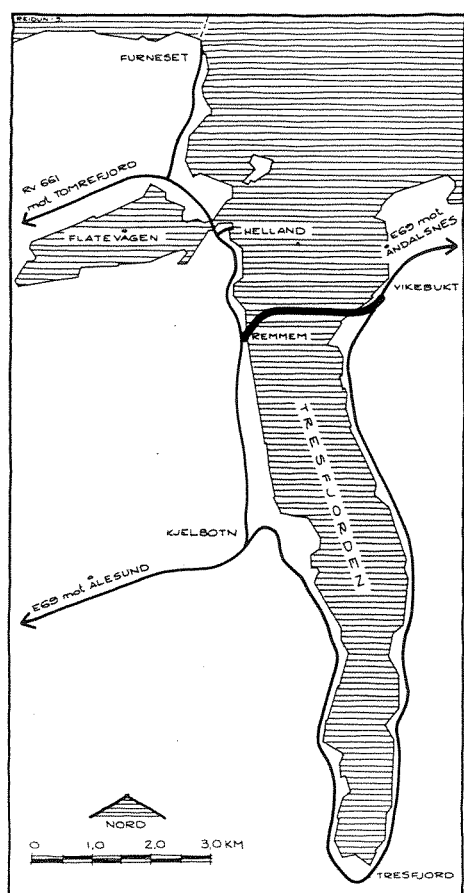


O-90078



Tressfjord

Vurdering
av
miljøtilstand
i
fjorden
og
konsekvenser
av
brubygging

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: O-90078
Undernummer:
Løpenummer: 2649
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: TRESFJORD. VURDERING AV MILJØTILSTAND I FJORDEN OG KONSEKVENSER AV BRUBYGGING.	Dato: Okt. 1991
	Prosjektnummer: O-90078
Forfatter (e): Lars G. Golmen Eivind Oug	Faggruppe: Marin Eutrofi
	Geografisk område: Møre og Romsdal
	Antall sider (inkl. bilag): 78

Oppdragsgiver: Statens Vegvesen, Møre og Romsdal	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: <p>I løpet av 1990 og 1991 har NIVA foretatt undersøkelser av vannmasser og bunnfauna i Tresfjord. Undersøkelsene har sammenheng med planer om brubygging og inntil 850 m lang steinfylling på terskelen i munningen av fjorden. Bunnprøvene i fjorden som ble tatt i mai 1990, synte et noe høyt innhold av organisk materiale, men tilnærmet normal fauna. Høsten 1990 synte oksygenmålingene i bassengvannet fallende verdier, med minimum på 1.27 ml/l før utskifting. Det er foretatt konsekvensvurderinger for vannkvalitet for tre ulike fyllingsalternativer. For lengste alternativ ventes 30 % økt oppholdstid i øvre lag, og 5-10 % økning i mellomlaget. Vannkvalitet og siktedyp over terskel vil bli noe, men ikke kritisk forverret, mens bassengvannet vil få forbedrede forhold på grunn av 30 % økning i turbulent energitilførsel.</p>
--


4 emneord, norske:

1. Tresfjord
2. Fjordsirkulasjon
3. Bunnfauna
4. Eutrofi

4 emneord, engelske:

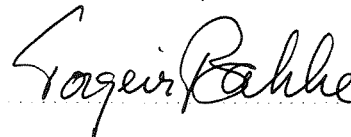
1. Tresfjord
2. Fjord circulation
3. Soft bottom fauna
4. Eutrophication

Prosjektleder:



Lars G. Golmen

For administrasjonen:



ISBN 82-577-1966-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-90078

TRESFJORD
VURDERING AV
MILJØTILSTAND I FJORDEN
OG
KONSEKVENSER AV BRUBYGGING

Bergen/Grimstad oktober 1991

Lars. G. Golmen, prosj.leder
Eivind Oug, medarb.

FORORD

I løpet av 1990 og 1991 har NIVA gjennomført en resipientundersøkelse i Tresfjord i Vestnes kommune, Møre og Romsdal. Bakgrunnen for undersøkelsen er planen om å bygge bro over fjorden ved munningen.

I løpet av undersøkelsesperioden har en rekke personer lokalt og på NIVA vært involvert. Spesielt må det rettes en takk til teknisk etat i Vestnes kommune, ved Jarle Løvik og Johannes Dyrhaug, som stod for de hydrografiske målingene og lokal organisering. Takk også til båtførerene som bistod ved biologisk prøvetaking og målinger.

Hos NIVA har Eivind Oug ved Sørlandsavdelingen vært ansvarlig for undersøkelsen av bløtbunnsfauna (prøvetaking og rapportering). Bodil Ekstrøm, Pirkko Rygg og Brage Rygg tok del i opparbeiding av prøvene. Johan Ahlfors og Terje Hopen har bistått med instrumenter og databehandling. Ellers har Forurensningslaboratoriet i Møre og Romsdal ved Fylkesveterinæren i Molde stått for analyser av oksygenprøver.

Statens Vegvesen Møre og Romsdal har vært oppdragsgiver for undersøkelsene. Morten Mortensen har vært oppdragsgivers kontaktperson og koordinator i prosjektperioden. Fra begynnelsen hadde Svein Rune Erga ansvaret for prosjektet hos NIVA. Erga gikk over i annen stilling ved årsskiftet 1990-1991. Etter dette overtok Lars G. Golmen ansvaret for slutføring av prosjektet.

Bergen, oktober 1991

Lars G. Golmen

INNHOOLD

SAMMENDRAG	1
1. INNLEDNING	4
1.1. Bakgrunn for prosjektet	4
1.2. Beskrivelse av Tresfjorden	4
1.2.1. Topografi	4
1.2.2. Tilførsler av forurensing	6
1.2.3. Værforhold og ferskvannstilrenning	6
1.3. Brua og brufyllingene	7
1.3.1. Gjennomstrømming på terskelen	10
1.4. Tidligere undersøkelser	11
1.5. Kort gjennomgang av aktuelle problemstillinger	12
1.5.1. Sirkulasjon og vannutskifting	12
1.5.2. Islegging	13
2. MÅLING OG METODER	16
2.1. Generelt	16
2.2. Stasjonsnett og prøvetaking	17
2.2.1. Hydrografi	17
2.2.2. Bløtbunn	17
2.2.3. Strømmåling	19
2.3. Måleinstrumenter	19
2.3.1. Kalibrering av salinotermdataene	20
3. MÅLEDATA FOR HYDROGRAFI, OKSYGEN OG STRØM	24
3.1. Oksygen	24
3.1.1. Stasjon 1, referansestasjonen.	24
3.1.2. Stasjon 2	24
3.1.3. Stasjon 3	24
3.2. Salinitet og temperatur	28
3.2.1. Tidsutvikling	28
3.2.2. Vertikalprofiler	32
3.2.3. Tidsserier fra strømmålerne	32
3.3. Strøm	34
3.3.1. Skjeggstadneset	34
3.3.2. Strøm på terskelen	36
3.3.3. Vertikalprofiler	36
3.4. Værforholdene i strømmålingsperioden	38
4. RESULTATER FRA FAUNAUNDERSØKELSENE	39
4.1. Bunnsedimenter	39
4.2. Fauna	40

5.	DISKUSJON	44
5.1.	Tilstand for marint miljø i Tresfjorden.	44
5.1.1.	Bunnfauna og sediment	44
5.1.2.	Vannmassene.	44
5.1.3.	Dagens betingelser for islegging	46
5.2.	Brufyllinga og mulige konsekvenser	47
5.2.1.	Øvre lag	47
5.2.2.	Vannmasser i mellomlaget	50
5.2.3.	Bassengvannet	50
5.3.	Sluttmerknader. Framtidig overvåking	52
	LITTERATUR	53
VEDLEGG 1.	Figurer kapittel 3. A1 - A15	54
VEDLEGG 2.	Bløtbunnsfauna.	71
VEDLEGG 3.	Oksygenverdier	79

SAMMENDRAG

NIVAs undersøkelser i Tresfjord 1990-1991.

Det foreligger planer om å bygge bru tvers over munningsområdet til Tresfjorden i Romsdal. Tresfjorden er en 10 km lang fjord med en 37 m dyp terskel i munningen, og største dyp på 74 meter innafor terskelen. I bruplanene inngår tre alternativer for steinfylling som vil innsnevre munningsområdet. Fyllingsalternativene (reviderte planer) innebærer h.h.v. 850m, 550m og 335 m lang fylling.

I 1990 og 1991 har Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) gjennomført undersøkelser av bunnfauna og vannmasser i fjorden, med formål å vurdere miljøstatus, og miljøkonsekvensene for de ulike alternativene.

Prøvetakingen på bløtbunn omfattet tre stasjoner i fjordens dybbasseng, samt en referansestasjon utafor terskelen. Det blei også tatt enkeltprøver på grunnere vann ved Kråkneset innafor Vikebukta. Bunnprøvene blei tatt i mai 1990. Kartleggingen av vannmassene bestod av månedlig hydrografisk prøvetaking, inkludert oksygen, samt strømmålinger på terskelen og inne i fjordbassenget.

Bunnfauna og sedimenter

I fjordbassenget var det finkornet, bløtt bunnsediment med moderate til noe høye verdier for organisk innhold (TOC: 3.5 - 5.2 %). Sedimentet syntes å være anrikt av organiske tilførsler fra land. Bunnfaunaen var artsrik, hadde normal artssammensetning og normalt til høyt artsmangfold. Det var ikke tegn til overbelastning av organiske tilførsler eller andre effekter som kan tilskrives forurensning.

Prøvetakingen ved Kråkneset indikerte at området er strømrikt og hadde gode miljøforhold. På referansestasjonen var det friskt sandholdig bunnsediment og en fauna som normalt finnes i åpne kystområder med god vannutveksling.

Frie vannmasser

Tresfjorden hadde et moderat utviklet 1-3 m tykt øvre lag om sommeren, og liten sjikting om vinteren. Laveste målte salinitet i overflatelaget var 19×10^{-3} . Både hydrografiske og meteorologiske forhold innebar ugunstige betingelser for islegging i måleperioden. Beregnet midlere oppholdstid for øvre lag i dag er 1.4 døgn ved $7.2 \text{ m}^3/\text{s}$ tilrenning, og 1 døgn ved $21.6 \text{ m}^3/\text{s}$ tilrenning.

Strømmålingene på terskelen synte middel strømhastighet lik 8 cm/s. Oppholdstiden for intermediære vannmasser (over terskelen) er beregnet til 674 m³/s, med tilsvarende oppholdstid lik 4.9 døgn. En egensvingning med periode ca. 9 timer framkom av energispektrene. Denne svingningen er knyttet til fjordens topografi, og bidrar til vannutskiftingen.

Terskelen på 37 m dyp innebærer et markert skille med omsyn til vannutskifting, med hyppig utskifting over dette dypet, og periodevis tilnærmet stillestående dypvann under. Strømmålingene i øvre del av bassengvannet synte også der langvarige perioder med tilnærmet stillestående vann. Vind av kuling styrke var imidlertid i stand til å framkalle signifikant bevegelse også i denne delen av vannsøyla.

Bassengvannet

Oksygenverdiene nær bunn synte et minimum på 1.27 ml/l (19 % metning), og lå over flere måneder om høsten 1990 nær eller under kritisk grense på 2 ml/l. Dette er tildels vesentlig lavere enn det tidligere undersøkelser viser, og står også i en viss kontrast til resultatene fra bunnfaunaprøvene, som imidlertid blei tatt før de lave oksygenverdiene oppstod. Det foreligger ikke opplysninger som tilsier at økte forurensingstilførsler har forårsaket de lave verdiene. Sannsynligvis gjenspeiler de at ugunstige betingelser for vannutskifting naturlig kan oppstå år om annet. Både tidligere oksygenmålinger og bunnfaunaprøvene tyder på at fjorden har lengre perioder (varighet flere år) med vedvarende tilfredsstillende oksygenverdier, som avbrytes med år med reduserte forhold, slik som i 1990.

Den målte reduksjon i sjøvannets densitet (tetthet) i perioden med fallende eller redusert oksygennivå var i middel 0.09 kg/m³ pr måned.

Konsekvensvurdering

Innsnevringen av gjennomstrømningsarealet i det 1-4 (5) meter tykke øvre laget blir av størrelsesorden 20-25 % for lengste fyllingsalternativ. Dette medfører redusert vannutskifting og en økning i midlere oppholdstid på ca. 30% i forhold til i dag for dette laget, og for lengste fyllingsalternativ. For nestlengste og korteste alternativ forventes en økning på h.h.v. 20 % og 10 %. Den økte oppholdstiden vil i følge våre beregninger ikke medføre mer is i fjorden i en normal vinter, selv for lengste fylling, men noe mer is i kalde vintre, i forhold til i dag for lengste og nestlengste alternativ. For korteste fylling kan det ikke ventes påvisbare endringer eller effekter i øvre lag verken for is eller andre prosesser.

I vannmassene mellom øvre lag og terskeldypet vil oppholdstiden øke tilsvarende med 5-10% for lengste alternativ, og mindre enn 5 % for de to andre alternativene. Det kan forventes noe lavere siktedyp om sommeren for lengste og nestlengste alternativ, men ikke så lavt at estetiske grenser vil nåes. Økt oppholdstid vil kunne innebære noe lavere oksygenverdier i vann over terskeldyp, og økt nedfall av organisk materiale til bassengvannet.

Ingen av fyllingsalternativene berører fysisk de dypere delene av munningsområdet, slik at betingelsene for den årlige dypvannsutskiftingen neppe blir endret. Beregninger som er utført for lengste fyllingsalternativ, syner at den turbulente energitilførselen til bassengvannet vil øke med ca 30 %, til 0.044 mW/m^2 . Dette medfører at densiteten for bassengvannet i perioder mellom hovedutskiftinger vil avta ca. 15 % raskere enn i dag (fra 0.09 til 0.105 kg/m^3 pr måned). Dette vil stimulere vannutskiftingen.

Økt oppholdstid for vann over terskeldyp vil kunne medføre økte tilførsler av organisk materiale til bassengvannet, og dermed til økt oksygenforbruk der. Dette økte forbruket er forventet å bli oppveid av forbedrede betingelser for utskifting. Ved uendrede forurensingstilførsler fra land, vil neppe oksygensituasjonen bli forverret ved lengste fyllingsalternativ i forhold til hva målingene i 1990-1991 synte.

Resultatene av oksygenmålingene og bunnfaunaprøvene gir til dels ulike bilder hva angår tilstanden til fjorden i dag. Dette henger sannsynligvis sammen med at fjorden har varierende dypvannsutskifting fra år til år. Dette medfører også en usikkerhet i de videre betraktningene. Det anbefales derfor at det iverksettes en overvåking av oksygenforhold og hydrografi som innbefatter både byggeperioden og en 3 års periode etterpå. Dette gir grunnlag for iverksetting av eventuelle tiltak som kan stimulere vannutskiftingen, og dessuten gi verdifullt materiale til å kalibrere eksisterende teoretiske modeller for vannutskifting i fjorder.

1. INNLEDNING

1.1. Bakgrunn for prosjektet

Det er planlagt bygget ei bru over Tresfjorden i Vestnes kommune i Romsdal (fig.1.1). Brua som vil gå fra Vestnes til Vikebuk, korter ned vegstrekninga langs E69 med ca. 12 km, og mellom Vestnes og Vikebuk med 22 km. Dette vil medføre trafikkavlastning særlig langs østsida av Tresfjorden. Bruprosjektet har ei budsjettert totalramme på om lag 200 mill. kr. En så stor byggesum medfører krav om melding med en vurdering av hvordan tiltaket kan innvirke på miljø, naturressurser og samfunn (konsekvensanalyser).

I bruplanene inngår en steinfylling utover i sjøen fra østsida (Vikebuk). Steinfyllinga vil medføre redusert gjennomstrømningsareal i fjordens munningsområde. Det er spesielt reist spørsmål omkring konsekvenser for vannutskiftingen og dypvannsfaunaen i fjorden.

Miljøvernavdelinga hos Fylkesmannen i Møre og Romsdal skisserte våren 1990 et måle- og prøvetakingsprogram som skulle følges av oppdragstakeren. Programmet var utforma i samråd med SFT. Dette programmet har i det vesentligste blitt fulgt (avsnitt 1.5). Noen strømmålinger er gjort i tillegg, for å få bedre kvantifisert dagens vannutskifting.

På basis av måledata og biologisk prøvetaking i perioden 1990-1991 (beskrevet i kapittel 2), er det laget en tilstandsbeskrivelse av vannmasser og bunnforhold i fjorden (kapittel 3 og 4). Denne beskrivelsen, sammenholdt med tidligere undersøkelser, danner grunnlaget for påfølgende teoretiske betraktninger og konsekvensvurderinger i kapittel 5.

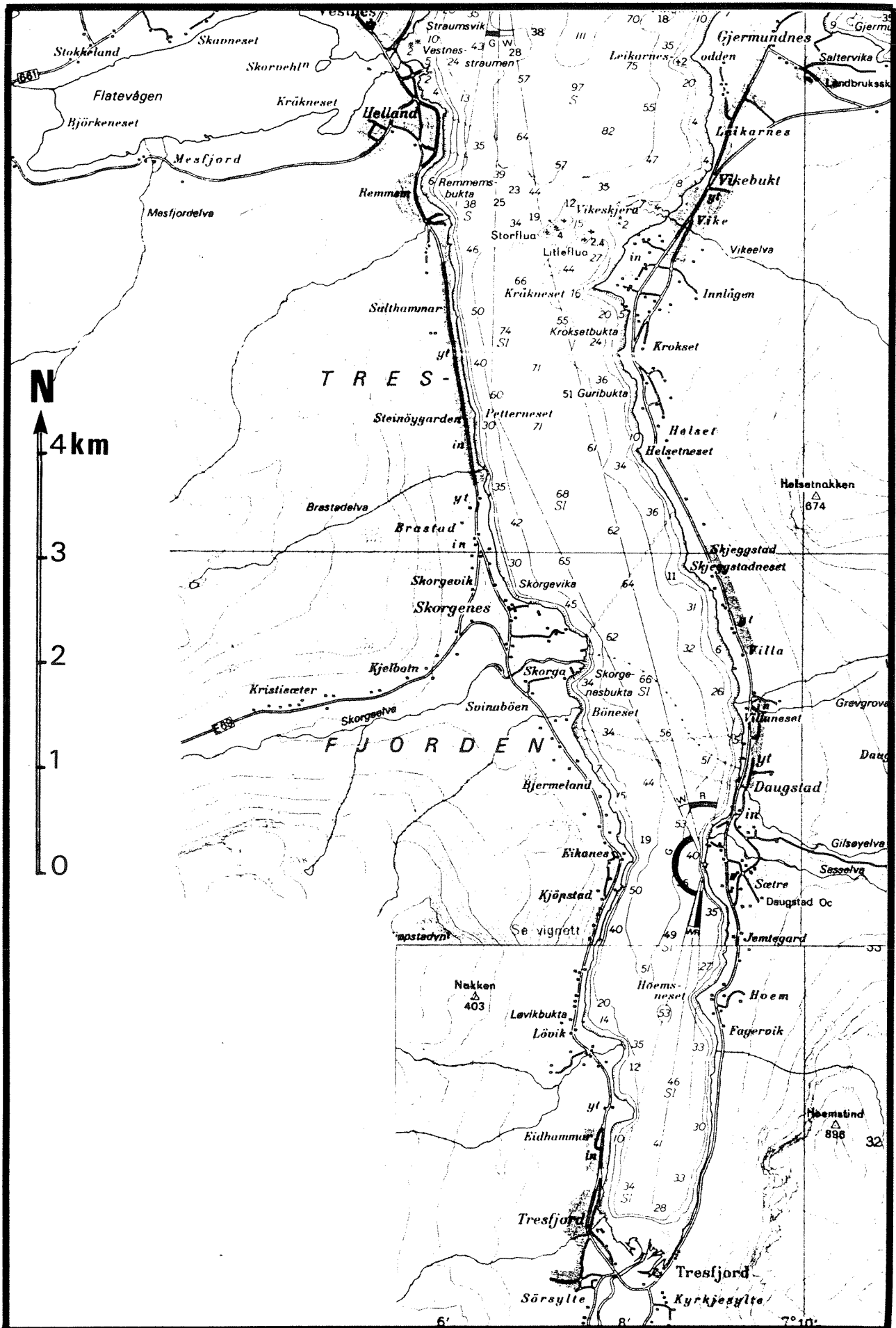
De konsekvensvurderingene som blir utført i denne rapporten, er basert på lengste alternativ for steinfyllinga. Dette synes være det mest realistiske alternativet sett fra Vegvesenets side. Ved å ta utgangspunkt i dette mest omfattende alternativet, vil en også ha det beste grunnlaget for å kunne rangere ulike effekter, og eventuelt gå videre med analyser for korterte fyllingsalternativer viss det er sannsynlig med uakseptable miljøeffekter.

1.2. Beskrivelse av Tresfjorden

I dette avsnittet gis en kortfatta omtale av fysiske karakteristika for Tresfjorden, basert på tidligere undersøkelser og generell kunnskap.

1.2.1. Topografi

Tresfjorden (fig. 1.1) munner ut i Romsdalsfjorden, som er en stor og åpen fjord. Tresfjordens lengdeakse ligger i retning om lag nord-sør. Den viktigste terskelen ligger utenfor Vikebuk. Lengda på fjorden er ca. 10 km fra terskelen og sørover mot fjordenden. Bredda på fjorden varierer fra 700 meter i inste delen til ca. 2000 meter like utafor terskelen. Noen relevante topografiske data er listet i tabell 1.1. Merk at Aure og Stigebrandt (1989b) har regnet med 28,000m² som dagens munningsareal. Våre beregninger tyder på at dette må være et markert underestimat.



Figur 1.1. Kart over Tresfjorden (utsnitt fra sjøkart nr. 33).

Tabell 1.1. Noen topografiske og vannfaglige karakteristika for Tresfjord. Tall merket '**' er hentet fra Aure og Stigebrandt (1989b). (+): I følge Licata (1985).

Volum 0m til bunn:	0.534 km ^{3*}	Volum terskeld. til bunn:	0.18 km ³
Overflateareal:	12.8 km ^{2*}	Munningsareal:	41,750 m ²
Bredde v/munning:	1300 m	Bredde i brutracé:	1750 m
Areal nedslagsfeltet:	191 km ^{2*} (135 km ²⁽⁺⁾)		
Ferskvannstilrenning, årsmiddel:	7.2 m ³ /s ⁽⁺⁾		
Terskeldyp:	37 m*		
Største dyp:	74 m (i flg. sjøkart)		

1.2.2. Tilførsler av forurensing

Tresfjorden (innafor terskelen) mottar kloakk tilsvarende om lag 1000 p.e. (notat, 14/3 1990 fra Fylkesmannen i M&R). I nedbørfeltet er det ca. 10,000 da (10 km²) dyrka mark, mest i tilknytning til husdyrhold. Innerst i fjorden ligger et meieri som slipper ut noe prosessvann. Et settefiskanlegg har også utslipp til fjorden. Ellers er det bidrag av organisk stoff fra ulike båtbyggerier og sagbruk. Skiping til/fra en større kornsilo ved fjorden kan innebære visse utslipp av organisk materiale.

Aure og Stigebrandt (1989b) estimerte fosfortilførslene til 11 tonn/år, nitrogen til 220 tonn/år og organisk stoff (BOF₇) til 480 tonn/år. Vesentlige endringer i tilførslene har neppe skjedd siden disse tallene blei frambrakt.

1.2.3. Værforhold og ferskvannstilrenning

Tresfjord ligger i grenseområdet mellom kystklima og mer innlandspreget klima. Vintrene er noe kaldere enn ute på kysten. Værforholdene generelt er grundig beskrevet av Licata (1985), basert på måledata fra de meteorologiske stasjonene Gjermundnes og Hjelvik. I foreliggende rapport presenteres kort noen viktige meteorologiske trekk, basert på normal-statistikk. Mer episodepregete vær fenomener, slik som særskilt lave temperaturer og kraftige vindkast er ikke med i vår beskrivelse. Værforholdene i løpet av strømmålingsperioden april-juni 1991 blir omtalt seinere i denne rapporten.

September og oktober har normalt mest **nedbør** (størrelsesorden 140-180 mm/måned). Perioden mars-mai har minst nedbør. Årlig nedbørsmengde ligger normalt i området 1200-1400 mm. Normal **lufttemperatur** viser månedsverdier på h.h.v. -0.1°C og -0.3°C i januar og februar. Dette er de eneste månedene med normaltemperatur under null grader. De øvrige månedene i "isleggings-sesongen" har middeltemperaturer mellom 1 og 3°C. Varmeste måned er normalt juli (13-14°C i middel døgntemperatur, avhengig av målested).

Vinden i Tresfjorden kanaliseres naturlig nok i retingen nord-sør. I sammenheng med vannutskifting er det inn-utgående vind som har størst betydning. Stasjonene Gjermundnes og Hjelvik gir neppe et fullstendig bilde av vindforholdene i midtre og indre deler av Tresfjord. Sistnevnte områder har ofte svakere vind. På Gjermundnes er vindretningen (fra) nordvest hyppigst i sommermånedene, og sør-sørvest ellers.

Ferskvannstilrenningen til Tresfjord, i det vesentligste fra Tresselva, Skorgeelva og Sesselva, er beregnet av Licata (1985) til et årsmiddel på $7.2 \text{ m}^3/\text{s}$, basert på et nedslagsfelt på 135 km^2 (jamfør tabell 1.1). Den laveste tilrenningen kan forventes i februar-mars i kalde/nedbørsfattige vintre ($0.7 \text{ m}^3/\text{s}$) og i august ($0.5 \text{ m}^3/\text{s}$). De høyeste verdier kan forventes i februar-mars ($15\text{-}20 \text{ m}^3/\text{s}$) dersom det er nedbørrike vintre eller tidlig snøsmelting, og i september-desember ($14\text{-}18 \text{ m}^3/\text{s}$) (Licata 1985, side 79).

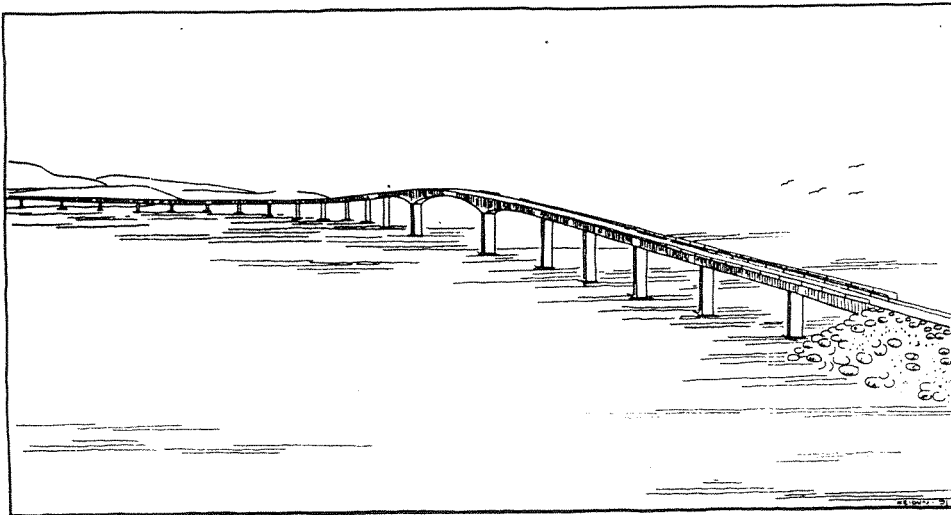
1.3. Brua og brufyllingene

Brua (fig. 1.2a) skal gå fra Remmem i Vestnes til Vikebuktt tvers over munningen til Tresfjorden (fig. 1.2c). Det mest aktuelle brualternativet innebærer ei 1220 meter lang betongbru fordelt på 21 spenn, kombinert med fylling mot land. Vegbredden blir 11 meter, og seilingshøyden 26 meter. Fig 1.2a,b viser tegninger av brua fra ulike vinkler. Det som berører det foreliggende prosjektet, er steinfyllinga ut fra land på østsida. Til sammen skal det der, i følge opprinnelige planer for lengste alternativ, lages en ca. 750 meter lang fylling utover i sjøen. I bruplanene inngår også brupillarer (ca 20 stykker, fig 1.2b). Gjennom fyllinga er det planlagt å etablere ei mindre åpning med ca 3 meter vanddyp. Denne vil muliggjøre passasje av små båter, og vil i tillegg bidra til økt vannutskifting i øvre lag langs fyllinga.

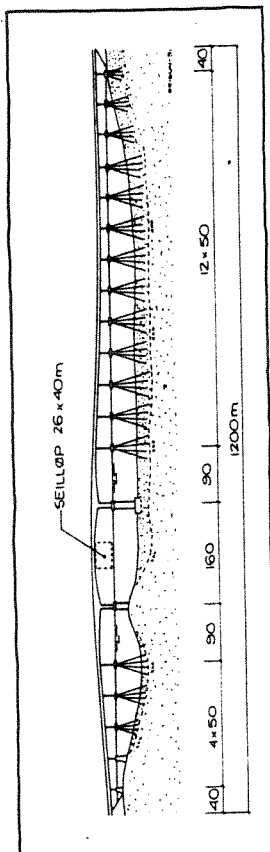
Figur 1.3 viser bunntopografien i terskelområdet, sammen med brutracéen. Fyllinga (lengste alternativ) vil gå fra Vikebuktsida og ut til Storflua (angitt med pil) som ligger omtrent en tredjedels fjordbredde ut fra land. Figur 1.4 viser et vertikalsnitt fra sjøoverflata til bunn tvers over fjorden der brua skal gå. Fyllingsarealet er skravert.

Tre ulike fyllingsalternativer har tidligere vært vurdert av Norges Hydrotekniske Laboratorier (NHL) med omsyn til miljøkonsekvenser (Licata 1985). Det lengste innebærer ca. 750 m fylling i sjøen fra Vikebuktsida. De to andre alternativene medfører h.h.v. 450 og 235 meter fylling i sjø fra Vikebuktsida, i følge opprinnelige planer. Ingen av alternativene medfører nevneverdige (for vannutskiftingen) fyllinger i sjø fra Vestnessida. Bredda av fjorden der brua skal gå, er om lag 1750 meter.

