

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

0-123/72

RESIPIENTUNDERSØKELSE AV FJORDSYSTEMET

I

FLEKKEFJORDREGIONEN

Blindern, 20. januar 1976

Saksbehandler: cand.mag. Sverre Kolstad

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

FORORD

Oppdragsgiver for denne undersøkelsen er Regionplanrådet for Flekkefjordregionen. Arbeidets omfang er definert i O-123/72 "Forslag til resipientundersøkelse for fjordsystemet i Flekkefjordregionen" av 9. januar 1972. Hovedkontakt for oppdragsgiver har vært fylkesplanlegger Gunnar P. Strand, senere fylkesplanlegger Gunnar Stavrum.

Oppdraget omfatter undersøkelser i følgende fjordområder: Fedafjorden i Kvinesdal kommune og Loga, Grisefjorden, Tjørsvågbukta, Flekkefjorden og Stolsfjorden i Flekkefjord kommune.

Ernst Maberg, Flekkefjord, takkes for verdifull hjelp med innsamling av supplerende hydrografisk materiale. Videre takkes Flekkefjord kommune for båter og dyktig mannskap som ble stilt til instituttets disposisjon.

Ved instituttet har følgende medarbeidere deltatt i arbeidet:

Cand.real. Tor Bokn	(Marin botanikk)
Cand.real. Lars Kirkerud	(Hydrokjemi, sammenfattende)
Cand.mag. Sverre Kolstad	(Saksbehandler, forurensnings-tilførsler og generelle forhold)
Cand.real. Jarle Mølver	(Hydrofysikk, vannutskiftning)
Cand.real. Brage Rygg	(Marin zoologi)

Blindern,

Blindern, 20. januar 1976

Sverre Kolstad

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
FIGURFORTEGNELSE	5
TABELLFORTEGNELSE	8
SAMMENDRAG	10
1. INNLEDNING	13
2. BESKRIVELSE AV GEOGRAFISKE FORHOLD	14
2.1 Fjordområdenes geografiske avgrensning, dybde- og volumforhold	14
2.2 Generell geologisk beskrivelse av området	17
2.3 Fjordområdenes nedbørfelt: arealfordeling, bosetting og næringsliv	17
3. AVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER	25
3.1 Tilførsel av ferskvann (avrenning)	25
3.2 Generelt om forurensningstilførsler	25
3.3 Tilførsler til de enkelte fjordområder	27
4. GENERELT OM VANNUTSKIFTNING OG FORURENSNINGSBELASTNING	
I FJORDER	35
4.1 Vannutskiftningsmekanismer	35
4.2 Forurensningsbelastning	37
5. MATERIALE OG METODER	41
5.1 Feltarbeid	41
5.2 Analysemetodikk	43
6. HYDROFYSISKE FORHOLD	48
6.1 Lagdeling i vannmassene	48
6.2 Vannstandsvariasjoner	49
6.3 Estuarin sirkulasjon	52
6.4 Dypvannsutskiftninger i Flekkefjordområdet	53
6.5 Vannutskiftningen i Logevatnet	55
6.6 Dypvannsutskiftninger i Fedafjorden	56
7. HYDROKJEMI	92
7.1 NIVAs undersøkelser i 1970	92
7.2 Oksygen	92
7.3 Næringsalter	94
7.4 Begrensende næringsstoff	101
7.5 Fosforbudsjett	105
7.6 Organisk stoff	108
7.7 Tungmetaller	110

	Side:
8. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER	127
8.1 Fastsittende alger	127
8.2 Strandfauna	135
9. SAMMENFATTENDE RESIPIENTVURDERING	147
9.1 Flekkefjordsystemet	147
9.2 Fedafjorden	151
10. REFERANSER	153

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		Side:
2.1	Oversiktskart over de undersøkte fjordområder	21
2.2	Langsgående dybdeprofil fra Loga til Listafjorden	22
2.3	Langsgående dybdeprofil fra Øye til Listafjorden	23
2.4	Oversiktskart over nedbørfelter	24
5.1	Hydrografiske stasjoner	47
6.1	Vertikal tetthetsfordeling, Tjørsvågbukta	58
6.2	Vertikal tetthetsfordeling, Flekkefjorden	59
6.3	Vertikal tetthetsfordeling, Fedafjorden	60
6.4	Vannstandsvariasjon i Grisefjorden og lufttrykk på Lista	61
6.5	Vannstandsvariasjoner i Tjørsvågbukta og tidevann i Nevlunghavn	62
6.6-6.17	Vertikale snitt i Flekkefjorden - langsgående hovedsnitt:	
6.6	Temperatur, sept. 1973	63
6.7	Saltholdighet, sept. 1973	64
6.8	Oksygen, sept. 1973	65
6.9	Temperatur, des. 1973	66
6.10	Saltholdighet, des. 1973	67
6.11	Oksygen, des. 1973	68
6.12	Temperatur, mars 1974	69
6.13	Saltholdighet, mars 1974	70
6.14	Oksygen, mars 1974	71
6.15	Temperatur, juni 1974	72
6.16	Saltholdighet, juni 1974	73
6.17	Oksygen, juni 1974	74
6.18-6.21	Tidsvariasjoner av oksygen:	
6.18	Grisefjorden	75
6.19	Tjørsvågbukta	76
6.20	Flekkefjorden	77

	Side:
6.21 Loga	78
6.22-6.33 Vertikale snitt i Fedafjorden - langsgående hovedsnitt:	
6.22 Temperatur, sept. 1973	79
6.23 Saltholdighet, sept. 1973	80
6.24 Oksygen, sept. 1973	81
6.25 Temperatur, des. 1973	82
6.26 Saltholdighet, des. 1973	83
6.27 Oksygen, des. 1973	84
6.28 Temperatur, mars 1974	85
6.29 Saltholdighet, mars 1974	86
6.30 Oksygen, mars 1974	87
6.31 Temperatur, juni 1974	88
6.32 Saltholdighet, juni 1974	89
6.33 Oksygen, juni 1974	90
6.34 Tidsvariasjoner av oksygen, Fedafjorden	91
7.1-7.4 Vertikale snitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt:	
7.1 Ortofosfat, sept. 1973	114
7.2 Ortofosfat, des. 1973	115
7.3 Ortofosfat, mars 1974	116
7.4 Ortofosfat, juni 1974	117
7.5-7.8 Vertikale snitt i Fedafjorden, langsgående hovedsnitt:	
7.5 Ortofosfat, sept. 1973	118
7.6 Ortofosfat, des. 1973	119
7.7 Ortofosfat, mars 1974	120
7.8 Ortofosfat, juni 1974	121
7.9-7.12 Vertikalfordelingen av ortofosfat, total fosfor, nitrat, jern, oksygen, hydrogensulfid og tetthet i Flekkefjordsystemet, juni 1974:	
7.9 Grisefjorden	122
7.10 Tjørsvågbukta	123

Side:

7.11	Flekkefjorden	124
7.12	Stolsfjorden	125
7.13	Fosfatkonsentrasjon som funksjon av hydrogensulfid	126
8.1	Stasjoner for fastsittende alger og strandfauna	138
8.2	Stasjonenes innbyrdes likhet mht. de fastsittende algers artssammensetning	139
8.3	Stasjonenes innbyrdes likhet mht. faunaens artssammensetning	140

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:		Side:
2.1	Areal- og volumdata for Loga, Grisefjorden, Tjørsvågbukta, Flekkefjorden	15
2.2	Areal- og volumdata for Fedafjorden	16
2.3	Arealfordeling i Flekkefjordregionens nedbørfelter	18
2.4	Antall innbyggere i Flekkefjordregionens nedbørfelter	19
2.5	Antall personer over 16 år med minst 100 arbeidstimer i næring/yrke i Flekkefjord kommune	19
2.6	Antall personer over 16 år med minst 100 arbeidstimer i næring/yrke i Kvinesdal kommune	20
3.1	Ferskvannstilførselen til fjordområdene	25
3.2	Forurensningstilførsler fra befolkning	27
3.3	Tilførsler fra jord, skog og utmark	28
3.4	Tilførsler fra industri	32
3.5	Sammenstilling av beregnede utslipp av organisk stoff og næringssalter og resulterende overflatebelastning i de enkelte resipienter	34
4.1	Sammenhørende verdier mellom lufftrykk og vannstandsendringer (etter Tidevannstabeller for den Norske kyst med Svalbard 1974, Norges Sjøkartverk, 1974	36
6.1	Høyeste og laveste målte vannstand i Tjørsvågbukta og Grisefjorden for hver måleperiode	51
6.2	Midlere netto vannutskiftning over terskeldypet for fjordene i Flekkefjordregionen	53
7.1	Ortofosfatkonsentrasjonen i overflatevann fra Flekkefjordområdet, 0 m, $\mu\text{g PO}_4$ - P/liter	95
7.2	Ortofosfat i overflatevann (1 m dyp) fra andre områder, $\mu\text{g PO}_4$ - P/liter	95
7.3	Nitratkonsentrasjonen i overflatevann fra Flekkefjordområdet, 0 m, $\mu\text{g NO}_3$ - N/liter	97
7.4	Nitratkonsentrasjonen i overflatevann (1 m dyp) fra andre områder, $\mu\text{g NO}_3$ - N/liter	97
7.5	Ammonium i overflatevann og bunnvann fra Flekkefjordområdet, $\mu\text{g NH}_4$ - N/liter	99

Tabell nr.:		Side:
7.6	Jern i overflatevann fra Flekkefjordregionen, $\mu\text{g Fe/liter}$	100
7.7	Tilgjengelige næringssalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i 4 m dyp. Mars 1974	103
7.8	Totalt tilgjengelige næringssalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i 4 m dyp. Juni 1974	103
7.9	Tilført fosfor og nitrogen fra naturlig avrenning og forurensning (kfr. tabell 3.5)	104
7.10	N/P-forholdet (molært) mellom tilgjengelige forbindelser i overflatevann (0 m) fra Flekkefjordregionen	104
7.11	Tilgjengelige næringssalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i dypvann (snitt mars og juni -74)	105
7.12	Anslått fosforbudsjett for Flekkefjord-systemet og Indre Fedafjord, t P/år. Tallene er ikke presise, men illustrerer de relative forhold	108
7.13	Total organisk karbon i Flekkefjordregionen, mg C/liter	109
7.14	Total organisk karbon i Oslofjorden (1 m dyp), mg C/liter (NIVA 1974c)	110
7.15	Analyseverdier av tungmetaller i fjordvannet i Flekkefjordregionen 1974, $\mu\text{g/liter}$ (se kart s.	111
7.16	Innhold av tungmetaller ($\mu\text{g/l}$) i Oslofjorden (NIVA 1974c)	112
8.1	Registrerte arter fra algeinnsamlingen	141
8.2	Saltholdighet ($^{\circ}/\text{oo}$) i 0-5 m dyp, målt med salinoterm eller bestemt ved titrering av vannprøve (x)	145
8.3	Registrerte arter av strandfauna ved undersøkelserne 12. og 13.9.1973	146

SAMMENDRAG OG PRAKTISKE KONKLUSJONER

I Jordsystemet i Flekkefjordregionen er karakterisert med hensyn til påvirkning av og følsomhet for avfall fra befolkning og industri:

Karakteristikken er gjort på grunnlag av:

Utslipps- og avrenningsforhold

Geografiske og batygrafiske forhold

Hydrofysiske undersøkelser

Hydrokjemiske undersøkelser

Undersøkelse av fastsittende algevegetasjon og strandfauna i området

- a. Innen Flekkefjordsystemet er det funnet tydelige indikasjonene på forurensningsvirkninger i Grisefjorden og Tjørsvågbukta. Belastningen gir seg særlig utslag i dypvann som er råttent (hydrogensulfid-holdig) eller har lavt oksygeninnhold. Også i selve Flekkefjorden er dypvannet preget av periodevis kritiske oksygenforhold, selv om en i undersøkelsesperioden ikke registrerte råttent vann. Stolsfjorden viser ingen markerte forurensningsvirkninger. Situasjonen i Logevatn har vært vanskelig å bedømme på grunn av det sannsynligvis naturlig råtne dypvannet og påvirkningen fra Grisefjorden. Bedømt ut fra de beregnede forurensningstilførsler synes ikke vannet særlig sterkt belastet. Bortsett fra Stolsfjorden må alle de nevnte fjordbassenger regnes som ømfintlige resipienter.
- b. Fedafjorden er relativt lite belastet. I Indre Fedafjord er det imidlertid tegn på periodevis oksygensvikt i dyplaget. Andre tegn på forurensning er lite utpreget. Indre Fedafjord må betraktes som følsom for kloakkvannspåvirkning og partikulært organisk materiale.

- c. Hovedårsaken til de registrerte forurensningsvirkninger må antas å være direkte og indirekte belastning med organisk stoff. Trolig spiller den indirekte belastning - dvs. tilførsel av plantenæringsstoffer og resulterende økt planteplanktonproduksjon - størst rolle.

Beregninger av forholdet mellom mengdene av nitrogen- og fosforforbindelser tyder på at det i begge fjordsystemer er et relativt overskudd av nitrogenforbindelser.

- II a. I Flekkefjordsystemet anbefales at forurensningen med lett nedbrytbart organisk stoff og fosforforbindelser begrenses vesentlig. Behandlingen av det kommunale avløpsvann bør minimum omfatte mekanisk-kjemisk rensing.

Ved utslipp av rensset avløpsvann i Tjørsvågbukta eller Grisefjorden bør dette skje relativt grunt (6-8 m) for å unngå medrivning av næringsrikt dypvann.

Utslipp i Flekkefjorden bør sannsynligvis skje på 10-12 m dyp. Man vil da unngå økt direkte belastning av vannet under terskelnivå, samtidig som risikoen for medrivning av det relativt næringsrike dypvannet minskes.

- b. I Indre Fedafjord anbefales at forurensning med lett nedbrytbart organisk stoff og fosforforbindelser ikke økes, men heller begrenses noe. Mekanisk rensing av det kommunale kloakkvann og dyputslipp med innlagring under den innadgående kompensasjonsstrømmen kan forsøkes, men muligheter for videregående rensing bør være til stede.
- c. I tillegg til rense- og utslippstiltak anbefales at begge fjordsystemer gjøres til gjenstand for en enkel overvåkning med hovedvekten på overflatevannkvalitet, dypvannets

oksygeninnhold og forekomsten av metaller. Feltarbeidet bør i det vesentlige utføres lokalt, men i samarbeid med en forskningsinstitusjon.

1. INNLEDNING

Undersøkelsen har tatt sikte på å beskrive naturgrunnlaget og omfanget av forurensninger i Flekkefjordområdet og i Fedafjorden. Det er videre søkt å finne holdepunkter for hvordan forurensningsproblemene bør angripes. Valg av utslippssted og utslippsdyp kan bare diskuteres i grove trekk i det undersøkelsen ikke har omfattet detaljundersøkelser av aktuelle utslippssteder.

Feltobservasjonene ble utført i tidsrommet september 1973-juli 1974.

For å kunne følge årstidsvariasjonene ble det foretatt 4 hydrografiske tokt. Mellom disse toktene utførte lokalt mannskap hver måned målinger av temperatur, saltholdighet og siktedyp.

Registrering og innsamling av biologisk materiale ble utført i september 1973 og i juli 1974.

Analyser av tungmetallinnhold er utført av Sentralinstitutt for industriell forskning. For øvrig er alt innsamlet materiale analysert og vurdert ved vårt institutt.

2. BESKRIVELSE AV GEOGRAFISKE FORHOLD

2.1 Fjordområdenes geografiske avgrensning, dybde- og volumforhold

Figur 2.1 viser en kartskisse av fjordsystemet som er undersøkt. På figuren er de avgrensningene som er benyttet i rapporten, tegnet inn.

Området Listafjorden - Loga

Figur 2.2 viser en langsgående dybdeprofil fra Listafjorden til Loga (Profilen følger dypålen i fjordene). Det fremgår av figuren at de indre fjordene er avgrenset fra området utenfor av grunne områder (terskler). Ved flere av disse tersklene har fjordsystemet liten bredde, slik at tverrsnittsarealene blir små. Disse forhold virker hindrende på vannskiftningen i de indre fjordområder.

Den ytterste terskelen ligger ved Kjeøy. Her er terskeldypet ca. 20 m. Terskelen mellom Flekkefjord og Tjørsvågbukta har et dyp på ca. 8 m. Kanalen gjennom Flekkefjord sentrum forbinder Tjørsvågbukta med Grise-fjorden. Dypet er ca. 3 meter og minste tverrsnittareal er ca. 75 m^2 . Kanalens lengde er ca. 400 m.

Logakanalen som forbinder Logavannet med Grisefjorden, er ca. 2 km lang. Dypet er for det meste ca. 2 m.

Fedafjorden

Figur 2.3 viser en langsgående dybdeprofil av Fedafjorden. Denne figuren viser at de dypere vannmasser i fjorden er atskilt av en terskel på ca. 40 m dyp ved Agnholmen innenfor Feda. I denne rapporten har vi kalt fjordområdet innenfor terskelen for Indre Fedafjord og området utenfor for Ytre Fedafjord.

Mellom Ytre Fedafjord og Stolsfjorden er det ikke noe fysisk skille som kan hindre vannmassenes bevegelse. Vi har i denne undersøkelsen valgt grensen mellom de to fjordene ved Stolen. Se figur 2.3.

Beregninger

Til beregning av fjordområdenes horisontale bassengarealer i forskjellige dyp er det benyttet planimeter.

Området Listafjorden - Grisefjorden dekkes av sjøkart nr. 478. På dette kartet er det gjengitt dybdekoter 10, 20, 100, 200 og 300 m. Koter for mellomliggende dyp er skjønsmessig tegnet inn.

Fedafjorden dekkes av sjøkart nr. 12. Dette kartet er utgitt i 1896 og har målestokk 1:50 000, og disse forholdene innebærer at nøyaktigheten i beregningen av arealer og volumer blir liten.

Areal- og volumforhold i Loga er beregnet ut fra egne opploddinge. Det er foretatt få loddskudd, og disse gir derfor bare grunnlag for å angi omtrentlige verdier.

Resultatene av areal- og volumberegningene er fremstilt i tabell 2.1 og tabell 2.2.

Tabell 2.1 Areal- og volumdata for Loga, Grisefjorden, Tjørsvågbukta, Flekkefjorden

Arealene er gitt i km² og volumene i mill. m³. Vol. I gjelder for volumer fra 0 m til gitt dyp, Vol. II for 10 meter ovenfor gitt dyp.

Dyp i m	Loga (største dyp ca. 51 m)			Grisefjorden (største dyp: 32 m)			Tjørsvågbukta (største dyp: 38 m)			Flekkefjorden (største dyp: 109 m)		
	Areal	Vol. I	Vol. II	Areal	Vol. I	Vol. II	Areal	Vol. I	Vol. II	Areal	Vol. I	Vol. II
0	0,89	-	-	0,98	-	-	0,64			2,68		
10	0,68	7,8	7,8	0,66	8,5	8,5	0,51	5,8	5,8	2,36	25,1	25,1
20	-	14,2	6,4	0,28	13,2	4,7	0,38	10,3	4,5	2,06	46,8	21,7
30	0,48	19,6	5,4	0,03	14,8	1,6	0,06	12,4	2,1	1,90	66,3	19,5
40	0,25	23,3	3,7					12,6	0,2	1,59	83,9	17,6
50	0,08	25,0	1,7							1,34	98,5	14,6
60											110,9	12,4
70										0,99	121,7	10,8
80										-	130,6	8,9
90										0,45	136,3	5,7
100										0,28	140,1	3,8
110											141,5	1,4

Tabell 2.2 Areal- og volumdata for Fedafjorden

Arealene er gitt i km² og volumene i mill. m³.

Vol. I gjelder for volumer fra 0 m til gitt dyp,

Vol. II for 25 meters intervallet ovenfor gitt dyp
(omtrentlige verdier).

Dyp i m	Indre Fedafjord			Ytre Fedafjord		
	Areal	Vol. I	Vol. II	Areal	Vol. I	Vol. II
0	1,9	-	-	8,6	-	-
25	1,5	44	44	7,5	200	200
50	1,1	77	33	6,4	375	173
75	0,5	97	20	5,5	521	148
100	-	100	3	4,6	646	125
125				3,9	754	108
150				3,2	844	90
175				2,6	917	73
200				2,0	972	55
225				1,7	1020	48
250				1,4	1060	40
275				1,1	1093	33
300				0,8	1116	23
325				0,5	1131	15
350				0,2	1139	8
375				-	1140	1

Vannmassene under terskelnivå i Indre Fedafjord er anslagsvis beregnet til 35 mill. m³.

2.2 Generell geologisk beskrivelse av området

De undersøkte fjordområdene med tilhørende nedbørfelter ligger i det sør-norske grunnfjellsområdet der de dominerende bergarter er gneiss og granitt. Disse bergarter er sure og harde og forvitrer langsomt. Dette gjør at avrenningsvannets gjennomgående blir surt og saltfattig og har liten bufferevne. (NIVA 1973a).

Den marine grense (havnivået ved siste istid ligger lavt, ca. 20 m.o.h.). Under den marine grense finner en sammenhengende masser av finkonige jordarter som sand og leire. Over den marine grense består løsavsetningene stort sett av morénejord og sedimenter avsatt i elver og innsjøer. (Andersen 1960.)

Generelt sett er nedbørfeltet jordfattig og jorddybden er liten. Den sedimentære og den organiske jorden er gjennomgående dypest, mens forvittringsjord og morénejord har minst dybde. (Låg 1957.)

2.3 Fjordområdenes nedbørfelt: arealfordeling, bosetting og næringsliv

Figur 2.4 viser de undersøkte fjorders nedbørfelter. Av praktiske grunner har vi valgt å inndele det samlede felt i 10 mindre nedbørfelter. Beregningen av de enkelte nedbørfelters arealer er foretatt ved hjelp av planimeter. Karter i målestokk 1:50 000 er benyttet (NGO - Serie M711). Opplysninger om arealbruk er hentet fra Jorddirektoratets kartverk "Produksjonsgrunnlaget for landbruket". Disse kartene har målestokk 1:100 000. Resultatet av beregningene av arealfordelingen er fremstilt i tabell 2.3.

Ved beregningen av Kvinas nedbørfelt er ikke arealet som berøres av vannoverføringen til Sira tatt med.

Tabell 2.4 viser antall innbyggere i de forskjellige nedbørfelter. Opplysningene er hentet fra folke- og boligtellinger - 1970 (Statistisk sentralbyrå 1973). Til illustrasjon av næringslivet i kommunene er opplysninger om antall personer beskjeftiget i forskjellige nærings- og yrkesområder fremstilt i tabell 2.5 og tabell 2.6 (Statistisk sentralbyrå 1973).

Tabell 2.3 Arealfordeling i Flekkefjordregionens nedbørfelter

Nedbørfelt	Samlet areal km ²	Fjordoverflåte km ²	Ferskvann km ²	Jordbruksareal km ²	Skog km ²	Annet areal km ²
1. Loga	25 (100%)	0,9 (4%)	1,1 (4%)	1 (4%)	10 (40%)	12 (48%)
2. Logakanalen	7 (100%)	1,4 (1%)	0,5 (7%)	0,1 (2%)	2 (30%)	4 (60%)
3. Grisefjorden	45 (100%)	1,0 (2%)	6,1 (14%)	2 (4%)	15 (33%)	21 (47%)
4. Tjørsvågbukta	8 (100%)	0,6 (7%)	0,2 (2%)	0,3 (4%)	4 (50%)	3 (37%)
5. Flekkefjorden	30 (100%)	2,7 (9%)	2,4 (8%)	0,4 (1%)	4 (14%)	20 (68%)
6. Kvinavassdraget	579 (100%)	-	39 (7%)	12 (2%)	127 (22%)	401 (69%)
7. Liknes - Øye	51 (100%)	-	3 (6%)	7 (14%)	17 (33%)	24 (47%)
8. Øye - Feda	13 (100%)	1,9 (15%)	-	-	4 (31%)	7 (54%)
9. Fedavassdraget	211 (100%)	-	18 (9%)	6 (3%)	58 (27%)	129 (61%)
10. Feda - Stolen	49 (100%)	8,6 (18%)	3 (6%)	1 (2%)	8 (17%)	28 (57%)

Tabell 2.4 Antall innbyggere i Flekkefjordregionens nedbørfelter

Nedbørfelt	Befolkning (1970) (ca. antall)
1. Loga	250
2. Logakanalen	260
3. Grisefjorden	3 575
4. Tjørsvågbukta	5 450
5. Flekkefjorden	240
SUM 1-5	5 690
6. Kvinavassdraget	1 900
7. Liknes - Øye	2 200
8. Øye - Feda	-
9. Fedavassdraget	1 100
10. Feda - Stolen	-
SUM 6-10	5 200

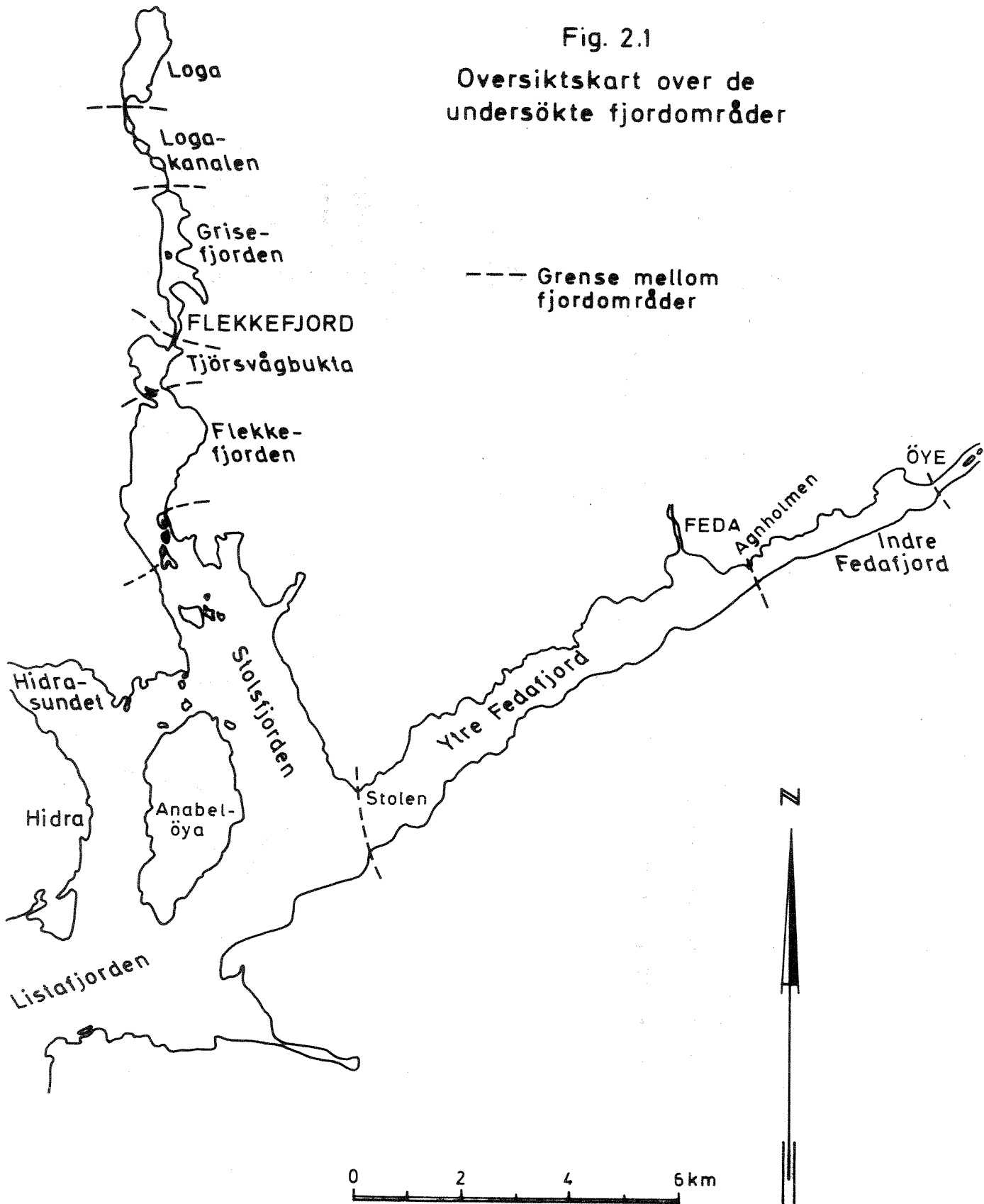
Tabell 2.5 Antall personer over 16 år med minst 100 arbeidstimer i næring/yrke i Flekkefjord kommune

Næring/Yrkesområde	Antall yrkesaktive personer
I alt	3 665
Næring:	
Jordbruk	422
Skogbruk mv.	16
Fiske mv., hvalfangst	190
Bergverksdrift mv.	6
Industri	1 016
Bygge- og anleggsvirksomhet	301
Kraft-, vannfors. mv.	39
Varehandel	459
Finansinstitusjoner	51
Eiendomsdrift	-
Sjøtransport	188
Annen samferdsel	207
Off. adm. og forsvar	134
Off. og priv. tj.yting	492
Lønnet husarbeid	51
Annen tjenesteyting	80
Uoppgitt	12

Tabell 2.6 Antall personer over 16 år med minst 100 arbeidstimer
i næring/yrke i Kvinesdal kommune

Næring/Yrkesområde	Antall yrkesaktive personer
I alt	2 025
Næring:	
Jordbruk	473
Skogbruk mv.	7
Fiske mv., hvalfangst	5
Bergverksdrift mv.	110
Industri	399
Bygge- og anleggsvirksomhet	316
Kraft-, vannfos. mv.	27
Varehandel	162
Finansinstitusjoner	20
Eiendomsdrift	-
Sjøtransport	98
Annen samferdsel	79
Off adm. og forsvar	44
Off. og priv. tj.yting	197
Lønnet husarbeid	23
Annen tjenesteyting	63
Uoppgitt	2

Fig. 2.1
Oversiktskart over de
undersökte fjordområder



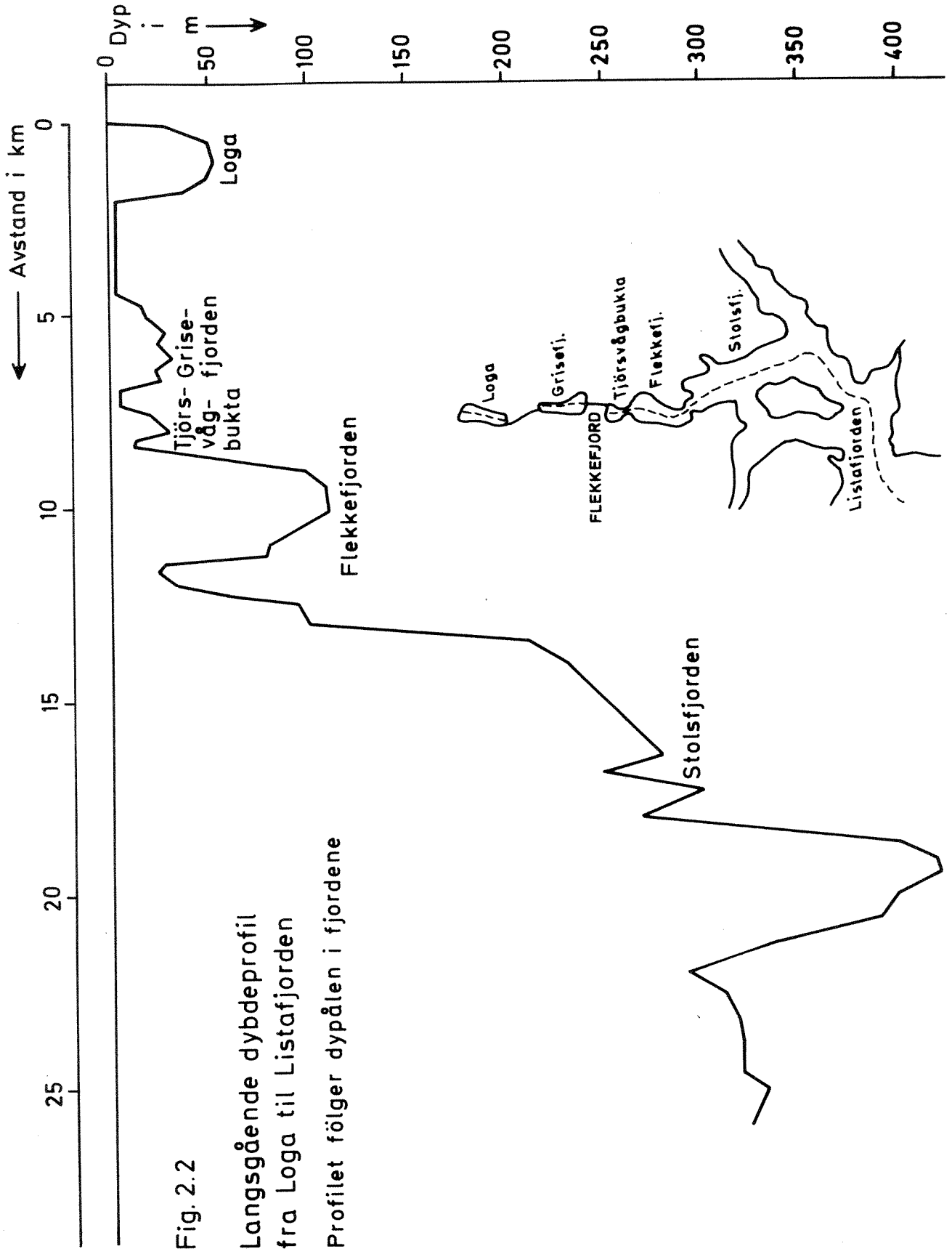


Fig. 2.2
Langsgående dybdeprofil
fra Loga til Listafjorden
Profilen følger dypålen i fjordene

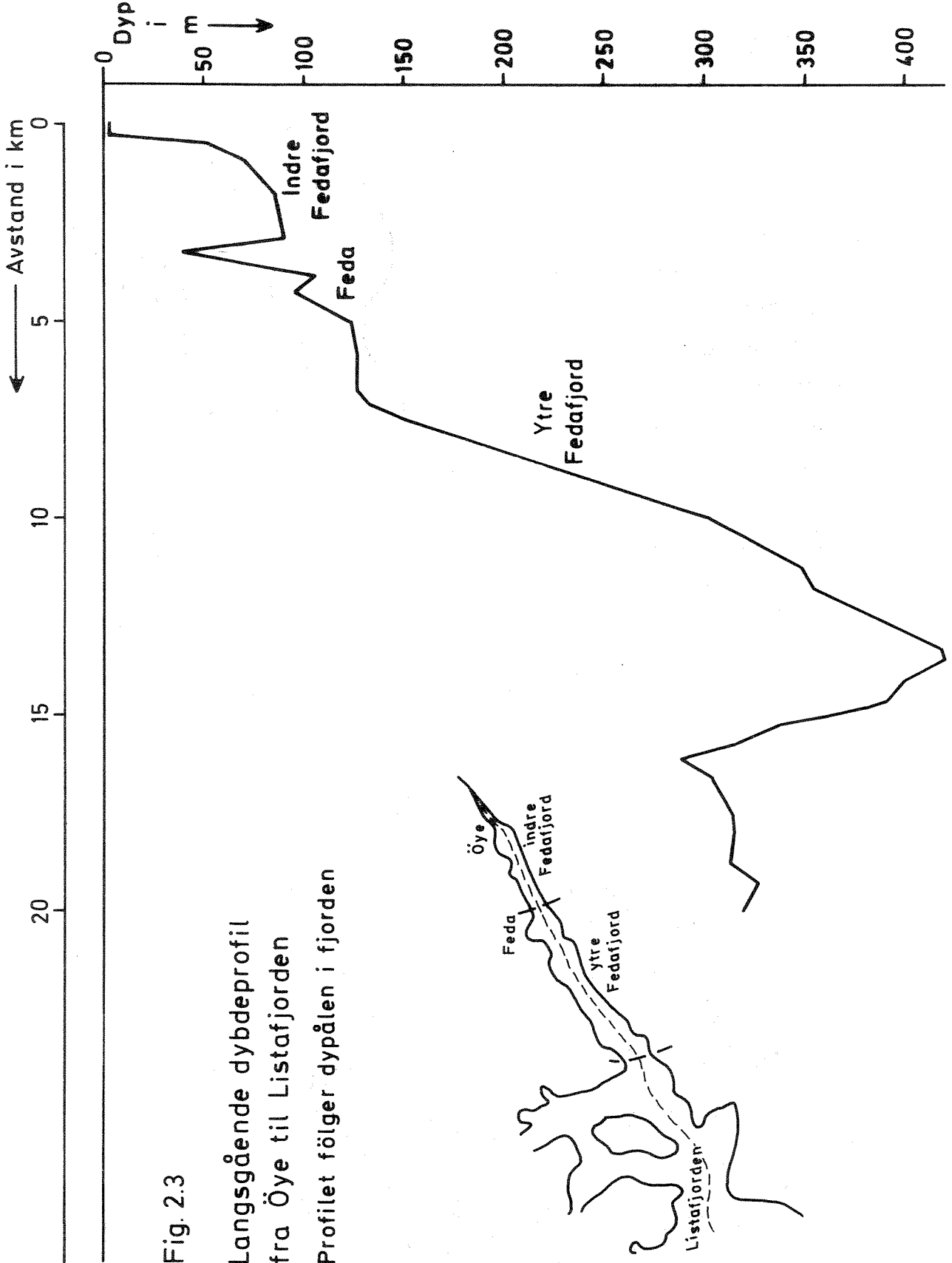
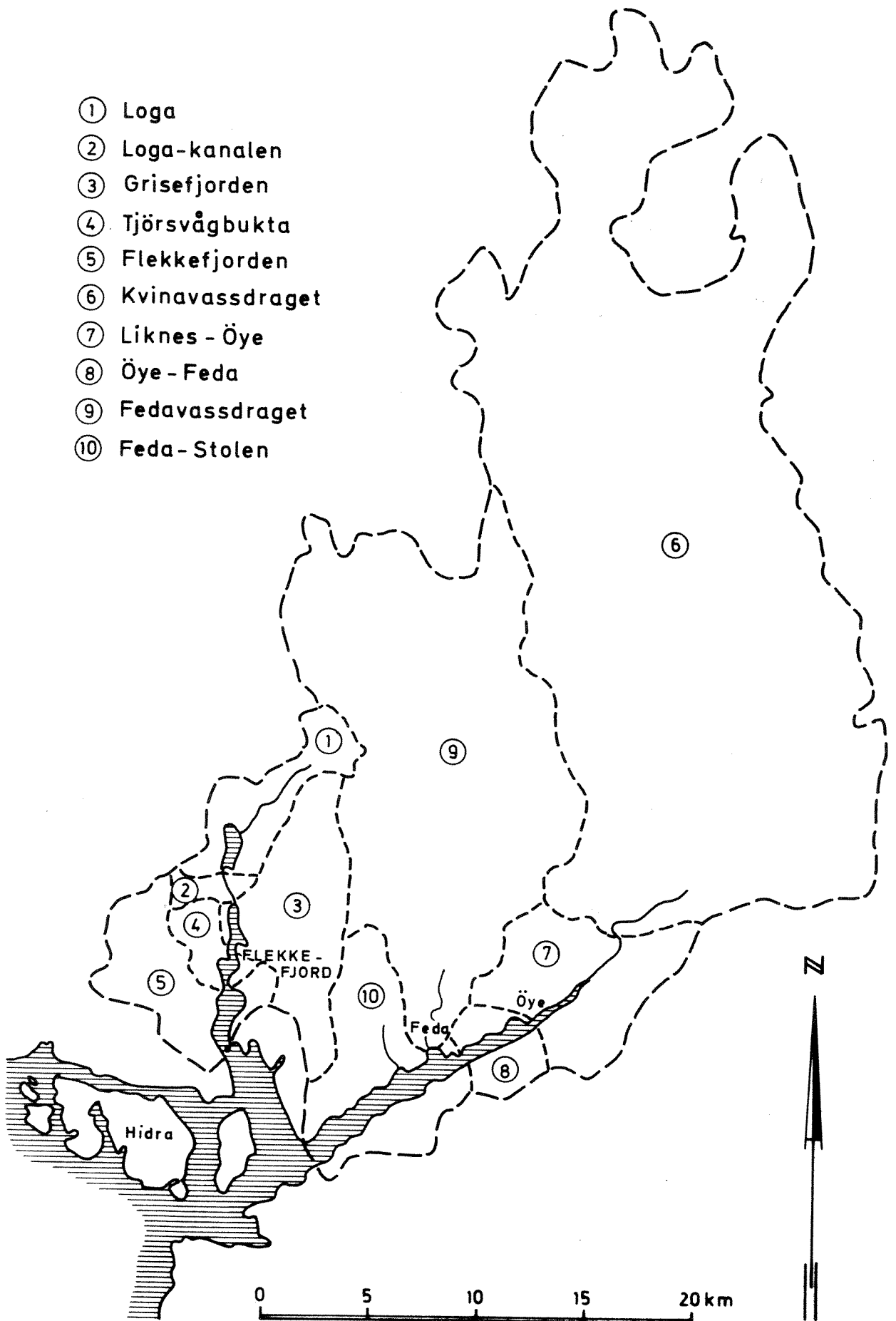


Fig. 2.3
Langsgående dybdeprofil
fra Öye til Lista fjorden
Profilen følger dypålen i fjorden

Fig.2.4 Oversiktskart over nedbørfelter



3. AVRENNING OG FORURENSNINGSTILFØRSLER

3.1 Tilførsel av ferskvann (avrenning)

Avrenningen fra de forskjellige nedbørfeltene er angitt som midlere årlig avrenning. Den spesifikke årlige avrenning er anslått på grunnlag av NVEs Hydrologisk årbok 1958 (NVE 1958). Resultatene er fremstilt i tabell 3.1. Ferskvannsmengden som tilføres fjorden via ledningsnettene er ikke vurdert. Det bemerkes at minstevannføringen i Kvina ved konsesjonsbetingelser er satt til $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ i vinterhalvåret og $3,1 \text{ m}^3/\text{s}$ i sommerhalvåret målt ved Rafoss. Ved beregningen av ferskvannstilførselen er det bare tatt med den delen av Kvinas nedbørfelt som ikke berøres av vannoverføringen til Sira.

