


O-92220

Anlegging av ny veitrasé ved Trengereid

Mulige effekter på
matfiskanlegg
og
forslag til tiltak

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undemr.:
O-92220	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2907	

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: ANLEGGING AV NY VEITRASÉ VED TRENGEREID. MULIGE EFFEKTER PÅ MATFISKANLEGG OG FORSLAG TIL TILTAK	Dato:	Trykket:
	9.05.93	NIVA 1993
Forfatter(e): Anders Hobæk Lars G. Golmen	Faggruppe:	
	Vassdrag	
	Geografisk område:	
	Hordaland	
	Antall sider:	Opplag:
	34	50

Oppdragsgiver: Statens vegvesen Hordaland, Vegkontoret	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Planlagt arbeid med ny veitrasé, tunnel og veikryss ved Trengereid kan føre til problemer med partikkelforurensning ved matfiskanlegget til Trengereidfisk A/S. Mulige virkninger av partikkelholdig vann beskrives, og ulike tiltak for å redusere utslipp drøftes. Vaskevann fra tunneldrivingen foreslås ført ut på dypt vann i fjorden, der beregninger viser at det kan slippes uten fare for at det når fram til oppdrettsanlegget. Avrenning fra fyllmasser i anleggsområdet foreslås fanget opp i dreneringsgrøfter med sand som filtermasse. Forsiktighet ved gjennomføring av anleggsarbeidet vil være nødvendig, spesielt ved at man tar forholdsregler ved sterk nedbør når risikoen for stor utvasking er størst.

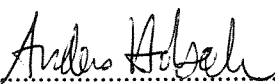
4 emneord, norske

1. Anleggsarbeid
2. Partikler
3. Vannkvalitet
4. Fiskeoppdrett

4 emneord, engelske

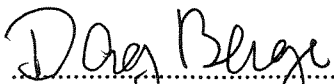
- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder



Anders Hobæk

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN82-577-2331-2

KONKLUSJON

Basert på foreliggende data over hydrografi i Sørfjorden, og forventede produksjon av tunnelvann, vil det være et betryggende tiltak å føre tunnelvann fra anleggsarbeidet ut på dypt vann uten stor risiko for partikkelforurensning av matfiskanlegget. Utslippet bør plasseres på 150 m dyp eller mer, og bør ligge utenfor ytterkanten av oppdrettsanlegget fordi strømhastighetene i dypvannet er lave og vesentlig går på tvers av anlegget. Ved en slik plassering vil partikkelholdig vann ikke nå fram til inntakspunkt for pumping av vann fra 50 meters dyp til merdene.

Partikkelavrenning fra veifyllinger og deponering av tunnelmasse bør søkes redusert ved å legge dreneringsgrøfter med sandfilter i fyllingenes nederkant. Disse vil trolig være tilstrekkelige til å hindre betydelig partikkelavrenning fra fyllingene når de først er på plass, men det knytter seg usikkerhet til risiko for partikkelholdig avrenning under anleggingen av fyllinger og anleggsarbeidet generelt. Det vil derfor være nødvendig med en hensynsfull gjennomføring av anleggsarbeidet, spesielt med tanke på nedbørforhold under anleggsarbeidet, for å unngå episoder med sterk utvasking.

1. INNLEDNING

I forbindelse med anlegging av ny vegtrasé på Rv 13 ved Trengereid, Bergen kommune ble NIVA's Vestlandsavdeling anmodet av Statens vegvesen Hordaland om å vurdere konsekvenser av anleggsdriften for oppdrettsanleggene Sørnes Smolt A/S og Trengereidfisk A/S i Trengereid, og foreslå tiltak for å redusere skadelige effekter.

I dette notatet behandles konsekvenser for matfiskanlegget til Trengereidfisk, som har et mærdanlegg i sjøen like nedenfor det aktuelle anleggsområdet. Konsekvenser for settefiskanlegget er tidligere behandlet i et eget notat (Hobæk, 1993).

2. PROBLEMSTILLING

Ovenfor Trengereid skal det anlegges et større veikryss med rundkjøring og fire tilførselsveier. En av disse er en ny trasé mot Voss, som vil gå gjennom en vel 1,6 km tunnel fra Trengereid. En skisse over området med planlagt veitrasé er gitt i Figur 1. Tunnelarbeidene vil medføre betydelige mengder partikler i form av bore- og sprengstøv i tunnelvaskevannet, som vil pumpes ut av tunnelen. Dersom dette slippes fritt i elvene, kan det medføre betydelig forringelse av vannkvalitet i begge oppdrettsanleggene. Flere tilfeller med akutt fiskedød er kjent i forbindelse med lignende veianlegg. Det er derfor grunn til å vurdere mulige tiltak for å hindre og/eller redusere mulig partikkelforurensning.

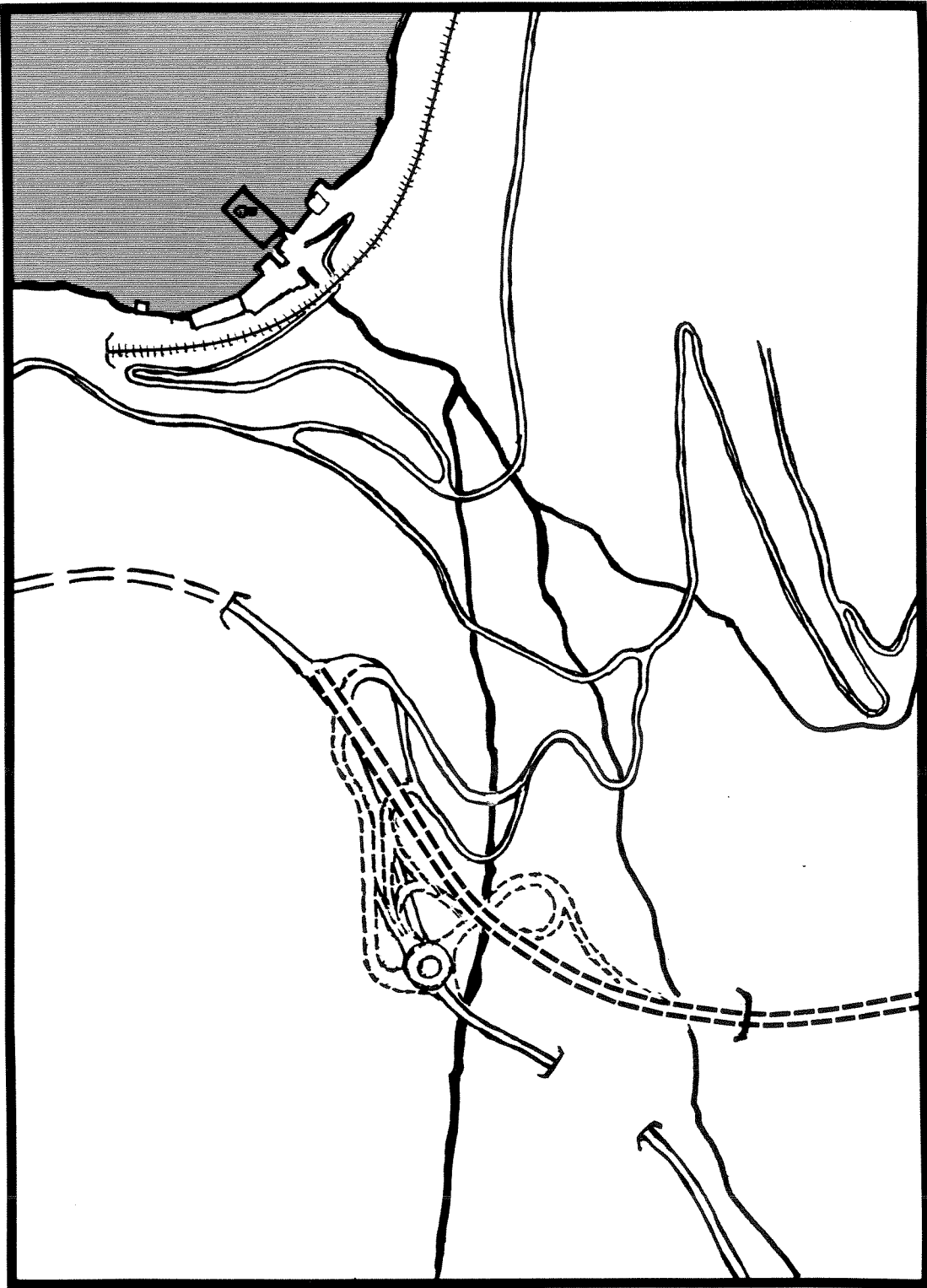
Det er også aktuelt å benytte masser fra tunnelen til fylling for veilegemene. Etter Vegvesenets planer dekker disse fyllingene bortimot 10 000 m². Ved nedbør vil disse fyllingene avgi partikler den første tiden. Avhengig av nedbørsforholdene vil denne perioden antagelig vare fra noen uker til mange måneder etter at fyllingene er lagt ut.

Plasseringen av oppdrettsanlegget er svært ugunstig i forhold til anleggsområdet (Fig. 1). Merdene i sjøen står like utenfor utløpet av elva. Det kompliserte veikrysset ligger i et bratt lende, og veiene krysser to av de tre elvene som løper sammen like ovenfor utløpet til sjø. Fjordsystemet preges av et brakkvannslag av varierende tykkelse som flyter oppå sjøvann med normal salinitet. Ferskvannet som renner ut med elva vil spre seg i brakkvannslaget. Lette partikler som elva fører med seg vil kunne holde seg lenge svevende i dette laget, og oppdrettsanlegget ligger da svært utsatt til.

Formålet med denne utredningen er å vurdere tiltak som kan hindre partikkelforurensning fra anleggsdriften i å nå fram til oppdrettsanlegget i sjøen. Et annet aspekt av eventuelle utslipp er at avrenningsvannet vil kunne inneholde relativt store mengder nitrogen fra sprengstoffet som brukes i tunneldrivingen. Dette vil bidra til næringsinnholdet i fjorden, og dermed sekundært til økt algevekst, men har neppe noen direkte effekt på fiskeanleggene. Siden utslippet vil vare relativt kort tid, og mengdene vil være små i forhold til den nitrogenmengde som allerede finnes i dypvannet, behandles dette aspektet ikke videre her.

3. MULIGE EFFEKTER PÅ FISK I ANLEGGET

Tunnelvannet vil inneholde store mengder små steinpartikler fra boring og sprenging. Slike partikler kan ha svært uheldige effekter for fisken i anleggene, ved at de kan forårsake irritasjon på gjelleoverflatene. Ved høye konsentrasjoner av partikler fører dette til slimutsondring og oppsvulming av gjellenes sekundærlameller, og misdannelser og sammenvoksing av lamellene kan forekomme ved lengre tids eksponering. Videre er de irriterte gjellene svært utsatt for sekundære infeksjoner. En del tilfeller av høy akutt dødelighet som følge av partikkelforurensning er oppsummert av Hessen (1992). Bløte bergarter synes å være mer problematiske enn harde, fordi sprengstøvet danner kantete og tildels nåleformete partikler, mens partikler fra gneiss eller granittbergarter får mer kubiske former.



Figur 1.1. Skisse av anleggsområdet ved Trengereid. Planlagte veier er stiplet, mens eksisterende veier er heltrukne. Matfiskanlegget ved elvas utløp er antydnet.

Det er vanskelig å fastsette noen kritisk grenseverdi for partikkelinnhold for fisken. Den europeiske innlandsfiskekommisjon (EIFAC) har foreslått følgende grenseverdier for effekter på ferskvannsfisk eksponert for suspenderte partikler (Alabaster & Lloyd 1982):

<25 mg/l:	Ingen skadelige effekter
25-80 mg/l:	Noe redusert avkastning
80-400 mg/l:	Betydelige reduksjoner i avkastning
>400 mg/l:	Meget dårlig fiske

Disse grenseverdiene angir effekter på avkastning, og er ikke direkte overførbare når det gjelder skadeeffekter. De er også generelle, og tar ikke hensyn til variasjon i partikkeltype. Dette synes imidlertid å være en like viktig parameter som konsentrasjonen av partikler. Generelt vil eroderte og avrundete partikler som breslam og leire være mindre skadelige enn nydannede og kantete partikler. Spisse eller fiberlignende partikler synes å være spesielt skadelige, og dette tilskrives deres evne til å penetrere gjellevevet. Det foreligger et tilfelle hvor dødelighet i et settefiskanlegg ble tilskrevet flisete og fiberlignende mineralpartikler i konsentrasjoner på noen få mg/l (referert i Hessen 1992), mens i andre tilfeller er det ikke funnet effekter av betydning (f. eks. Hessen 1993).

Den første delen av drivingen av Trengereidtunnelen går gjennom amfibolitt, grønnstein og glimmerskifer, og etter ca 300 m går man inn i grunnfjellsbergarter (gneiss og granitt). De førstnevnte bergartene er relativt bløte, og må ventes å gi opphav til ugunstige (skarpe) partikler. Også den siste delen av tunnelen (omtrent 600 m) går gjennom mykere bergarter. Man må derfor regne med at partikkelproblemet kan bli mest alvorlig i den første og den siste delen av tunneldrivingen, med mindre effektive tiltak settes i verk.

Som en rimelig målsetting for å unngå skadeeffekt på produksjon i oppdrettsanlegget, kan vi foreslå max. 1 mg/liter partikulært uorganisk stoff i matfiskanlegget. Denne verdien er svært lav sammenlignet med litteraturdata. Som beskrevet ovenfor, er imidlertid en slik grense vanskelig å fastsette. I oppdrettsanlegget kan partikkelbelastning ikke bare medføre dødelighet, men også mistriksel og redusert vekst på fisken. Det synes derfor rimelig å sette en lav grense, spesielt siden partiklene i dette tilfellet for en stor del må antas å være kantete og spisse. Det er imidlertid fullt mulig at partikkelmengder mange ganger større enn dette ikke har noen merkbar effekt på fisken.