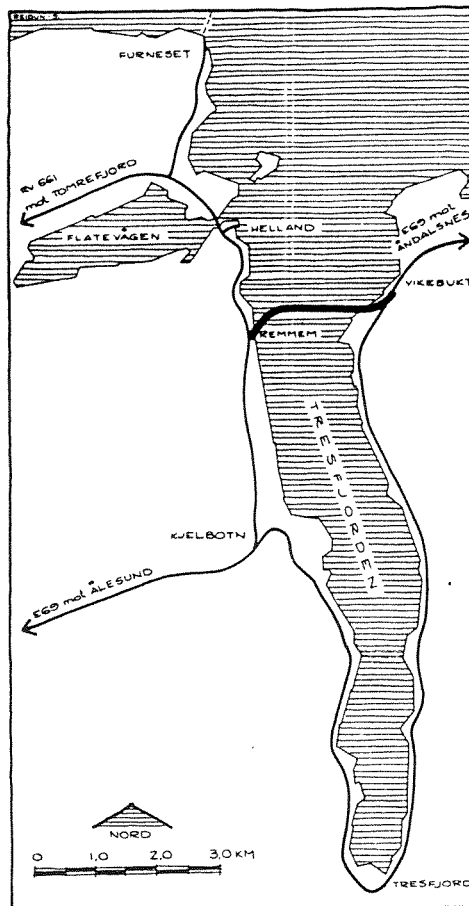
Planene for fylling er i seinere tid modifisert noe, i forhold til de planene som NHL baserte sine beregninger på. Fyllinga er bøyd av nordover nær land på Vikebuktt, for å spare badeplassen der (M. Mortensen, Statens Vegvesen, Møre og Romsdal, pers. medd.). Jamfør med figur 1.3, som syner denne løsningen. Dette medfører at fyllingsalternativene er om lag 100 meter lenger enn NHL sitt utgangspunkt for beregninger. Vårt utgangspunkt for vurderinger er de opprinnelige planene, som også gir grunnlag for direkte sammenlikning med NHL sine vurderinger. Avbøyingen langs land vil neppe berøre de problemstillinger (effekter av endret gjennomstrømningsareal) som omtales i denne rapporten.



a

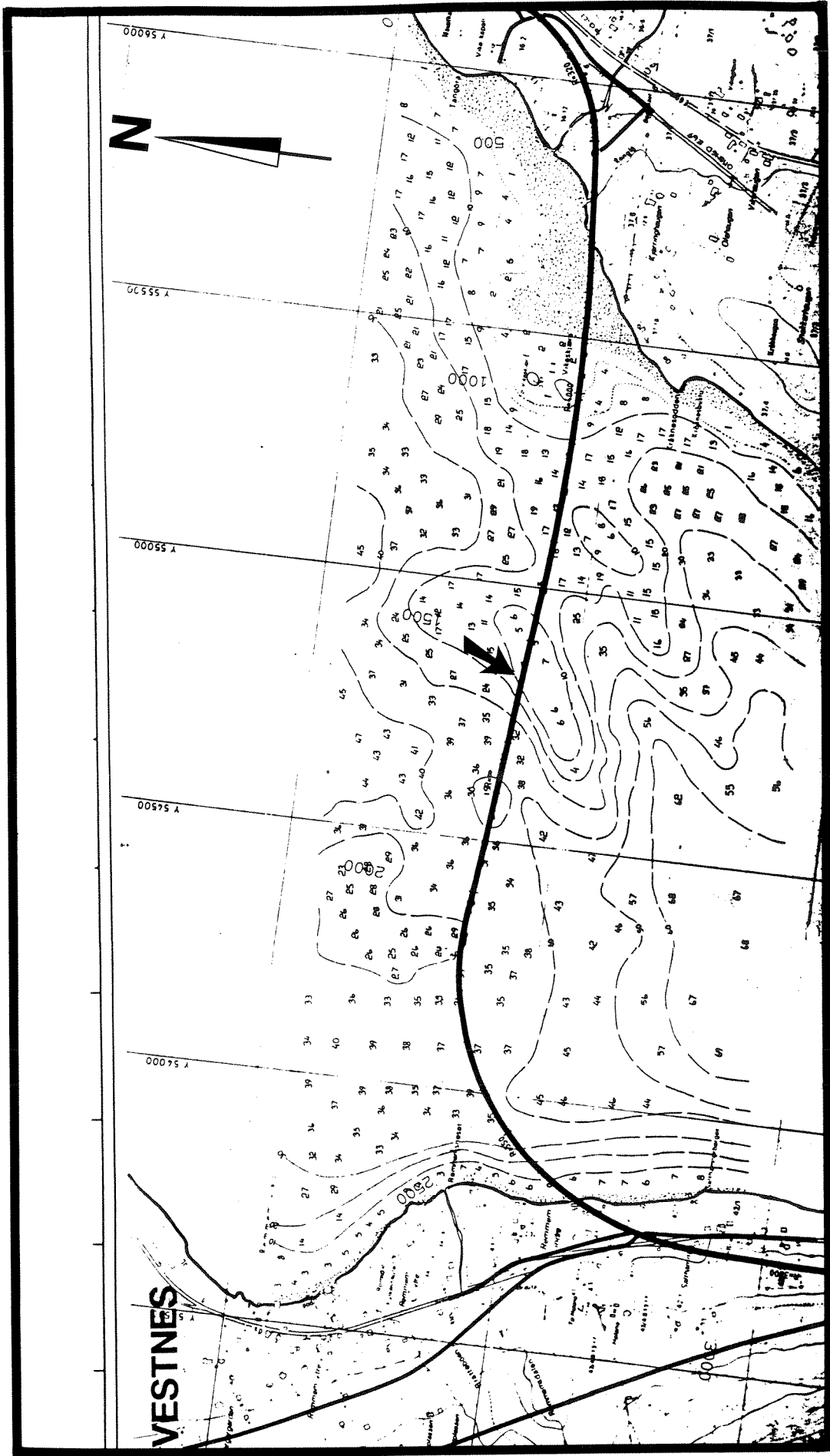


b

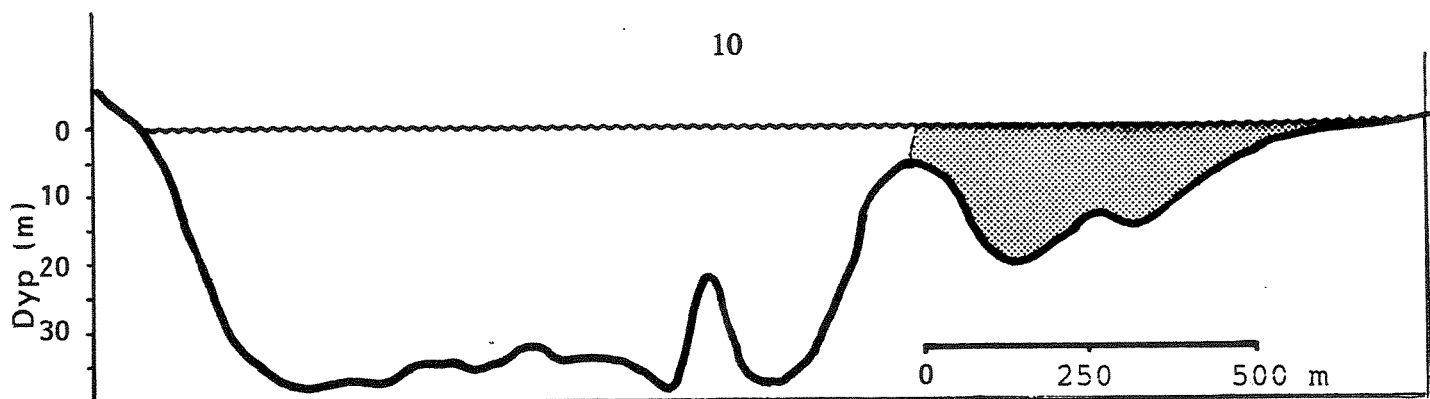


c

Figur 1.2. Tresfjordbrua fra tre ulike vinkler (Kilde: Statens Vegvesen i Møre og Romsdal).



Figur 1.3. Kart som viser topografien i terskelområdet, samt brutraccéen. Pila angir hvor langt den 750 meter lange fyllinga vil nå.



Figur 1.4. Dybderiss på tvers av munningen til Tresfjorden der hvor brua skal gå.

1.3.1. Gjennomstrømming på terskelen

Munningen av Tresfjorden er smalest ved Kråkeneset (se fig. 1.1), som ligger 5-600 meter sør for den planlagte fyllinga. Fjordbredda er der om lag 1300 meter. På dette smaleste partiet er fjorden relativt dyp. Tverrsnittsarealet fra 0 til 37 meters dyp (terskeldypet) er der 44,400 m². Det minste tverrsnittsarealet finner en i dag i området hvor terskelen går, d.v.s. der hvor bru og brufylling skal ligge. Gjennomstrømningsarealet (0 til 37 meter) er der 41,750 m². Tverrsnittsarealet av fyllinga (lengste alternativ) utgjør om lag 6,800 m², eller omlag 16 % av det totale arealet. Tabell 1.2 viser arealinnskrenkingen for ulike dybdeintervaller. Prosentvis blir arealreduksjonen mindre jo dypere vannsjikt som betraktes, og berører ikke sjikt dypere enn 20 meter.

Vanntransporten over terskelen vil nødvendigvis ikke bli redusert i samme grad som arealet. De grunnere områdene på østsida ligger i dag til en viss grad i "skyggen" av Kråkeneset. Fjordterskelen og munningen påvirker strømforholdene og vannutskiftingen. Den oppgrunningen, og dermed økte motstanden som den utgående strømmen i dag møter på terskelen, kompenseres til en viss grad av en utvidelse av fjordbredden når en kommer nord om Kråkeneset. Denne kompenserende effekten vil bli redusert når fyllinga kommer.

Tabell 1.2. Prosentvis arealreduksjon (kumulativt) av gjennomstrømningsarealet i brutracéen, for lengste fylling.

Dybdeintervall	Dagens areal (m ²)	Reduksjon (%)
0 - 2.5 m	4,438	33.7
0 - 5 m	8,562	32.1
0 - 7.5 m	12,438	31.1
0 - 10 m	15,938	30.2
0 - 12.5 m	19,312	29.5
0 - 15 m	22,438	28.1
0 - 17.5 m	25,375	26.1
0 - 20 m	28,602	23.8
0 - 37 m	41,750	16.3

Den framtidige fjordbredden på terskelen (lengste fyllingsalternativ) vil bli litt over 1000 meter. Den effektive breddeinnskrenkingen i overflata for lengste fyllingsalternativ blir på 43 % i tracéen (fra 1750 m til 1000 m). Om en tar utgangspunkt i dagens smaleste parti ved Kråkeneset (bredde=1300 m), vil innskrenkingen bli ca 23 %. For seinere effektberegninger der munningsbredde inngår, har vi satt 1500 meter som "effektiv" verdi i dag. Reduksjonen til 1000 meter bredde blir da 33%.

1.4. Tidligere undersøkelser

Miljøvernavdelinga hos Fylkesmannen i Møre og Romsdal målte hydrografi og oksygen på to stasjoner; en inne i Tresfjorden og en like utenfor terskelen. Måletidspunktene var 31/5 og 12/10 1983 og 22/5 1984 (Licata 1985, Brun 1986). Det blei ikke registrert særskilte forurensingseffekter når det gjaldt oksygeninnhold. Siktedypsverdiene var generelt sett lave (5-7m), men sansynligvis ikke unormale i forhold til de aktuelle prøvetakingstidspunktene.

Norges Hydrodynamiske Laboratorier (NHL) gjennomførte en omfattende konsekvensvurdering i 1984-1985, i samband med bruplanene (Licata 1985). Måleprogrammet omfattet strøm, inkludert strømkors, hydrografi og oksygen. Intensive målinger blei gjennomført 15/5 og 28/8 1984 (snitt langs etter og på tvers av fjorden). Fra den gang foreligger det strømmålingsdata fra faststående instrumenter kun for en 1-døgns serie på terskelen 14/5-15/5 1984.

Av NHL sine konklusjoner nevnes bl. a. at de ulike fyllingsalternativene vil medføre økt oppholdstid (og økt tykkelse) for brakkvannslaget i fjorden, med h.h.v. 45 %, 22 % og 9 % økning for alternativene 750 m, 450 m og 235 m fylling. Tidevannsstrømmen over terskelen, og indre bølger i fjorden vil få økt amplitude på grunn av fyllingene. Begge disse faktorene blei antatt å stimulere vertikal blanding av vannmassene inne i fjorden. Ingen av de tre fyllingsalternativene blei antatt å ville gi særlig forskjell for strøm og blandingsforhold generelt, i forhold til dagens tilstand. Isforholdene vil kunne bli noe endret, med fare for årlig isdannelse helt ut til Skorgenes (sjelden lengre enn til Løvikneset/Hoemsneset i dag). Drivis vil kunne samles opp innafor fyllingene. Mindre bølgeaktivitet p.g.a. fyllingene vil kunne redusere nedbryting av is inne i fjorden.

Siden fyllingene kun vil berøre de grunnere partiene av terskelområdet, antok NHL at dypvannsutskiftingen ikke ville bli endret. Det blei stilt spørsmål omkring oksygennivået i dypvannet. I august 1984 målte NHL verdier under 3 mg/l (2.1 ml/l) i dypvannet (Licata 1985). Ofte faller oksygenverdiene i terskelbasseng ytterligere utover høsten, og det blei antydnet av NHL at oksygensituasjonen var i en "kritisk fase". Oppfølgende oksygenmålinger blei anbefalt.

Høsten 1986 foretok **Havforskningsinstituttet** målinger ca. 1 gang pr. måned i Tresfjord, i samband med "terskelfjordundersøkelsen" som omfattet en rekke fjorder i Møre og Romsdal (Aure og Stigebrandt 1989a,b). Det blei målt hydrografi med "Mini-CTD", tatt oksygenprøver og næringssaltprøver. En dypvannsstrømming var antatt å ha skjedd i løpet av våren/sommeren 1986, før målingene startet. Laveste målte oksygenverdi i bassengvannet var

4.5 ml/l, seint på høsten. Fjorden blei betegnet som "ubetydelig påvirket av menneskelig aktivitet m.h.t. næringssalter og oksygenforbrukende organiske stoffer". Datamaterialet inngikk i en generell analyse vedrørende effekter av fiskeoppdrett på vannkvalitet i terskelfjorder. Oksygenmålingene som NHL gjorde i 1984 (vesentlig lavere minimumsverdier) blei ikke referert til i undersøkelsen til Havforskningsinstituttet.

1.5. Kort gjennomgang av aktuelle problemstillinger

Brufyllinga vil medføre innsnevret gjennomstrømningsareal ved fjordmunningen. Dette kan medføre endret sirkulasjon og vannutskifting i fjorden. Disse endringene kan ha betydning for både fysiske og biologiske/kjemiske prosesser i fjorden. Seinere i rapporten blir mulige konsekvenser vurdert nærmere hver for seg. I dette avsnittet gir vi en kort oversikt over de mest aktuelle problemstillingene.

1.5.1. Sirkulasjon og vannutskifting

Begrepene sirkulasjon og vannutskifting hører nøye sammen, i et slags årsak-virkning forhold. Sirkulasjon medfører fysisk forflytting av vannmasser (strøm). Med kjennskap til sirkulasjonsmønsteret, vil en ha grunnlag for å vurdere vannutskiftingen i fjorden. I problemstillinger som den foreliggende, står begrepene vannutskifting og oppholdstid for vann i fjorden sentralt. Dette fordi begrepet "gammelt" vann ofte er assosiert med dårlig vannkvalitet. Lang oppholdstid behøver imidlertid i seg selv ikke medføre dårlig vannkvalitet. Kvaliteten avhenger av graden av kjemiske/biologiske stofftilførsler, og av organisk og kjemisk nedbryting av tilført stoff. Dypvann i verdenshavene kan ha en "oppholdstid" på flere hundre år, uten at vannkvaliteten er særskilt forringet.

I en terskelfjord som Tresfjord, vil det være et markert skille i utskiftingsrate mellom dypvann dypere enn terskeldypet, og vannmassene over. Over terskeldypet kan det oftest defineres flere mer eller mindre tydelige lag, hver med sin karakteristikk og utskiftingsrate. Lagdelingen kan variere mye, og det er ofte ikke mulig å danne seg et entydig bilde. Forholdene påvirkes og kontrolleres av faktorer som ferskvannstilrenning, tidevann og vind. Endringer i lufttrykk og indre trykkfelt (densitetsendring for sjøvannet utafor fjorden) kan også påvirke sirkulasjon og vannutskifting.

Andre prosesser enn sirkulasjon kan også bidra til fornying av vannmasser i fjorden. Dette dreier seg om vertikal diffusjon og konveksjon. Førstnevnte prosess er viktig for den (langsomme) tilførsel av bl. a. oksygen som skjer til stagnant dypvann ovenfra, og for den gradvise reduksjon i densitet som skjer i stagnasjonsperioder i dypvann. Sistnevnte prosess skyldes egentlig diffusjon av salt og varme på grunn av eksisterende vertikalgradienter. Vertikal konveksjon berører oftest vannmasser i øvre lag, og er ofte knyttet til avkjøling og eventuell isdannelse i sjøoverflaten.

Det eksisterer mange metoder og modeller som beskriver de ulike prosessene nevnt ovenfor. Ingen eksisterende modell tar alle tenkelige faktorer i betraktning, i alle fall ikke med tilstrekkelig detaljeringsgrad. Modellene må tilpasses den faktiske kunnskap en har. Modellberegninger bør helst baseres på realistiske måledata. Modellene uttrykker bare en del av virkeligheten, og resultater av beregninger må vurderes med større eller mindre grad av

skjønn mot denne bakgrunnen. Resultatene kan imidlertid være et svært viktig supplement til andre vurderinger og måledata. Biologiske bunnprøver f. eks. er best egnet til å beskrive fjordbunnens tilstand, og er i mindre grad nyttige for vurdering og kvantifisering av effekter av planlagte inngrep.

1.5.2. Islegging

En del av problemstillingene som denne rapporten omhandler, er knytta til is og isleggingsproblematikk. Økte ismengder i en gjennomsnitts vinter vil kunne gi vansker for småbåttrafikken bl. a. til og fra de ulike båtbyggeriene i fjorden. Mer is vil også medføre økt oppholdstid for vann i fjorden om vinteren, og vil redusere vertikalomrøringen i fjorden, og dermed øke faren for oksygenvinn i dypvannet. Mer is, eventuelt lengre isleggingsperioder, vil også kunne medføre endringer i lokalklimaet.

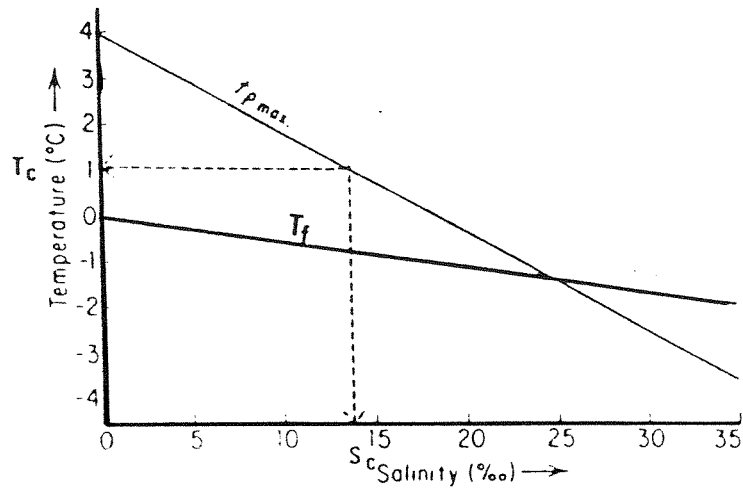
Isdannelse

Sjøvannets frysepunkt er en funksjon av både salinitet og trykk. For fryseprosesser i overflaten kan vi se bort fra trykkeffekten. Stort innslag av ferskvann i øvre lag sies å påskynde isleggingsprosessen. Dette kan ha sammenheng med at frysepunktet er høyere for ferskvann og brakkevann enn for sjøvann. Det skal dermed ikke fullt så lav temperatur til for å starte isdannelse i ferskvann som i sjøvann. Sjøvann/havvann fryser først ved temperatur ned mot -2.0°C . Figur 1.5 viser frysepunktets variasjon med saliniteten, samt kurven for tetthetsmaksimum, som funksjon av salinitet og temperatur.

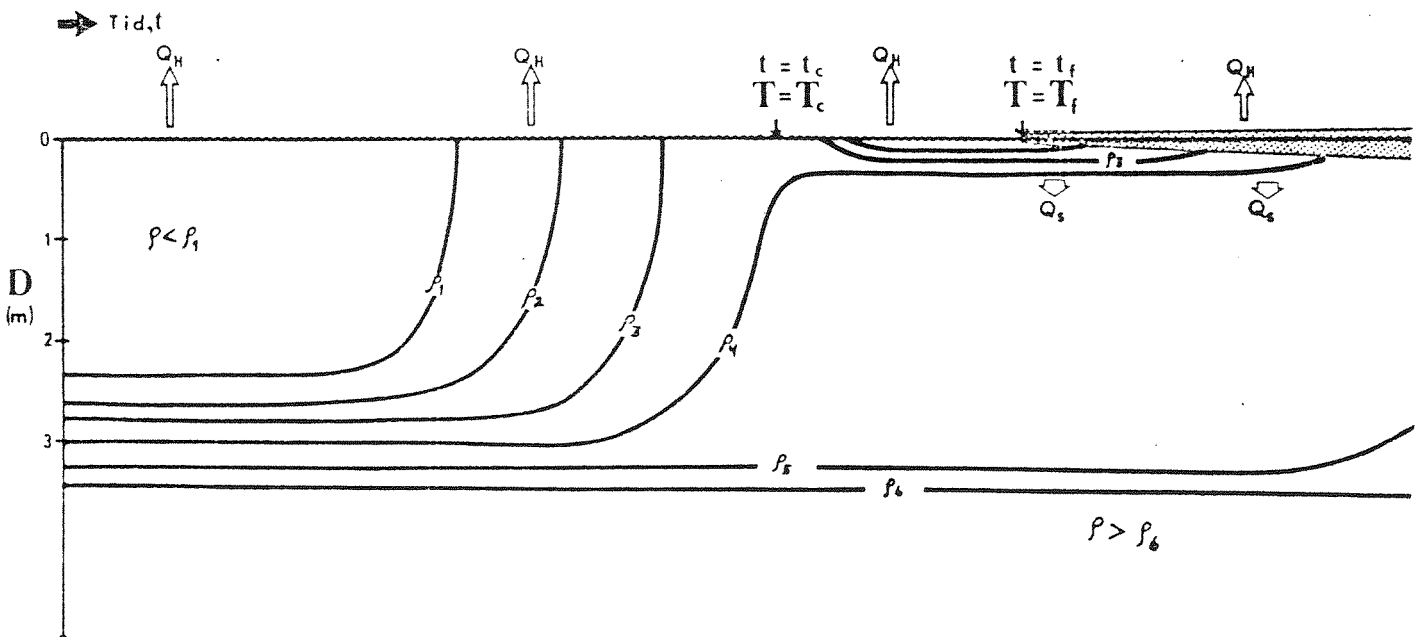
I vann med salinitet lavere enn ca. 25×10^{-3} (kryssingspunktet mellom de to kurvene i fig. 1.5) vil densiteten ved avkjøling nå en maksimumsverdi før frysepunktet er nådd. Dette er velkjent for ferskvann, som når sitt densitetsmaksimum ved 4°C (høst- og våromrøring i innsjøer). Fenomenet har også betydning for islegging i fjorder med brakkevann.

En prosess med gradvis avkjøling i brakkevannslaget på grunn av en varmetaps (varmetap) Q_H er illustrert i figur 1.6. Varmetapet kan enten skyldes langbølget utstråling eller transport av følbare og/eller latent varme til lufta. Isolinjer for densitet (ρ) er markert, med gradvis økende densitet og tykkelse av øvre lag etter hvert som avkjølingen skrider fram. Ved et visst tidspunkt t_c , respektivt en viss temperatur T_c (antydning med pil) når brakkevannet sin maksimale densitet. Videre avkjøling vil nå resultere i dannelse av et tynt sekundærsjikt øverst med lavere densitet. Dette tynne sjiktet vil være vesentlig mer følsomt for avkjøling enn det vesentlig tykkere blandingslaget før t_c . Frysepunktet vil nå raskt nås, og isdannelse kan starte, ved $t=t_f$, og $T=T_f$.

Når isdannelsen har startet, vil salt begynne å skilles ut fra isen (Q_s). Saltet medfører økt densitet til sjøvannet, og det tynne sekundærsjiktet brytes gradvis ned. Tilstedeværelse av et islag demper nå varmetapsen Q_H , og homogeniseringen eller gjennomblandingen av det øvre laget går langsommere.



Figur 1.5. Sjøvannets frysepunkt T_f , samt temperatur for tetthetsmaksimumet for ulike saliniteter. Den stiplede linja knytter seg til diskusjon i teksten.



Figur 1.6. Skjematisert framstilling av tidsutviklingen for en avkjølingsprosess i fjordens øvre lag, som resulterer i isdannelse. Noen isolinjer for fjordvannets densitet som viser den gradvise densitetsøkningen er inntegnet. Se teksten for forklaring av de ulike størrelsene.

Prosesen som er nevnt ovenfor vil være mest effektiv på en stille fjordoverflate. Perioder med lite vind og gjerne klarvær med stor netto utstråling medfører ofte isdannelse i fjorder. Vind og bølger vil medvirke til å bryte ned det tynne sekundærsjiktet. Den beskrevne første fase i isleggingen vil dermed bli forsinket, eller ikke forekomme. Is vil ikke bli dannet før større deler av øvre lag (brakkvannslaget) er gjennomkjølt til frysepunktet.

Moderat vind og mindre bølger som kommer etter at første islag er dannet, vil ikke modifisere prosessen vesentlig, ettersom islaget vil redusere den vertikale omrøringen. Den beskrevne isdannelsesprosessen som beskrevet i figur 1.6, er derfor sannsynligvis representativ for isdannelsen i Tresfjorden. Prosessen har gitt grunnlag for en beregningsmetode (numerisk modell) for isdannelse som er benyttet i etterfølgende kapittel. Ved å variere brakkvannskarakteristikken, vil en med modellen kunne kontrollere effekter av ulike fysiske inngrep i fjorden, slik som den planlagte steinfyllinga.

2. MÅLING OG METODER

2.1. Generelt

Bløtbunnsfauna

I bløte bunnsedimenter er det normalt et rikt liv av smådyr. Prøver av faunaen i bunnsedimenter gir et godt grunnlag for å karakterisere tilstand og beskrive utvikling over tid. På en lokalitet vil den totale sammensetninga av arter ('samfunn') gjenspeile miljøforholdene på stedet. Hvilke arter som finnes, deres individantall, og artenes innbyrdes mengdeforhold bestemmes i stor grad av næringstilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende materiale, oksygenforhold og eventuelle forstyrrelser fra forurensning.

Under normale og gode miljøforhold vil mange arter finne livsbetingelser, og samfunnet preges av høy artsrikhet. Ved forurensning eller andre miljøforstyrrelser avtar artsrikheten, men arter som klarer seg, kan finnes i store mengder. Samfunnenes sammensetning sammen med kjennskap til de enkelte artenes miljøkrav gir derfor grunnlag for å karakterisere tilstanden i et område. Matematiske metoder som beskriver relasjoner mellom artstall og individtall (diversitetsmål), brukes rutinemessig for å vurdere virkninger av eventuelle miljøforstyrrelser.

Hydrografi og strøm

Som et supplement til bløtbunnsundersøkelser i resipientvurderinger, foretas det ofte prøvetaking i sjø for å bedømme utskiftingsforholdene. Bløtbunnsundersøkelsene gir et inntrykk av tilstanden til sedimentet og vannmassene nær bunn på prøvestedet. Disse undersøkelsene sier vanligvis lite om forholdene i øvre lag (oppholdstid for vannmasser etc). En bunnprøve i ett gitt dybdeparti av en fjord ikke kunne gi kvantitativ informasjon om hvor store vannmasser (-hvor langt opp i vannsøyla) som eventuelt er overbelasta.

Ofte dreier resipientproblemer seg om for liten vannutskifting i øvre lag (over terskelen) i forhold til belastning fra kilder på land. I den foreliggende problemstillingen, med steinfyllinger som vil redusere gjennomstrømningsarealet over terskeldypet, står vannutskiftingsdynamikken i fjorden sentralt. I en slik sammenheng må en også nytte andre registreringer enn bløtbunnsprøver for å kunne foreta en konsekvensvurdering.

For å kunne kvantifisere vannutskiftingsrate og oksygenforbruk, nyttes ofte hydrografiske tidsserier. Regelmessige målinger av salinitet og temperatur nedover i sjøen, sammen med oksygenprøver, danner grunnlag for å bestemme volum av sårbare vannmasser, og hvilken effekt endringer i belastning (eller endring i vannutskifting) vil ha. Tradisjonelt foretas målinger oftest med noen ukers mellomrom. Dette er normalt tilstrekkelig til å kunne beregne max. oksygenforbruk, og oksygen-minimum, som er viktige parametre for resipientvurdering.

Vannmassene over terskeldyp i en fjord er normalt gjenstand for hyppig utskifting. Oppholdstiden for vann inne i fjorden kan dreie seg om fra under en dag til noen dager. Den relativt grove tidsoppløsningen som hydrografimålingene innebærer, gir ikke direkte opplysninger om utskiftingen over terskeldypet. For å kartlegge denne nyttes ofte strømmålinger, eventuelt kombinert med kortere og mer intensive måleserier for hydrografi.

Strømmålinger gjøres i dag for det meste med automatisk registrerende instrumenter, med internt dataminne. Slike instrumenter kan stå i sjøen i uker og måneder, og registrere strømretning og strømfart med foreskrevne tidsintervall. Måledataene gir informasjon om hovedstrømretninger og volumflukser, og om hvordan strømmen varierer. Strømforholdene er ofte sterkt variable, og påvirkes/styres av variasjoner i ytre faktorer slik som vind, ferskvannstilrenning og tidevann. Strømmålingene gir informasjon om hvordan fjordsirkulasjonen reagerer på endringer i ulike ytre "krefter".

2.2. Stasjonsnett og prøvetaking

Stasjonsplassering er synt i figur 2.1.

2.2.1. Hydrografi

For hydrografi (salinitet, temperatur og oksygen) var det tre stasjoner der det blei målt om lag en gang pr måned i perioden mai 1990-juni 1991. Stasjon 1 lå utafor terskelen, og tjente som referansestasjon. Endringer i vannmassekarakteristika på denne stasjonen vil kunne påvirke vannkvaliteten inne i fjorden. De to andre stasjonene (St 2 og St 3) lå inne i fjorden, og dekket de dypere partiene der.

2.2.2. Bløtbunn

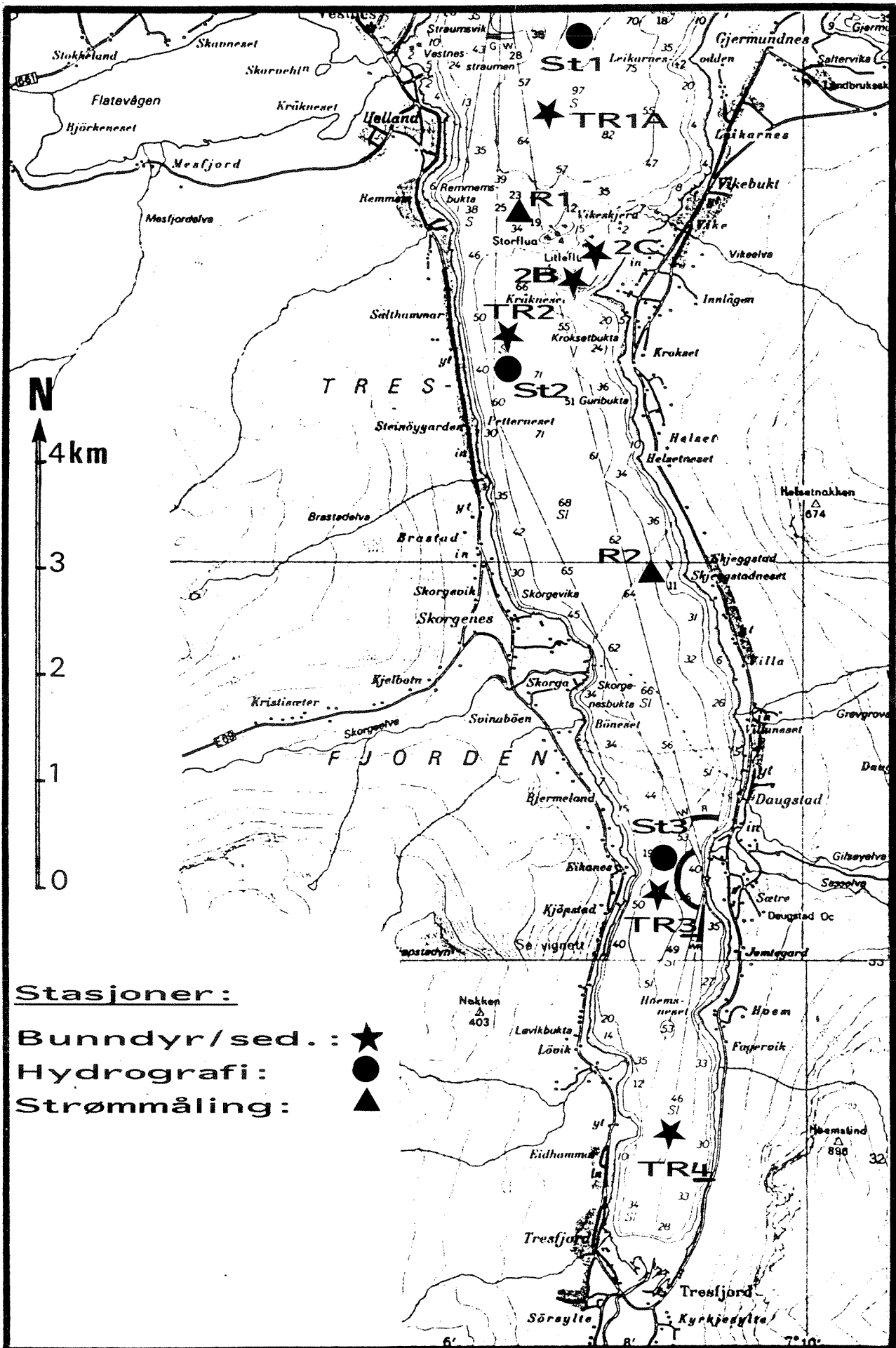
I fjorden innafor terskelen blei det lagt tre prøvetakingsstasjoner. Stasjon TR 2 var plassert ved fjordens størstedyp like innenfor terskelen (fig. 2.1). De to andre stasjonene var i fjordens indre del. Det blei også tatt noen enkeltprøver nær land ved Kråkneset sør for den planlagte steinfyllinga (st. TR 2B, TR 2C). Dette er et område hvor det vil kunne dannes bakevjer på grunn av fyllinga.

Utafor terskelen til fjorden blei det lagt en stasjon for referanse (TR 1A). I dette området er det for det meste fast bunn som skråner ned mot større dyp (> 120 m). Stasjonen blei plassert i et bløtbunnsområde med jamn bunn på omkring 90 m dyp omtrent midtfjords rett østfor Vestnes. Det var ikke ønskelig å plassere stasjonen nærmere land på grunn av mulige lokalt forurensede områder der.