Tabell 3.1 Ferskvannstilførselen til fjordområdene

Nedbørfelt	Spesifikk avrenning $\text{l}/\text{sek} \cdot \text{km}^2$	Midlere årlig avrenning m^3/sek
1 Loga	50	1.3
2 Logakanalen	50	0.4
3 Grisefjorden	50	2.3
4 Tjørsvågbukta	50	0.4
5 Flekkefjorden	50	1.5
SUM 1-5		5.9
6 Kvinavassdraget	60	34.7
7 Liknes - Øye	50	2.6
8 Øye - Feda	50	0.7
9 Fedavassdraget	50	10.6
10 Feda - Stolen	50	2.5
SUM 6-10		51.5

3.2 Generelt om forurensningstilførsler

Hovedtypene av forurensninger i vassdrag og fjorder kan hensiktsmessig inndeles i fire kategorier.

1. Organiske stoffer som lager problemer ved sin nedbrytning i vannforekomstene.
2. Plantenæringsstoffer som medfører økt biologisk produksjon i vannforekomstene, og derved en sekundærbelastning med organisk stoff.
3. Stoffer som kan tenkes å medføre giftvirkninger, (tungmetaller, pesticider o.a.).
4. Fysiske påvirkninger (varmtvannsutslipp, slamtransport).

Som regel vil det være en kombinasjon av to eller flere av disse forurensningstyper som gjør seg gjeldende.

I denne rapporten er det gjort forsøk på å kvantifisere utslippene av organisk stoff og næringsalter.

Utslippene av tungmetaller og miljøgifter samt fysiske påvirkninger er ikke vurdert i detalj. Dette skyldes at det foreligger få erfaringstall og at undersøkelsen ikke har omfattet analyser av avløpsvann.

Tilførslene av organisk materiale er angitt som biokjemisk oksygenforbruk (BOF_7), og angir den mengde oksygen som medgår ved den biologiske nedbrytning av det tilførte organiske materiale under standardiserte laboratoriebetingelser. Indeksen 7 i BOF_7 , refererer til at målingene omfatter en nedbrytningsperiode på 7 døgn.

Næringssaltenes virkning i resipienten vil bla.a. være avhengig av nitrogen- og fosfor-forbindelsenes tilstandsform, og følgelig er det vanskelig å finne enkle relasjoner mellom utslipp og forurensningsvirkning.

I denne rapporten er utslippene av P- og N-forbindelser angitt som vekten av fosfor og nitrogen (elementvekt), uavhengig av i hvilken form de slippes ut.

3.3 Tilførsler til de enkelte fjordområder

Vurderinger av forurensningstilførsler i området er tidligere gjort av Holme (1973) og Røstad (1968). Opplysninger fra disse rapportene er benyttet i beregningene.

Husholdningsavløpsvann - Kommunalt avløpsvann

Avløp fra husholdninger angis ofte som personequivaler = p.e. = den mengde som tilsvarer det gjennomsnittlige utslipp fra 1 person. I denne rapporten har vi gått ut fra at 1 personekvivalent tilsvarer følgende belastning:

organisk stoff v/BOF ₇	75 g O/person · døgn
total fosfor	2,5 g P/person · døgn
total nitrogen	12 g N/person · døgn

Forurensningstilførslene som er sammenstilt i tabell 3.2, er beregnet ut fra antall innbyggere i de enkelte nedbørfelt.

Vanlig kommunalt avløpsvann vil også inneholde en del tungmetaller, bl.a. beroende på fysiologisk utskillelse av metaller fra befolkningen. Videre vil innlekket overflatevann fra veier og gater samt drensvann inneholde tungmetaller i varierende mengder.

Tabell 3.2 Forurensningstilførsler fra befolkning

Nedbørfelt	BOF		Total fosfor		Total nitrogen	
	kg O/døgn	tonn O/år	kg P/døgn	tonn P/år	kg N/år	tonn N/år
1. Loga	18	7	0,6	0,2	3	1
2. Logakanalen	20	7	0,7	0,3	3	1
3. Grisefjorden	230	84	7,7	2,8	37	14
4. Tjørsvågbukta	141	52	4,7	1,7	23	8
5. Flekkefjorden	18	7	0,6	0,2	3	1
6. Kvinavassdraget	143	52	4,8	1,8	23	8
7. Liknes - Øye	165	60	5,5	2,0	26	9
8. Øye - Feda	-	-	-	-	-	-
9. Fedavassdraget	83	30	2,8	1,0	13	5
10. Feda - Stolen	-	-	-	-	-	-

Jordbruk, skog og utmark

Tilførslene fra jord- og skogbruk er meget vanskelig å kvantifisere. De få undersøkelser som er gjort på dette området forteller at type og mengde forurensninger varierer sterkt fra sted til sted. Likeledes varierer resultatet av målinger innen hvert felt og er avhengig av årstid, nedbør, gjødsel- og dyrkningsforhold.

For å kunne gi et anslag over bidraget fra avrenningen har vi i denne rapporten benyttet følgende verdier:

dyrket mark	: 1200 kg nitrogen/km ² · år
	: 20 kg fosfor/km ² · år
skog og uproduktive områder	: 200 kg nitrogen/km ² · år
	: 6 kg fosfor/km ² · år

Fra landarealene vil det også føres erosjonsmateriale og organisk stoff til vassdragene. Det organiske materialet vil i stor grad bestå av langsomt nedbrytbare humusforbindelser, som ikke kan omregnes til korttids biokjemisk oksygenforbruk.

Tabell 3.3 viser de beregnede tilførsler fra jord, skog og utmark.

Tabell 3.3 Tilførsler fra jord, skog og utmark

Nedbørfelt	Total fosfor (tonn P/år)			Total nitrogen (tonn N/år)		
	Jordbruk	Skog og utmark	Sum	Jordbruk	Skog og utmark	Sum
1. Loga	0,02	0,14	0,16	1	5	6
2. Logakanalen	-	0,04	0,04	-	1	1
3. Grisefjorden	0,04	0,26	0,30	3	9	12
4. Tjørsvågbukta	0,01	0,05	0,06	-	2	2
5. Flekkefjorden	0,01	0,18	0,19	-	6	6
6. Kvinavassdraget	0,24	3,40	3,64	14	114	128
7. Liknes - Øye	0,14	0,26	0,40	8	9	17
8. Øye - Feda	-	0,08	0,08	-	3	3
9. Fedavassdraget	0,12	1,23	1,35	7	41	48
10. Feda - Stolen	0,02	0,29	0,31	1	9	10

Industri

Opplysninger om industriutslipp er hentet fra kommunale utredninger og fra Statens forurensningstilsyn.

Av større bedrifter som benytter prosessvann er følgende registrert:

Bedrift	Nedbørfelt/resipient
Aarenes Lærwarefabrikk	Grisefjorden
Flekkefjord Meieri	Grisefjorden
T.B. Sigbjørnsen-Slakteri	Tjørsvågbukta
Agder Samslakteri	Kvina
Kvina Meieri	Kvina
Tinfoss Jernverk A/S - Øye Smelteverk	Indre Fedafjord
Trelandsfoss Tresliperi	Indre Fedafjord

Den øvrige industrielle virksomhet er av lite omfang, og noen detaljoversikt foreligger ikke. Generelt sett foretar mange mekaniske verksteder en overflatebearbeiding av sine produkter. Dette kan skje i form av galvaniske prosesser eller ved maling.

De galvaniske prosesser kan medføre relativt store utslipp av tungmetaller. Maling kan også føre til vannforurensning hvis den foregår ved åpent vann.

Det regnes med ca. 20% malingsvinn ved sprøytemaling. En stor del av dette vil føres til omgivelsene i form av støv. For øvrig må man regne med at olje og forskjellige hjelpestoffer kan føres til fjordområdene fra mekaniske verksteder i forbindelse med rengjøring eller ved uhell.

Avløpsvann fra bensinstasjoner og bilverksteder karakteriseres ved innhold av olje, emulgerings- og dispergeringsmidler.

A/S Aarenes Lærwarefabrikk ligger på Drangeid og har utslipp til Grisefjorden. Ved bedriften blir ca. 2200 tonn huder garvet hvert år.

Utslippsmengder er beregnet på grunnlag av opplysninger som er innhentet fra bedriften.

Beregnete utslippsmengder:

Krom	6 tonn/år
Na ₂ S + NaHs	26 "
Sulfat	150 "
Uorganisk stoff	350 "
Løst og partikulært organisk stoff	180 "
Kjemisk oksygenforbruk KOF	250 "
BOF ₇	110 tonn O/år
Total fosfor	ikke beregnet
Total nitrogen	ikke beregnet

Flekkefjord Meieri ligger i bykjernen i Flekkefjord. Bedriften, som er et konsummelkmeieri, har utslipp til Grisevarden.

I søknaden om utslippstillatelse er mengdene av organisk stoff, fosfor- og nitrogenforbindelser anslått til:

BOF ₇	8 tonn O/år
Total fosfor	0,25 tonn/år
Total nitrogen	0,7 "

T.B. Sigbjørnsen Slakteri ligger i bykjernen i Flekkefjord og har utslipp til Tjørsvågbukta. Årsproduksjonen er i 1972 angitt til 65 tonn (Holme 1973). Utslippene er beregnet på grunnlag av erfaringstall:

BOF ₇	4 tonn O/år
Total fosfor	0,02 tonn/år
Total nitrogen	0,13 "

Kvina Meieri ligger på Liknes og har utslipp til Kvina. Bedriften er et konsummelkmeieri. I "Søknad om utslippstillatelse" er følgende utslippsmengder angitt: BOF₇ = 9,6 kg O/døgn og total fosfor = 0,17 kg P/døgn. Utslippene av nitrogen er på grunnlag av erfaringstall beregnet til 0,5 kg N/døgn (Stensland 1972).

På årsbasis er utslippene anslått til:

BOF ₇	= 3	tonn O/år
Total fosfor	= 0,05	tonn/år
Total nitrogen	= 0,16	tonn/år

Agder Samslakteri ligger på Liknes og har utslipp til Kvina. Bedriften antas å ha en årlig slaktevekt på 700 tonn, og dette vil gi følgende utslipp (Martinussen 1974):

BOF ₇	= 9	tonn O/år
Total fosfor	= 0,21	tonn/år
Total nitrogen	= 0,40	tonn/år

Tinfoss Jernverk A/S, Øye Smelteverk ligger ved Øye og har utslipp til Indre Fedafjord.

Forurenset avløpsvann kommer fra bedriftens våtvaskere for røykgasser. Ved normal drift skal vaskevannet renses og resirkuleres for å redusere utslippene til fjorden.

Ifølge kravene i "Konsesjon for avløpsvann" tillates etter 1.7.1977 kun en mindre del av rensed vann sluppet ut til resipienten og med maksimalt innhold av:

Oppløst mangan	2,6	kg Mn/døgn
Suspendert stoff	26	kg/døgn

Det forutsettes at resirkulasjon skal foretas i minst 95% av ovnenes driftstid. I den tid resirkulasjon ikke skjer, skal avløpsvannet maksimalt inneholde:

Oppløst mangan	26	kg Mn/døgn
Suspendert stoff	260	kg/døgn

Bedriften startet produksjonen 18. mars 1974. Driftsforholdene ved rensaneanlegget og utslippsmengdene i innkjøringsfasen er ikke nærmere vurdert.

Undersøkelser av avløpsvann fra røykrenseanlegg fra tilsvarende smelteovner som de som benyttes ved Øye Smelteverk har vist at konsentrasjonen av følgende komponenter kan være høye (NIVA 1974a).

Suspendert stoff
Tjærestoffer av forskjellig karakter
Mangan
Sink
Bly
Cadmium

I tillegg vil avløpsvannet inneholde noe cyanid, arsen og kobber.

A/S Trelandsfoss ligger ved Øye og har utslipp til Indre Fedafjord. Bedriften er et tresliperi og fremstiller ca. 54 000 tonn tremasse pr. år. Ifølge opplysninger fra bedriften er utslippene anslått til:

Bark = 1 350 tonn/år
Partikulært organisk materiale (som tørrstoff) = 235 "
BOF₇ = 200 tonn O/år

Tabell 3.4 viser en oversikt over utslipp av organisk stoff, total fosfor og total nitrogen fra industrier i området.

Tabell 3.4 Tilførsler fra industri

Nedbørfelt	Bedrift	BOF ₇ tonn O/år	Total fosfor tonn P/år	Total nitrogen tonn N/år
3. Grisefjorden	A/S Aavenes Lærfabrikker	110	ukjent	ukjent
	Flekkefjord Meieri	8	0,25	0,7
4. Tjørsvågbukta	T.B. Sigbjørnsen Slakteri	4	0,02	0,13
7. Liknes - Øye	Kvina Meieri	3	0,05	0,16
	Agder Samslakteri	9	0,21	1,4
8. Øye - Feda	A/S Trelandsfoss	200	ukjent	ukjent
SUM		334	0,53	2,39

Sjøpelfyllplasser

Forurensningstilførslene fra sjøpelfyllplasser varierer med sammensetningen av sjøpelet, med den fysiske og kjemiske tilstand i fyllingen og med sigevannsmengden gjennom fyllingen.

Den kjemiske sammensetning av sigevannet er sterkt varierende, men innholdet av organisk stoff, jern og nitrogenforbindelser er vanligvis høyt ved kommunale fyllplasser.

Det er ikke gjort forsøk på å kvantifisere forurensningsbidraget fra private og kommunale fyllplasser.

Undersøkelser tyder på at forurensningsbidraget kan være betydelig. Anslagsvis kan avrenningen fra sjøpelfyllplasser når det gjelder organisk stoff utgjøre omkring 10% av bidraget fra kommunalt kloakkvann (muntlig opplysning O.J. Johansen, NIVA). Dette forholdet kan imidlertid variere sterkt fra sted til sted.

Septikslam

Ifølge opplysninger fra Kvinesdal kommune, blir septikslam dumpet i Indre Fedafjord. Størrelsen av utslippene er ikke kjent.

Sammenstilling

En samlet fremstilling av beregnede tilførsler av organisk stoff og næringsalter er fremstilt i tabell 3.5.

Det fremgår av tabellen at utslippene av disse stoffer er store i Grisefjorden, Tjørsvågbukta og Indre Fedafjord.

I Grisefjorden kommer de største utslippene av organisk stoff fra industrien, mens nitrogen- og fosfortilførslene hovedsakelig kommer fra befolkningen. I Tjørsvågbukta kommer den vesentlige forurensningsbelastningen fra befolkningen. I Indre Fedafjord kommer de største tilførslene av organisk stoff fra industrien. Den største fosfortilførselen kommer fra befolkningen, og hovedbidraget av nitrogen kommer fra avrenning fra landarealer.

Tabell 3.5 Sammenstilling av beregnede utslipp av organisk stoff og næringsalter og resulterende overflatebelastning i de enkelte resipienter

Resipient	Kilde	BOF ₇		Total fosfor		Total nitrogen	
		tonn O/år	tonn ² O/km ² år	tonn P/år	tonn ² P/km ² år	tonn N/år	tonn ² N/km ² år
Loga	Befolkning	7		0,2		1	
	Jordbruk	-		0,02		1	
	Skog og utmark	-		0,14		5	
	Industri	-		-		-	
	Sum	7	7,9	0,4	0,4	7	7,9
Logakanalen	Befolkning	7		0,3		1	
	Jordbruk	-		-		-	
	Skog og utmark	-		0,04		1	
	Industri	-		-		-	
	Sum	7		0,3		2	
Grisefjorden	Befolkning	84		2,8		14	
	Jordbruk	-		0,04		3	
	Skog og utmark	-		0,26		9	
	Industri	118		0,25		0,7	
	Sum 1)	202	206	3,4	3,5	27	28
Tjørsvågbukta	Befolkning	52		1,7		8	
	Jordbruk	-		0,01		-	
	Skog og utmark	-		0,05		2	
	Industri	3		0,02		0,13	
	Sum	55	86	1,8	2,8	10	16
Flekkefjorden	Befolkning	7		0,2		1	
	Jordbruk	-		0,01		-	
	Skog og utmark	-		0,18		6	
	Industri	-		-		-	
	Sum	7	2,6	0,4	0,15	7	2,6
Indre Fedafjord	Befolkning	112		3,8		17	
	Jordbruk	-		0,38		22	
	Skog og utmark	-		3,74		126	
	Industri	212		0,26		1,56	
	Sum 2)	324	171	8,2	4,3	167	88
Ytre Fedafjord	Befolkning	30		1,0		5	
	Jordbruk	-		0,14		8	
	Skog og utmark	-		1,52		50	
	Industri	-		-		-	
	Sum	30	3,5	2,7	0,3	63	7,3

1) Grisefjorden antas å motta større mengder organisk stoff og total nitrogen fra søppelfyllplasser i tillegg til beregnede verdier.

2) Indre Fedafjord tilføres septikslam med stort innhold av organisk stoff og næringsalter i tillegg til beregnede verdier.

4. GENERELT OM VANNUTSKIFTNING OG FORURESNINGSBELASTNING I FJORDER

4.1 Vannutskiftningsmekanismer

Generelt sett kan vannutskiftningen i fjordområder sies å være bestemt av fem forskjellige mekanismer: den estuarine sirkulasjon, vindstrøm, tetthetsstrømmer, tidevann og andre vannstandsvariasjoner (meteorologisk generert).

Den estuarine sirkulasjon

Når ferskvann tilføres inne i en fjord, vil det vanligvis strømme ut fjorden som et mer eller mindre brakt overflatelag, idet noe av det underliggende sjøvann rives med av det utgående vannet. Denne brakkvannsstrømmen øker dermed i mektighet og saltholdighet utover i fjorden. Sjøvannet som dermed transporteres ut av fjorden, blir erstattet av en motgående kompensasjonsstrøm i dypere lag. Dette strømmønsteret kalles estuarin sirkulasjon.

Vindstrøm

I en fjord blåser vinden oftest i fjordens lengderetning. Gjennom vindpresset på overflaten vil overflatelaget kunne bli drevet ut fjorden, eller det opptrer oppstuvning inne i fjorden. Dette forårsaker vannstands-
endringer som videre setter opp trykkdrevne kompensasjonsstrømmer i dypere vannlag. Vindstrøm er derfor en effektiv utskiftningsmekanisme, spesielt i de øvre vannlag.

Terskeloverskyllinger

De fleste større norske fjorder består av et eller flere dype bassenger med en terskel (grunnere områder) ved utløpet. I løpet av året (oftest vinter-vår) kan da forekomme situasjoner hvor en tung vannmasse utenfra strømmer inn over terskelen. Denne vannmassen vil i mer eller mindre grad bli blandet med vannmassene inne i fjorden mens den synker ned til det nivå som tilsvarer dens tetthet (egenvekt). Dermed kan en hel eller delvis fornyelse av dypvannet i bassengene innenfor finne sted.

Tidevann

Tidevannet har sin årsak i månens og solens tiltrekningskraft og jordens, månens og solens relative bevegelser. Dette resulterer i periodiske

vannstandsvariasjoner. Langs norskekysten dominerer det halvdaglige tidevann (12.42 timers periode) som gir høy- og lavvann to ganger i døgnet. Ved disse vannstandsvariasjonene vil store vannmasser bli transportert ut av fjordområdene ved synkende vannstand, og tilsvarende vannvolumer tilbake ved stigende vannstand.

Avhengig av fjordsystemets topografi kan imidlertid en betydelig del av denne innstrømmende vannmassen bestå av vann som ble transportert ut fjorden ved synkende vannstand. Den netto tidevannsutskiftning er derfor vanskelig å beregne.

Meteorologisk genererte vannstandsvariasjoner

Vindens evne til å heve eller senke vannstanden i et fjordområde er allerede nevnt. Variasjoner i lufttrykket vil likeledes i stor grad påvirke vannstanden i et område. Tabell 4.1 gir en viss rettleidning om dette.

Tabell 4.1 Sammenhørende verdier mellom lufttrykk og vannstandsendringer
(etter Tidevannstabeller for den Norske kyst med Svalbard 1974,
Norges Sjøkartverk, 1974)

Barometerstand i mm	720	728	736	743	750	760	770	777	784
Korreksjon i dm	+5	+4	+3	+2	+1	0	-1	-2	-3

4.2 Forurensningsbelastning

De vanligste forurensninger fra avløpsvann og avrenning fra nedbørfeltene som i dag synes å være av størst betydning for fjordområder kan etter virkningen på vannet deles inn i 4 grupper:

1. Nedbrytbare organiske stoffer
2. Næringssalter eller gjødselstoffer
3. Giftstoffer
4. Partikulært materiale, søppel og olje

En forurensningskilde kan ha avløp som omfatter flere eller endog alle disse grupper av stoffer. I det følgende gis en beskrivelse av hvilke virkninger disse stoffer har på vannets kvalitet.

Nedbrytbare organiske stoffer

Disse forbindelser utnyttes av heterotrofe organismer (bakterier, sopp, dyr) som næring. Nedbrytningen medfører forbruk av oksygen. Hvis belastningen av organiske stoffer fra avrenning og fra utslipp av forurenset vann er stor, vil det frie oksygen i vannet kunne oppbrukes. Dette kan føre til at nesten alle organismer i vannet dør ut. Forsviner oksygenet helt, fås "råttent" vann, idet enkelte spesialiserte bakterier vil fortsette nedbrytningen av organisk materiale under anaerobe forhold (uten tilgang på fritt oksygen). Under de anaerobe nedbrytningsprosesser dannes forråtnelsesgasser som ammoniakk, metan og hydrogen sulfid (svovelvannstoff), som gjør miljøet giftig.

Organiske stoffer tilføres fjordene hovedsakelig fra husholdningskloakkvann, treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri, slakterier og jordbruket.

I tillegg kommer den naturlige organiske tilførselen gjennom avrenningen fra nedbørfeltene.

I elver, bekker og nær utslipp med betydelig mengder organisk stoff, vil det kunne vokse fram iøynefallende, slimete begroinger, samfunn av

mikroorganismer som resultat av den rikelige tilgang på næringssemner. Slike begroingsamfunn vil kunne dekke bunnen og faste gjenstander over større områder.

Næringssalter eller gjødselstoffer

Planteorganismer som formerer seg og vokser, trenger en rekke nærings-salter eller gjødselstoffer. Kildene er, foruten direkte utslipp av løste salter, organiske stoffer som frigjør nærings-salter ved nedbrytning. Kloakkvann og utløp fra visse typer kjemisk industri, treforedlingsindustri og næringsmiddelindustri er ofte rikt på både løste nærings-salter og organiske stoffer. Likeledes vaskes nærings-salter ut fra jordbruksområder.

I overflaten, avhengig av gunstige temperatur- og lysforhold, vil nærings-saltene kunne gi grunnlag for en intens vekst av organismer, først og fremst alger. Overproduksjonen av alger i overflatelagene blir betegnet som eutrofiering og antas i dag å utgjøre den mest utbredte, om enn ikke den mest farlige forurensning av våre vassdrag og fjorder. Overproduksjon av alger gir vannet en brun eller grønn farge med et grumset og uestetisk utseende. Nærings-saltene i vannet vil også kunne medføre en øket vekst av faststittende alger og høyere planter i strandsonen.

Algeoppblomstring medfører produksjon av organisk stoff som senere synker ned i dypere vannlag. Vi får nedbrytning av dette stoffet med resulterende økt forbruk av oksygen. På denne måten bidrar utslipp av nærings-salter senere til å øke faren for "døde" eller "råtne" vannmasser i dypet, særlig i områder med dårlig vannutskiftning.

Som eksempel kan nevnes at i indre Oslofjord regnes den produserte mengde organisk stoff ved alger, som følge av tilførsler av nærings-salter til overflatelaget, å være flere ganger større enn den direkte tilførsel av organisk stoff i utslippene (NIVA 1967).

De nærings-salter som vanligvis har størstgjødseffekt i norske fjorder, er nitrogen- og fosforbindelser.

Giftstoffer

Utslipp av stoffer som i små mengder har giftvirkning, kan ha meget alvorlige konsekvenser for organismesamfunnene i elver og fjorder. Tungmetaller, sterke syrer, baser og kjemikalier fra mekanisk og kjemisk industri, utgjør viktige giftkilder. Syrer og baser betyr imidlertid mindre fare i sjøvann, som har stor buffringsevne. Tungmetallene vil kunne akkumuleres i organismer og gi giftvirkning på lengre sikt.

Akutte giftvirkninger har som regel sin årsak i utslipp ved uhell, eller ved uvitenhet og har ofte sin begrensning både i utbredelse og i tid. Mer skremmende er vedvarende utslipp av naturfremmede stoffer, dvs. forbindelser som naturen ikke selv produserer som f.eks. DDT, PCB og andre klorerte hydrokarboner som anvendes eller dannes i forskjellige industriprosesser.

Menneskene fremstiller stadig nye stoffer i sin tjeneste og disse stoffene forsvinner mer eller mindre ukontrollert ut i naturen. De vil imidlertid ofte senere samles igjen i vassdragene for til slutt å skylles ut i fjordene. Mange av de naturfremmede stoffer er giftige selv i små konsentrasjoner, og naturens selvrensingsprosesser strekker ikke til. Stoffene fremkaller ikke nødvendigvis akutte og iøynefallende giftvirkninger, men vil kunne akkumuleres gradvis i organismer og gi giftvirkninger på lengre sikt. En del hydrokarbonbaserte miljøgifter er lite nedbrytbare i naturen, og vil forbli i økosystemet i lang tid.

Partikulært materiale, søppel og olje

Partikulære stoffer vil kunne synke og dekke det naturlige bunnsediment i fjorden. Organisk slam vil kunne gi forråtnelse og produksjon av illeluktende gasser, som i sin tur kan frigjøre slamkaker som flyter opp og skjemmer overflaten. Slambanker vil kunne påvirke organismelivet på bunnen og ødelegge gyteplasser for fisk.

Fjordområdenes rekreasjonsverdi blir i særlig grad bedømt ut fra overflatelagets utseende. Ved siden av estetiske forhold er det av helsemessig betydning at vannet i fjordene, og spesielt i overflatelaget, holdes så rent som mulig.

Overflateforurensninger har hovedsakelig sin årsak i forsøpling og oljesøl. Sjøppel kan spores tilbake til dumping fra lager, boligbebyggelse eller anleggsvirksomhet i strandområdene. Rekreasjon og fritidssysler ved strendene og i båter kan også utgjøre en betydelig kilde til søppelforurensning. Oljeforurensning har hovedsakelig sin årsak i utslipp fra tankanlegg og båter. Foruten tilsøling av vannoverflate og strender, er enkelte bestanddeler av oljen giftig for de fleste organismer.

Forurensningskilder

De viktigste kilder for tilførsel av forurensninger til fjordområder er avløpsvann fra husholdning, industri og jordbruk.

Avløpsvann fra husholdning inneholder betydelig mengde med organisk stoff og er rikt på mikroorganismer. Innhold av næringssalter varierer, men det vil alltid være stort innhold av fosfor- og nitrogenholdige komponenter. Husholdningskloakkvann vil også kunne inneholde smitteførende bakterier og virus.

Industrien har avløpsvann av sterkt varierende karakter, både med hensyn til mengde og art av forurensninger. Foruten vanlige sanitæravløp får man fra de såkalte "våte" bedrifter vann som har vært anvendt i forbindelse med produksjonen. Avhengig av prosess typer og driftsforhold vil avløpsvannet variere i mengde og sammensetning. Utslipp av baser, syrer, metaller og spesielle kjemikalier representerer ofte stor forurensningsfare i resipienten.

Med en intensiv jord- og skogbruksdrift, vil mengden av gjødselstoffer i avrenningsvannet fra jord- og skogområder øke. Avløp fra halm-lutingsanlegg gir et sterkt alkalisk avløpsvann og pressaftene fra siloanlegg er sur og har et høyt innhold av organisk stoff.

5. MATERIALE OG METODER

5.1 Feltarbeid

Hydrografi

Det ble valgt å foreta 4 hydrografiske tokt til de nevnte fjordområdene for dermed å følge årstidsvariasjonene i vannutskiftning og vannkvalitet. Toktene foregikk i tidsrommet september 1973-juni 1974. Båt og skipper ble stilt til rådighet av Flekkefjord kommune, mens NIVA deltok med toktmannskap og nødvendig feltutstyr. Stasjonsplasseringen for hydrografien fremgår av figur 5.1 (s. 47).

På hver stasjon ble det tatt vannprøver i følgende standarddyp: 0, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 150, 200, 250 og 300 m. Nederste måledyp ble på hver stasjon tilpasset bunndypet. Hvor det ble funnet forsvarlig eller nødvendig, ble enkelte standarddyp sløyfet eller nye måledyp tatt med.

Vannprøvene ble innsamlet med Nansenvannhentere. Disse har et volum på 1,8 l, og var utstyrt med vendetermometre. Temperaturen ble registrert med en nøyaktighet på $\pm 0,01$ °C.

Temperatur, saltholdighet og oksygen ble målt i alle dyp. Total nitrogen, nitritt/nitrat, total fosfor, ortofosfat og jern ble også bestemt for de fleste måledyp. Under mars- og juni-toktene ble ammoniuminnholdet bestemt for ca. 1/3 av måledypene.

Vannprøver til bestemmelse av tungmetaller (kvikksølv, bly, kopper, sink og krom) ble i varierende omfang tatt under toktene i september 1973, mars og juni 1974.

Mellom de hydrografiske toktene utførte lokalt mannskap hver måned målinger av temperatur, saltholdighet og siktedyp på samtlige stasjoner i den grad værforholdene tillot det. Målingene av temperatur og saltholdighet ble utført med feltinstrumentet salinoterm. Denne består av en avleserenhet og en tilknyttet sonde som senkes ned til det ønskede dyp. Teoretisk avlesningsnøyaktighet er ca. $\pm 0,1$ °C for

temperaturen og $\pm 0,1$ ‰ for saltholdigheten. På grunn av usikkerhet i måledyp og kalibrering blir imidlertid den reelle målenøyaktighet oftest noe mindre.

I det følgende vil det bli gitt en kortfattet fremstilling av situasjonen under de enkelte hydrografiske tokt. Vannutskiftningsforholdene er oppsummert i eget avsnitt.

Tokt 12.-14.9.1973

Toktet ble gjennomført under relativt gode værforhold, med sørlig bris av styrke opp til 5 m/s. På st. 13 ble det ikke tatt vannprøver fra de øverste 50 m (med unntak av overflaten) da motorvinsjen sviktet.

Det ble videre utført en del opplodding av terskelen i Fedafjorden og i Logevatnet. En vannstandsmåler ble satt opp i Grisefjorden og en i Tjørsvågbukta.

Tokt 10.-12.12.1973

Under toktet var det skiftende værforhold med noe nedbør og vind fra sørvest til nordvest av styrke opp til 7 m/s. Stasjon 1 og stasjon 10 ble ikke tatt pga. is. Stasjon 13 måtte sløyfes pga. tidsknapphet ved slutten av toktet. Årsaken til dette var forsinkelser som skyldtes vanskeligheter med båtens motor.

Tokt 19.-21.3.1974

Toktet ble utført under rolige værforhold. Alle stasjoner ble tatt. Ved utløpet av Kvina ble et aktuelt utslippsområde for kommunalt avløpsvann nærmere vurdert, og man utførte noen målinger av vannmassenes lagdeling i området.

Tokt 11.-13.6.1974

Toktet ble utført under rolige værforhold. Alle stasjoner ble tatt.

Biologi

Registrering og innsamling av biologisk materiale ble utført 11.-13. 9. 1973 og 21.-22.7. 1974. Fjordområdene ble innledningsvis nøye under-

søkt for om mulig å finne representative stasjoner for de forskjellige lokaliteter. For at lokalitetene skulle kunne sammenliknes, ble det forsøkt å finne stasjoner av samme type. I de fleste tilfeller ble odder og små nes utvalgt.

Etter den innledende vurdering av egnede lokaliteter for biologisk registrering, ble stasjonsantallet begrenset til 11 (figur 8.1, side 138).

Den 12.-13.9. 1973 ble alle 11 stasjoner gjort til gjenstand for en omfattende kartlegging av strandfauna og fastsittende alger ned til algevegetasjonens nedre grense, mens en registrering begrenset til den fastsittende algevegetasjon ble utført 21.-22.7. 1974 på stasjonene 1, 2, 3 og 13.

Lett gjenkjennelige arter ble registrert på stedet, mens noen eksemplarer av de øvrige organismer ble samlet inn og konservert i 2-4% formalin, for å bestemmes senere på laboratoriet.

Tangfaunaen ble samlet inn ved hjelp av en finmasket håv. De fastsittende alger i strandsonen ble samlet inn for hånd. Under vannlinjen ble det brukt en rive med tilhørende nettpose, mens alger på større dyp ble samlet inn ved hjelp av trekantskrape.

Under det biologiske toktet i september 1973 ble det samlet inn kvantitative og kvalitative prøver av planteplankton i overflaten. De kvantitative prøver ble samlet inn ved hjelp av en finmasket håv (maskevidde 25 μ m). Fra et faglig (og kostnadmessig) synspunkt er det ikke funnet formålstjenlig å bearbeide prøvene. Imidlertid er det innsamlede materiale lagret i referanseøyemed.

5.2 Analysemetodikk

Med unntak av bestemmelser av vannprøvenes innhold av metaller er de kjemiske vannanalysene utført ved NIVAs analyselaboratorium.

Saltholdighet

Saltholdigheten bestemmes med et laboratoriesalinometer ved måling av

vannets konduktivitet hvorefter saltholdigheten blir beregnet etter tabeller fra National Institute of Oceanography of Great Britain and UNESCO (1966). Benevning: ‰/oo.