Et kompliserende moment er at også naturlig forekommende partikler (f. eks. alger) kan gi tilsvarende problemer for fisken som mineralpartiklene. Flere tilfeller av fiskedød i forbindelse med algeoppblomstring er kjent fra oppdrettsanlegg i Sørfjorden. Dersom utslipp av mineralpartikler skjer samtidig med en slik oppblomstring, vil den samlede belastning kunne få skadeeffekter, selv om kildene hver for seg kan tolereres. Terskelverdien for skade som følge av uorganiske partikler vil derfor variere gjennom året. Dette taler også for å sette målsettingen for innhold av mineralpartiklene relativt lavt.

4. HYDROGRAFI OG STRØM I SØRFJORDEN VED TRENGEREID

I samband med vurderingene av mulige effekter av utslipp av slamholdig vann i fjorden, ble det gjennomført strømmålinger i mai 1993, for å kartlegge strømrretning ved matfiskanlegget og et eventuelt utslippspunkt.

På grunn av saksbehandlingen måtte strømmålingene gjennomføres raskt. Verken utslippsted eller utslippsdyp var endelig bestemt. Det framtidige utslippsvannet vil innlagres i et dybdesjikt, som avhenger bl. a. av faktisk utslippsdyp. Siden sannsynlig innlagringsdyp ikke var kjent, måtte en velge ut måledyp på ad-hoc basis. Valgte måledyp framgår av tabell. 4.1.

Tabell 4.1. Oversikt over NIVAs strømmålinger ved Trengereid i mai 1993.

Måleposisjon	Måledyp	Instrument	Måleperiode
Ytterspiss anlegg	3 m	Aand. 9480	6. - 15. mai 1993
30 m SV for anlegg	15 m	SD2000, S2	-----"-----
-----"-----	53 m	SD2000, S4	-----"-----
Ytterspiss anlegg	3 m	Aand. 9480	15. - 28. mai 1993
30 m SV for anlegg	53 m	SD2000, S6	-----"-----

Måleren i 3 m dyp hang fra en overflatebøye som var fastbundet i forankringstau til anlegget. Ca. 30 m SV for ytterspissen av anlegget ble de to dypeste målerne anbrakt. Disse hang fra en overflatebøye som var forankret i bunn, på ca. 100 m dyp.

4.1 Måleinstrumenter

Til målingene ble det benyttet selvregistrerende instrumenter av type Sensordata SD2000 og Aanderaa RCM. Disse måler med bruker-gitte tidsintervaller strømrretning og strømfart. Måleintervallet var 10 minutter for Aanderaa-måleren, og 16/20 minutter for SD2000 målerne.

Retning måles ved hjelp av et ror påhengt selve måleren. Strømfart måles vha. omdreininger til en savonius-rotor. I tillegg til de to strøm-parametrene logges også sjøens temperatur. Aanderaa-måleren målte også sjøens salinitet (egentlig omregnet fra målt konduktivitet). Sistnevnte vil være en viktig parameter for laksens trivsel (store og raske variasjoner er ugunstig).

4.2 Resultater

Målerresultatene er framstilt grafisk i figurer som samlet er lagt bak i rapporten, i appendiks.

4.2.1. 3 meters dyp (Appendix figurer A1 - A5)

Det ble målt i perioden 6. - 28. mai. Målingene inkluderer både salinitet og temperatur. Temperaturen varierte mellom 7 og 11.5 grader. Saliniteten synte store og hurtige variasjoner; fra under 4 ppt til over 25 ppt. Variasjonene skyldes nok i størst grad et varierende sprangsjiktsdyp. Strømstyrke varierte mellom null og 42 cm/s. Middelerdien for strømstyrke var ca 3 cm/s. Strømrretningen vekslet mellom NØ og SV-V, med tilnærmet lik fordeling av observasjoner i disse sektorene.

Episoden med ekstra høy strømstyrke (42 cm/s) var assosiert med lavere temperatur og salinitet enn normalt. Sannsynligvis var dette et utbrudd av brakkvann pga stor vannføring i elvene.

Målingene i 3 m dyp representerer deler av gjennomstrømmingen i merdene, og indikerer lokalitetens mengdekapasitet for oppdrett. Første måleserie (6/5-15/5) er analysert med hensyn på frekvens av perioder med svak strøm ("svakstrømsanalyse"). Resultatene er framstilt i Figur 4.1 Framstillingen viser antall perioder i måleserien med gitt varighet der strømmen vedvarende var under gitt styrke. Perioder inntil 4 timers varighet er talt opp og framstilt i sin respektive bås. Alle lengre perioder er summert sammen med 4-timers periodene. Det var få lange perioder med svak strøm, men mange korte perioder (<30 min), hvor strømmen ikke overskred 2 cm/s. I forhold til generelle krav til gjennomstrømming, synes lokaliteten middels godt egnet. Målinger i senter av anlegget (nærmere land) ville sannsynligvis ha avslørt svakere strøm enn ved ytterspissen av anlegget.

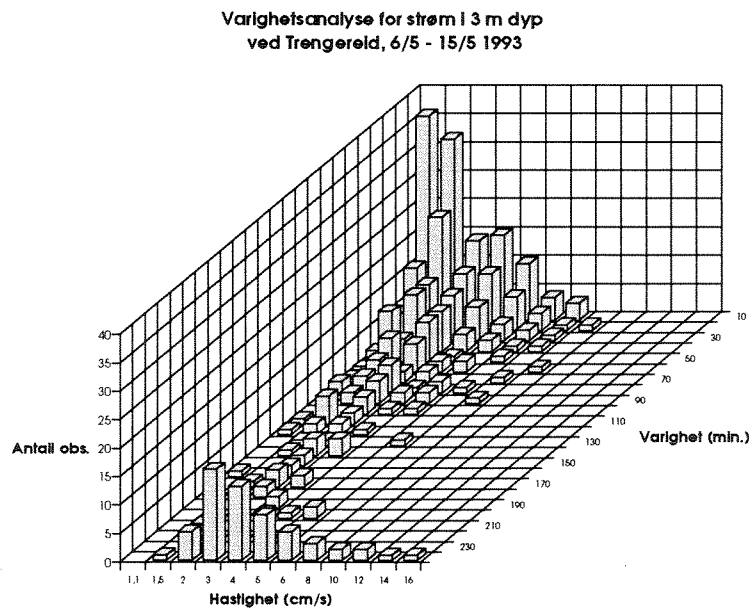


Fig. 4.1. Varighetsanalyse av strøm-serien i 3 m dyp ved matfiskanlegget, periode 6. - 15. mai 1993. Se tekst for forklaring til framstillingen.

4.2.2. 15 meters dyp (Appendix figurer A6 - A8)

Her ble det målt i perioden 6.-15. mai. Temperaturen varierte mellom 6.8 og 7.5 grader. Det var relativt svak strøm, med lange perioder (>1 døgn) med strøm under deteksjonsgrensen på ca 1.5 cm/s. Maksimal strøm var 5 cm/s. Middel strømstyrke ca. 0.5 cm/s. Strømretning mot S-SV var mest framtreddende, men ikke helt dominerende. Netto strømstyrke var 0.1 cm/s for måleperioden, beregnet på grunnlag av progressiv vektor.

4.2.3. 53 meters dyp (Appendix figurer A9 -A11)

Det ble målt i perioden 6.- 28. mai, med skifte av instrument midtveis (15. mai). Temperaturen lå rundt 8.2 grader, med små variasjoner (+/- 0.2 grad), som trolig skyldes tidevannet. Også i dette dypet var det lengre perioder med svak eller "null" strøm. Disse periodene varte opp til 1 døgn. Middel strømstyrke var 0.7 cm/s, og høyeste målte strømstyrke var 4.4 cm/s. Strømretning mot sør dominerte i 2. måleperiode, mens første periode hadde en liten overvekt av NØ-gående strøm. For begge perioder under ett dominerte sørgående strøm.

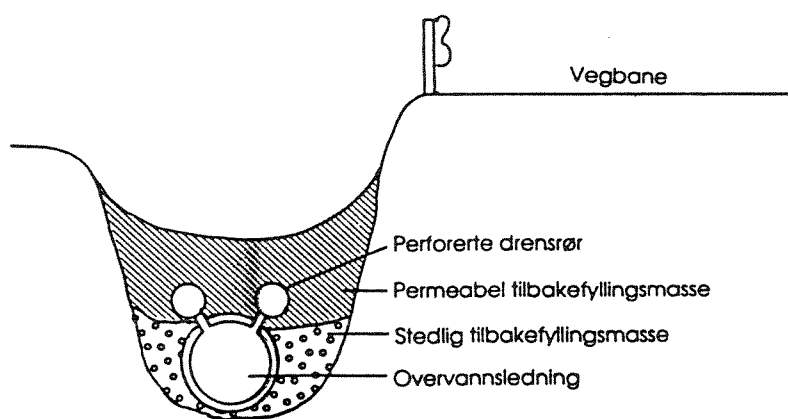
5. VURDERING AV MULIGE TILTAK

5.1. Avrenning fra fylling

Det foreligger lite systematisk erfaring fra håndtering av denne typen avrenningsproblemer. Dette gjelder både dimensjonering og utførelse av filteranordninger for avrenning fra fyllingene, samt effektivitet av ulike filtermasser til å holde igjen sprengstøv. De anbefalinger som kan gis her, er derfor av nokså generell karakter. Systematiske registrering av effekten av de tiltak som eventuelt settes i verk på Trengereid vil kunne gi verdifull erfaring på dette feltet.

Som supplerende tiltak kan vi foreslå å spyle massene før de transporteres fra tunnelanlegget til veifyllingene. Dersom dette er praktisk mulig, vil det kunne redusere mengden partikler i avrenningen fra fyllingene vesentlig, særlig av de mindre partiklene. Spylevannet vil kunne tas hånd om sammen med tunnelvannet (se nedenfor).

Siden grunnfjellsbergarter produserer mer avrundete partikler, bør størst mulig del av veifyllingene bygges av masse fra denne delen av tunnelen. Dette gjelder spesielt de ytre deler av fyllingene, som eksponeres for nedbør. Dersom noen av fyllingene ligger spesielt utsatt til, bør hele fyllingen baseres på materiale fra tunnelens midtre del. Et aktuelt eksempel kan være fyllingen langs nåværende veistrekning opp mot Gullbotn, som ligger i bratt lende ned mot og tildels over elven som da blir lagt i rør.



Figur 5.1. Prinsippskisse for å ta ned avrenningsvann via perforert dren i permeable masser. Eksemplet er fra en grøft langs veibane, men kan benyttes også ved avrenning fra fylling. (Fra Berge & Stene Johansen 1992).

I nederkant av fyllingene anbefales det å legge grøfter eller drenering på en måte som holder igjen partikler. Til dette benyttes en litt grovkornet sand i et topplag for å filtrere vannet. Et eksempel på utføring av slike grøfter er gitt i Fig 1. Det er antagelig ikke nødvendig med ledning i tillegg til drenerør annet enn ved de største fyllingene. Hver grøft bør avsluttes med en kum, som også fungerer som sandfang. Om mulig bør overløpet infiltreres i grunnen. Det er viktig at grøftene får solide dimensjoner, slik at muligheten for at vannet renner over kanten ved sterk nedbør reduseres til et minimum. I noen tilfeller vil trolig en voll (f. eks bygget av sandsekker) nedenfor fyllingen være en bedre løsning enn å grave en grøft, f. eks. der jordsmonnet er særlig grunt. Grøftegravingen i seg selv vil kunne føre jord og humus ut i elvene, og heller ikke dette er gunstig for fiskeoppdrettet. Man bør derfor i størst mulig grad grave grøftene i oppholdsvær, og la grøftene bli liggende åpne i kortest mulig tid.

Når fyllinger og dreneringsgrøfter er på plass, er trolig faren for partikkelavrenning liten. Det synes mer usikkert hvilken risiko som knytter seg til selve gjennomføringen av anleggsarbeidet. En må her ta hensyn til at sterk nedbør gir kraftig utvasking av partikler, og søke å få lagt fyllmassene ut mest mulig i oppholdsvær. Likedan blir det viktig å få dekket fyllingene snarest mulig etter utlegging, og unngå at fyllingene blir liggende eksponert. Grusing og asfaltering bør altså utføres snarest mulig. Om det er praktisk gjennomførbart, kan en beredskap med presenninger for å kunne dekke over nylagte fyllinger og deponerte masser ved intenst regn være et supplerende tiltak.

Tiltakene for å redusere partikkelavrenning fra fyllingene bør innarbeides i planene for anleggsarbeidet. Det er f. eks. en åpenbar fordel at grøft med sandfilter er på plass idet man begynner å fylle på massene. Hvis partiklene kommer ut i elven, er det knapt noe som kan hindre at de føres ut i sjøen. Det er derfor åpenbart at forsiktighet og omtanke er helt nødvendig ved gjennomføringen av anleggsarbeidet. Dette gjelder både legging av rør i elvene, påfylling av masse langs elveløpene, legging av fyllinger for veibanene og evt. midlertidig deponering av masser. En vurdering av risikoen av dette aspektet er utenfor vårt fagfelt, og dette vurderes trolig best av Statens vegvesen selv.

5.2. Tunnelvann

Vannet som pumpes ut fra tunnelen utgjør den potensielt største forurensingskilden med tanke på fiskeanleggene. Det er derfor viktig å ta hånd om tunnelvannet på en effektiv måte dersom problemer i fiskeanlegget skal kunne unngås. Her diskuteres to mulige tiltak, sedimentasjonsbassenger og utpumping på dypt vann i fjorden.