Prøvetaking

Bunnprøvene blei innsamla den 22. mai 1990. Til prøvetakingen blei det benytta et innleid fartøy. Prøvene blei tatt med en 0.1 m^2 'Petersen'-type bunngrabb. På hovedstasjonene innafor terskelen (TR 2, TR 3, TR 4) blei det tatt 5 parallelle prøver, mens det på referansestasjonen (TR 1A) blei tatt 4 paralleller.

Under prøvetakingen blei det foretatt en visuell kontroll og beskrivelse av bunnsedimentet. På stasjonene TR 2 - TR 4 blei det også tatt en liten delprøve av overflatesediment til analyse av totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN).



Figur 2.1. Kart over Tresfjorden, med NIVAs målestasjoner og prøvetakingsposisjoner i 1990 og 1991 inntegnet.

Faunaprøvene blei spylt gjennom 5 og 1 mm sikter og siktematerialet blei så konservert i 4 % nøytralisert formaldehydløsning. Parallellprøvene fra hovedstasjonene blei opparbeidet samla. På grunnlag av artslistene og de enkelte artenes individtall i prøvene blei det gjort matematiske analyser for faunalikhet og mål for artsmangfold (= diversitet). Artsmangfold er en viktig parameter ved karakterisering av miljøtilstand.

Tallbehandling

Det er benyttet to mål for å uttrykke artsmangfold:

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 artsmangfold, som gjenspeiler gode miljøforhold, representeres ved verdier > 3.1 . Indeksens minimumsverdi er null.

Hurlbert's funksjon. Dette er et grafisk mål for artsmangfold hvor antall arter plottes som en kurve mot antall individer. Grovt sett vil lavt artsmangfold (få arter) vises ved flate liggende kurver, mens høyt artsmangfold 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. Tolking 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.

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

2.2.3. Strømmåling

Strømmålinger blei gjennomført på to ulike steder. Selve måleinstrumentene som blei benytta, blir kort beskrevet avsnitt 2.3. En målerigg var utplassert ved Skjeggstadneset midtveis inne i fjorden på østsida (posisjon R2 i fig. 2.1). Denne riggen hadde ett instrument som stod i 38 meters dyp. Måleperioden var 19. april 1991 til 26. mai. Måleintervallet var 5 minutter. Riggen hadde undervannsbøye (i 30 meter) som holdt instrumentet i konstant dyp. Hovedmålsettingen med å utplassere en måler på dette stedet/dypet, var å avdekke eventuelle indre bølger i fjorden, forårsaket av terskelen. Dessuten ville dataene gi informasjon om hydrografiske variasjoner i øvre del av dypvannet.

I perioden 12. juni til 28. juni 1991 blei det målt strøm i to dyp (3 meter og 18 meter) i posisjon R1 på terskelen. Instrumentene var innstilt på måleintervall lik 10 minutter. Formålet med disse målingene var å kartlegge sirkulasjon og vannutveksling over terskeldypet.

2.3. Måleinstrumenter

Til målingene blei det benytta elektroniske instrumenter med forskjellige sensorer. Til den hydrografiske kartleggingen blei det brukt en målesonde av type Salinoterm. Dette er et

relativt enkelt og robust instrument, der verdiene for salinitet og temperatur avleses manuelt og noteres for hvert måledyp, etter hvert som selve målesonden (enheten med sensorene for temperatur og salinitet) senkes nedover i sjøen.

Til strømmålingene i fast forankra rigg blei det benytta instrumenter av type Aanderaa RCM (fig. 2.2). Disse måler med fastsatte tidsintervall strømmens styrke og retning, samt sjøens temperatur og salinitet. Måleren ved Skjeggstadneset hadde også trykk (-dybde)sensor.

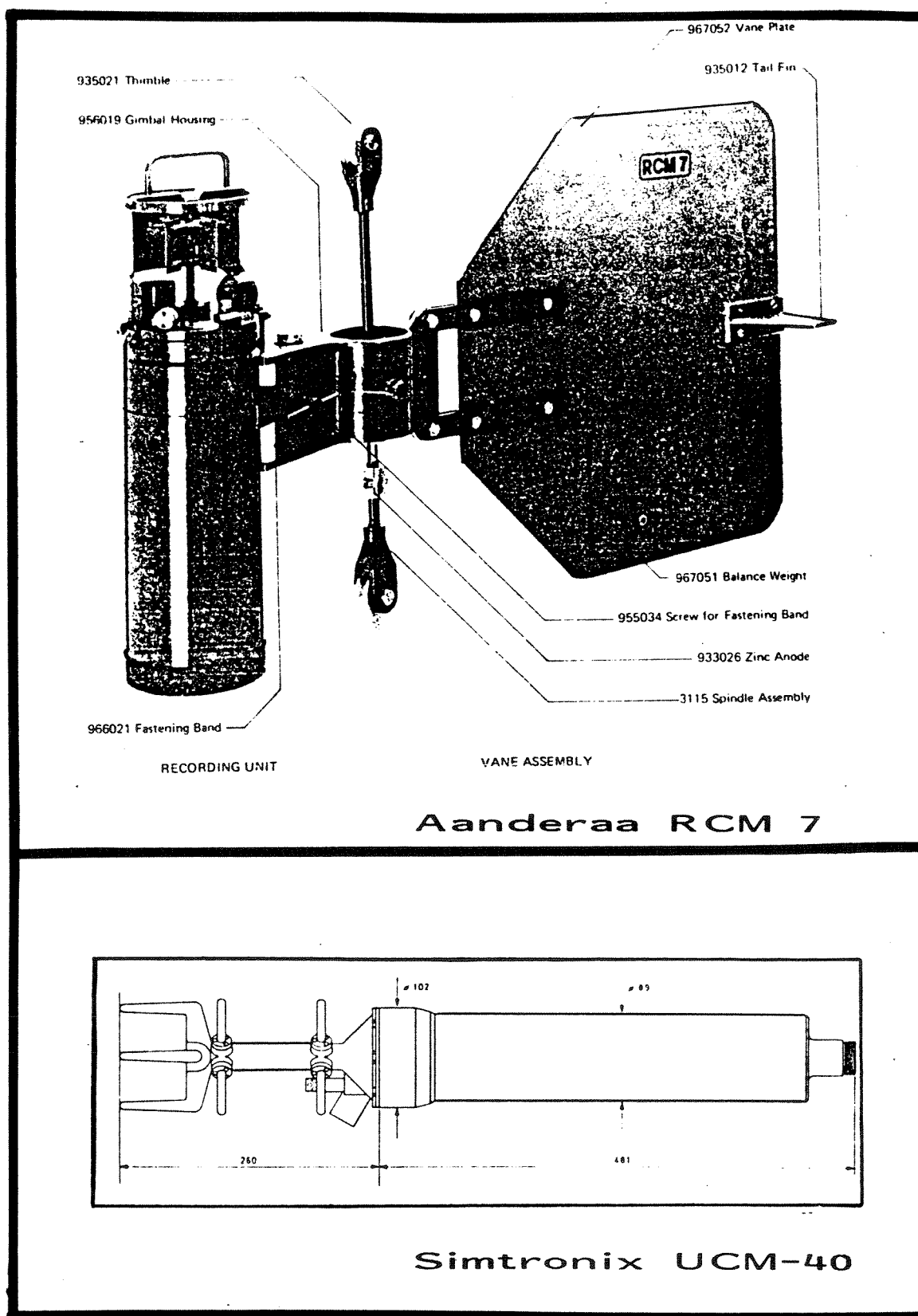
I samband med utsetting av måleriggene blei det gjort målinger med en akkustisk strømmåler av type Simtronix UCM-40 (fig. 2.2). Denne er noe mer sofistikert enn Aanderaa målerene, og kan programmeres til en rekke ulike målemoduser. Vi benytta måleren som et profilerende instrument, i det vi målte den vertikale strømfordelingen (instrumentet blei langsomt senket nedover hengende i en signalkabel). Instrumentet målte også temperatur, salinitet og dypet (trykket). Måledatanene blei automatisk avlest på medbrakt PC, med måleintervall 2, evt. 5 sekunder.

2.3.1. Kalibrering av salinotermdataene

Kalibrering av måleresultat utgjør en viktig del av oseanografiske undersøkelser. Det er et utall av feilkilder i samband med målinger i sjøen. Instrumentfeil kan oppstå spontant under en prøveserie. Feilen kan vare bare en kort stund, eller eventuelt hele resten av måleserien. Et måleinstrument kan ha en avlesningsfeil for f. eks. salinitet som varierer med måledyp, eller med aktuell temperatur. Å kontrollere alle mulige feilkilder er ressurskrevende, og ikke realistisk innenfor et prosjekt som i Tresfjorden.

Til de rutinemessige målingene i Tresfjorden blei det benytta Salinotermsonder. Målesonden som var i bruk under de to første toktene (22/5 og 22/6 1990), blei bytta ut med en ny sonde, som følge av en instrumentfeil. Sonden som deretter var i bruk, hadde en avlesningsnøyaktighet på 0.05×10^{-3} for salinitet (kun en desimal). Sondene blir kalibrert (kontrollert) før utsendelse, og bør da ha en målenøyaktighet bedre enn 0.1×10^{-3} for salinitet, og 0.1°C for temperatur. Vanligvis er det salinitetssensoren (egentlig en konduktivitetssensor) som er mest utsatt for feil. Erfaringsmessig holder temperaturmålingene en bedre kvalitet. I det foreliggende prosjektet har derfor kalibreringsinnsatsen vært konsentrert om salinitetsmålingene. Dette har å gjøre også med videre beregninger av sjøens densitet. For typiske temperatur og salinitetsverdier i norske farvann, er disse beregningene mer følsomme for feil i salinitet enn i temperatur.

Vannprøvene som blei tatt i samband med de rutinemessige målingene, blei analysert ved Forurensingslaboratoriet i Møre og Romsdal (i Molde), ved hjelp av klortitrering. Dette er en relativt enkel metode, som ikke krever sofistikert laboratorieutstyr. Metoden har i følge Grasshoff m. fl. (1983) en nøyaktighet på ca 0.01×10^{-3} for klorid, d.v.s. ca 0.02×10^{-3} for salinitet, dersom alle forutsetninger m.h.t. kjemikalier etc. er oppfylt. Fig. 2.3 viser differansen i salinitetsverdier mellom laboratoriet og målesondene, for 50 meters dyp. Det framgår at avviket stort sett har ligget innafor 1.0×10^{-3} , med sondeverdiene høyest. De større avvikene for stasjon 2 den 28/10, 11/12 og 8/1 skyltes åpenbart feil ved vannprøvene. For de to toktene der den første sonden var i bruk, var avviket mindre (ca. -0.25×10^{-3}).



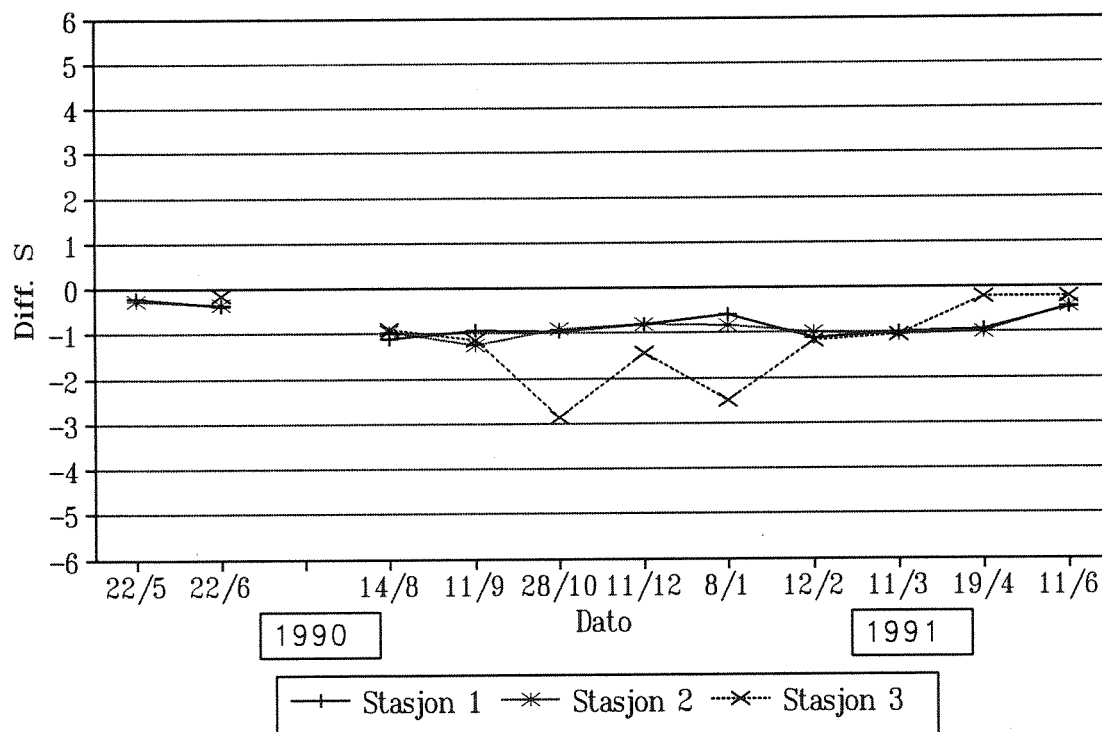
Figur 2.2. Aanderaa strømmåler og Simronix strømmåler som begge blei benytta i Tresfjorden.

For å få en ekstra sjekk på sondeverdiene, blei det under de to siste toktene målt med andre instrumenter i tillegg (se forrige avsnitt), som antatt har bedre nøyaktighet. Videre blei det 11/6 1991 tatt ekstra vannprøver for analyse hos NIVA, som benytter et presisjons salinometer av merke Guildline Autosal.

Både parallelle instrumentmålinger og NIVAs analyser indikerte at Salinotermsonden hadde vist for høy salinitet, og at Forurensingslaboratoriet i Molde holdt for noe for lave salinitetsverdier (ca 0.6×10^{-3}) i forhold til NIVAs analyser, som bør ha nøyaktighet bedre enn 0.01×10^{-3} .

For å sjekke stabiliteten av Salinotermmålingene under et tokt, kjørte vi parallelle målinger med UCM-40 sonden den 19/4 1991. Avlesninger i 6 ulike dyp mellom 5 og 50 meter på de tre stasjonene, ga følgende differanser mellom UCM-40 og Salinoterm:

	Antall verdier	Middel differanse	Standardavvik
Salinitet:	17	-0.43×10^{-3}	0.06×10^{-3}
Temperatur:	18	0.18°C	0.03°C



Figur 2.3. Kalibreringskurve for salinitetsdataene. Kurven viser differansen mellom laboratoriets verdier (fra vannprøvene) og måleverdien i 50 meters dyp for de ulike toktene.

UCM-40 målesonden har målepresisjon bedre enn 0.05×10^{-3} og 0.02°C for salinitet og temperatur h.h.v., og med repeterbarhet vesentlig bedre enn dette. Differansene og standardavvikene skyldes derfor i det vesentligste målefeil ved Salinotermsonden. Standardavvikene var imidlertid relativt små, og indikerer at Salinotermsonden har vært relativt stabil under det aktuelle toktet. Kalibreringskurven i figur 2.3 viser også at sonden har holdt seg rimelig stabil også under tidligere tokt.

På grunnlag av det ovenstående er salinitetsmålingene fra de to første toktene i 1990 justert med $+ 0.35 \times 10^{-3}$ (ingen kontroll/justering av temperatur). For Salinoterm nr 2 (f.o.m. 14/8 1990) er data justert med $- 0.5 \times 10^{-3}$ for salinitet, og $+ 0.18$ for temperatur.

3. MÅLEDATA FOR HYDROGRAFI, OKSYGEN OG STRØM

3.1. Oksygen

Oksygenutviklingen gjennom måleperioden er framstilt i figurene 3.1-3.3. Sammen med oksygenverdiene er også sjøvannets tetthet (σ_t) presentert. Alle tilhørende oksygenverdier, slik som metningsprosent og metningsverdi er presentert i tabell i appendiks.

3.1.1. Stasjon 1, referansestasjonen.

På stasjon 1 utafør terskelen blei det tatt oksygenprøver kun i 110 m dyp (sammen med salinitetsprøver for kalibrering). På de to første toktene blei det ikke tatt prøver. Som det framgår av figur 3.1, nederste ramme, var det relativt store variasjoner i oksygeninnhold. Laveste verdi var 3.2 ml/l (i januar 1991). Dette tilsvarer 48 % metning. (Det var lave oksygenverdier også på de andre stasjonene ved denne prøvetakingen. Høyeste verdi for hele prøveserien var 3.4 ml/l. En eventuell forbyting av prøver ville ikke ha endret bildet av lav oksygenverdi på referansestasjonen i januar).

Både referansestasjonen og stasjon 2 og 3 inne i fjorden hadde et tetthetsmaksimum i juni 1990 dypere enn terskeldypet (fig. 3.1, 3.2 og 3.3), noe som indikerer en dypvannsutskifting. Dette ga imidlertid ikke noe positivt utslag på oksygenkurvene. Vi mangler oksygenmålinger fra stasjon 1 i mai og juni 1990. Målingene deretter viste imidlertid et relativt lavt oksygennivå (i 110 m dyp) på denne stasjonen (fig. 3.1). Så dype vannmasser bidrar neppe til utskiftingen inne i Tresfjorden. Vi mangler oksygenmålinger som viser tidsutviklingen i de vannmassene utenfor terskelen som mest sannsynlig bidrar til vannutskiftingen.

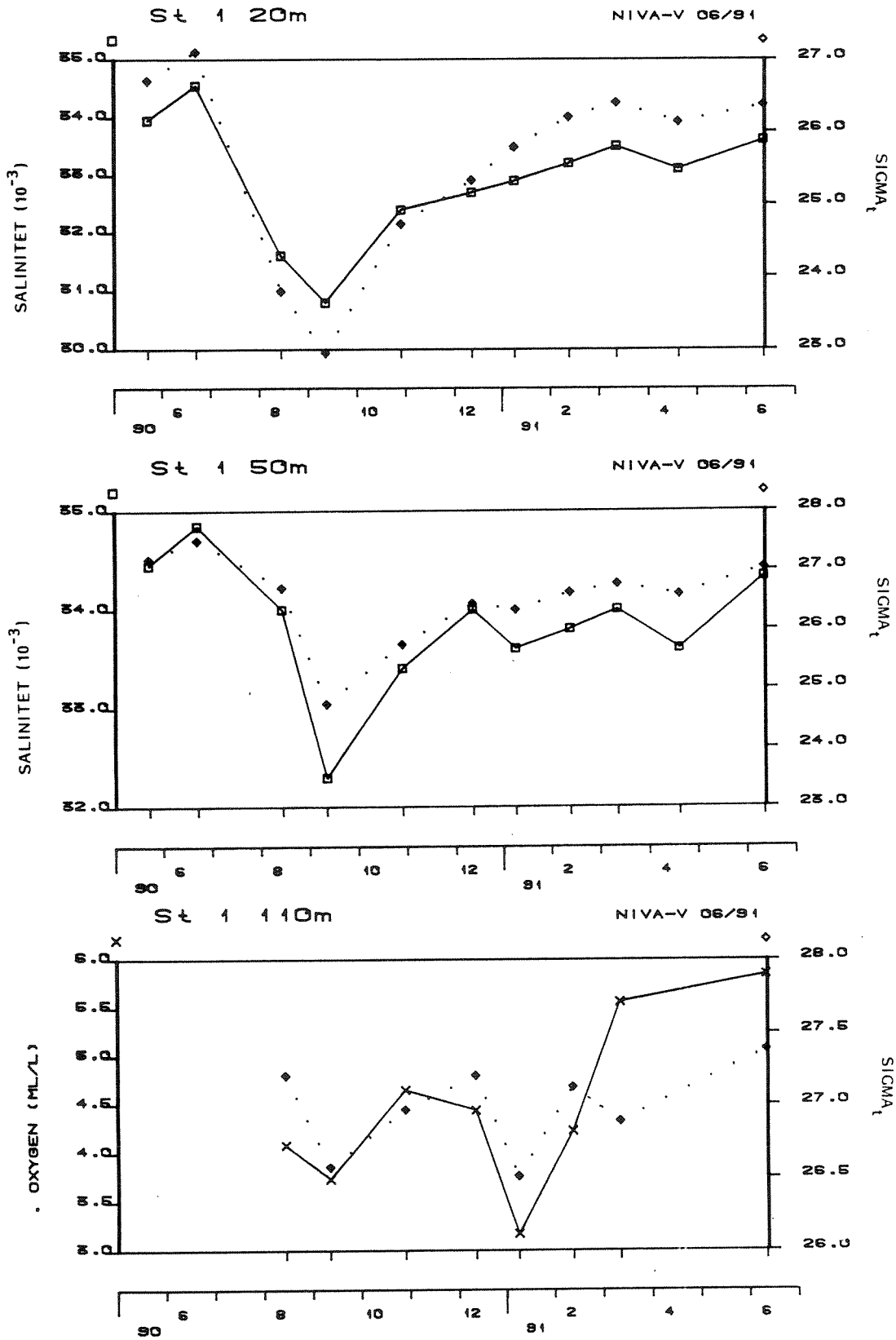
3.1.2. Stasjon 2

Figur 3.2 viser tidsutvikling for oksygen og σ_t i 50, 60 og 70 m dyp. Våren 1990 hadde relativt høye verdier i alle tre dyp (55-70 % metning i mai 1990). Utover sommeren 1990 var det så og si kontinuerlig fallende verdier. I 50 m dyp blei oksygenminimum nådd i desember 1990 (2.46 ml/l, tilsv. 38 % metning). I 60 og 70 meters dyp vedvarte et lavt oksygennivå til ut i januar 1991. Laveste verdi var 1.55 ml/l (24 % metn.) og 1.27 ml/l (19 % metn.) henholdsvis. Utover våren 1991 bedret forholdene seg. Men oksygenverdiene hadde inntil juni 1991 ikke nådd samme nivå som i mai og juni 1990.

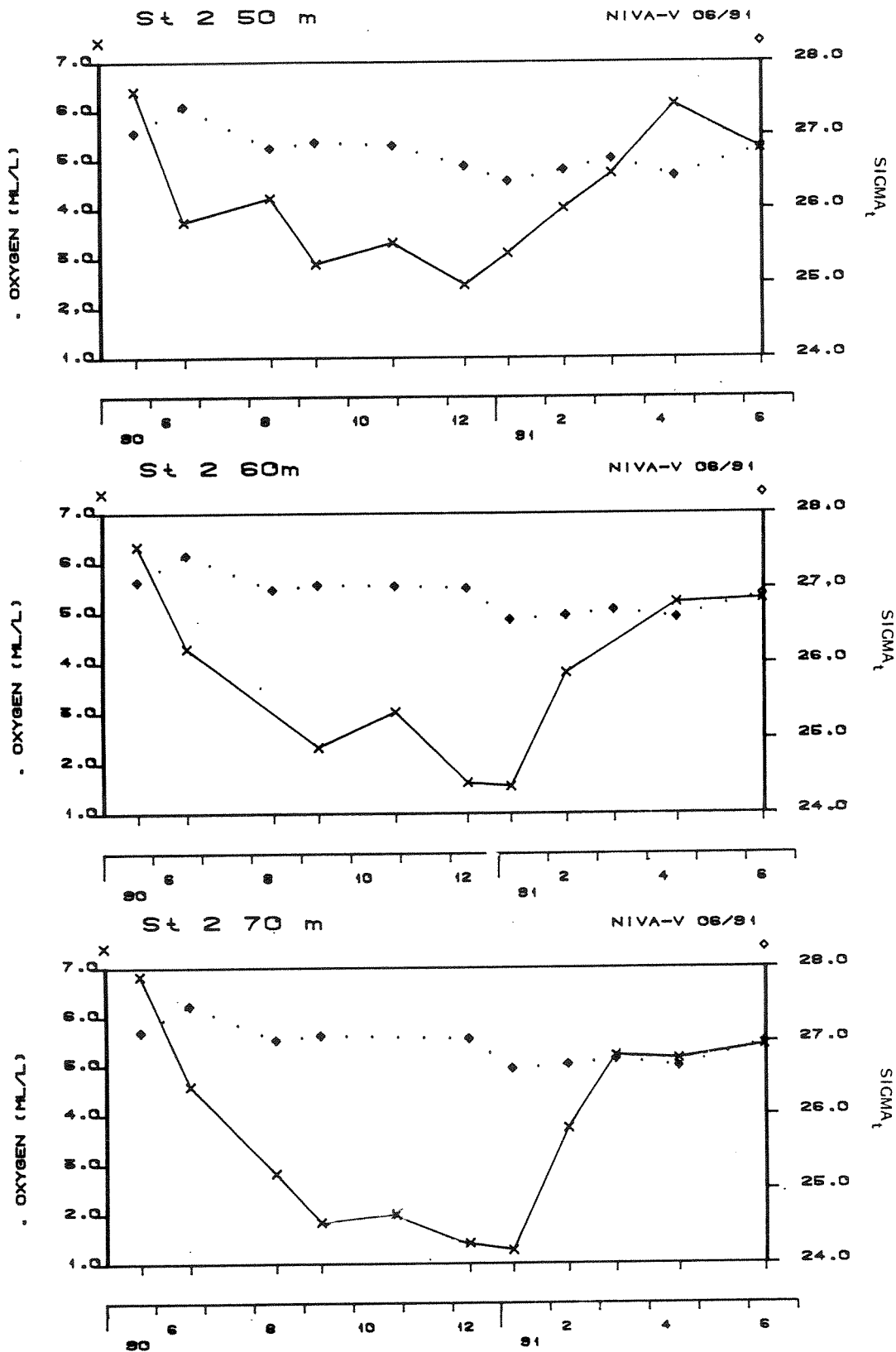
I juni 1990 var det som nevnt i avsnitt 3.1.1 en mindre tetthetsøkning i alle tre dyp. Tilsvarende økning blei observert på stasjon 1, og kan gjenspeile en terskeloverskylling. Tetthetsøkningen var imidlertid ikke assosiert med noen merkbar forbedring i oksygenforholdene (jamfør diskusjonen i avsnitt 3.1.1).

3.1.3. Stasjon 3

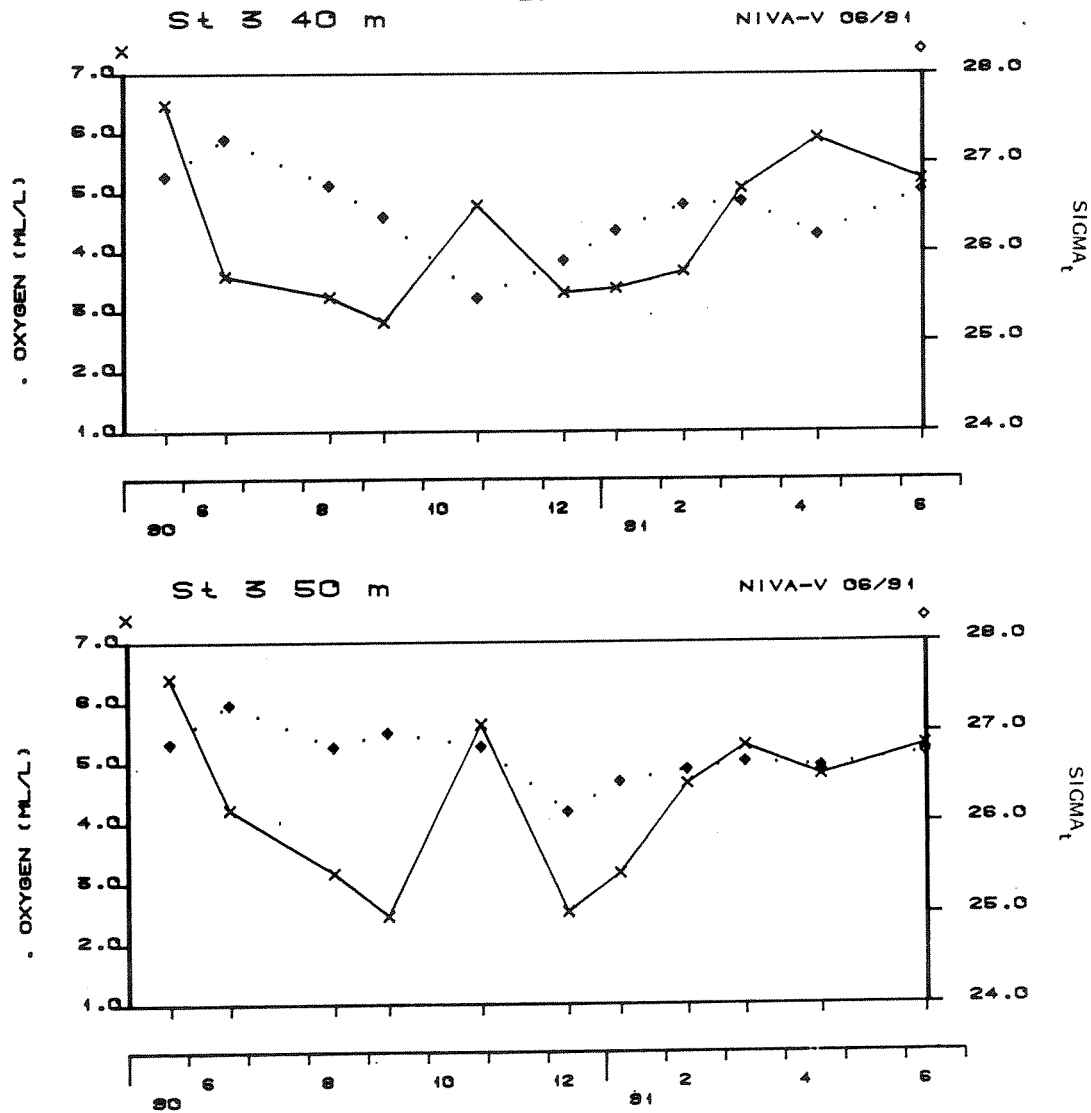
Utviklingen for oksygen på stasjon 3 i 40 og 50 m dyp (fig. 3.3) fulgte i store trekk samme utvikling som på stasjon 2 i 50 meters dyp. De laveste verdiene (2.46 ml/l i 50 m) inntraff i september 1990. Dette var tidligere enn på stasjon 2. Forskjellen mellom verdiene i september og desember 1990 var imidlertid liten.



Figur 3.1. Tidsutvikling i perioden mai 1990 til juni 1991 av salinitet og densitet, samt oksygen på stasjon 1 utafør terskelen til Tresfjord.



Figur 3.2. Tidsutvikling i perioden mai 1990 til juni 1991 av densitet og oksygen på stasjon 2 i Tresfjord.



Figur 3.3. Tidsutvikling i perioden mai 1990 til juni 1991 av densitet og oksygen på stasjon 3 i Tresfjord.

I oktober 1990 viser målingene en midlertidig økning i oksygenverdier både i 40 og 50 meters dyp. En tilsvarende, men langt mindre markert økning fant sted i dypvannet på stasjon 2. Denne episoden kan ha hatt tilknytning til en (delvis) vannutskifting. Økningen i oksygen ble imidlertid ikke fulgt av noen økning i sjøvannets tetthet, noe som normalt ledsager en utskifting. På det etterfølgende toktet i desember var oksygenverdiene omlag som før denne episoden. Isopletdiagrammene (figur 3.5 og 3.6) indikerer heller ikke noen form for utskifting eller dramatiske endringer i hydrografi på dette tidspunktet. De forhøyede oktober-verdiene kan teoretisk skyldes feil ved prøvetaking eller analyser. Vi har imidlertid ikke grunnlag for å vurdere dette, og har tatt de høye oktober-verdiene med i figur 3.3.

3.2. Salinitet og temperatur

3.2.1. Tidsutvikling

Generelle trekk ved tidsutviklingen for salinitet og temperatur på målestasjonene framgår av isopletdiagrammene i fig. 3.4-3.6. Vi har også framstilt tidsutviklingen av sjøvanets densitet (σ_t , som uttrykker densiteten i kg/m^3 minus 1000). Denne er beregnet på grunnlag av sammenhørende måleverder for salinitet og temperatur. Diagrammene viser de storstilte trekkene ved måledataene. Der er benyttet relativt grove kontureringsintervall. Dette resulterer i at mindre variasjoner (f., eks. i dypvannet under stagnasjonsperioder) ikke oppløses. Slike detaljer framgår imidlertid bl. a. av figurene 3.1-3.3.