Oksygen/hydrogensulfid

Oksygen fikseres i vannprøven på prøvetakingsstedet som $Mn(OH)_4$ ved tilsetting av $MnCl_2$ og NaOH-løsninger. En jodometrisk titrering benyttes senere i laboratoriet til den kvantitative bestemmelse av oksygeninnholdet som beskrevet i Gaarder (1916). Benevning: ml O_2 /l.

Ortofosfat

Vannprøven konserveres på prøvetakingsstedet med svovelsyre. Ortofosfat bestemmes kolorimetrisk med AutoAnalyzer. Ortofosfat reagerer med ammoniumheptamolybdat i surt miljø til fosformolybdensyre som reduseres med ascorbinsyre ved 70 °C til molybdenbått. Oxalsyre tilsettes for å redusere interferens fra silisium. Absorpsjonen måles ved 815 nm. Benevning: $\mu g PO_4$ -P/l.

Total fosfor

Vannprøven konserveres på prøvetakingsstedet med svovelsyre. Bundet fosfor blir overført til ortofosfat ved belysning med ultraviolet lys i surt miljø i nærvær av hydrogenperoksyd. Prøven blir deretter analysert på samme måte som ortofosfat. Benevning: $\mu g P$ /l.

Ammonium

Ammonium ble bestemt fotometrisk etter indofenol-metoden. I alkalisk løsning reagerer ammonium med hypokloritt og danner monokloramin, som sammen med fenol, nitroprussidjoner og overskudd av hypokloritt gir indofenolblått. For å forhindre bunnfelling i sjøvann tilsettes hypoklorittreagenset Na_3 -citrat. Benevning: $\mu g NH_4$ -N/l.

Nitrat

Vannprøven konserveres på prøvetakingsstedet med kvikksølvklorid. Den benyttede analysemetode gir et resultat som omfatter nitritt og

og nitrat. Nitrat reduseres til nitritt med en kadmium-kobber-reduktor, nitritt diazoteres med sulfanilamid og koples med naphylethyldiamin. Absorpsjonen måles ved 520 nm. Analysen blir utført på AutoAnalyzer. Benevning: $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$.

Total nitrogen

Vannprøven konserveres på prøvetakingsstedet med kvikksølvklorid. Bundet nitrogen frigjøres og oksyderes til nitrat ved ultrafiolett belysning. Deretter analyseres som for nitrat. Benevning: $\mu\text{g N/l}$.

Jern

Vannprøven konserveres på prøvetakingsstedet med svovelsyre. Jerninnholdet bestemmes kolorimetrisk med AutoAnalyzer. Oppvarming med thioglykolsyre frigjør jernet til en "reaktiv" form. Hydroxylamin hydroklorid reduserer treverdige jern til toverdige. TPTZ danner en blå farge med toverdige jern som måles ved 590 nm.

Øvrige tungmetaller

Analysene av disse er utført ved hjelp av ekstraksjon/atomabsorpsjon på Sentralinstitutt for industriell forskning Oslo. For kvikksølv er totalkonsentrasjonen funnet. For kopper, sink, bly og krom gjelder analyseresultatene jonisk og løst kompleksbundet metall samt i ukjent grad partikulært bundet metall.

Tetthet

På grunnlag av temperatur- og saltholdighetsmålingene har vannets tetthet (egenvekt) blitt beregnet. For å forenkle skrivingen av tetthetsverdiene (som ligger i området $1,0\text{-}1,028\text{ g/cm}^3$, har man innført størrelsen:

$$\sigma_t = (\rho - 1) \cdot 1000$$

der ρ er sjøvannets egenvekt.

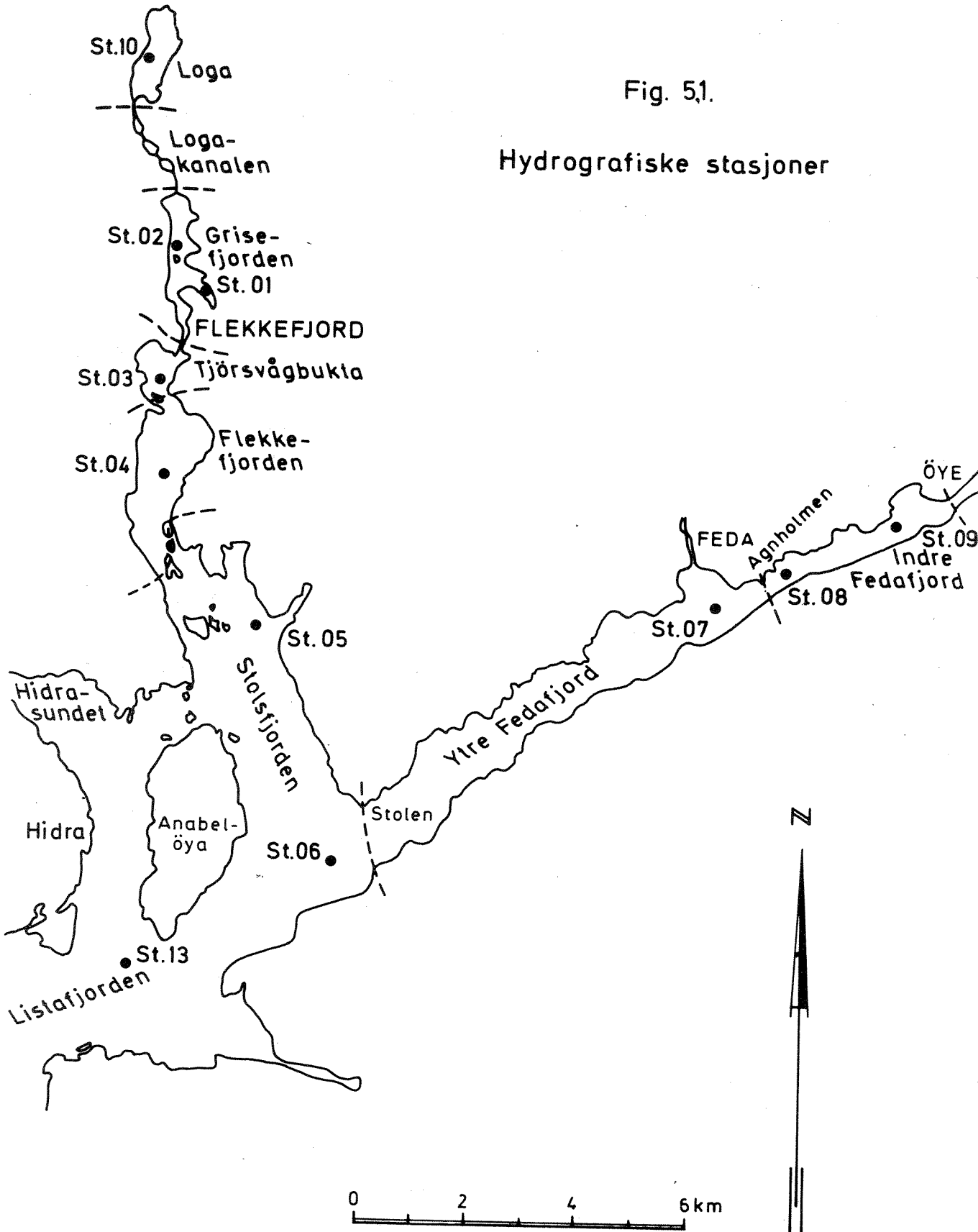
Siktedyp

Siktedypet måles ved å senke en hvitmalt sirkulær skive med diameter

25 cm - secchiskive - ned i sjøen til den akkurat forsvinner for synet. Dybden i meter ned til skiven i denne posisjon angis som resultat.

Fig. 51.

Hydrografiske stasjoner



6. HYDROFYSISKE FORHOLD

Under vurderingen av vannutskiftningen har man ikke hatt grunnlag for direkte å beregne bidraget fra vindstrømmen. Idet **denne** vil gi opphav til vannstandsvariasjoner, er vindstrømmens bidrag til vannutskiftningen delvis inkludert i beregningene av disse.

6.1 Lagdeling i vannmassene

Vannmassene i Flekkefjordområdet og Fedafjorden kan grovt inndeles i et overflatelag (brakkvannslag) av varierende saltholdighet ($0-30$ ‰), og et dypvannslag som utgjøres av en mer homogen sjøvannsmasse ($30-34,5$ ‰). Overgangen mellom disse to vannmasser er ofte skarp, og man snakker derfor ofte om et sprangsjikt. Dette kan kort karakteriseres som det lag i vannmassen der tettheten øker raskest med dypet.

I tidsrommet september 1973 - juni 1974 varierte overflatelagets tykkelse i Flekkefjordområdet mellom ca. 1 m og 4 m, avhengig av ferskvannstilførselen og vindforholdene. Størst tykkelse og laveste tetthet ble funnet ved salinotermmålinger i februar (4 m), under stor ferskvannstilførsel og sørlig vind som stuet opp brakkvannet inne i fjorden.

Figurene 6.1-6.3 viser de vertikale tetthetsprofilene på st. 03, 04 og 09 under de hydrografiske toktene. Kurvene er tegnet på grunnlag av målinger av temperatur og saltholdighet utført med vannhentere og salinoterm. (Kart over hydrografiske stasjoner side 47.)

Av figurene 6.1 og 6.2 fremgår at overflatelagets tetthet økte utover i Flekkefjordområdet. Dette skyldes at saltere vann fra det underliggende sjøvannslag blandes inne i brakkvannslaget pga. vertikal turbulens og medrivning.

Under sprangsjiktet var forholdene mer komplisert idet tettheten i enkelte dyp på st. 03 ofte var høyere enn tettheten i samme dyp på st. 04. Dette må ses i sammenheng med den vekslende hydrografiske situasjon hvorved vannmasser med forskjellig temperatur og saltholdighet

(og dermed tetthet) transporteres ut og inn av fjordsystemet. Den trange og grunne terskelen (ca. 8 m dyp) mellom Tjørsvågbukta og Flekkefjord spiller her en viktig rolle idet den er et vesentlig hinder for vannutvekslingen mellom de to fjordbassengene.

Til tider opptrådte mindre markerte sprangsjikt i terskeldypene. Særlig tydelig var dette på st. 03 under marstoktet. Slike sprangsjikt oppstår ved at det over terskeldypene foregår en fri horisontal utskiftning og fornyelse av vannmassene, mens dette ikke kan skje under terskeldypet. Dermed oppstår situasjoner med to atskilte vannmasser over og under terskeldyp, med et sprangsjikt imellom.

Figur 6.3 viser den vertikale tetthetsfordeling i 0-30 m på st. 09 innerst i Fedafjorden. Overflatelaget var 1-2 m tykt, og sprangsjiktet meget markert. Under sprangsjiktet var en svakere økning i tettheten. Videre fremgår av figuren at vekslende hydrografiske situasjoner over året forårsaker ganske store variasjoner i vannmassenes tetthet fra overflaten og til ca. 30 m.

6.2 Vannstandsvariasjoner

Under det første hydrokjemiske tokt satte man opp en vannstandsmåler i Grisefjorden og en i Tjørsvågbukta. Formålet med målingene var å gi innsikt i vannutskiftningsmekanismene i områdene gjennom å sammenholde variasjoner i vannstanden og skiftende meteorologiske forhold med innhentet kunnskap om vannutskiftning og vannkvalitet i fjordområdene.

Ukentlig ettersyn av vannstandsmålerne ble utført av E. Maberg ved Flekkefjord Brannvesen. Målingene ble avsluttet 12.12.1973.

Figur 6.4 viser vannstandsvariasjonene i Grisefjorden for tidsrommet 5.-26.11.1973 etter at tidevannet er trukket fra (25 timers glidende midler). På samme figur er også plottet inn døgnmidler av lufttrykksvariasjonene ved Lista. Det fremkommer en til dels tydelig sammenheng mellom variasjonene i vannstand og lufttrykk, i overensstemmelse med det som ble nevnt i kapittel 4.

Figur 6.5 viser de målte vannstandsvariasjonene i Tjørsvågbukta i tidsrommet 2.10.-8.10. og tidevannets variasjoner for samme tidsrom etter tidevannstabellene for 1973, basert på tider i Nevlunghavn som er Norsk Sjøkartverks standardhavn for tidevannsregistreringer i Flekkefjordområdet. Lufttrykket var økende i første del av perioden, og deretter fallende. Den 1.-3.10. blåste nordlig vind av styrke opptil 12 m/s ved Lista meteorologiske stasjon. Senere var det roligere vindforhold. På figur 6.4 kommer dette til uttrykk som synkende vannstand fram til 4.10., og deretter økende vannstand.

Det er god overensstemmelse mellom de teoretiske og de målte tidspunktene for høyvann og lavvann. Derimot er de målte tidevannsvariasjonene noe mindre enn de beregnede. Midlere målt forskjell mellom høyvann og lavvann i Tjørsvågbukta for tidsrommet 5.10.-7.10. var ca. 20 cm. Den midlere beregnede tidevannsvariasjon for samme tidsrom var ca. 27 cm. Avviket mellom målt og beregnet verdi kan skyldes en viss demping av tidevannet innover i fjordsystemet, men mest sannsynlig har det sin årsak i at målingene i Nevlunghavn (Helgeroa) ikke er helt representative for tidevannet i Flekkefjord.

Tabell 6.1 (s. 51) gir en oversikt over høyeste og laveste målte vannstand i Grisefjorden og Tjørsvågbukta for gitte tidsrom fra 14.9.-12.12.1973. Vannstandsvariasjonene er gitt i forhold til et lokalt valgt null-nivå.

Variasjonene er for en stor del større enn tidevannsvariasjonene, og må da tilskrives de skiftende meteorologiske forhold.

Sløyfer vi usikre verdier blir midlere ukentlige vannstandsvariasjon for begge fjordområder ca. 47 cm.

Grisefjordens overflateareal er ca. 10^6 m^2 , og arealet av Tjørsvågbukta er $0,7 \cdot 10^6 \text{ m}^2$. En midlere ukentlig vannstandsvariasjon på 0,47 m gir en volumtransport på henholdsvis $0,47 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ og $0,32 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ som er henholdsvis 15% og 5% av volumet over terskeldypene for Grisefjorden og Tjørsvågbukta. Man kan anta at storparten av dette er netto utskiftning etter som dette er vannstandsvariasjoner som foregår over flere dager. Det må bemerkes at dette er et minimum etter som vann-

standen kan gjennomgå flere variasjoner over en uke. I tillegg kommer bidraget fra den "rene" tidevannsutskiftningen, som kan anslås å være av samme størrelsesorden.

Tabell 6.1 Høyeste og laveste målte vannstand i Tjørsvågbukta og Grisefjorden for hver måleperiode

	Grisefjorden			Tjørsvågbukta		
	Høyeste vannstand (cm)	Laveste vannstand (cm)	Variasjon (cm)	Høyeste vannstand (cm)	Laveste vannstand (cm)	Variasjon (cm)
14.-18.9.	38	17	21	55	25	30
18.-24.9.	60	20	40	77	32	45
24.9.-1.10.	70	0	70	-	-	-
1.-10.10.	41	-15	56	46	4	42
10.-16.10.	55	11	54	73	17	56
16.-23.10. ^x	48	9	39	73	30	43
23.-30.10.	60	10	50	70	17	53
30.10.-5.11.	62	21	41	83	32	51
5.-12.11.	83	23	60	-	-	-
12.-20.11. ^{xx}	100	32	68	62	-10	52
20.-27.11.	89	19	70	-	-	-
27.11.-3.12.	69	19	50	67	30	37
3.12.-12.12.	80	15	65	94	26	68
Middelverdi			52.6 cm			47.7 cm
Middelverdi hvor usikre verdier ikke er tatt med			46.2 cm			47.2 cm

x I Tjørsvågbukta ingen målinger fra 22.10.-23.10.

xx Usikre verdier. Stor forskjell mellom vannstanden i Grisefjorden og Tjørsvågbukta.

6.3 Estuarin sirkulasjon

Den midlere årlige ferskvannstilførsel til fjordområdene er gitt i tabell 3.1.

Manglende kjennskap til de sesongvise variasjoner i ferskvannstilførselen og strømforholdene gjør at en ikke noenlunde nøyaktig kan beregne den totale brakkvannsutstrømmingen over året.

Imidlertid kan man danne seg et grovt begrep om størrelsen av brakkvanns-utstrømmingen. Ferskvannskonsentrasjonen C i brakkvannsstrømmen kan beregnes etter formelen:

$$C = 1 - \frac{S}{S_k} \quad (1)$$

hvor

S er midlere saltholdighet i brakkvannsstrømmen, og

S_k er saltholdighet i kompensasjonsstrømmen.

Kalles midlere ferskvannstilførsel R , blir brakkvannsstrømmens midlere transport

$$T_u = \frac{R}{C} \quad (2)$$

På grunnlag av saltholdighetsmålinger på st. 02, 03, 04 og st. 08 er den midlere brakkvannstransport ut av henholdsvis Grisefjorden, Tjørsvågbukta, Flekkefjorden og indre del av Fedafjorden forsøkt beregnet. For ferskvannskonsentrasjonen C er brukt et veiet middel for de målinger som er gjort. Det må presiseres at resultatene er midlere tall som inneholder en betydelig usikkerhet. De gir likevel en viss pekepinn om størrelsen av brakkvannstransporten ut fjorden.

Antar vi at 80% av den midlere ukentlige vannstandsvariasjon er netto utskiftning, og at det netto bidraget fra det halvdaglige tidevann over en uke er av samme størrelse, kan den midlere ukentlige vannutskiftning over terskeldypene i Grisefjorden og Tjørsvågbukta beregnes.

For Flekkefjorden og indre Fedafjord har man ikke vannstandsmålinger. For disse områdene er derfor bare beregnet utskiftningen ved det halvdaglige tidevann. Man har antatt at ca. 20% av tidevannsvolumet fornyes under hver tidevannsperiode.

Resultatene er vist i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Midlere netto vannutskiftning over terskeldypet for fjordene i Flekkefjordregionen

Fjord	Midlere ferskvannstilførsel m ³ /s	Veiet midlere ferskvannskonsentrasjon	Midlere estuarin brakkvannstransport 10 ⁶ m ³ /uke	Estimert bidrag fra vannstandsvariasjon 10 ⁶ m ³ /uke	Netto utskifting 10 ⁶ m ³ /uke
Grisefjord	4,0	0,6	4,0	0,8	4,8
Tjørsvågbukta	4,4	0,4	6,7	0,5	7,2
Flekkefjord	5,9	0,4	8,9	1,5 ^x	10,4 ^x
Indre Fedafjord	37,3	0,5	45,1	1,0 ^x	46,1 ^x

^x Meteorologisk genererte vannstandsvariasjoner ikke inkludert.

6.4 Dypvannsutskiftninger i Flekkefjordområdet

I september 1973 var det relativt rolige og stagnante forhold under overflatelaget. Den beste indikatoren på dette er vannmassenes oksygeninnhold, som forbrukes ved nedbrytningen av organisk materiale. I vannmasser med dårlige utskiftningsforhold oppstår dermed lave oksygenverdier, eventuelt dannelse av hydrogensulfid (H₂S).

Av figur 6.8 fremgår at oksygeninnholdet i Flekkefjorden (st. 4) var under 0,7 ml O₂/l nær bunnen, og at man i Tjørsvågbukta og Grisefjorden fant hydrogensulfid under henholdsvis ca. 22 m og ca. 15 m. Dette kan enten bety dårlig vannutskifting eller høy organisk belastning på dypvannet, eller begge deler. (Kart over hydrografiske stasjoner side 47.)

Under desembertoktet hadde en kaldere og noe mindre salt vannmasse trengt inn i fjordområdet, mellom overflatelaget og ned til ca. 60 m.

Denne kalde vannmassen hadde strømmet over terskelen utenfor st. 4 og delvis fornyet vannmassene ned til 30-40 m dyp i Flekkefjorden, se figurene 6.9-6.10.

Vannmassene hadde videre trengt over terskelen til Tjørsvågbukta og delvis fornyet vannmassene i dette bassenget. På st. 3 var oksygeninnholdet økt under ca. 18 m, og hydrogensulfiden i bunnvannet var borte (figur 6.11 og 6.19). Over ca. 18 m dyp og til overflatelaget var oksygenverdiene avtatt. Det er verdt å merke seg at oksygeninnholdet i 26 m dyp fremdeles var så lavt som 1,1 ml O₂/l, og at det dermed ikke hadde vært noen fullstendig fornying av bunnvannet. At oksygeninnholdet mellom overflatelaget og 18 m dyp har sunket siden september, kan skyldes gammelt dypvann som har blitt trengt unna og løftet opp av de innstrømmende vannmasser, og/eller nedbrytningen av organisk materiale etter sommer- og høstproduksjonen av plankton.

For st. 2 i Grisefjorden var situasjonen mer uklar. Med unntak av 16 m dyp har oksygenverdiene i alle dyp fra 4 m avtatt siden september. I 16 m fant man da 2,3 mg S²⁻/l mot 0,2 ml O₂/l i desember (figur 6.18).

Videre hadde vannmassenes tetthet på denne stasjonen økt mellom ca. 4 m og 16 m dyp siden september pga. en viss økning i saltholdigheten og noe lavere temperatur. Dette indikerer at en ny vannmasse har trengt inn og brakt oksygen ned til 16 m dyp. På den annen side kan man ikke utelukke at den registrerte økning av oksygeninnholdet i dette dyp skyldes analysefeil, idet tilsvarende økning av oksygeninnholdet ikke ble registrert i måledypene umiddelbart over og under 16 m.

I mars hadde en salt og kald vannmasse kommet inn i ytre fjord (st. 06, 05), se figurene 6.12-6.14. På grunn av terskelen (20 m dyp) mellom st. 05 og st. 04 og vannets relative lave tetthet, nådde denne vannmassen bare ned til 40-50 m dyp på st. 04 hvor det resulterte i en mindre økning av tetthet og oksygeninnhold.

Samme vannmassen hadde strømmet over terskelen til Tjørsvågbukta og delvis fornyet vannmassene ned til ca. 12-15 m dyp. Dette resulterte i en betydelig økning av vannmassenes oksygeninnhold ned til ca. 12 m (figur 6.19).

I Grisefjorden (st. 02) hadde stagnasjonen i dypvannet fortsatt, og øvre grense for H_2S lå på ca. 10 m (figur 6.18). I de øverste 6-8 m hadde imidlertid oksygeninnholdet økt. Dette skyldes trolig innblanding av ferskvann som tilføres ved den estuarine sirkulasjon.

I tidsrommet mars-juni 1974 skjedde en ny innstrømming av kaldt og salt vann til fjordområdene (se figurene 6.15-6.17), og det stagnante oksygenfattige dypvannet i Flekkefjordbassenget (st. 04) og i Tjørsvågbukta ble erstattet av nytt vann med oksygeninnhold på henholdsvis ca. 5,5 ml O_2/l (ca. 85% metning) og ca. 4 ml O_2/l (ca. 60% metning), se figur 6.17. Ved sammenlikning av måleresultatene på st. 04 og st. 05 fremgår at vannmassene på st. 04 har høyere saltholdighet og lavere temperatur. Det tyder på at innstrømmingen må ha begynt i tidsrommet mars-mai, og at vannmassene i ytre fjordområder deretter var blitt erstattet av annet vann med lavere saltholdighet og høyere temperatur.

Av figur 6.18 fremgår at det også har kommet noe nytt oksygenrikt vann inn til st. 02 i Grisefjorden. Øvre grense for H_2S -laget har derved forflyttet seg nedover fra ca. 9 m til ca. 13 m. Dette samsvarer med en mindre økning av tettheten i 8 m og 12 m dyp.

Ut fra det foreliggende datamaterialet er det ikke mulig å si om innstrømmingen til de indre fjordområder fortsatte etter juni-toktet.

6.5 Vannutskiftningen i Logevatnet

På grunn av islegging i desember har man bare tre hydrokjemiske måleserier fra st. 10 i Logevatnet. Som det fremgår av figur 6.21 har det mellom overflaten og ca. 5 m dyp hele tiden vært tilfredsstillende oksygenforhold (over 5 ml O_2/l).

I området ca. 5-12 m dyp er vannutskiftningen mindre bra, og i løpet av vinteren (september 1973 - mars 1974) sank oksygeninnholdet i 8 m dyp fra ca. 4-6 ml O_2 /l til ca. 0,5 ml O_2 /l. I juni var oksygeninnholdet økt til 5,2 ml O_2 /l i samme dyp, noe som skyldes at den estuarine kompensasjonsstrømmen i løpet av våren har tilført relativt tungt og oksygenrikt vann fra Grisefjorden.

Under ca. 13 m dyp var det under hele året stagnante forhold og H_2S -holdig vann.

Det er åpenbart at den lange, grunne kanalen (ca. 2 m dyp) mellom Grisefjorden og Logevatnet virker meget hindrende for vannutskiftningen i den sistnevnte. Den mest effektive utskiftningsmekanismen er trolig den estuarine sirkulasjonen (se kapittel 4) hvorved vann fra 1-3 m dyp i Grisefjorden transporteres inn i Logevatnet og kan (delvis) fornye vannmassene ned til ca. 8-10 m. Effekten av denne mekanismen vil veksle med ferskvannstilførselen til Logevatnet, varierende meteorologiske forhold og hydrografiske forhold i Grisefjorden.

Noen utskiftning av vannmassene under ca. 8-10 m dyp er ikke påvist for Logevatnet. På grunn av vertikal turbulent diffusjon av varme og salt vil tettheten i dypvannet etter hvert avta, og legge forholdene mer til rette for en dypvannsfornyelse. Utskiftningsmekanismene tatt i betraktning er det imidlertid sannsynlig at utskiftningene da vil være av mindre omfang og neppe bedre kvaliteten av dypvannet i vesentlig grad.

6.6 Dypvannsutskiftninger i Fedafjorden

Innenfor terskelen ved Agnholmen (ca. 40 m dyp) har det funnet sted en delvis og en fullstendig utskiftning av dypvannet under måleperioden. I tidsrommet september-desember hadde en kald vannmasse trengt inn i Fedafjorden, over terskelen ved Agnholmen og fornyet vannmassene mellom ca. 6 m og 45 m i hele fjorden. Dette fremgår ved at temperaturen har avtatt i dette dybdeintervall, samtidig som oksygeninnholdet har økt (se figurene 6.22-6.27). Fra ca. 50 m og til bunn har fornyelsen bare vært delvis, og kan best registreres som en økning på 0,05-0,2 ‰ i saltholdighet og økning på mellom 0,5-1 °C av temperaturen. Det ble ikke

registrert noen økning i oksygeninnholdet. Dette tyder på at innstrømmingen foregikk tidlig i tidsrommet september-desember og at en del oksygen siden den gang er forbrukt ved nedbrytning av organisk materiale.

Innstrømming fortsatte etter desember-toktet, og i mars var dypvannet innenfor terskelen i hovedsaken fornyet helt til bunns. Oksygeninnholdet ved bunnen på st. 08 var da økt fra ca. 2,6 ml O₂/l i desember til ca. 5,8 ml O₂/l i mars. Tilsvarende hadde temperaturen avtatt fra ca. 8 °C til ca. 6,5 °C og saltholdigheten avtatt med ca. 0,3 ‰, se figurene 6.28-6.30.

Både på st. 08 og st. 09 fantes et oksygenminimum i ca. 20 m dyp. Dette var trolig en blandingsvannmasse bestående dels av gammelt bunnvann og dels av nytt vann.

I tidsrommet mars-juni hadde en relativt varm (ca. 7°-10 °C), salt og oksygenrik vannmasse kommet inn i Fedafjorden, og i delvis fornyet dypvannet innenfor terskelen (se figurene 6.31-6.34). Dette ses klarest av at saltholdigheten i dypvannet på st. 08 og st. 09 har økt med ca. 0,5 ‰.

Rester av det oksygenminimumet som i mars lå i ca. 20 m dyp innenfor terskelen, kunne i juni ses i 16 m dyp på st. 08.

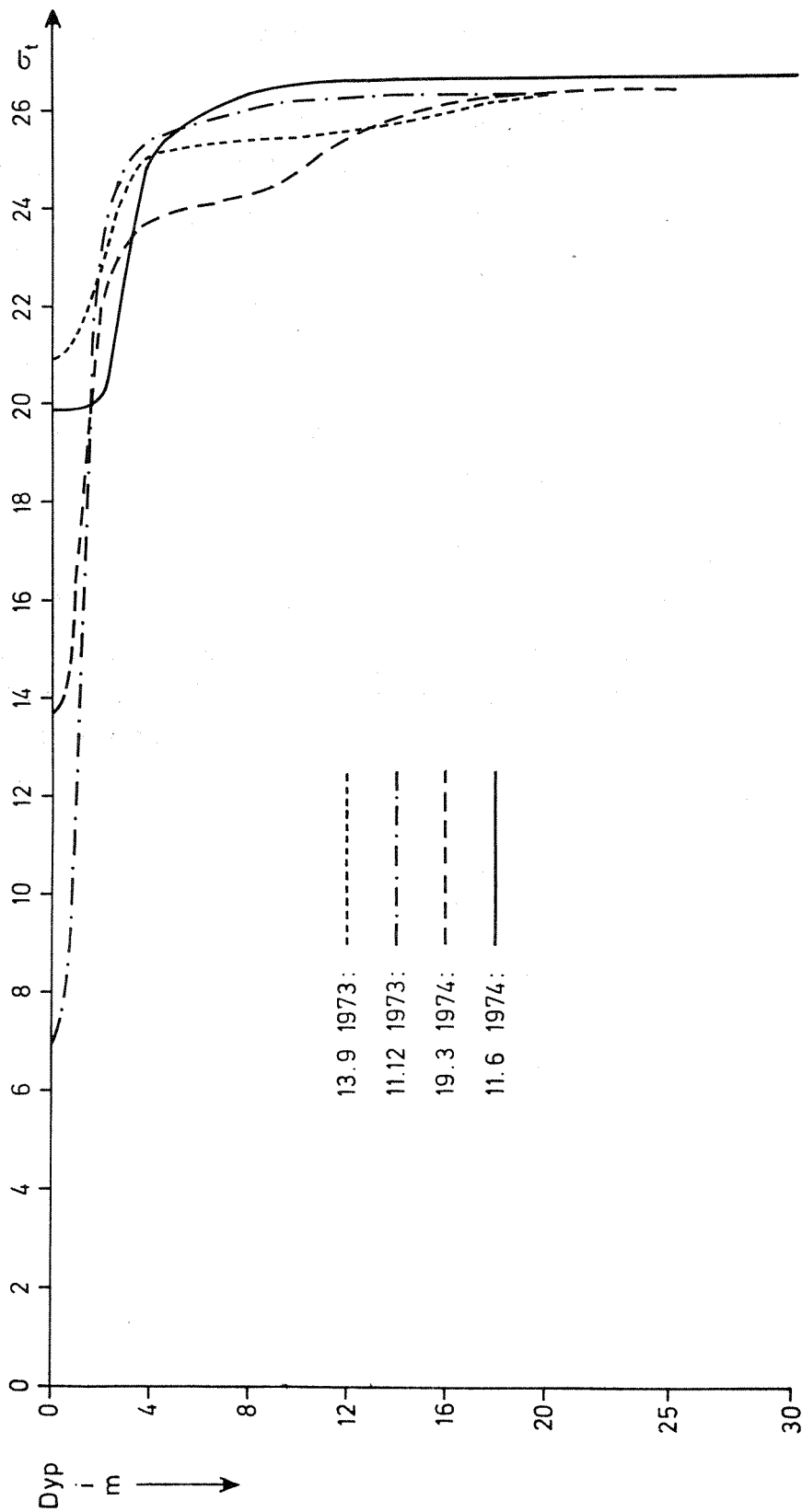


Fig. 6.1. Tjörsvågbukta, st. 03. Vertikal tetthetsfördelning (som σ_t), 0-30 m dyp

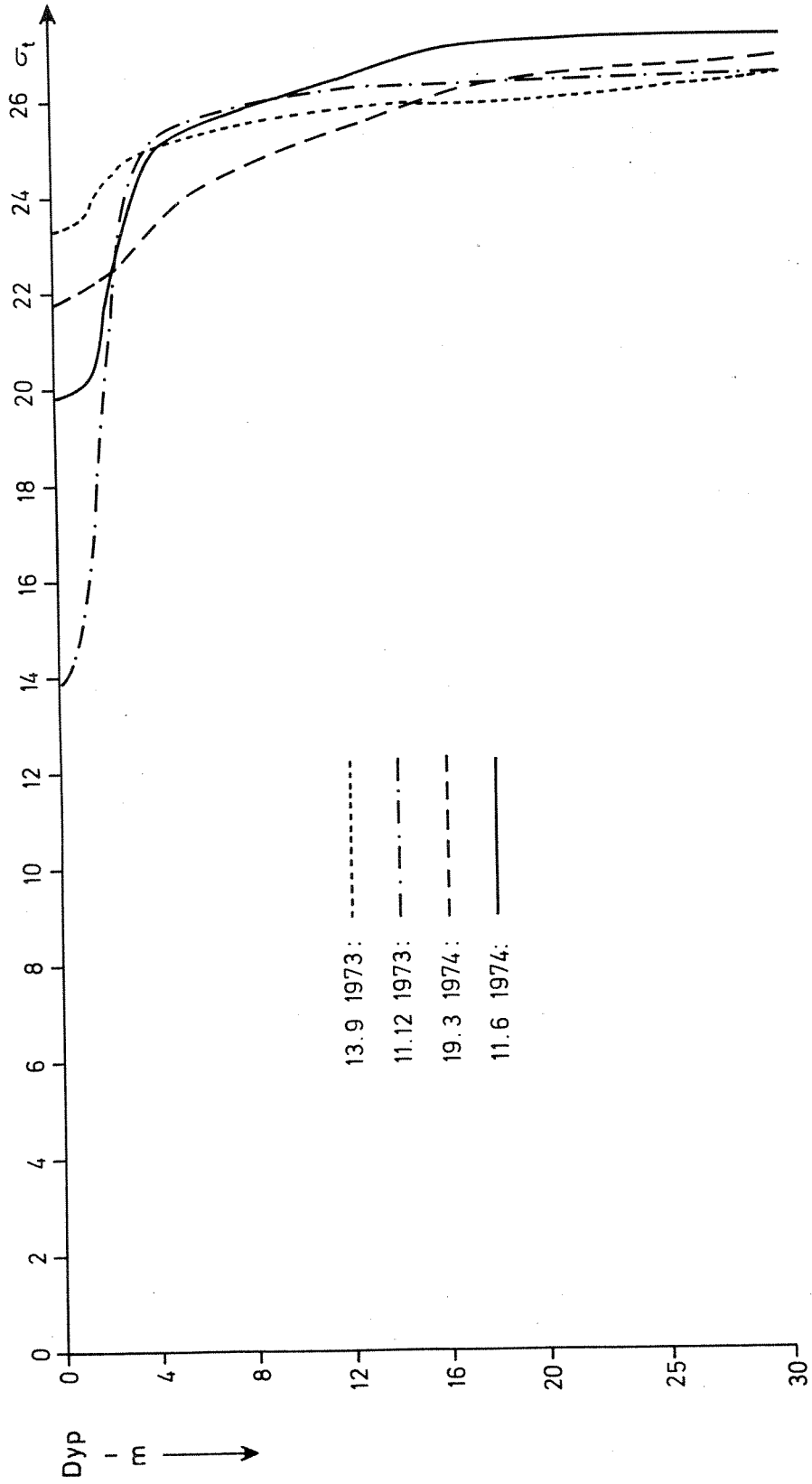


Fig. 6.2. Flekkefjorden, st. 04. Vertikal tetthetsfordeling (som σ_t), 0-30 m dyp