5.2.1. Sedimentasjon

En metode til å redusere partikkelmengden i avrenningsvannet er vha. sedimentasjonsbasseng. Her vil de større partiklene bunnfelle relativt raskt (i løpet av få timer). En del av partiklene vil imidlertid være så små at de trenger meget lang sedimentasjonstid. Enkle sedimentasjonsforsøk med tunnelvann fra tilsvarende bergarter gav sedimentasjonshastighet på 3-4 cm·døgn⁻¹ for de fineste partiklene. Det synes urealistisk med en oppholdstid på mange døgn i bassengene, disse må i så fall ha svære dimensjoner. Det er tidligere gjort forsøk med sedimentasjonsbasseng for tunnelvann i Trøndelag, der overløpet ble ført ut i ferskvann på ca 20 m dyp (Grande 1992). I dette tilfellet fikk man likevel en tydelig partikkelbelastning i vassdraget, så tiltaket svarte ikke til forventningene. Sedimentasjonsraten kan økes betraktelig ved tilsats av polymerer, men dette vil være både kostnads- og arbeidskrevende.

Selv om sedimentasjonsbasseng alene neppe gir tilfredsstillende resultat, kan det likevel være aktuelt å benytte slike som supplement til utslipp til sjø.

5.2.2. Utslipp av tunnelvann til sjø

Det er mulig å føre tunnelvannet ut på dypt vann ved Trengereid, da fjorden her er 350 meter dyp. For å vurdere om det er mulig å slippe slamholdig vann ut uten risiko for at det når matfiskanlegget, har vi benyttet en numerisk modell (JETMIX) utviklet av NIVA.

Beregningene er basert på tilgjengelig informasjon om hydrografi i fjorden, og på forventede utslippsmengder oppgitt av Statens vegvesen. Ved tunneldrivingen regner en her med at opptil 30 m^3 tunnelvann pumpes ut for hver salve, og at dette har en varighet på ca 2,5 timer. Maksimalt vil det kunne sprenges 4 salver pr døgn, tilsvarende 120 m^3 pr døgn. Vannet fra hver salve kan pumpes ut direkte til utslipp i sjø, eller til oppsamlingsfor et langsommere utslipp. I beregningene er det brukt alternativene 30 m^3 på 2,5 timer (høy fluks) og 30 m^3 sluppet over 5 timer (lav fluks).

5.2.2.1. Beregningsmetode

Fortynning og influensområde

Når utslippsvannet strømmer ut av røråpningen i fjorden, vil det stige noe i vannsøylen, inntil det finner et likevektsnivå med hensyn til egenvekt og oppdrift. I denne oppstigingsfasen (kalt **primærfortynningsfasen**) gjennomgår utslippsvannet en innblanding med omgivende vann, og kontrasten utviskes gradvis med økende tid/avstand fra utslippet.

Utslipsstrålens kinetiske energi gir utslippsvannet noe fart ut fra røråpningen, noe som bidrar til en viss horisontalspredning allerede i startfasen. Denne spredningen er imidlertid liten, i det vannet raskt bremses av turbulens/friksjon. I stedet overtar oppdriften, og til dels strømmen i resipienten, kontrollen med den videre spredningsprosessen. Innstillingen til innlagingsdypet (likevektsdypet) skjer relativt raskt, gjerne på mindre enn 1 minutt. Etter dette skjer den såkalte **sekundærfortynningen**, ved at utslippsvannet spres videre utover i resipienten. Det er ikke foretatt beregninger av sekundærfortynning.

Modell og datagrunnlag

Vi gir her en kort oversikt over beregningsverktøy og viktige/mindre viktige fysiske faktorer i samband med beregningene. Videre spesifiseres viktige input parametre til beregningene.

Ved hjelp av NIVAs numeriske modell JETMIX har vi beregnet hvordan utslipsstrålen oppfører seg. Som utgangspunkt har vi benyttet hydrografiske målinger fra 1989-1990, utført av UiB, samt to profiler målt av NIVA i mai 1993. Til sammen 8 profiler. Målingene utført av UiB er stilt til rådighet av Statens vegvesen. Disse var noe mangelfulle m.h.t. dybdeoppløsning (50-100 m avstand mellom målinger i større dyp).

Beregningsprogrammet JETMIX er basert på generelt akseptert teori for hvordan vann fra en punktkilde oppfører seg i en sjiktet vannmasse under primærfortynningen. For generell teori viser vi til tekstbøker innen hydrodynamikk, samt dokumentasjon utarbeidet av NIVA (Bjerkeng & Lesjø. 1973).

Viktige input parametre til programmet JETMIX er stråledimensjon (diameter/geometri, fart),

utslippsdyp, rørets vinkel, og densitet (egenvekt) til utslippsvannet. Verdiene for noen av disse parametrene er gitt i resultatdelen. Som resultat gir programmet innlagingsdyp og senterfortynning for utslippsvannet. I utkanten av strålen er fortynningen større enn i senter. For en statistisk *Gauss* fordeling for fortynninga er forholdet mellom middel og minste (senter) fortynning ca 1.75.

Innlagingsdypet er gitt ved DEPTH. Utslippsstrålen vil gjerne først penetrere til et grunnere dyp enn det endelige innlagingsdypet ved nøytral likevekt i resipienten. Dette *ekstremdypet* (EQS) blir også beregnet, med og uten blanding/friksjon. WIDTH angir tykkelsen på innlagingsdypet.

Modellen JETMIX for primærfortynning antar en strømfri resipient. Strømskjær kan teoretisk sett stimulere blanding/fortynning i primærfortynningsfasen (mekanisk turbulens). I praksis vil dette si at den vertikale strålebanen blir noe forkortet (dypere innlagring). Våre beregninger er foretatt uten strømskjær, og gir dermed et konservativt estimat for primærfortynning og innlagingsdyp. Usikkerheten antas å ligge innenfor 10% for disse størrelsene.

Fortynningsgrad nær utslippet

I modellberegningene er fortynningen av utslippsvannet ved innlagring bestemt. Fortynningen S_0 er der definert som sum av volum for utslippsvann og innblandet sjøvann, dividert på utslippsvolumet, ved innlagring. Aktuelle verdier for S_0 ligger gjerne i intervallet 500-1000, avhengig av tid på året, utslippsfluks m.m.

Egenvekt til utslippsvannet

I og med innblandingen av partikulært materiale, kan egenvekten ligge noe høyere enn den forutsatte 1000 kg/m^3 . Dette vil igjen medføre at våre beregningsresultater gir litt grunnere innlagingsdyp enn det reelle. Egenvekt-avviket sannsynligvis ligge under 5 promille. Hvor raskt det partikulære materialet sedimenterer er usikkert, men antas å ligge på skala 1 m/time eller saktere. Den oppstigende strålen når sitt likevektsnivå innen ca 1 minutt, hvilket vil si at sedimenteringshastigheten spiller liten rolle for våre beregningsresultater. Vi mangler tilstrekkelig datagrunnlag for å korrigere for dette i detalj.

Noen betraktninger om influensområde

Influensområdet utover i sjøen fra et gitt utslippspunkt vil være definert av yttergrensen for en gitt miljøpåvirkning, f.eks. den synlige grensen for utbredelse av slam/partikler. I prinsippet er **influensområdet tidsavhengig**, kanskje større om sommeren enn om vinteren.

Utstrekningen eller "fasongen" til influensområdet vil være bestemt av bl.a. strømforholdene.

Influens kan også være av sekundær karakter. D.v.s. at utslippet forårsaker sekundærprosesser i resipienten, slik som bakterievekst, algeoppblomstringer eller kjemiske prosesser. Suspendert partikulært materiale kan gi grunnlag for vekst/spredning av bakterier.

For å kunne verifisere spredning og sekundærfortynning, kreves kjennskap til strømforholdene i resipienten. Slik kjennskap kan enten skaffes ved direkte strømmålinger, eller numeriske modellering (helst en kombinasjon). *Det ligger utenfor rammen til den foreliggende rapport å foreta beregninger av horisontalspredning, influensområde og mulige sekundæreffekter av utslippet.*

Et utslipp i f.eks. 100 meters dyp ved Trengereid vil bli aksellerert oppover med redusert gravitasjon $g_0' = g \, d\sigma/\sigma$. σ er densitet for utslippsvannet, og $d\sigma$ er densitetsforskjell mellom sjøvann og utslippsvann. For betraktninger om influensområde er tilfellene med oppdrift de mest interessante. I disse tilfellene vil g_0' (startaksellerasjonen) være max 0.025 m/s². g' vil vanligvis avta under oppstigningen. Om vi antar lineær reduksjon i g' ($g' = g_0' - k(z-D)$), og $g' = 0$ i innlagingsdypet D , vil oppstigningstiden fra 100 m dyp til antatt innlagingsdyp rundt 80-90 meter være mindre enn 1 minutt.

I løpet av den estimerte oppstigningstiden vil strømmens horisontale forflytting av "plumen" være mindre enn 60 sek x 0.25 m/s = 15 meter, med antatt støm lik 25 cm/s i resipienten. Dette anslaget for strømstyrke overstiger langt det som målingene i 4 m dyp ved oppdrettsanlegget i mai 1993 viste. Dette er av samme størrelsesorden som omfanget av selve plumen, og viser at strømtransporten i primærfortynningsfasen betyr lite for utstrekningen til influensområdet for et framtidig utslipp av slamholdig vann ved Trengereid.

5.2.2.2. RESULTATER

For beregningene er antatt rørdiameter på 3 tommer (7,5 cm). Utslippsdypet er variert (simulert) for 100, 150 og 200 m. Videre er for hver dybdesimulering antatt utslippsfart på 0,37 m/s (liten fluks) og 0,75 m/s (større fluks). Den første verdien tilsvarer at vannvolumet fra én salve (30m³) slippes jevnt ut i løpet av 5 timer (dvs. 1,67 liter/s), mens den siste tilsvarer samme volum på 2,5 timer (dvs. 3,33 liter/s).

De 6 ulike utslippskonfigurasjonene som dette representerer, er anvendt på hver av de 8 hydrografiske profilene.

Eksempel på kjøring JETMIX

Eksemplet nedenfor viser beregninger for profil nr 7 (3.04.90), 150 m utslippsdyp og stor vannfluks. Nedenfor viser gangen i beregningene, angitt som "tidssteg".

DISCHARGE	N	DEPTH(N)	DIST(N)	DEFF(N)	THETA(N)	U(N)	DENSWW
	4	150.00	100.00	.075	5.0	.47	1.00000
DEPTH(J)	DIST(J)	WIDTH(J)	DILUT(J)	AMBDENS	VEL(J)	JET.DENS	
145.21	1.40	1.07	56.05	1.02712	.22	1.02665	
140.21	1.53	2.08	164.82	1.02710	.17	1.02696	
135.21	1.61	3.14	311.77	1.02709	.15	1.02703	
130.21	1.66	4.30	486.84	1.02708	.12	1.02706	
125.86	1.70	5.54	652.78	1.02707	.10	DEPTH/NEUTRAL	
120.81	1.74	7.98	842.05	1.02706	.06	1.02707	
118.05	1.80	DEPTH/MIN					
106.67	EXTREMAL	DEPTH					

Tabell 5.1 og 5.2 (på de neste sidene) viser resultatene av beregningene for 8 ulike hydrografiske datasett (8 tidspunkt). Tabell 5.1 viser beregninger for utslipp med lav fluks, og tabell 5.2 for høy fluks. For hver dato er beregningene simulert for utslipp på 100, 150 og 200 m dyp.

Tabell 5.1. Resultat av JETMIX beregninger for utslipp av ferskvann ved Trengereid. INPUT verdier til venstre, og resultater til høyre. Utslippsdyp er variert, med 100, 150 og 200 m. Rørdiameteren er satt til 0.075 m, og utslippshastigheten til 0, 3773 m/s. Dette gir 3 scenarier for hver dato.

CENTER DILUTION og CENTER DEPTH er likevektsverdier for utslippsvannet etter innlagring. EXTREMAL DEPTHS- EQS- er ekstremdypet før innlagring (strålen har treghet, og får en "sleng" oppover før den synker ned igjen litt, og innlagres i tyngdemessig likevekt med omgivende vannsøyle.

PRO- FILE	JET DATA AFTER CONTRACTION					RESULTS					
						NEUTRAL		POINT		EXTREMAL DEPTHS	
	HOLE	DEPTH	DIAM.	VEL.	ANGLE	WIDTH	ANGLE	CENTER	DEPTH		
	NR.	(M)	(M)	(M/S)	DEG.	(M)	DEG.	DILUT.	(M)	EQS.	GRAV.
1	1	100.0	.08	.37	5	4.5	89	574	80.0	74.2	65.3
6/5	2	150.0	.08	.37	5	6.0	89	902	123.5	112.8	95.8
	3	200.0	.08	.37	5	6.3	89	968	172.3	156.9	132.3
2	1	100.0	.08	.37	5	4.4	89	540	80.7	74.6	67.0
28/5	2	150.0	.08	.37	5	8.3	89	1790	110.8	102.2	92.7
	3	200.0	.08	.37	5	5.3	89	727	176.7	169.5	158.2
3	1	100.0	.08	.37	5	4.0	89	460	82.4	76.7	68.5
27/6	2	150.0	.08	.37	5	7.0	89	1203	118.5	109.9	96.9
	3	200.0	.08	.37	5	6.8	89	1107	169.8	160.3	140.1
4	1	100.0	.08	.37	5	3.4	89	354	85.0	80.1	72.2
6/8	2	150.0	.08	.37	5	10.8	89	2590	99.6	95.5	90.1
	3	200.0	.08	.37	5	10.3	89	2228	153.9	139.5	114.1
5	1	100.0	.08	.37	5	3.6	89	386	84.2	79.1	70.8
16/10	2	150.0	.08	.37	5	7.2	89	1241	117.8	108.4	95.2
	3	200.0	.08	.37	5	6.2	89	956	172.4	163.7	148.1
6	1	100.0	.08	.37	5	2.6	89	223	88.8	85.1	79.0
6/12	2	150.0	.08	.37	5	4.1	89	468	132.2	126.4	116.8
	3	200.0	.08	.37	5	3.9	89	437	183.0	177.4	168.3
7	1	100.0	.08	.37	5	3.1	89	301	86.4	82.0	74.7
22/2	2	150.0	.08	.37	5	5.1	89	687	127.6	120.4	109.4
	3	200.0	.08	.37	5	4.8	89	616	178.9	172.1	160.9
8	1	100.0	.08	.37	5	3.7	89	407	83.7	78.4	69.9
3/4	2	150.0	.08	.37	5	5.2	89	689	127.3	119.8	108.8
	3	200.0	.08	.37	5	5.0	89	660	178.0	171.1	159.5

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

Tabell 5.2. Resultat av JETMIX beregninger for dykket utslipp av ferskvann ved Trengereid. INPUT verdier til venstre, og resultater til høyre. Utslippsdyp er variert, med 100, 150 og 200 m. Rørdiameteren er satt til 0.075 m, og utslippshastigheten til 0, 7545 m/s. Dette gir 3 scenarier for hver dato.