Referansestasjonen

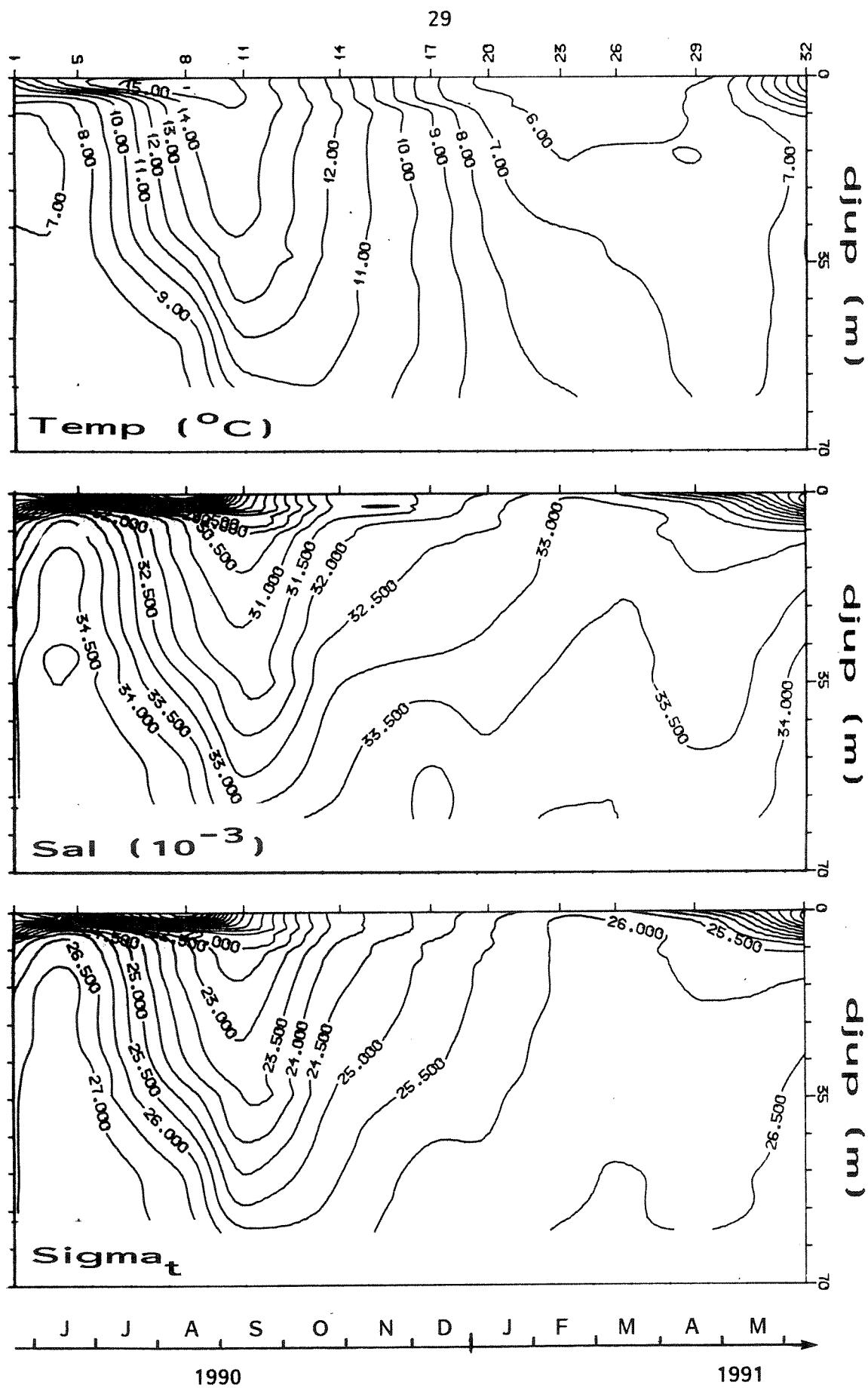
Variasjoner i vannmassene på referansestasjonen, stasjon 1 er viktig for vannutskiftingen inne i Tresfjorden. Tidsutviklingen for salinitet og σ_t i h.h.v. 20 meter og 50 meters dyp på stasjon 1 er presentert i figur 3.1. Variasjonene i 20 meter vil kunne påvirke eller forårsake tetthetsdrevet inn-utstrømming over terskeldypet. Tetthetsøkning i 50 meter (like under terskeldypet) vil under gitte betingelser kunne resultere i dypvannsutskifting inne i Tresfjorden.

Både i 20 m og 50 m var det et maksimum i tetthet i juni 1990. σ_t verdien var ca. 27.3. Dette er litt i overkant av observert dypvannstetthet inne i fjorden på det foregående toktet (i mai). Den høye juni-verdien forårsaket sannsynligvis en terskeloverstrømming inn til fjorden, og forårsaket den nevnte tetthetsøkningen i juni på stasjon 2 og 3. Tetthetsøkningen inne fjorden var imidlertid ikke assosiert med noen økning i oksygenverdiene (se avsnitt 3.1).

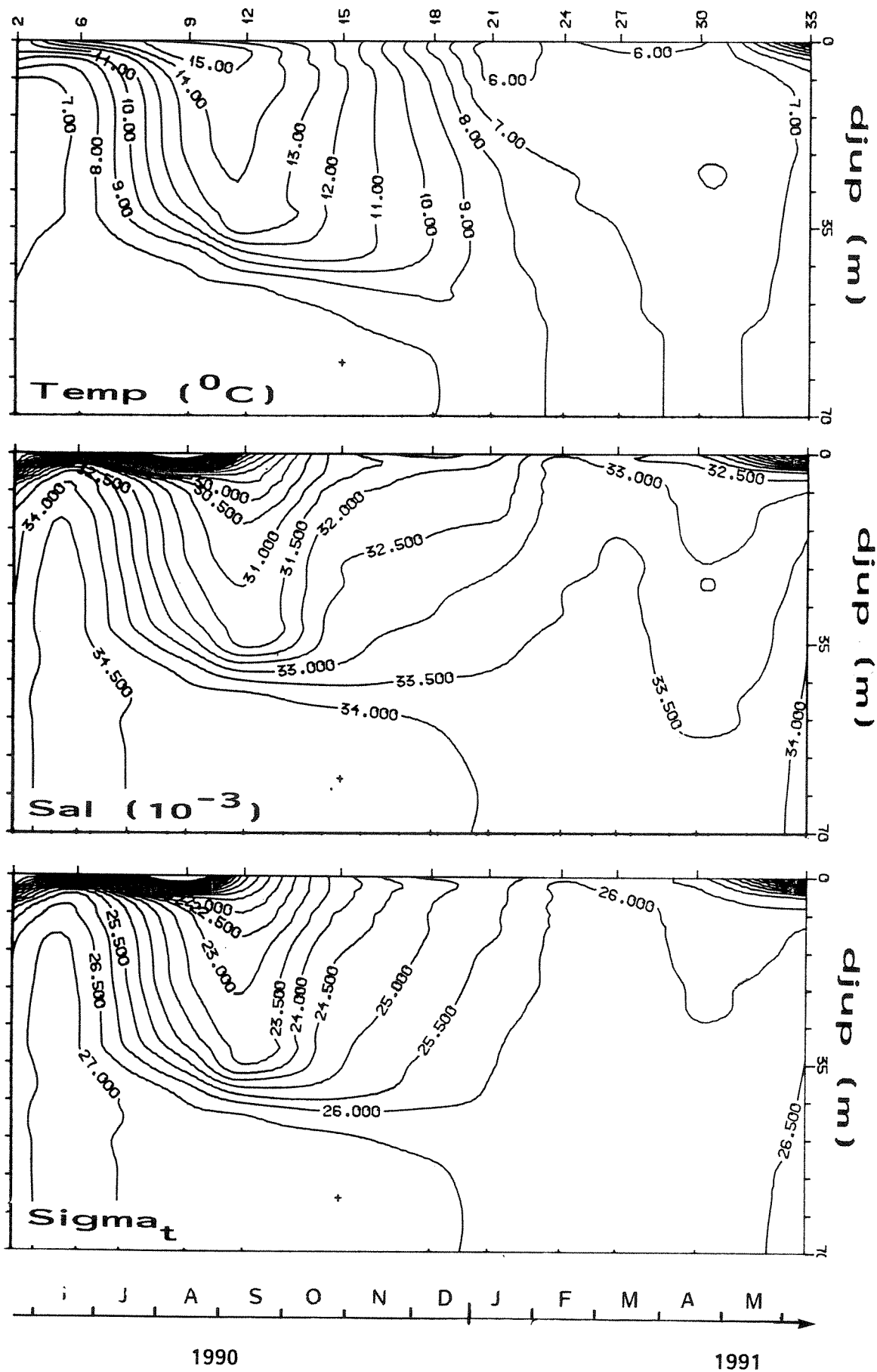
Måledataene fra stasjon 1 viser en normal årssyklus, med tydelig sjiktning om sommeren, og mer homogene vannmasser (i vertikalen) om vinteren. Minimumstemperaturene lå rundt 6-7 grader. Maksimumstemperaturene lå i overkant av 15 grader sommeren 1990. I de øvrste metrene varierte saliniteten fra rundt 20 (sommeren 1990) til 33 i februar-mars 1991. Saliniteten i dypere lag varierte mellom ca. 31 og 34.9. De høyeste salinitetsverdiene på større dyp opptrådte i perioden juni-juli 1990, og medførte en markert økning i densiteten. Slik økning i densiteten kan resultere i dypvannsutskifting i fjorden innafor.

Stasjon 2 i Tresfjorden

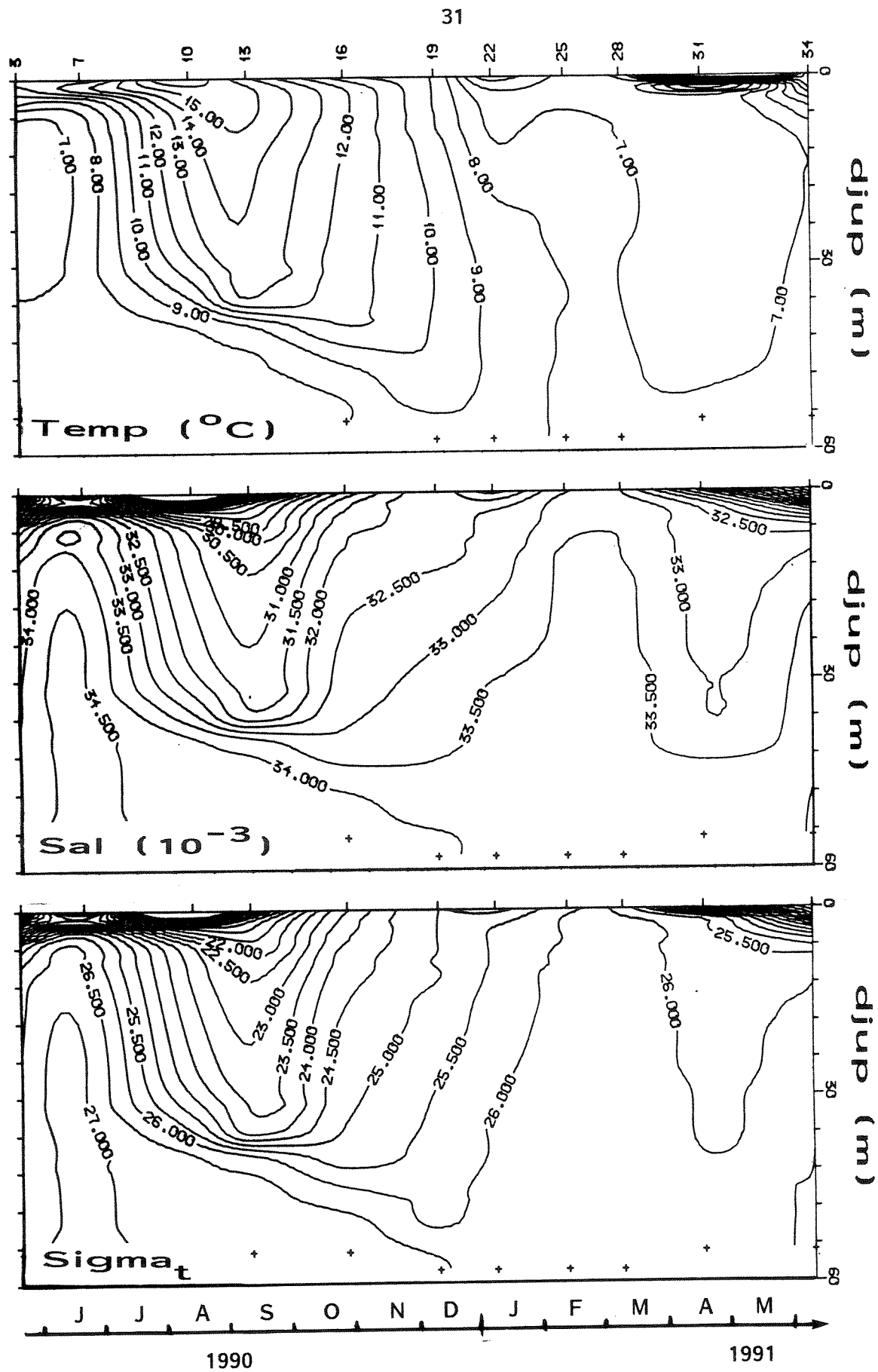
I de øvrste 40 metrene av vannsøyla fulgte utviklingen stort sett samme trend som på stasjon 1. I juni 1990 opptrådte tyngre vann fra 3-4 m dyp og nedover (fig. 3.5). Dette må skyldes innstrømming av vann utenfra (jamfør med fig. 3.4). Etter denne episoden, bygget det seg opp et skille rundt 35-40 m dyp, med sjiktete vannmasser over, og mer homogent vann under. En ser en langsom (diffusiv) vertikal forflytting av dette skillet i løpet høsten 1990. Skillet skyldes terskelen til Tresfjorden, og gjenspeiler en kontinuerlig utskifting av vannmasser over terskeldypet, og stagnante vannmasser under.



Figur 3.4. Tidsutvikling (isopletdiagrammer) for temperatur, salinitet og densitet i 0-70 meters dyp på stasjon 1 utafor terskelen til Tresfjorden.



Figur 3.5. Tidsutvikling (isopletdiagrammer) for temperatur, salinitet og densitet i 0-70 meters dyp på stasjon 2 i Tresfjorden.



Figur 3.6. Tidsutvikling (isopletdiagrammer) for temperatur, salinitet og densitet i 0-56 meters dyp på stasjon 3 i Tresfjorden.

Ut gjennom våren 1991 homogeniseres hele vannsøylen, med kun små forskjeller mellom overflate og bunn. På slutten av observasjonsperioden sees en økning av dypvannstettheten igjen, noe som kan være forløperen til en utskifting av det omfang som trolig skjedde våren/sommeren 1990.

Stasjon 3 i Tresfjorden

Fig. 3.6 viser isopletdiagrammene for måleperioden på stasjon 3, innerst i Tresfjorden. Tidsutviklingen var tilnærmet lik utviklingen på stasjon 2. Vannsøylen var gjenstand for samme homogenisering vinteren 1991 som på stasjon 2. I overflatelaget varierte saliniteten mellom 19 og 33. Øvre lags salinitet var generelt sett 0.5 - 2 lavere enn på stasjon 2 gjennom måleperioden. Dette må henge sammen med større ferskvannstilrenning innerst i fjorden.

3.2.2. Vertikalprofiler

Fig. 3.7 viser vertikalfordeling av salinitet, temperatur og densitet på stasjon 1 og 3 i april og juni 1991. (Målingene blei gjort med hurtigregistrerende målesonde).

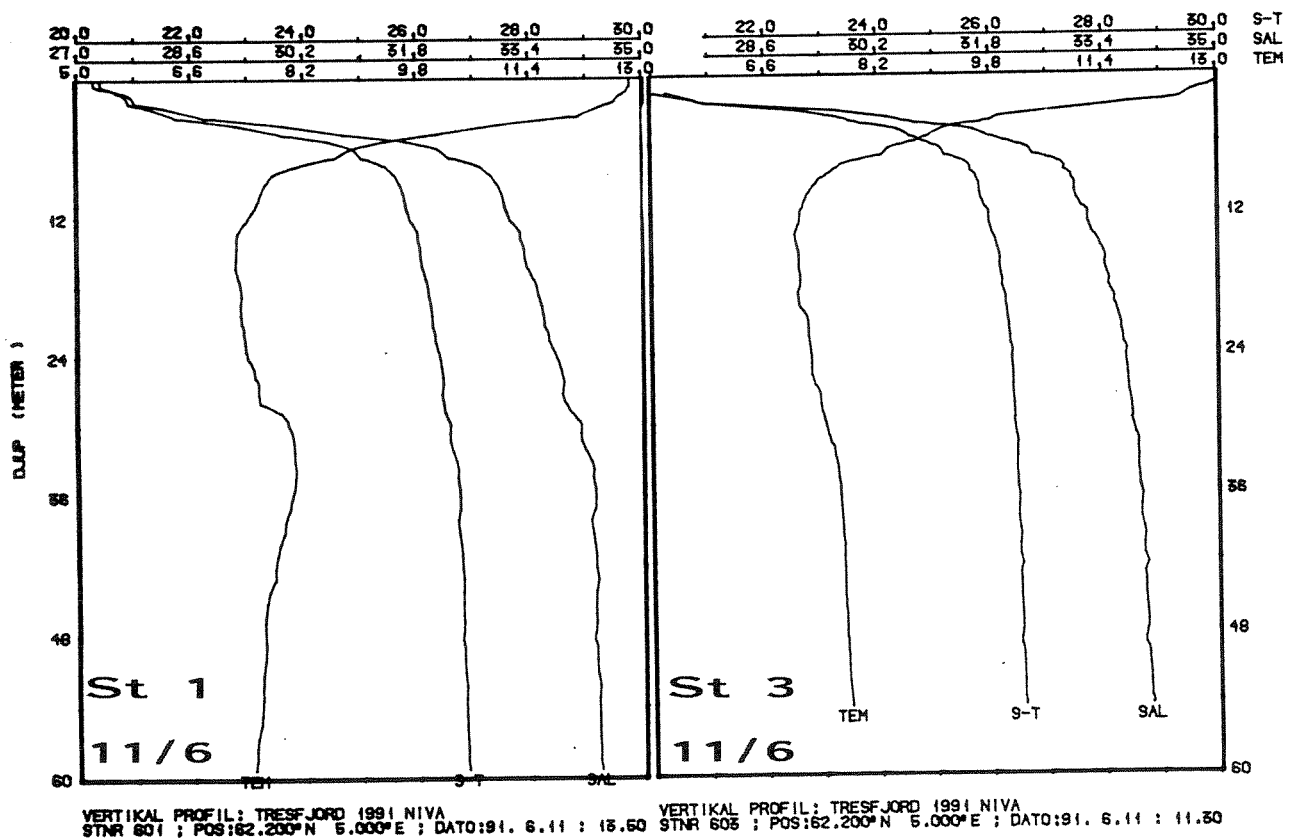
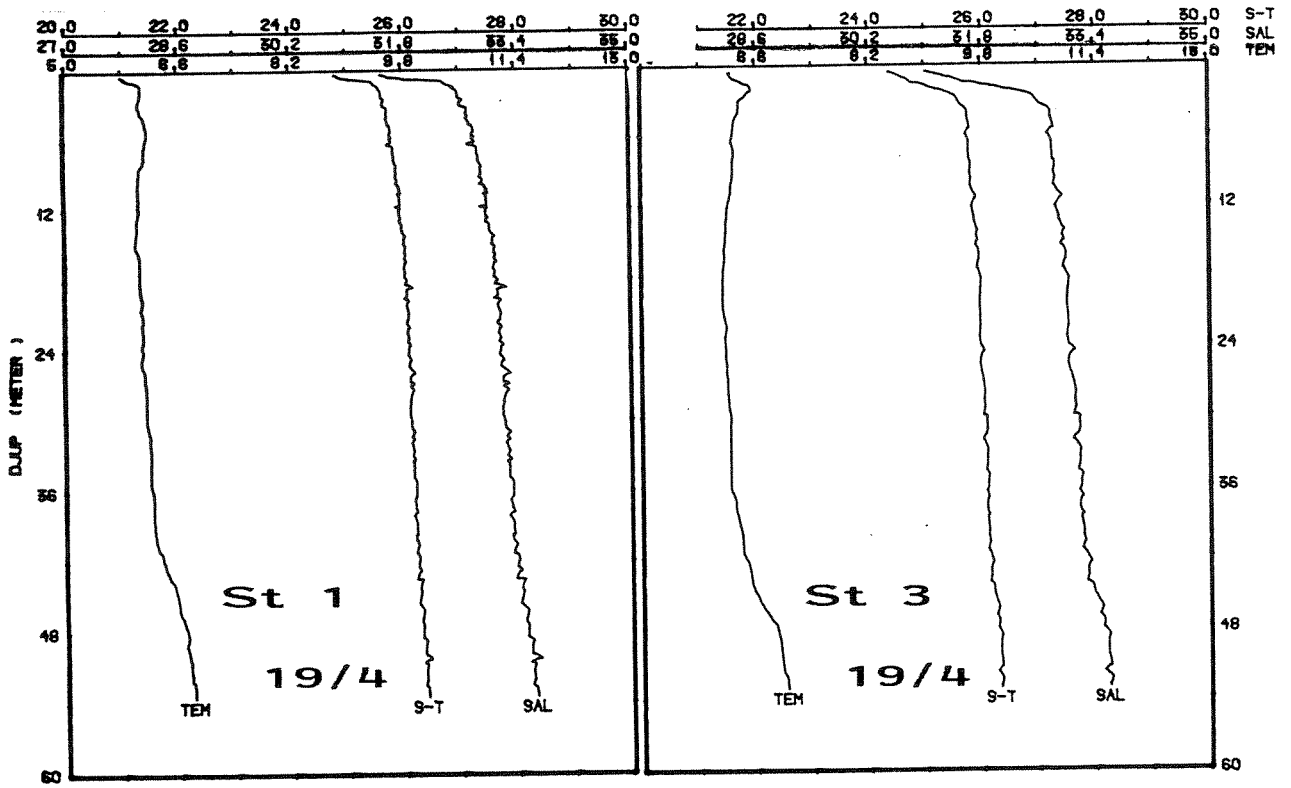
April 1991 representerte perioden med svakest sjiktning (jamfør avsnitt 3.2.1). Det var da kun et svakt utviklet øvre lag, noe mer markert på stasjon 3 enn på stasjon 1. Temperaturen i vannsøylen lå mellom 6 og 7 grader. Saliniteten økte svakt med dypet fra rundt 31 nær overflata til rundt 33.5 i 40 meters dyp. Fra ca 45 meters dyp og nedover sees en svak økning i salinitet på stasjon 3, men ikke på stasjon 1. Dette er sannsynligvis en virkning av terskelen. Dypere enn terskeldypet var densiteten litt høyere ($\leq 0.1 \text{ kg/m}^3$) utafør enn innafor terskelen.

I juni 1991 var variasjonen med dypet større, særlig for temperatur. Tykkelsen på det relativt godt utviklede brakkvannslaget var omlag den samme på de to stasjonene. Inne i fjorden var det noe lavere salinitet (24-26 på stasjon 3 og ca. 28 på stasjon 1). Dypere enn terskeldypet var densiteten ca. 0.2 kg/m^3 lavere i bassengvannet enn utafør (samme tendens som i april). Det vil si at det både i april og i juni 1991 var tilgjengelig dypvann for en terskeloverstrømming, dersom andre betingelser ellers var oppfylt. Det var ingen markerte vertikalgradienter rundt terskeldypet i juni 1991.

3.2.3. Tidsserier fra strømmålerne

Målinger på terskelen

Målingene på terskelen dekket perioden 11/6 til 28/6 1991. Målingene inne ved Skjeggstadneset var da avslutta. Måleresultat for salinitet og temperatur er synt i figur A1, A2 i vedlegg 1. **I 3 m dyp** var variasjonene dominert av det halvdaglige tidevannet, med to daglige "topper". Disse kan skyldes dels horisontal strøm inn-ut, og dels en vertikalforflytting av sprangsjiktet i forhold til sjøoverflata (begge målerne var opphengt i overflatebøya, og hadde således konstant avstand fra overflata). Temperaturen varierte mellom 8 og 13.5 grader, og saliniteten mellom 24 og 33. Lav salinitet samsvarte stort sett med høy temperatur, og omvendt. De laveste salinitetene var oftest knytta til inngående (sørgåenede) strøm. Dette tyder på at Romsdalsfjorden tidvis har vel så dypt/markert brakkvannslag som selve Tresfjorden.



Figur 3.7. Vertikalprofiler av temperatur (TEM), salinitet (SAL) og densitet (S-T) på stasjon 1 og 3 i april og juni 1991.

I 18 m dyp (fig. A2) var variasjonene mindre enn i 3 m dyp. Temperaturen steig langsomt gjennom måleperioden, fra 7.35° til 7.7°C. Saliniteten varierte mellom 32.9 og 33.9. Det halvdaglige tidevannet dominerte også her de variasjonene som fant sted.

Målinger ved Skjeggstadneset

Tidsseriene av målt salinitet og temperatur i nærheten av terskeldypet er synt i fig. A3, A4, (de midterste to kurvene). Måleperioden var 19/4 til 26/5 1991. De første to ukene av måleperioden lå både salinitet og temperatur temmelig konstant rundt 33.0 og 6.2°C h.h.v. Fra den 30/4 begynte verdiene for salinitet og temperatur å øke gradvis, samtidig som strømretningen blei mer retta inn fjorden (se avsnitt 3.3). Etter ca. 8/5 stabiliserte verdiene seg igjen.

Den 19/4 om kvelden skjedde det en endring av måledypet, fra ca. 36 meter til 38 meter. Dataene fra trykksensoren som måleren var utstyrt med, viste at måleriggen denne kvelden blei løfta opp fra bunnen av uvedkommende en kort stund, før den blei satt på plass igjen litt dypere enn opprinnelig. Denne episoden er synlig i tidsserien for salinitet (fig. A3), med en kortvarlig markert lavere verdi. (Overflatemarkøren til riggen forsvant for øvrig også rundt dette tidspunktet).

Endringene som inntrådte den første uka i mai kan dermed til en viss grad skyldes endring i måledyp; i det aktuelle dybdeintervallet nær terskeldypet er det ofte markerte vertikalgredienter (jmfør vertikalprofilene fra april 1991, fig. 3.7). Økingen i salinitet den første uka i mai medførte også økende densitet, og kan ha medført en viss dypvannsutskifting. Densitet og oksygenverdier i dypvannet økte i perioden april til juni 1991 (fig. 3.2 og 3.3). Se også diskusjon under avsnitt 3.3.

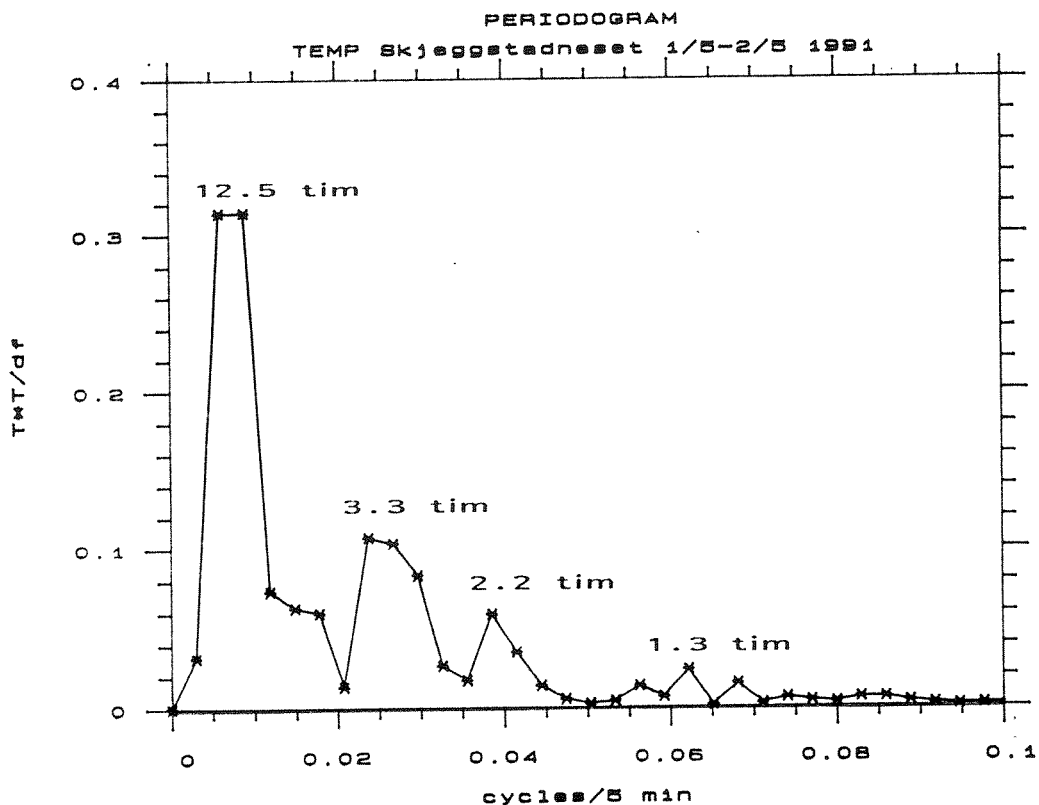
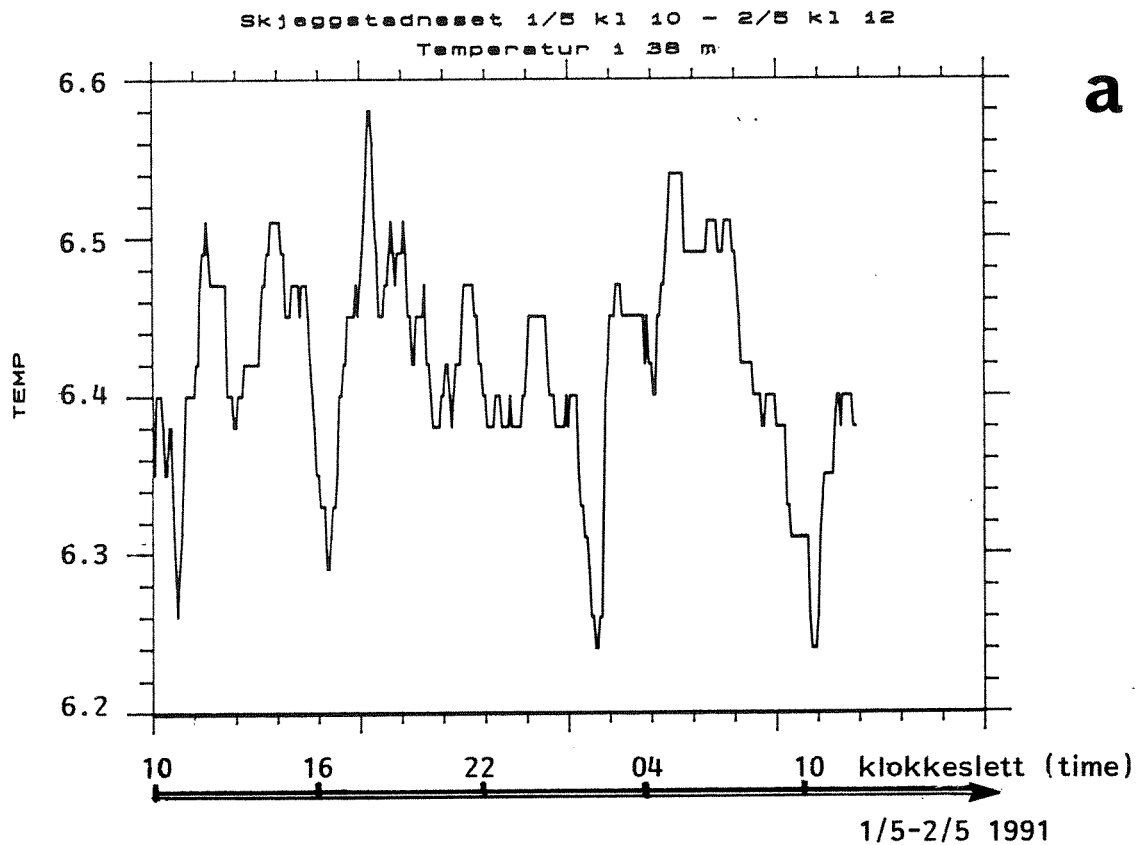
De lange periodene med tilsynelatende liten vannbevegelse blei avløst innimellom av kortere perioder med tydelige signaler og variasjoner både i strømfart og salinitet-temperatur. Et eksempel med temperatur fra 1/5 og 2/5 1991 er synt i figur 3.8a,b. Temperaturen svingte fra 6.24 til knapt 6.6 grader i løpet av den ett døgn lange serien.

Variasjonene hadde en viss grad av regelmessighet. Figur 3.9 viser et energispekter for serien. Tidevannsfrekvensen framtrer som den mest markerte. I spekteret framtrer også andre perioder. Toppen rundt 3.3 timer er sannsynligvis en høyere harmonisk svingning av tidevannet. De kortere periodene kan være knyttet til bassengsvinginger (se kapittel 5).

3.3. Strøm

3.3.1. Skjeggstadneset

Fig. A3, A4 viser tidsseriene av målt strømfart og strømretning i 36-38 m dyp ved Skjeggstadneset. Måleperioden var 19/4 til 26/5 1991. Måledypet tilsvarte dypet for den mest markerte pyknoklinen sommeren 1990 (fig. 3.5 og 3.6). Mens strømmålingene pågikk, var imidlertid pyknoklinen mindre markert.



