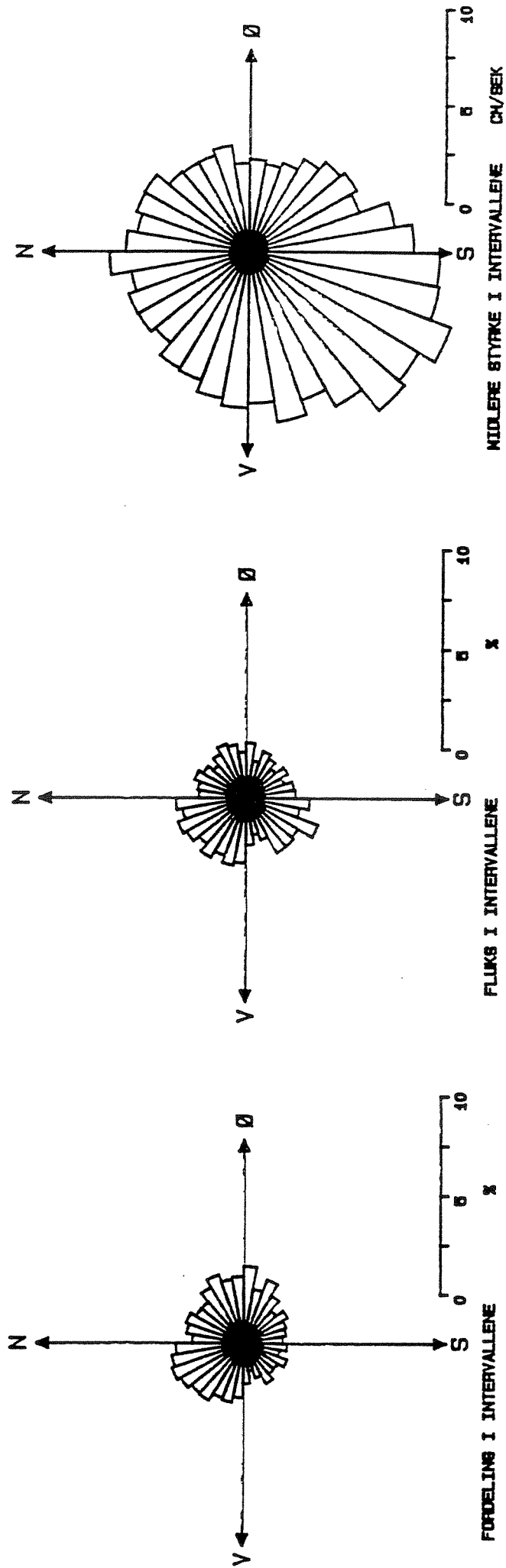
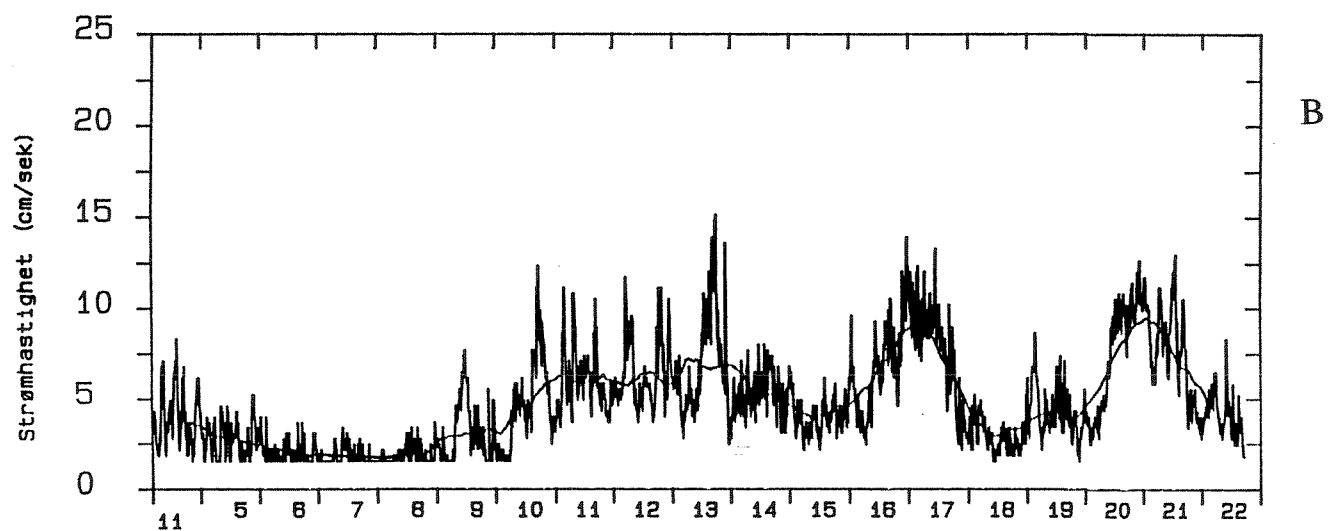
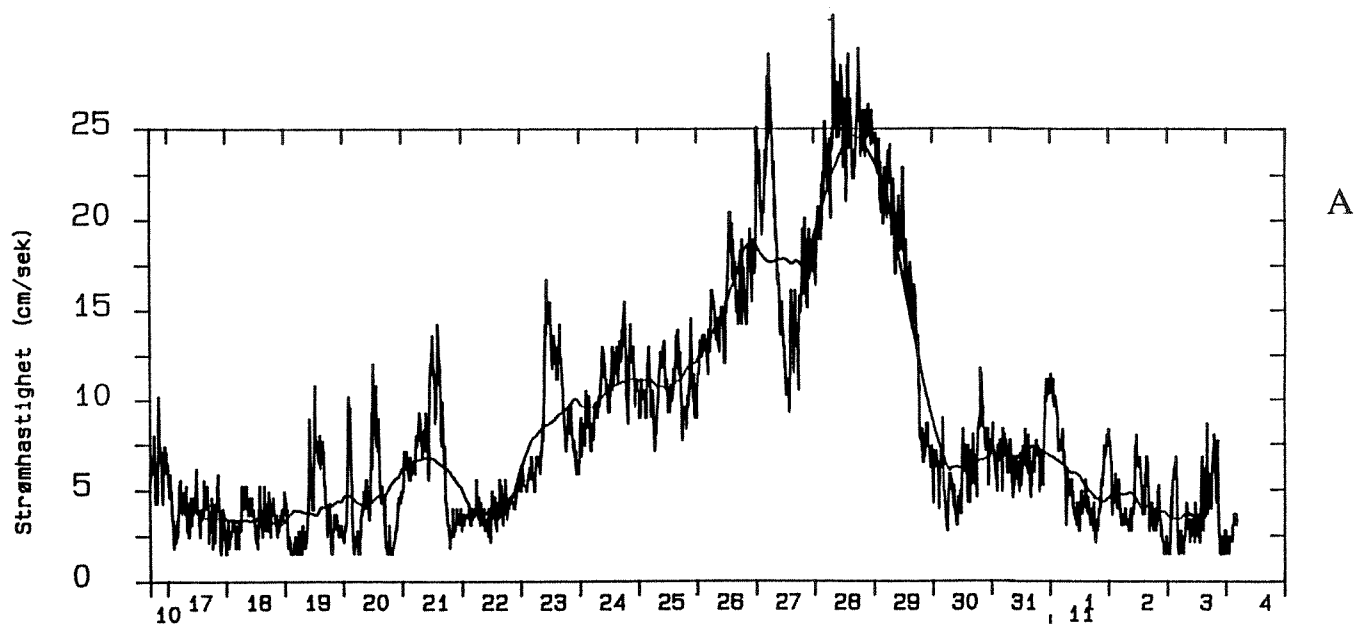


Fig. 15. Statistisk oppsummering av målingene i 15 m dyp, fordelt på 15 graders sektorer.

- a: Fordeling av strømretning. Mest nordvestlig strøm.
- b: Fluks eller volumtransport i sektorene. Mest nordvestlig transport.
- c: Midlere hastighet i sektorene. Noenlunde jevn fordeling.



Figur 16. Strømhastigheten i 15 m dyp i Byfjorden i tidsrommet 16.10. - 22.11.1990.

Strømstyrken viste store likhetstrekk med registreringene i 2.5m, men med gjennomgående noe svakere strøm utover i november (fig. 16). Også i dette dypet var de fleste perioder med sterk strøm sammenfallende med vest-nordvestlig retning. Et unntak var tidsrommet 20-21.11 da strømretningen for det meste var øst-sørøst.

Samlet sett viser målingene forhold som domineres av hyppige inn- og utstrømninger som skyldes skiftende vindforhold og skiftende lufttrykk over fjordområdet og i kystvannet. Resultatene viser at vannmassene i hele fjordområdet iblant skiftes ut over ett døgn.

Ved beregning av gjennomsnittlig oppholdstid for vannmassene over terskeldyp i Byfjorden etter den forannevnte empiriske modellen

(Aure og Stigebrandt, 1989) er det som input gitt fjordarealene i 0m, 10m, 20m, 50m, 75m, 100m og 105m dyp, samt terskelbredde mot kystvannet i 0m, 10m, 20m og 25m. Fjordområdets midlere ferskvannstilførsel er satt til $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Av modellen gis 3.5- 4 døgn som midlere oppholdstid for vannmassen i 0-25m dyp.

Av det foranstående vil vi konkludere at oppholdstiden i 0-25m dyp i fjordområdet utenfor Farsund oftest ligger i intervallet 3-7 døgn.

4.2.2. Vannkvaliteten i overflatelaget.

Resultatene fra de bakteriologiske målingene er vist i fig. 17. Vurderinger av badevannskvaliteten er helsemyndighetenes ansvar, men her kan vi gjøre en enkel sammenligning med Statens forurensningstilsyns vannkvalitetskriterier for ferskvann - som inntil videre også brukes for sjøvann (SFT 1989):

1.	0-50 TKB/100 ml:	godt egnet til bading
2.	50-500 TKB/100 ml:	egnet til bading
3.	500-1000 TKB/100 ml:	mindre godt egnet til bading
4.	>1000 TKB/100 ml:	ikke egnet til bading

Den høyeste observasjonsverdi legges til grunn for klassifiseringen.

Sammenligner vi med resultatene i fig. 17, finner vi at stasjonen i Byfjorden faller i klasse 1: Godt egnet til bading.

Resultatene kan også sammenlignes med Helsedirektoratets (1976) krav til godt badevann, som noe forenklet sier at den geometriske middelverdien ikke skal være høyere enn 50 termostabile koliforme bakterier (TKB) pr. 100 ml, og inntil 10% av målingene kan være opptil 100 TKB/100 ml.

Også ut fra dette kriteriesettet er den hygieniske vannkvaliteten tilfredsstillende.

Siktedypet er en annen størrelse som er av betydning for badevannskvaliteten. Helsedirektoratet (1976) setter siktedyp på 2-3m som nedre grense for godt badevann. Resultatene av målingene på st. F1 og F2 i 1989-90 er vist i fig. 18. Minste målte siktedyp var ca. 5m, dvs. godt badevann.

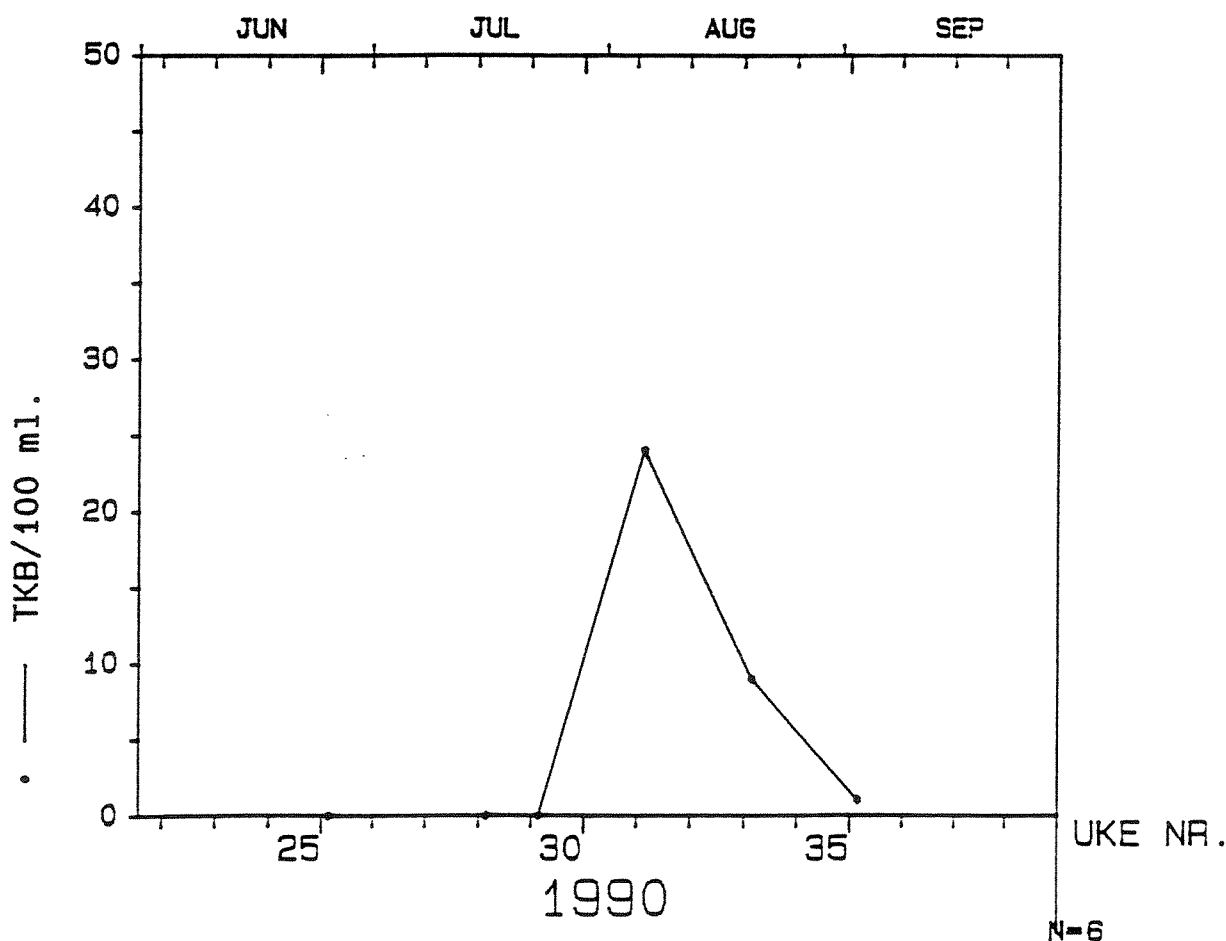
Hvis det ikke forekommer større utslipp av partikulært eller oppløst materiale til overflaten, vil konsentrasjonen av planktonalger i vannmassen oftest være bestemmende for siktedypet. Klorofyll a anvendes som et enkelt mål på planktonmengden. Fig. 19 viser middelverdien av

klorofyll a i 0-2m og 5m dyp sammen med siktedypet på samme tidspunkt. Siktedypet avtar med økende konsentrasjon av klorofyll (planteplankton).