CENTER DILUTION og CENTER DEPTH er likevektsverdier for utslippsvannet etter innlagring. EXTREMAL DEPTHS- EQS- er ekstremdypet før innlagring (strålen har treghet, og får en "sleng" oppover før den synker ned igjen litt, og innlagres i tyngdemessig likevekt med omgivende vannsøyle.

PRO- FILE	JET DATA AFTER CONTRACTION					RESULTS					
						NEUTRAL		POINT		EXTREMAL DEPTHS	
	HOLE DEPTH DIAM. VEL. ANGLE					WIDTH ANGLE		CENTER DEPTH		EQS. GRAV.	
	NR.	(M)	(M)	(M/S)	DEG.	(M)	DEG.	DILUT.	(M)	(M)	(M)
1	1	100.0	.08	.75	5	5.1	89	452	77.5	70.7	60.5
6/5	2	150.0	.08	.75	5	8.5	89	900	114.5	102.1	91.3
	3	200.0	.08	.75	5	12.4	89	1490	149.3	141.4	130.8
2	1	100.0	.08	.75	5	5.2	89	445	77.5	71.4	63.2
28/5	2	150.0	.08	.75	5	9.3	89	1306	107.2	99.4	88.2
	3	200.0	.08	.75	5	6.2	89	599	172.9	164.4	150.8
3	1	100.0	.08	.75	5	4.8	88	386	79.3	72.8	64.0
27/6	2	150.0	.08	.75	5	7.9	89	930	114.7	104.2	90.6
	3	200.0	.08	.75	5	8.1	89	924	164.5	151.0	124.6
4	1	100.0	.08	.75	5	4.1	88	297	82.5	76.6	67.2
6/8	2	150.0	.08	.75	5	10.7	89	1703	99.1	93.5	86.1
	3	200.0	.08	.75	5	12.2	89	1839	145.9	127.9	96.2
5	1	100.0	.08	.75	5	4.3	88	324	81.5	75.4	66.0
16/10	2	150.0	.08	.75	5	8.3	89	987	113.2	101.9	90.3
	3	200.0	.08	.75	5	7.4	89	797	167.6	156.8	135.9
6	1	100.0	.08	.75	5	3.1	88	187	86.9	82.5	75.2
6/12	2	150.0	.08	.75	5	4.9	88	393	129.1	122.2	110.0
	3	200.0	.08	.75	5	4.7	88	367	180.0	173.4	162.6
7	1	100.0	.08	.75	5	3.7	88	252	84.2	78.9	70.1
22/2	2	150.0	.08	.75	5	6.0	89	570	123.7	115.5	102.8
	3	200.0	.08	.75	5	5.7	89	516	175.2	167.1	153.3
8	1	100.0	.08	.75	5	4.5	88	341	80.9	74.5	64.9
3/4	2	150.0	.08	.75	5	6.2	89	587	123.0	114.6	102.1
	3	200.0	.08	.75	5	5.9	89	550	174.3	165.8	152.4

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

5.2.2.3. Vurdering

Matfiskanlegget utprøver ny teknologi med pumping av dypvann opp i merdene, og har et inntak for dette på 50 m dyp. Partikkelmengden på 50 m dyp bør derfor ikke overstige målsettingen på 1 mg/l uorganiske partikler.

Temperatur- og saltholdighet i dypvannet varierer tilsynelatende svært lite gjennom året. Disse variasjonene er imidlertid tilstrekkelige til å påvirke innlagringsdypet merkbart. Dette gjenspeiles i Tabell 5.1 og 5.2 ved at innlagringsdyp og fortykning varierer mellom datoene. I beregningene har vi ikke tatt hensyn til variasjoner i temperatur på utslippsvannet. Varmere utslippsvann vil være lettere enn kaldt, og derfor stige fortere. Effekten av dette er imidlertid relativt liten, både fordi fortykningen i sjøvann gir rask avkjøling, og fordi temperatureffekten er mindre enn salinitetseffekten i de aktuelle temperaturområder. Beregningene forutsetter også at det innlagrede vannet skiftes ut. Selv ved meget lav utskifting vil dette neppe skape noe problem, fordi partiklene vil sedimentere, "plumen" vil fortsette å fortynnes, og utslippene vil ikke være kontinuerlige.

De hydrografiske profilene som beregningene er basert på, dekker en hel årssyklus, men viser neppe hele spekteret av variasjon som kan forekomme. Det bør derfor velges et alternativ for utslippsdyp og -plassering som gir god margin, altså innlagring et godt stykke under dypvannsinntaket.

Alternativet med utslipp på 100 m dyp gir innlagring av det partikkelholdige vannet på 70-89 m, og ekstremdyp opp til ca 60 m dyp. Fortyningen i plumen ligger også relativt lavt (ned til 187 ganger i senter). Dette alternativet anbefales ikke, da det partikkelholdige vannet kan komme ganske nær nivået for dypvannsinntaket.

Utslipp på 150 og 200 m dyp gir innlagring på henholdsvis 99-132 m og 146-183 m dyp, altså betryggende langt ned i forhold til dypvannsinntaket. Primærfortynningen blir også vesentlig bedre enn ved utslipp på 100 m (393-2590 ganger i senter). Grunneste ekstremdyp ligger på 86 m. Når innlagringsdypet er grunnest, er primærfortynningen høyest. Ut fra beregningene ovenfor synes et utslippsdyp på 150 m å være tilstrekkelig. Beregningene for 200 meters dyp gir vesentlig større innlagringsdyp, siden tettheten i vannmassen er ganske jevn på disse dypene.

Strømmålinger (se kap. 4) ved oppdrettsanlegget viser at strømhastighetene er svært lave i dypvannet.. Det er derfor viktig at innlagringen skjer i betryggende dyp, siden en ikke kan regne med at partikkelskyen raskt vil transporteres bort fra området.

Sjøbunnen i området her er ganske bratt, og avstanden (lengden på utførselsrøret) fra 150 m til 200 m dyp blir relativt liten. Det anbefales derfor at utslippsrøret strekkes forbi oppdrettsanleggets merder, og enden bør ligge på minst 150 m dyp. Plasseringen av utslippspunktet bør etter strømmålingene ligge på SV-siden av anlegget. Dette spiller imidlertid mindre rolle, da vannutskiftingen synes å være svært liten, og hovedretningen på strømmene går på tvers av anlegget.

Den mest ugunstige hydrografiske situasjonen for utslipp som er brukt i tabell 5.1 og 5.2, gir da et innlagringsdyp på 99 m ved utslipp på 150 m. Plumens tykkelse blir ca 10 meter, og ekstremdypet på 86 m. Til gjengjeld er da fortykningsgraden svært høy (1700 ganger i senter, tilsvarende nesten 3000 gangers middelfortynning i plumen). Dersom utslippsvannet har en

partikkelkonsentrasjon på 5000 mg/l, vil plumen altså ha en middelkonsentrasjon på <2 mg/l, og befinne seg 36 m under oppdrettsanleggets vanninntak. I dette eksemplet er det overhodet ikke tatt hensyn til sekundærfortynning, som vil redusere konsentrasjonen ytterligere. Marginen i dette eksemplet er altså god., og det synes klart at utslipp til sjø kan gjennomføres uten særlig fare for at partiklene kan føres inn i oppdrettsanlegget.

5. HENVISNINGER

Alabaster, J.S. & Lloyd, R. (Eds.). 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.

Berge, D. & Stene Johansen, S. 1992. Ny E 18 forbi drikkevannskilden Hallevannet i søndre Vestfold. Påvirkninger - Tiltak. NIVA-rapport, Lnr. 2820. 22s.

Grande, M. 1992. Vassdragsforurensning fra vegtunnelbygging i Storvasshammaren, Snillfjord 1991. NIVA-rapport, Lnr. 2802. 16 s.

Hessen, D. O. 1992. Uorganiske partikler i vann. Effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport, Lnr. 2787. 42 s.

Hessen, D. O. 1993. Anleggsarbeide ved Skoddebergvatn. Vannkjemiske og biologiske effekter. Sluttrapport. NIVA-rapport, Lnr. 2843. 16 s.

Hobæk, A. 1993. Anlegging av ny veitrasé Rv 13 ved Trengereid. Vurdering av mulige effekter på settefiskanlegg. Notat 93/03, NIVA Vestlandsavd. 8 s.

APPENDIX Data fra strømmålinger i Sørfjorden ved Trengereid, mai 1993.

Fig. A1a. Målt temperatur i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A1b. Målt temperatur i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A2. Målt salinitet i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A3a. Målt strømstyrke (cm/s) i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A3b. Målt strømstyrke (cm/s) i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A4a. Målt strømretning (retning strømmen går mot) i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A4b. Målt strømretning (retning strømmen går mot) i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A5a. Målt strømstyrke i 3 m dyp plottet som funksjon av respektiv strømretning.
Måleperiode 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A5b. Målt strømstyrke i 3 m dyp plottet som funksjon av respektiv strømretning.
Måleperiode 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A6. Målt temperatur i 15 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A7. Målt strømstyrke (cm/s) i 15 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A8. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 15 m dyp,
Måleperiode 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A9a. Målt temperatur i 53 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A9b. Målt temperatur i 53 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A10a. Målt strømstyrke (cm/s) i 53 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A10b. Målt strømstyrke i 53 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Fig. A11a. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 53 m dyp,
Måleperiode 6/5 - 15/5 1993.

Fig. A11b. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 53 m dyp,
Måleperiode 15/5 - 28/5 1993.