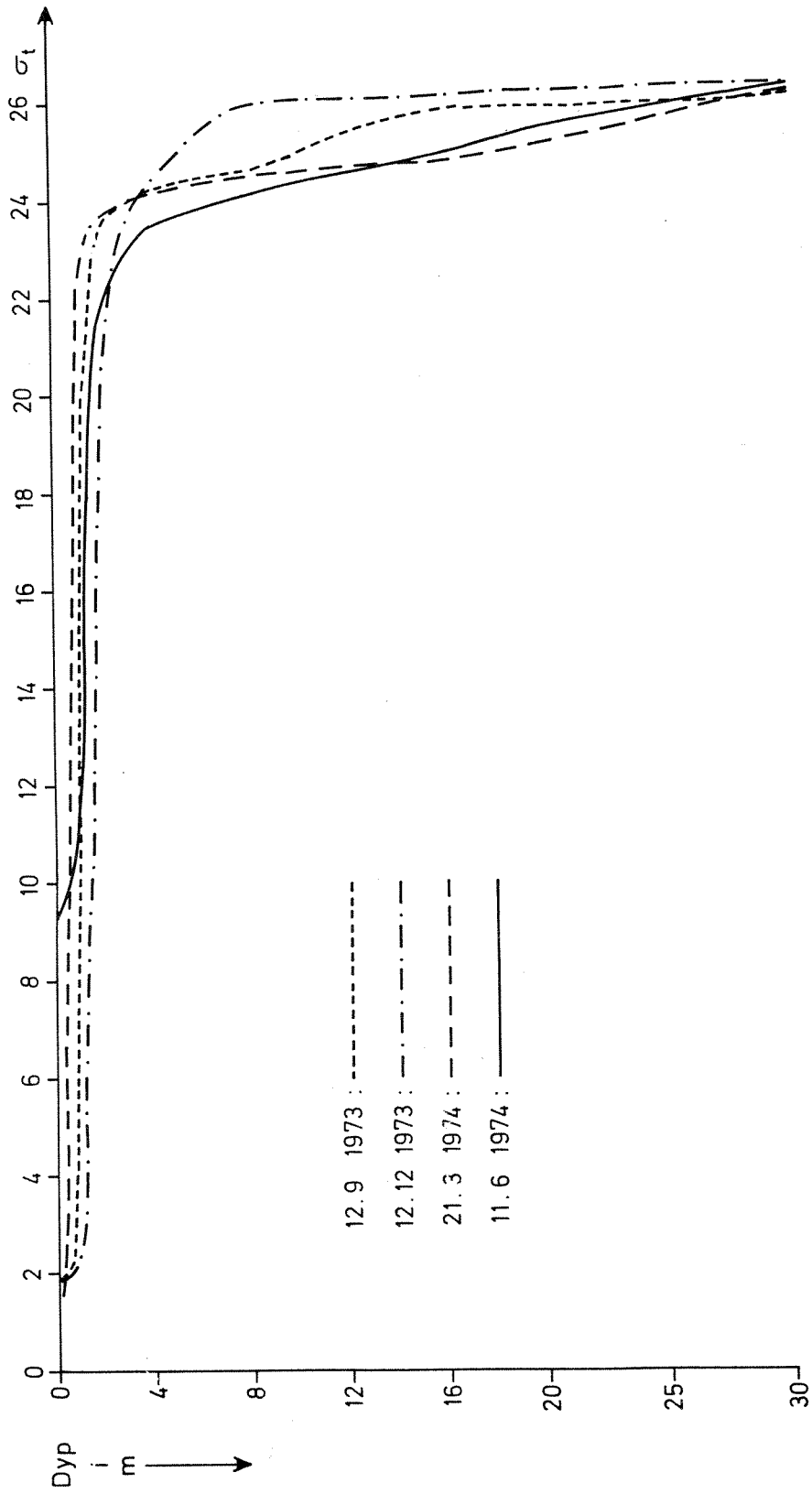


Fig. 6.3. Fedafjorden, st.09. Vertikal tetthetsfordeling (som σ_t), 0-30 m dyp

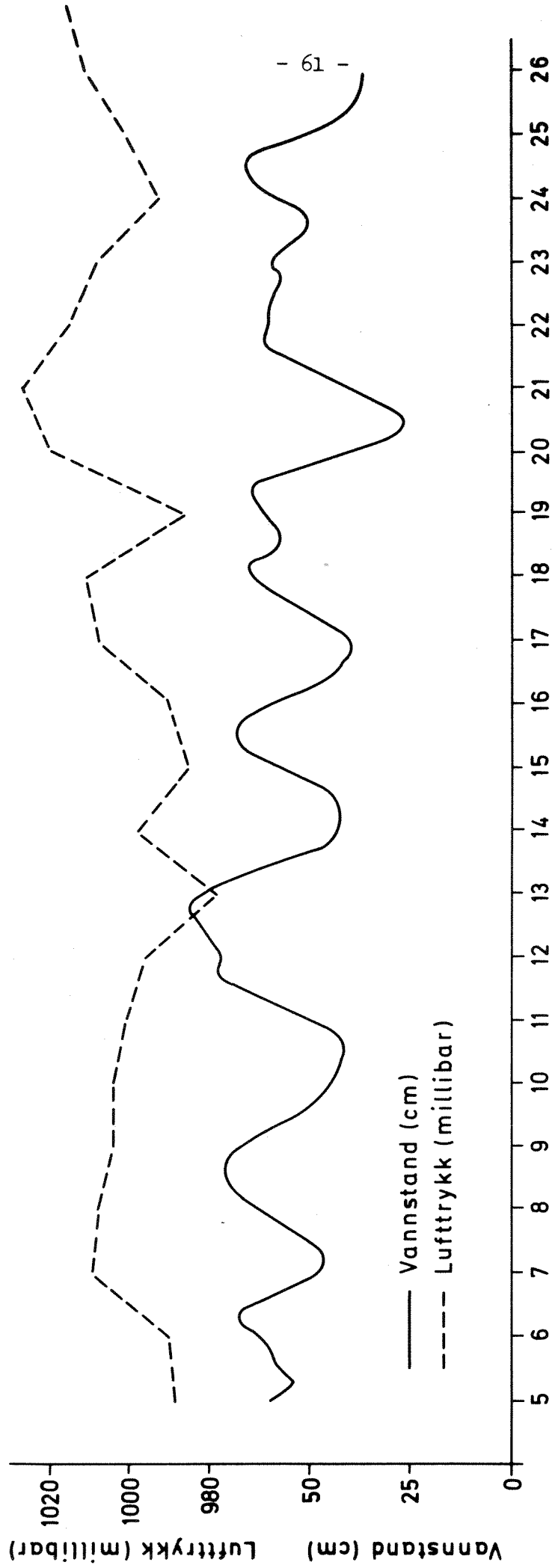


Fig. 6.4. Tidsrommet 5. - 26.11. 1973. 25timers glidende midler av vannstand i Grisefjorden
Døgnmidler av lufttrykk på Lista

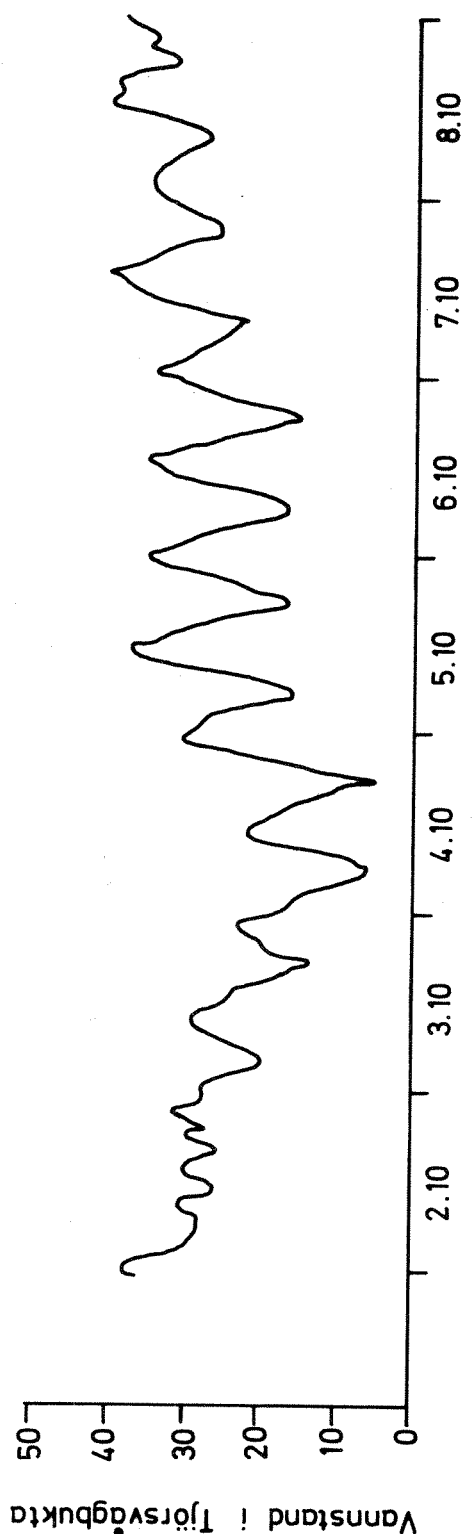
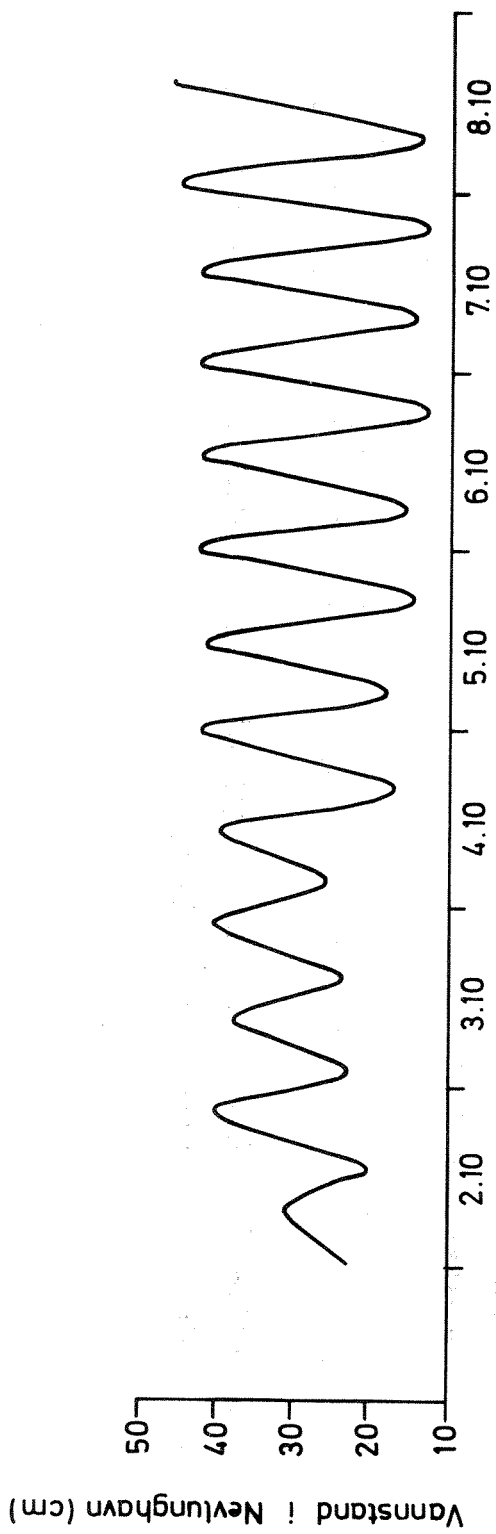


Fig. 6.5. Tidsrommet 2.-8.10 1973. Vannstandsvariasjoner i Tjörsvågbukta og tidevann i Nevlunghavn

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

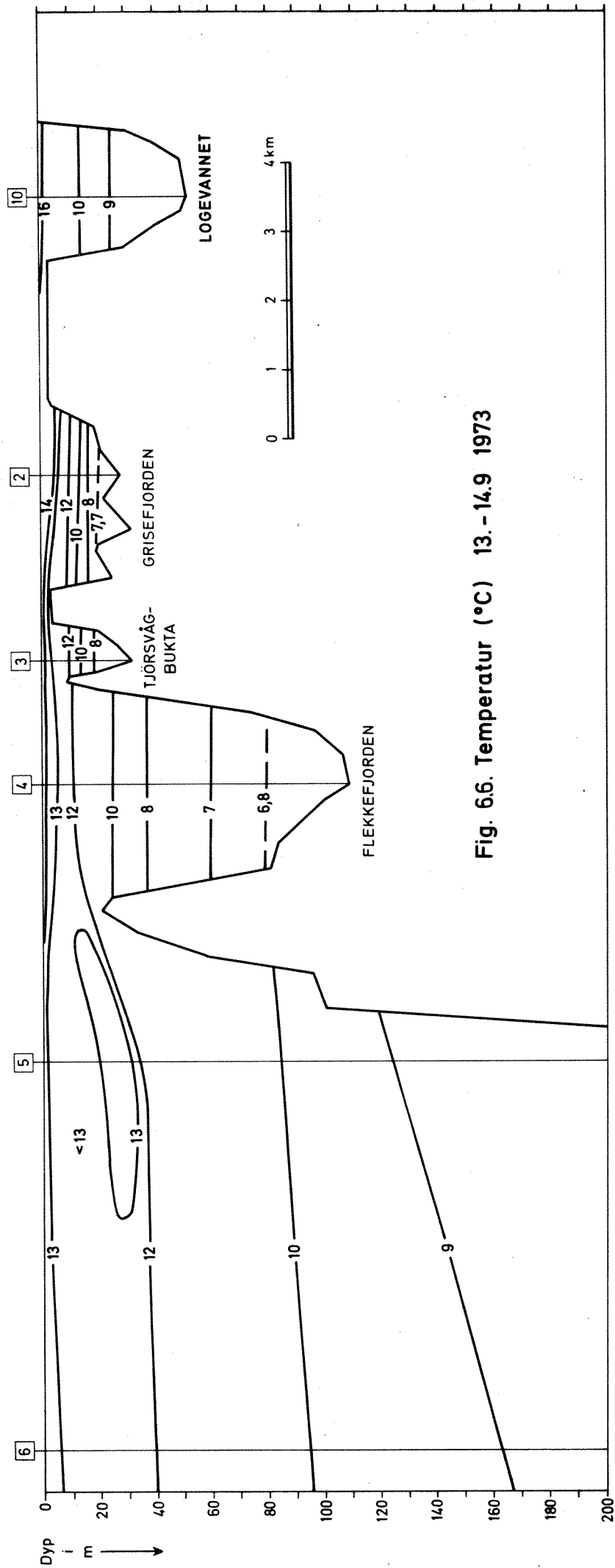


Fig. 6.6. Temperatur (°C) 13.-14.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

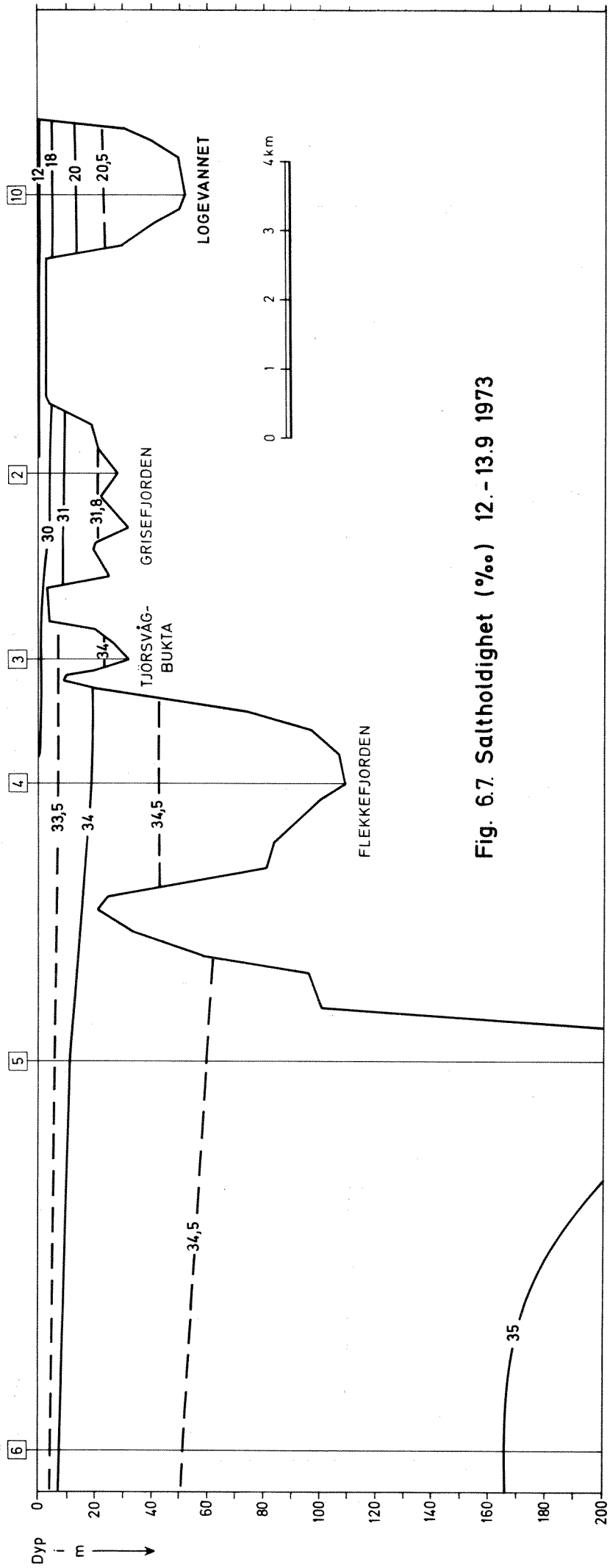


Fig. 6.7. Saltholdighet (‰) 12.-13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

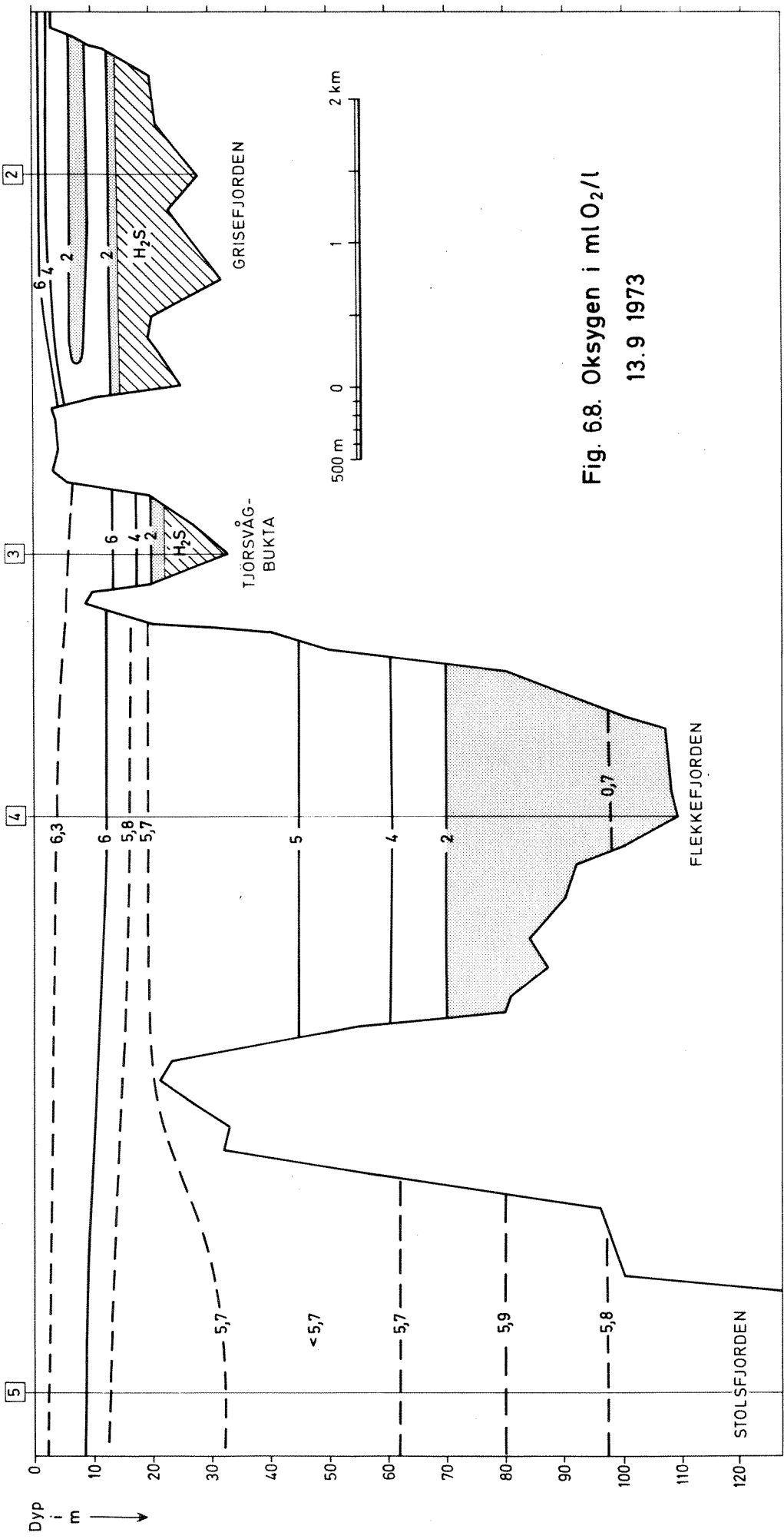


Fig. 68. Oksygen i ml O₂/l
13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

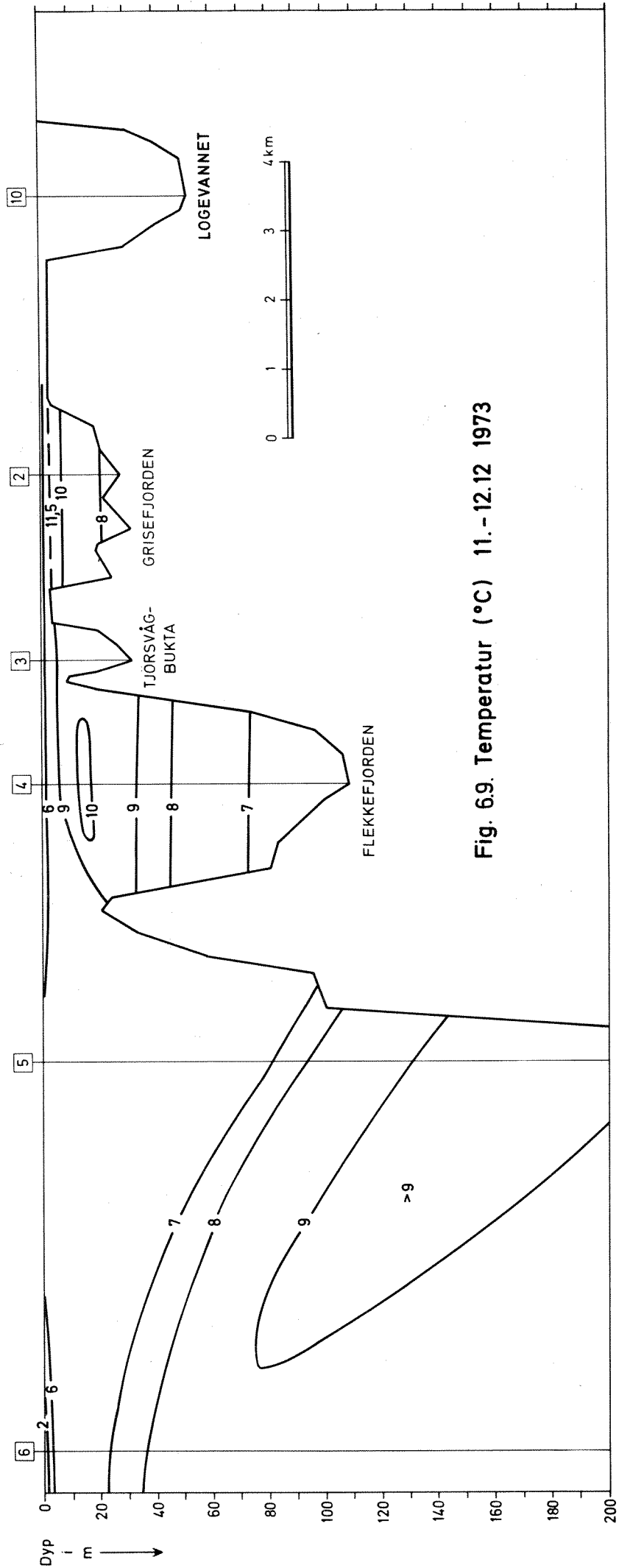


Fig. 6.9. Temperatur (°C) 11.-12.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

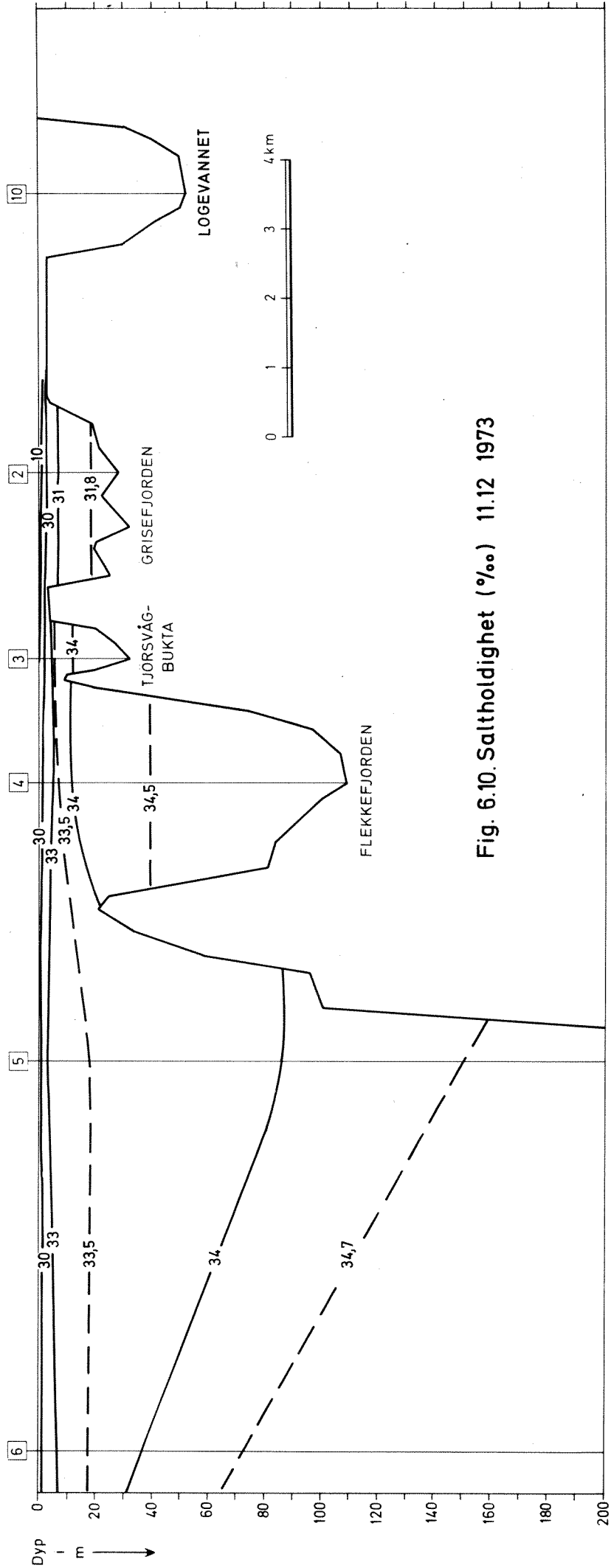


Fig. 6.10. Saltholdighet (‰) 11.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

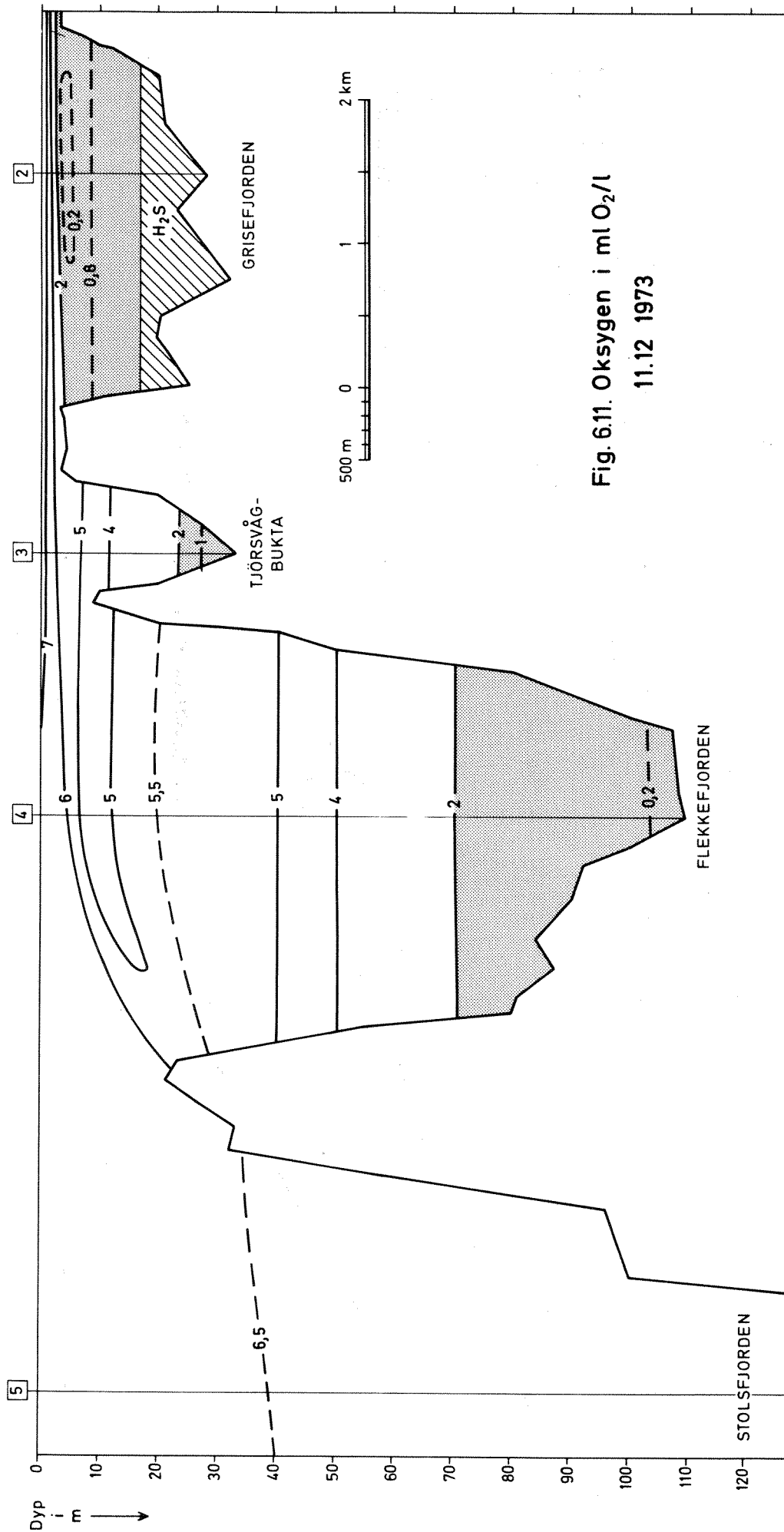


Fig. 6.11. Oksygen i ml O₂/l
11.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

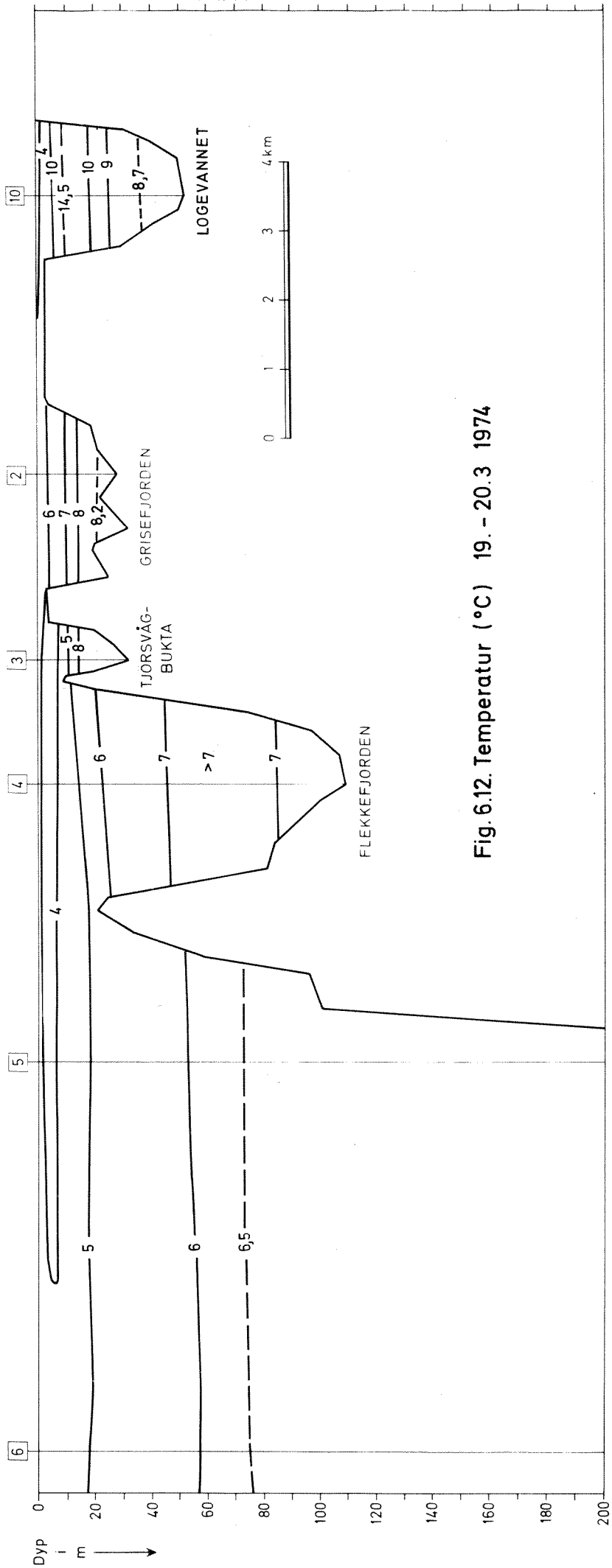


Fig. 6.12. Temperatur (°C) 19. - 20.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

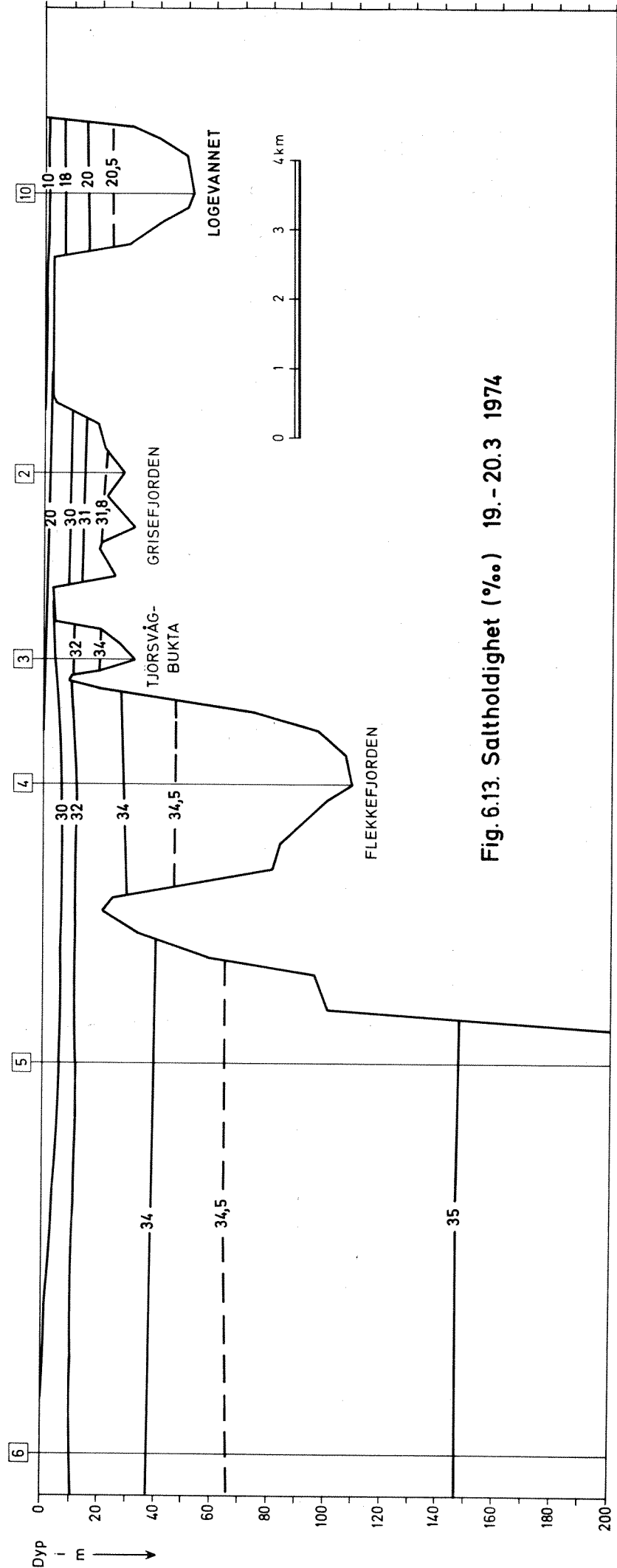


Fig. 6.13. Saltholdighet (‰) 19.-20.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

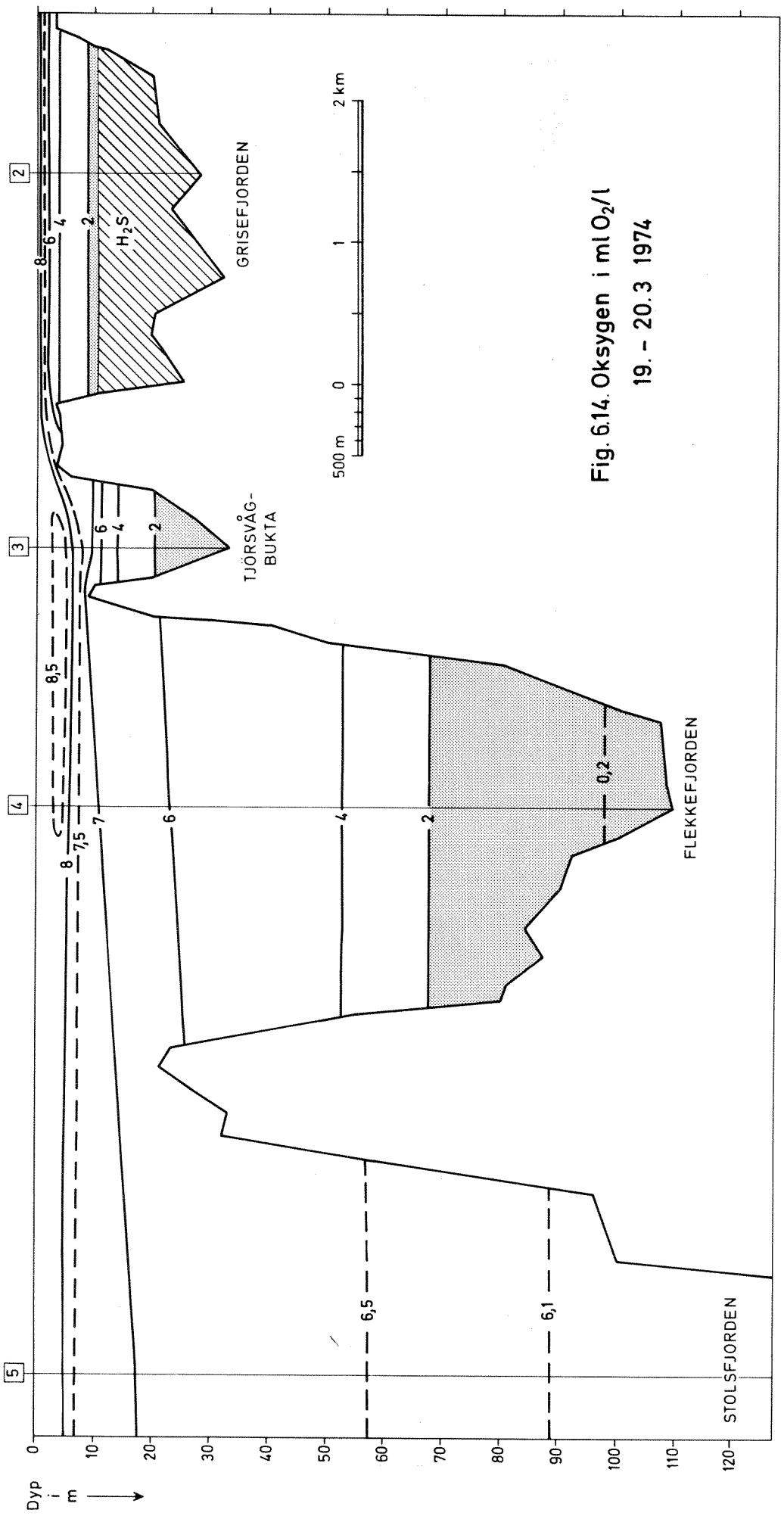


Fig. 6.14. Oksygen i mlO₂/l
19. - 20.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