Analyseresultater av næringssaltene fosfat og nitrat samt klorofyll a i 0-20m dyp i Byfjorden (st. F1) er vist i fig. 20 - 22. Det er to hovedtrekk:

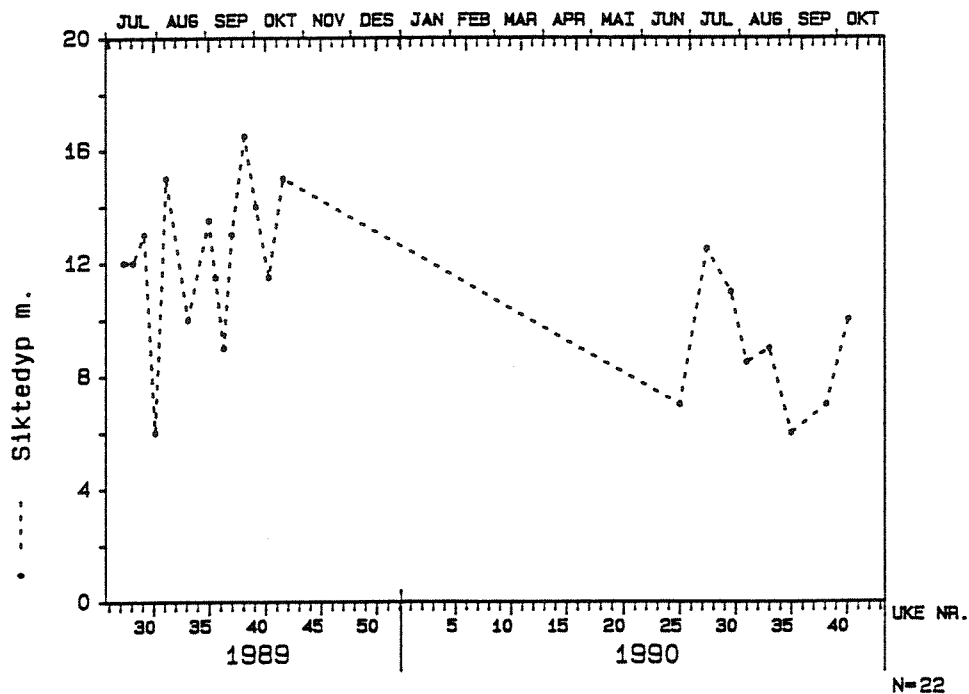
- * i juni - september ble det målt relativt lave konsentrasjoner av fosfat og nitrat i 0-5m dyp. I oktober var konsentrasjonene høyere, og grunnen kan være mindre opptak i alger. Vi ser at klorofyllkonsentrasjonen var relativt lav under oktobertoktet.
- * i juli - september var det lave næringssaltkonsentrasjoner i hele vannmassen ned til 20m dyp ($< 1 \text{ mgP/m}^3$ og $< 3 \text{ mgN/m}^3$). Samtidig var klorofyll- konsentrasjonen forholdsvis høy. Det lave innholdet av løste næringssalter kan dermed forklares ved stort opptak i planteplankton.

Det er sannsynlig at planktonveksten i dette tidsrommet ble begrenset av næringssmangel, uten at man fra målinger av næringssalter alene kan si det med fullstendig sikkerhet.

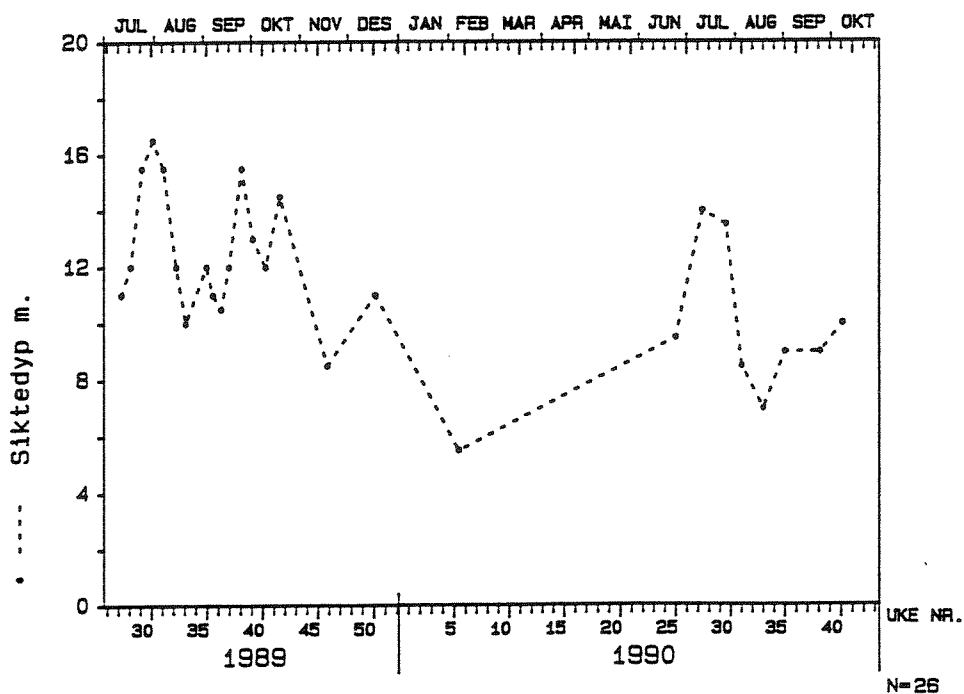


Figur 17. Målinger av termotabile koliforme bakterier (TKB) i 1 m dyp ved stasjon F1.

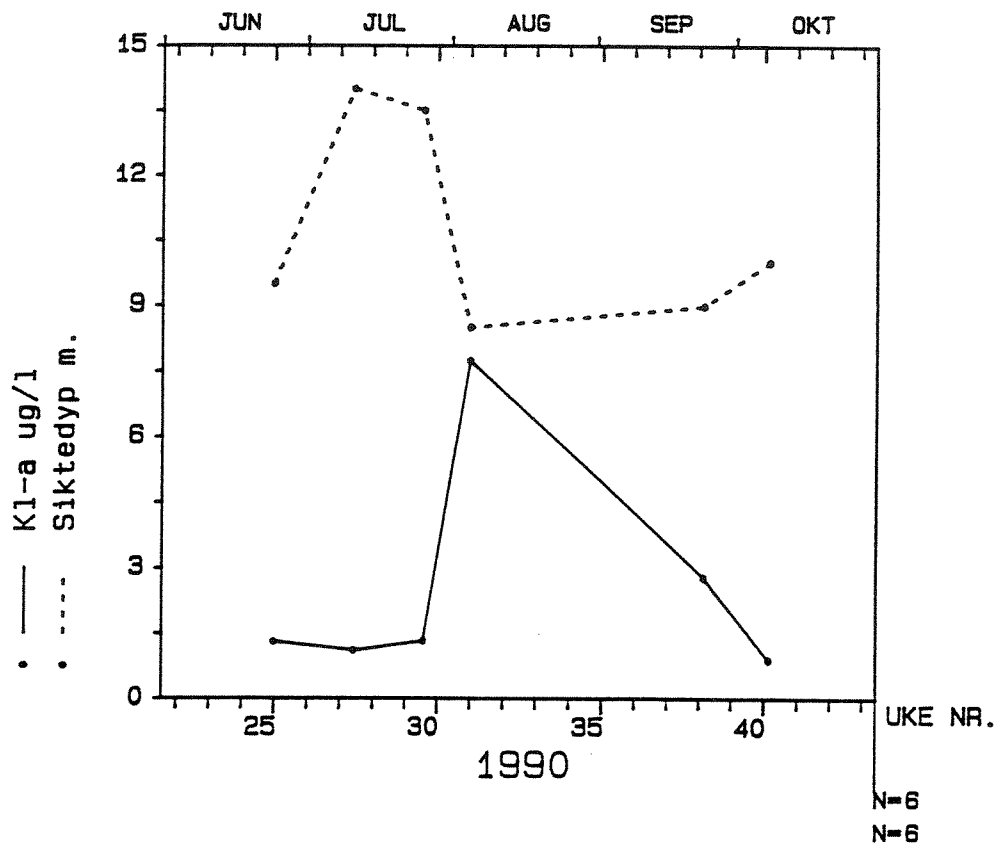
F1



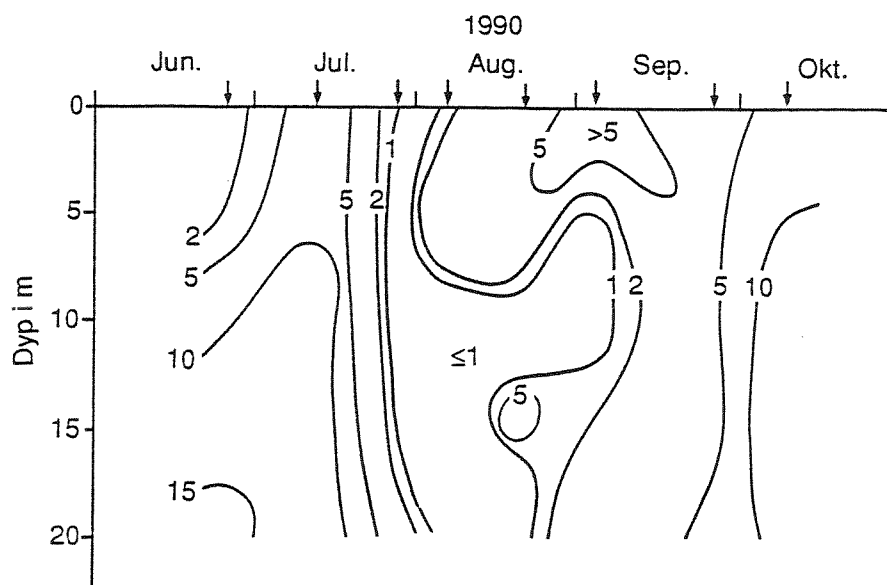
F2



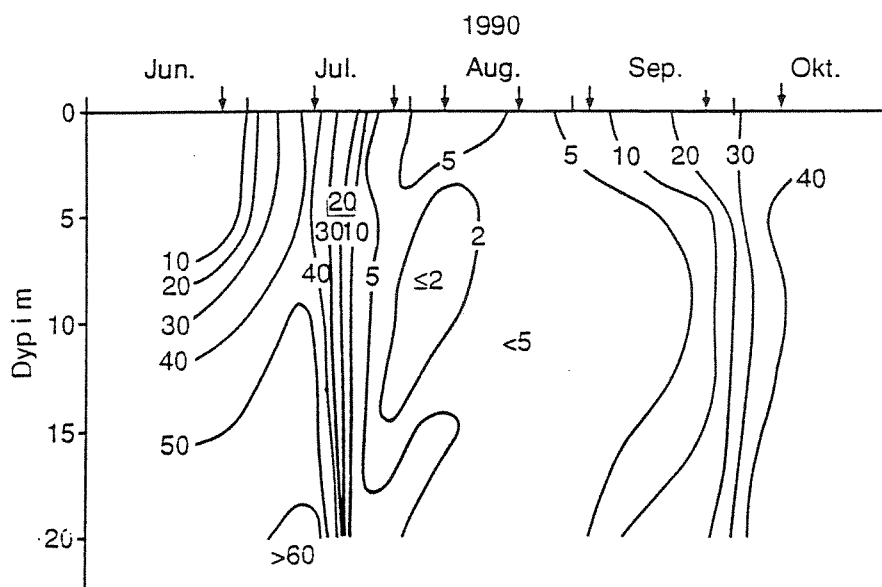
Figur 18. Målinger av siktedyp på st. F1 og F2.
Alle målinger var langt bedre enn kravet til godt badevann.



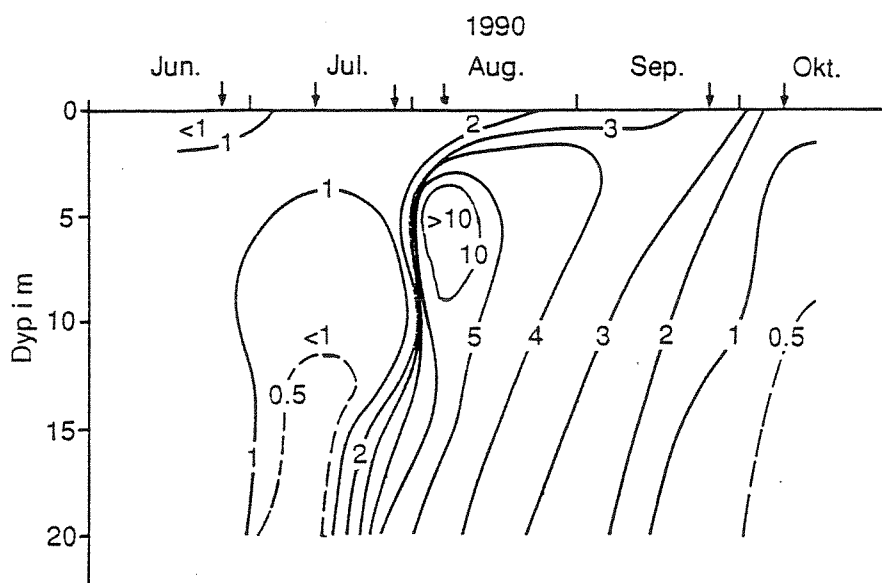
Figur 19. Siktedyb og middelkonsentrasjon av klorofyll a på st. F1. Planktonmengden (klorofyll a) bestemmer siktedypet.