**Temperatur
6/5 - 15/5 1993, 3 m dyp**

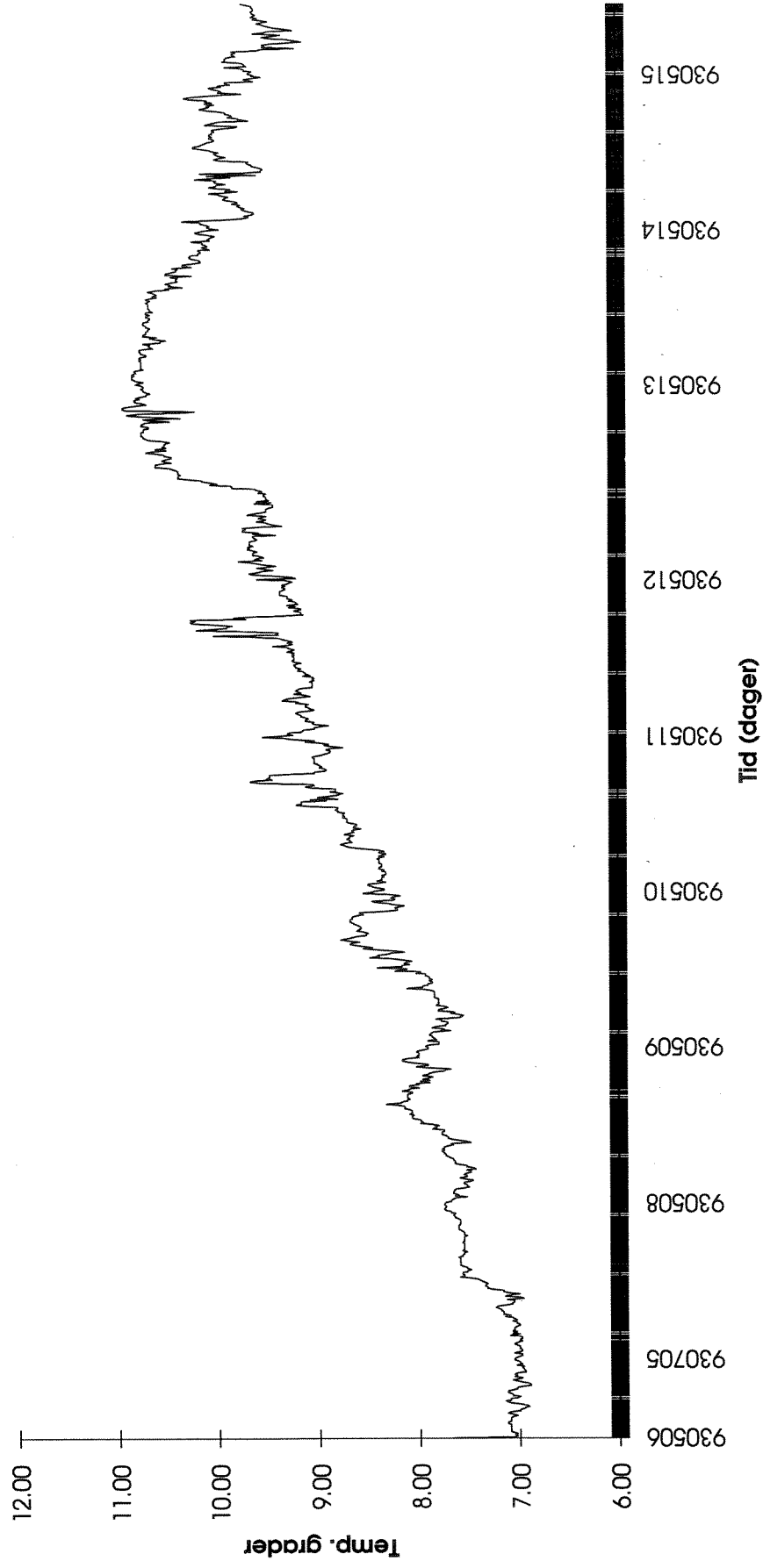


Fig. A1a. Målt temperatur i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

**Temperatur
15/5 - 28/5 1993**

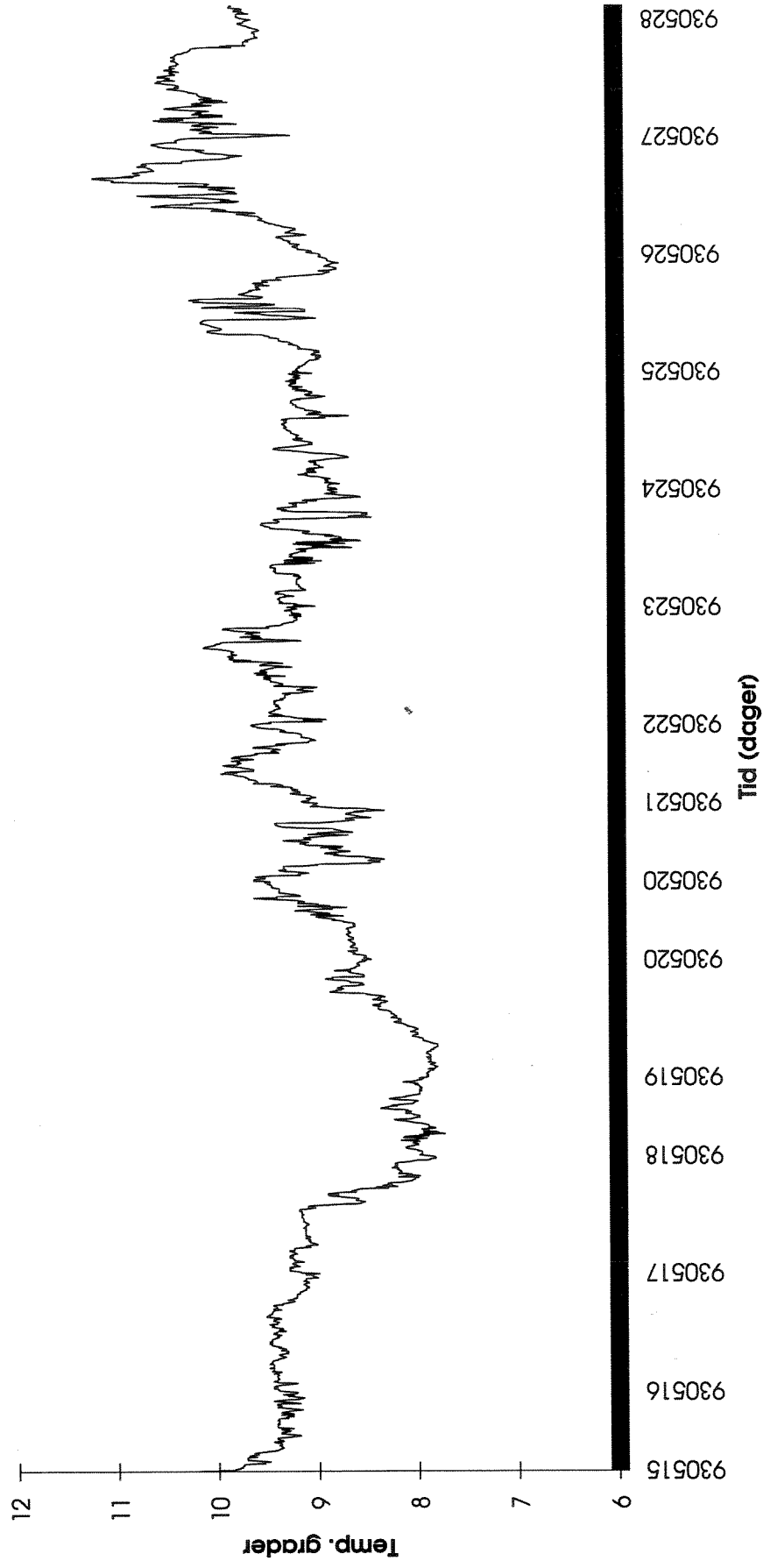


Fig. A1b. Målt temperatur i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Trengereid - Salt
6/5 - 15/5 1993, 3 m dyp

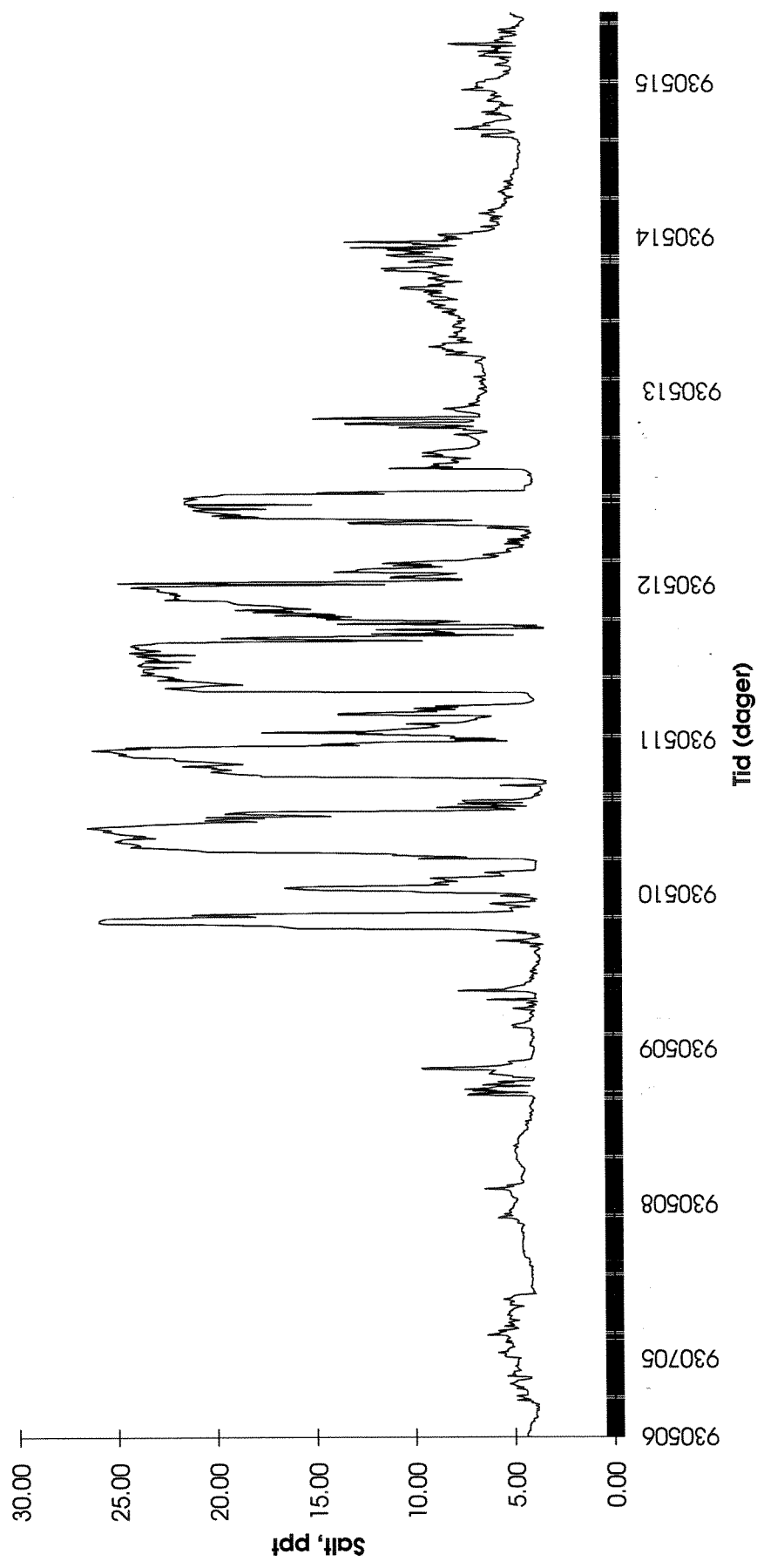


Fig. A2. Målt salinitet i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Trengereid - Strømfart
6/5 - 15/5 1993

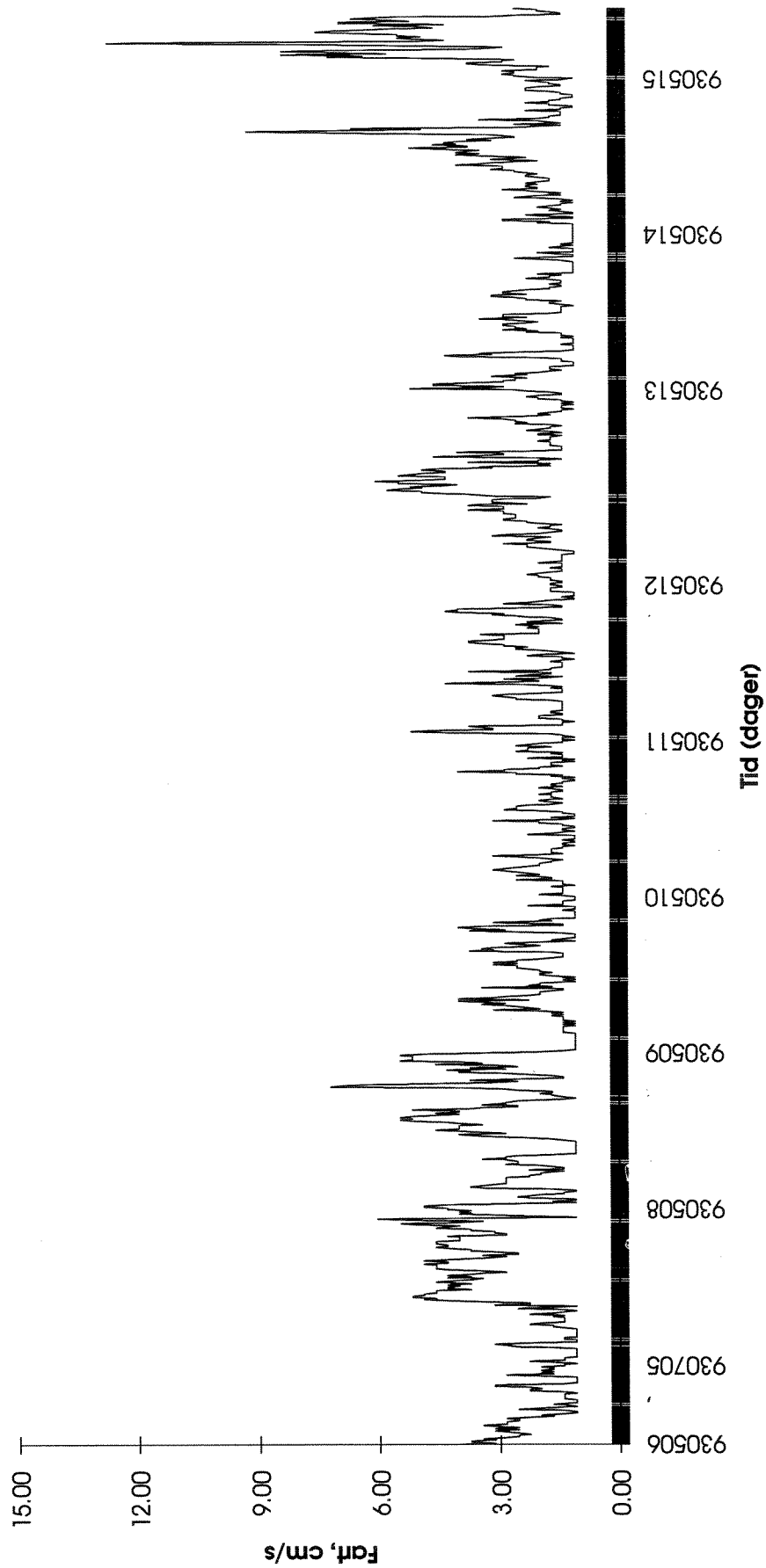


Fig. A3a. Målt strømstyrke (cm/s) i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