Figur 3.8a,b.

- a): Tidsserie av målt sjøtemperatur ved Skjeggstadneset, 38 m dyp i perioden 1/5 kl 10 til 2/5 kl 12.
- b): Energispekter for måleserien i fig. a. Periodene (i timer) som svarer til de mest markerte toppene er indikert.

Det framgår av måleseriene at strømfarten i lange perioder var lavere enn deteksjonsgrensen for måleren. Strømretningen varierte imidlertid jevnlig, og indikerer at vannet ikke var helt stillestående i disse periodene. Månefasen har tilsynelatende ikke påvirket strømforholdene i det aktuelle dypet. Første del av måleperioden (19/4 til rundt månedsskiftet april-mai) hadde vesentligst utgående strøm (retning mot nord). Deretter endret retningen seg til dominerende inngående strøm. Dette kan ha sammenheng med den økningen i måledypet (ca. pluss 2 meter) som fant sted om kvelden 29/4 (se avsnitt 3.2.3). I den aktuelle perioden var det økende oksygen- og densitetsverdier i dypvannet i fjorden. Den inngående strømmen like under terskeldypet kan ha vært tilknytta en langsom og kontinuerlig terskeloverskylling. For omtale av korttidsvariasjoner m.m., se avsnitt 3.2.3.

3.3.2. Strøm på terskelen

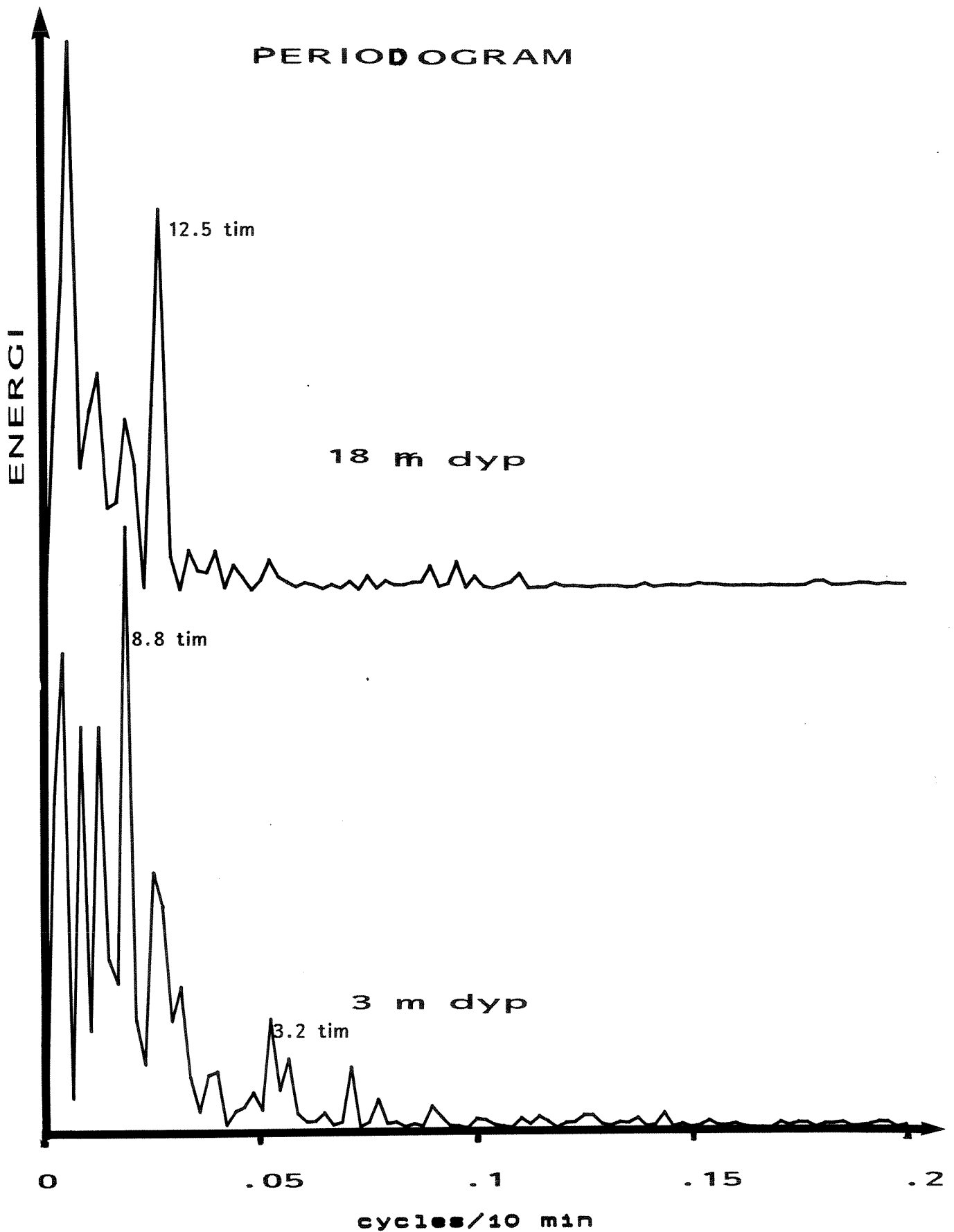
Figur A5, A6 viser måleresultatene for strømhastighet og strømretning i 3 m og 18 m dyp. Som ventet var det vanligvis sterkest strøm i 3 m. Midlere hastighet i de to dypene var imidlertid temmelig lik; ca. 9 cm/s. Dominerende strømretning hadde retning ut fjorden (nordover) i begge dyp. Dette framgår av figur A7 og figur A8. I 18 m var det stort sett kontinuerlig utoverrettet nettostrøm (fig. A7), mens det i 3 m dyp var noen perioder med netto innoverrettet strøm (f. eks. 13/6-14/6). For hele den 18 dager lange måleperioden, var nettostrømmen av størrelsesorden 1 cm/s (3 m dyp) 1.5 cm/s (18 m dyp). Den større uregelmessigheten i 3 m dyp skyldes nok større grad av vindpåvirkning der, samt at strømmåleren vekselvis har stått i ulike strømsjikt.

Figur 3.9 viser et energispekter for strømfart fra de to måleseriene. Tidsserien fra 18 m dyp var markert påvirket av tidevannet, noe som toppen i spekteret ved periode 12.5 timer (og 25 timer) viser. I 3 m dyp var det noe mer energi i intervallet 8-25 timer i forhold til i 18 m. Der var også topper på høyere frekvenser (lavere perioder), f. eks. 3.2 timer. Det er noe uklart hva toppen på 8.8 timer skyldes. Det halvdaglige tidevannet har nok bidratt en del til energien rundt denne toppen. En videre diskusjon av de observerte periodene i spekteret følger i kapittel 5.

3.3.3. Vertikalprofiler

På toktene 19/4 og 11/6 1991 blei det profilert fra båten med hurtigregistrerende ultralyd strømmåler. Båten lå aldri helt i ro, men drev sakte med overflatestrømmen eller vinden. Strømmen som blei målt, gir derfor et profil relativt til båtens drift, og må tolkes med en viss varsomhet. Vindforhold og tidevannsfase må trekkes inn ved detaljerte analyser. Profilene er synt i figur A9-A14.

19. april (fig. A9-A11) var det svak nordlig vind på stasjon 1 og 2, og vindstille på stasjon 3 innerst. På **stasjon 1** bakket båten når måleren var på rundt 20 meters dyp, noe som naturlig nok ga seg et markert utslag i målingene (fig. A9). Hastighetene lå ellers mellom 0 og 15 cm/s på denne stasjonen. Null strøm kan være knyttet til grenseflaten mellom sjikt med motsatt rettet strøm. På **stasjon 2** lå hastigheten mellom 1 og 13 cm/s (fig. A10). I øverste laget har måleren registrert retning rundt nord, d.v.s. utgående strøm relativt til båten, som har blitt bremsset opp på grunn av innoverrettet vind. I 10-12 meters dyp var strømmen svak, og økte igjen ned til 25 m dyp.



Figur 3.9 Energispektra (periodogrammer) for målt strømstyrke på terskelen (3 og 18 m dyp) i juni 1991. Perioder (i timer) som tilsvarer viktige topper er markert.

På **stasjon 3** lå strømrretningen temmelig konstant rundt 200° dypere enn 3-4 meter, og den tilsvarende strømstyrken var 8-10 cm/s ned til 25 m dyp (fig. A11). Øverst var relativ strøm omlag null (båten drev med overflatestrømmen). Fra 26-27 meters dyp og nedover var strømmen svakere enn høyere oppe. En kan anta at absolutt strøm er nær null så dypt nede. De målte verdiene på 2-3 cm/s representerer derfor sannsynligvis båtens drift. Ved å kompensere for denne driften, kan strømstyrken i 4 - 25 meters dyp anslåes til 6-7 cm/s.

11. juni var det også nordlig svak vind mens målingene pågikk. På **stasjon 1** var strømhastigheten oppe i 25 cm/s (fig. A12), og retningen lå konstant mot nord, noe som indikerer at båten har drevet innover p.g.a. vinden hele tiden. På **stasjon 2** (fig. A13) lå hastigheten mellom 3 og 15 cm/s. Utgående strøm i overflaten ned til i alle fall 5 m dyp blei bekreftet av et samtidig enkelt strømkorsforsøk. Korsene (2-5 m dype) drev alle utover, også i forhold til båten. I 12-13 m dyp indikerer målingene en 180° retningsendring. På **stasjon 3** lå hastigheten mellom 3 og 15 (20) cm/s. Også her endret strømmen tydelig karakter i 12-14 m dyp. Strømkorsforsøk på denne stasjonen synte innoverrettet strøm i 3 meter, og tilnærmet null strøm i 2 m og 5 m dyp.

3.4. Værforholdene i strømmålingsperioden

Vi har benyttet værobservasjoner fra Vigra ved Ålesund (kilde: Meteorologisk Institutt i Oslo). Data fra denne stasjonen bør være noenlunde representativ også for Tresfjord. April 1991 hadde 6.0 °C i middeltemperatur, som var 1.1°C høyere enn normalt. Mai og juni lå ca. 1.0 °C under normalen. Nedbøren var i april 60 mm (80 % av normal), i mai 84 mm (138 % av normal) og i juni 1991 56 mm (71 % av normal).

Figur A15 viser vindpiler fra kl 07 og kl 19 hver dag i perioden 1/4 til 1/7 1991. Retningene SV og NØ dominerte. Rundt 20. mai var det relativt kraftig SV vind (liten til stiv kuling). Denne sterke vinden synes å ha påvirket strømforholdene så dypt som i 38 meter ved Skjeggstadneset (fig. A4). Også i begynnelsen av april var det markert vind.

4. RESULTATER FRA FAUNAUNDERSØKELSENE

4.1. Bunnsedimenter

Tabell a viser dyp og bunnsediment for stasjonene. På hovedstasjonene i fjorden (TR 2, TR 3, TR 4) var det fint, bløtt sediment som ga gode prøver. På TR 3 var det endel sagflis i prøvene. Dette stammer mest sannsynlig fra et sagbruk på land på fjordens østside like innenfor stasjonen. På TR 4 var sedimentet ganske mørkt, men homogent fra overflate og nedover. Både på TR 3 og TR 4 var det endel runde småstein i prøvene som trolig er brakt ut i fjorden med is. Det var ikke lukt av H₂S i sedimentet på noen av stasjonene.

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

Stasjon	Dyp	Antall prøver	Fyllingsgrad	Sedimentbeskrivelse
TR 1A	93	4	1:4	Nokså fast lys gråbrun mudderblandet sand
TR 2	70-74	5	3:4	Olivenbrun silt med noe innblanding av sand
TR 2B	38	1	1:4	Lys grå nokså fast mudderblandet sand
TR 2C	16	1	lite	Lys grå sand med noe mudder, tareblad med sekkedyr
TR 3	52	5	3:4	Gråbrun sandblandet mudder, noe småstein, endel sagflis
TR 4	45	5	1:1	Mørk brun fin silt, enkelte småstein

Målingene av organisk karbon og nitrogen er vist i Tabell b. Det er vanlig å observere 1-5 % organisk karbon i marine sedimenter (mengde organisk materiale vil grovt være det dobbelte av karbonverdien). Stasjon TR 2 (5.2 %) lå derfor i overkant av normalområdet, mens de andre stasjonene hadde normale verdier.

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). C/N-verdiene var moderat høye og indikerer tilførsler fra land. Verdien for stasjon TR 3 (13.2) skyldes trolig tilførslene av sagflis i området.

Tabell b. Organisk innhold i bunnsedimentet, % - verdier for totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN) og forholdstall mellom karbon og nitrogen (C/N-forhold)

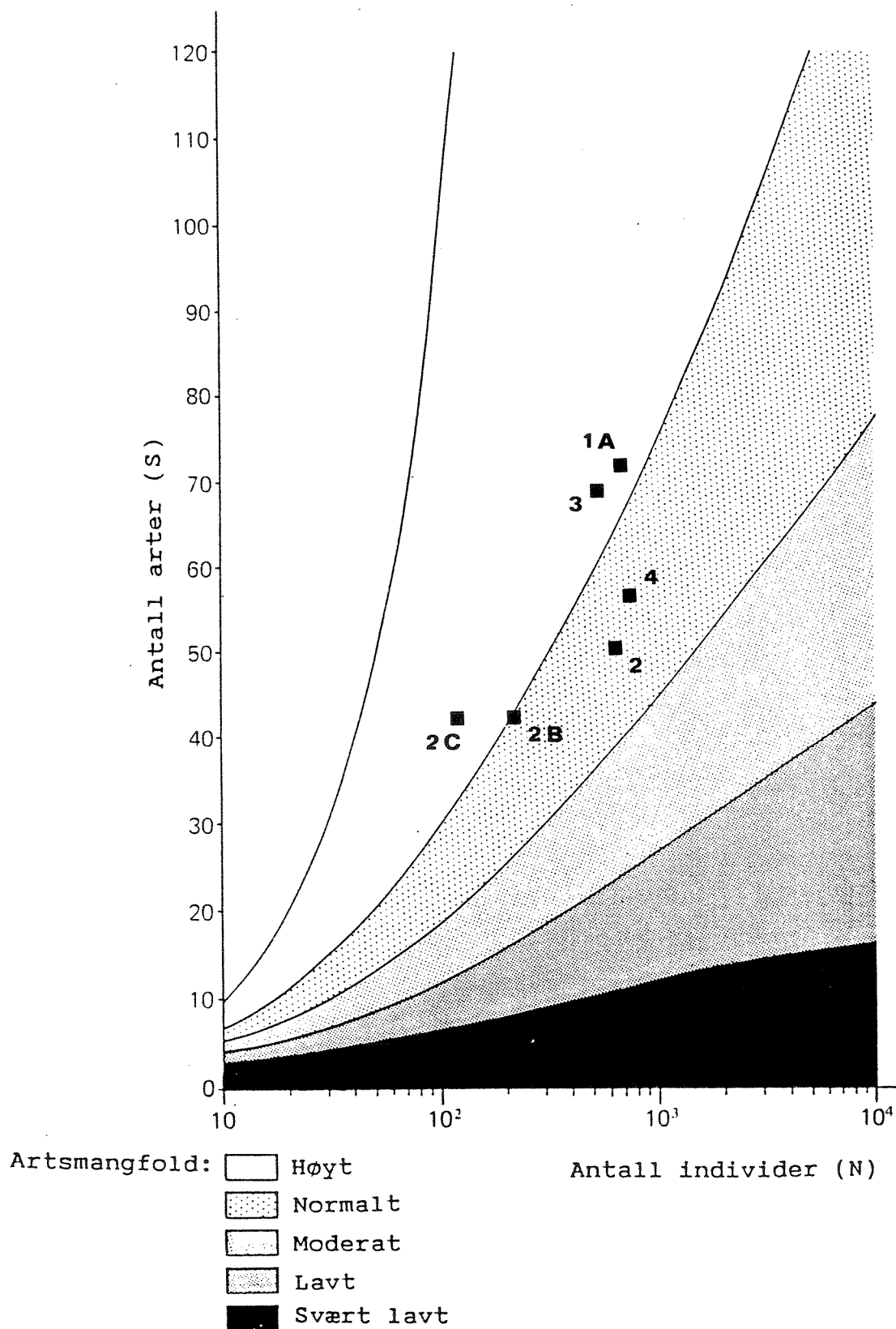
Stasjon	TOC	TN	C/N-forhold
TR 2	5.24	0.53	9.9
TR 3	3.57	0.27	13.2
TR 4	3.95	0.36	11.0

Prøvetakingen ved Kråkneset indikerte at området er strømrikt. Flere grabbhugg var tomme, tydeligvis fordi grabben hadde rammet fjell (spesielt området rett øst for staken på Storflua). Begge prøvene som ble tatt (TR 2B: 38 m, TR 2C: 16 m), hadde lite bunnmateriale som i alt vesentlig var fin grå sand med noe mudder. På TR 2C var det friske tareblad med sekkedyr i prøven.

På referansestasjonen (TR 1A) var bunnsedimentet lys gråbrun mudderblandet sand. Bunnen var nokså fast og innholdet i grabbene lite (omkring 1/4 av full grabb i alle prøvene). Sedimentet var vesentlig mer sandholdig og lettere å spyle enn i dypområdet inne i fjorden.

4.2. Fauna

Tabell c gir antall arter, antall individer, individtettheter og beregnede verdier for artsmangfold for stasjonene. På alle stasjonene var det normale til høye artstall og normale individtettheter. Også artsmangfoldet var normalt til høyt. Dette illustreres også på figur 4.1 hvor artsmangfoldet er plottet etter Hurlbert's funksjon. Resultatene indikerer at det var gode miljøforhold på alle stasjonene.



Figur 4.1. Artsmangfold for bunnfaunaprøvene - antall arter plottet mot antall individer i et generelt klassifiseringssystem basert på Hurlbert's funksjon. Diagrammet er etter Rygg (1984).

Tabell c. Prøveareal, antall arter, individtall og individ-tettheter på alle stasjoner. Diversitetsindekser: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts funksjon.

Stasjon	Areal	Arter	Ind.	Ind/m ²	H'	E(S ₁₀₀)
TR 1A	0.4	72	708	1770	4.42	29.05
TR 2	0.5	51	681	1362	3.70	21.43
TR 2B	0.1	43	208	2080	4.17	30.88
TR 2C	0.1	43	110	1100	4.91	40.80
TR 3	0.5	69	575	1150	4.67	31.52
TR 4	0.5	57	780	1560	4.22	25.32

Det var stor likhet i artssammensetning mellom de tre stasjonene i fjordbassenget (Tabell d). Mangebørstemark dominerte, men muslinger, krepsdyr og slangestjerner var også rikt representert. Artsammensetningen var normal for et finkornet bunnsediment med moderat organisk innhold. Flere av de dominerende artene, som f.eks. *Diplocirrus glaucus*, *Paramphinome jeffreysii*, *Thyasira equalis*, *Eudorella emarginata* og *Amphiura filiformis* betraktes som forurensningsømfintlige (Rygg 1985). Disse vil unngå områder som overbelastes av organiske tilførsler.

Artssammensetningen i prøvene ved Kråkneset (st. 2B, 2C) skilte seg fra fjordbassenget. Dette er naturlig, både fordi bunnsedimentet var svært forskjellig og fordi prøvene var tatt på grunnere vann. Også artssammensetningen indikerer gode miljøforhold i dette området.

Artssammensetningen på referansestasjonen (TR 1A) skilte seg endel fra stasjonene i fjorden (Tabell d). Stasjonen var preget av arter som er vanlige i bunnsedimenter i åpne kyst- og havområder. Flere av artene, som f.eks. *Thyasira croulinensis* og *T. ferruginea* er kjent fra tildels store dyp i Norskehavet.

Tabell d. Individtettheter (ind/m²) for de viktigste artene i bunnfaunaprøver i Tresfjord 1990. Allearter på hoved-stasjonene med individtall > 10 ind/m² er listet.

Stasjon	TR 1A	TR 2	TR 3	TR 4
NEMERTINEA (båndmark)				
Nemertinea indet	13	20	6	12
POLYCHAETA (mangebørstemark)				
Amythasides macroglossus	378	-	-	-
Brada villosa	-	-	2	20
Caulleriella sp.	35	16	4	-
Diplocirrus glaucus	23	52	90	232
Eclysippe vanelli	130	-	4	-
Euclymene sp.	28	4	18	4
Heteromastus filiformis	-	382	106	158
Myroichele oculata	115	-	8	2
Paramphinome jeffreysii	-	222	164	168
Pectinaria auricoma	4	6	34	48
Pholoe minuta	5	8	18	24
Polyphysia crassa	-	54	4	18
Prionospio cirrifera	203	4	8	14
Spiophanes kroyeri	20	2	26	6
Terebellides stroemi	30	6	24	2
CAUDOFOVEATA (markbløtdyr)				
Caudofoveata ind.	15	2	22	18
BIVALVIA (muslinger)				
Parvicardium minimum	-	-	10	36
Thyasira cf. equalis	60	110	148	66
Thyasira croulinensis	178	-	2	-
Thyasira ferruginea	118	-	-	-
CRUSTACEA (krepsdyr)				
Diastylidae ind.	-	-	54	256
Eudorella emarginata	2	140	56	102
Leucon nasica	-	38	20	32
Harpinia sp.	2	8	30	60
OPHIUROIDEA (slangestjerner)				
Amphiura chiajei	5	24	10	6
Amphiura filiformis	-	126	88	108

5. DISKUSJON

Her følger en diskusjon om det innsamlede materialet, fulgt av en konsekvensvurdering for brufyllingene. Vårt utgangspunkt er lengste fyllingsalternativ i følge opprinnelige planer (jmfør kommentarer i avsnitt 1.3). En del av problemstillingene reiser spørsmål der svarene vil måtte bli usikre, særlig for små inngrep. Beregninger basert på det lengste fyllingsalternativet kan forventes å gi størst utslag når det gjelder effekter.

5.1. Tilstand for marint miljø i Tresfjorden.

Både bunnforhold og vannmasser er kontrollert i samband med de foreliggende undersøkelserne. Sammen med tidligere undersøkelser, danner det nye datamaterialet et grunnlag for å vurdere miljøtilstanden i Tresfjorden.

5.1.1. Bunnfauna og sediment

Bunnforholdene i fjordbassenget må karakteriseres som vanlige for en fjord med terskel. Bunnsedimentet hadde et moderat til noe høyt innhold av organisk materiale og syntes å være anrikt av tilførsler fra land. Bunnfaunaen var typisk for et organisk anrikt sediment, men det var ingen forhold ved faunaen (arts mangfold, artssammensetning) som kunne tyde på overbelastning. Prøvetakingen viste heller ingen spesielle virkninger som kan tilskrives forurensning.

Både bunnsediment og fauna på referansestasjonen (TR 1A) tilsvarer hva man normalt finner i åpne kystområder med tilfredsstillende vannutveksling. Det sandholdige bunnsedimentet indikerer at det i dag er god vannutskifting ned til bunnen, og at finpartikulært (organisk) materiale i liten grad avsettes på bunnen. Forskjellene mellom stasjonene i fjordbassenget og referansestasjonen utafør indikerer imidlertid at naturforholdene er forskjellige innenfor og utenfor terskelen i fjorden.

5.1.2. Vannmassene.

Vannmassene over terskeldypet

Undersøkelsene i 1990-1991 synte liten eller moderat brakkvannskaraktistikk i øvre lag. Laveste målte salinitet i dette laget var 19×10^{-3} på innerste stasjon. Sprangsjiktet under var kontinuerlig sjiktet (ikke trappetrinnsform i de observerte profilene). Om vinteren hadde det øvre lag svak signatur.

De intermediere vannmassene (mellom øvre lag og terskeldypet) inne i fjorden hadde tilnærmet samme tidsutvikling (innenfor våre observasjonsintervaller) som referansestasjonen utenfor. Det kan antas at denne del av vassøylen er gjenstand for kontinuerlig utskifting via tidevann og densitetsvariasjoner utenfor fjorden. Det blei imidlertid ikke målt oksygen som kunne ha bidratt til å bekrefte denne antakelsen. Aktuelle tetthetsvariasjoner skjer gjerne på tidsskala fra noen få dager til 1-2 uker. Det vi si at våre månedlige data ikke kan oppløse den faktiske aktiviteten.

Strømmålingene på terskelen synte netto utgående strøm i 18 meters dyp. I den aktuelle måleperioden (juni 1991) var det relativt markert øvre lag. Det kan da forventes en ferskvannsdrevet utgående nettostrøm i overflaten, og tilknyttet inngående "kompensasjonsstrøm" under. Strømmåleren som stod i 3 m dyp, synte tidvis perioder med inngående (netto)strøm, noe som kan gjenspeile at måleren har målt i to forskjellige lag, avhengig av aktuell tykkelse av de øverste (brakkvanns)laget.

Variasjoner i densitet utenfor terskelen vil medføre lagdelt inn-utstrømming over terskelen. Tungt vann over terskeldypet utenfor fjorden, vil tvinge vann inn i fjorden i de dypere delene av munningen, og vann ut av fjorden i grunnere sjikt. Omvendt kan lettere vann utenfor terskelen innebære utstrømming i dypere lag, og innstømming i grunnere. Variasjoner i vind og lufttrykk vil også medføre lagdelt strøm.

Det vil med andre ord ikke være et statisk strømbilde i intermediaære lag, men en veksling i retning avhengig av ytre "krefter", noe som strømmålingene viser. Strømmålingene i 18 meter synte tidevannsstrøm (2 X amplituden) på 12-15 cm/s. Teroetisk kan max. tidevannsstrøm estimeres av uttrykket

$$v_{\max} = A_f dH \pi / (A_m T),$$

hvor dH er tidevannshøyden (min til max) og T er tidevannsperioden. Halvdaglig tidevann og topografiske data for Tresfjord gir v_{\max} lik 4 cm/s. Strømmålingene viser hyppig vesentlig høyere strømhastigheter enn dette, noe som indikerer at tidevannet bare er en av flere faktorer som bidrar til vannutskiftingen over terskelen. Andre faktorer kan være vind og indre bølger.

På terskelen var det en svingning med periode rundt 9 timer som ga seg utslag i energispektrene (for strømhastighet) både i 3 m og 18 m dyp. Hastigheten for en bølge som forplanter seg fram og tilbake i fjorden i løpet av denne perioden, tilsvarer ca. 60 cm/s. Denne lave hastigheten må være tilknyttet indre bølger, dersom toppen i energispekteret gjenspeiler regelmessige bølgebevegelser. For en to-lags fjord med sprangsjikt nær terskeldypet, kan perioden T_i for indre bølger finnes av uttrykket

$$T_i = \left(\frac{2L}{\frac{gd\rho H_t H_b}{\rho(H_t + H_b)}} \right)^{1/2}$$

med H_t og H_b terskeldyp (37 m) og bassengdyp (37 m) h.h.v.

Med aktuelle verdier for Tresfjorden ($d\rho = 2 \text{ kg/m}^3$, lik differans mellom middelvei for de to lagene) fås en fasehastighet på 60 cm/s. Dette er likt den observerte svingningen, og tyder på at denne har karakter av indre bølge, som er bestemt av bassengtopografi og sjiktning (og ikke av fjordmunningens areal).

Dypvann

Oksygenverdiene i dypvannet i fjorden hadde høye verdier (90-100 % metning) i mai 1990. Utover sommeren og høsten 1990 falt verdiene til 19 % metning (1.3 ml/l) på det laveste. Oksygenforbruket var av størrelsesorden 1 ml/l pr mnd i denne perioden. Dypvannet var deretter gjenstand for en ny utskifting vinteren/våren 1991. Maksimumsverdiene om våren 1991 var imidlertid ca 1 ml/l lavere enn foregående år.

De målte minimumsverdiene for oksygen er vesentlig lavere, og dO_2/dt vesentlig høyere enn det som Havforskningsinstituttet registrerte høsten 1986. Heller ikke Miljøvernavdelinga i Møre og Romsdal har rapportert om tilsvarende verdier. NHL registrerte såpass lav verdi som 2.1 ml/l i august 1984 (Licata 1985), uten at dette har blitt kommentert eller lagt vekt på i seinere rapporter. Sammenholdt med målingene i 1990-1991, kan verdiene imidlertid tyde på at perioder med lave oksygenverdier tidvis opptrer i Tresfjorden, gjerne med flere års mellomrom.

De lave oksygenverdiene burde normalt gi seg utslag på bunnfaunaen. Bunnprøvene fra foreliggende undersøkelse blei tatt mens oksygenivået i dypvannet ennå var høyt. Det er mulig at en ny prøverunde f. eks. vinteren 1990/91 ville ha synt en endring i artssammensetning og/eller artsrikdom. De lave verdiene høsten 1990 kan representere et relativt sjeldent forekommende fenomen, som gir faunaen tid til å restituere seg innimellom. Vi har ikke opplysninger som tilsier at Tresfjorden hadde unormalt store tilførsler av oksygenforbrukende materiale i 1990.

I perioden med fallende og lave oksygenverdier i dypvannet falt densitetsverdiene gradvis, med en rate på ca. 0.9 kg/m^3 pr mnd. Slik densitetsreduksjon forekommer normalt i bassengvann i perioder mellom hovedutskiftinger, og skyldes vertikal diffusjon og turbulens. Utenfor terskelen (i 50 m dyp) økte densiteten i samme periode i samme størrelsesorden (i absoluttverdi) som i bassengvannet. Uten den turbulensgenererte densitetsreduksjonen inne i fjordbassenget, ville imidlertid verdiene utenfor terskelen fortsatt være for lave til at en utskifting kunne finne sted våren 1991. Dette understreker den betydning som turbulens (bl. a. generert av tidevannsstrøm over terskelen) har for vannutskifting i terskelbasseng.

Den observerte og omtalte densitetsreduksjonen i bassengvannet er en funksjon av tidevannsstrømmen, men kan også skyldes aktivitet av indre bølger. Våre målinger indikerer at slike bølger eksisterer i Tresfjorden, og at disse dermed gir et bidrag til utskiftingen.

5.1.3. Dagens betingelser for islegging

Betingelsene for islegging, basert på de hydrografiske dataene fra 1990-1991, er undersøkt. Vi har anvendt en enkel numerisk modell som simulerer avkjøling, vertikalkonveksjon og eventuell isdannelse (viss lav nok temperatur). Metoden er beskrevet i avsnitt 1.5.2. For de aktuelle dataene er problematikken med et midlertidig sekundærsjikt øverst (salinitet lavere enn ca. 25) ikke aktuell, siden vinterdataene alle hadde høyere verdier enn dette.

Vi har simulert en avkjølingsrate til lufta på 400 W/m_2 , noe som tilsvarer en realistisk varmefluks en kald vinterdag. En slik avkjøling over 18 timer (valgt testperiode) vil medføre et samla varmetap på $2.5 \times 10^7 \text{ Joule/m}^2$. Denne avkjølingen vil kunne medføre kun en viss

avkjøling og eventuelt vertikalblanding i øvre lag, eller også isdannelse. I fjorder med moderate eller gode betingelser for isdannelse (avhenger av sjikttingsforhold), gir vanligvis vinterobservasjoner tydelig isdannelse for denne testperioden.

Testresultatene viste at de observerte profilene ikke ga betingelser for isdannelse under de gitte forutsetningene på noen av stasjonene. Det var relativt høye temperaturer i fjorden på måletidspunktene. Avkjølingen var ikke stor nok til å bringe temperaturene ned mot frysepunktet.

Konveksjonsdypet som følge av avkjølingen varierte mellom ca. 2 m og 12-13 meter. Dette dypet avhang av sjikting. For de aktuelle profilene (5 fra hver stasjon) var middelveidien for konveksjonsdyp 6.5m, 5.5m og 5.2 m for stasjon T1.T2 og T3 h.h.v. Med andre ord dypere konveksjon utover terskelen. Dess dypere konveksjon, dess mer (varmt og salt) vann blandes opp i det øvre homogeniserte laget, og dess dårligere blir betingelsene for islegging.

Beregningene viser at stasjon T3 innerst har de beste betingelsene for islegging (gitt gunstige meteorologiske forhold) og stasjon T1 ytterst har de dårligste betingelsene. Det må bemerkes at dataene sannsynligvis representerer sjøtemperaturer i overkant av normalen.

5.2. Brufyllinga og mulige konsekvenser

Av praktiske hensyn deles diskusjonen opp i tre deler: en for øvre lag, en for laget mellom øvre lag og terskelnivået, og en for dypvannet. Der vil være et visst samspill mellom prosesser i disse to lagene, Dette tas det hensyn til i så stor grad som mulig i diskusjonen.