Figur 20. Konsentrasjon av fosfat (mgP/m^3) i 0-20 m dyp på st. F1 høsten 1990.



Figur 21. Konsentrasjon av nitrat (mgN/m^3) i 0-20 m dyp på st. F1 høsten 1990.



Figur 22. Konsentrasjon av klorofyll a (mg/m^3) i 0-20 m dyp på st. F1 høsten 1990.

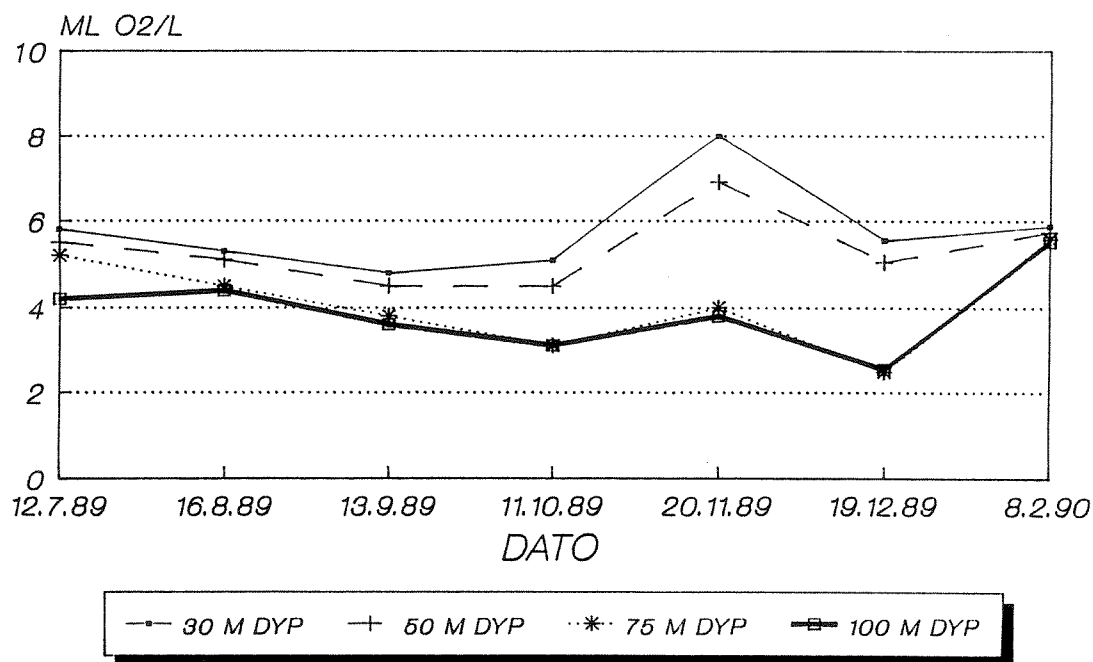
4.2.3. Vannkvaliteten i dypvannet.

Resultatet av oksygenmålingene i dypvannet er vist i fig. 23. Vi ser det typiske mønsteret hvor

- * konsentrasjonen avtar mot bunnen, i hovedsak pga. mindre oksygentilførsel (mindre vannutskiftning). Nivåene i 75-100m dyp er svært like og markert lavere enn i 30-50m. Laveste konsentrasjon var 2.5 ml O₂/l (39 % metning) i 75m og 100m dyp i desember 1989.
- * I 75-100m dyp avtok konsentrasjonen gradvis utover høsten. Dette er en vanlig situasjon, som skyldes at dette normalt er en periode med liten vannutskiftning kombinert med et stadig forbruk av oksygen pga. nedbrytning av organisk materiale.

Det er vanlig å karakterisere oksygenforhold som dårlige ved konsentrasjoner under 3.5 ml O₂/l og kritiske under 2 ml O₂/l. Etter den skalaen var det dårlige oksygenforhold i fjordens dypvann høsten 1989, men ikke kritiske forhold.

Det er nødvendig, men vanskelig, å vurdere representativiteten av slike relativt korte måleserier. Men i november 1971 ble det målt 3.0 ml O₂/l i 80m dyp på samme stasjonen (Kolstad et al., 1973), dvs. noenlunde samme nivå.



Figur 23. Oksygenkonsentrasjoner i dypvannet på stasjon F1 høsten 1989 og vinteren 1990.

4.3 Oppsummering

Resultatene ovenfor kan oppsummeres slik:

- * oppholdstiden for vannmassene i 0-25m dyp er vanligvis i intervallet 3-7 døgn. Betydelig kortere og lenger oppholdstid kan forekomme. Den viktigste utskiftningsmekanismen er tetthetsvariasjoner i kystvannet.
- * badevannskvaliteten i Byfjorden var god. Konsentrasjonen av termotabile koliforme bakterier (TKB) var lav og siktedypet godt.
- * det er sannsynlig at veksten av planteplankton i tidsrommet juli - september 1990 til tider var begrenset av næringsmangel.
- * Byfjordens dypvann er sårbart for belastning med organisk materiale. I stagnasjonsperioder blir det dårlige oksygenforhold under 60-70m dyp, og man bør nå legge vekt på å unngå at tilstanden forverres over mot kritiske forhold ($< 2 \text{ ml O}_2/\text{l}$). Lokale tiltak er reduserte utslipp av fosfor, nitrogen og organisk stoff.

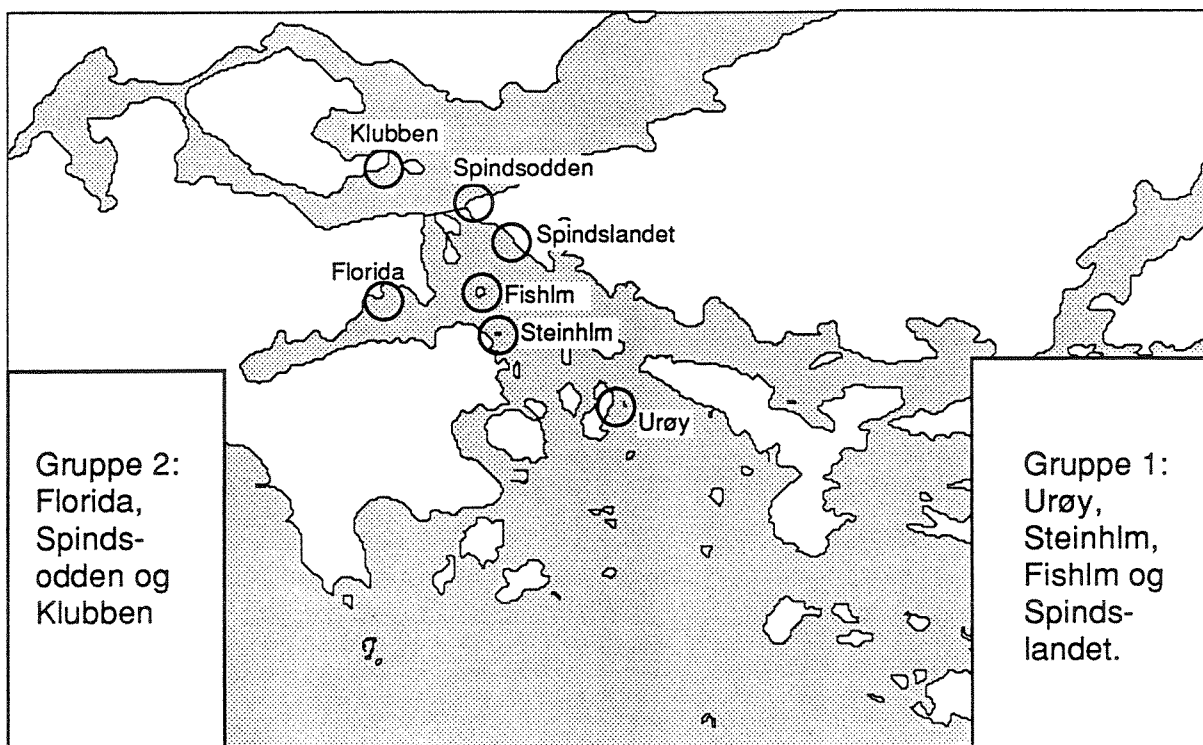
5. ORGANISMESAMFUNN I STRANDSONEN

5.1. Materiale og metoder

5.1.1. Stasjonsvalg.

Det ble foretatt registrering på i alt syv stasjoner (Figur 24, Tabell 2). Disse ble valgt slik at de best mulig skulle beskrive området og samtidig ligge langs en mulig belastningsgradient. Den sydligste lokaliteten, Urøy, beliggende utenfor Byfjorden var en kontrollstasjon. Stasjonene på Klubben, Fisholmen og Urøy ble også prøvetatt i 1972.

Langs Sundestranda var det uegnede strandforhold (veifylling etc.) for prøvetaking. Det ble derfor ikke valgt noen stasjon i dette området.



Figur 24. Stasjonsnett for strandsonundersøkelser 22.8.90.
Makroskopiske alger og dyr i strandsonen (<1m dybde) ble registrert.

Tabell 2. Stasjoner for registrering av fjæreorganismer

St 1. Urøy	Østvendt lokalitet på høyde med Risholmen.
St 2. Steinholmen	Østvendt lokalitet på liten holme ved Skjoldnesodden
St 3. Fisholmen	Østvendt lokalitet. Fra gammel brygge midt på holmens østside og nordover.
St 4. Florida	Sydvendt lokalitet på nes nedenfor Farsund Fjordhotell. Fra badetrapp/brygge og østover.
St 5. Spindslandet	Sydvestvendt lokalitet midt på Spindslandet. Fra bukt og nordover.
St 6. Spindsodden	Vestvendt lokalitet ved stor stein i bukt nord for brua.
St 7. Klubben	Sydvendt lokalitet. Fra brygge ved hytte i liten bukt og vestover.

5.1.2. Metodikk

På hver av stasjonene ble alle alger og dyr i strandsonen (dvs. ned til ca. 1 m dybde) registrert. Undersøkelsen ble foretatt med bruk av maske og snorkel. Registreringen ble derved begrenset til arter som er synlige i felt (makroskopiske arter), men arter som ikke kunne identifiseres direkte, ble samlet inn og senere bestemt ved hjelp av lupe og mikroskop. For å standardisere prøvetakingen ble artsregistreringen begrenset til en fast tid pr. stasjon (10-15 minutter). Artene ble registrert ved dekningsgrad som ble subjektivt angitt etter en 4-delt skala: enkeltfunn (1), spredt (2), vanlig (3) og dominerende (4).

Undersøkelsen ble gjennomført 21. august 1990. Strandsonesamfunnene vil også bli registrert i 1991 for at undersøkelsene skal omfatte to år. En sammenfattende vurdering av resultatene vil bli gitt etter denne registreringen.

Ved tallbehandling av datamaterialet ble forekomstangivelsene enkeltfunn til dominerende erstattet med verdiene 2, 4, 8 og 16. Arter som ikke ble registrert ble tilordnet verdien 0.

5.2. Resultater

Totalt antall arter varierte fra 36 på stasjon 1 Urøy (24 alger, 12 dyr) til 20 på stasjon 7 Klubben (14 alger, 6 dyr). Antall arter avtok gradvis innover i fjordsystemet med unntak av nest ytterste stasjon Steinholmen (st. 2), som hadde nest færrest arter med 25 (Tabell 3). Denne reduksjonen i fjordsystemet gjenspeiler generelt sett gradvis dårligere forhold innover i resipienten.

De vanligst forekommende alger og dyr er gitt i Tabell 3. På alle stasjonene var det en rik bevoksning av de vanlige sonedannende tangartene blæretang (*Fucus vesiculosus*) og sagtang

(*Fucus serratus*). Grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fantes i noe varierende mengde og ble ikke funnet på stasjon 7. Vanligst forekommende i undervegetasjonen var rødalgene vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*), krusblekke (*Phyllophora pseudoceranoides*) og sjøris (*Ahnfeltia plicata*) sammen med grønnalgene grønndusk (*Cladophora rupestris*), havsalat (*Ulva lactuca*) og tarmgrønske (*Enteromorpha intestinalis*). Vanlige dyr i strandsonen var rur (*Balanus balanoides*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og sjøstjerner (*Asterias rubens*). En fullstendig fortegnelse over alle registrerte alger og dyr er gitt i Vedlegg A.

Tabell 3. Vanlige strandsonearter på 7 stasjoner i Farsundsområdet, undersøkt den 22/8-1990.

Tabellforklaring: e: enkeltfunn, s: spredt, v: vanlig, d: dominerende, +: tilstede, -: ikke funnet.