**Trengereid - Strømstyrke
15/5 - 28/5 1993**

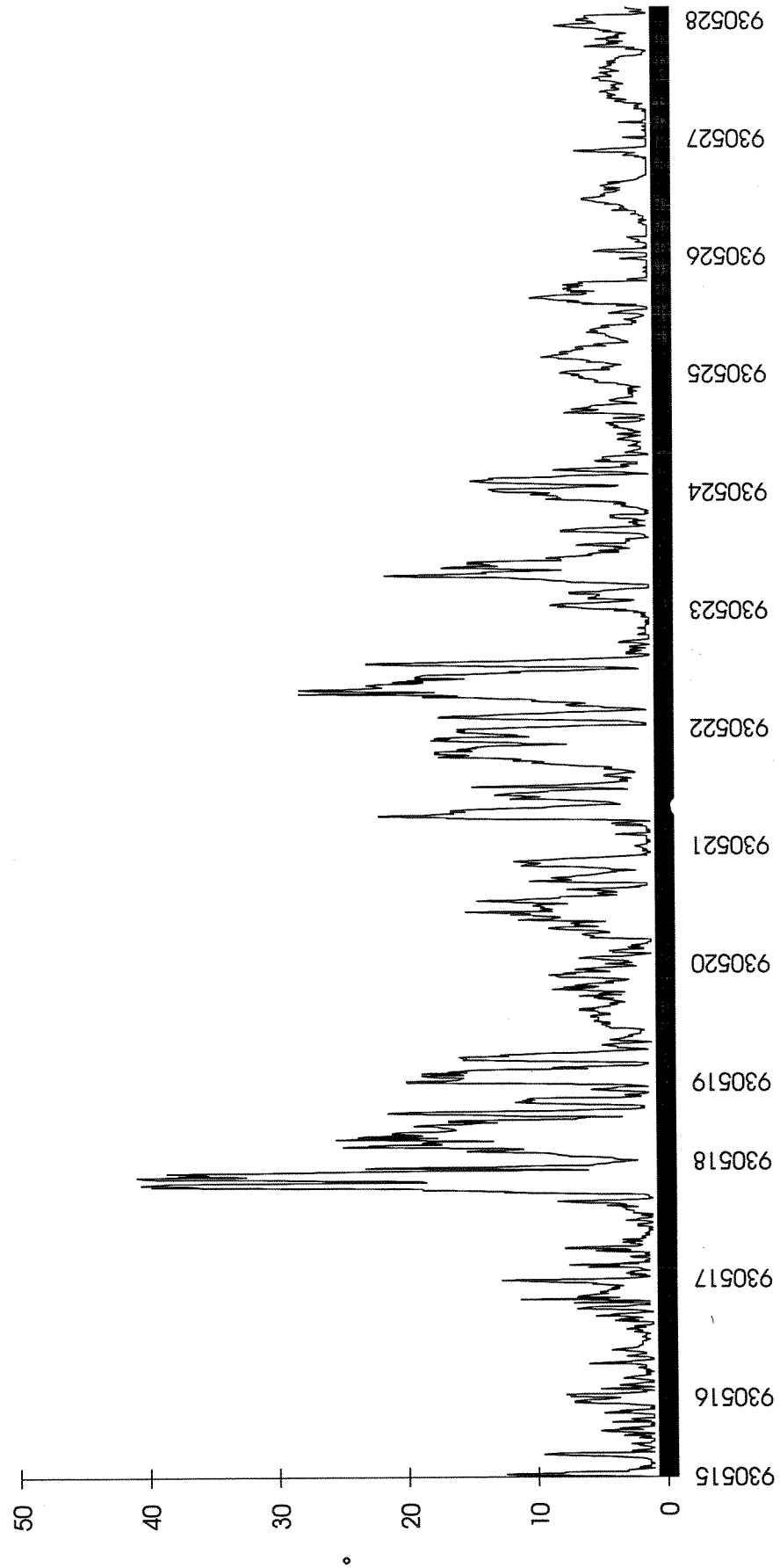


Fig. A3b. Målt strømstyrke (cm/s) i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Trengereid - Strømreining
6/5 - 15/5 1993, 3 m dyp

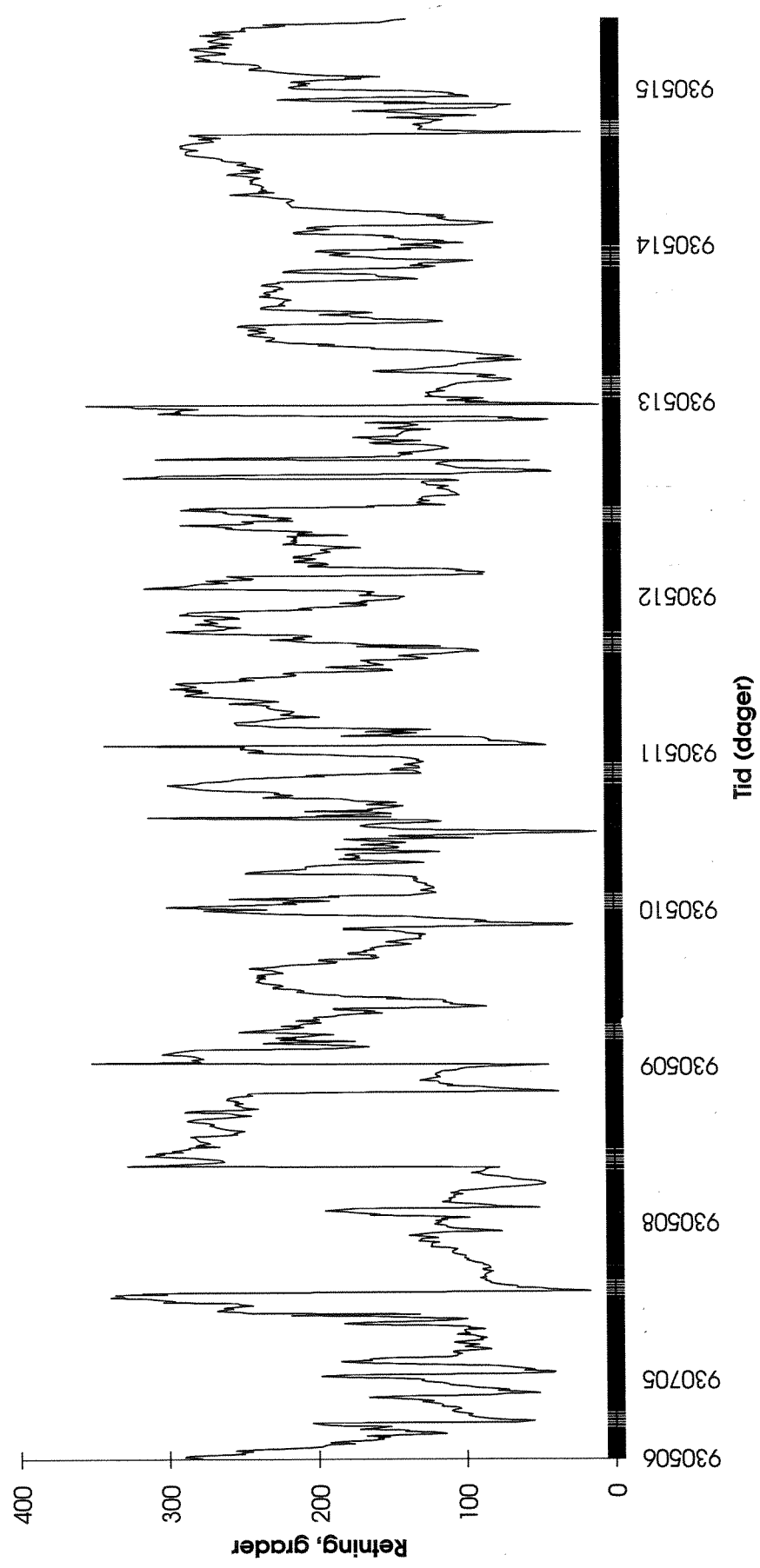


Fig. A4a. Målt strømreining (reining strømmen går mot) i 3 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

Trengereid - Strømretning
15/5 - 28/5 1993

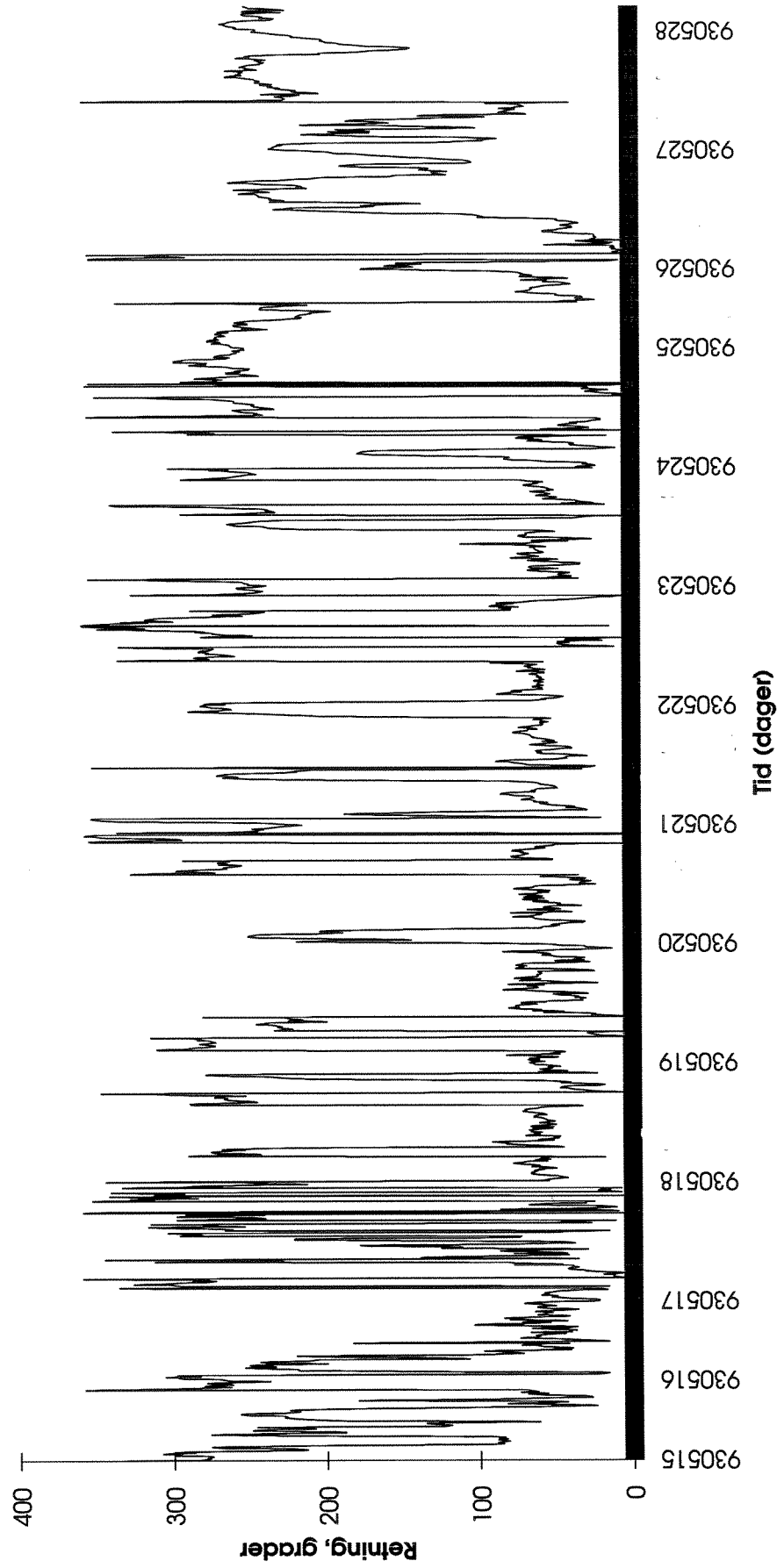


Fig. A4b. Målt strømretning (retning strømmen går mot) i 3 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

Trengereid 6/5 - 15/5 1993
Strømfart Strømreining

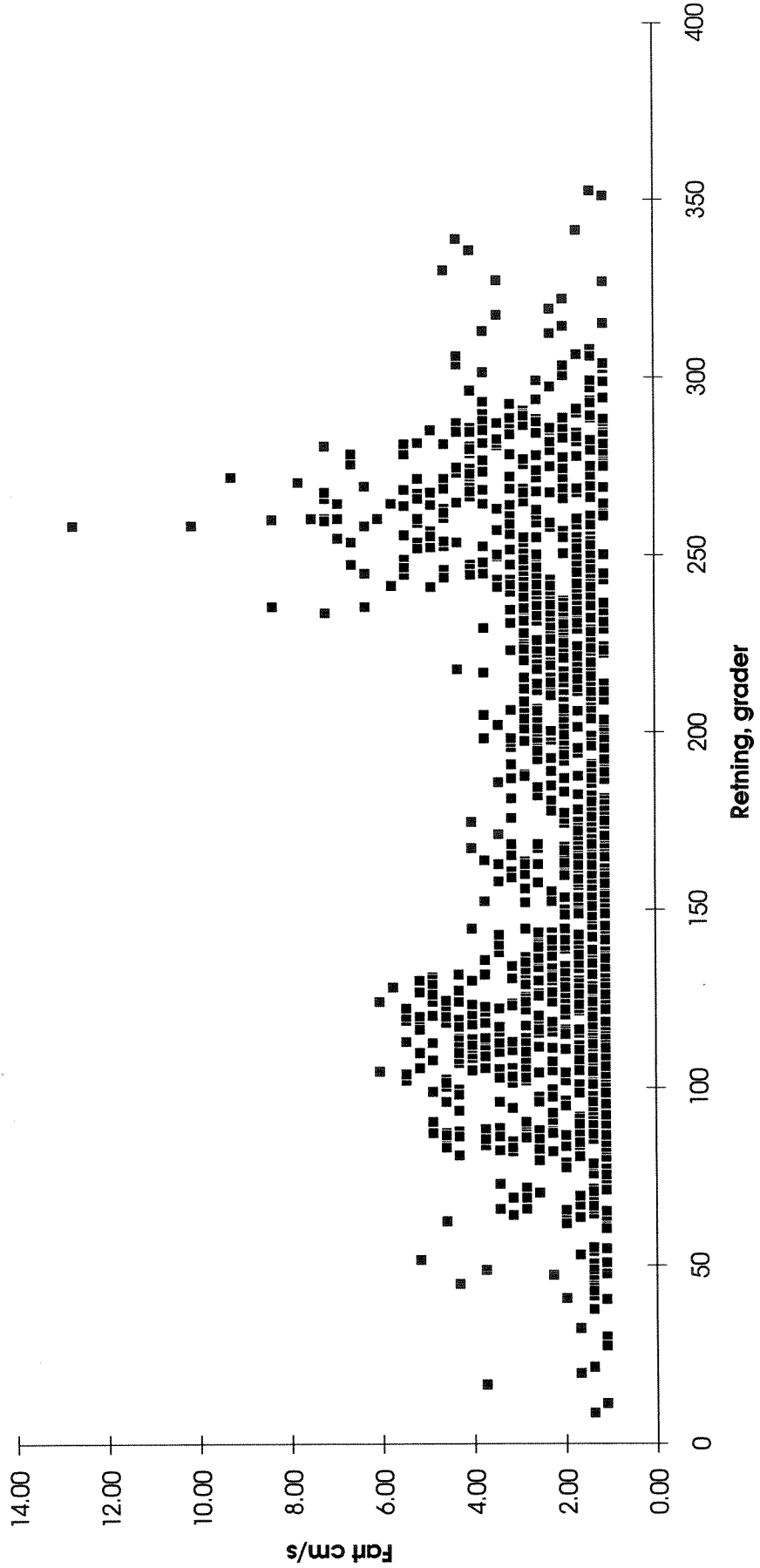


Fig. A5a. Målt strømstyrke i 3 m dyp plottet som funksjon av respektiv strømreining. Måleperiode 6/5 - 15/5 1993.