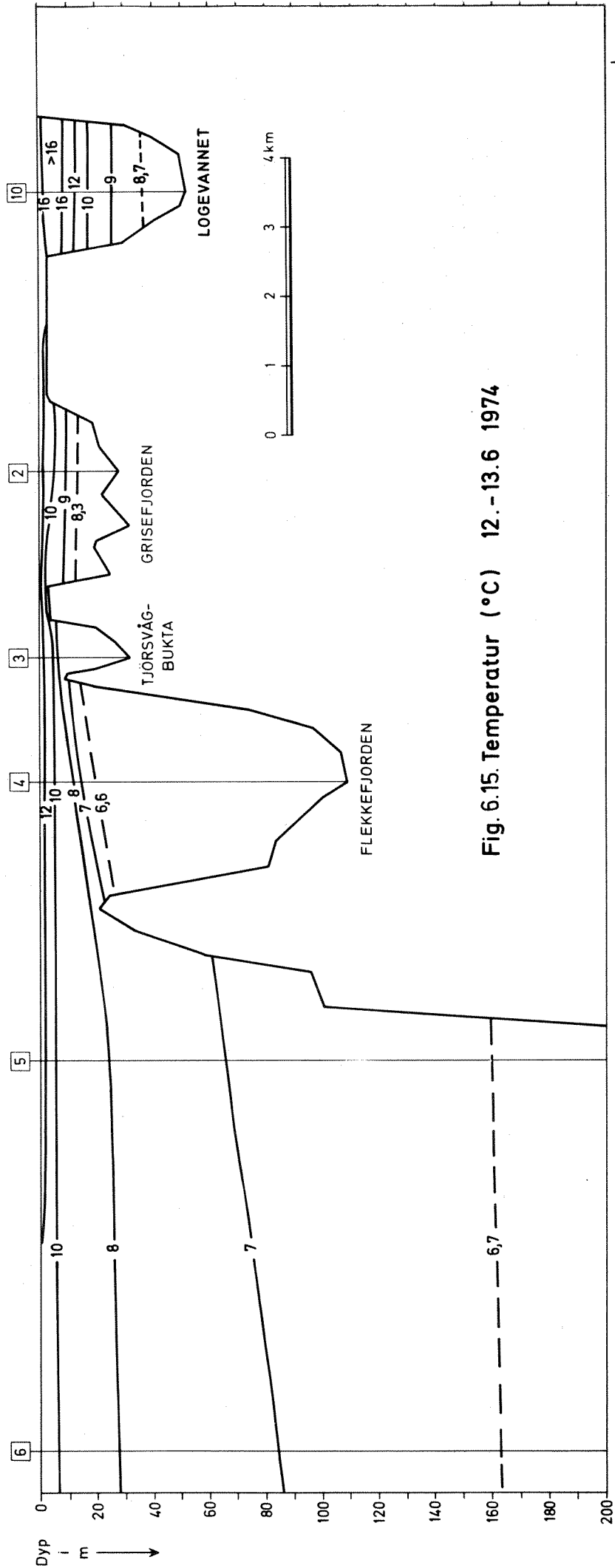


Fig. 6.15. Temperatur (°C) 12.-13.6 1974

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

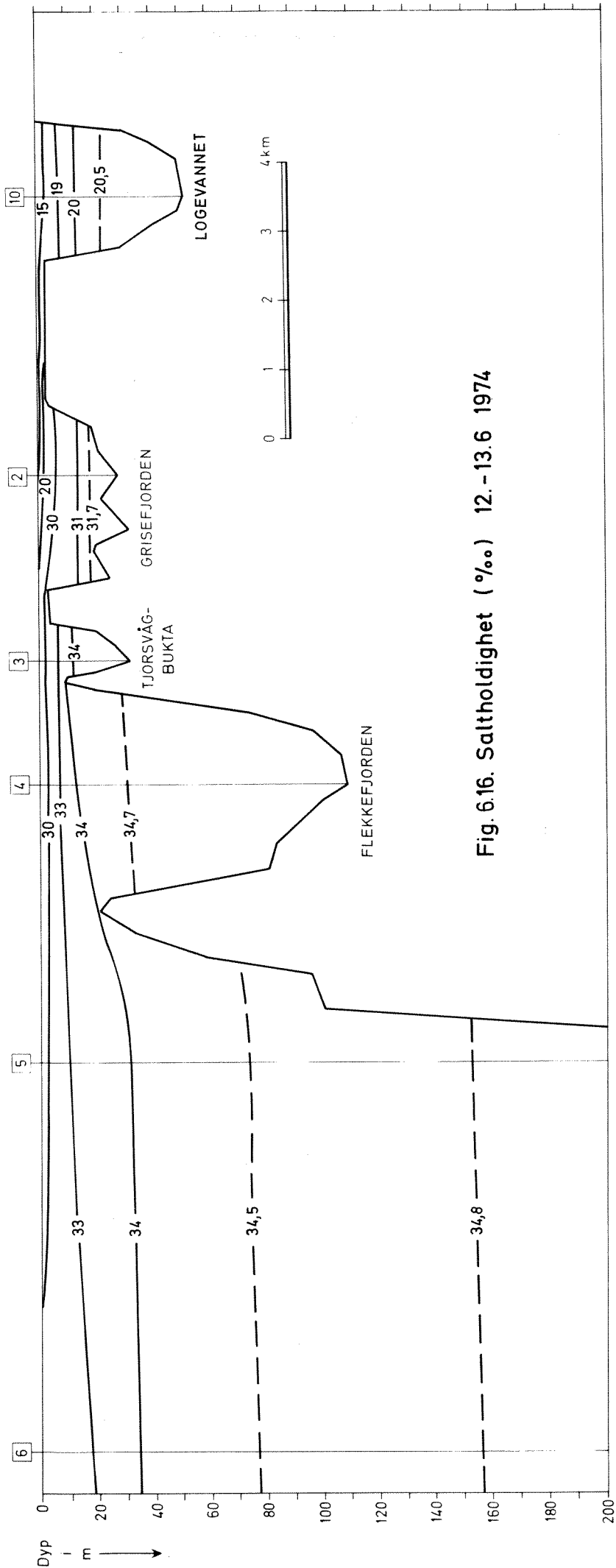


Fig. 6.16. Saltholdighet (‰) 12.-13.6 1974

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

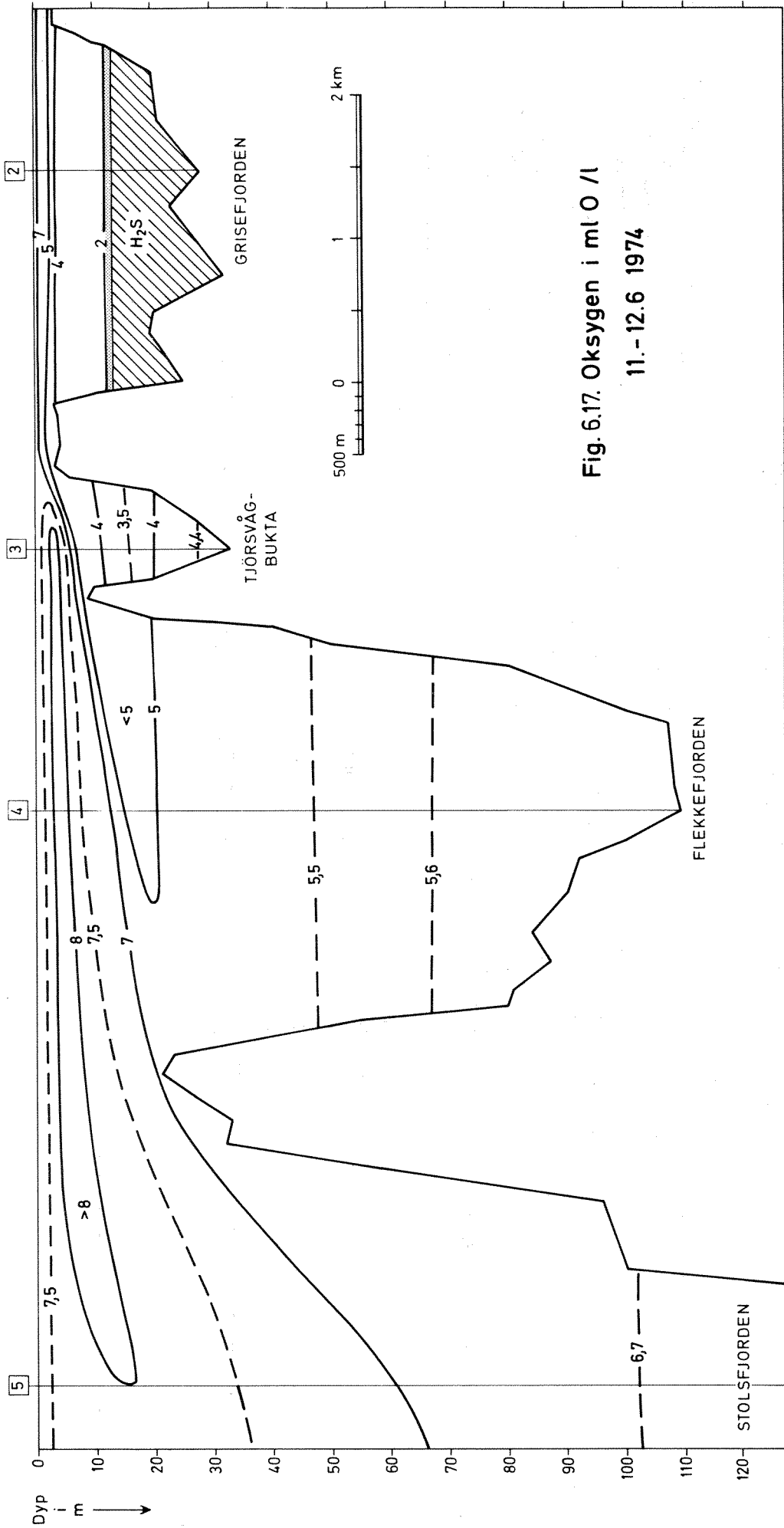


Fig. 6.17. Oksygen i ml O / l
11.-12.6 1974

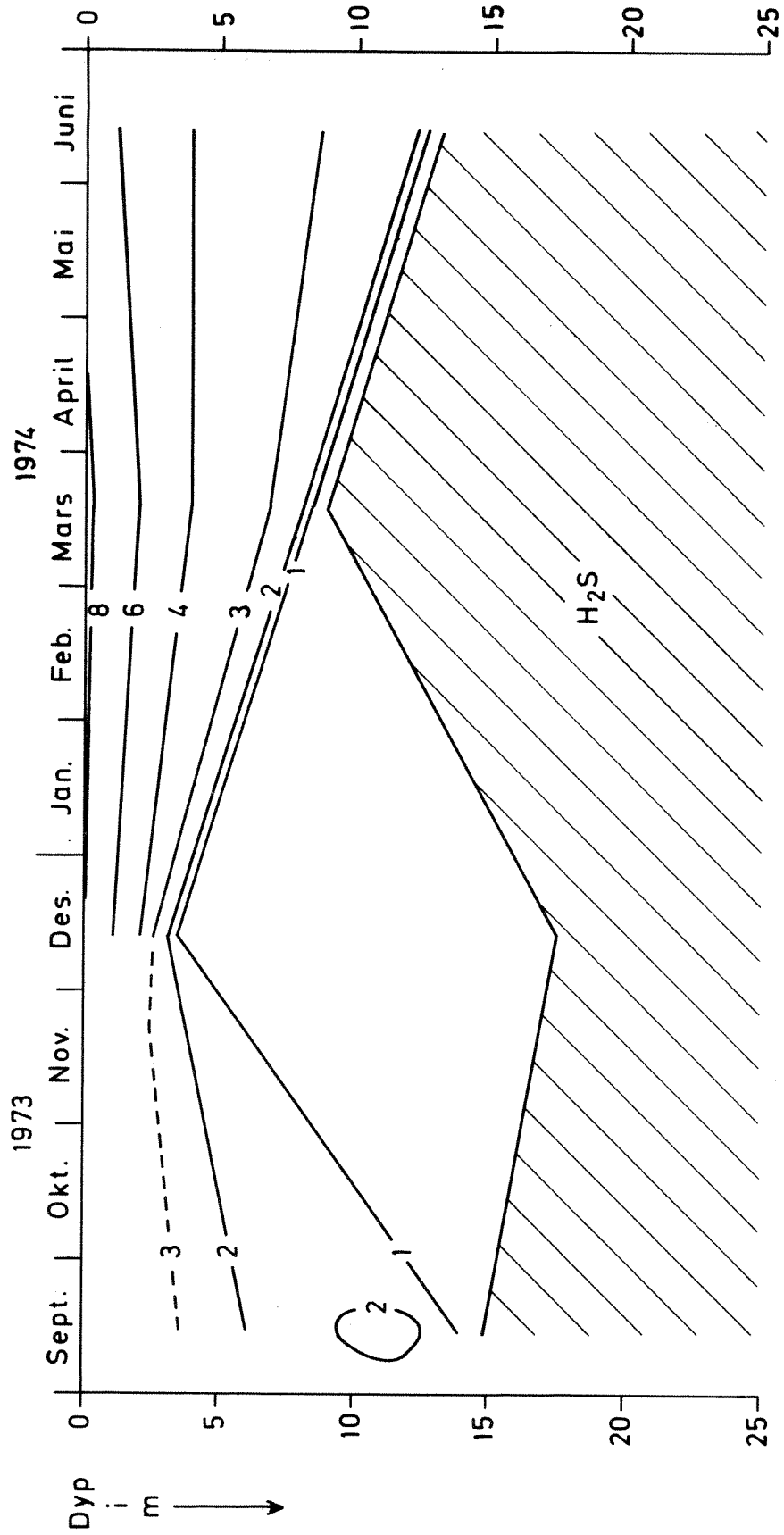


Fig. 6.18. Grisefjorden, st.02. Tidsvariasjoner av oksygen (ml O₂/l)

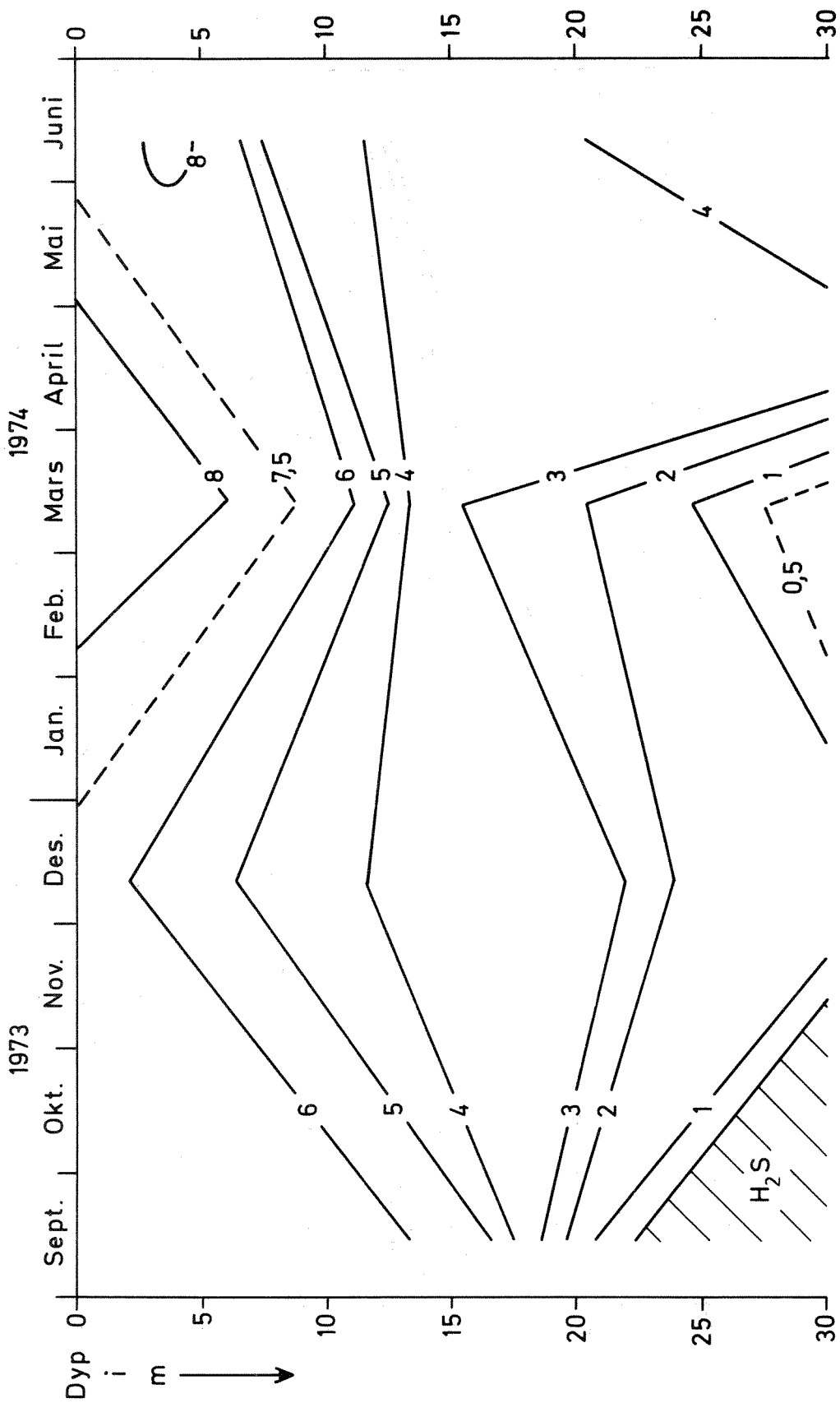


Fig. 6.19. Tjörsvågbukta, st.03. Tidsvariasjoner av oksygen (ml O₂/l)

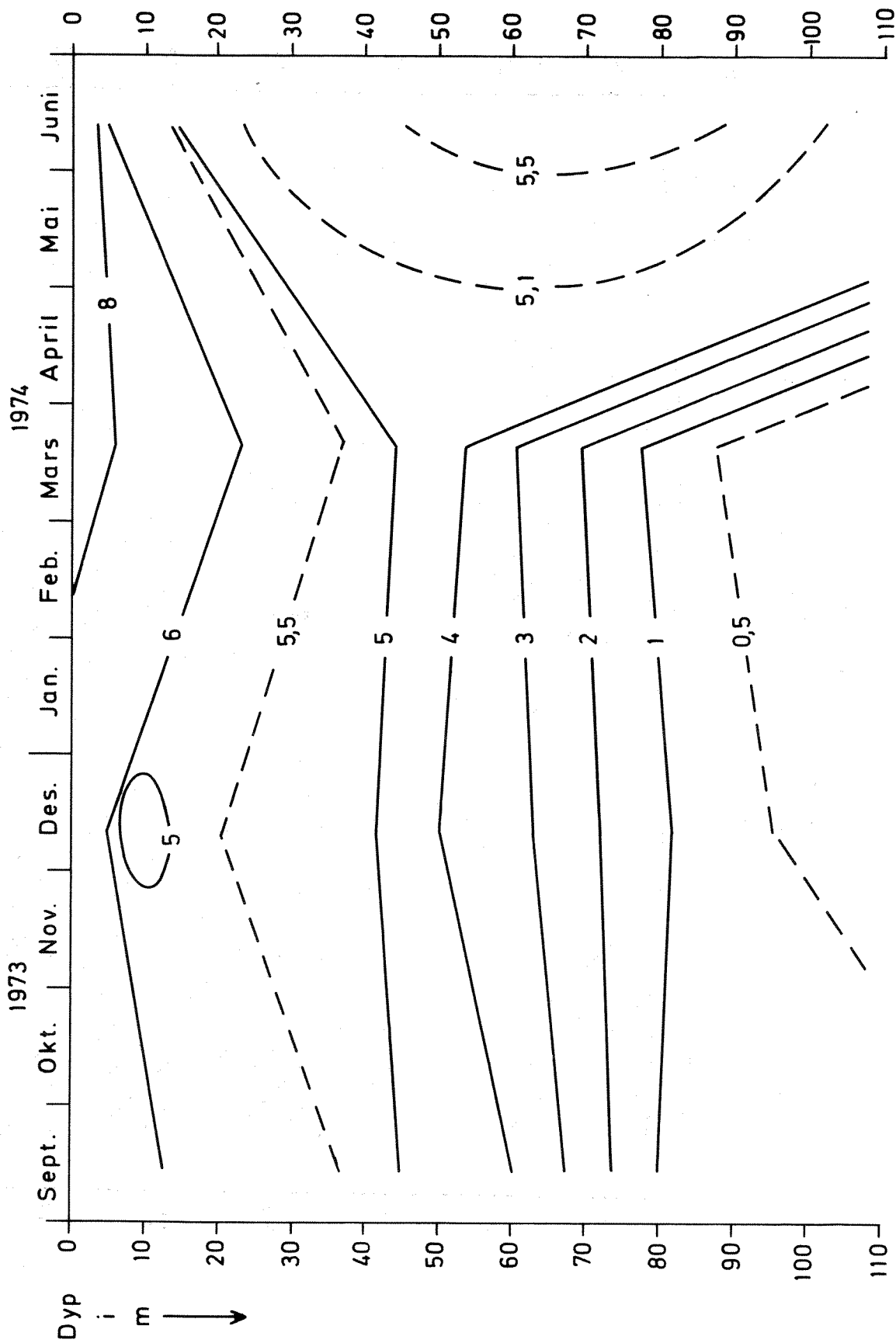


Fig. 6.20. Flekkefjord, st.04. Tidsvariasjoner av oksygen (mlO₂/l)

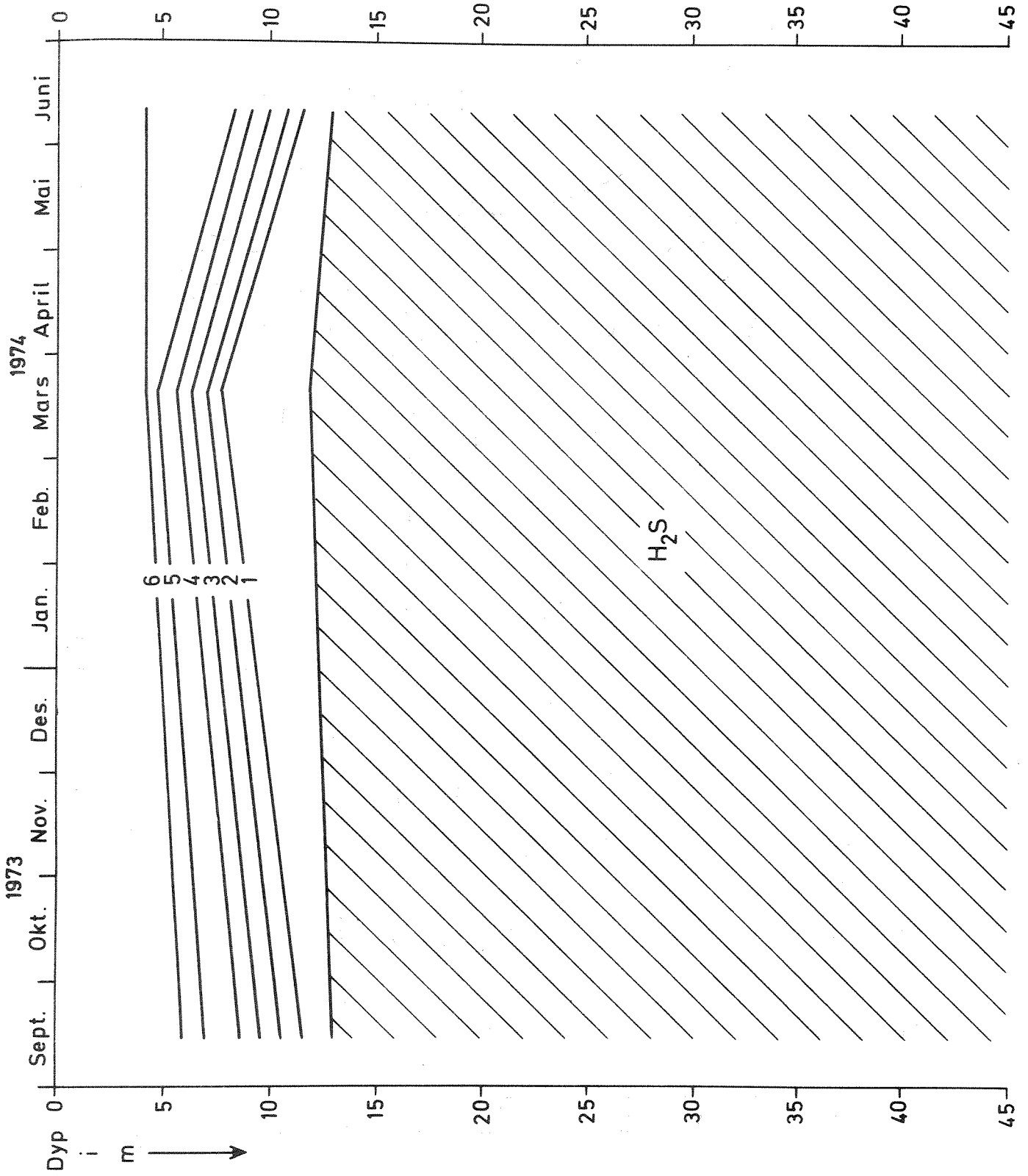


Fig.621.Loga, st.10. Tidsvariasjon av oksygen (ml O₂/l)

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

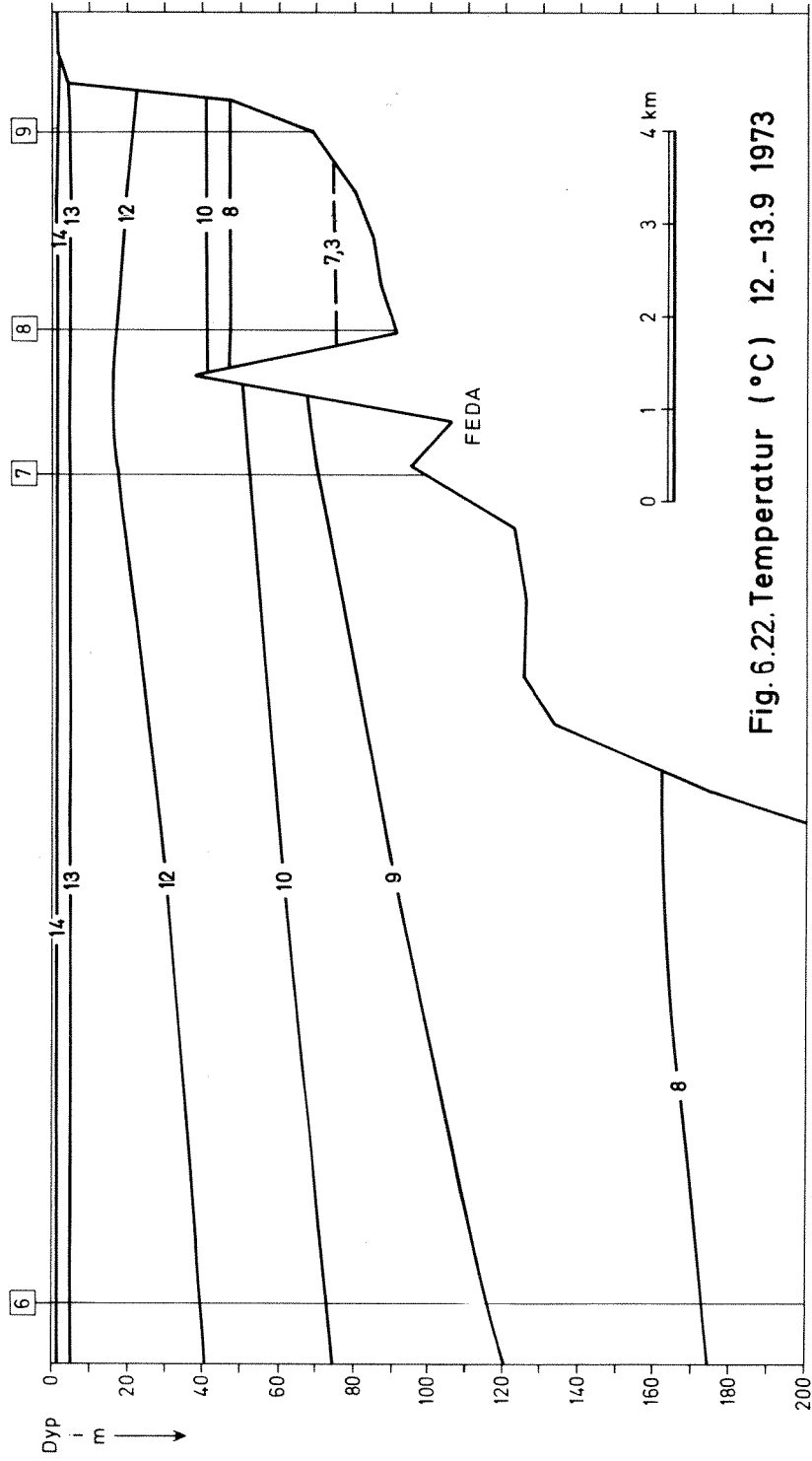


Fig. 6.22. Temperatur (°C) 12.-13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

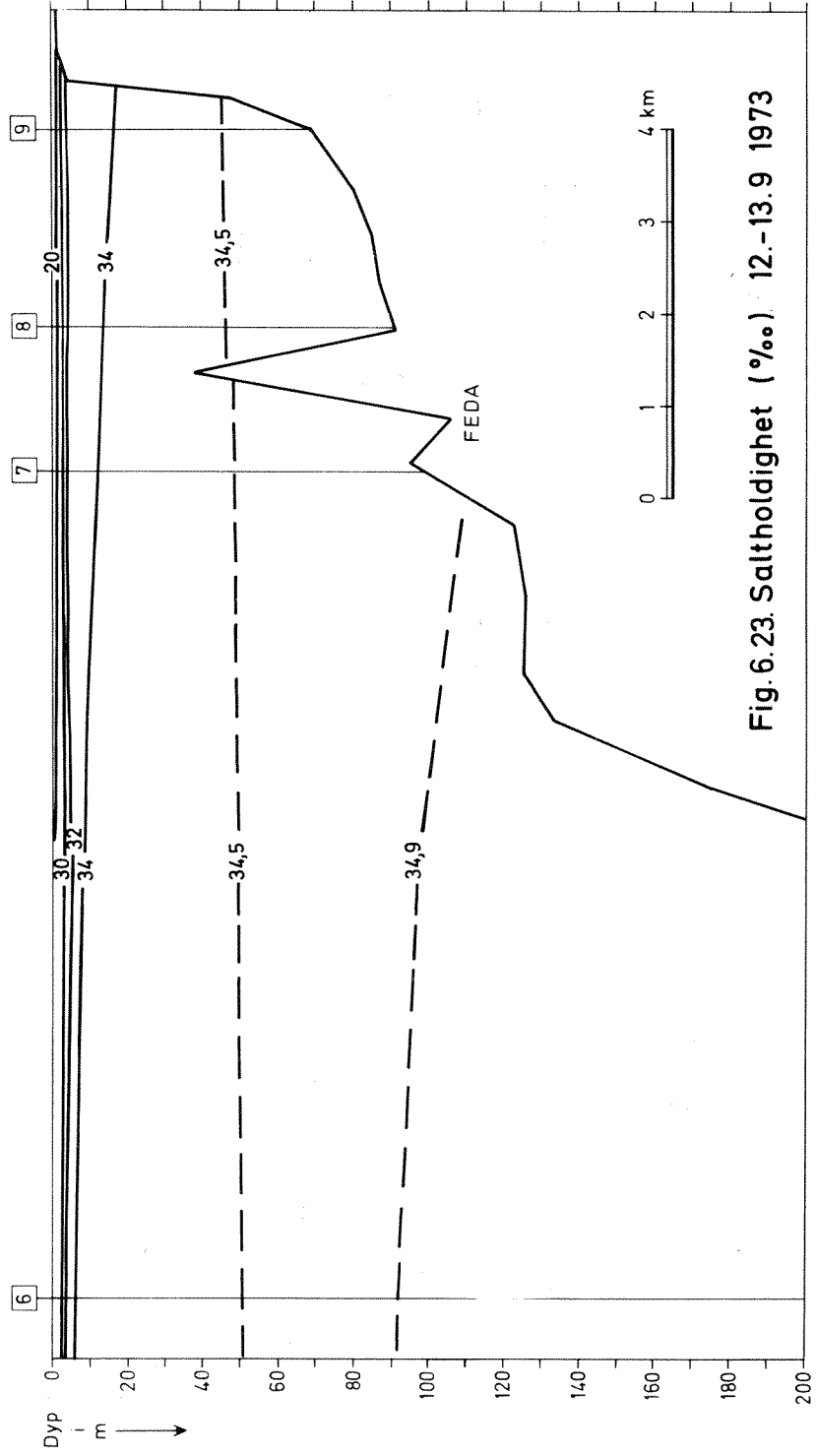


Fig. 6.23. Saltholdighet (‰) 12.-13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

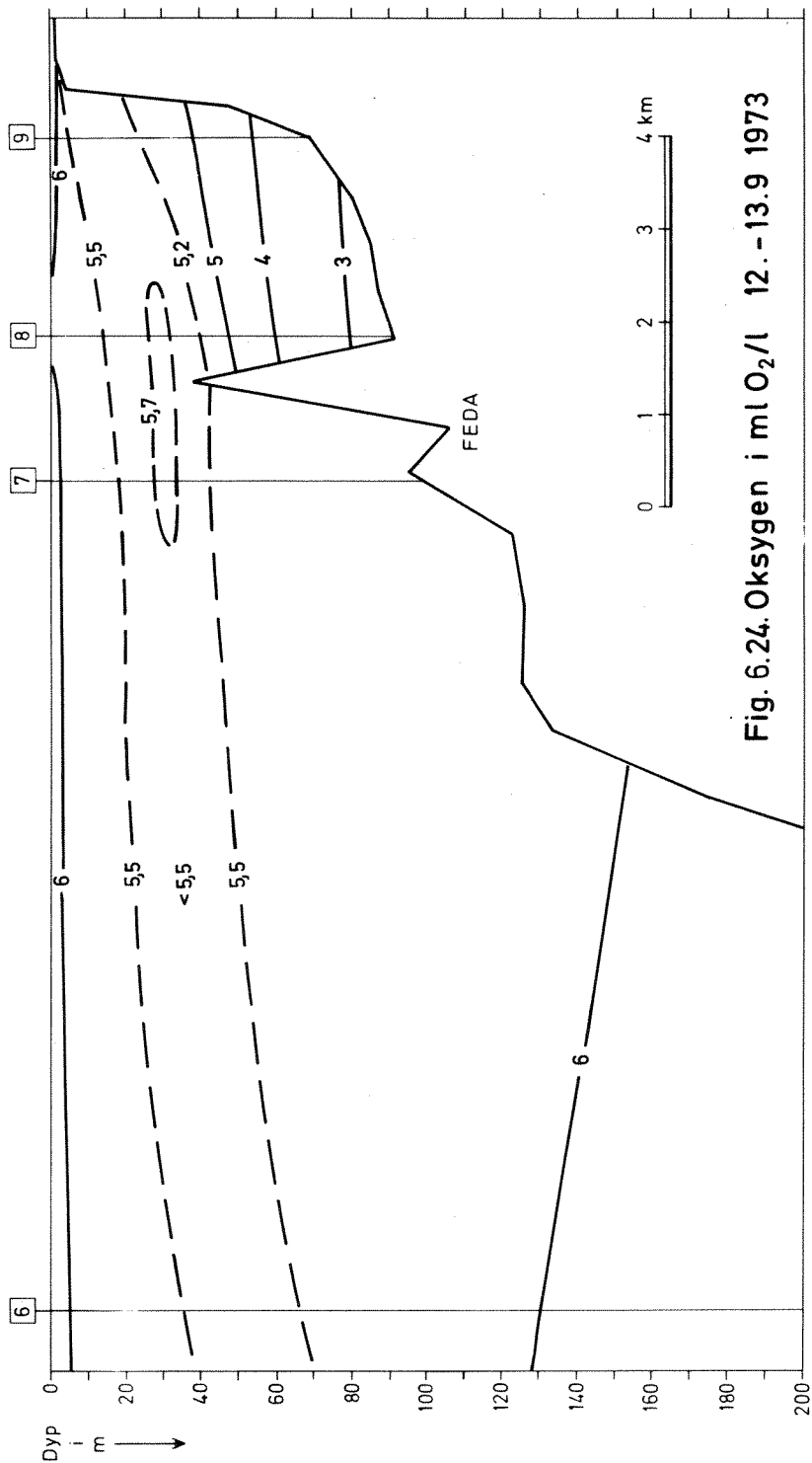


Fig. 6.24. Oksygen i ml O₂/l 12. - 13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