Den innsnevring som fyllinga vil medføre i munningsareal på terskelen, er nevnt i tabell 1.2. Det dreier seg om en reduksjon fra 41,750m² til ca. 35,000m² for totalarealet. Reduksjonen er størst for det øvre "brakkvannslaget" (33 % for 0-5 meter dybdeintervallet). Som nevnt i avsnitt 1.3, vil det være mest aktuelt å knytte den faktiske **breddeinnskrenkingen** til dagens smaleste parti ved Kråkeneset (1300 m bredde i overflata). Dette gir ca. 23% innskrenking i overflata.

For å få en indikasjon på tallstørrelser for mulige endringer, har vi anvendt en numerisk fjordmodell (Aure og Stigebrandt 1989a). Med denne modellen kan vannutskiftingen simuleres ved ulike munningsarealer m.m. Som enhver modell, gjenspeiler den bare en del av de reelle fysiske prosesser. Resultatene er veiledende, men må tolkes med skjønn.

5.2.1. Øvre lag

Mest sentralt står her effekten av innsnevringen i overflaten. Det kan forventes økt oppholdstid, og noe lavere salinitet for dette vannet. Fjordmodellen kan kjøres med varierende munningskarakteristikk, ferskvannstilførsel m.m. slik at endringer kan beregnes.

Modellen beregner middelveidier for oppholdstid, tykkelse og salinitet for det øvre lag under gitte "steady state" betingelser, for estuarin (ferskvannsdrevet) sirkulasjon. Resultatet for

beregningene for dagens situasjon og for situasjonen med fylling er (ferskvannstilrenning = $7.2\text{m}^3/\text{s}$ og $21.6\text{m}^3/\text{s}$ h.h.v.) ga følgende resultater:

	H(m)	DS(10^{-3})	O(m^3/s)	Tf(døgn)
Dagens situasjon $7.2\text{m}^3/\text{s}$:	2.2	1.0	237	1.4
Med lengste fylling "-":	2.2	1.3	183	1.8
Dagens situasjon $21.6\text{m}^3/\text{s}$:	0.9	5.4	132	1.0
Med lengste fylling $21.6\text{m}^3/\text{s}$:	0.9	6.7	106	1.3

Lagtykkelsen **H** blir med modellens forutsetninger ikke påvirket av fyllinga. En ser for øvrig av ved økt ferskvannstilførsel reduseres tykkelsen (og saliniteten) for øvre lag (uansett fyllingsalternativ). Salinitetsforskjellen **DS** mellom øvre lag og laget under øker med 25-30 % på grunn av fyllinga. Den ferskvannsdrevne fluksen **Q** i øvre lag avtar med ca. 20%, og oppholdstiden **Tf** øker tilsvarende med ca. 30 %.

NHL (Licata 1985) beregnet tilsvarende økningen i oppholdstid til 45 %, altså noe større antatt virkning enn det våre beregninger gir.

Modellen tar ikke i betraktning effekt av vinddrevet blanding og transport. Vind kan bidra til forlenget oppholdstid i perioder med nordavind, og redusert oppholdstid ved sønnavind. Modellberegningene er dermed likevel trolig representative for en typisk (middel)tilstand i fjorden under ulike tilrenningssituasjoner.

En økning i oppholdstid på ca. 30 % vil kunne medføre noe redusert **siktedyp** (mer markert sprangsjikt). I 1986 målte Havforskningsinstituttet (Aure og Stigebrandt 1989b) siktedypsverdier mellom 7 og 12.5 m i sommermånedene. Helsedirektoratets krav til badevann i fjorder er minimum siktedyp på 2-3 meter, som er under halvparten av det laveste målte i Tresfjord. 30 % økning i oppholdstid vil neppe bidra mer enn av størrelsesorden 20-30 % reduksjon i siktedyp, altså fortsatt god klaring til Helsedirektoratets krav.

Av andre miljøparametre for øvre lag som kan bli endret, kan nevnes temperatur, oksygeninnhold og klorofyllmengde (algekonsentrasjon). Havforskningsinstituttets oksygenmålinger i 2 m dyp i 1986 synte hele tiden verdier rundt 100 % metning. Klorofyllmengdene ble karakterisert som innenfor det normale for norske fjorder. Om sommeren blei det målt lave **næringssalt**konsentrasjoner i øvre lag ("tomt" for nitrat i august, mens det fortsatt var noe fosfat til stede).

Økt oppholdstid for det øvre laget vil kunne medføre bedre vekstbetingelser for **alger** (høyere temperatur, og høyere næringssaltverdier på grunn av tilførsler fra land. På den andre siden vil kan det forventes reduserte næringssalttilførsler fra vann i mellomlaget (mindre innblanding nedenfra). Det ligger ikke innenfor rammen til dette prosjektet å beregne/kvantifisere konsekvensene for primærproduksjon i øvre lag. Eksisterende informasjon om vannkvalitet indikerer at en økning i oppholdstid på 30 % vil kunne medføre målbare, men neppe kritiske effekter for vannkvaliteten i øvre lag.

Lokale effekter, i form av **bakevjer** innafor fyllinga, kan ikke utelukkes. Liknende inngrep i andre fjorder har medført stillestående vann nær fyllingene, og redusert oksygenivå nær bunn. I Tresfjorden vil det dannes et skjernet område mellom fyllinga og Kråkeneset, hvor slike tilstander teoretisk kan oppstå. Bunnen i dette området er imidlertid relativt jevt og bratt skrånende, uten større flate partier og forsenkninger i bunnen, noe som sannsynligvis gjør den mindre sårbar for endringer i sirkulasjon. Merkbare (og spesielt synlige) effekter i strandkanten kan imidlertid ikke utelukkes. Den planlagte åpningen på 3x5 meter gjennom fyllinga, vil bidra i positiv retning, men ikke i vesentlig grad til å forbedre sirkulasjonen i det aktuelle området.

Nordafør fyllinga er det større grunnavannareal (grunnere enn 5 m) enn på sørsida. Heller ikke disse områdene har markerte forsenkninger. Bølger og strøm vil sannsynligvis medføre tilstrekkelig god gjennomblanding av vannmassene. Fyllinga vil medføre endrede strøm- og bølgeforhold, noe som kan endre transportmønsteret av sand i nærområdet, både på nordsida og sørsida.

Jordrotasjonen kan påvirke strømforholdene i øvre lag, ved å styre den utgående strømmen langs østsida av fjorden. Denne tendensen til styring kan bl. a. medføre at fyllinga ekstra effektivt vil kunne fange opp en del organisk materiale som driver med strømmen i fjorden, og dermed skape et område hvor det tidvis samler seg mye drivende avfall. Størrelsen på den s.k. Rossby deformasjonsradius $R=(g'H)^{1/2}/f$ vil indikere om hvorvidt en slik styring av strømmen er reell. Desom denne er av størrelsesorden lik eller mindre enn fjordbredden, kan slik styring være viktig. For $g = 0.03 \text{ m/s}^2$ og $H=2.2\text{m}$ (jamfør modellberegningene), vil R være lik 1800 m, altså litt større enn den midlere fjordbredden. Ved større vannføring (flomsituasjoner) vil lagtykkelsen H avta, samtidig som densitetsforskjellen (og g') blir større. I sum vil disse to effektene bidra lite til endring i deformasjonsradiusen ved endret tilrenning.

De endringer i sjiktning som fyllinga vil medføre, vil bidra i retning av økt deformasjonsradius, og dermed til mindre effekt av jordrotasjonen, i forhold til det som måtte være av effekter i dag. Oppsamling av materiale på sørsida av fyllinga vil imidlertid likevel kunne skje av andre årsaker, og tidvis bli et estetisk problem.

Økt oppholdstid i øvre lag på av størrelsesorden 30 % for lengste fyllingsalternativ, samtidig med litt lavere overflatesalinitet, vil teoretisk kunne medføre noe økt følsomhet for **islegging**. Våre beregninger tyder på at de hydrografiske forholdene i fjorden i 1990-1991 var lite følsomme for isdannelse. Det blei heller ikke rapportert om nevneverdig is i denne perioden. En endring av de målte temperatur- og salinitetsprofilene mot en tilstand tilsvarende forholdene etter at fyllinga er bygt, vil ikke medføre merkbar endring i isleggingen.

Is legger seg år om annet i indre deler av Tresfjorden. Våre beregninger tilsa også at forholdene der var mest følsomme (minst konveksjonsdyp ved gitt varmetap) også i perioden 1990-1991. Den økningen i oppholdstid på ca. 30 % som kan forventes, gjelder som en middelvei for hele øvre lag i fjorden over året. Endringene relativt sett kan forventes å bli mindre i indre deler av fjorden, som ligger lengst vekk fra fyllinga, og hvor tilrennende elvevann har størst effekt på strømforholdene.

Testperioden for avkjøling som våre isberegninger var basert på (18 timer) er noe i underkant av den forventede oppholdstiden for øvre lag i fjorden. Vann som utsettes for avkjøling i indre deler av fjorden, vil etter denne perioden ha nådd anslagsvis midtveis ut i fjorden, forbi grensen hvor det tidvis har blitt observert is. For en normalvinter, slik som målingene i 1990-1991 tilnærmet representerer, vil dermed isleggingen neppe øke. I kaldere vintre må det imidlertid forventes noe større risiko for raskere/hyppigere isdannelse i indre og midtre deler av fjorden.

5.2.2. Vannmasser i mellomlaget

De intermediære vannmasser (fra 5 (10) m dyp til terskeldypet) berøres ikke prosentmessig like mye som det øvre lag av arealinnskrenkingen på terskelen (tabell 1.2). Tidevannsdrevet sirkulasjon spiller en relativt sett større rolle for utskiftingen enn i øvre lag. Tidevannsstrømmen på terskelen vil øke fra 4 til 5 cm/s. Tidevannsutskiftingen (volumfluksen) blir ikke direkte berørt av fyllingen(e), i det tidevannsprismet bevares.

Ved hjelp av Stigebrandts fjordmodell har vi beregnet den intermediære sirkulasjonen Q_{int} for simuleringer av nå-situasjonen og etter-situasjonen, basert på tallene for terskeltverrsnitt i tabell 1.2. Fyllingen medfører i følge resultatene en reduksjon fra 674 m³/s til 621 m³/s for vannutskiftingen, og en økt oppholdstid fra 4.9 til 5.2 døgn. Disse endringene peker i retning av forverret tilstand, men er av så liten størrelsesorden (5-10 %) at tydelige virkninger på denne vannmassen neppe vil oppstå.

Den intermediære vannmassen kan bli negativt påvirket av økt organisk nedfall fra øvre lag. En typisk synkehastighet for slikt materiale i norske fjorder er 1.5 m pr dag (Aure og Stigebrandt 1989a). Det tar altså om lag 25 døgn for partikler å synke fra overflaten og helt ned til nedre deler av den aktuelle vannmassen. I løpet av en typisk oppholdstid (5 døgn) vil partiklene ikke synke dypere enn ca. 7-8 meter før vannet er ute av fjorden. Eventuelle negative effekter på vannkvalitet vil dermed være mest merkbare like under sprangsjiktet i fjorden. Endringene kan forventes å bli av samme størrelsesorden som endringene i vannutskiftingen (5-10 %). Dette vil kunne være målbare endringer, men ikke av en størrelse som bringer verdier/konsentrasjoner nær mot eventuelle kritiske grenseverdier.

5.2.3. Bassengvannet

Utskiftingen av bassengvannet vil kunne bli mer effektiv som følge av fyllingen, mens den organiske belastningen samtidig kan øke. Kvalitativt kan første forhold forklares ut fra sterkere tidevannsstrøm ved munningen, som dermed bidrar til større turbulens, og vertikal diffusjon av densitet i stagnasjonsperioder. Siste forhold kommer av økt oppholdstid, evt. økt organisk produksjon for vannmassene over terskeldypet.

Selve innsnevringen av fjordmunningen berører ikke større dyp enn 20 meter. Den tidsbestemte (årlige) dypvannsutskiftingen skjer ved innstrømming over terskelen utenfra. Denne innstrømmingen vil neppe bli berørt av innsnevringen. Til innstrømmingen er det knyttet en utstrømming lenger oppe i vannsøylen. Dels kan denne berøre vannmasser grunnere enn 20 meter, og dermed få noe dårligere betingelser. Munningsbredden vil imidlertid fortsatt øke med avtakende dyp også med fylling, slik at "kapasiteten" i munningen til å ta unna det utstrømmende vannet fortsatt vil være til stede.

Ved hjelp av Stigebrandts fjordmodell har vi beregnet den tidevannsdrevne energitilførselen til dypvannet til 0.034 mW/m^2 i dag, og til 0.044 mW/m^2 ved lengste fylling. Energitilførselen øker med ca. 30 %, og medfører en økt diffusiv densitetsreduksjon i stagnasjonsperiodene på fra (beregnet) 0.082 kg/m^3 pr mnd. i dag (nær det observerte) til 0.096 kg/m^3 pr. mnd. med fylling. Denne ca. 15 % rate-økningen vil bidra til bedre betingelser for vannutskifting i bassenget.

Oksygenforbruket i stagnasjonsperiodene vil likevel kunne øke som følge av fyllinga. Målingen fra 1990-1991 indikerer at fjorden tidvis har lave (under 2 ml/l) oksygenverdier i dypvannet. De biologiske prøvene indikerte tilfredsstillende forhold før det observerte minimumet. En økning i oksygenforbruket i et år med dårlig, eller forsinket vannutskifting kan bringe minimumsverdiene ned mot null.

Den økte diffusjonsraten vil medføre en framskynding av vannutskiftingen i forhold til i dag. Anslagsvis kan det dreie seg om en måned tidligere enn i dag. Dette vil kunne bidra til å forhindre lavere minimumsverdier for oksygen. Oppholdstiden for det intermediære laget er forventet å øke med 5-10 %. Dermed vil nedfallet av organisk materiale også øke, sannsynligvis med en tilsvarende verdi. Om en antar at oksygenforbruket også øker med 5-10 %, vil denne endringen likevel kunne bli oppveid av den ca. 15 % økningen i den diffusive utskiftingen på grunn av økt turbulens. I sum kan dermed disse faktorene tilnærmet oppveie hverandre, slik at en ikke vil risikere forverrede forhold i dypvannet i forhold til i dag.

Kortere fyllingslengder enn det lengste alternativet som beregningene er basert på, vil medføre tilsvarende mindre endringer/konsekvenser for vannutskiftingen inne i fjorden. Som en første ordens (lineær) tilnærming kan en anta at endringer som gjelder prosesser/vannmasser over terskeldyp (**frie vannmasser**) vil stå i samme relative forhold til endringer for lengste alternativ, som fyllingslengdene i forhold til lengste alternativ. Det vil si at f. eks. oppholdstiden i øvre lag, som øker med ca 30% for lengste alternativ (ansnitt 5.2.1), vil øke med ca. 20 % for nestlengste alternativ, og ca 10% for korteste. For korteste alternativ dreier det seg om endringer som neppe lar seg skille ut fra naturlige variasjoner i fjorden, mens det vil kunne dreie seg om påviselige endringer i oppholdstid m.m. for nestlengste alternativ.

For **bassengvannet** vil turbulensnivå og energitilførsel bli mindre enn ved lengste alternativ. Dette kan redusere betingelsene for dypvannutskifting noe i forhold til lengste alternativ (jamfør diskusjonen ovenfor). Det kan forventes økt tilførsel av oksygenforbrukende materiale (i forhold til i dag) også for de korteste alternativene. Som for lengste alternativ, er det imidlertid ikke forventet at oksygenforholdene vil endres vesentlig i forhold til i dag (se diskusjon omkring lengste alternativ). For korteste alternativ kan det forventes utskiftingsbetingelser tilnærmet som i dag (neppe mulig å skille eventuelle effekter fra naturlige variasjoner).

De nevnte mulige effektene som kan oppstå på **grunt vann nær fyllingen** på Vikebuktsida, vil ha tilnærmet samme betingelser for å oppstå ved kort som ved lang fylling, siden det dreier seg om områder nær land. **Kulverter** eller åpning gjennom en kort fylling vil, forutsatt gunstig plassering og dimensjonering, til en viss grad begunstige utskiftingen lokalt og

redusere effektene av stagnerende vann tilsvarende som for lang fylling. For den generelle vannutskiftingen i selve fjorden vil slike begrensede åpninger neppe ha betydning.

5.3. Sluttmerknader. Framtidig overvåking

Vurderingene omkring oksygenforholdene og eventuelt økt oksygenforbruk er beheftet med en markert usikkerhet. De lave minimumsverdiene for oksygen som blei målt, viser at marginene er små. En eventuell negativ trend som følge av ei fylling vil kunne bli stoppet ved tekniske inngrep på terskelen eller inne i fjorden. Den viktigste betingelsen for å kunne forutsi eller eventuelt påvise en mulig, om ikke sannsynlig negativ effekt, er en **overvåking av vannkvaliteten** i fjorden en periode etter at fyllingen er bygd. En slik overvåking bør gå over minst tre år, slik at naturlige variasjoner fra år til år også kan fanges opp.

En overvåking vil kunne gi viktige data for å kalibrere eksisterende modeller for vannutskifting, slik at effekter av liknende inngrep andre steder bedre kan forutsies. Studier av endring i fjordsirkulasjon som følge av inngrep har ofte dreiet seg om endringer i tilrenning (kraftverksreguleringer). De foreliggende bruplanene i Tresfjord gir en utmerket anledning til å få målt effekter av munningsarealet, som også er svært viktig for sirkulasjon og vannutskifting i fjorder.

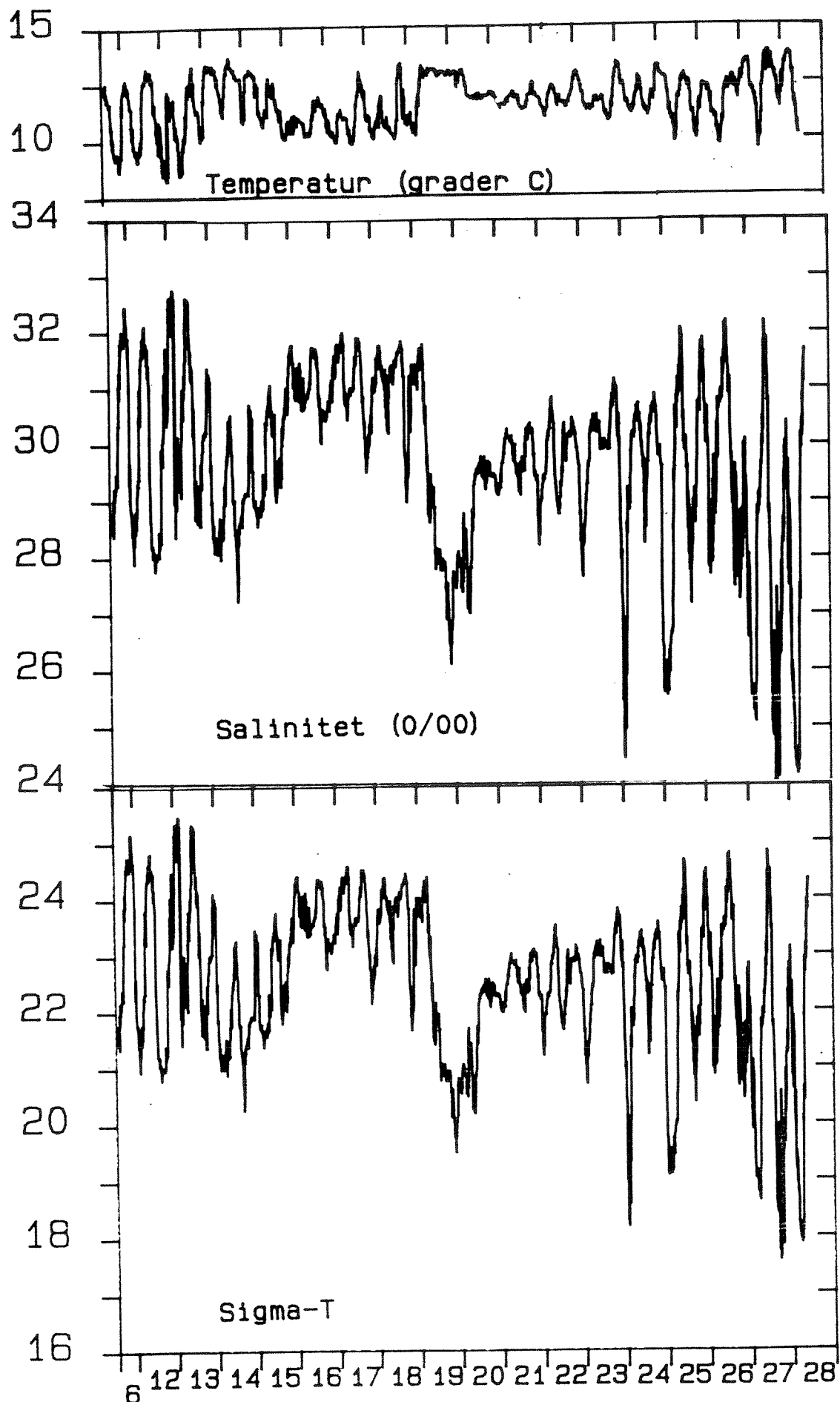
LITTERATUR

- Aure, J. og A. Stigebrandt (1989a): Terskelfjordrapporten, delrapp. 3 I (Hoveddel) i "Havbruksplan for Møre og Romsdal", Møre og Romsdal Fylkeskommune, Molde.
- Aure, J. og A. Stigebrandt (1989b): Terskelfjordrapporten, delrapp. 3 II i "Havbruksplan for Møre og Romsdal", Møre og Romsdal Fylkeskommune, Molde.
- Brun, P. F. (1986): Overvaking av fjordar og vassdrag i Møre og Romsdal 1983-1985. Rapp. nr. 7/86, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Molde.
- Grasshoff, K, M. Ehrhardt og K. Kremling (1983): Methods of Sea Water Analysis, 2. utg., Verlag Chemie, Basel.
- Licata, D. M. (1985): Bru over Tresfjord. Vurdering av ulike fyllingslengder. Rapp nr. STF60 A8540 NHL/SINTEF, Trondheim.
- 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. for 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.

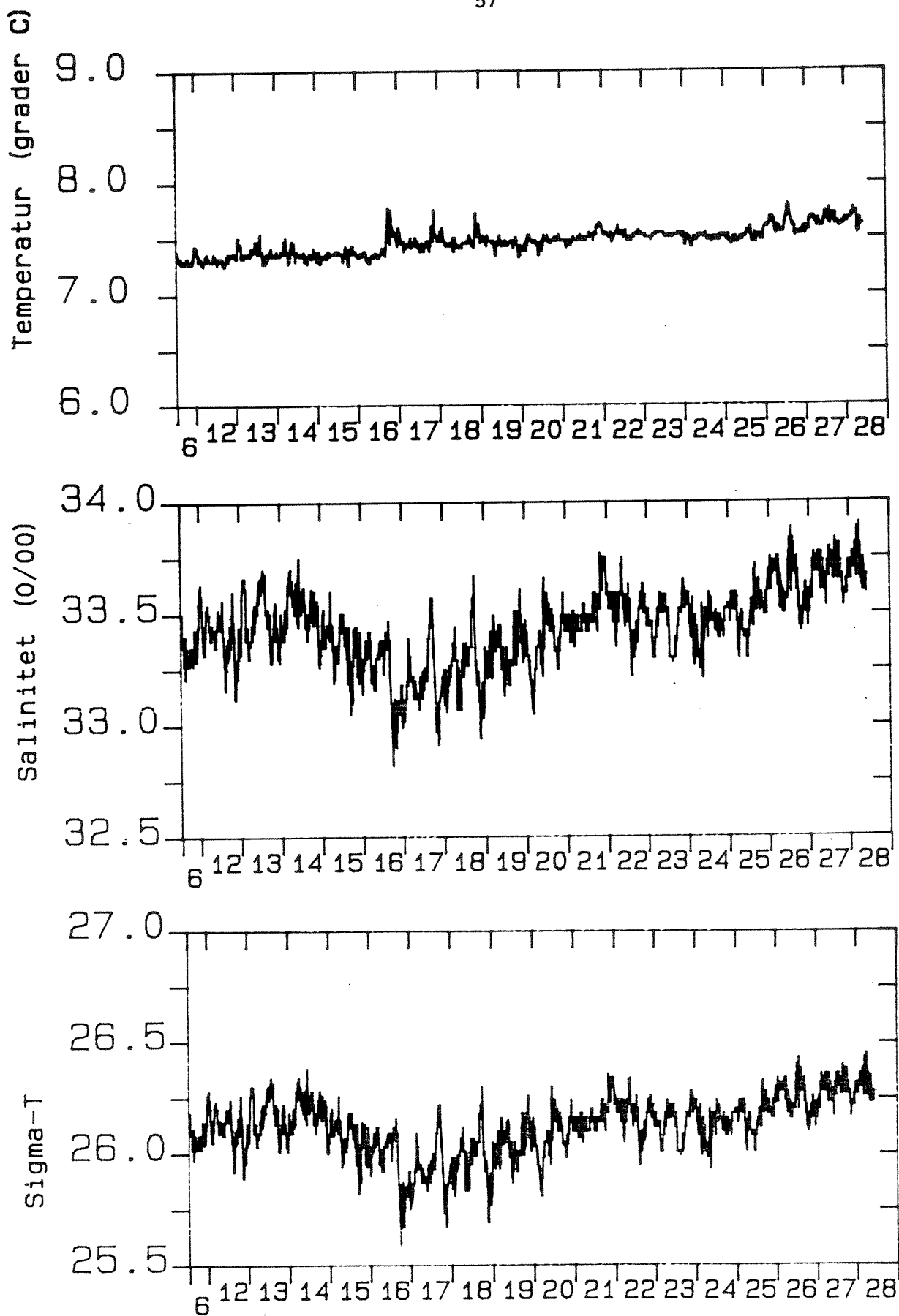
VEDLEGG 1.**Figurer kapittel 3. A1 - A15.**

- Figur A1. Målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet i 3 m dyp på terskelen til Tresfjord i perioden 11/6 til 28/6 1991.
- Figur A2. Målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet i 18 m dyp på terskelen til Tresfjord i perioden 11/6 til 28/6 1991.
- Figur A3. Målt strømstyrke (F, cm/s), temperatur (°C), strømretning (D, °) og salinitet (S) i 36 (38) m dyp ved Skjeggstadneset i perioden 19/4 til 6/5 1991. Pilen angir når måleren blei halt opp og så plassert noe dypere igjen.
- Figur A4. Målt strømstyrke (F, cm/s), temperatur (°C), strømretning (D, °) og salinitet (S) i 38 m dyp ved Skjeggstadneset i perioden 7/5 til 25/5 1991.
- Figur A5. Målt strømhastighet og strømretning på terskelen til Tresfjord, 3 m dyp i perioden 11/6 til 28/6 1991.
- Figur A6. Målt strømhastighet og strømretning på terskelen til Tresfjord, 18 m dyp i perioden 11/6 til 28/6 1991.
- Figur A7. Progressiv vektor framstilling av strømmålingene på terskelen til Tresfjord i juni 1991 (3 og 18 m dyp).
- Figur A8. Statistisk retningsfordeling for strømmålingene på terskelen til Tresfjord i juni 1991.
- Figur A9. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 1 den 19/4 1991 kl 1220.
- Figur A10. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 2 den 19/4 1991 kl 1130.
- Figur A11. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 3 den 19/4 1991 kl 1050.
- Figur A12. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 1 den 11/6 1991 kl 1330.
- Figur A13. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 2 den 11/6 1991 kl 1220.

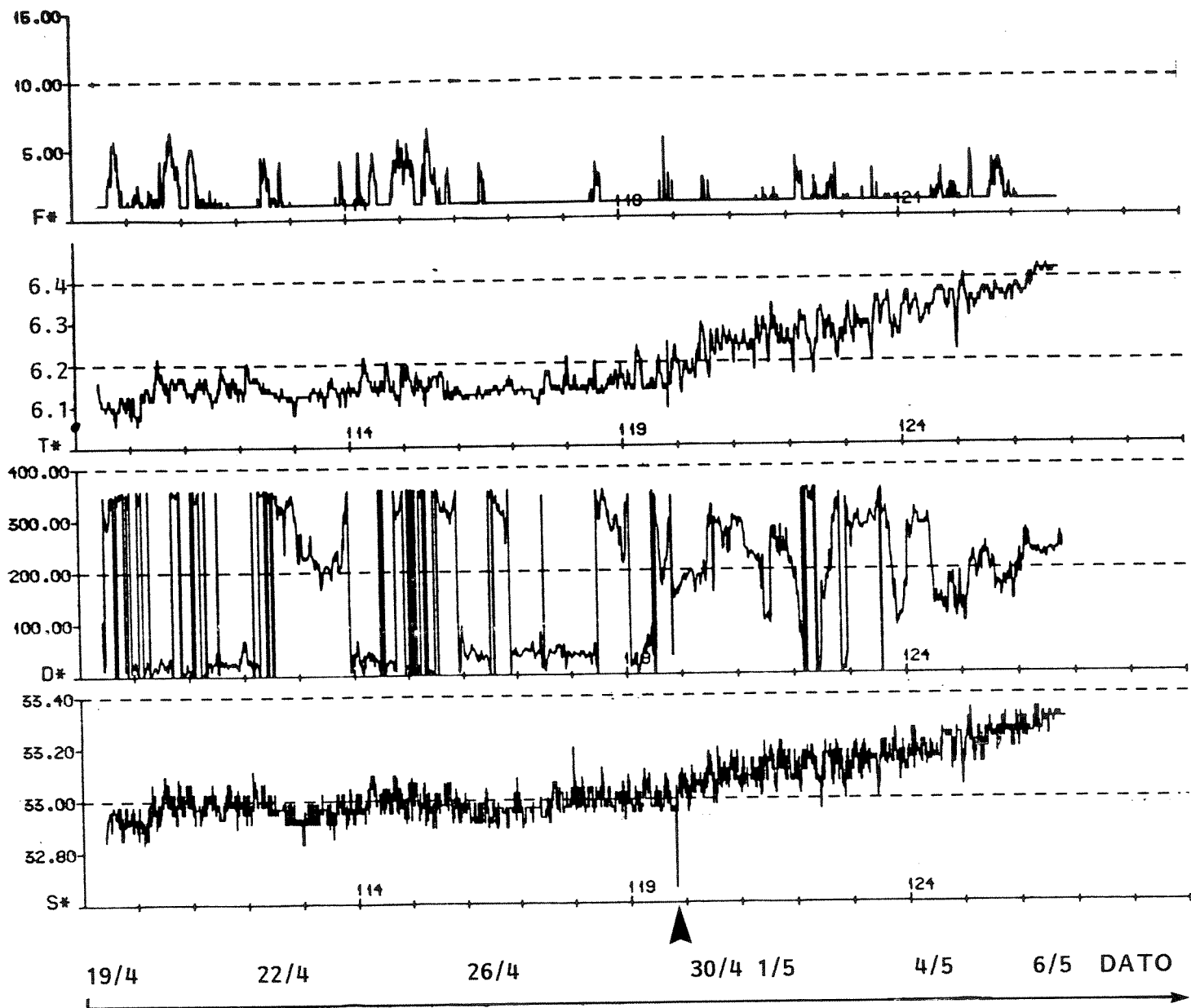
- Figur A14. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 3 den 11/6 1991 kl 1120.
- Figur A15. Vindobservasjoner fra Vigra kl 07 og kl 19 hver dag i perioden 1. april til 30. juni 1991. Vinden blåste i pilenes retning.