Trengereid 15/5 - 28/5 1993
Strømfart Strømretning

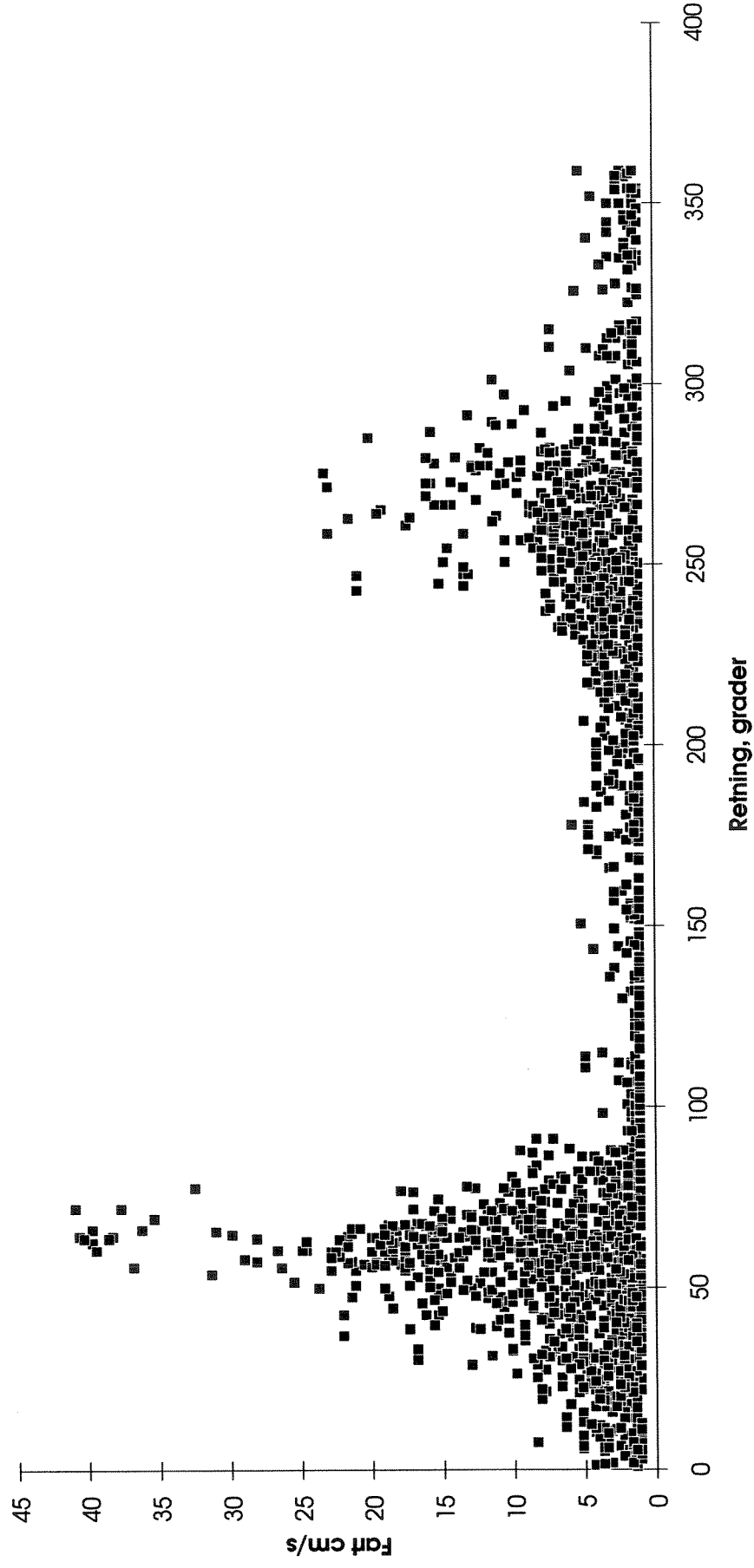


Fig. A5b. Målt strømstyrke i 3 m dyp plottet som funksjon av respektiv strømretning.
Måleperiode 15/5 - 28/5 1993.

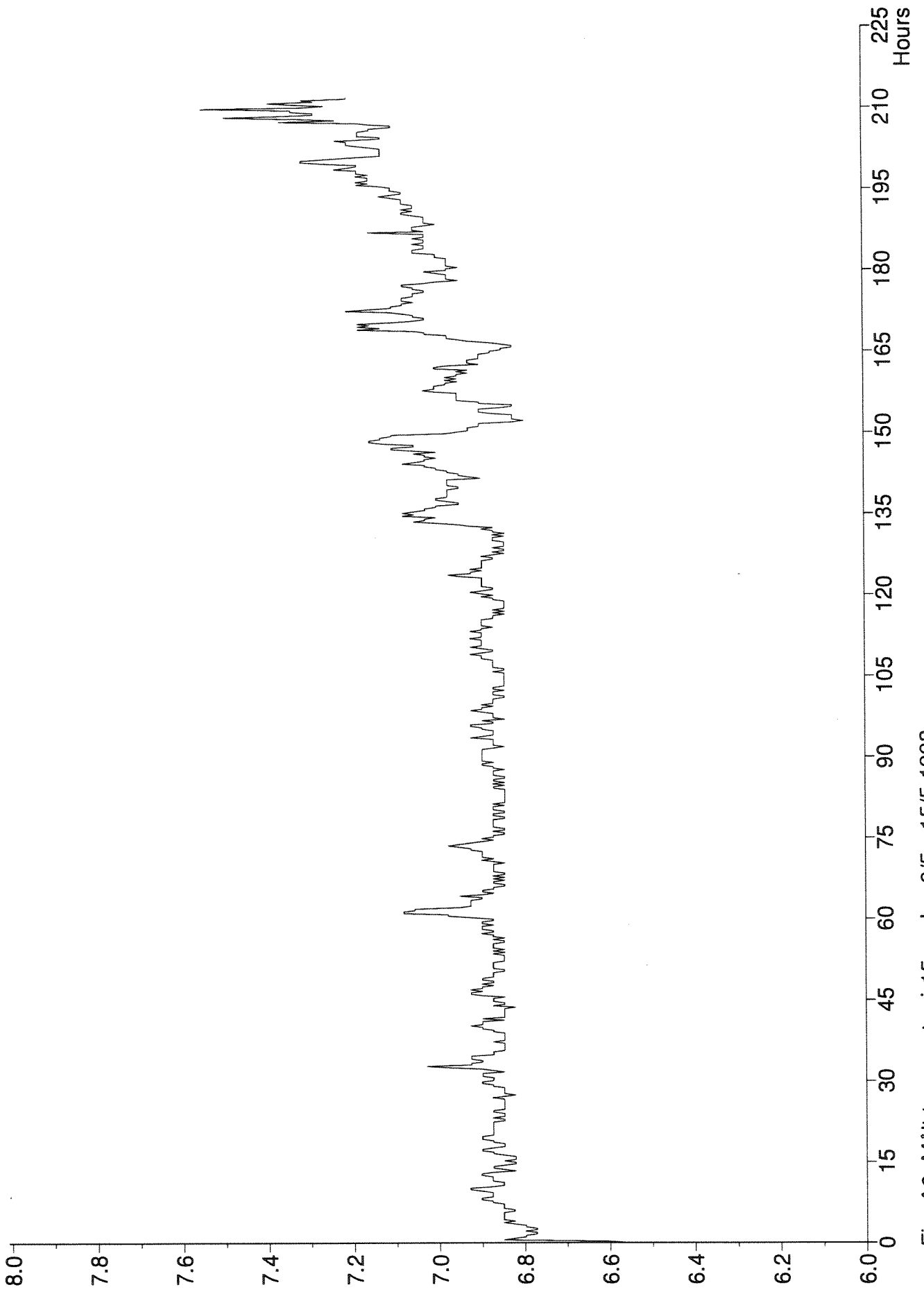


Fig. A6. Målt temperatur i 15 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

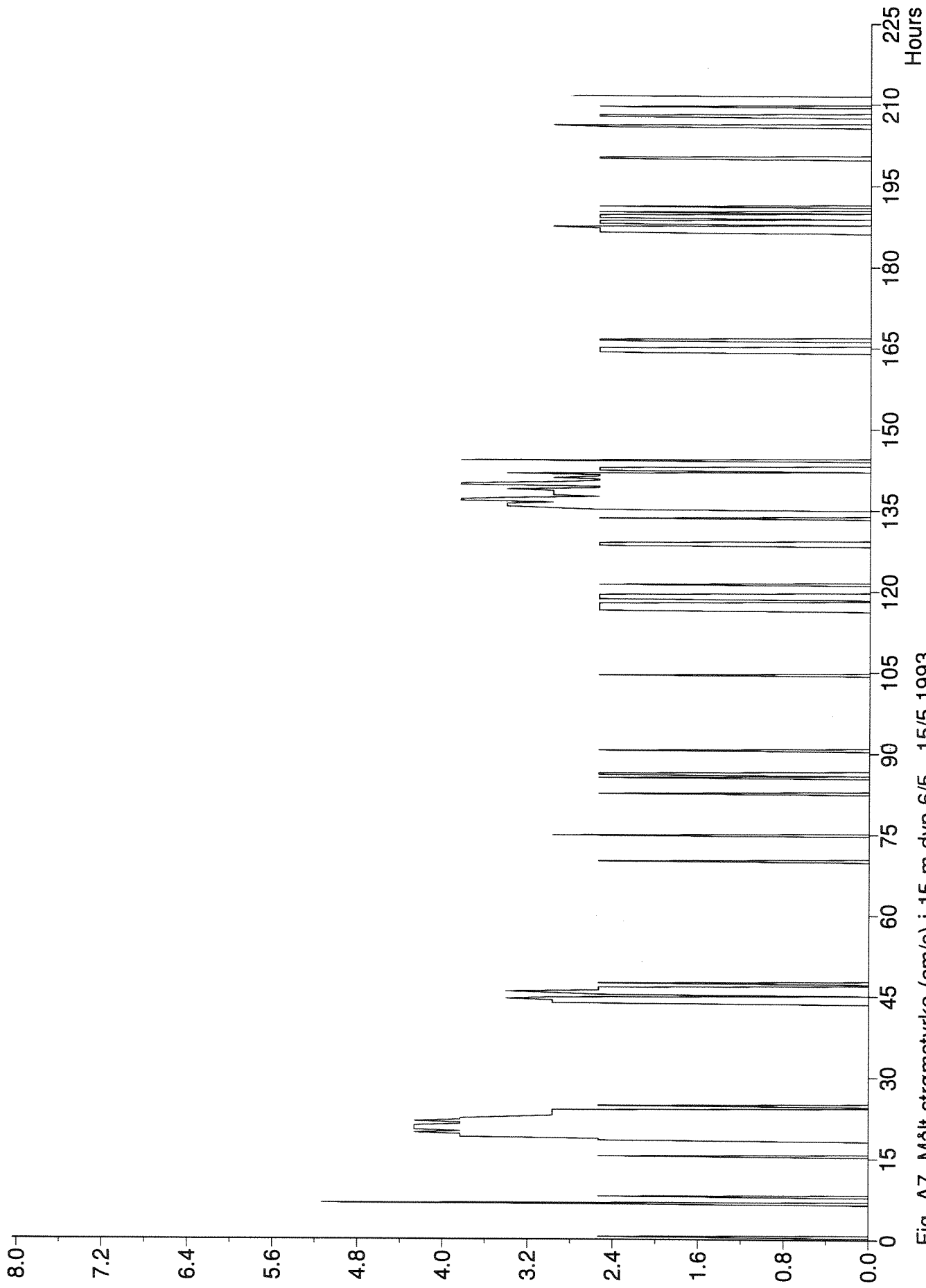


Fig. A7. Målt strømstyrke (cm/s) i 15 m dyp 6/5 - 15/5 1993.



Fig. A8. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 15 m dyp, periode 6/5 - 15/5 1993.