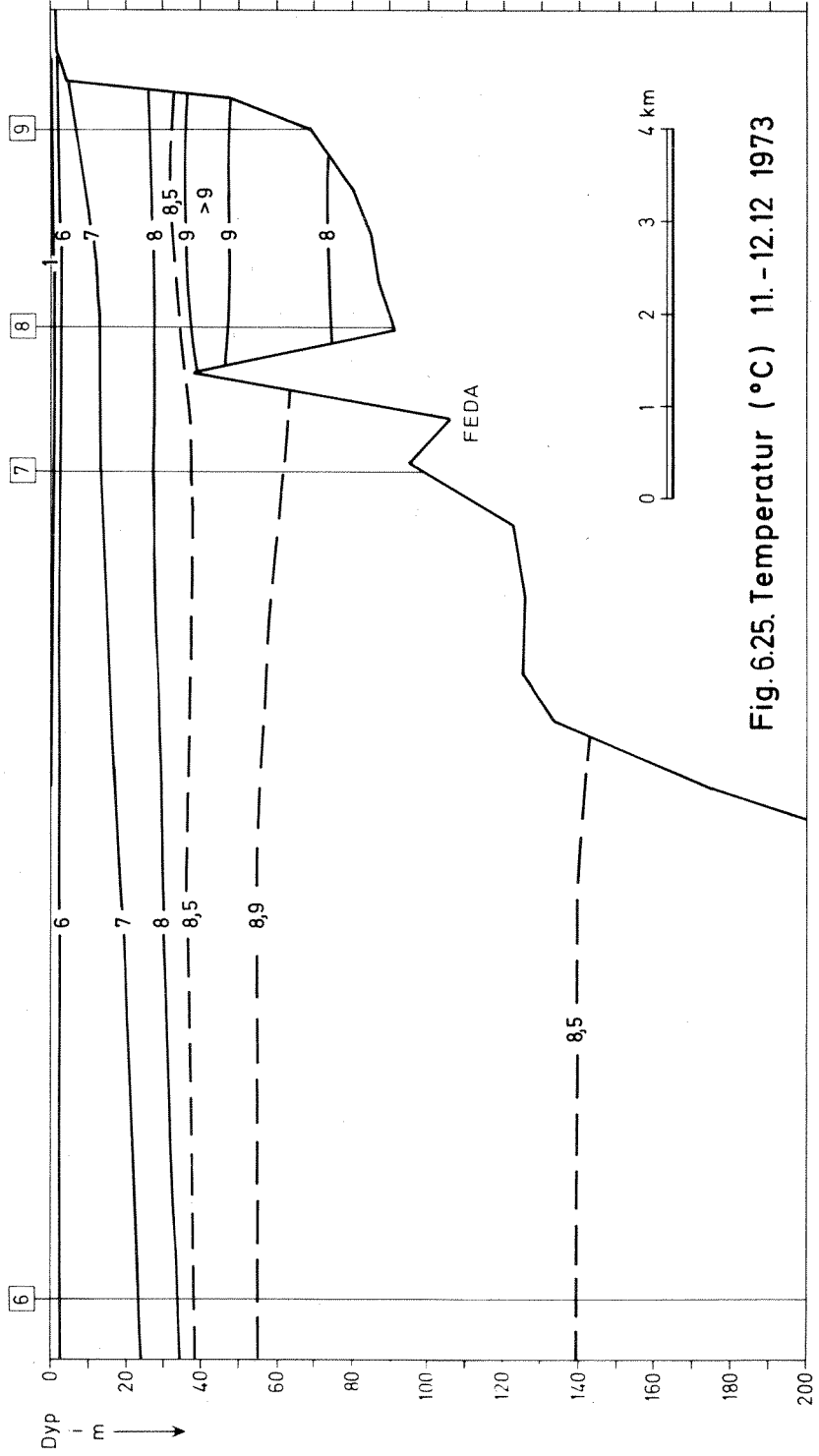


Fig. 6.25. Temperatur (°C) 11. - 12.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

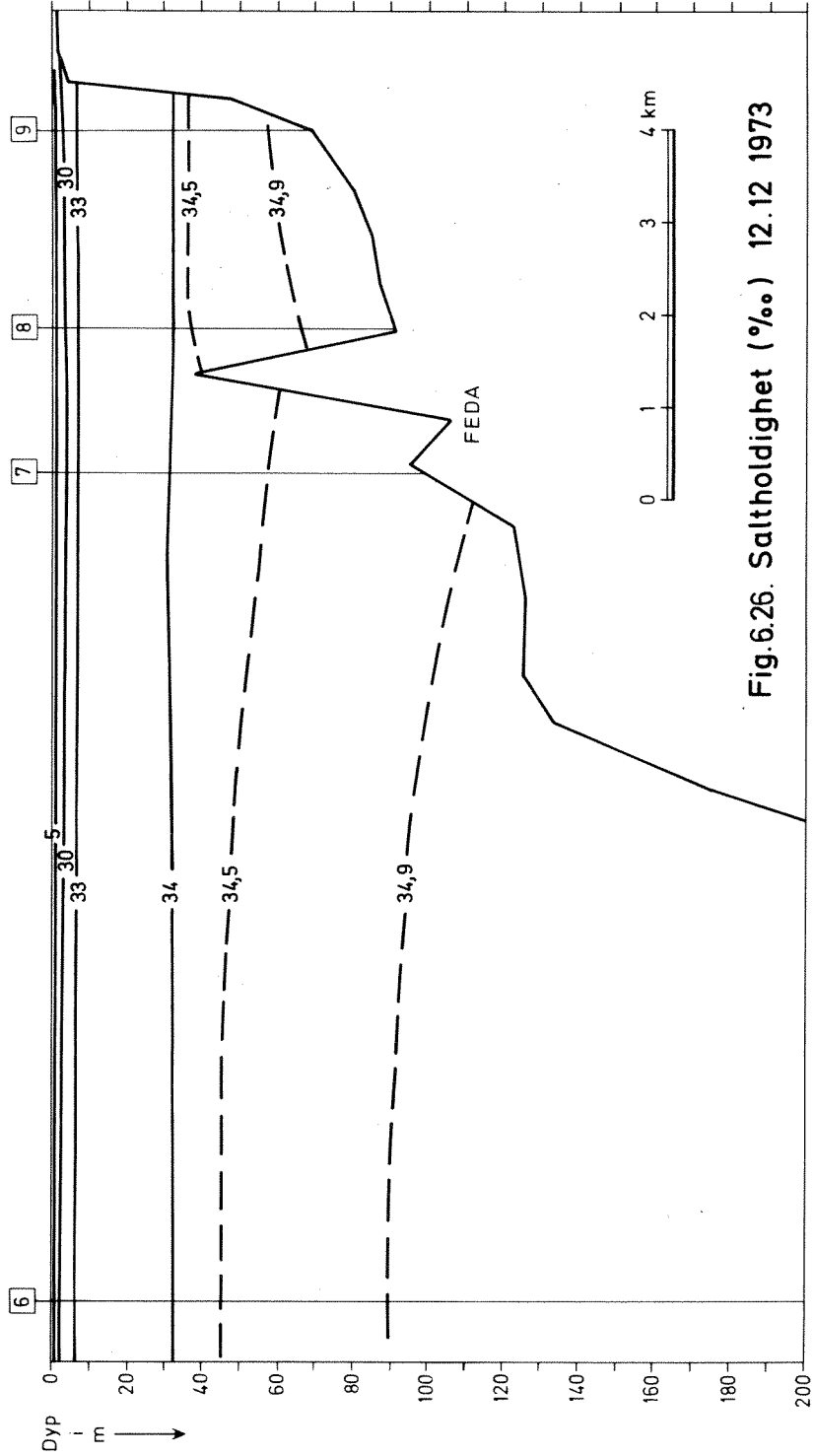


Fig.6.26. Saltholdighet (‰) 12.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

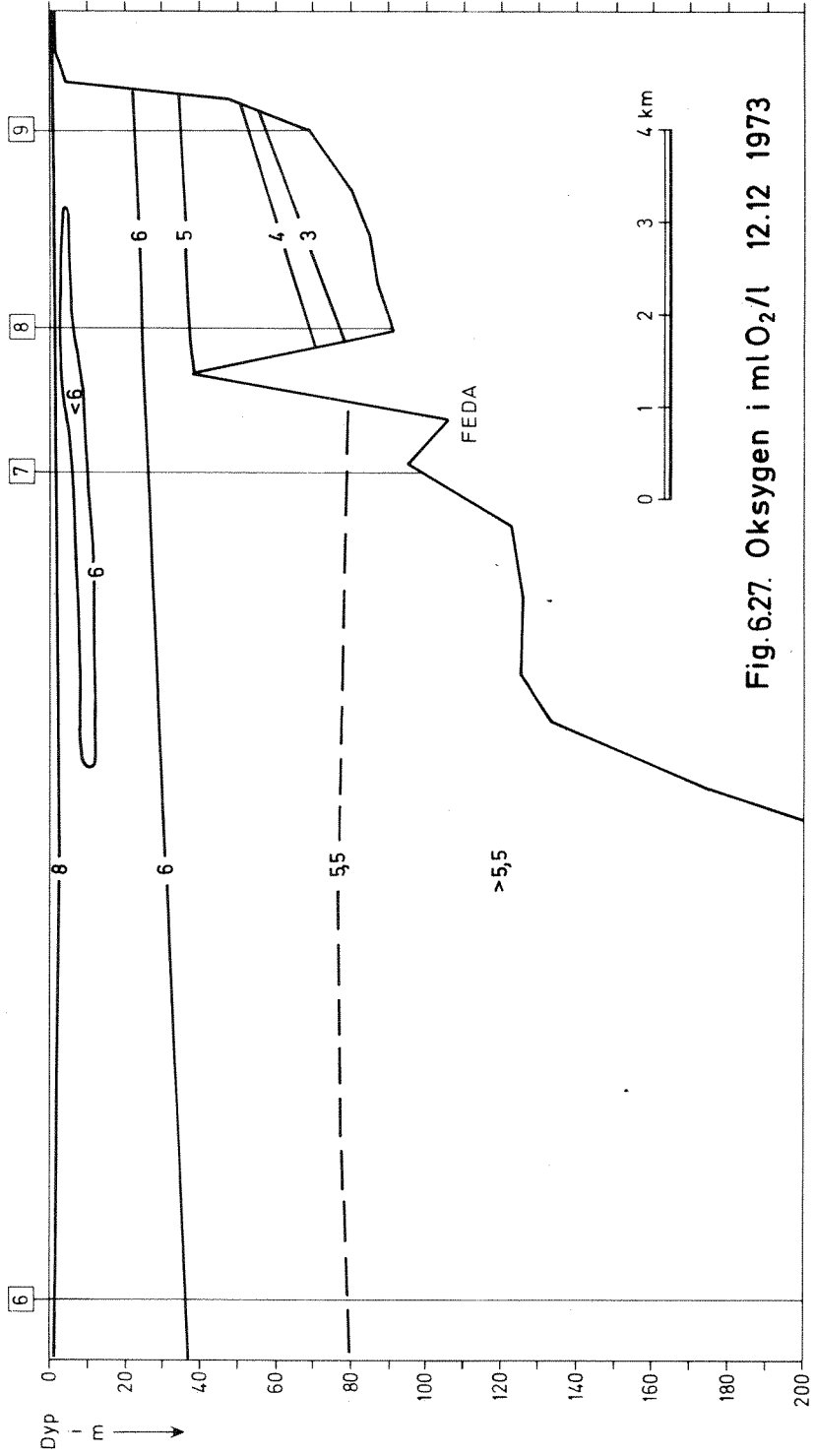


Fig.6.27. Oksygen i ml O₂/l 12.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

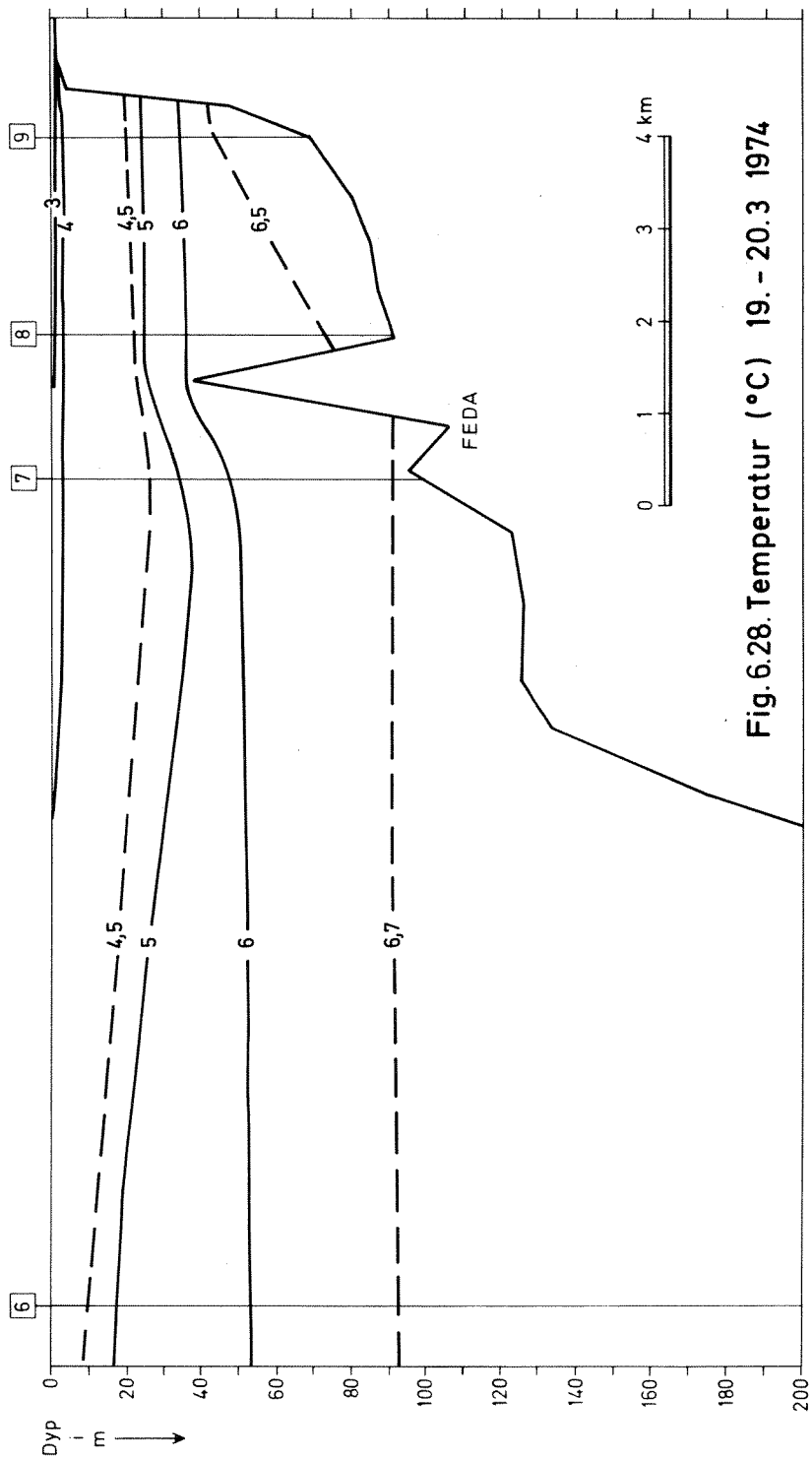


Fig. 6.28. Temperatur (°C) 19. - 20.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

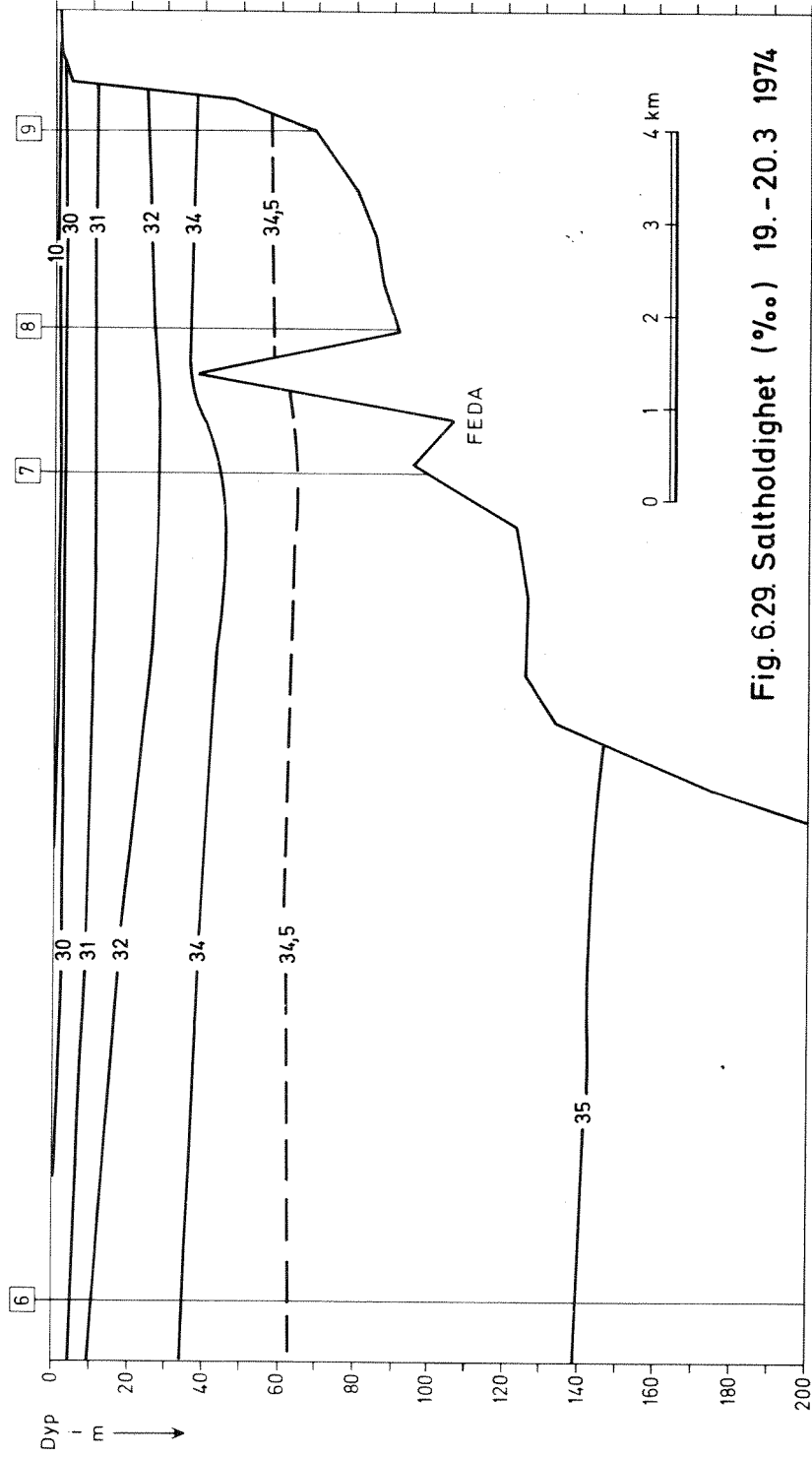


Fig. 6.29. Saltholdighet (‰) 19.-20.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

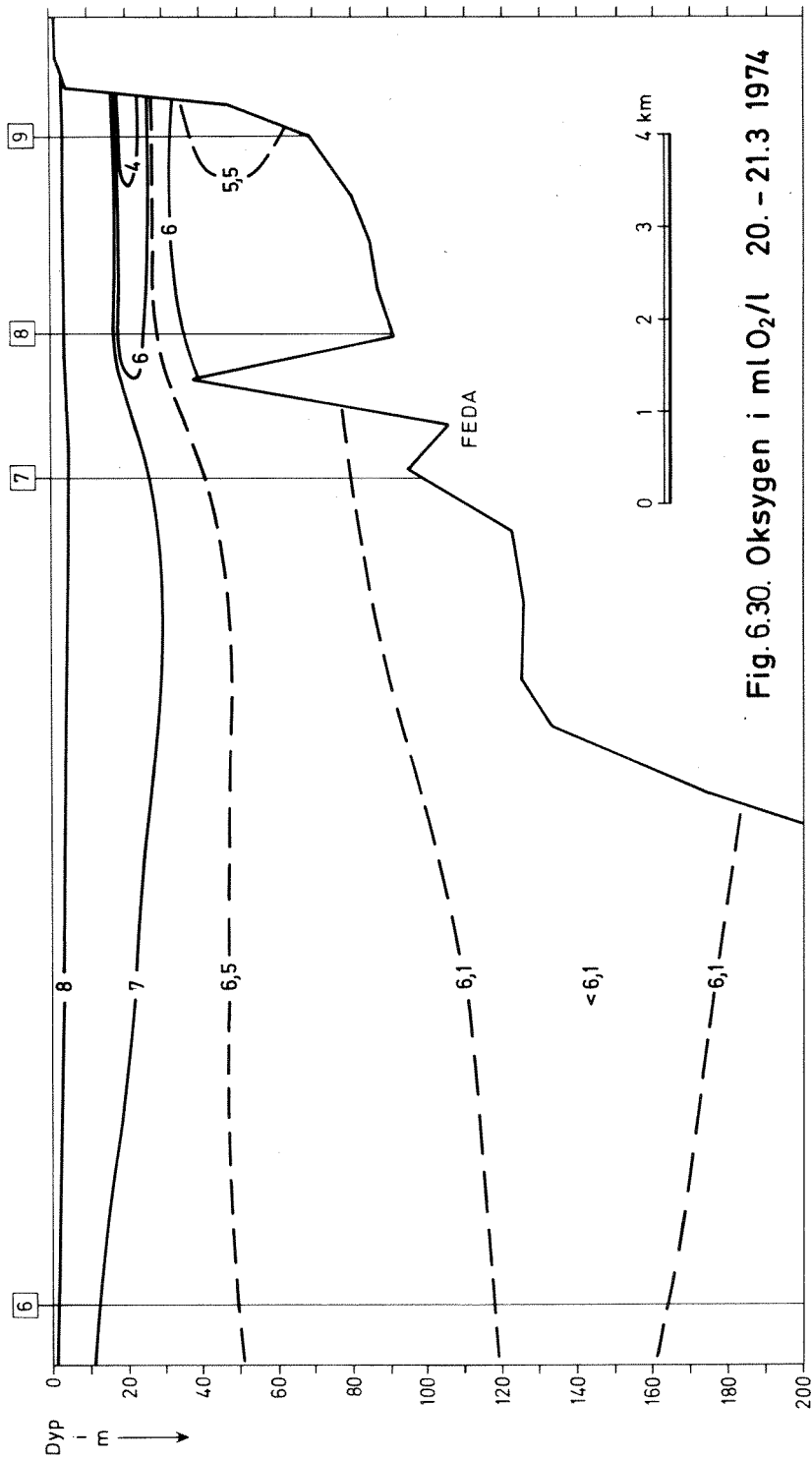


Fig. 6.30. Oksygen i ml O₂/l 20. - 21.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

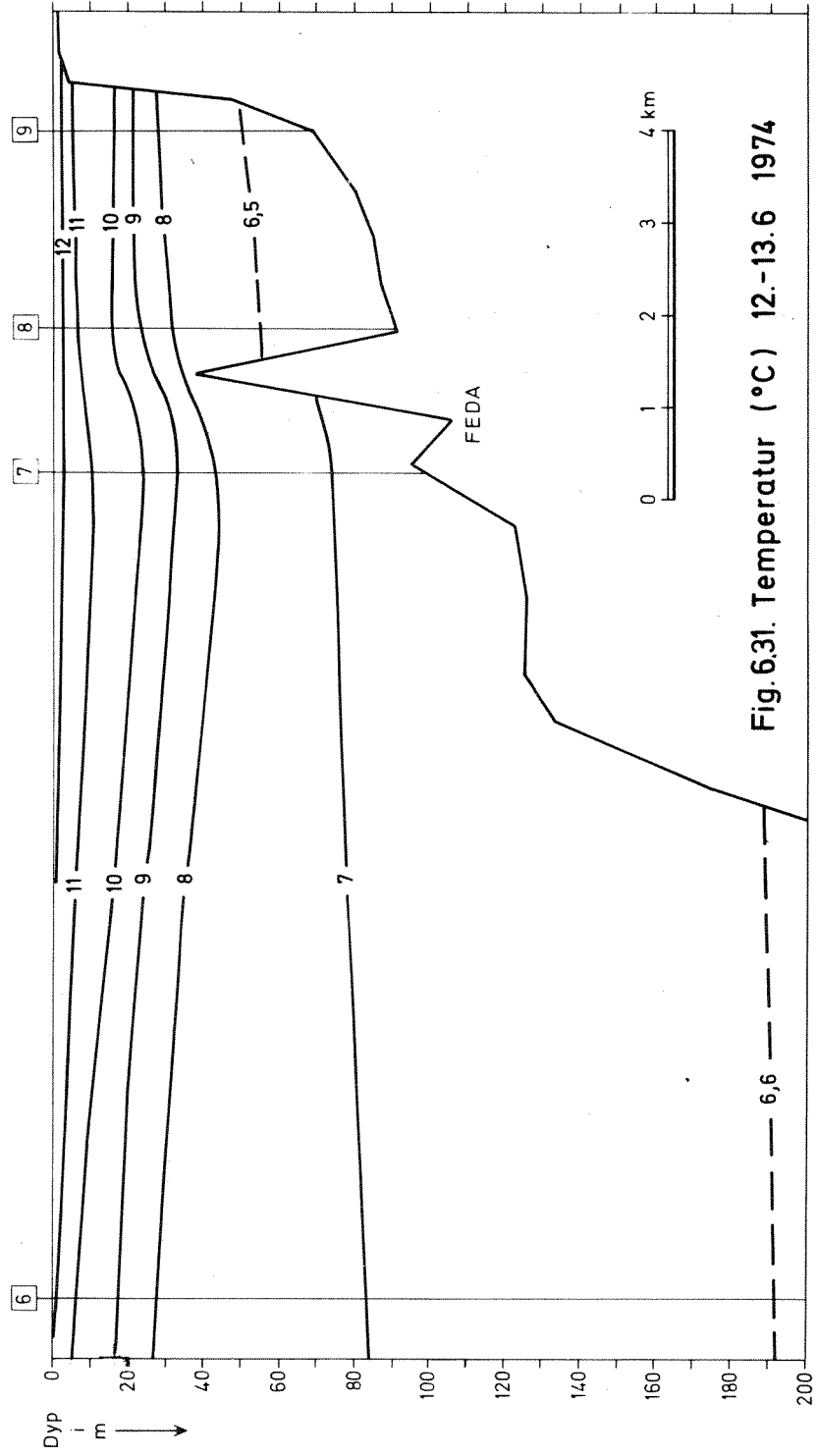


Fig. 6.31. Temperatur (°C) 12.-13.6 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

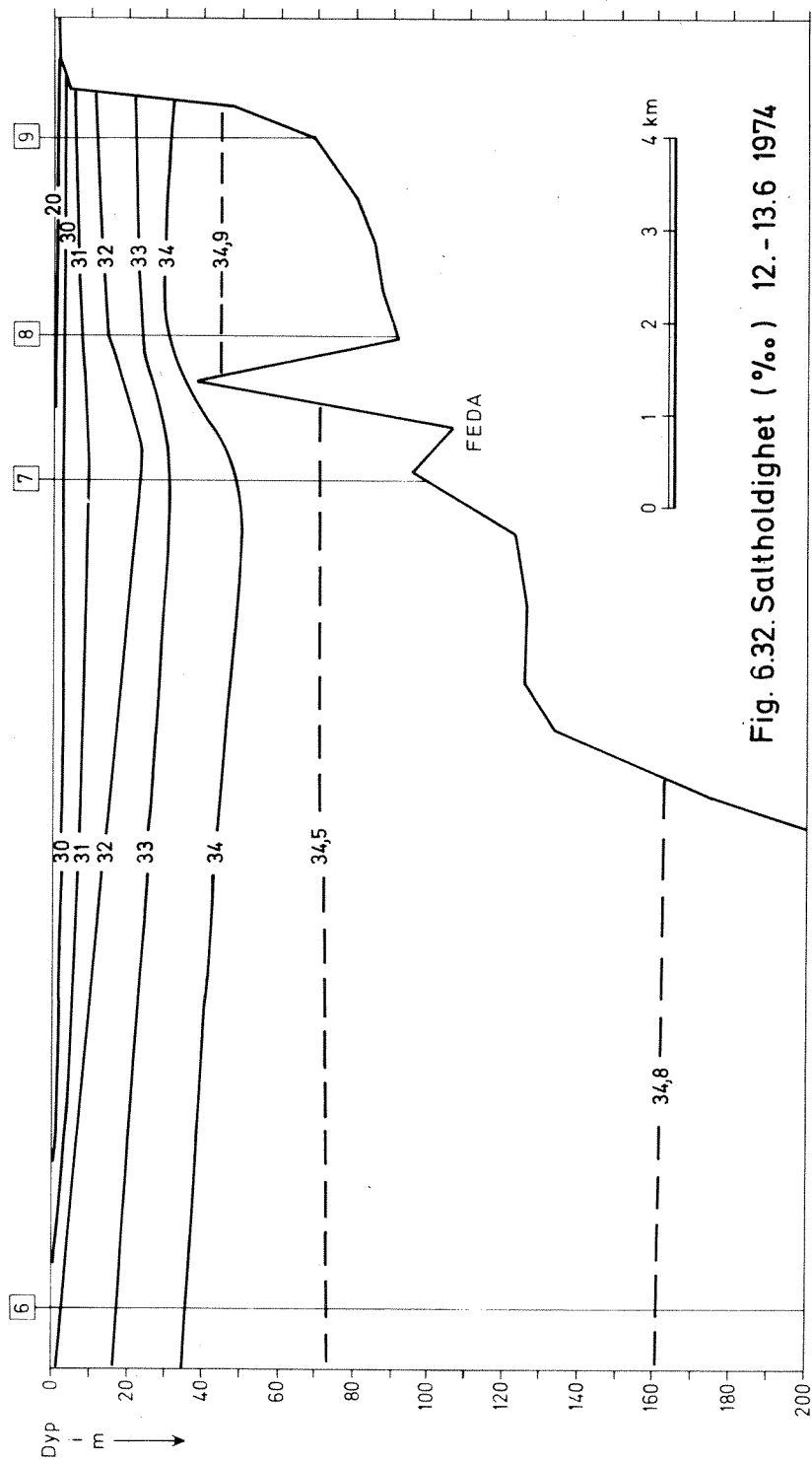


Fig. 6.32. Saltholdighet (‰) 12.-13.6 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

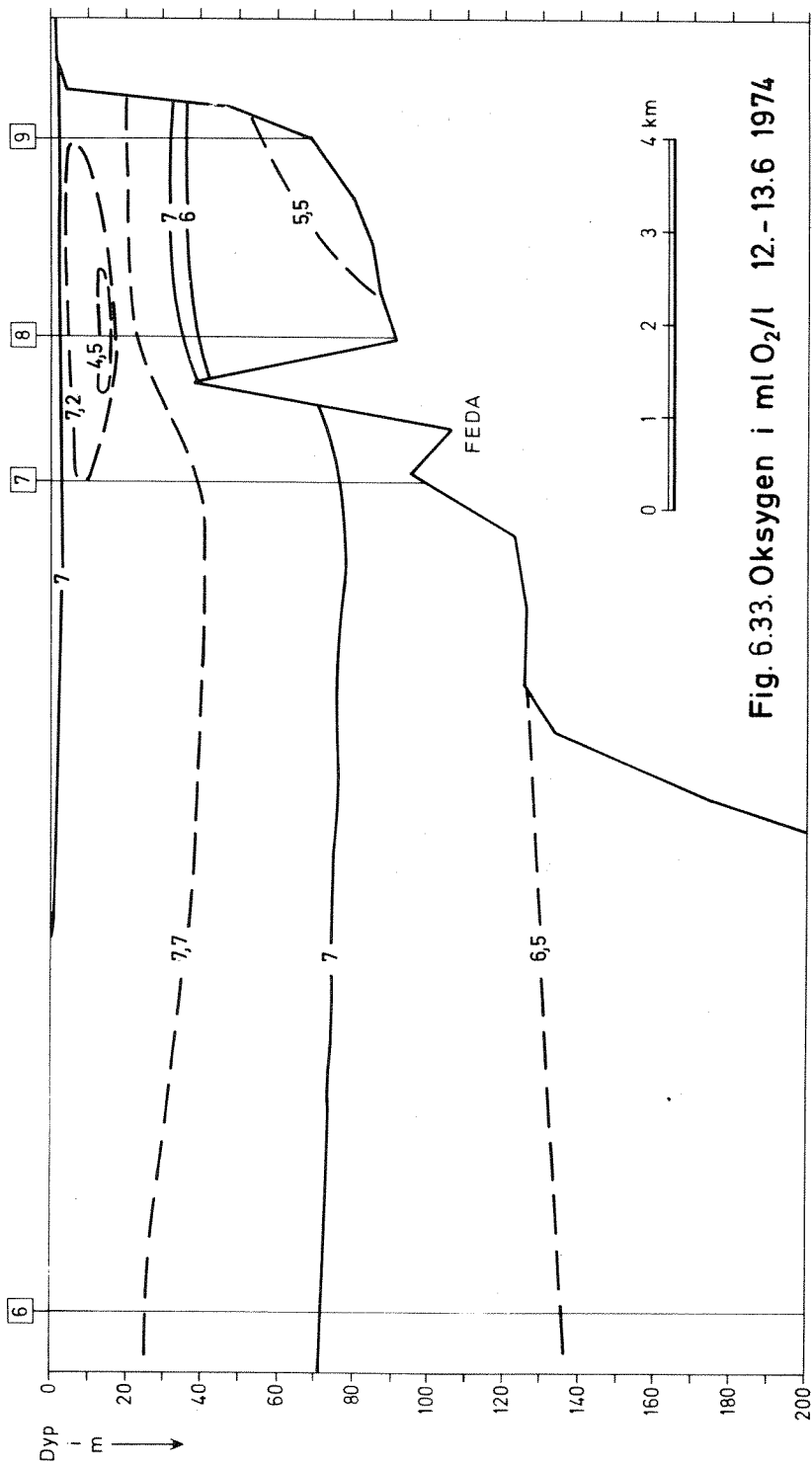


Fig. 6.33. Oksygen i ml O₂/l 12.-13.6 1974

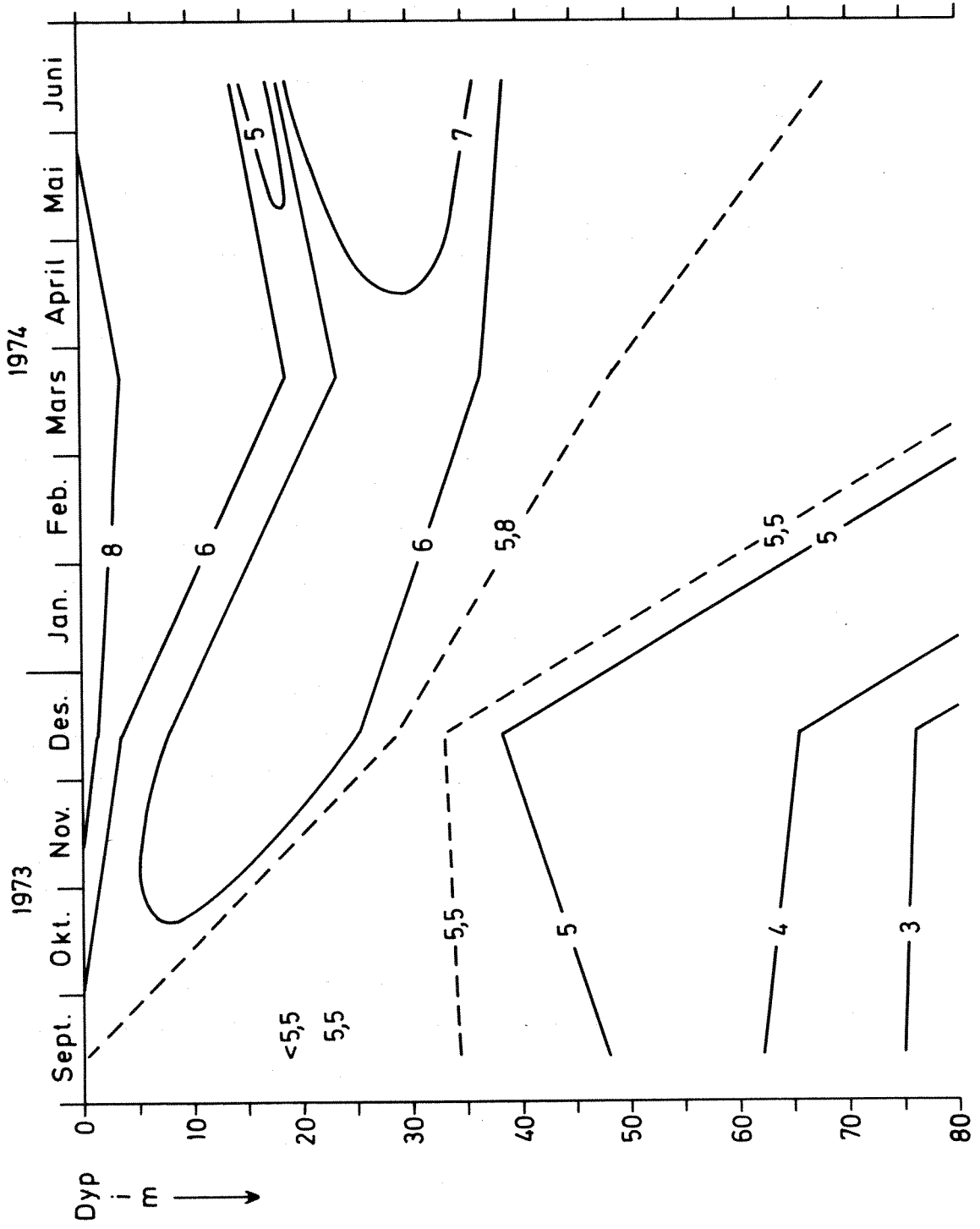


Fig. 6.34. Fedafjorden, st.08. Tidsvariasjoner av oksygen (mlO₂/l)

7. HYDROKJEMI

7.1 NIVAs undersøkelser i 1970 (NIVA 1971)

Ved denne undersøkelsen ble det tatt vannprøver på i alt 5 stasjoner fra Grisefjorden til Stolsfjorden.