Stasjonsnavn	Urøy	Steinholmen							norsk navn
		Fisholmen			Florida		Spindslandet		
Art (latinsk navn)	Stasjonsnr.	Spindsodden		Klubben					
		1	2	3	4	5	6		7
									brunalger
<i>Ascophyllum nodosum</i>	s	v	s	v-d	e	s	-		grisetang
<i>Fucus serratus</i>	d	d	d	d	d	d	d	d	sagtang
<i>Fucus vesiculosus</i>	d	d	d	d	d	d	v	v	blæretang
<i>Laminaria digitata</i>	d	v-d	d	-	v	-	-	-	finger tare
									grønnalger
<i>Cladophora rupestris</i>	v	v	v	v	v	-	s	s	grønndusk
<i>Enteromorpha sp.</i>	d	v-s	v	v-d	v	v	v	v	tarmgrønske
<i>Ulva lactuca</i>	v	s	v	s	v	-	-	-	havsalat
									rødalger
<i>Ahnfeltia plicata</i>	v	v-d	v	-	-	s	-	-	sjøris
<i>Ceramium rubrum</i>	v	d-v	d	v	d	s	v	v	rekeklo
<i>Hildenbrandia rubra</i>	d	v	v	v	v	v	s	s	fjæreblod
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	v	s	s	-	v	s	v	v	krusblekke
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	d	v	v	s	-	-	-	-	slettrugl
<i>Polysiphonia sp.</i>	v	-	-	-	v	s	v	v	tang/røddokke
									dyr
<i>Asterias rubens</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	sjøstjeme
<i>Balanus balanoides</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	rur
<i>Dynamena sp.</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	hydroide
<i>Electra pilosa</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	mosdyr
<i>Laomedea sp.</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	sikksakkhår (hydr.)
<i>Littorina littorea</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	strandsnegl
<i>Littorina saxatilis</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	spiss strandsnegl
<i>Membranipora membranacea</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	mosdyr
<i>Mytilus edulis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	blåskjell
Sum antall arter totalt i undersøkelsesmaterialet	36	25	31	29	28	26	20		

5.2.1. Alger

Generelt var det stor likhet i algeforekomstene mellom stasjonene. Kontrollstasjonen på Urøy (st. 1) var den rikeste stasjonen med flest antall arter og den største forekomsten av rød-, brun og grønnalger (Figurene 25 og 26). Den innerste stasjonen Klubben (st. 7) hadde den fattigste vegetasjonen målt både som algemengde og antall arter.

Stasjon 2 Steinholmen og stasjon 4 Florida skilte seg endel fra de øvrige. Det var en markert reduksjon i antall og mengde rødalger samtidig som andelen av brunalger og spesielt grønnalger var høy (Figur 25, 26). Vannkvaliteten ved stasjon 4 Florida var på undersøkelsestidspunktet dårlig (brunt vann). Både alger, dyr og selve bunnen var nedslammet og vitnet om stor partikkelbelastning (organisk og/eller uorganisk sediment). Det ble også registrert skimmelhvite flekker av svovelbakterier (trolig *Beggiatoa*) på bunnen. Dette er tydelige tegn på overbelastning av organisk materiale. Ut fra de observerte forhold må begge stasjoner, spesielt stasjon 4, karakteriseres som påvirket.

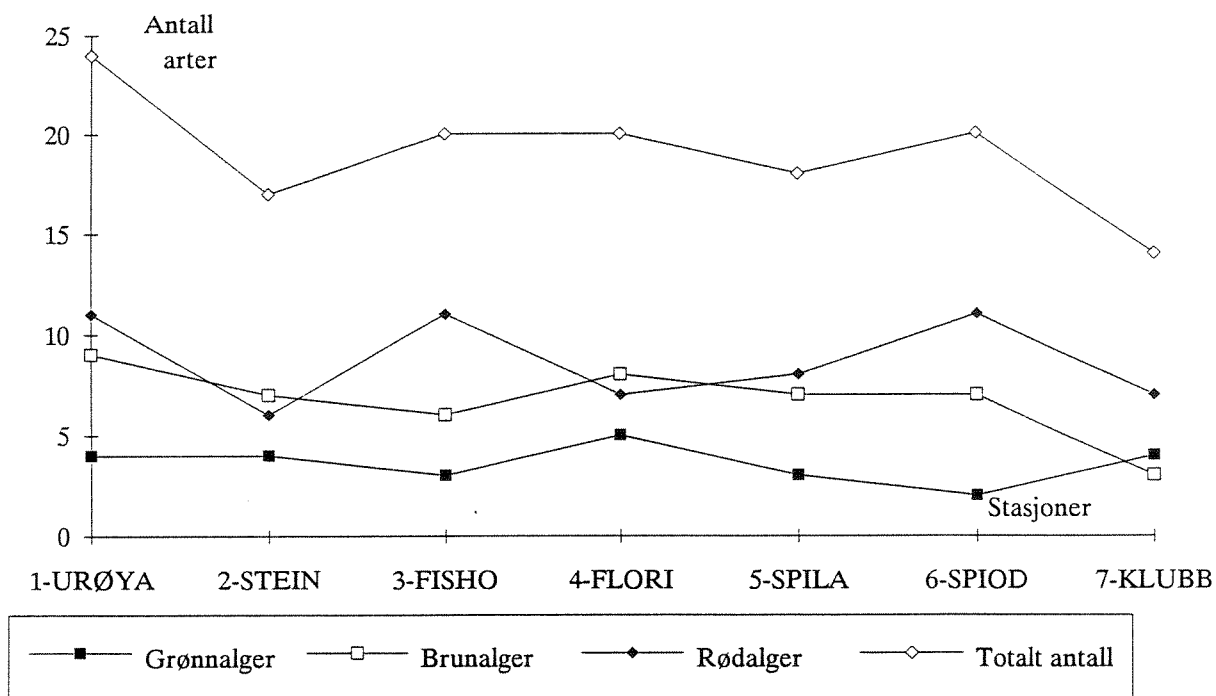
Stasjon 3 Fisholmen som ligger midtfjords og nærmere Farsund enn Steinholmen, hadde en rik vegetasjon og var sammenliknbar med kontrollstasjon på Urøy. Også stasjon 5 Spindslandet på Byfjordens østside, var artsrik med et algesamfunn som må karakteriseres som normalt.

Ved stasjon 6 Spindsodden var algesamfunnet derimot spesielt. Det var et høyt antall rødalger, men liten mengde av de enkelte arter, og noen få arter grønnalger som dominerte mengdemessig. Den rike forekomsten av grønnalger og trådformede hurtigvoksende brunalger kan tyde på forhøyde konsentrasjoner av næringssalter, men forholdene kan nok også ha sammenheng med at stasjonen er strømrisk.

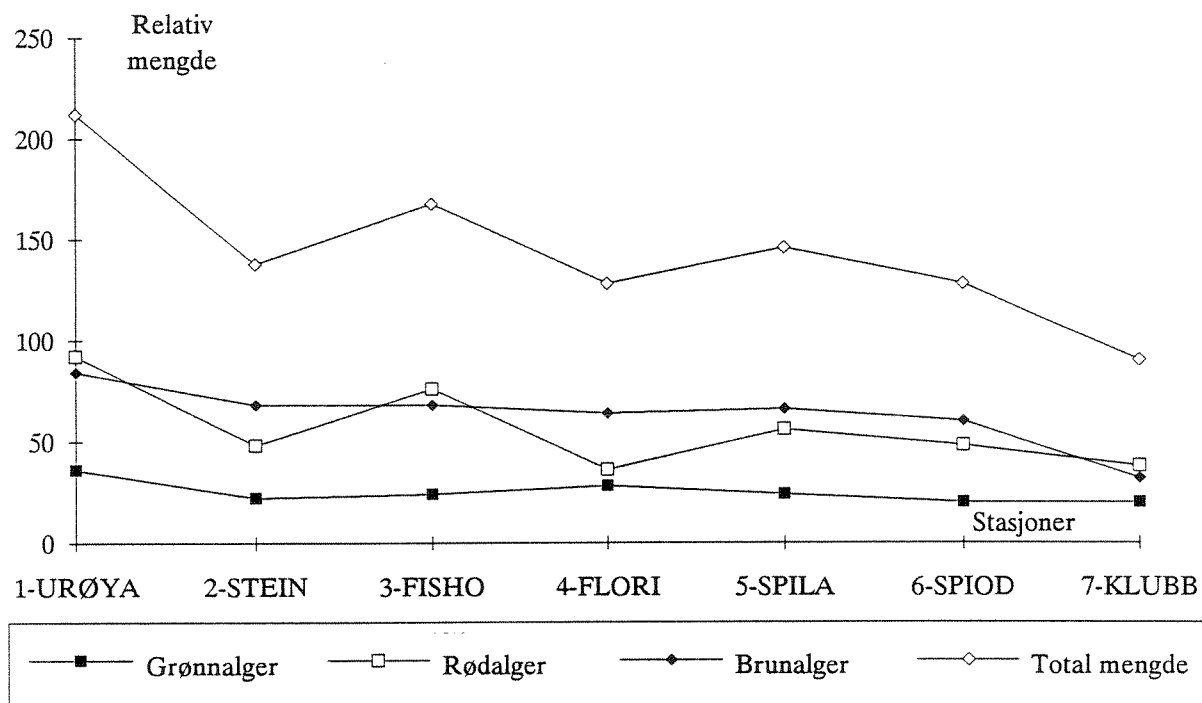
Stasjon 7 Klubben hadde få arter med lav forekomst for de enkelte arter. Det er vanskelig ut fra dette materialet å peke på årsaken til dette, men det kan skyldes lavere saltholdighet i overflatelaget.

5.2.2. Dyr

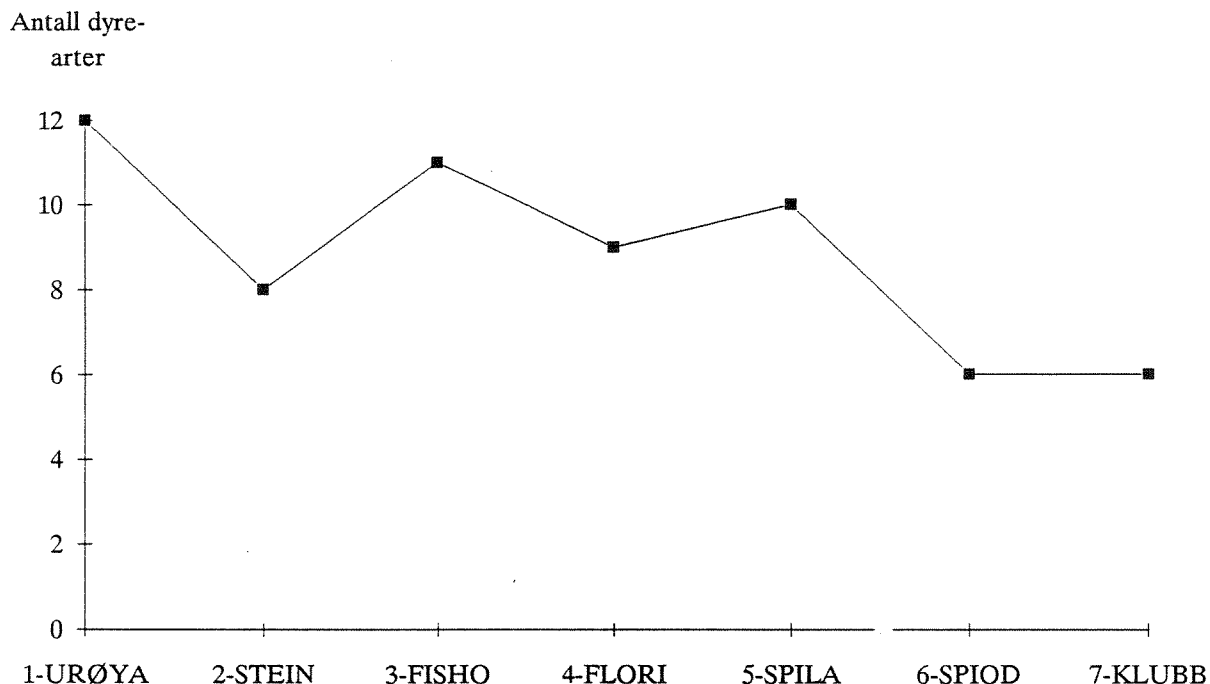
Samlet antall dyr på stasjonene er vist i Figur 27. Resultatet av den faunistiske undersøkelsen understøtter resultatet fra algeundersøkelsen. Tre stasjoner hadde 10 eller flere arter (st. 1 Urøy, st. 3 Fisholmen og st. 5 Spindslandet). På stasjon 2 Steinholmen var det klart lavere artsantall (Figur 27), noe som nok gjenspeiler den dårligere vannkvaliteten i dette området. Det var også redusert artsantall ved stasjon 4 Florida. Stasjonene i Lyngdalsfjorden hadde færre arter. Artsantallet var halvert ved stasjon 6 Spindsodden og stasjon 7 Klubben sammenlignet med kontrollstasjonen Urøy. De artene som ble funnet er også mer tolerante overfor dårligere vannkvalitet enn øvrige registrerte dyrearter.



Figur 25. Antall rødalger, brunalger og grønnalger, samt totalantall alger på strandlokaliteter i Farsundsområdet: st. 1 Urøya, st. 2 Steinsholmen i Byfjorden, st. 3 Fisholmen i Byfjorden, st. 4 Florida i Lundevågen, st. 5 Spindlandet, st. 6 Spindsodden i Lyngdalsfjorden og st. 7 Klubben i Lyngdalsfjorden.



Figur 26. Relativ mengde av rødalger, brunalger og grønnalger, samt totalt for alle arter funnet på de 7 undersøkte lokalitetene i Farsundsområdet.



Figur 27. Antall dyrearter funnet på de 7 undersøkte lokalitetene i Farsundsområdet.

5.3. Vurdering av resultatene

Tilstanden i midtre og ytre del av det undersøkte området, representert ved stasjonene på Spindlandet, Fisholmen og Urøy, var god.

I Lundevågen og nærområdene utenfor var det tydelig påvirkning av utslipp. Algevegetasjonen indikerte forhøyde konsentrasjoner av næringssalter. Stasjonen ved Florida (st. 4) var også tydelig belastet av partikkelsedimentering. I noen grad kan dette skyldes at stasjonen var beskyttet og derfor mer utsatt for større partikkel- sedimentering enn de øvrige stasjonene. Med mindre det er lokale utslipp fra Skjoldnes som kan influere på stasjon 2 Steinsholmen, må det med stor sannsynlighet være utslipp til Lundevågen som også påvirker vekstmiljøet rundt Steinsholmen.

Den reduserte artsrikheten på stasjonene i Lyngdalsfjorden indikerer en annen vannkvalitet enn i Byfjorden. Årsaken til dette kan ikke fastslås utfra strandsoneregistreringer alene. Trolig er vannkvaliteten dårligere, men ferskvannspåvirkning kan også være medvirkende. Det kunne ikke direkte spores virkninger av utslippene på Sundestranda i det innsamlede materialet.