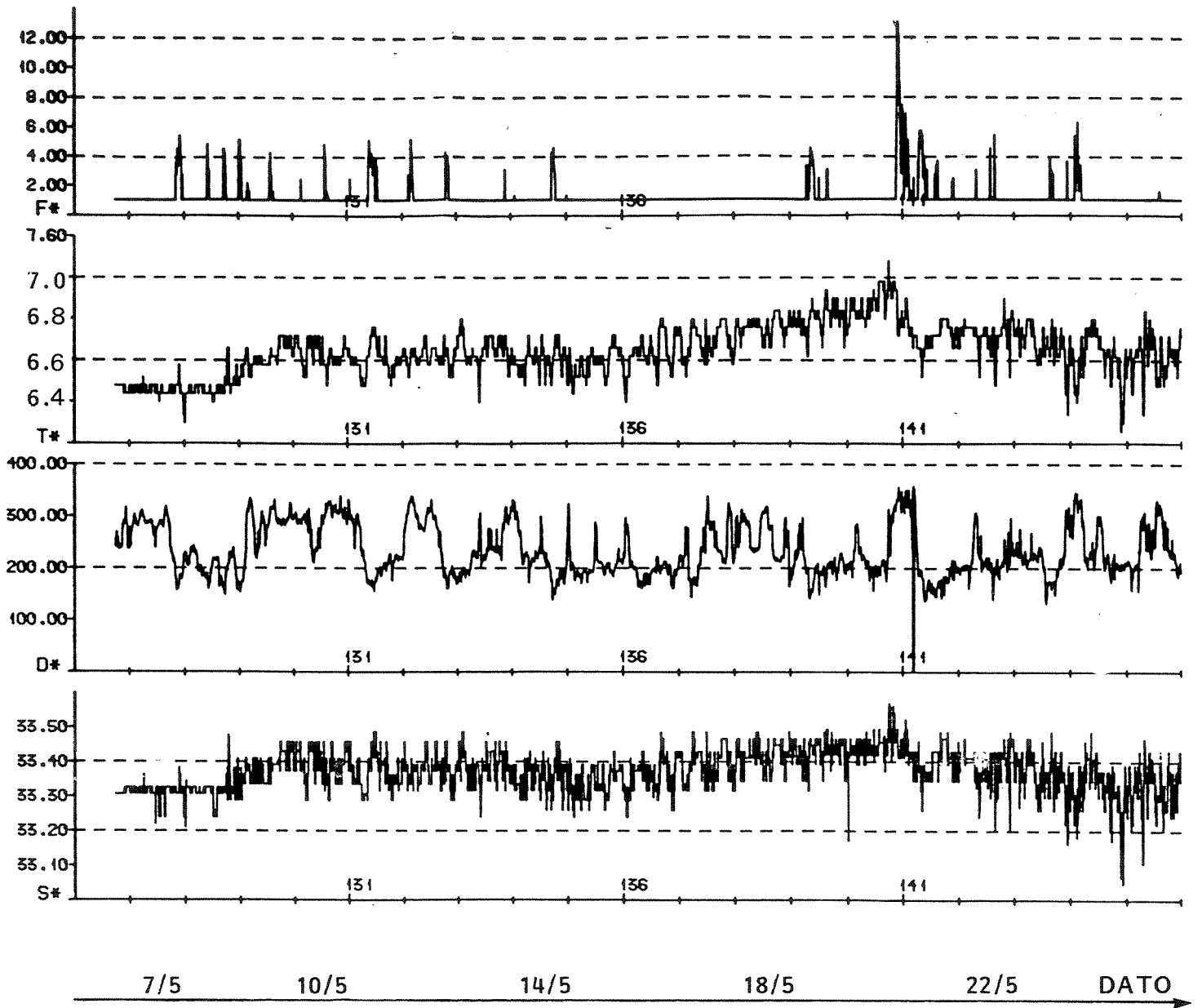
Figur A1. Målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet i 3 m dyp på terskelen til Tresfjord i perioden 11/6 til 28/6 1991.



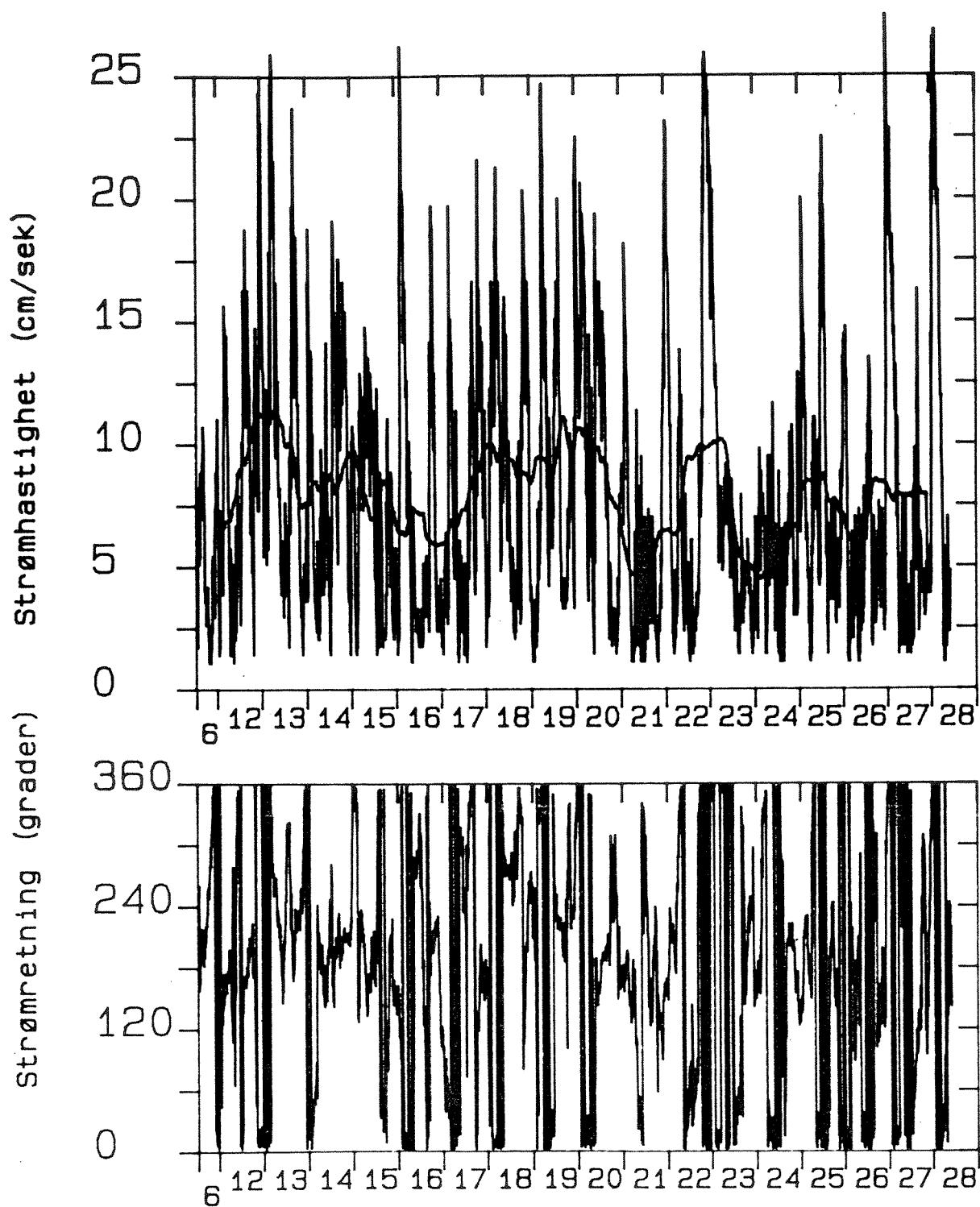
Figur A2. Målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet i 18 m dyp på terskelen til Tresfjord i perioden 11/6 til 28/6 1991.



Figur A3. Målt strømstyrke (F, cm/s), temperatur ($^{\circ}\text{C}$), strømretning (D, $^{\circ}$) og salinitet (S) i 36 (38) m dyp ved Skjeggstadneset i perioden 19/4 til 6/5 1991. Pilen angir når måleren blei halt opp og så plassert noe dypere igjen.

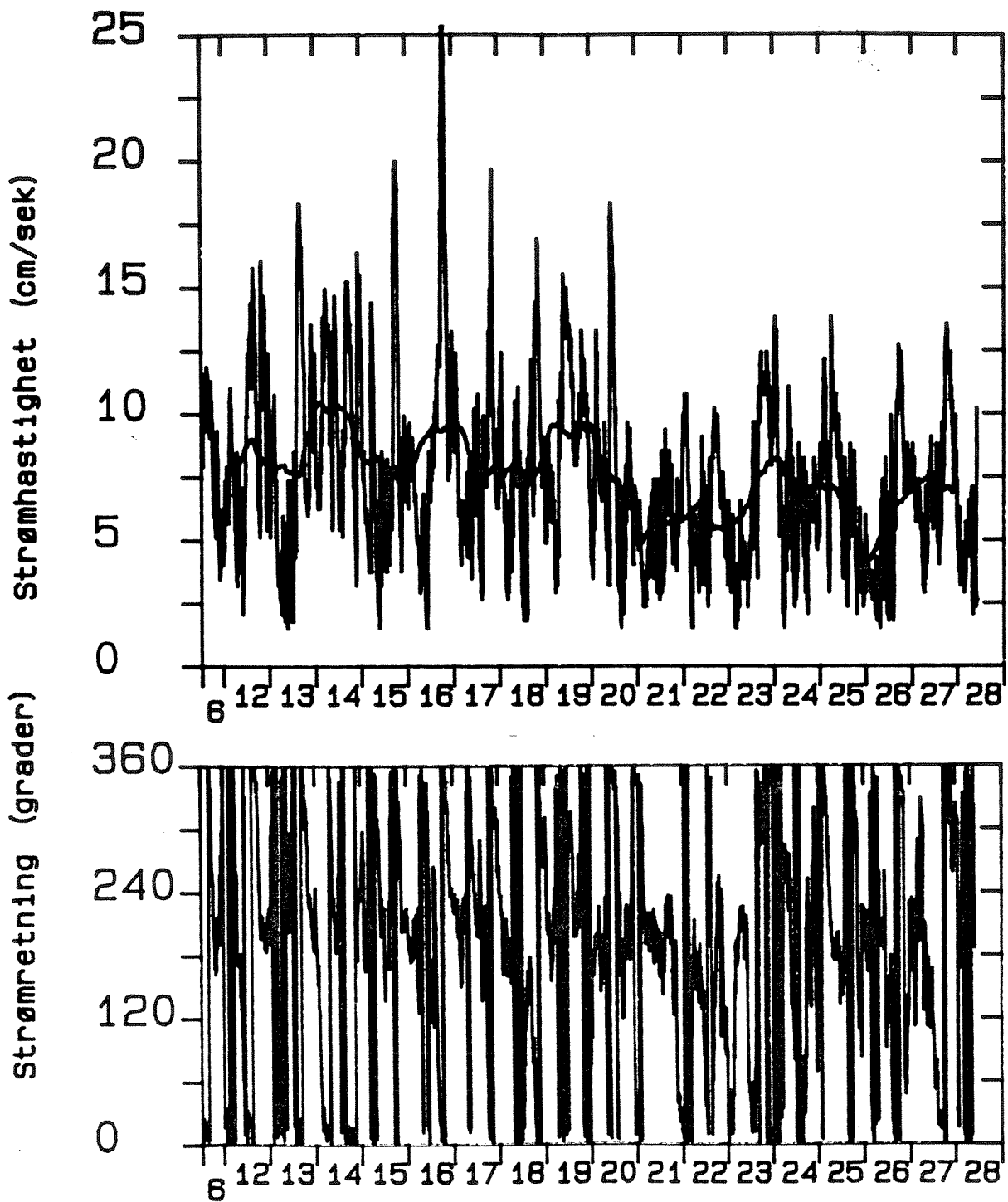


Figur A4. Målt strømstyrke (F, cm/s), temperatur (°C), strømrctning (D, °) og salinitet (S) i 38 m dyp ved Skjeggstadneset i perioden 7/5 til 25/5 1991.



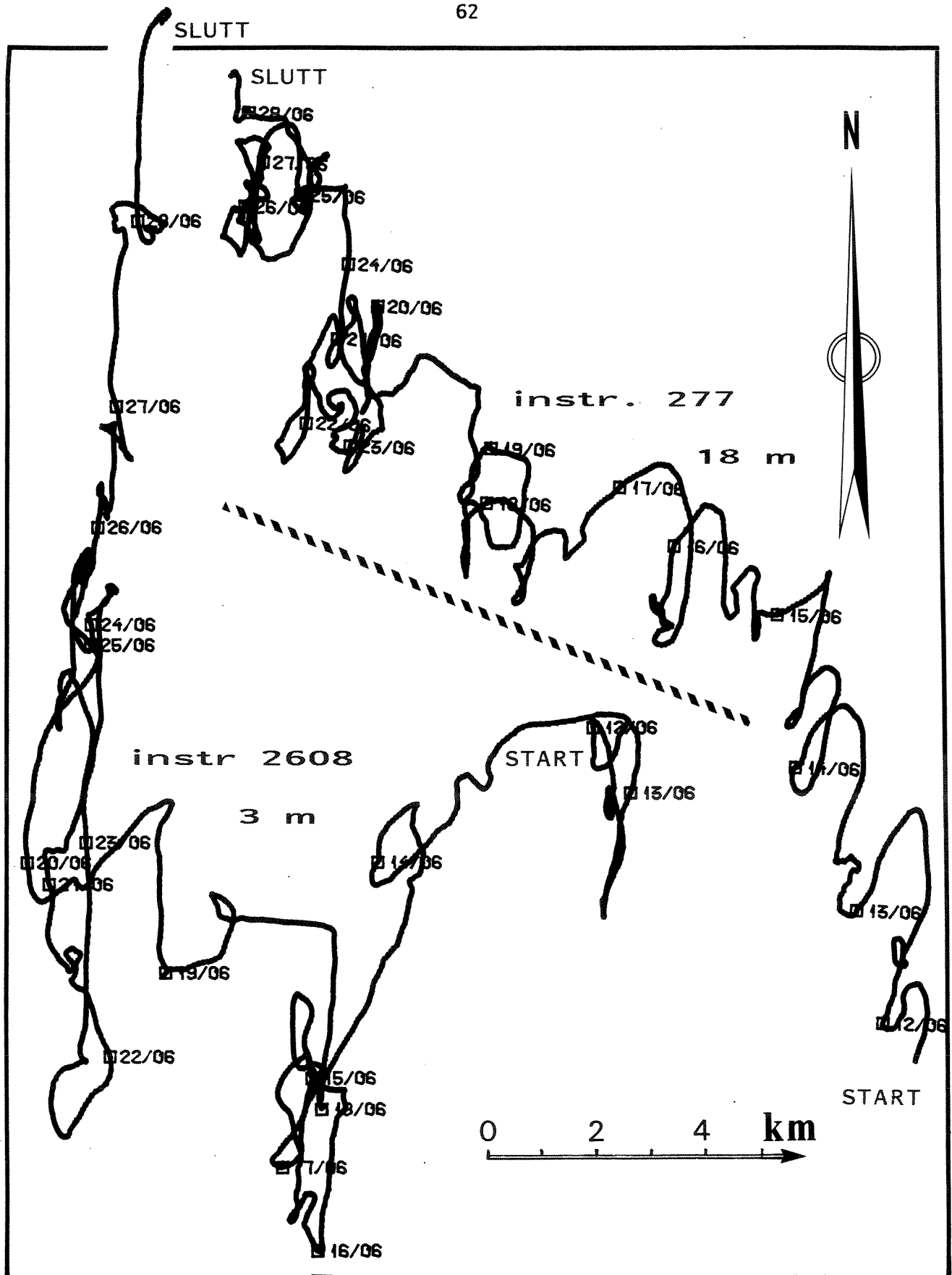
Figur A5.

Målt strømhastighet og strømretning på terskelen til Tresfjord, 3 m dyp i perioden 11/6 til 28/6 1991.

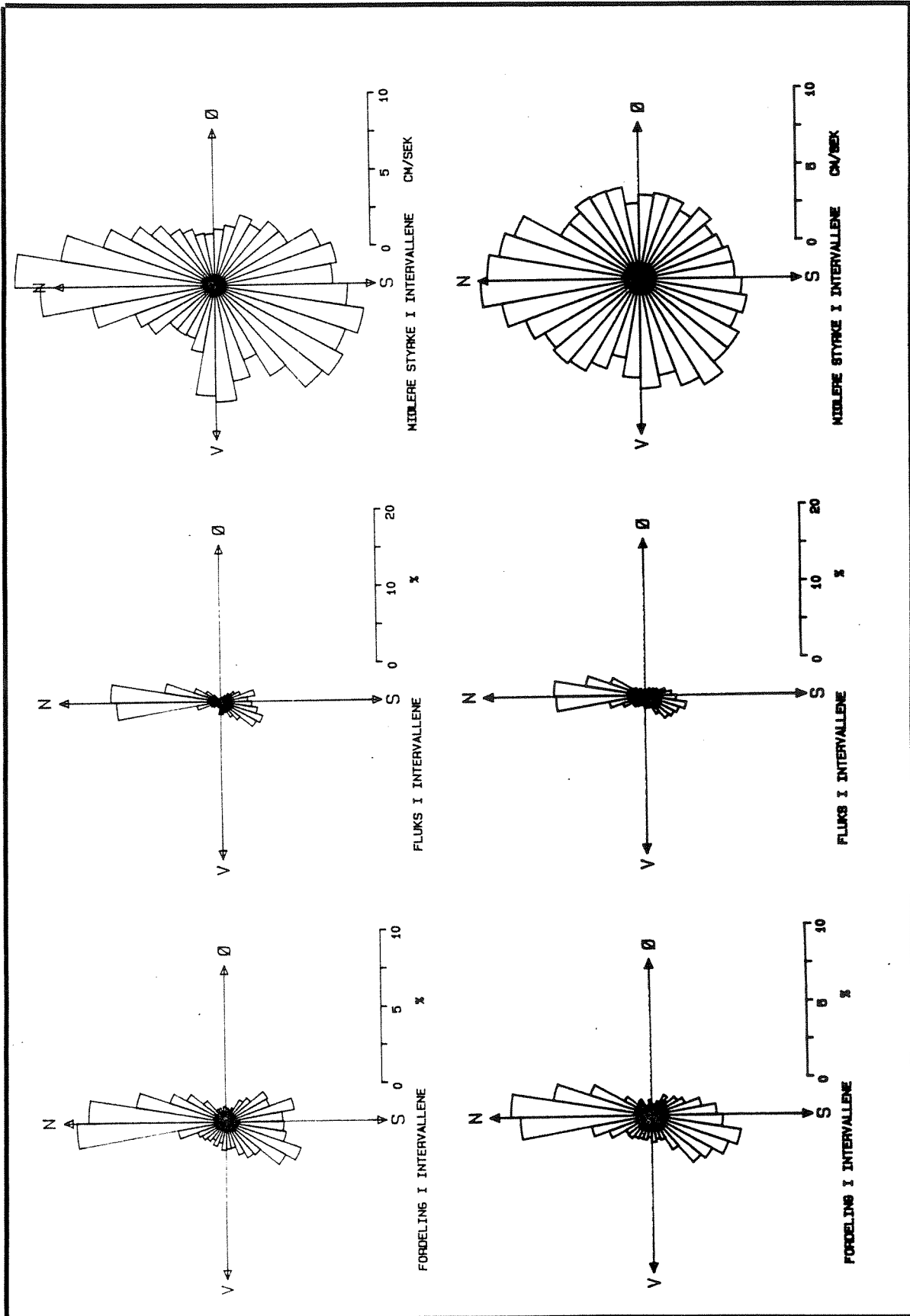


Figur A6.

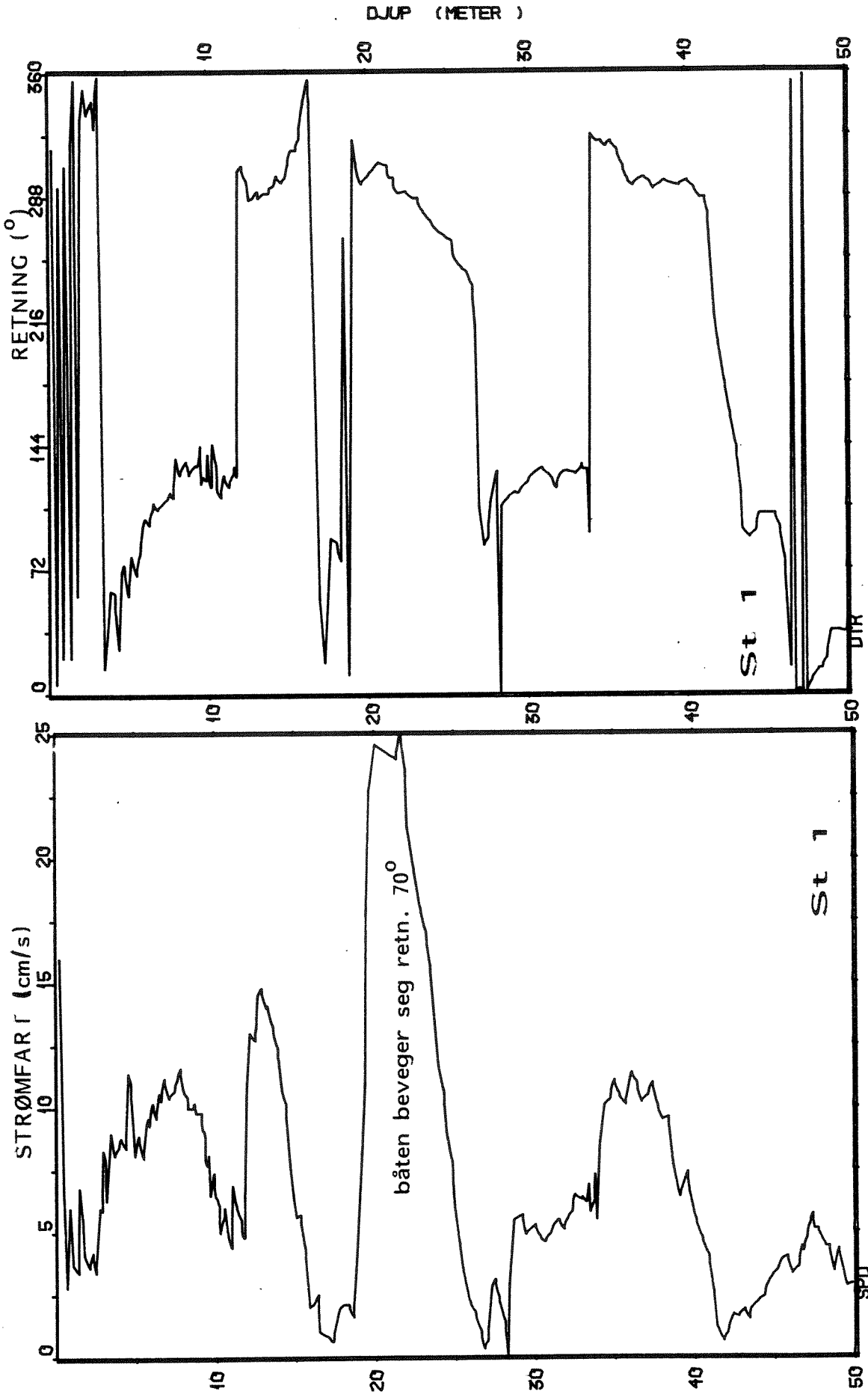
Målt strømhastighet og strømretning på terskelen til Tresfjord, 18 m dyp i perioden 11/6 til 28/6 1991.



Figur A7. Progressiv vektor framstilling av strømmålingene på terskelen til Tresfjord i juni 1991 (3 og 18 m dyp).



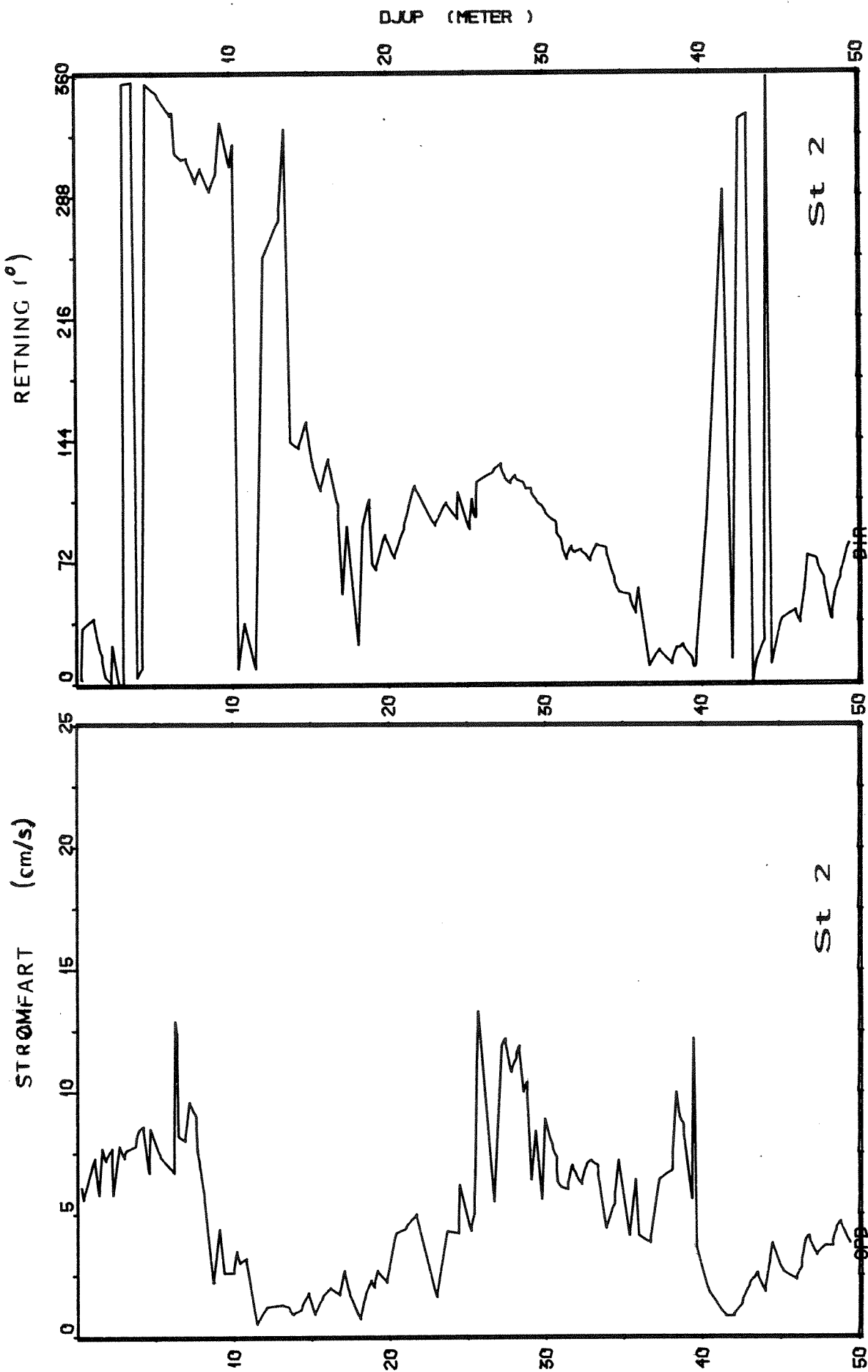
Figur A8. Statistisk retningsfordeling for strømmålingene på terskelen til Tresfjord i juni 1991.



VERTIKAL PROFIL: TRESFJORD 19/4 91 UCM
 STNR 405 ; POS:62.500°N 6.000°E ; DATO:91. 4.19 : 12.20

VERTIKAL PROFIL: TRESFJORD 19/4 91 UCM
 STNR 405 ; POS:62.500°N 6.000°E ; DATO:91. 4.19 : 12.20

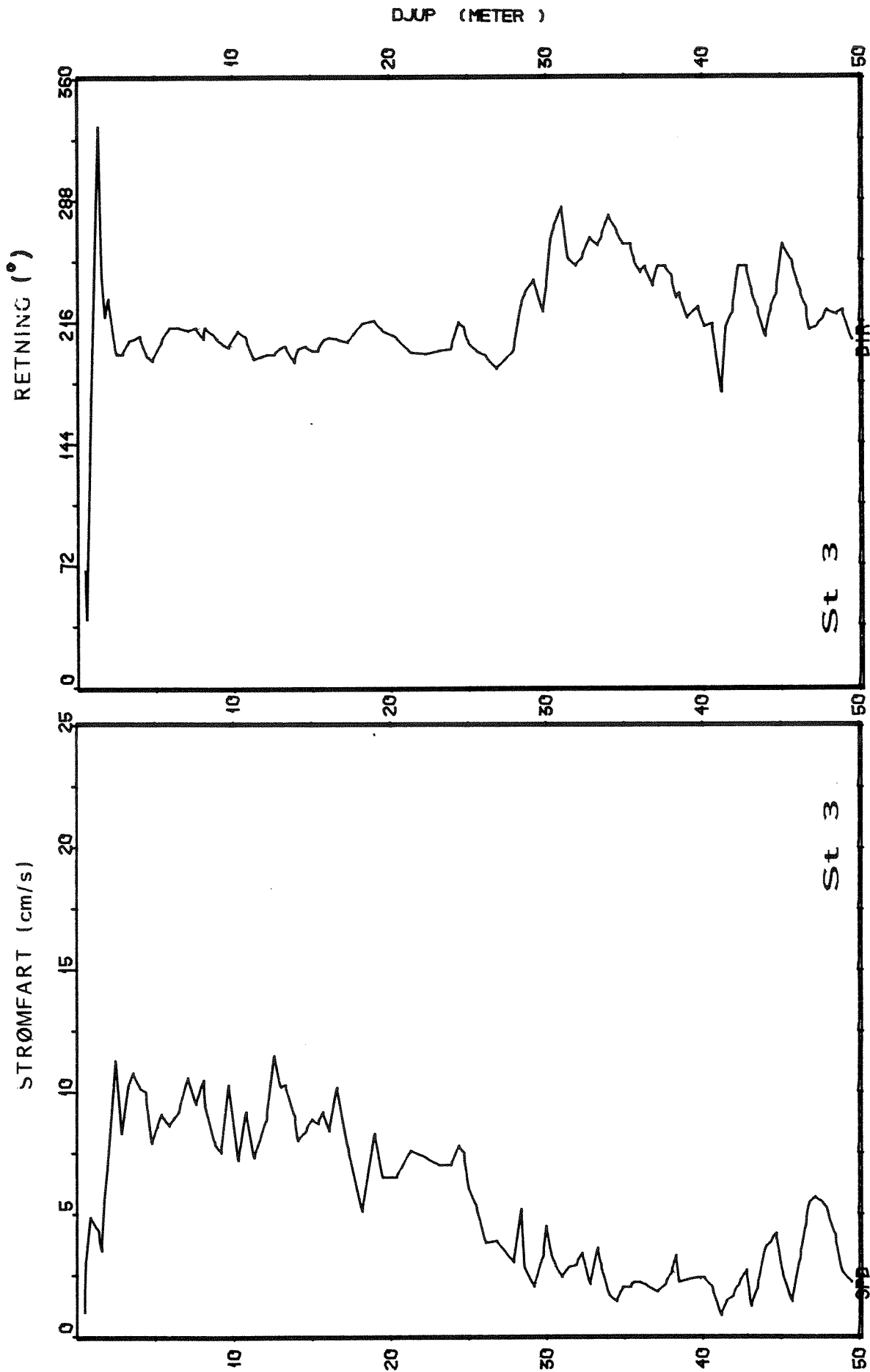
Figur A9. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 1 den 19/4 1991 kl 1220.