Både i Grisefjorden og i Tjørsvågbukta ble det funnet oksygenvikt i i de dypere vannmasser, med hydrogensulfid under henholdsvis 12 m og 20 m.

Likeledes ble det funnet meget høye fosforverdier (opp til 320 µg P/l) i dypvannet i Tjørsvågbukta.

I de ytre fjordområdene - Flekkefjorden og Stolsfjorden - var forholdene mer tilfredsstillende. I overflatelaget ble målt siktedyp på opptil 20 m i Stolsfjorden. Under ca. 80 m dyp i Flekkefjorden ble likevel påvist tendens til stagnerende vann, med oksygeninnhold ned til 1,4 ml O₂/l (100 m) og høyere fosfor-verdier.

Ved undersøkelsene i 1973/74 er analyseprogrammet utvidet betraktelig. I det følgende vil vi ta de enkelte undersøkte egneksaper ved vannet etter tur og sammenlikne med undersøkelsen i 1970 der dette er mulig. Ellers vil vi sammenlikne med målinger fra andre områder.

7.2 Oksygen

Ifølge FAO (1969) overlever ikke de fleste marine organismer oksygenverdier lavere enn 0,8 ml/l. Hos fisk inntreffer visse forandringer bl.a. i blodet mellom 1,7 og 2,1 ml/l. Verdier omkring 3,5-5,6 ml/l anses tilfredsstillende for de fleste arter av fisk og vekster i saltvann. En vil dog påpeke at visse arter er mer ømfintlige enn andre, og at disse grenseverdier varierer for de ulike arter.

Av praktiske grunner har vi valgt følgende modifiserte skala:

<u>Karakter</u>	<u>O₂, ml/l</u>
Råtten	< 0
Kritisk	0-2
Dårlig	2-4
God	4-6
Meget god	> 6
Metning ved 6 °C (35 ‰)	6,7
Metning ved 20 °C (35 ‰)	5,0

Blant figurene 6.8-6.34 vises oksygenforholdene i Flekkefjord-systemet og Fedafjorden i perioden 1973-74. (Kart over hydrografistasjoner s. 47.)

Alt i alt kan vi ikke spore noen vesentlig forandring i oksygenforholdene fra 1970 til 1973.

Det råtne bunnvannet i Grisefjorden helt opp til 8-16 m dyp var et gjennomgående trekk. I Tjørsvågbukta hadde en periodevis råttest dypvann, mens en i Flekkefjorden fant periodevis kritiske oksygenforhold i dypvannet. Stolsfjorden viste derimot gode til meget gode oksygenforhold i hele vannmassen.

For Fedafjorden har vi ikke funnet noen tidligere undersøkelser å sammenlikne med. I perioden 1973-74 viste delen innenfor terskelen periodevis dårlige oksygenforhold i bunnvannet. En fant her også isolerte oksygenminima i de øvre vannlag.

I Fedafjorden utenfor terskelen hadde en gjennomgående gode, til meget gode oksygenforhold.

I en vannmasse som befinner seg under den fotosyntetiske sone vil reduksjonen av oksygeninnholdet avhenge av organisk belastning og oppholdstid. Dårlige oksygenforhold i dypvannet behøver derfor ikke være et resultat av forurensning, men kan også skyldes dårlig vannutskiftning under naturlige forhold. Som eksempel på dette kan nevnes flere fjordbassenger som har råttest dypvann til tross for at forurensningsbelast-

ningen er liten. I Viksefjorden, Nord-Rogaland f.eks., har en funnet gjennomgående råttent bunnvann under ca. 20-25 m, i ett tilfelle helt opp til 19 m (NIVA 1973b). Det er her 3 terskler som minker i dyp utenfra og innover, den innerste med bare 1,5 meters dyp. I Grindefjorden, med omtrent samme terskeldyp, har en også funnet permanent råttent bunnvann under ca. 20-30 meter (NIVA 1973c). Begge disse fjordene er lite forurensningspåvirket.

Mye tyder imidlertid på at vannutskiftningsforholdene i Grisefjorden er bedre enn i de nevnte fjorder. Terskeldypet er dobbelt så stort, og bassenget er langt grunnere. Til tross for dette forekommer råttent vann jevnt over grunnere i Grisefjorden, noe som her kan forklares ved høy belastning med organisk materiale og/eller plantenæringsstoffer (se kapittel 3 om forurensningstilførsler).

7.3 Næringssalter

Under gunstige fysiske miljøforhold, som stabilitet og tilstrekkelig tilgang på lys i de øvre vannlag, vil planteplanktonet ta opp nærings-salter fra vannet til ett eller flere av disse er redusert til et minimum og begrenser videre produksjon. I selve overflaten kan lyset om sommeren bli for sterkt, slik at dette nedsetter produksjonen. Ved ferskvannspåvirkning kan en også få ugunstige miljøforhold i selve overflaten på grunn av høyt partikkelinnhold og lav saltholdighet. Ofte kan det dobbelte siktedypet anvendes som en omtrentlig nedre grense for netto planteplanktonproduksjon, men på grunn av blanding, vil hele vannmassen ned til nærmeste tetthetssprangsjikt være preget av planteplanktonet.

7.3.1 Fosforforbindelser

Fosfor er en nødvendig bestanddel av alt levende vev, hvor det vesentlig foreligger som fosforlipider, organisk bundet orto-, di- og trifosfat, eller i bensubstans som apatitt. Viktige grupper i planteplanktonet, kan også lagre fosfor som polyfosfat. I sjøen kan fosfor delta ikke bare i produksjonen av biologisk materiale, men også i kjemiske fellingreaksjoner, særlig sammen med jern og kalsium.

Ortofosfat er den dominerende form av fosfor i sjøvann og er tilgjengelig for planteplanktonet. Om sommeren tilføres de øvre vannlag ortofosfat både direkte ved avrenning/forurensning og ved diffusjon fra de dypere vannlag, hvor det frigjøres ved nedbrytning av planteplankton og - i oksygenfritt vann - også ved kjemiske reaksjoner.

Tabell 7.1 Ortofosfatkonsentrasjonen i overflatevann fra Flekkefjordområdet, 0 m, $\mu\text{g PO}_4$ - P/liter

Stasjon	Sept -73	Des -73	Mars -74	Juni -74
10 Loga	3		2	5
02 Grisefjorden	2	36	7	5
03 Tjørsvågbukta	5	24	15	5
04 Flekkefjord	4	68	6	5
05 Stolsfjorden	5	12	4	6
09 Indre Fedafjord	2	9		5
08 Indre Fedafjord	3	5	3	3
07 Fedafjord	< 2	7	3	3
06 Ytre områder	7	10	3	16 (?)

Tabell 7.2 Ortofosfat i overflatevann (1 m dyp) fra andre områder, $\mu\text{g PO}_4$ - P/liter

Område	År	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Ref.
Viksefjorden	1971-72		11		< 2	NIVA 1973b
Frierfjorden	1972	17	70	53	2	NIVA 1973d
Oslo havn	1973	63	86	45	33	NNA 1974b
Steilene	1973	8	23	7	4	NIVA 1974b

Det fremgår av tabellene ovenfor at Grisefjorden - Tjørsvågbukta - Flekkefjorden viser størst fosfatpåvirkning av overflatevannet innen undersøkelsesområdet.

Sammenlikner en Grisefjorden med f.eks. Viksefjorden, som også har stagnerende bunnvann, finner en markert høyere fosfatkonsentrasjon i overflatevannet i den førstnevnte. Dette peker i retning av større direkte tilførsel til overflaten. Den lavere konsentrasjon i Logas overflatevann, tyder på lokal forurensning i Grisefjorden - Tjørsvågbukta - Flekkefjorden. En sammenlikning med forholdene i den meget sterkt belastede Friierfjorden og den sterkt belastede Oslofjorden (ved Steilene), gir som resultat at påvirkningen må betegnes som sterk i Grisefjorden og Tjørsvågbukta, avtakende over Flekkefjorden til liten i Stolsfjorden. Fedafjorden må betraktes som lite påvirket av fosforforbindelser.

Figurene 7.1-7.4 viser vertikalfordelingen av ortofosfat i Flekkefjord-systemet. Tydelige fosfatminima i de øvre vannlag i mars og juni 1974 skyldes sannsynligvis at det meste av fosfatet her er tatt opp av planteplanktonet.

Det gjennomgående stagnerende dypvannet i Grisefjorden viste langt høyere konsentrasjon enn overflatevannet og vannet utenfor. Samme økning av fosfatkonsentrasjonen fant en også i Tjørsvågbuktas dypvann under stagnerende forhold. En tydelig økning av fosfatkonsentrasjonen fant en også mot dypet i Flekkefjorden når oksygensituasjonen var dårlig.

Fedafjorden, figurene 7.5-7.8, viste mer jevne forhold enn Flekkefjord-systemet. Også her var det tydelig fosfatminimum i de øvre vannlag i mars og juni 1974. Dypvannet innenfor terskelen hadde lavere fosfatkonsentrasjon enn dypvannet i Flekkefjord. Bedre dypvannsutskiftning pga. større terskeldyp i Fedafjorden kan bidra til dette ved siden av lavere forurensningsbelastning.

7.3.2 Nitrogenforbindelser

Bundet nitrogen inngår i levende vev i en rekke former, knyttet til organiske molekyler. Mengdemessig dominerer proteinene. I sjøvann foreligger oppløste nitrogenforbindelser vesentlig som nitrat, nitritt, ammonium og knyttet til organiske molekyler. De siste antas relativt lite tilgjengelige for planteplankton (Sakshaug & Brun 1974). I denne undersøkelsen er nitrat og nitritt analysert sammen og betegnet nitrat da nitritt vanligvis opptrer i ubetydelige mengder. Nitrat og ammonium

er planteplanktonets viktigste nitrogenkilder.

7.3.2.1 Nitrat. Kilden til nitrat i de øvre vannlag er vesentlig avrenning og forurensning, samt tilførsler fra dypere vannlag der ammonium frigjøres fra organisk materiale og oksyderes videre til nitrat. Under oksygenfrie forhold akkumuleres bundet nitrogen i de dypere vannlag vesentlig som ammonium og organiske nitrogenforbindelser, og omsettes til nitrat ved bakteriell nitrifikasjon først etter at det er diffundert opp i de øvre og oksygenholdige vannlag.

Tabell 7.3 Nitratkonsentrasjonen i overflatevann fra Flekkefjordområdet, 0 m, $\mu\text{g NO}_3$ - N/liter

Stasjon	Sept -73	Des -73	Mars -74	Juni -74
10 Loga	20		300	50
02 Grisefjorden	120	220	180	110
03 Tjørsvågbukta	30	240	200	50
04 Flekkefjord	< 10	190	40	80
05 Stolsfjorden	< 10	100	30	20
09 Indre Fedafjord	70	90	210	10
08 Indre Fedafjord	30	90	210	60
07 Fedafjord	20	100	170	20
06 Ytre områder	10	120	20	< 10

Tabell 7.4 Nitratkonsentrasjonen i overflatevann (1 m dyp) fra andre områder, $\mu\text{g NO}_3$ - N/liter

Område	År	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Ref.
Viksefjorden	1971-72		110	20	10	NIVA 1973b
Frierfjorden	1972	380	740	670	490	NIVA 1973a

Av tabell 7.3 går det fram at Grisefjorden har relativt høy konsentrasjon av nitrat i overflatevannet under alle 4 tokt.

I mars hadde Loga høyere nitratkonsentrasjon enn Grisefjorden. Dette kan skyldes økt naturlig avrenning av nitrat i perioden før toktet eller at man har en oppblomstring av planteplankton i Grisefjorden, men ikke i Loga.

En sammenlikning av overflatekonsentrasjonene av nitrat i Flekkefjordområdet med andre områder (tabell 7.4) gir samme resultat som for fosfat. Påvirkningen av Grisefjorden og Tjørsvågbukta må betegnes som sterk, avtakende over Flekkefjorden til liten i Stolsfjorden. Indre Fedafjord kan synes noe påvirket, mens Fedafjorden utenfor terskelen synes lite påvirket.

Vertikalfordelingen av nitrat i juni viser tydelig forandring fra Grisefjorden til Stolsfjorden (figurene 7.9-7.12). I Grisefjorden reduseres nitrat i det anoksiske dypvannet (figur 7.9). Bundet nitrogen fra den organiske belastning akkumuleres her, dels som ammonium, dels som organiske nitrogenforbindelser. En målte hele 1,6 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /liter på 24 meters dyp i Grisefjorden, og 5,2 mg tot. N. I forhold til Grisefjorden var konsentrasjonen av nitrat i Tjørsvågbukta betydelig mindre i de øvre vannlag, men betydelig større i dypet (figur 7.10).

Flekkefjorden viste omtrent samme forhold i overflaten som Grisefjorden (figur 7.11). I dypvannet er derimot en stor del av det akkumulerte nitrogen oksydert til nitrat.

Stolsfjorden (figur 7.12) viste lav konsentrasjon av nitrat i de øvre vannlag, og dypvannet i fjorden har også vesentlig lavere konsentrasjoner av nitrat enn Flekkefjorden under terskeldypet (vel 20 m).

7.3.2.2 Ammonium. For flere planteplanktonarter er det påvist at ammonium foretrekkes fremfor nitrat som nitrogenkilde (Harvey 1966 o.a.). Av tabell 7.5 går det fram at den høye ammonium-konsentrasjonen en påviste i overflaten (0 m) i Flekkefjordssystemet har et maksimum i Grisefjorden der en også fant høy konsentrasjon i 4 meters dyp og spesielt i bunnvannet. På de øvrige stasjoner var ammonium-konsentrasjonen lavere i 4 meters dyp

enn i overflaten. Dette illustrerer hvordan brakkevannslaget i Flekkefjord-systemet påvirkes av vannmassene i Grisefjorden, mens en i 4 meters dyp har en kombinert virkning av kompensasjonsstrømmen som fortynner, og planteplanktonproduksjon som konsumerer ammonium.

I Fedafjorden fant en også høyere konsentrasjon av ammonium i overflaten enn i 4 meters dyp, noe som er særlig utpreget i juni. Dette tyder på påvirkning fra land, noe som støttes av tilførselsdataene.

Tabell 7.5 Ammonium i overflatevann og bunnvann fra Flekkefjordområdet, og NH₄- N/liter

Stasjon	Mars 1974			Juni 1974		
	0 m	4 m	Bunnvann	0 m	4 m	Bunnvann
10 Loga	30	10	2000	250	40	
01 Grisefjorden	350	275	620	220	140	
02 Grisefjorden	165	350	1200	230	560	1600
03 Tjørsvågbukta	115	<10	280	150	20	40
04 Flekkefjord	45	35	25	170	20	30
05 Stolsfjorden	65	35	<10	190	30	10
09 Indre Fedafjord	75	25	15	200	80	20
08 Indre Fedafjord	30	50	35	120	20	30
07 Fedafjord	80	55	35	90	50	20
06 Ytre områder	50	65		210	20	

7.3.3 Jern. Jern kan være begrensende faktor for planteplanktonproduksjonen i enkelte tilfelle. Tabell 7.6 viser sesongvariasjonen i overflatekonsentrasjon av jern i Flekkefjordregionen.

Tabell 7.6 Jern i overflatevann fra Flekkefjordregionen, $\mu\text{g Fe/liter}$

Område	Sept -73	Des -73	Mars -74 ^x	Juni -74
10 Loga	55		90	60
01 Grise fjorden	30		250	30
02 Grise fjorden	25	80	200	40
03 Tjørsvågbukta	30	50	100	10
04 Flekkefjord	40	60	170	50
05 Stolsfjorden	60	100	260	80
09 Indre Fedafjord	80	220		80
08 Indre Fedafjord	70	250		60
07 Fedafjord	80	260		30
06 Ytre Fedafjord	150	220	160	30
13 Kyst	40			60

x) Marseverdiene kan være forurenset under prøvetakingen.

Lavest konsentrasjon finner en gjennomgående i Tjørsvågbukta, mens Fedafjorden stort sett viste høyest konsentrasjon.

Jern tilføres vanligvis rikelig med elvevann og transporteres bort fra overflaten ved vertikal diffusjon og i form av synkende partikler. Flekkefjordregionen ser ikke ut til å danne noe unntak fra dette. Selv om analyseverdiene også for en stor del omfatter partikulært bundet og lite tilgjengelig jern, er det liten grunn til å anta at jern kan være begrensende faktor for planteplanktonproduksjonen i området.

7.3.4 Andre næringssalter. Mangan, kopper, silikat og flere andre elementer er også vist å kunne være begrensende faktorer. Dette er vanligvis mindre aktuelt i kyst og fjordstrøk, der disse tilføres med avrenning fra land. Ved en sterk økning i planteplanktonproduksjonen, kan imidlertid ett eller flere av disse næringsemner bli begrensende.

7.4 Begrensende næringsstoff

Spørsmålet om et av elementene nitrogen eller fosfor er en potensiell minimumsfaktor for algevekst har interesse bl.a. for vurderingen av rensetekniske tiltak. Hvis f.eks. en vannforekomst preges av rikelig tilgang på nitrogen, mens det er lite av fosforforbindelser, vil tilførsel av de sistnevnte kunne stimulere til økt produksjon av planktonalger. Dersom en slik utvikling anses uønsket, kan man søke å begrense tilførselen ved kjemiske renseanlegg som reduserer kloakkvannets innhold av fosfater.

Plantep planktonets artssammensetning og de totale fysiske og kjemiske miljøforhold er av betydning for hvor lave konsentrasjoner av de forskjellige næringsstoffer plantep planktonet kan nyttiggjøre seg. Spørsmålet om begrensende næringsstoff kan derfor ofte ikke avgjøres ved bare å betrakte konsentrasjonen av forskjellige næringsstoffer i den produktive sone om sommeren. Det mengdemessige forholdet mellom tilgjengelige næringsstoffer før produksjonen starter om varen kan imidlertid gi gode holdepunkter, og det samme gjelder variasjonene i mengdeforhold mellom viktige grunnstoffer og forbindelser i plantep planktoncellene. Det siste skal vi ikke gå nærmere inn på her, men konsentrere oss om forholdet mellom tilgjengelige nitrogenforbindelser (ammonium + nitrat) og ortofosfat om våren.

Når vår oppblomstringen er over, avhenger planktonproduksjonen av tilførsler fra land og fra de dypere vannmasser (vertikaldiffusjon og oppstrømming). Det er derfor også interessant å se på mengdeforholdet mellom næringsstoffer i tilrenning samt i de dypere vannlag.

Vurderingene som følger bygger på at atomforholdet mellom nitrogen og fosfor i plantep planktonceller stort sett ligger på omkring 16:1. Vedvarende store avvik fra dette forholdet i vannmassene kan benyttes som et delvis grunnlag for konklusjoner om næringsstoffbegrensning og minimumsfaktor for plantep planktonvekst.

Tabellene 7.7 og 7.8 viser at Grisefjorden har ekstremt høyt innhold av nitrogenforbindelser i den produktive sone både i mars og juni. Nitrogen--

forbindelser er derfor neppe noen begrensende faktor for planteplanktonproduksjon i Grisefjorden.

Det beregnede forhold mellom nitrogen- og fosforforbindelser tilført fra land (tabell 7.9) gir imidlertid ingen forklaring på et slikt høyt N/P-forhold. Heller ikke tilførsler av dypvann fra de utenforliggende bassenger (tabell 7.11) kan forklare det høye N/P-forholdet. Dypvannet har et N/P-forhold som stort sett er lavere enn 16. Bare i Grisefjorden er det litt høyere. Dette tyder på at fosfor jevnt over må tilføres i overskudd fra dypvannet. En må derfor kunne peke på nitrogenkilder som ikke er tatt med i beregningen så som søppelfyllinger, utslipp fra lærvareindustri og muligens et høyere N/P-forhold i den naturlige avrenning enn antatt. Forholdet mellom N og P (tilgjengelige forbindelser) i vann fra 0 m (tabell 7.10) viser enda tydeligere et større N/P-forhold enn tilførselsdataene skulle tilsi.

Tjørsvågbukta viser en bemerkelsesverdig lav konsentrasjon av nitrat + ammonium i 4 m dyp i mars (tabell 7.7). I 8 m dyp var nitratkonsentrasjonen alene hele 70 µg/l. Utpregede sjiktningsforhold sammen med planteplanktonproduksjon er en mulig forklaring på dette.

De relativt høye N/P-forhold i Flekkefjorden og de ytre fjordområder i mars bærer preg av at planteplanktonet under oppblomstringen allerede har tatt opp det meste av ortofosfatet, som lagres i overskudd når det er tilgjengelig i høyere konsentrasjoner. Juni-situasjonen (tabell 7.8) tyder imidlertid ikke på noe stort overskudd av nitrogenforbindelser i disse fjordområder.

Også i Fedafjorden var N/P-forholdet i mars relativt høyt. Med unntak av st. 08 gjelder det samme i juni.

Med forbehold om at undersøkelsesperioden er kort og materialet ufullstendig, er det grunn til å påpeke at tilgjengelige nitrogenforbindelser stort sett har vært til stede i markert overskudd i den produktive sonen. Dette gjelder også i de indre områder som belastes med betydelige mengder av fosforforbindelser. Minsket vekst av planteplankton skulle

derved best oppnås ved redusert tilførsel av fosforforbindelser.

Tabell 7.7 Tilgjengelige næringssalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i 4 m dyp. Mars 1974

Område	N µg/l	P µg/l	N/P molar
10 Loga	160	< 2	< 177
01 Grisefjorden	385	6	142
02 Grisefjorden	440	12	81
03 Tjørsvågbukta	10-20	3	7-15
04 Flekkefjord	75	2	83
05 Stolsfjorden	65	3	48
06 Ytre Fedafjord	85	2	94
07 Fedafjord	-	3	-
08 Indre Fedafjord	70	2	77
09 Indre Fedafjord	45	3	33

Tabell 7.8 Totalt tilgjengelige næringssalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i 4 m dyp. Juni 1974

Område	N µg/l	P µg/l	N/P molar
10 Loga	40-50	2	44-55
01 Grisefjorden	120	4	66
02 Grisefjorden	640	4	352
03 Tjørsvågbukta	20-30	3	15-22
04 Flekkefjord	20-30	3	15-22
05 Stolsfjorden	30-40	3	22-29
06 Ytre Fedafjord	20-30	2	22-33
07 Fedafjord	70	3	51
08 Indre Fedafjord	20-30	4	11-17
09 Indre Fedafjord	80-90	2	88-99

Tabell 7.9 Tilført fosfor og nitrogen fra naturlig avrenning og forurensning (kfr. tabell 3.5, s. 34)

Område	N/P (molar)
10 Loga	39
01 Grisefjorden	17
03 Tjørsvågbukta	12
04 Flekkefjord	39
06 Ytre Fedafjord	51

Tabell 7.10 N/P-forholdet (molært) mellom tilgjengelige forbindelser i overflatevann (0 m) fra Flekkefjordregionen

Område	Mars	Juni	Gjennomsnitt
	N/P	N/P	N/P
10 Loga	363	132	198
01 Grisefjorden	93	129	111
02 Grisefjorden	109	151	125
03 Tjørsvågbukta	46	88	57
04 Flekkefjord	31	110	67
05 Stolsfjorden	52	77	67
06 Ytre Fedafjord	51	29-30	32-33
07 Fedafjord	183	81	132
08 Indre Fedafjord	176	132	154
09 Indre Fedafjord		92	-

Tabell 7.11 Tilgjengelige næringsalter: ortofosfat (P) og ammonium + nitrat (N) i dypvann (snitt mars og juni -74)

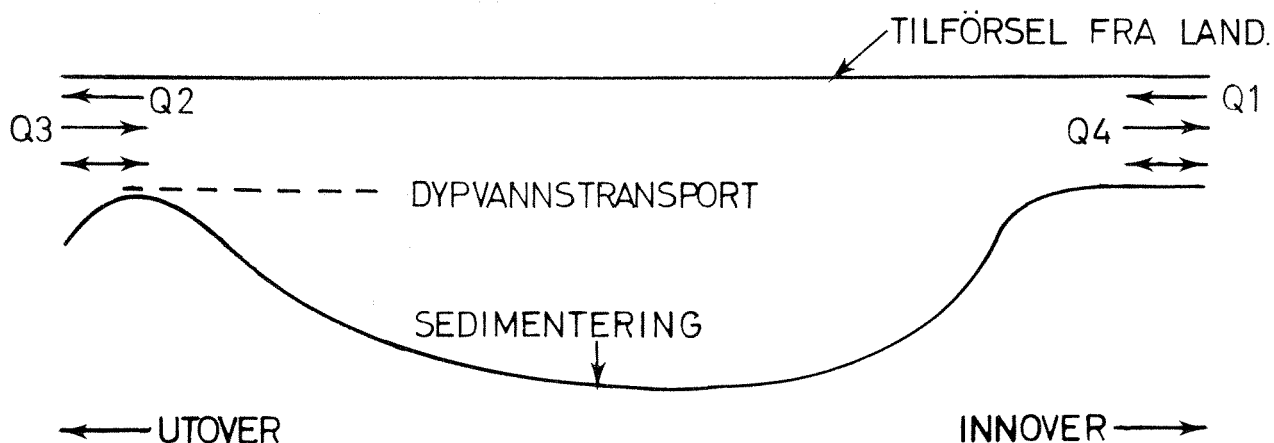
Område	N µg/l	P µg/l	N/P molar
10 Loga ^{x)}	2000	71	62
01 Grisefjorden ^{x)}	620	81	17
02 Grisefjorden	1410	93	33
03 Tjørsvågbukta	235	102	5,1
04 Flekkefjord (30 m)	135	27	11
05 Stolsfjorden (200 m)	130	23	12
06 Ytre Fedafjord	-	-	
07 Fedafjord (30 m)	117	13	20
08 Indre Fedafjord (30 m)	142	25	12
09 Indre Fedafjord (30 m)	140	70	4,4

x) Bare mars-verdier.

7.5 Fosforbudsjett

Det er aktuelt å redusere algeveksten i de indre deler av Flekkefjord-systemet og Indre Fedafjord ved en regulering av fosfortilførslene, både hva mengde og utslippssted/-dyp angår.

For å få bedre oversikt over transportveien for fosforforbindelser i fjordsystemene, har en funnet det hensiktsmessig å sette opp et budsjett for total fosfor i de enkelte bassenger. Følgende basseng-modell er anvendt:



I fosforbudsjettet, tabell 7.12 er brukt tilførselene fra land ifølge kapittel 3. Transport over terskler er beregnet på grunnlag av de beregnede gjennomsnittlige strømningsforhold (kapittel 6) og gjennomsnitt av de målte fosfatkonsentrasjoner i de enkelte sjikt:

Transport med brakkvann, ut

$$Q_1 = PO_i \cdot T_i$$

Transport med brakkvann, ut

$$Q_2 = PO_i \cdot T_u$$

Transport med kompensasjonsstrøm, inn

$$Q_3 = P4_u \cdot T_u (1-C_u)$$

Transport med kompensasjonsstrøm, ut

$$Q_4 = P4_i \cdot T_i (1-C_i)$$

der:

PO	Total fosforkonsentrasjon i 0 m dyp
PO _i	" " " 0 " " innenforliggende basseng
P4	" " " 4 " "
P4 _u	" " " 4 " " utenforliggende basseng
T _i	Brakkvannsstrøm over indre terskel (tabell 6.2)
T _u	Brakkvannsstrøm ut over ytre terskel (tabell 6.2)
C _u	Ferskvannskonsentrasjon i utstrømmende brakkvann (tabell 6.2)
C _i	" " " brakkvannsstrøm over indre terskel (tabell 6.2)

Fosfatverdiene fra desembertoktet (-73) er utelatt, siden de øvre vannlag i Flekkefjordsystemet da trolig var preget av dypvannsutskiftning.

Det fremgår av tabell 7.12 at forholdet mellom tilførsler fra land og tilførsler med estuarin sirkulasjon viser stor forandring fra Grisefjorden til Flekkefjorden. I Grisefjorden er tilførslene fra land større enn brutto brakkvannstransport, i Tjørsvågbukta er tilførslene noe mindre enn brutto brakkvannstransport og i Flekkefjorden langt mindre enn brutto brakkvannstransport av total fosfor.

For Grisefjorden, Flekkefjorden og Indre Fedafjord kan dypvannspåvirkningen estimeres som balanse mellom de oppførte transporter. For Tjørsvågbukta er denne balansen for liten til å kunne tillegges særlig betydning.

Av tabell 7.12 går det fram at en relativt stor andel av de samlede fosfortilførslene til Grisefjorden og Flekkefjorden belaster dypvannet, mens dette i langt mindre grad er tilfelle i Indre Fedafjord. I stor grad må total fosfor antas å bli tilført dypvannet knyttet til organisk materiale. I Grisefjorden og Flekkefjorden og dermed også Tjørsvågbukta kan en derfor regne med en betydelig forbedring av vannkvaliteten - spesielt oksygensituasjonen i de dypere vannmasser - ved en reduksjon av tilførslene av fosforforbindelser.

I Indre Fedafjord viser tabell 7.12 at størstedelen av de tilførte fosforforbindelser sannsynligvis føres ut med brakkvannsstrømmen. Den beregnede belastning av dypvannet er imidlertid svært usikker, slik at en ikke kan trekke en sikker konklusjon på grunnlag av dette. Kort gjennomsnittlig oppholdstid for fosfor i brakkvannssjiktet og nesten like kort gjennomsnittlige oppholdstid for det tilførte ferskvann (ca. 9 timer) støtter antakelsen om overveiende utspyling av fosforforbindelser tilført overflaten. Også i Grisefjorden er oppholdstiden for total fosfor i gjennomsnitt kort, men her har ferskvannet en beregnet gjennomsnittlig oppholdstid på hele 61 timer i brakkvannslaget, noe som må forklares ved større vertikal transport av fosfor, under forutsetning av at tilførselsberegningene er korrekte.

Tabell 7.12 Anslått fosforbudsjett for Flekkefjordsystemet og Indre Fedafjord, t P/år. Tallene er ikke presise, men illustrerer de relative forhold

	Grisefjorden		Tjørsvågbukta		Flekkefjord		Indre Fedafjord	
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
Tilførsel fra land	3,4		1,8		0,4		8,2	
Transport med brakkvann	1,1	1,9	1,9	5,4	5,4	4,5		18,8
Transport med kompensasjonsstrøm	0,7	0,6	1,5	0,7	2,9	1,5	14,1	
Balanse (sedimentering + dypvannstransport)		2,7	0,9			2,7		3,5
Gj.sn. fosformengde i brakkvannslag, kg	13		19		57		21	
Gj.sn. oppholdstid for fosfor i brakkvannslag, timer	22		32		67		8	

7.6 Organisk stoff

Dette foreligger i sjøvann som oppløst og som partikulært materiale, der oppløst stoff dominerer i oseanisk sjøvann. I kyst- og fjordstrøk med høy sesongmessig planteplanktonproduksjon vil denne kunne spille en større rolle enn den oppløste fraksjon. Tabell 7.13 viser fordelingen av total organisk karbon.

En finner de høyeste verdier i overflatevannet i Loga og i Indre Fedafjord, noe som tyder på en viss påvirkning fra land. Ellers er konsentrasjonene ikke påfallende høye om en sammenlikner med Ytre Oslofjord, tabell 7.14.

Tabell 7.13 Total organisk karbon i Flekkefjordregionen, mg C/liter

Område	Dyp, m	Mars -74	Juni -74
10 Loga	0	3,40	4,4
	4	2,45	2,75
	45	2,30	
02 Grise fjorden	0	1,70	1,70
	4	1,35	2,45
	24	1,30	1,70
03 Tjørsvågbukta	0	1,55	1,65
	4	1,70	1,45
	30	1,05	
04 Flekkefjord	0	1,40	1,50
	4	1,55	1,15
	30	0,75	0,60
05 Stolsfjorden	0	1,55	2,90
	4	1,40	1,35
	200	0,55	
06 Ytre Fedafjord	0	1,25	
	4	1,95	1,0
07 Fedafjord	0	1,95	2,75
	4		1,0
	60		1,1
08 Indre Fedafjord	0	2,90	4,1
	4	1,55	0,65
	80	2,70	0,95
09 Indre Fedafjord	4	0,80	

Tabell 7.14 Total organisk karbon i Oslofjorden (1 m dyp), mg C/liter
(NIVA 1974c)

	Jan -74	Mars -74	Juni -74
Indre Oslofjord (Steilene)	3,0	2,9	3,1
Ytre Oslofjord (Rauer)	1,9	-	3,3

Organisk stoff som dannes ved marin planteplankton-produksjon har relativt høyt fosforinnhold, og vil derfor avgi relativt mye fosfat under nedbrytningen i forhold til oksygenforbruket. Fosfatkonsentrasjonen i de dypere vannmasser i forhold til oppbrukt oksygen kan derfor si oss noe om karakteren av det organiske materialet som nedbrytes, om det skrives seg fra marin planteplankton-produksjon eller fra belastning med annet organisk materiale.

Når oksygenet er oppbrukt bruker mikroorganismene først nitrat og nitritt - som foreligger i svært begrenset mengde - senere sulfat som oksydationsmiddel. Sulfatet reduseres til hydrogensulfid som lagres i vannmassen (cf Richards 1965). På figur 7.13 er fosfatkonsentrasjonen plottet mot innholdet av hydrogensulfid for Grisevannet, Logevannet og Tjørsvågbukta samt for de lite forurensningsbelastede fjordene Viksefjorden og Grindefjorden til sammenlikning. Det går fram av figuren at det organiske materiale som belaster Logevannets og Grisevannets dypvann avgir relativt lite fosfat under nedbrytningen sammenliknet med forholdene i relativt upåvirkede fjorder. Dette peker i retning av relativt stor direkte belastning med organisk materiale i tillegg til marint planteplankton i Grisevannet.

7.7 Tungmetaller

Disse viser generelt stor tendens til å akkumuleres i marint planteplankton og adsorberes også i stor grad til dødt organisk materiale, leirpartikler og andre partikler som måtte felles ut i vannmassen. Oppløst har de stor tendens til kompleksdannelse med humusstoffer og andre organiske for-

bindelser, noe som oftest nedsetter giftigheten.

Analyseresultatene, tabell 7.15, viser usystematisk og stor variasjon. En skal imidlertid merke seg at faren for forurensning av prøven ved tilfeldig høye konsentrasjoner er stor i områder med skipstrafikk og dokksettingsvirksomhet. Variasjonen kan også skyldes varierende mengde med partikulært materiale i prøvene. Kontaminering fra prøvetakingsutstyret under prøvetaking og konservering er en annen usikkerhetsfaktor, samtidig som det helt til de siste år har vært vanskelig å få pålitelige rutinemetoder for spormetallbestemmelse i sjøvann. Alt dette gjør at de gjengitte verdier må betraktes som usikre.

Sammenliknet med Oslofjorden (tabell 7.16) viser ikke Flekkefjordregionen spesielt høye verdier for kobber, mens konsentrasjonene av bly og sink synes noe høye.

Tabell 7.15 Analyseverdier av tungmetaller i fjordvannet i Flekkerfjordregionen 1974, µg/liter (se kart s. 47)

Område	Dyp	Sink		Kobber		Bly		Krom Cr ⁶⁺		Kvikksølv	
		Mars	Juni	Mars	Juni	Mars	Juni	Mars	Juni	Mars	Juni
01 Grisefjorden	0	27,5	17	5,0	8	4,0	<1,0	<1,0		0,12	0,06
	4		3		1		<1,0				0,06
	20		17		0,1		<1,0				0,06
02 Grisefjorden	0	<1,0	17	5,8	3	2,0	4,4	<1,0		0,08	0,07
	4	43,0	3	4,6	1	5,0	<1,0	<1,0		0,09	0,09
	24	13,5	50	0,2	1	<1,0	4,9	<1,0		<0,05	0,07
03 Tjørsvågbukta	0		3		1		<1,0				<0,05
	4		21		2		3,1				<0,05
	30	116,0	26	2,5	3	12,0	1,0	<1,0		<0,05	<0,05
04 Flekkefjord	0	26,0	22	2,5	3	5,0	5,3	<1,0		0,17	0,07
	30		4		1		<1,0				0,07
	105		50		4		7,7				<0,05
07 Fedafjorden	0	21,0	15	2,5	2	3,3	13,7	<1,0		0,07	0,09
	4	54,5	4	2,5	1	44,5	<1,0	<1,0		0,11	<0,05
08 Indre Fedafjord	0		9		1		<1,0				0,05
	4		6		1		<1,0				0,06
	8		50		15		3,1				0,06
09 Indre Fedafjord	0	9,3	17	3,5	3	3,0	11,4	<1,0		0,05	0,05
	4	30,0	10	4,6	1	3,0	2,0	<1,0		0,15	0,02
	65		125		7		17,3				0,24

Tabell 7.16 Innhold av tungmetaller ($\mu\text{g}/\text{l}$) i Oslofjorden
(NIVA 1974c)

Område	Dyp m	Mars 1974		April 1974			Mai 1974		
		Zn	Cu	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb
Indre Oslofjord (Steilene)	4	90	6	23	3	2,0	2	2,0	<1,0
	8	48	6	13	3	1,0	2	1,4	"
	40	300	8	6	0,5	<1,0	5	1,2	"
	60	180	24	-	-	-	-	-	-
	90	35	9	90	1,0	<1,0	5	0,6	<1,0
Ytre Oslofjord (Rauer)	4	29	2	3	1,0	<1,0	27	7,9	10,0
	8	-	-	2	0,5	"	3	0,8	<1,0
	40	30	2	4	4,0	1,0	4	0,3	"
	100	51	4	3	1,0	<1,0	4	3,1	"
	300	164	7	1	1,0	<1,0	3	0,3	<1,0

Både sink og bly kan foreligge i relativt høy konsentrasjon i vanlig husholdningskloakkvann. Analyseresultatet kan derfor tyde på en relativt større belastning med kloakkvann eller metallholdig avløpsvann fra industri eller større naturlig avrenning enn det en finner i Ytre Oslofjord.