Tre av de undersøkte stasjonene, Urøy, Fisholmen og Klubben, ble i 1972 undersøkt ved dykking (transektdykk ned til ca. 20 m dyp). Tatt i betraktning ulike observasjonsmetoder var det små forskjeller i artssammensetning fra 1972 til 1990. Unntatt var Fisholmen hvor det i 1990 ble funnet langt flere rødalger i 0-2 m dyp enn i 1972. Dette behøver ikke å være en reell forskjell, men i så fall uttrykker dette en forbedring i forhold til 1972-undersøkelsen.

Både resultatene fra 1972 og 1990 er basert på enkeltundersøkelser slik at det ikke er mulig å korrigere for naturlige årsvariasjoner i artssammensetningen. Undersøkelsene av strandsonesamfunnene vil bli repetert i 1991 for å gi et bedre grunnlag for vurdering av vannkvaliteten. Undersøkelsene for 1990 og 1991 vil bli rapportert samlet i en tilleggsrapport. I denne vil det også bli foretatt en nærmere sammenligning til de tidligere undersøkelsene i området.

6. BLØTBUNNSUNDERSØKELSER

6.1. Metodikk

Undersøkelsene ble konsentrert til Byfjorden og Lundevågen. Stasjonen ved Klubben på Øyna som ble innsamlet i juni 1989 (benevnt st. 52B: Pedersen m.fl. 1989), ble antatt å være representativ for forholdene i Lyngdalsfjorden utenfor Sundestranda.

6.1.1. Stasjonsvalg

I Byfjorden og Lundevågen ble det lagt tre prøvetakingsstasjoner (Figur 28). Stasjonen i dypbassenget (Skyskjær, F3) er best representativ for tilstanden i fjordområdet som helhet, mens stasjonene i Lundevågen (F1) og utenfor Sundsodden (F2) vil indikere mulige effekter i nærområdet til dagens tilførsler av avløpsvann. Stasjonene F2 og F3 ble også plassert med sikte på å overvåke virkningene av kloakkomlegningen og et mulig dyputslipp utenfor Skyskjær dersom det etableres et renseanlegg på Skjoldnes.

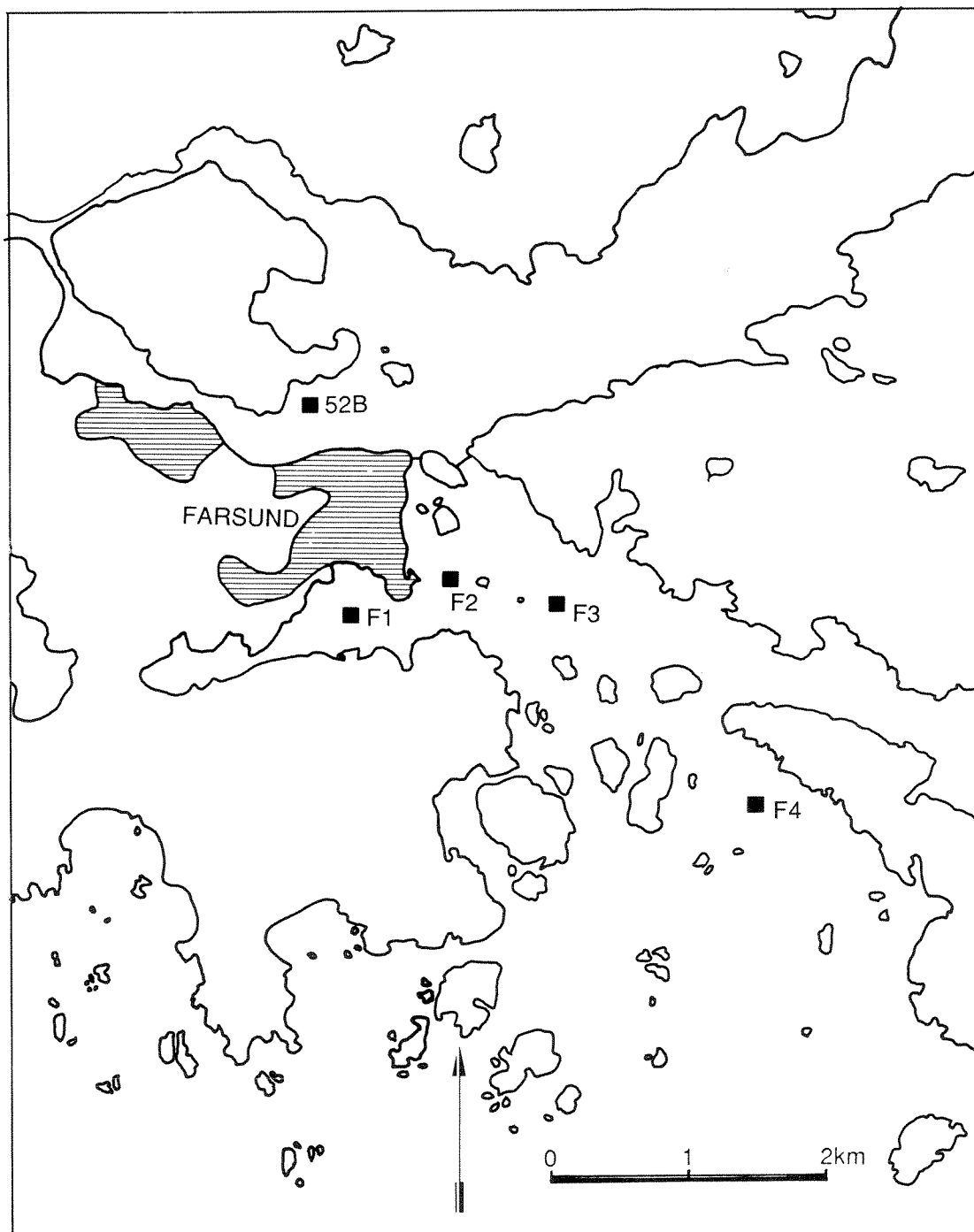
Utenfor Byfjorden ble det lagt en stasjon for referanse (F4). Denne ligger utenfor terskelen i et område med antatt god vannutskiftning. Det er ikke tilførsler av avløpsvann i nærområdet, men lokaliteten kan være påvirket av organisk materiale som transporteres ut fra Lyngdalsfjorden og Byfjorden.

6.1.2. Prøvetaking

Prøvene ble innsamlet 15.8.1990. Til prøvetakingen ble det benyttet et innleid fartøy (sjark). Prøvene ble tatt med en 0.1 m² 'Petersen'-type bunngrabb. På hver stasjon ble det tatt fire parallelle grabbhugg. Under prøvetakingen ble det gjort en visuell beskrivelse av bunnsedimentet.

Fra to grabbhugg ble det tatt en liten delprøve av overflatesedimentet til analyse av totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Faunaprøvene ble spylt på 5 og 1 mm sikter og siktematerialet konserverert i 4 % nøytralisert formaldehydløsning.

Ved opparbeidingen av faunaprøvene ble dyrene sortert fra siktematerialet, identifisert og telt. På grunnlag av artslistene og de enkelte artenes individtall i prøvene ble matematiske analyser for faunalikhet og mål for artsmangfold (= diversitet) beregnet. Artsmangfold er en viktig parameter ved karakterisering av miljøtilstand.



Figur 28. Stasjoner for prøvetaking på bløtbunn.
Stasjon 52B i Lyngdalsfjorden ble prøvetatt i juni 1989 og er rapportert i Pedersen m.fl. (1989).

6.1.3. Tallbehandling

Det er benyttet to mål for å uttrykke arts mangfold. Målene gir en enkeltverdi (indeks) eller beskriver en funksjon for den enkelte stasjon.

Shannon-Wiener indeks (H'). H' er en indeks som øker i tallverdi ved økende antall arter og når individene er jevnt fordelt mellom artene. Normalt arts mangfold, som gjenspeiler gode miljøforhold, representeres ved verdier > 3.1 . Indeksens minimumsverdi er null.

Hurlbert's funksjon. Dette er et grafisk mål for arts mangfold hvor antall arter plottes som en kurve mot antall individer. Grovt sett vil lavt arts mangfold (få arter) vises ved flate, liggende kurver, mens høyt arts mangfold gir kurver som stiger bratt i diagrammet. Rygg (1984) har utarbeidet et standarddiagram for inndeling av kurvene i klasser basert på undersøkelser i en rekke norske fjorder. Tolkning basert på denne funksjonen kan derfor settes i en større sammenheng. I denne undersøkelsen er endepunktene for kurvene (ikke selve kurvene) plottet i dette diagrammet.

Fra Hurlberts funksjon er det også beregnet en indeks, $E(S_{100})$, som gir forventet antall arter ved 100 individer. Ved gode forhold skal indeksverdien (antall arter) overstige 20.

Faunalikhet mellom stasjonene er beregnet i en clusteranalyse. Analysen viser i hvilken grad samfunnene er like eller forskjellige mellom stasjonene (og også mellom prøvene innfor samme stasjon). Beregningene er foretatt med 'Bray-Curtis' ulikhetsmål og 'flexible fusion' sortering. Analysen er utført på alle enkeltprøvene (parallellene) og vil derfor både vise graden av likhet mellom parallellene og mellom stasjonene. Alle data ble logaritmetransformert ($\ln(x+1)$) før analyse.

Metodene for tallbehandling er nærmere beskrevet i Vedlegg C hvor også de matematiske formlene er gitt.

6.2. Resultater

6.2.1. Bunnsedimenter

Tabell 4 viser dyp og bunnsediment på stasjonene. På alle stasjonene var det friskt sediment med normal farge. Det ble ikke notert mørkfarging eller lukt av hydrogensulfid i noen av prøvene. Rester av slagg, som det var spesielt mye av på stasjon F1, stammer fra dampskipsfarten i tidligere år.

Innholdet av organisk karbon (TOC) i sedimentet varierte fra 5.7 % i Lundevågen til 3.5 % på referansestasjonen (Tabell 5). Det er vanlig å observere 1-5 % organisk karbon i marine sedimenter (mengde organisk materiale vil grovt være det dobbelte av karbonverdien). Alle stasjonene lå derfor i øvre delen av normalområdet.

Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) kan indikere noe om materialets art. I sedimenter hvor det organiske materialet i hovedsak har marin opprinnelse (f.eks. dødt plankton), er forholdstallet normalt 6-10, mens det i sedimenter som tilføres betydelige mengder materiale fra land overstiger 10 (humus, planterester, etc. er relativt nitrogenfattig). Alle stasjonene hadde C/N- verdier som indikerer hovedsakelig marint materiale.

Verdiene for TOC og C/N sett i sammenheng kan indikere at sedimentet i Lundevågen og ved Sundsodden er svakt påvirket av organiske tilførsler. Sammenlignet med referansestasjonen synes hele Byfjorden noe organisk anrikt, men det er ikke utover hva som er normalt i kystnære områder.

Tabell 4. Data for bunnfaunaprøvene: dyp, antall prøver, gjennomsnittlig fyllingsgrad i grabben og beskrivelse av bunnsediment.

Stasjon	Dyp	Antall prøver	Fyllingsgrad	Sedimentbeskrivelse
F 1	34	4	1/1	Gråbrun nokså fast silt. Mye slagg.
F 2	40	4	1/1	Gråbrun silt. Noe bjørkekvister og slagg.
F 3	69	4	1/1	Grå silt/leire med gråbrunt topplag (ca 4-5 cm). Noen slaggbiter.
F 4	58	4	1/1	Grå silt/leire med gråbrunt topplag. Endel skjellrester.

Tabell 5. Innhold av organisk materiale i bunnsedimentet: totalt organisk karbon (TOC, %), totalt nitrogen (TN, %), og forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N).

Stasjon	Prøve	TOC	TN	C/N	
F 1	Lundevågen	1	5.44	0.69	7.8
		2	5.71	0.69	8.3
F 2	Sundsodden	1	5.28	0.64	8.3
		2	5.49	0.65	8.4
F 3	Skyskjær	1	4.22	0.55	7.7
		2	4.33	0.56	7.7
F 4	Langøya	1	3.56	0.50	7.1
		2	3.66	0.52	7.0

6.2.2. Fauna

Tabell 6 gir antall arter, antall individer, individtettheter og beregnede verdier for artsmangfold for alle stasjonene. De tre stasjonene i Byfjorden og Lundevågen (F1, F2, F3) hadde normale artstall, men litt lave individtall. På referansestasjonen var det normale arts- og individtall. Alle stasjonene hadde normale til høye verdier for artsmangfold. Dette illustreres også på Figur 29 hvor artsmangfoldet er plottet etter Hurlberts funksjon. Resultatene indikerer at det var gode forhold på alle stasjonene.

Faunaen på stasjonene var dominert av børstemark og små muslinger (Tabell 7). Artssammensetningen kan tyde på en viss innvirkning av de organiske tilførselene. Flere av de vanligste artene er kjent å opptre tallrikt i organisk overbelastede miljøer, f.eks. børstemarkene Chaetozone setosa, Glycera alba, Pectinaria koreni og Heteromastus filiformis og muslingene Corbula gibba og Thyasira (se Rygg 1985). Det var få forurensningsømfindtlige arter i prøvene. Noen negative effekter på faunaen er det imidlertid vanskelig å spore.

I clusteranalysen for faunalikhet danner de fire samhørende parallellene fra hver stasjon klare grupper (Figur 30). Dette gir en sikkerhet for prøvetakingens godhet og at faunaen er representativ for forholdene på lokalitetene. Mellom stasjonene var det størst likhet mellom F2 (Sundsodden) og referansestasjonen (F4). Mest forskjellig var F3 i dypbassenget, men det var ingen store forskjeller mellom stasjonene. Likhetene mellom stasjon F2 og referansestasjonen illustrerer at det ikke kan påvises noen negative miljøeffekter i Byfjorden sammenlignet med kystområdet utenfor.

Tabell 6. Prøveareal, antall arter, individtall og individ-tettheter på alle stasjoner.