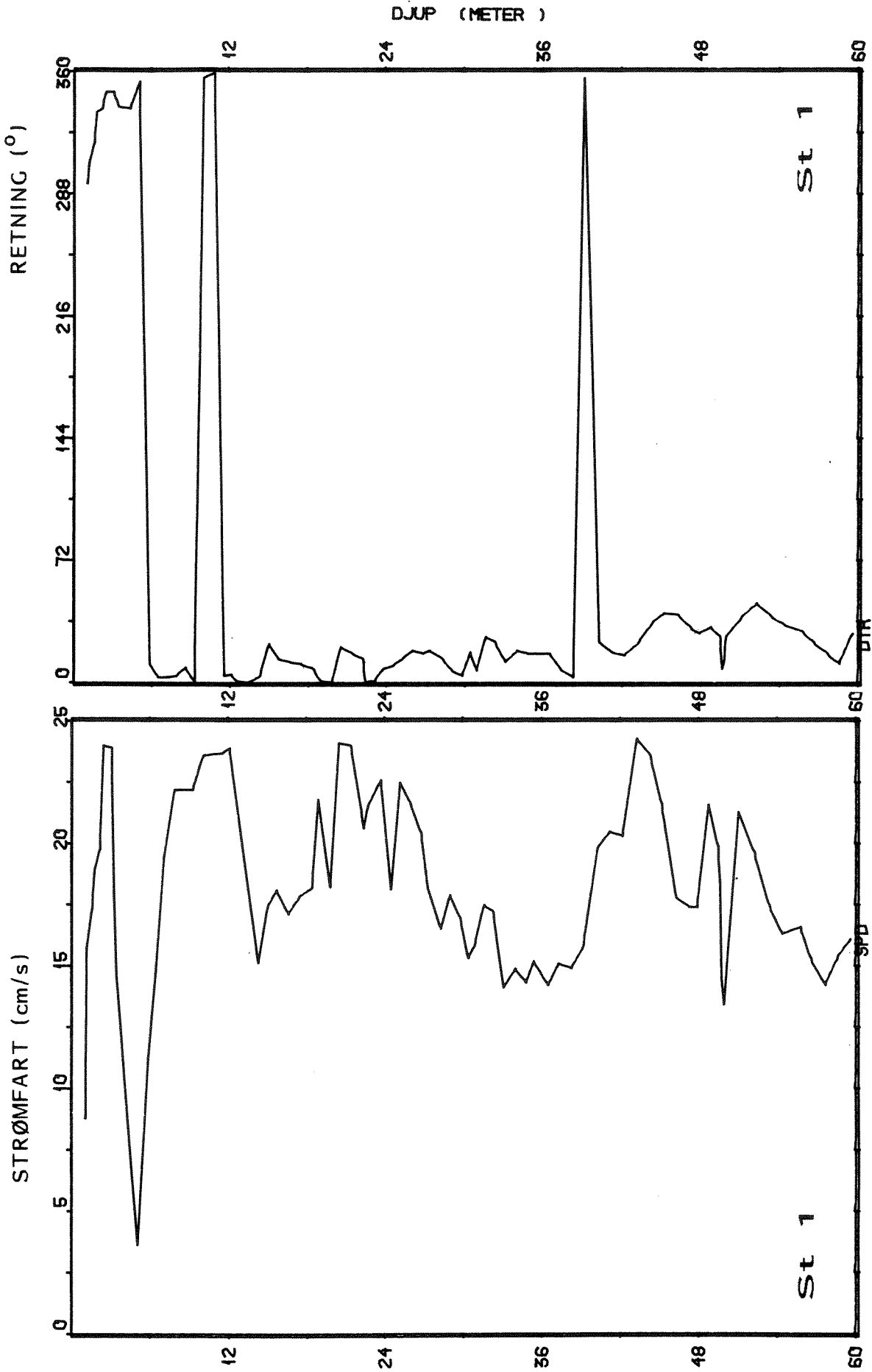
VERTIKAL PROFIL: TRESFJORD 19/4 91 UCM
 STNR 402 ; POS:62.500°N 6.000°E ; DATO:91. 4.19 : 11.50

VERTIKAL PROFIL: TRESFJORD 19/4 91 UCM
 STNR 402 ; POS:62.500°N 6.000°E ; DATO:91. 4.19 : 11.50

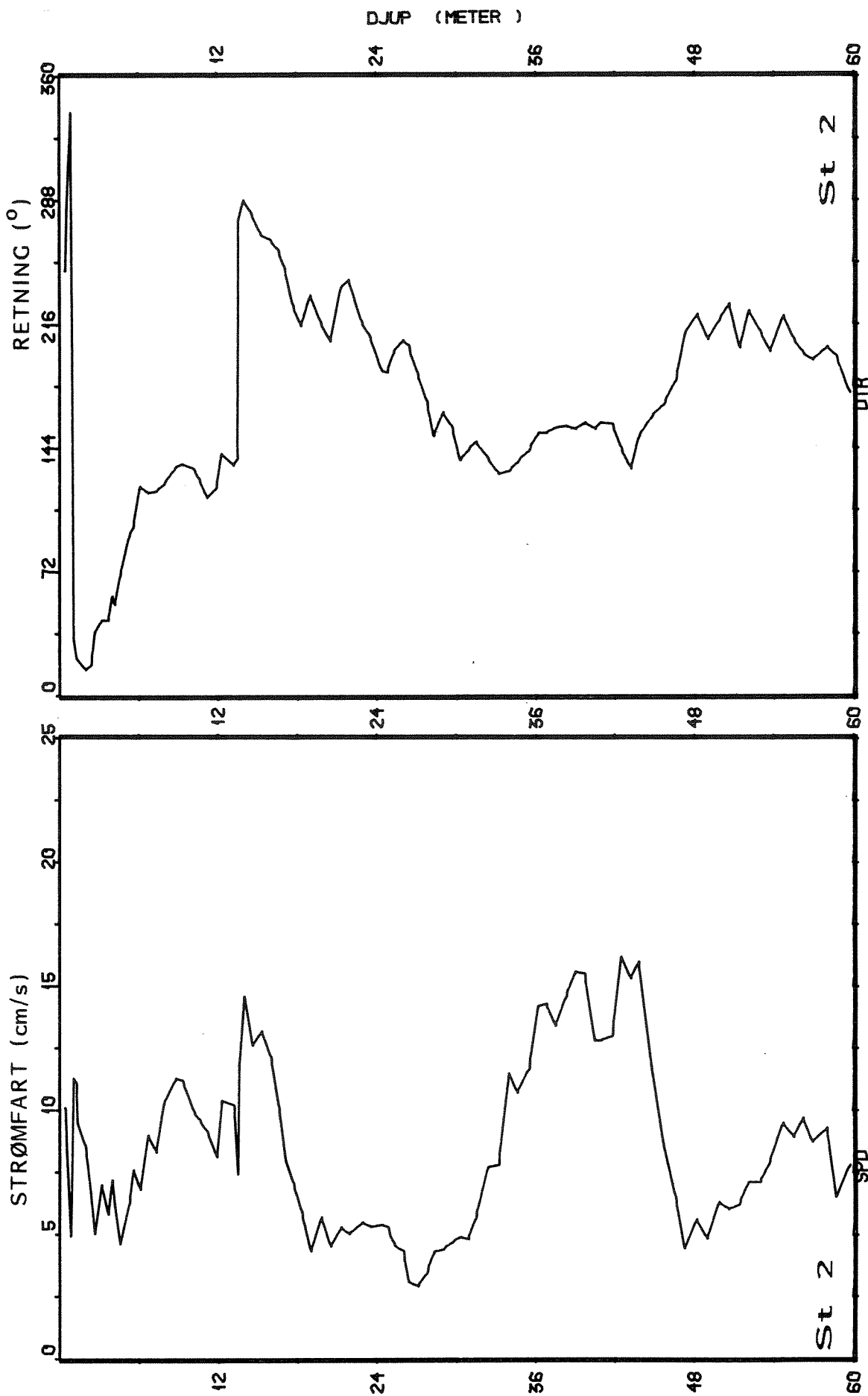
Figur A10. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 2 den 19/4 1991 kl 1130.



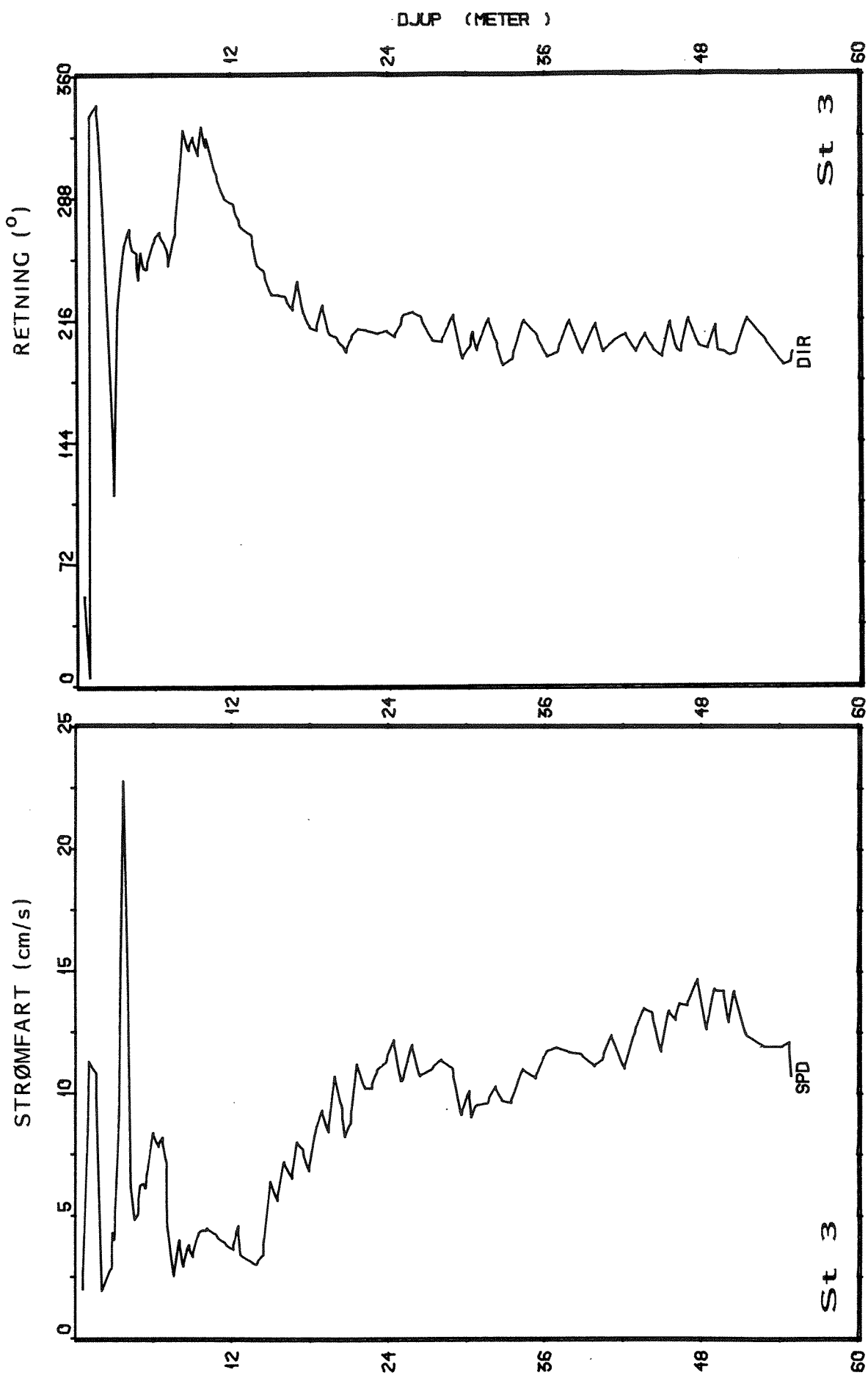
Figur A11. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 3 den 19/4 1991 kl 1050.



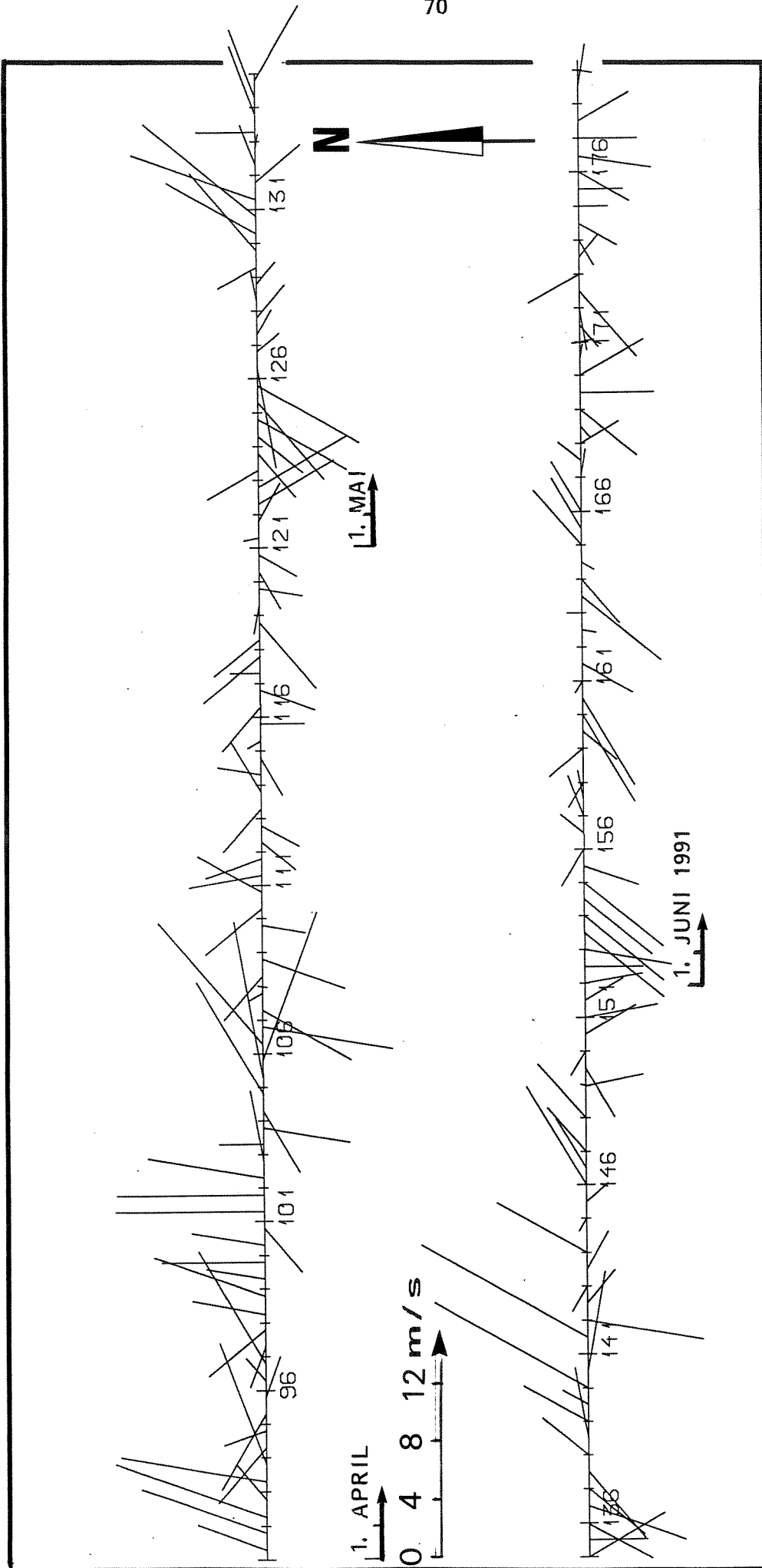
Figur A12. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 1 den 11/6 1991 kl 1330.



Figur A13. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 2 den 11/6 1991 kl 1220.



Figur A14. Vertikalprofil av målt strømstyrke (SPD) og strømretning (DIR) på stasjon 3 den 11/6 1991 kl 1120.



Figur A15. Vindobservasjoner fra Vigra kl 07 og kl 19 hver dag i perioden 1. april til 30. juni 1991. Vinden blåste i pilenes retning.

VEDLEGG 2. Bløtbunnsfauna.

- Tallbehandling
- Artslister

VEDLEGG : Tallbehandling bløtbunnsfauna

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:

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

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).

Tresfjord 22.5.1990	1A	2	2B	2C	3	4
ANTHOZOA						
Anthozoa indet	-	2	-	-	1	5
PLATYHELMINTHES						
Platyhelminthes indet	-	-	-	-	-	2
NEMERTINEA						
Nemertinea indet	5	10	3	-	3	6
POLYCHAETA						
Amythasides macroglossus Eliason 1955	151	-	-	-	-	-
Aora gracilis	-	-	-	5	-	-
Aphrodita aculeata Linne 1758	-	-	-	-	-	3
Aricidea cf. catherinae Laubier 1967	5	-	-	-	1	-
Brada villosa (Rathke 1843)	-	-	-	-	1	10
Capitella capitata (Fabricius 1780)	-	-	-	-	-	1
Caulleriella sp	14	8	-	-	2	-
Ceratocephale loveni Malmgren 1867	2	-	-	-	-	4
Chaetozone setosa Malmgren 1867	3	8	8	3	8	5
Chone sp	2	-	-	-	1	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	9	26	6	5	45	116
Ditrupa arietina (O.F.Mueller 1776)	1	-	-	-	-	-
Drilonereis filum (Claparede 1868)	2	-	-	-	-	-
Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)	52	-	-	-	2	-
Eteone sp	-	1	-	1	1	-
Euchone sp	7	-	-	-	-	-
Euclymene sp	11	2	1	-	9	2
Eumida sp	-	-	-	-	1	-
Exogone cf. verugera (Claparede 1868)	8	-	-	-	-	-
Exogone sp	-	-	-	4	-	-
Exogone verugera (Claparede 1868)	-	2	-	-	-	-
Flabelligeridae indet	-	-	1	1	-	-
Gattyana cirrosa (Pallas 1766)	-	-	-	3	-	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	1	3	-	4	3	4
Glycera capitata Oersted 1843	6	-	-	-	-	2
Glycera cf. alba (O.F.Mueller 1776)	-	-	1	-	-	-
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards 183	1	-	-	-	-	1
Glycinde nordmanni (Malmgren 1865)	-	-	-	1	-	-
Goniada maculata Oersted 1843	1	2	-	1	3	2
Gyptis rosea (Malm 1874)	1	-	-	-	-	-
Harmothoe sarsi (Kinberg 1865)	1	-	-	-	-	-
Harmothoe sp	-	-	-	-	1	-
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	191	6	1	53	79
Jasmineira sp	-	-	1	4	-	1
Lanassa venusta (Malm 1874)	1	-	-	-	-	-
Laonice cirrata (M.Sars 1851)	1	-	2	-	-	-
Leanira tetragona (Oersted 1844)	2	-	-	-	-	-
Lumbrineris cf. scopa Fauchald 1974	-	-	-	-	3	-
Lumbrineris scopa Fauchald 1974	4	1	-	-	1	-
Lysippides fragilis (Wollebaek 1912)	1	-	-	-	-	-
Maldane sarsi Malmgren 1865	-	-	4	-	1	2
Maldanidae indet	-	-	-	-	1	-

Tresfjord 22.5.1990	1A	2	2B	2C	3	4
Mediomastus fragilis Rasmussen 1973	-	-	-	4	-	-
Mugga wahrbergi Eliason 1955	1	-	-	-	-	-
Myriochele oculata Zaks 1922	46	-	46	1	4	1
Mystides southerni Banse 1954	-	-	4	-	-	-
Nephtys cf. paradoxa Malm 1874	1	3	-	-	1	-
Nephtys incisa Malmgren 1865	1	-	-	-	1	-
Nephtys paradoxa Malm 1874	-	-	-	-	-	1
Nereimyra punctata (O.F.Mueller 1788)	-	2	-	-	4	-
Notomastus latericeus Sars 1851	9	-	-	-	-	-
Octobranthus floriceps Kingston & Mackie 1	2	-	-	-	-	-
Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)	1	4	-	-	3	3
Owenia fusiformis Delle Chiaje 1841	-	-	9	-	-	-
Panthalis oerstedii Kinberg 1855	-	1	-	-	-	-
Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	-	111	-	-	82	84
Paraonis gracilis (Tauber 1879)	31	-	-	-	-	-
Paraonis lyra (Southern 1914)	3	-	-	-	-	-
Pectinaria auricoma (O.F.Mueller 1776)	2	3	4	5	17	24
Pectinaria koreni Malmgren 1865	1	-	-	-	1	2
Pholoe minuta (Fabricius 1780)	2	4	6	3	9	12
Phyllodoce sp	4	-	-	-	-	-
Polydora cf. ciliata (Johnston 1838)	9	-	-	-	-	-
Polyphysia crassa (Oersted 1843)	-	27	-	-	2	9
Praxillura longissima Arwidsson 1906	-	-	-	-	1	-
Prionospio cf. malmgreni Claparede 1868	-	-	-	1	-	-
Prionospio cirrifera Wiren 1883	81	2	47	5	4	7
Prionospio malmgreni Claparede 1868	-	-	-	16	-	-
Prionospio ockelmanni Pleijel 1985	-	-	-	7	-	-
Proclea graffii (Langerhans 1884)	-	-	1	-	-	-
Pseudopolydora antennata (Claparede 1868)	-	1	-	-	-	-
Sabellides octocirrata (M.Sars 1835)	-	-	1	-	-	-
Samytha sexcirrata M.Sars 1856	1	-	-	-	-	-
Scalibregma inflatum Rathke 1843	-	6	-	-	7	2
Scoletepis sp	-	2	-	-	-	8
Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	1	-	-
Sosane sulcata Malmgren 1865	1	-	-	-	-	-
Sphaerodorum flavum Oersted 1843	-	-	1	-	-	1
Spio filicornis (O.F.Mueller 1766)	-	-	1	3	-	-
Spiophanes kroeyeri Grube 1860	8	1	1	-	13	3
Streblosoma bairdi (Malmgren 1865)	-	1	-	-	-	-
Streblosoma intestinalis M.Sars 1872	-	-	-	-	3	-
Terebellides stroemi M.Sars 1835	12	3	-	-	12	1
Tharyx sp	8	-	-	-	-	-
Trichobranthus roseus (Malm 1874)	-	1	-	-	-	-
Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	-	3	-	-	3	-
PROSOBRANCHIA						
Eulima stenostoma Jeffreys	-	1	-	-	-	1
Natica alderi Forbes	-	-	1	-	-	-
Natica montagui Forbes	-	1	-	-	-	-
Velutina velutina (Mueller)	-	-	-	1	-	-

Tresfjord 22.5.1990	1A	2	2B	2C	3	4
OPISTHOBANCHIA						
Cylichna cylindracea (Pennant 1777)	-	-	1	-	-	-
Philine cf. quadrata (S.Wood)	-	-	-	-	1	-
Philine scabra (O.F.Mueller 1776)	-	-	-	-	1	5
CAUDOFOVEATA						
Caudofoveata indet	6	1	-	-	11	9
BIVALVIA						
Abra alba (W.Wood 1802)	-	-	-	1	-	-
Abra nitida (Mueller 1789)	2	3	-	-	-	2
Anomiidae indet	-	-	-	1	1	-
Bivalvia indet a	-	-	-	1	-	-
Bivalvia indet b	-	-	-	1	-	-
Bivalvia indet c	-	-	-	1	-	-
Corbula gibba (Olivi 1792)	-	-	-	1	-	-
Hiatella arctica (Linne 1767)	-	-	1	1	-	-
Lima sulcata (Brown 1827)	1	-	-	-	-	-
Macoma calcarea (Gmelin 1790)	-	-	-	-	1	-
Montacuta ferruginosa (Montagu 1803)	-	-	-	-	-	1
Montacuta tenella Loven	-	2	-	-	-	-
Mysella bidentata (Montagu 1803)	1	-	-	1	1	2
Nuculoma tenuis (Montagu)	2	1	6	1	5	1
Parvicardium minimum (Philippi 1836)	-	-	2	-	5	18
Thyasira cf. equalis (Verrill & Bush)	24	55	-	-	74	33
Thyasira cf. flexuosa (Montagu 1803)	-	-	2	-	1	-
Thyasira croulinensis (Jeffreys)	71	-	3	-	1	-
Thyasira ferruginea (Forbes)	47	-	2	-	-	-
Thyasira sarsi (Philippi 1845)	-	-	-	-	-	1
Thyasira sp	-	-	-	2	-	-
Yoldiella lucida (Loven 1846)	3	-	-	-	-	-
PYCNOGONIDA						
Pycnogonida indet	-	-	1	-	-	-
OSTRACODA						
Asterope mariae (Baird)	-	-	-	-	-	2
Cypridina norvegica Baird	-	1	-	-	-	-
Philomedes globosus Lilljeborg	-	-	-	-	3	-
CUMACEA						
Diastylidae indet	-	-	-	-	27	128
Diastylis cornuta Boeck	1	2	3	-	1	-
Diastylodes serrata (Sars 1865)	3	1	-	-	-	-
Eudorella emarginata Kroeyer	1	70	1	-	28	51
Hemilamprops uniplicata G.O.Sars	-	-	1	-	-	-
Leucon nasica (Kroeyer)	-	19	-	-	10	16
Pseudocuma cercaria (v.Beneden)	-	-	-	1	-	-
TANAIDACEA						
Tanaidacea indet	-	-	-	-	5	-

Tresfjord 22.5.1990	1A	2	2B	2C	3	4
ISOPODA						
<i>Apseudes spinosus</i> (M.Sars)	-	6	-	-	-	-
<i>Gnathia maxillaris</i> (M-Edw)	1	-	2	-	1	-
AMPHIPODA						
<i>Acidostoma obesum</i> (Bate) (sensu Sars)	-	-	1	-	1	-
<i>Ampelisca gibba</i> Sars	-	-	3	-	2	2
<i>Ampelisca</i> sp	2	-	-	-	-	-
<i>Ampelisca tenuicornis</i> Lilljeborg	-	-	3	-	-	-
<i>Ampelisca typica</i> (Bate)	-	-	-	3	-	-
<i>Arrhis phyllonx</i> (M.Sars)	-	1	-	-	1	-
<i>Bathymedon longimanus</i> (Boeck)	2	-	-	-	-	-
<i>Byblis gaimardi</i> (Kroeyer)	-	2	-	-	1	-
<i>Centromedon pumilus</i> (Lilljeborg)	-	1	-	-	-	-
<i>Cheirocratus</i> sp	-	-	-	-	-	2
<i>Dexamine thea</i> Boeck	-	-	-	2	-	-
<i>Eriopisa elongata</i> Bruzelius	5	-	-	-	8	6
<i>Haploops tubicola</i> Liljeborg	1	-	-	-	-	-
<i>Harpinia</i> sp	1	4	5	-	15	30
<i>Hippomedon denticulatus</i> (Bate)	1	-	-	-	-	-
<i>Nicippe tumida</i> Bruzelius	2	-	-	-	-	-
<i>Perioculodes longimanus</i> (Bate & Westwood)	-	-	-	1	-	1
<i>Phtisica marina</i> Slabber	1	-	-	-	-	-
<i>Podoceropsis sophiae</i> Boeck	-	2	-	-	7	-
<i>Protomedeia fasciata</i> Kroeyer	-	-	-	-	-	2
<i>Synchelidium haplocheles</i> (Grube)	-	-	-	-	1	-
<i>Tryphosites longipes</i> (Bate & Westwood 1861)	1	-	1	-	-	-
<i>Westwoodilla caecula</i> (Sp.Bate)	1	-	-	1	2	2
DECAPODA						
<i>Macropipus depurator</i> (Linne 1758)	-	-	-	-	1	-
<i>Pandalus borealis</i> Kroeyer	-	-	-	1	-	-
SIPUNCULIDA						
<i>Golfingia</i> sp	-	-	-	-	-	3
<i>Onchnesoma steenstrupi</i> Koren & Danielssen	6	-	-	-	-	-
ASTEROIDEA						
<i>Asterias rubens</i> L.	-	-	-	1	-	-
OPHIUROIDEA						
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes	2	12	2	-	5	3
<i>Amphiura filiformis</i> (O.F.Mueller)	-	63	3	-	44	54
<i>Ophiura</i> sp	1	1	-	3	-	1
<i>Ophiuroidea</i> indet	-	-	-	1	-	-
ECHINOIDEA						
<i>Brisaster fragilis</i> (Dueben & koren)	-	1	-	-	-	-
<i>Regularia</i> indet	-	-	-	-	1	-

Tresfjord 22.5.1990	1A	2	2B	2C	3	4
HOLOTHUROIDEA						
Cucumaria elongata Dueben & Koren	-	-	1	-	-	-
Leptosynapta sp	3	-	9	-	-	1
ASCIDIACEA						
Ascidiacea indet	-	-	-	5	1	-

VEDLEGG 3. Oksygenverdier

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT	
2 * 90 * 5 * 22	50.	7.10	34.25	6.41	6.78	.37	94.6	ST 2	
2 * 90 * 5 * 22	60.	7.10	34.25	6.34	6.78	.44	93.5	ST 2	
2 * 90 * 5 * 22	70.	7.10	34.25	6.83	6.78	-.05	100.8	ST 2	
3 * 90 * 5 * 22	40.	7.00	34.05	6.48	6.80	.32	95.3	ST 3	
3 * 90 * 5 * 22	50.	7.10	34.05	6.41	6.79	.38	94.4	ST 3	
5 * 90 * 6 * 22	50.	7.20	34.85	4.08	6.74	2.65	60.6	ST 1	
6 * 90 * 6 * 22	50.	7.40	34.75	3.73	6.71	2.98	55.6	ST 2	
6 * 90 * 6 * 22	60.	7.40	34.75	4.30	6.71	2.41	64.0	ST 2	
6 * 90 * 6 * 22	70.	7.40	34.75	4.58	6.71	2.13	68.2	ST 2	
7 * 90 * 6 * 22	40.	7.40	34.65	3.59	6.71	3.12	53.5	ST 3	
7 * 90 * 6 * 22	50.	7.40	34.65	4.23	6.71	2.49	62.9	ST 3	
8 * 90 * 8 * 14	110.	8.18	34.30	4.08	6.61	2.52	61.8	St 1	
9 * 90 * 8 * 14	50.	7.78	34.10	4.23	6.68	2.45	63.3	St 2	
9 * 90 * 8 * 14	70.	7.58	34.20	2.82	6.70	3.89	42.0	St 2	
10 * 90 * 8 * 14	40.	7.98	34.10	3.24	6.65	3.41	48.7	St 3	
10 * 90 * 8 * 14	50.	7.68	34.10	3.17	6.69	3.52	47.3	St 3	
11 * 90 * 9 * 11	110.	8.18	33.50	3.73	6.64	2.91	56.2	St 1	
12 * 90 * 9 * 11	50.	7.78	34.20	2.89	6.67	3.79	43.3	St 2	
12 * 90 * 9 * 11	60.	7.68	34.30	2.32	6.68	4.36	34.8	St 2	
12 * 90 * 9 * 11	70.	7.68	34.30	1.83	6.68	4.85	27.4	St 2	
13 * 90 * 9 * 11	40.	8.78	33.80	2.82	6.54	3.72	43.1	St 3	
13 * 90 * 9 * 11	50.	7.68	34.30	2.46	6.68	4.22	36.9	St 3	
14 * 90 * 10 * 28	110.	8.18	34.00	4.65	6.62	1.97	70.2	St 1	
15 * 90 * 10 * 28	50.	8.08	34.20	3.31	6.63	3.32	49.9	St 2	
15 * 90 * 10 * 28	60.	7.78	34.30	3.03	6.67	3.64	45.4	St 2	
16 * 90 * 10 * 28	40.	10.98	33.10	4.79	6.26	1.47	76.5	St 3	
16 * 90 * 10 * 28	50.	8.18	34.20	5.63	6.61	.98	85.2	St 3	
17 * 90 * 12 * 11	110.	8.18	34.30	4.44	6.61	2.17	67.1	St 1	
18 * 90 * 12 * 11	50.	8.88	34.00	2.46	6.52	4.05	37.8	St 2	
18 * 90 * 12 * 11	60.	7.98	34.30	1.62	6.64	5.02	24.4	St 2	
18 * 90 * 12 * 11	70.	7.98	34.30	1.41	6.64	5.23	21.2	St 2	
19 * 90 * 12 * 11	40.	9.88	33.40	3.31	6.40	3.09	51.7	St 3	
19 * 90 * 12 * 11	50.	9.78	33.60	2.54	6.40	3.87	39.6	St 3	
20 * 91 * 1 * 8	110.	8.08	33.40	3.17	6.66	3.49	47.6	St 1	
21 * 91 * 1 * 8	50.	8.68	33.70	3.10	6.56	3.46	47.2	St 2	
21 * 91 * 1 * 8	60.	8.68	33.90	1.55	6.55	5.00	23.6	St 2	
21 * 91 * 1 * 8	70.	8.68	33.90	1.27	6.55	5.28	19.3	St 2	
22 * 91 * 1 * 8	40.	8.78	33.60	3.38	6.55	3.17	51.6	St 3	
22 * 91 * 1 * 8	50.	8.68	33.80	3.17	6.56	3.39	48.3	St 3	
23 * 91 * 2 * 12	110.	8.18	34.20	4.23	6.61	2.39	63.9	St 1	
24 * 91 * 2 * 12	50.	7.68	33.70	4.01	6.71	2.70	59.8	St 2	
24 * 91 * 2 * 12	60.	7.78	33.80	3.80	6.69	2.89	56.8	St 2	
24 * 91 * 2 * 12	70.	7.78	33.80	3.73	6.69	2.96	55.8	St 2	
25 * 91 * 2 * 12	40.	7.88	33.80	3.66	6.68	3.01	54.9	St 3	
25 * 91 * 2 * 12	50.	7.78	33.80	4.65	6.69	2.04	69.5	St 3	
27 * 91 * 3 * 11	50.	7.18	33.80	4.72	6.78	2.07	69.5	St 2	
27 * 91 * 3 * 11	70.	7.28	33.80	5.21	6.77	1.56	77.0	St 2	
28 * 91 * 3 * 11	40.	7.08	33.70	5.07	6.80	1.73	74.5	St 3	
28 * 91 * 3 * 11	50.	7.18	33.80	5.28	6.78	1.50	77.9	St 3	
29 * 91 * 4 * 19	110.	8.18	33.90	5.56	6.63	1.06	84.0	St 1	
30 * 91 * 4 * 19	50.	6.58	33.40	6.13	6.90	.77	88.8	St 2	
30 * 91 * 4 * 19	60.	6.88	33.60	5.21	6.84	1.63	76.2	St 2	
30 * 91 * 4 * 19	70.	6.88	33.60	5.14	6.84	1.70	75.1	St 2	
31 * 91 * 4 * 19	40.	6.38	33.10	5.92	6.94	1.03	85.2	St 3	
31 * 91 * 4 * 19	50.	6.98	33.70	4.79	6.82	2.03	70.2	St 3	
32 * 90 * 6 * 11	110.	8.00	34.50	5.85	6.63	.78	88.2	ST 1	
33 * 91 * 6 * 11	50.	7.76	34.09	5.21	6.68	1.47	78.0	ST 2	
33 * 91 * 6 * 11	60.	7.75	34.15	5.28	6.68	1.40	79.1	ST 2	
33 * 91 * 6 * 11	70.	7.70	34.19	5.42	6.69	1.26	81.1	ST 2	
34 * 91 * 6 * 11	40.	7.68	33.96	5.21	6.70	1.49	77.8	ST 3	
34 * 91 * 6 * 11	50.	7.74	34.02	5.28	6.69	1.41	79.0	ST 3	

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1966-8