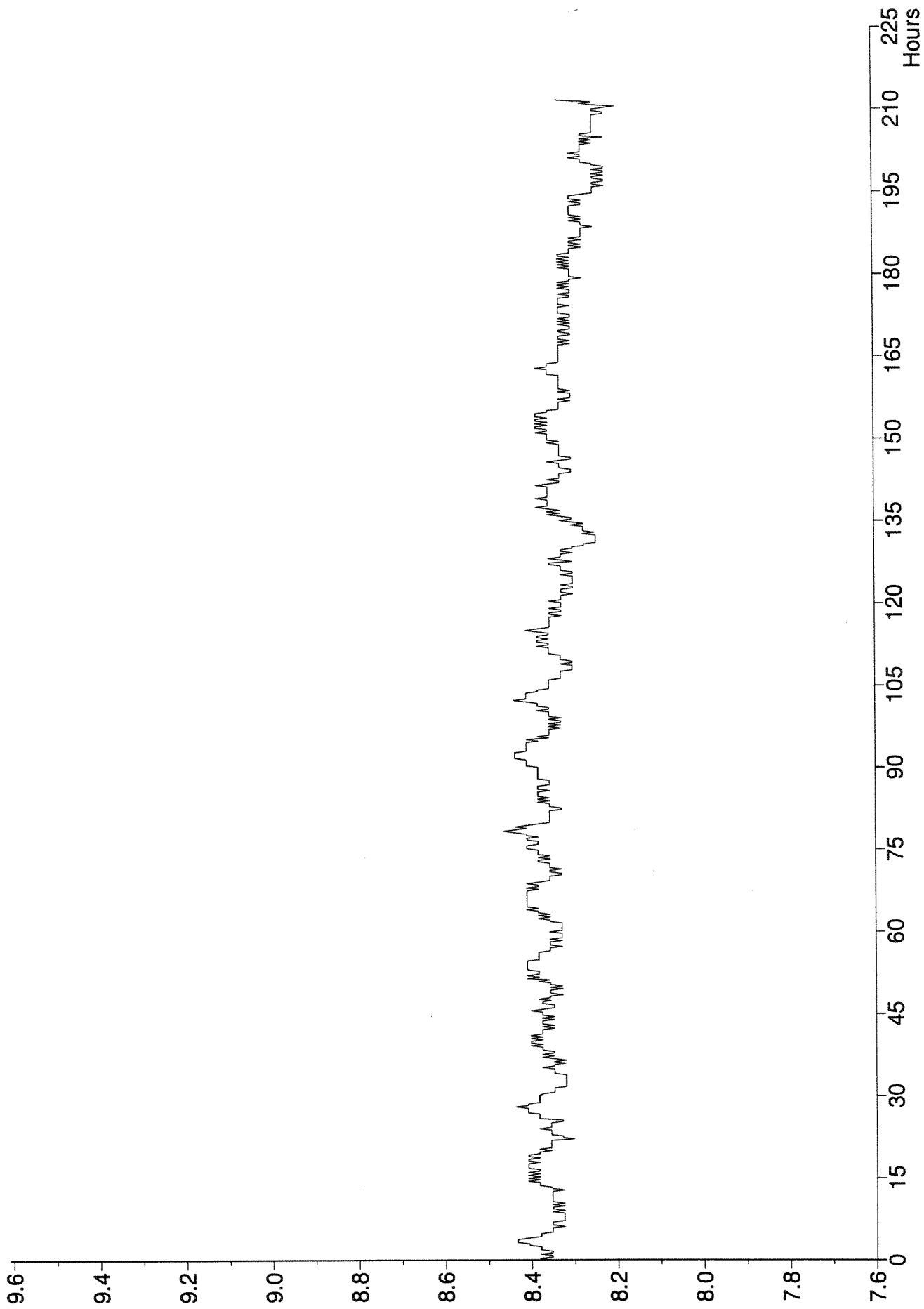


Fig. A9a. Målt temperatur i 53 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

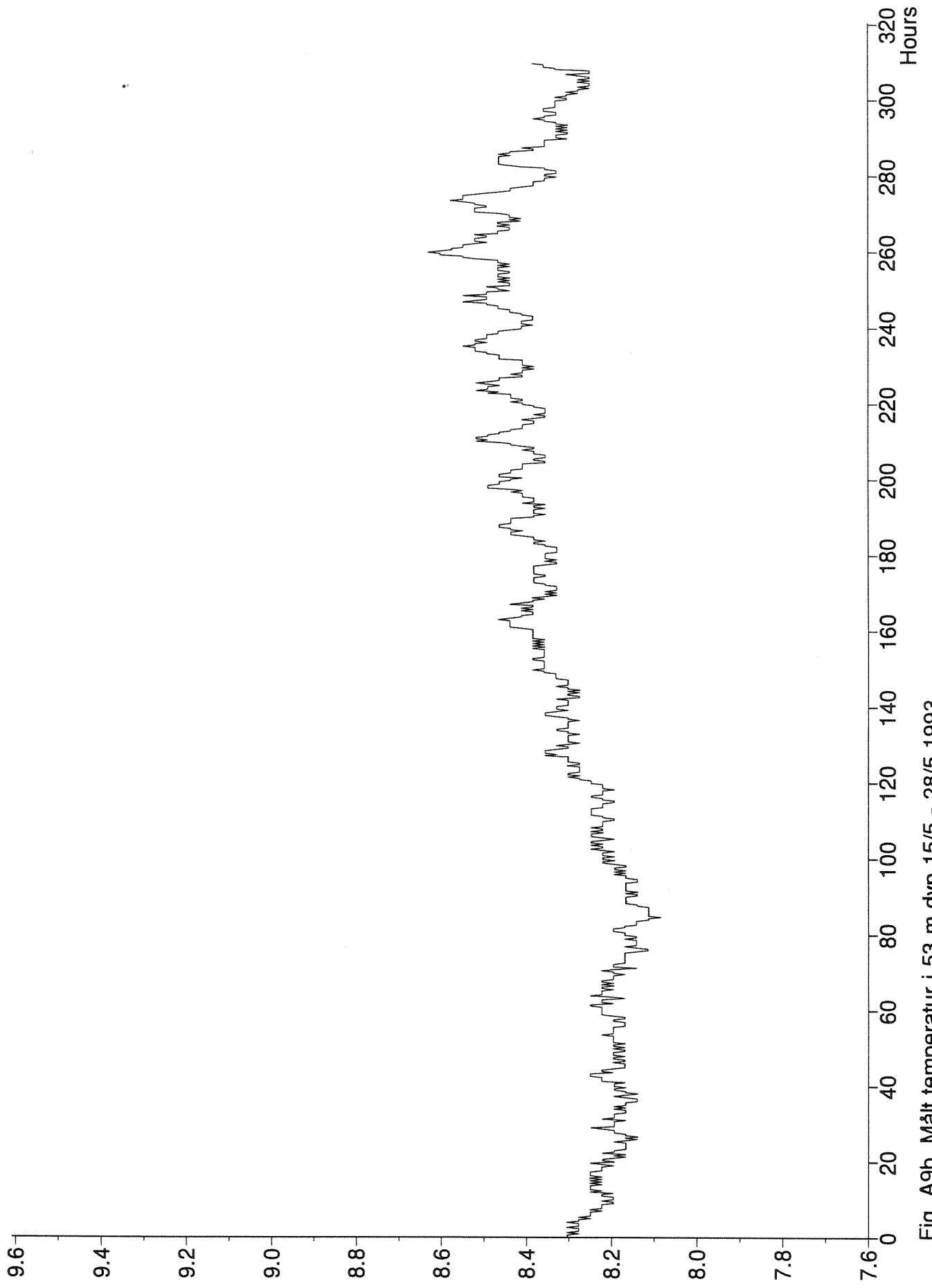


Fig. A9b. Målt temperatur i 53 m dyp 15/5 - 28/5 1993.

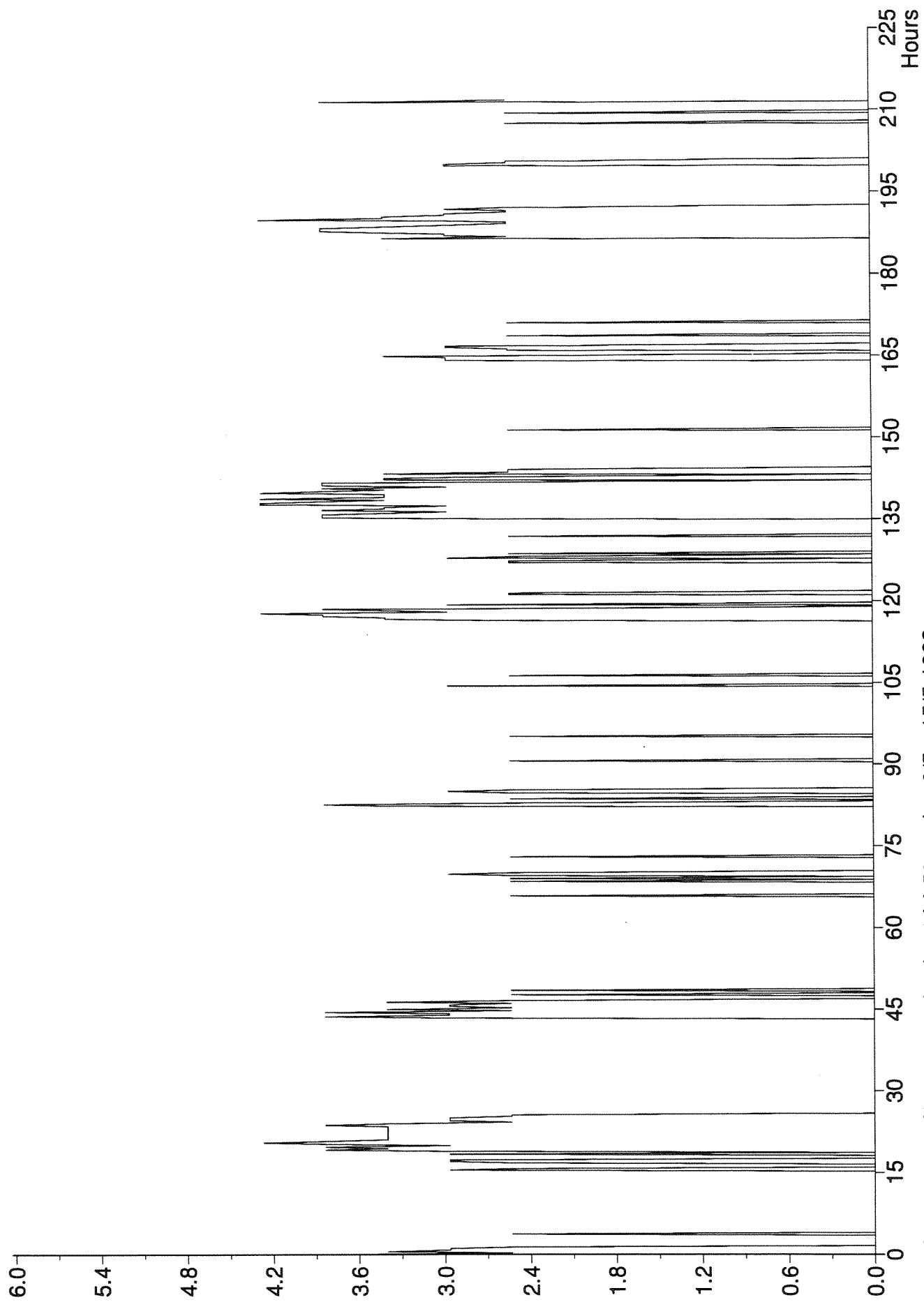


Fig. A10a. Målt strømstyrke (cm/s) i 53 m dyp 6/5 - 15/5 1993.

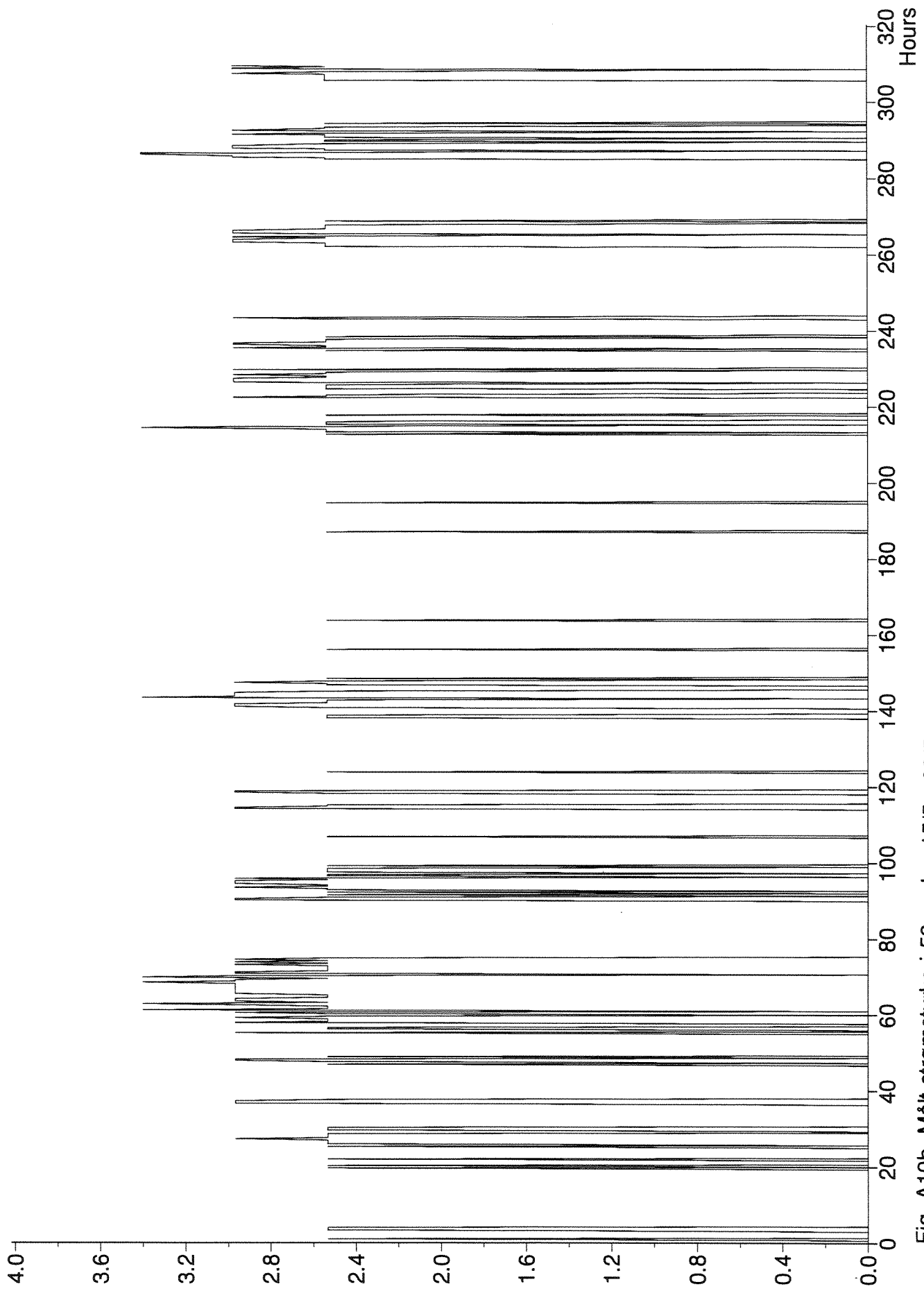


Fig. A10b. Målt strømstyrke i 53 m dyp 15/5 - 28/5 1993.



Fig. A11a. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 53 m dyp, periode 6/5

- 15/5 1993.



Fig. A11b. Statistisk fordeling av strømretningsobservasjonene i 53 m dyp, periode 15/5 - 28/5 1993.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2331-2