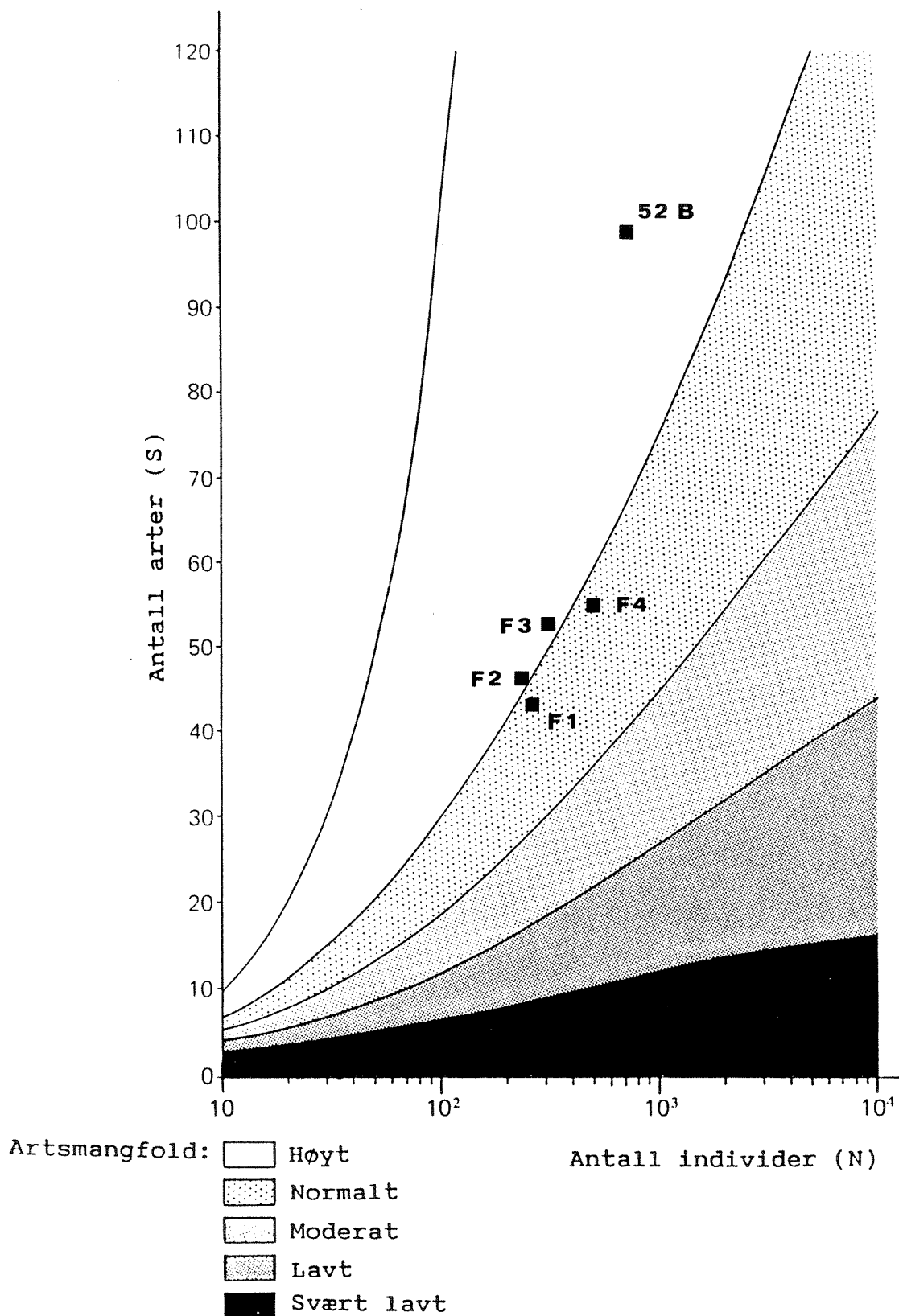
Diversitetsindekser: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlbert funksjon (forventet antall arter ved 100 individer). Stasjon 52B, Klubben i Lyngdalsfjorden, ble innsamlet i juni 1989 og er rapportert i Pedersen m.fl. (1989).

Stasjon	Areal	Arter	Ind.	Ind/m ²	H'	E(S ₁₀₀)
F 1 Lundevågen	0.4	43	272	680	4.18	26.36
F 2 Sundsodden	0.4	47	239	598	4.16	30.44
F 3 Skyskjær	0.4	53	310	775	4.66	32.04
F 4 Langøya	0.4	55	524	1310	4.26	28.57

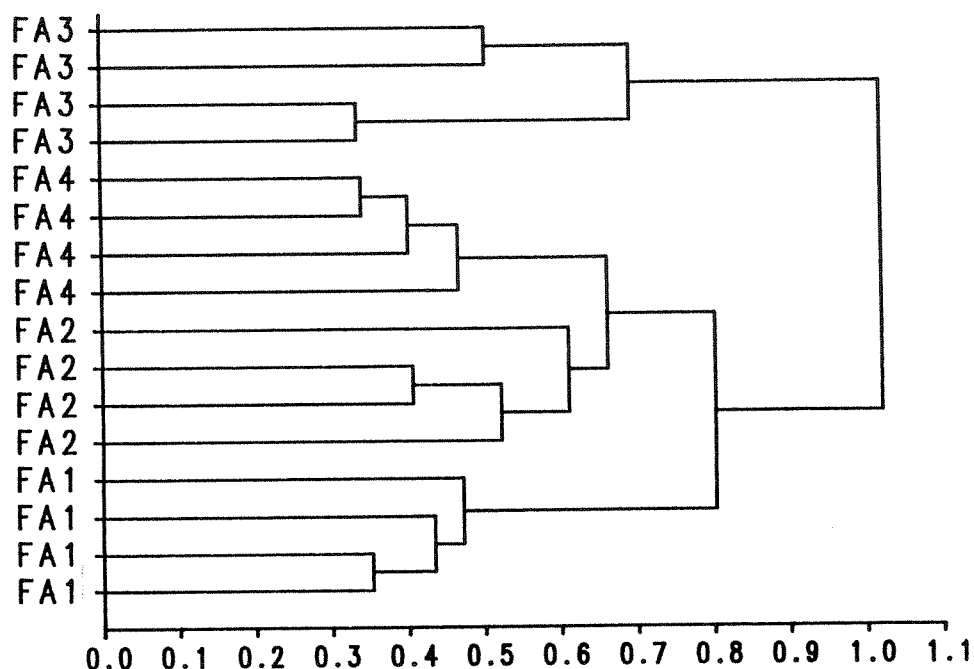
52B Klubben	0.4	98	767	1917	5.43	-

Tabell 7. Individtettheter (ind/m²) for de viktigste artene i bunnfaunaprøver fra Farsund 1989/1990. Alle arter med individtall > 10 ind/0,4 m² (=25 ind/m²) er tatt med. Stasjon 54B (Klubben i Lyngdalsfjorden) ble innsamlet under "Chryso"-undersøkelsene i 1989 (Pedersen m.fl. 1989).

Stasjon	F1	F2	F3	F4	52B
NEMERTINEA (båndmark)					
Nemertinea ind.	13	3	18	28	78
POLYCHAETA (mangebørstemark)					
Apistobranthus tullbergi	-	-	-	-	30
Chaetozone setosa	135	20	88	80	168
Diplocirrus glaucus	15	3	3	18	60
Euclymene sp.	-	-	-	-	33
Glycera alba	33	25	35	25	13
Heteromastus filiformis	40	-	93	5	33
Paramphinome jeffreysi	53	5	53	105	38
Paramphitrite tetrabranchiata	-	-	-	-	28
Pectinaria koreni	90	3	-	30	-
Prionospio cirrifera	45	63	70	73	100
Prionospio malmgreni	28	15	3	13	25
Proclea graffi	-	-	-	-	140
Pseudopolydora sp.	3	-	5	-	93
Spiophanes kroyeri	-	3	45	8	88
Terebellides stroemi	3	-	5	3	48
Tharyx sp.	-	-	5	3	35
Typosyllis cornuta	3	3	3	10	35
CAUDOFOVEATA (mark-bløtdyr)					
Caudofoveata ind.	-	-	3	8	30
BIVALVIA (muslinger)					
Abra nitida	60	183	25	335	90
Corbula gibba	38	48	-	45	-
Nuculoma tenuis	-	3	-	-	33
Thyasira equalis	-	-	-	-	130
Thyasira sp.	10	30	75	130	8
CRUSTACEA (krepsdyr)					
Philomedes globosus	-	-	-	-	80
Eriopisa elongata	-	-	5	-	25
OPHIUROIDEA (slangestjerner)					
Amphiura filiformis	3	-	-	-	33
ECHINOIDEA (sjøpinnsvin)					
Echinocardium cordatum	5	25	-	130	-



Figur 29. Artsmangfold for bunnfaunaprøvene - forholdet mellom artsantall og individantall plottet i et generelt klassifiseringssystem basert på Hurlbert's funksjon. Diagrammet er etter Rygg (1984).



Figur 30. Likhetsanalyse (clusteranalyse) av bunnfaunaprøvene. I diagrammet angir vertikale forbindelseslinjer graden av liket mellom prøvene - jo lenger til venstre prøvene er forbundet, jo større likhet. For eksempel er det stor innbyrdes likhet mellom parallellprøvene på stasjon 1 og stasjon 4. Likhetsmålet (abscissen) angir graden av ulikhet (verdi 0.0 tilsvarer identisk like prøver).

6.3. Vurdering av resultatene

Prøvetakingen viste at det var gode forhold i Byfjorden og Lundevågen. Det var tegn til en svak organisk anrikning i bunnsedimentet, men dette hadde ikke målbare effekter på bunnfaunaen. Anrikningen kan skyldes noe økt innhold av næringssalter, eventuelt også organisk stoff, i vannmassene. Dette kan komme både fra de lokale utslippene og tilført fra Lyngdalsfjorden. Siden det var stor likhet mellom stasjonene kan det ikke vises til direkte virkninger av utslippene.

Stasjonen som ble innsamlet ved Klubben i Lyngdalsfjorden i 1989 (37 m) (st. 52B, Figur 28) hadde uvanlig høy artsrikhet og høyt artsmangfold (Tabell 6, Figur 29). Stasjonen var dominert av arter som er vanlige i bløte bunnsedimenter (Tabell 7), men artsrikhet og individtall gir inntrykk av at denne stasjonen var stimulert av organiske tilførsler (Pedersen m.fl. 1989). Det er heller ikke her mulig å skille virkninger fra ulike kilder fra hverandre, men det er trolig at utslippene langs Sundestranda påvirker dette området.

7. SAMMENFATTENDE DISKUSJON OG ANBEFALINGER

7.1 Vurdering av resipientkapasitet

7.1.1 Generelle betraktninger.

Med resipientkapasitet mener vi den belastning som en vannforekomst kan utsettes for uten at det skader økosystemet, eller kommer i konflikt med målsettingen for området.

For å kunne bestemme resipientkapasiteten behøves derfor :

- a. kunnskap om nåværende belastning og tilstand.
- b. kunnskap om hvordan tilstanden kan ventes å endres som følge av endret belastning.
- c. en målsetting for tilstanden i området.

Det foranstående punkt a er dekket gjennom undersøkelsen, som også har gitt det konkrete vurderingsgrunnlaget for punkt b som dette kapitlet skal behandle. Målsetting for tilstanden er en oppgave for miljøforvaltningen.

I en vurdering av forurensningseffekter og behov for rensing er det ofte hensiktsmessig å skjelne mellom utslippets nærsone og fjernsone. Undersøkelsene som er utført har i alt vesentlig konsentrert seg om fjernsonen.

Om nærsonen for et utslipp kan man kort si at rensing av flytestoffer og sedimenterbart materiale, samt dyputslipp med innlagring av avløpsvannet i god avstand fra stranden vanligvis vil redusere effektene mht. nedslamming og hygieniske problemer betydelig. En viss effekt mht reduksjon av metaller og organiske miljøgifter bundet til partikler blir også oppnådd.

Hensynet til fjernsonen, samt behov for ytterligere reduksjon av effekter i nærsonen vil oftest være avgjørende for valg av rensetiltak.

Innledningsvis gjør vi altså to forutsetninger, og kaller det tiltaksnivå 1:

- Flytestoffer og sedimenterbart materiale fjernes fra avløpsvannet.
- Avløpsvannet føres ut på dypt vann og innlagres i 20-30m dyp.

Tiltaksnivå 2 blir dermed kjemisk rensing av avløpsvannet.

Tiltaksnivå 3 blir avskjæring av alle kloakkutslipp til fjordområdet og overføring til en annen resipient.

7.1.2. Forventede effekter ved tiltaksnivå 1.

I hovedsak vil avløpsvannets innhold av næringssalter være avgjørende for de miljøeffekter man kan forvente:

- økt algevekst i vannmassene
- dårligere sikt i overflatelaget
- mulighet for økt forekomst av skadelige alger
- effekter på flora og fauna i strandsonen
- økt oksygenforbruk i dypvannet som følge av økt belastning med organisk materiale fra økt algevekst i vannmassene - og avløpsvannets eget innhold av organisk materiale
- effekter på bløtbunnsfauna

Vi er ikke kjent med at kommunalt avløpsvann i Farsund har spesielt høyt innhold av miljøgifter.

De direkte utslipp av kommunal kloakk til fjordområdet i 1991-94 fremgår av fig. 3. Lundevågen vil få en vesentlig økt belastning mellom 1992 og 1994, samt at samlet direkte utslipp av kommunal kloakk til Byfjorden i 1994 vil være mer enn det tredobbelte av utslippet i 1991. Regner vi i denne sammenheng Lundevågen som en del av Byfjordsystemet, blir økningen ca. 2.5 ganger.

Hva Lundevågen angår vil belastningsøkningen være midlertidig, og 90% av avløpsvannet renses gjennom grovsil før utslipp på 30m dyp. Hvor høyt opp avløpsvannet vil stige - eventuelt om man får gjennombrudd til overflaten - er uvisst. Man må regne med at det i dette tidsrommet vil være en midlertidig forverring av forholdene i Lundevågen. Dette gjelder i prinsippet såvel flora og fauna i strandsonen, bløtbunnsfauna, algevekst i vannmassen (siktedyb), oksygenforhold og muligens også hygieniske forhold.

Kvantifiseringen av effektene er vanskelig. I Lundevågens ytre del er det liten grunn til å tro at de vil være dramatiske - og i alle fall midlertidige.

Men tilstanden i vågens indre del kan bli sterkere endret. Spesielt tenker vi på oksygenforhold nær bunnen. I indre del av Lundevågen er største dyp 27 m, mens dypeste forbindelse mot vågens ytre del er ca. 12 m dyp. Dette er altså et basseng der vannmassen dypere enn ca. 12 m har redusert utskiftning, og dermed fra naturens side er særlig sårbar for belastning med organisk materiale fra kommunalt avløpsvann og via algevekst i vannmassen. Data som NIVA nå bearbeider for Miljøvern avdelingen i Vest-Agder viste ca 1.2 - 2.5 ml O₂/l i 20 - 25m dyp i juni 1982 og ca. 2.5 - 3.2 ml O₂/l i juli 1985 (Molvær, under forberedelse). Råtnede blåskjell fra rensing av kjølevannsledning til Lista Aluminium kan også ha betydning for de lave oksygenverdiene.

Datamaterialet er lite, men understreker faren for periodevis alvorlig oksygenmangel nær bunnen som følge av økt belastning. Ved planlegging av utslippssted og utslipps-/innlagringsdyp for avløpsvannet til ytre del av Lundevågen bør man derfor også ha som mål at avløpsvannet i minst mulig grad skal spres innover til vågens indre del. Det vil også være behov for å kvantifisere betydningen av råtnede blåskjell for vannkvaliteten i Lundevågen.

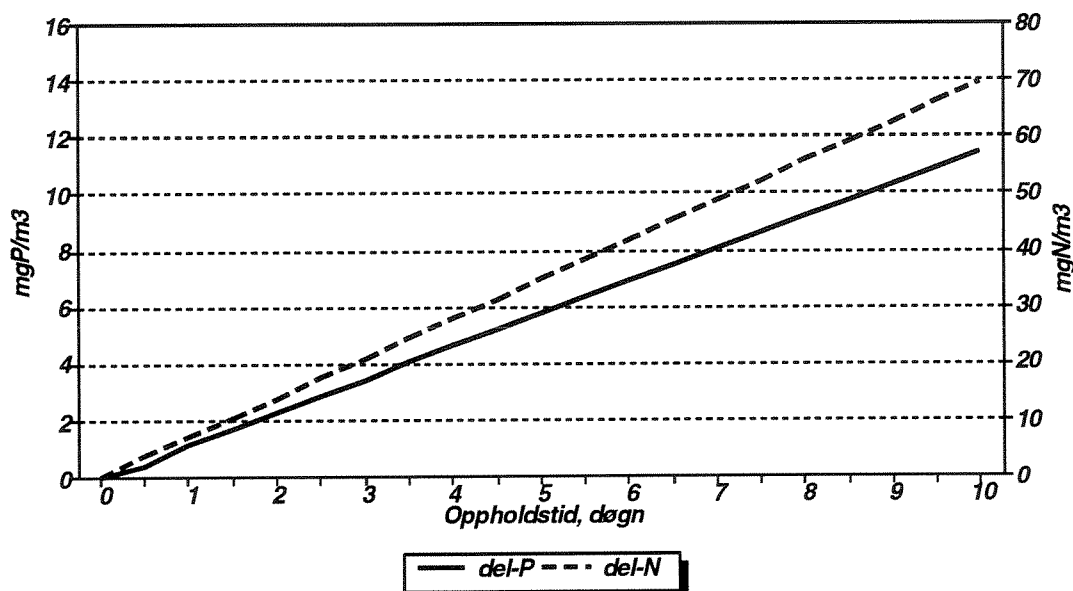
Etter at utslippet er flyttet til Byfjorden vil forbedringen i vannkvalitet i de frie vannmassene skje over tidsrommet dager - uker. Forbedringen i oksygenforhold i vågens indre del vil gå langsommere, men en tilnærmet ny tilstand vil trolig bli etablert i løpet av 1-2 år.

Organismesamfunnene i strandsonen og på bløtbunn kan antas i alt vesentlig å rehabilitere seg over 1-3 år.

Ved utslipp i Byfjorden i ca. 40 m dyp og innlagring i 15-30 m dyp, vil påvirkningen fra kommunal kloakk på overflatelaget bli betydelig redusert i forhold til 1991. Man må imidlertid regne med at spesielle vindforhold eller hydrografiske forhold iblant vil bringe sterkt fortynnet avløpsvann opp i 5-10 m nivået. For å bedømme effekter i 0-20 m dyp vil vi beregne hvilken konsentrasjonsøkning mht. næringssalter vi kan vente :

Byfjordens overflate er ca. 2.8 km², i 20m dyp er flate ca. 1.9 km². Vannvolumet i 0-20m dyp blir da ca. 47,000,000 m³. Oppholdstiden for denne vannmassen er beregnet til 3-7 døgn, som tilsvarer en gjennomsnittlig fornyelse av 7- 16,000,000 m³/d. Vi regner med utslipp på 7600 personekvivalenter (p.e.) og antar at sil har 10% renseeffekt (lavt satt) for næringssalter og organisk stoff. Regnes 1 p.e. til 2 g fosfor og 12 gram nitrogen pr. døgn, vil utslippet bli 13.7 kg fosfor og 82 kg nitrogen pr. døgn. Figur 31 viser hvilken teoretisk konsentrasjonsøkning man da vil få ved forskjellige oppholdstider, forutsatt avløpsvannet fordeles over en vannsøyle på 5m. Ser vi konsentrasjonsøkningen for oppholdstider i intervallet 3-7 døgn i forhold til målte konsentrasjoner av fosfat og nitrat (fig. 20 - 21), er det klart at i sommerhalvåret vil kloakkutslippet alene gi vannmassen omkring innlagringsdypet et betydelig næringssalttilskudd.

I tillegg vil det oppadstigende avløpsvannet trekke med seg 50-75 ganger mer sjøvann. Dette sjøvannet vil normalt ha høyere - tildels mye høyere - næringssaltinnhold enn sjøvannet i innlagringsdypet. Den samlede effekten fra avløpsvannets innhold av næringssalter og transporten av næringsrikt dypvann opp til innlagringsdypet, er et stort næringssalttilskudd i vannmassen mellom 15 m og 25 m dyp - som vil være et realistisk innlagringsnivå.



Figur 31. Teoretisk konsentrasjonsøkning mht. total fosfor og total nitrogen ved avløpsvannet fortynnet i en 5 m dyp vannsøyle, og ved forskjellige oppholdstider.

Hvor stor algebiomasse dette næringsrike, dypinnlagrede avløpsvannet vil bidra til, og hvor stor andel av dette organiske materialet som gjennom sommeren vil synke til bunns i deler av Byfjorden med vanddyb større enn 50 m, har vi ikke grunnlag for å beregne med rimelig nøyaktighet. Men sett i sammenheng med avløpsvannets eget innhold av organisk materiale, er det sannsynlig at totaleffekten blir en økning av dypvannets oksygenforbruk i forhold til forbruket i 1991.

En økning av oksygenforbruket kan i perioder få alvorlige følger for bunnlevende fisk og organismer. Man betegner vanligvis oksygenforholdene som kritiske i intervallet 0-2 ml O₂/l, fordi skadelige effekter på bunnlevende fisk og fauna da etterhvert vil opptre. Høsten 1989 ble det målt 2.5 ml O₂/l i Byfjordens dypvann, noe som viser at man allerede nå har små marginer å gå på.

Av disse vurderingene følger et tiltaksnivå 1 ved utslipp til Byfjorden må anses som risikabelt.

Forventede miljøeffekter ved tiltaksnivå 2 :

Renseeffekten ved kjemisk rensing av avløpsvannet vil variere både med rensemetode, avløpsvannets beskaffenhet og med driften av anlegget.

Rent kjemisk regner vi med følgende renseeffekt :

Forsfor:	95%
Nitrogen:	10-20%
Organisk stoff:	70%
Bakterier:	90%

Vi regner med at Byfjorden i 1991 tilføres 2500-3000 pe som direkte utslipp og transport ut fra Lundevågen, mot ca. 7600 pe i 1994. Det betyr at etter kjemisk rensing i 1994 vil utslippene av fosfor og bakterier/virus være redusert, utslippet av organisk stoff omtrent som i 1991, mens utslippet av nitrogen har økt betydelig. På den positive siden kommer videre at avløpsvannet innlagres etter stor fortynning.

For fjordens overflatelag (0-10 m) betyr dette en klar belastningsreduksjon.

For fjordens dypvann er situasjonen langt vanskeligere å vurdere. Dette er en sårbar vannmasse, der man har små marginer til alvorlige negative miljøeffekter. På den ene siden medfører utslippet så en betydelig tilførsel av nitrogen, samt stor innblanding av næringsrikt (også fosfor) sjøvann fra vannmassen mellom utslippsdyp og innlagringsdyp. Totalutslippet av organisk stoff vil være omtrent som før, men med større andel i løst form.

På den annen side vil denne "skyen" av næringsrikt avløpsvann ligge på 15-25 m dyp, dvs. i nedre del av vannmassen hvor det er tilstrekkelig lys for algevekst.

Endringene i den organiske belastningen på dypvannet og oksygenforbruket der vil neppe bli store, hverken i den ene eller andre retningen. Imidlertid må vi understreke at bare en relativ liten økning i oksygenforbruket kan medføre periodevis kritiske oksygenforhold, og må derfor stille spørsmålsteget ved virkninger i dypvannet. Uten utarbeidelse av omfattende modeller kan ikke disse endringene kvantifiseres med større nøyaktighet.

7.2. Anbefalinger

Farsund kommunes kloakkrammeplan legger opp til en avlastning av fjordområdet nord for byen og i Lundevågen. Dette vil gi miljøforbedringer i områdene som avlastes.

For Byfjorden vil dette medføre en tredobling av den direkte belastningen i forhold til 1991. For å unngå en forverring av tilstanden vil vi anbefale :

Tiltaksnivå 2: Dyputslipp med innlagring i 15-30m dyp, samt kjemisk rensing av avløpsvannet.

Av det foregående kapittel framgår det at tilstanden i overflatelaget bedres, men at det er en viss usikkerhet mht. effekter på det sårbare dypvannet. Den miljømessig sikreste løsningen er da:

Tiltaksnivå 3: Overføring av avløpsvannet til en god resipient utenfor fjordområdet omkring Farsund.

I tidsrommet når belastningen på Lundevågen øker vesentlig, bør forholdene i området overvåkes.

Velges tiltaksnivå 2, bør forholdene i Byfjordens dypvann (oksygen og bunnfauna) overvåkes til forholdene har stabilisert seg.

8. LITTERATUR

- Aure, J. og Stigebrandt, A. 1989. Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Rapport nr. FO 8803. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Bjerkeng, B. og Lesjø, Å., 1973. Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport O-126/77. Oslo.
- Green, N. 1980. Underwater stereophotography applied in ecological monitoring. Report 1. Methods and preliminary results. NIVA rapport OF-80613. 99 s.
- Green, N., J. Knutzen og P.A. Åsen 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 3. Gruntvannssanfunn 1982-1983. Statlig prog. forurensningsovervåking rapport 189/85. SFT/NIVA. 135 s.
- Helsedirektoratet 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann. Rev. utgave nov. 1976. Oslo.
- Kolstad, S., Lauritzen, B. Bokn, T. og Haugen I. 1973. Vurdering av fjordresipienter i Farsund kommune. NIVA-rapport O-139/70. 74 s. + vedlegg. Oslo.
- Molvær, J. 1982. Vannforekomster i Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemiske analyseresultater fra fjorder i tidsrommet 1978-1981. NIVA-rapport O-81072/1361. 151 s.
- Molvær, J. 1991. Utslipp fra Odderøya renseanlegg, Kristiansand. Vurdering av innlagring, spredning og miljøeffekter. NIVA-rapport nr. 2530. 26 s., Oslo.
- Oug, E., Molvær, J., Hindar, A. og Green, N. 1990. Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Mandal. NIVA-rapport nr. 2398. 86 s. Grimstad/Oslo.
- Pedersen, A., E. Oug og N. Green 1989. Oppblomstring av planktonalgen Chrysochromulina polylepis. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVAs undersøkelser i juni 1989. Statlig prog. forurensningsovervåking rapport 403/90. SFT/NIVA. 228 s.
- Rygg, B. 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapport F.481, OF-80612 II. Oslo
- Rygg, B. 1985. Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Stat. prog. forurensningsovervåking rapport 184/85. SFT/NIVA Oslo. 36 s.
- SFT, 1990: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Rapport TA-630. Oslo.

9. VEDLEGG

A. Fullstendige artslister - Strandsonen

B. Fullstendige artslister - Bløtbunnsfauna

C. Tallbehandling

VEDLEGG A :

Vedleggstabell. Forekomst og utbredelse av alger registrert i strandsonen på 7 stasjoner i Farsundsområdet 22/8-1990.

Tabellforklaring: e: enkeltfunn, s: spredt, v: vanlig, d: dominerende, +: identifisert fra innsamlet prøvemateriale. + uten angivelse av forekomst betyr at arten var til stede i små mengder og ikke ble observert direkte i felt.

Stasjonsnavn	Urøy	Stein- holmen	Fis- holmen	Florida	Spinds- landet	Spinds- odden	Klubben
Stasjonsnummer	1	2	3	4	5	6	7
Organismer							
<i>Ascophyllum nodosum</i>	s	v	s	v-d	e	s	
<i>Chorda</i> sp.	v			s		s	
<i>Chordaria flagelliformis</i>	v				v		
<i>Ectocarpus</i> sp.				+		+	
<i>Elachista fucicola</i>	v	s	v	s	v	v	v
<i>Fucus serratus</i>	d	d	d	d	d	d	d
<i>Fucus vesiculosus</i>	d	d	d	d	d	d	v
<i>Laminaria digitata</i>	d	v-d	d		v		
<i>Pilayella littoralis</i>		s					
<i>Ralfsia</i> sp.	v	v	v		v		
<i>Sphacelaria cirrosa</i>				+		+	
cf. <i>Chaetomorpha linum</i>				+			
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	s						
<i>Cladophora</i> cf. <i>sericea</i>		s					
<i>Cladophora rupestris</i>	v	v	v	v(+)	v		s
<i>Cladophora</i> sp.				+		v-d	s
<i>Enteromorpha</i> sp.	d	v-s	v	v-d	v	v	v
<i>Spongomorpha pallida</i>							s
<i>Ulva lactuca</i>	v	s	v	s	v		
<i>Ahnfeltia plicata</i>	v	v-d	v	+		s	
<i>Audouinella</i> sp.			+	+		+	
<i>Ceramium rubrum</i>	v	d-v	d	v	d	s	v
<i>Ceramium strictum</i>	+				+	+	+
<i>Chondrus crispus</i>		s	v			v	
<i>Dumontia</i> cf.	v		v	s	s		
<i>Furcellaria lumbricalis</i>			+	v(+)	v	+	
<i>Hildenbrandia rubra</i>	d	v	v	v	v	v	s
<i>Phyllophora</i> cf. <i>truncata</i>	+					+	+
<i>Phyllophora pseudoceranioides</i>	v(+)	s	+		v(+)	s(+)	v
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	d	v	v	s			
<i>Polyides rotundus</i>			s				
<i>Polysiphonia brodaeii</i>	+						
<i>Polysiphonia nigrescens</i>	+				v(+)	+	v-d(+)
<i>Polysiphonia urceolata</i>	+					+	v(+)
<i>Porphyra umbilicalis</i>			s		v		
Antall alger fordelt på algegrupper:							
Rødalger	11	6	11	7	8	11	7
Brunalger	9	7	6	8	7	7	3
Grønnalger	4	4	3	5	3	2	4
Totalt antall	24	17	20	20	18	20	14
Relativ forekomst fordelt på algegrupper:							
Rødalger	92	48	76	36	56	48	38
Brunalger	84	68	68	64	66	60	32
Grønnalger	36	22	24	28	24	20	20
Total mengde	212	138	168	128	146	128	90

Vedlegg A forts.

Vedleggstabell. Dyr registrert i strandsonen på 7 lokaliteter i Farsundsområdet 22/8-1990.

Tabellforklaring: +: tilstede, blankt felt: ikke tilstede.

Stasjonsnavn	Urøy	Stein- holmen	Fis- holmen	Florida	Spinds- landet	Spinds- odden	Klubben
Stasjonsnummer	1	2	3	4	5	6	7
Organismer							
<i>Mytilus edulis</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Balanus balanoides</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Asterias rubens</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Electra pilosa</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Littorina littorea</i>	+	+	+	+	+	+	
<i>Laomedea</i> sp.	+	+	+	+	+	+	
<i>Membranipora membranacea</i>	+	+	+	+	+		+
<i>Dynamena</i> sp.	+	+	+	+	+		
<i>Carcinus maenas</i>	+		+		+		+
<i>Littorina saxatilis</i>	+		+				
<i>Tubularia</i> sp.	+						
Sagartiidae	+						
<i>Alcyonidium</i> sp.			+		+		
<i>Spirorbis</i> cf. <i>borealis</i>				+			
Sum antall arter	12	8	11	9	10	6	6

VEDLEGG B :
Fullstendige artslister for bløtbunnsfauna.

FARSUND 900815	F1	F2	F3	F4

ANTHOZOA				
Edwardsiidae indet	2	1	-	-
PLATYHELMINTHES				
Platyhelminthes indet	-	-	-	1
NEMERTINEA				
Nemertinea indet	5	1	7	11
POLYCHAETA				
Amaeana trilobata (M.Sars 1863)	-	1	9	2
Ampharete cf. lindstroemi Malmgren 1867	2	-	-	-
Ampharete lindstroemi Malmgren 1867	-	2	-	2
Ampharetidae indet	1	-	-	-
Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)	-	1	7	-
Aphrodita aculeata Linne 1758	-	1	1	-
Brada cf. villosa (Rathke 1843)	-	1	-	-
Brada sp	-	-	-	1
Brada villosa (Rathke 1843)	3	2	-	-
Caulleriella sp	-	-	6	2
Chaetozone setosa Malmgren 1867	54	8	35	32
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	6	1	1	7
Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)	-	-	1	-
Eteone sp	-	-	2	-
Euchone papillosa (M.Sars 1851)	-	-	1	-
Euchone sp	-	1	-	-
Exogone verugera (Claparede 1868)	-	-	2	-
Gattyana cirrosa (Pallas 1766)	-	-	1	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	13	10	14	10
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards 1833	-	2	4	-
Goniada maculata Oersted 1843	4	2	2	6
Harmothoe cf. sarsi (Kinberg 1865)	-	-	-	1
Harmothoe sarsi (Kinberg 1865)	-	-	2	-
Harmothoe sp	-	1	1	2
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	16	-	37	2
Jasmineira sp	1	-	-	-
Lanassa venusta (Malm 1874)	-	-	1	1
Laonice cirrata (M.Sars 1851)	-	-	-	3
Lumbrineris cf. scopa Fauchald 1974	2	2	-	5
Lumbrineris latreilli Audouin&Milne-Edwards	-	-	6	-
Lumbrineris scopa Fauchald 1974	1	4	2	3
Lumbrineris sp	-	2	-	-
Malacoceros sp	-	-	-	1
Maldane sarsi Malmgren 1865	-	3	8	-
Mediomastus fragilis Rasmussen 1973	1	-	-	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)	-	-	7	-
Nephtys cf. incisa Malmgren 1865	1	-	-	-
Nephtys hombergii Savigny 1818	-	1	-	-
Nephtys incisa Malmgren 1865	1	-	-	2
Nicolea venustula (Montagu 1818)	-	-	3	-
Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)	-	3	-	3
Orbinia norvegica (M.Sars 1872)	-	-	2	-

Vedlegg B forts.

FARSUND 900815	F1	F2	F3	F4
Owenia fusiformis Delle Chiaje 1841	2	-	-	-
Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	21	2	21	42
Paraonis gracilis (Tauber 1879)	-	-	3	2
Paraonis lyra (Southern 1914)	1	-	-	-
Pectinaria auricoma (O.F.Mueller 1776)	2	-	-	6
Pectinaria koreni Malmgren 1865	36	1	-	12
Pholoe minuta (Fabricius 1780)	2	1	-	8
Phyllodoce groenlandica (Oersted 1842)	-	-	-	1
Phyllodocidae indet	1	-	2	3
Pilargis papillosa	-	-	2	-
Pilargis sp	-	-	1	-
Polycirrus plumosus (Wollebaek 1912)	-	3	4	6
Polyphysia crassa (Oersted 1843)	1	5	1	2
Prionospio cf. cirrifera Wiren 1883	-	-	1	-
Prionospio cirrifera Wiren 1883	18	25	28	29
Prionospio malmgreni Claparede 1868	11	6	1	5
Pseudopolydora antennata (Claparede 1868)	1	-	2	-
Rhodine loveni Malmgren 1865	2	4	6	2
Sabellides octocirrata (M.Sars 1835)	1	7	-	-
Sabellus penicillus	-	1	-	-
Scalibregma inflatum Rathke 1843	1	-	-	1
Scolecopsis sp	-	3	-	7
Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856	-	-	1	-
Spiophanes kroeyeri Grube 1860	-	1	18	3
Streblosoma bairdi (Malmgren 1865)	-	-	-	1
Terebellides stroemi M.Sars 1835	1	-	2	1
Tharyx sp	-	-	2	1
Trichobranchus glacialis Malmgren 1865	-	-	1	-
Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	1	1	1	4
PROSOBRANCHIA				
Natica alderi Forbes	-	-	-	3
Skenea serpuloides (Montagu)	1	-	-	-
Velutina velutina (Mueller)	-	1	-	-
OPISTOBRANCHIA				
Philine cf. scabra (O.F.Mueller 1776)	1	1	-	3
Scaphander punctostriatus (Mighels & Adams)	-	-	3	-
CAUDOFOVEATA				
Caudofoveata indet	-	-	1	3
BIVALVIA				
Abra nitida (Mueller 1789)	24	73	10	134
Chlamys septemradiatus (Mueller)	-	-	1	-
Cochlodesma pratense (Pulteney)	1	-	-	-
Corbula gibba (Olivi 1792)	15	19	-	18
Montacuta ferruginosa (Montagu 1803)	-	1	-	1
Montacuta tenella Loven	-	3	-	2
Myrtea spinifera (Montagu)	1	-	-	7
Nucula sulcata (Bronn 1831)	-	-	-	1
Nuculana minuta (Mueller 1776)	-	-	1	-

Vedlegg B forts

FARSUND 900815	F1	F2	F3	F4

Nuculoma tenuis (Montagu)	-	1	-	-
Thyasira sp	4	12	30	52
CUMACEA				
Diastylis rathkei Kroeyer	6	1	-	-
Leucon nasica (Kroeyer)	-	1	1	4
AMPHIPODA				
Ampelisca assimilis Boeck	-	-	-	1
Atylus vedlomensis (Bate & Westwood)	-	-	1	-
Eriopisa elongata Bruzelius	-	-	2	-
Tryphosites longipes (Bate & Westwood 1861)	-	-	-	1
Westwoodilla caecula (Sp.Bate)	1	1	-	-
SIPUNCULIDA				
Phascolion strombi (Montagu 1804)	-	-	1	-
OPHIUROIDEA				
Amphiura chiajei Forbes	-	-	-	4
Amphiura filiformis (O.F.Mueller)	1	-	-	-
ECHINOIDEA				
Brissopsis lyrifera (Forbes)	-	5	-	5
Echinocardium cordatum (Pennant)	2	10	-	52

VEDLEGG C : Tallbehandling bløt- og hardbunnsundersøkelser

ARTSMANGFOLD

Artsmangfold (diversitet) er et begrep som søker å uttrykke struktur og mangfold i samfunn av arter. Jo flere arter det finnes i samfunnet og jo jevnere individfordelingen mellom artene er, jo høyere er diversiteten. Mål for diversitet beregnes ved relasjoner mellom antall arter og antall individer for artene. Målene tar ikke hensyn til hvilke arter som finnes, men opererer utelukkende på tallmessige forhold.

Høy diversitet preger samfunn som finnes i stabile og upåvirkede miljøer. Ved enkelte former for forurensning, spesielt organisk overbelastning, reduseres antallet arter samtidig som individmengden av tolerante arter kan øke kraftig. Dette kommer til uttrykk ved lavere verdier for diversitetsmålene. Bruk av diversitetsmål må betraktes som standard ved miljøundersøkelser.

Shannon-Wiener indeks (H')

Indeksen er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s n_i/N \log_2 (n_i/N)$$

hvor n_i er antall individer av art i , N er totalt antall individer og s er antall arter. Indeksens minimumsverdi er null, mens verdiområdet 3-5 indikerer gode forhold. Nedenfor er gitt grenseverdier som er anvendt bl.a. av Pedersen et al. (1989) for kysten av Skagerrak.

H'	Klassifikasjon
< 1.3	Svært lavt
1.3-2.1	Lavt
2.1-3.1	Moderat
3.1-4.3	Normalt
4.3-4.8	Høyt
> 4.8	Svært høyt

Hurlbert's funksjon

Dette er en metode hvor diversiteten uttrykkes grafisk som en funksjon mellom antall arter og antall individer. Med utgangspunkt i totaltallet arter og individer i en prøve beregnes hvor mange arter man ville vente å finne i delprøver med færre individer. Forventet artsantall plottes så (ordinat) mot individantall (abscisse). Diversiteten vises derved ved kurvens form og plassering i diagrammet, høy diversitet gir kurver som stiger bratt. Diversitetsmålet er

uavhengig av prøvestørrelse og er derfor godt egnet for sammenligning av ulike lokaliteter. Beregningene bygger på sannsynlighetsregning og utføres etter formelen:

$$E(s) = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\binom{N-n_i}{N_d}}{\binom{N}{N_d}} \right]$$

der $E(s)$ er forventet antall arter i en delprøve på N_d individer, og hele prøven består av N individer, s arter og n_i individer av hver art.

Basert på undersøkelser i en rekke norske fjorder har Rygg (1984) utarbeidet et standarddiagram for klassifisering av diversitet basert på Hurlbert's funksjon. I diagrammet er det markert sektorer som følger normale forløp for diversitetskurver. I dette diagrammet plottes normalt bare endepunktet for diversitetskurvene (dvs. antall arter mot antall individer).

LIKHETSANALYSER (CLUSTERANALYSER)

Clusteranalyser er betegnelse for en type matematiske analyser som organiserer data (her prøver) i grupper etter graden av likhet. Gruppene bygges opp trinnvis ved at det først dannes grupper av de prøvene som har størst innbyrdes likhet. Deretter knyttes andre prøver til gruppene, eller gruppene til hverandre, etter suksessivt avtagende likhet. Dette tegnes ut i et diagram som benevnes et dendrogram.

Beregningsmessig foregår analysen i flere trinn. Først beregnes graden av likhet (matematisk sett egentlig ulikhet) mellom alle prøver tatt to og to. I neste trinn gjøres en 'sortering' hvor prøvene plasseres ut dendrogrammet slik at innbyrdes like prøver fremstår som grupper (clustre). I denne undersøkelsen er det utført en likhetsanalyse mellom alle prøvene fra bløtbunn. Likheten mellom prøvene ble beregnet med 'Bray-Curtis ulikhetsmål' som har formelen:

$$BC = \frac{\sum |x_{pi} - x_{qi}|}{\sum (x_{pi} + x_{qi})}$$

der x_{pi} er mengden av art i på prøve p , x_{qi} er mengden av art i på prøve q . Indeksens verdiområde varierer fra 0 (identiske prøver) til 1 (helt ulike prøver, dvs. ingen felles arter).

Sorteringen starter ved at det prøveparet med den minste verdien (størst likhet) danner en første gruppe. Sorteringen er utført etter en 'fleksibel fusjonsmetode' som innebærer at Bray-Curtis indeksen beregnes på nytt under sorteringen. Med fusjonsmetoden kan indeksen overskride 1. For nærmere dokumentasjon av sorteringsmetoden se Green (1980) eller Green et al. (1985).

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2008-9