Krom (Cr) ligger hele tiden under målbarhetsgrensen for den metode som er anvendt, men i 3 prøver fra Grisevassfjorden - mars 1974 - der total Cr ble bestemt, viste to av disse 1 μg Cr/liter. Til sammenlikning kan nevnes at i Framvaren ved Farsund - en meget lite påvirket fjord - er krom (Cr, total) målt til 0,5-1,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Piper 1971). Ifølge tilførsels- og utskiftningsberegningene skulle kromutslippet fra lærvarefabrikken ved Grisevassfjorden resultere i en brakkvannskonsentrasjon på hele 300 $\mu\text{g}/\text{l}$ (ca.). Utfelling av tungtløselige kromhydroksyder kan være grunnen til at en allikevel fant så lav konsentrasjon i Grisevassfjorden (cf. Piper 1971). I så fall vil en finne kromforbindelser igjen i sedimentet.

Kvikksølv foreligger ikke i vesentlig høyere konsentrasjon enn gjennomsnitt for oseanisk sjøvann som er omkring 0,03-0,10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (NIVA 1974d).

Alle verdiene ligger under 0,2 µg/l som regnes som normalt i kystvann.

Den biologiske virkningen av de tilsynelatende noe høye bly- og sink-konsentrasjonene i Flekkefjordsystemet og Fedafjorden er det vanskelig å si noe bestemt om. Sinkkonsentrasjoner over 50 µg/liter har vist toksiske effekter på planteplankton under visse forhold (Jensen & Rystad 1974), men de målte sink-konsentrasjoner vil ikke bety noen helsefare for mennesker. Bly i Indre Oslofjord har ikke vist seg å gi helsefarlige konsentrasjoner i fisk, reker eller blåskjell, og det er lite sannsynlig at dette vil være tilfellet i Flekkefjorden. Det er mulig at forholdet allikevel bør undersøkes nærmere.

Den nyanlagte smelteverksindustri i Øyer har for øvrig aktualisert en kontroll av metallforekomst både i vann, sedimenter og organismer, med henblikk på å få mer pålitelige informasjoner om bakgrunnsnivåer og variasjonsmønstre. I første rekke gjelder dette Fedafjorden. Sannsynligvis er det særlig følgende metaller som burde observeres (kfr. kap. 3.2): mangan, sink, bly og kadmium.

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord – langsgående hovedsnitt

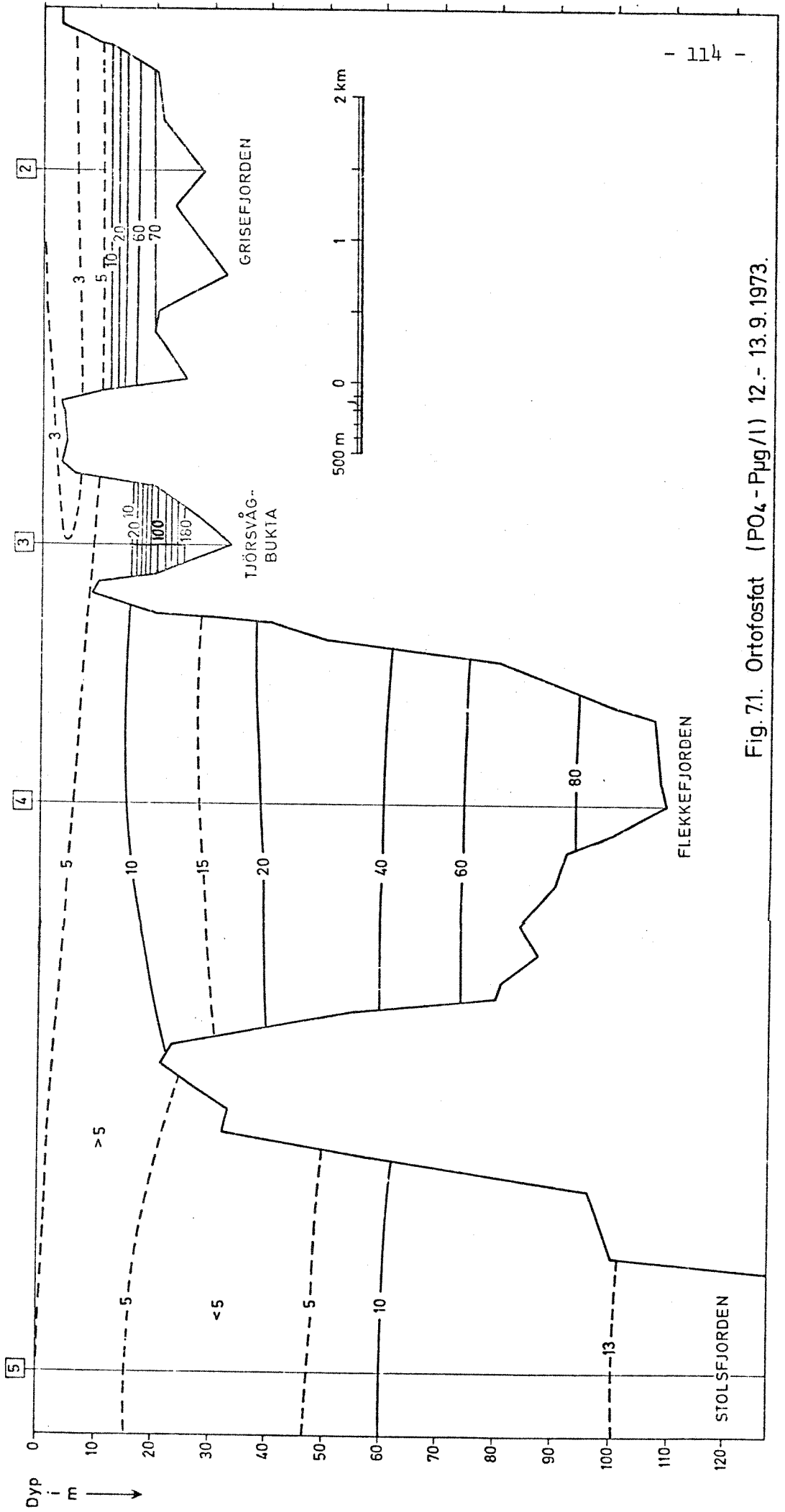


Fig. 71. Ortfosfat (PO₄-P)ug/l) 12.-13.9.1973.

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

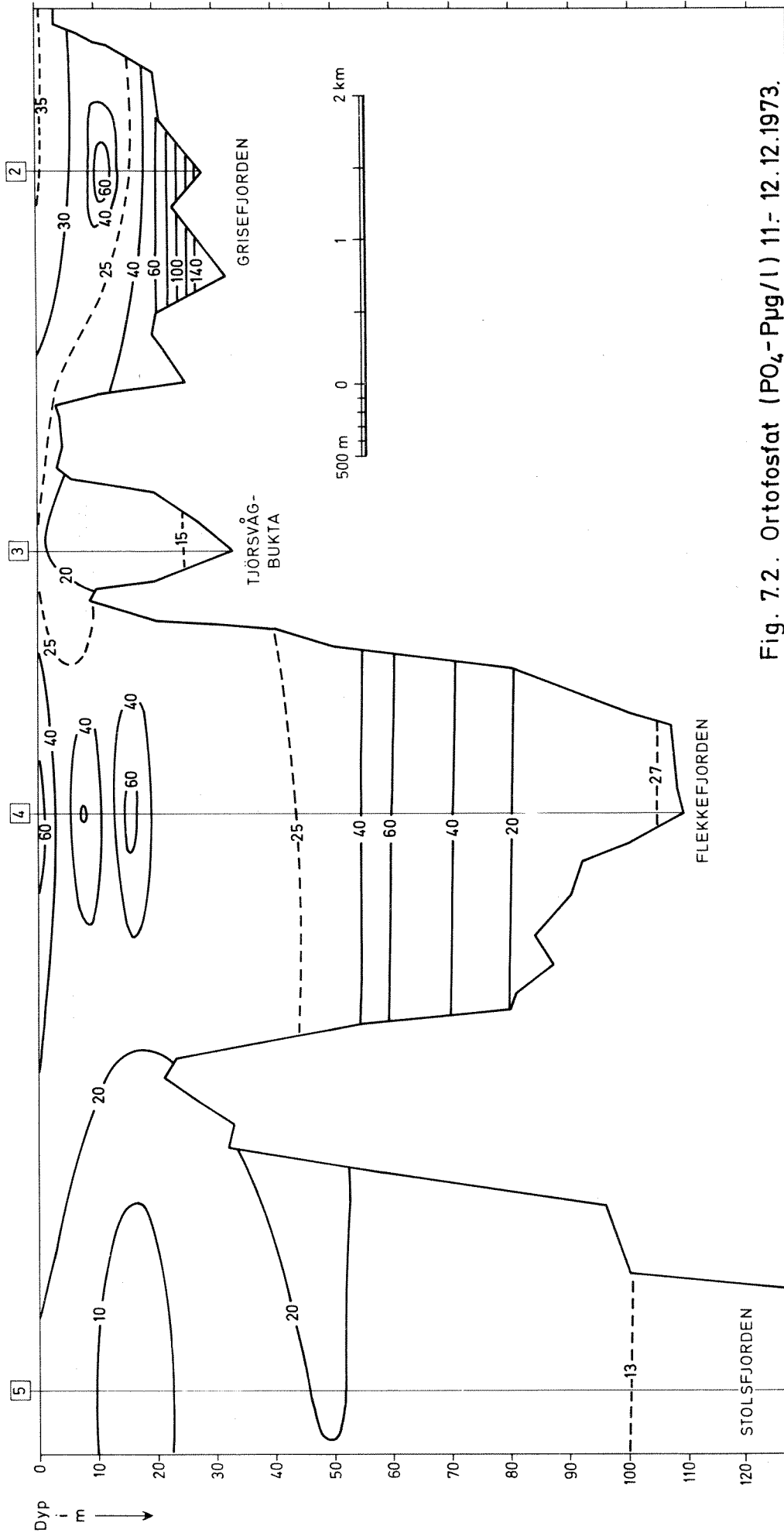


Fig. 7.2. Ortotosfat (PO_4 -P μ g/l) 11- 12.12.1973.

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

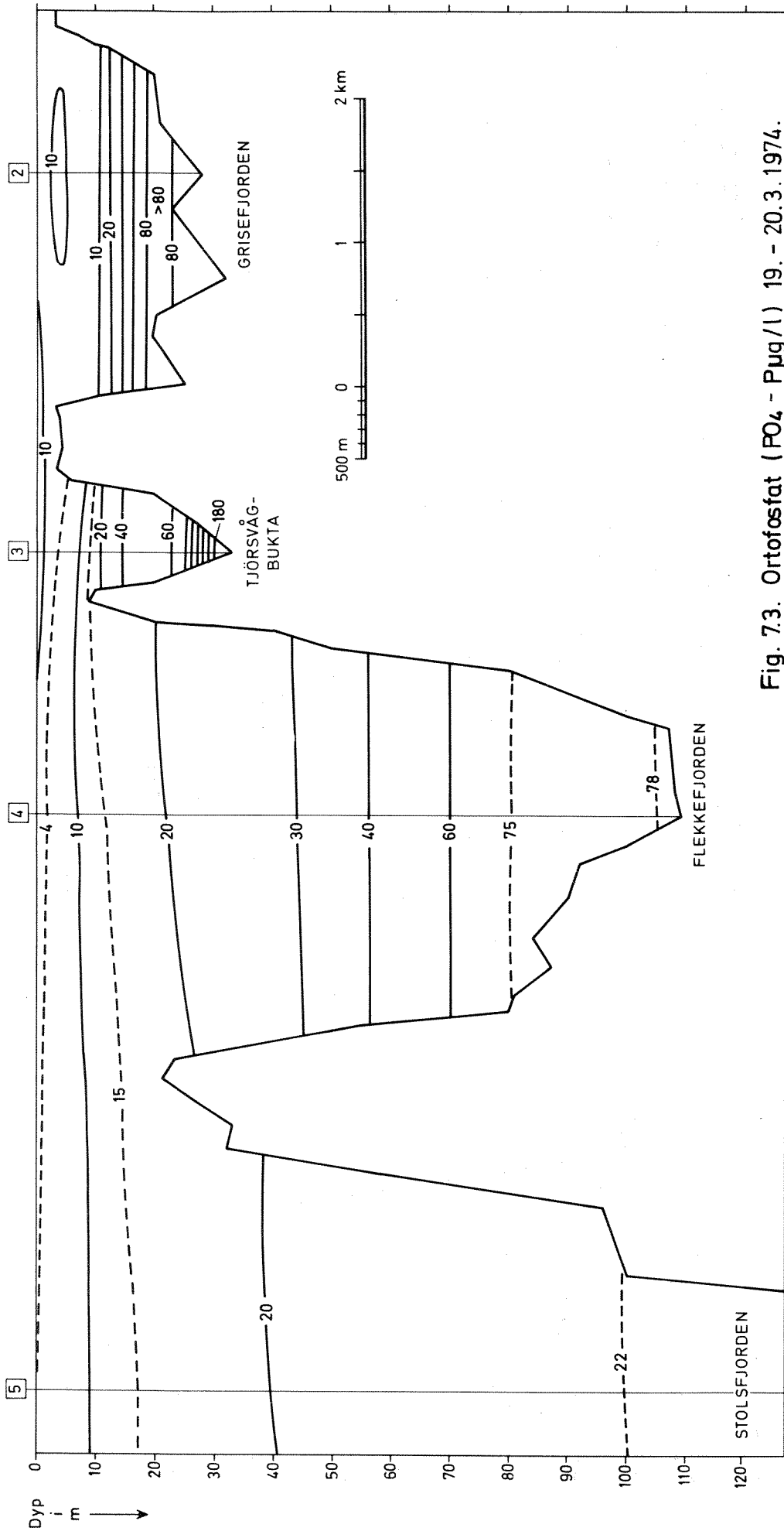


Fig. 7.3. Ortofosfat (PO₄ - P_{µg}/l) 19. - 20.3.1974.

Vertikalt dybdesnitt i Flekkefjord - langsgående hovedsnitt

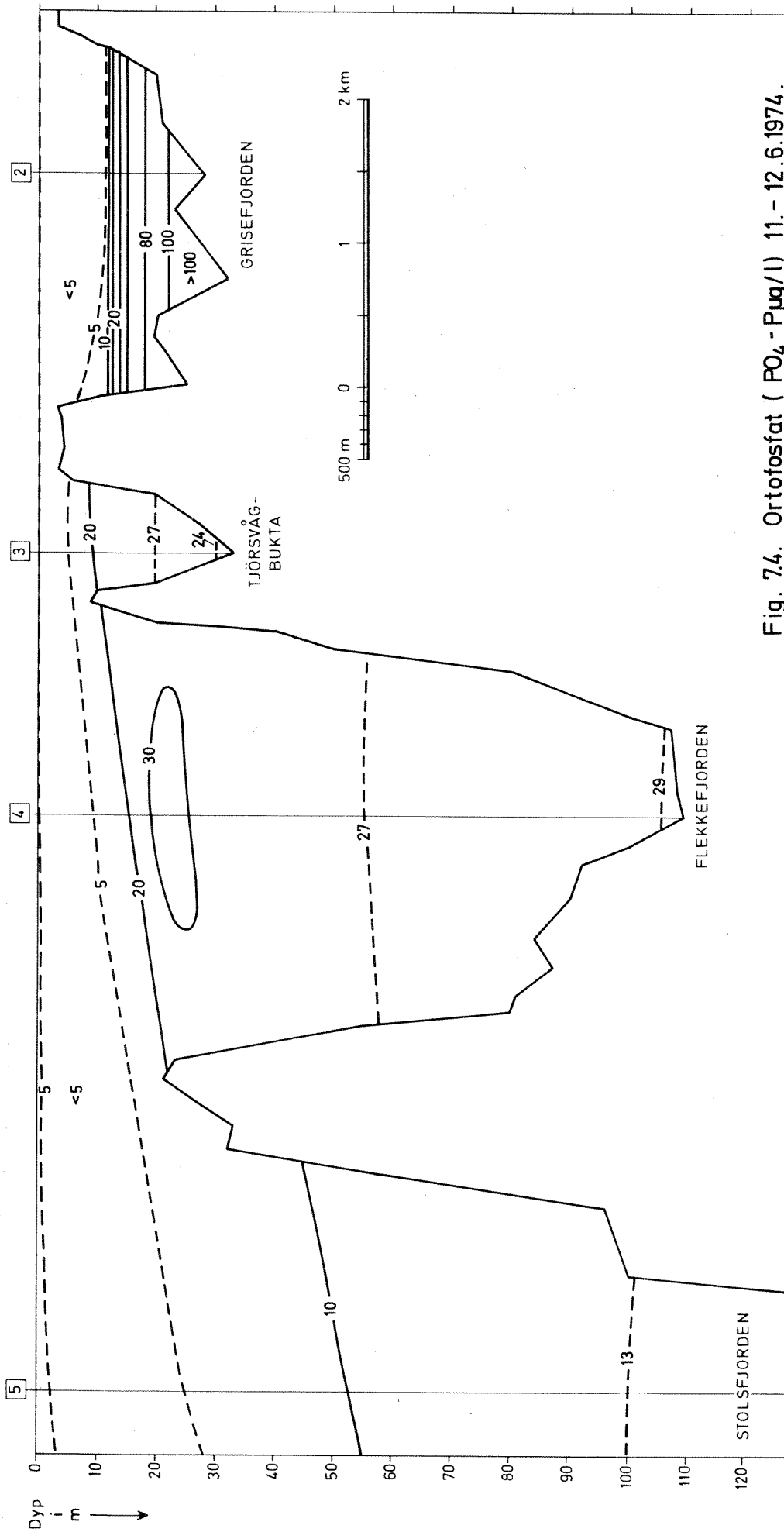


Fig. 7.4. Ortotosfat (PO₄-Pµg/l) 11.-12.6.1974.

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

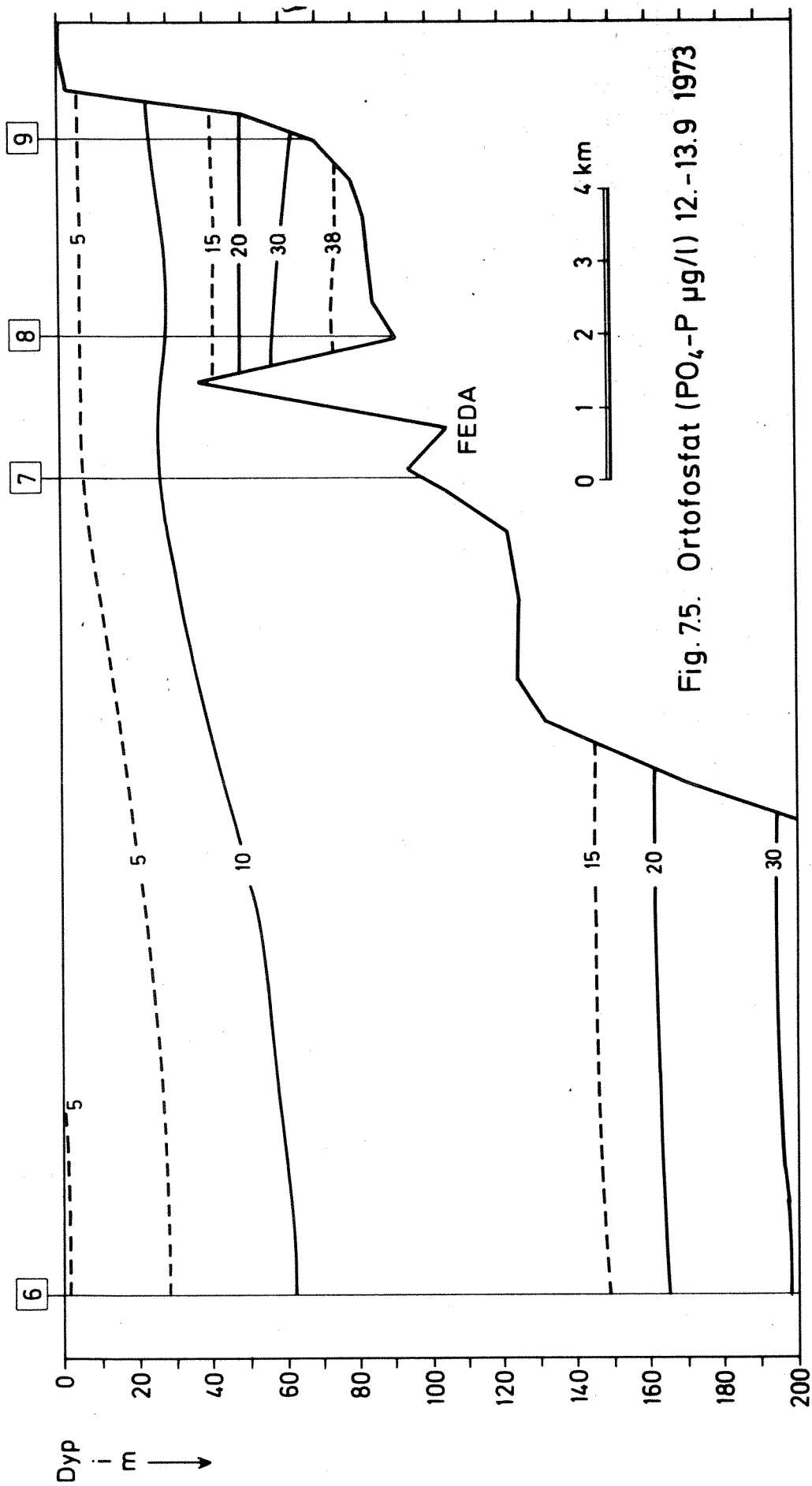


Fig. 75. Ortofosfat (PO_4-P $\mu g/l$) 12.-13.9 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

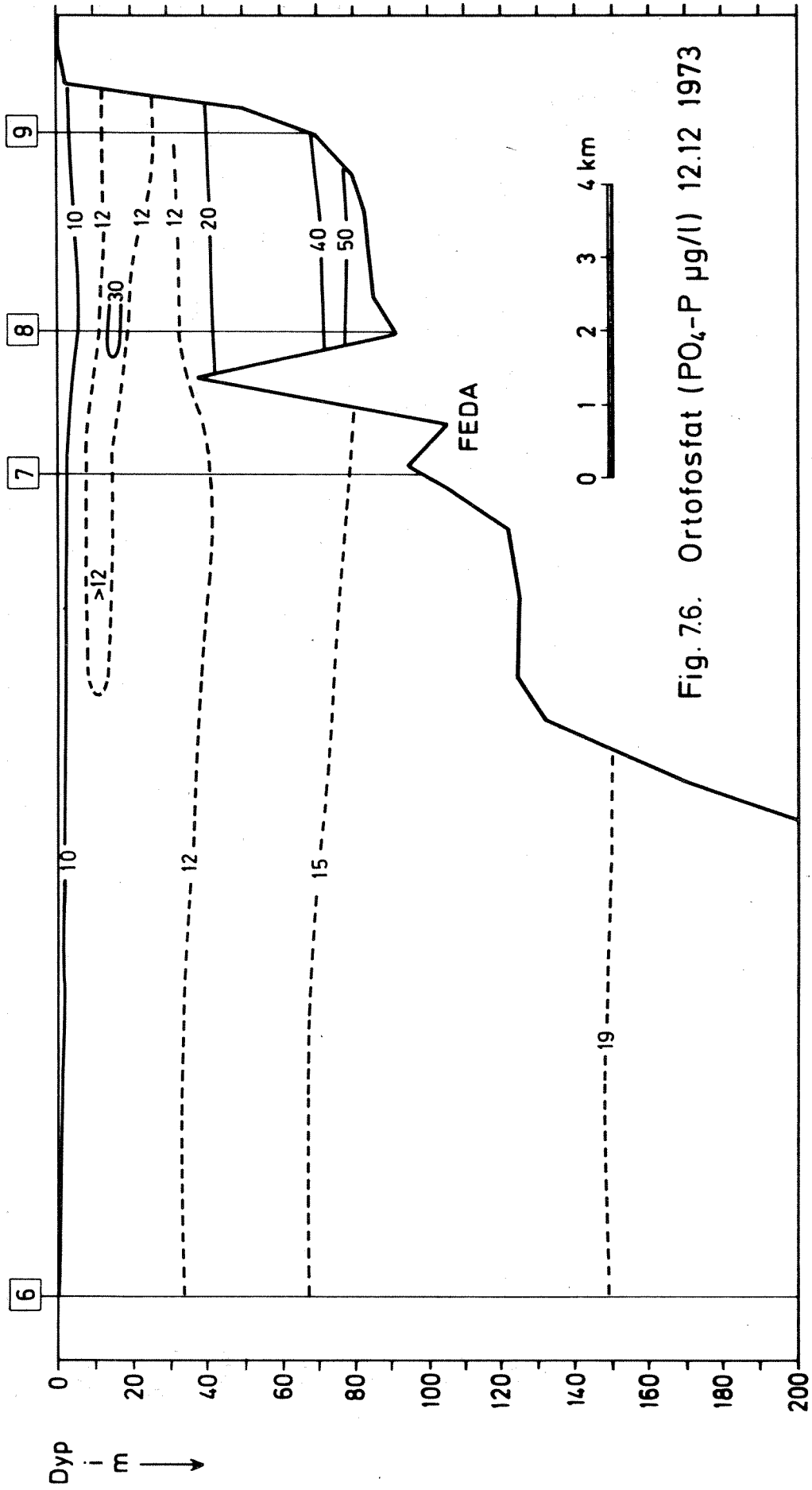


Fig. 76. Ortofosfat (PO₄-P µg/l) 12.12 1973

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

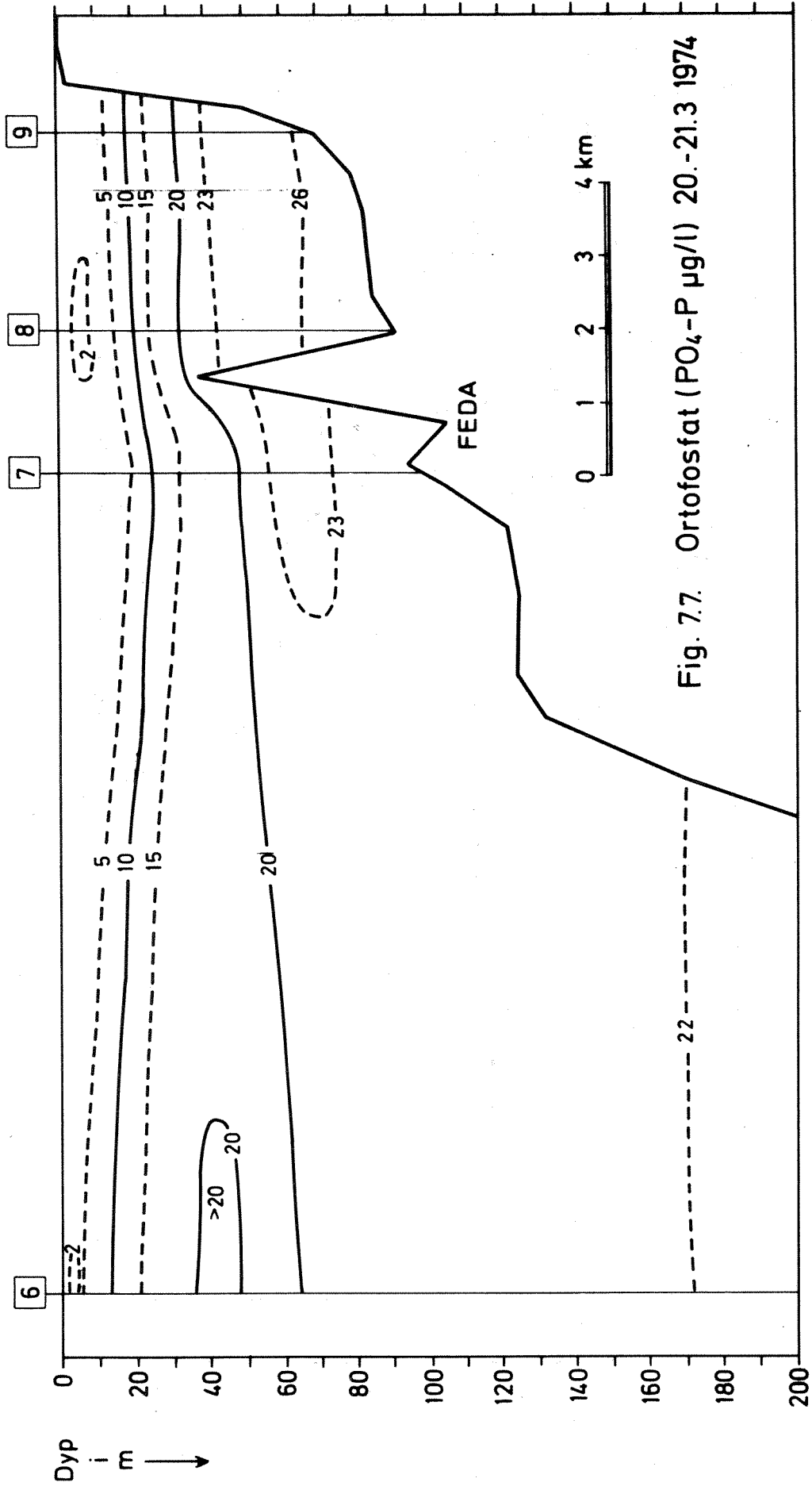


Fig. 7.7. Ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$ µg/l) 20.-21.3 1974

Vertikalt dybdesnitt i Fedafjord - langsgående hovedsnitt

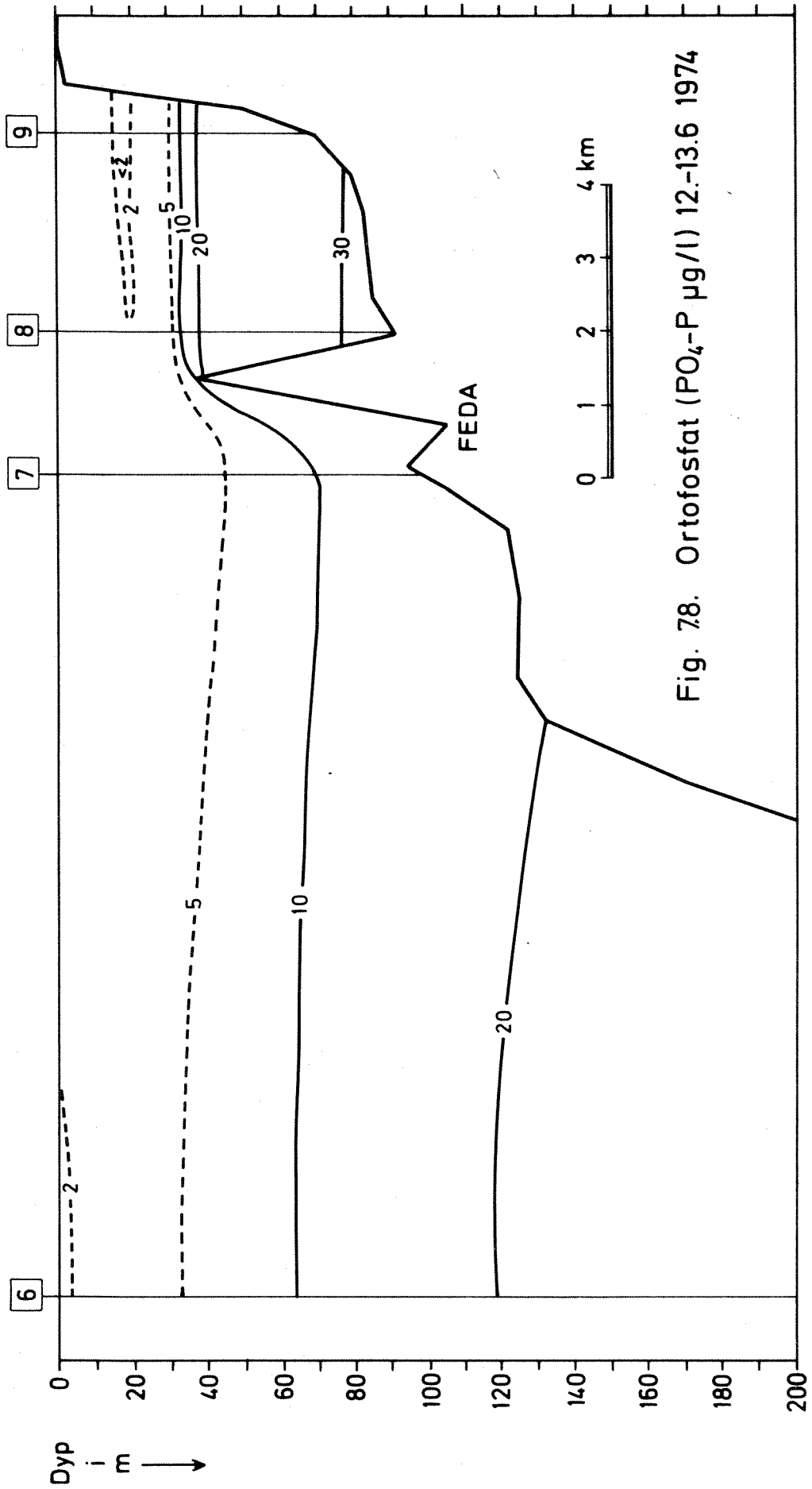


Fig. 78. Ortofosfat (PO₄-P µg/l) 12.-13.6 1974

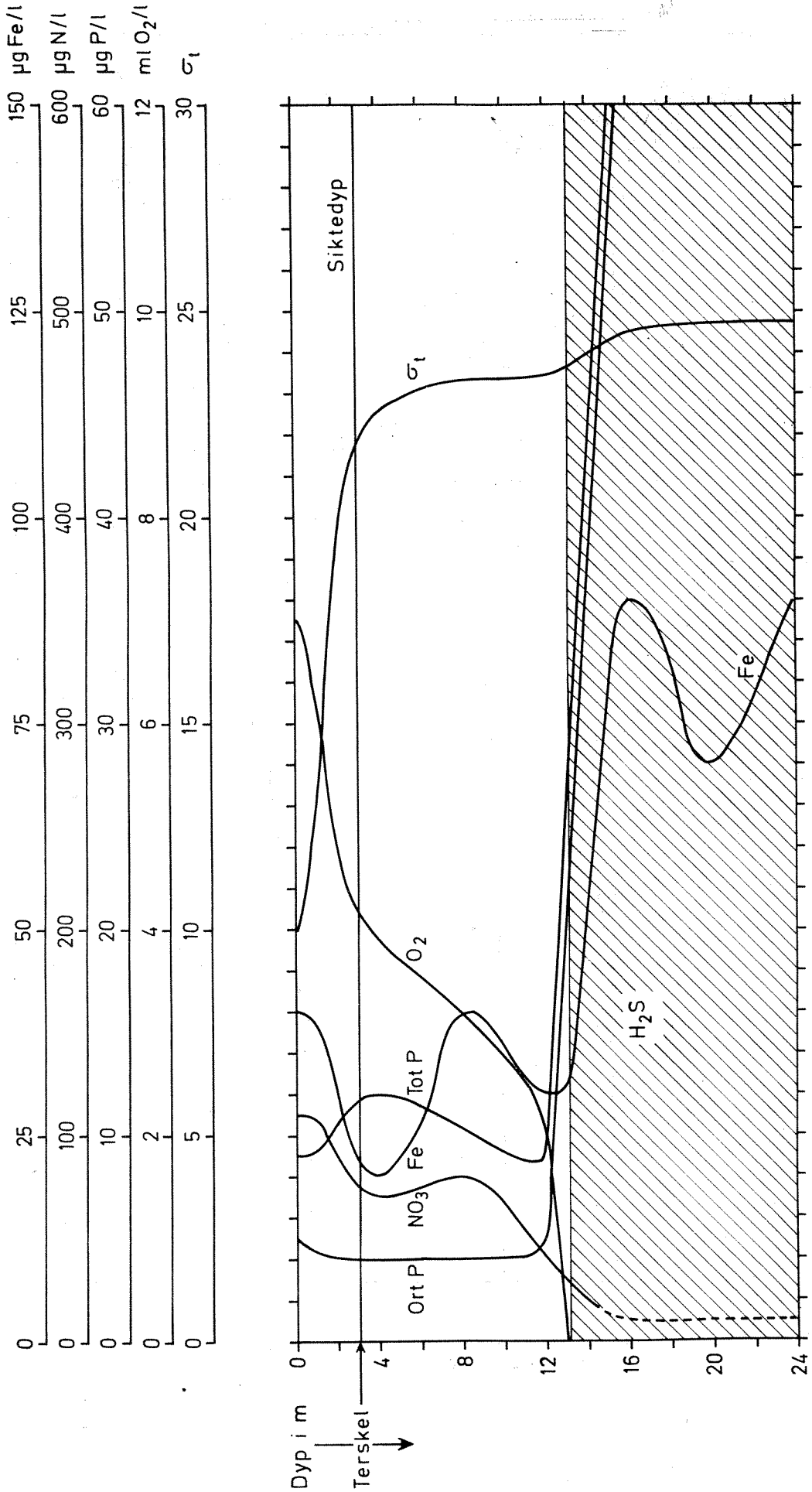


Fig. 7.9. Grisefjorden, st. 02, 11.6.1974. Vertikalfordeling av ortofosfat (Ort P), total fosfor (Tot P), nitrat (NO₃), jern (Fe), oksygen (O₂), hydrogensulfid (H₂S) og tetthet (som σ_t).

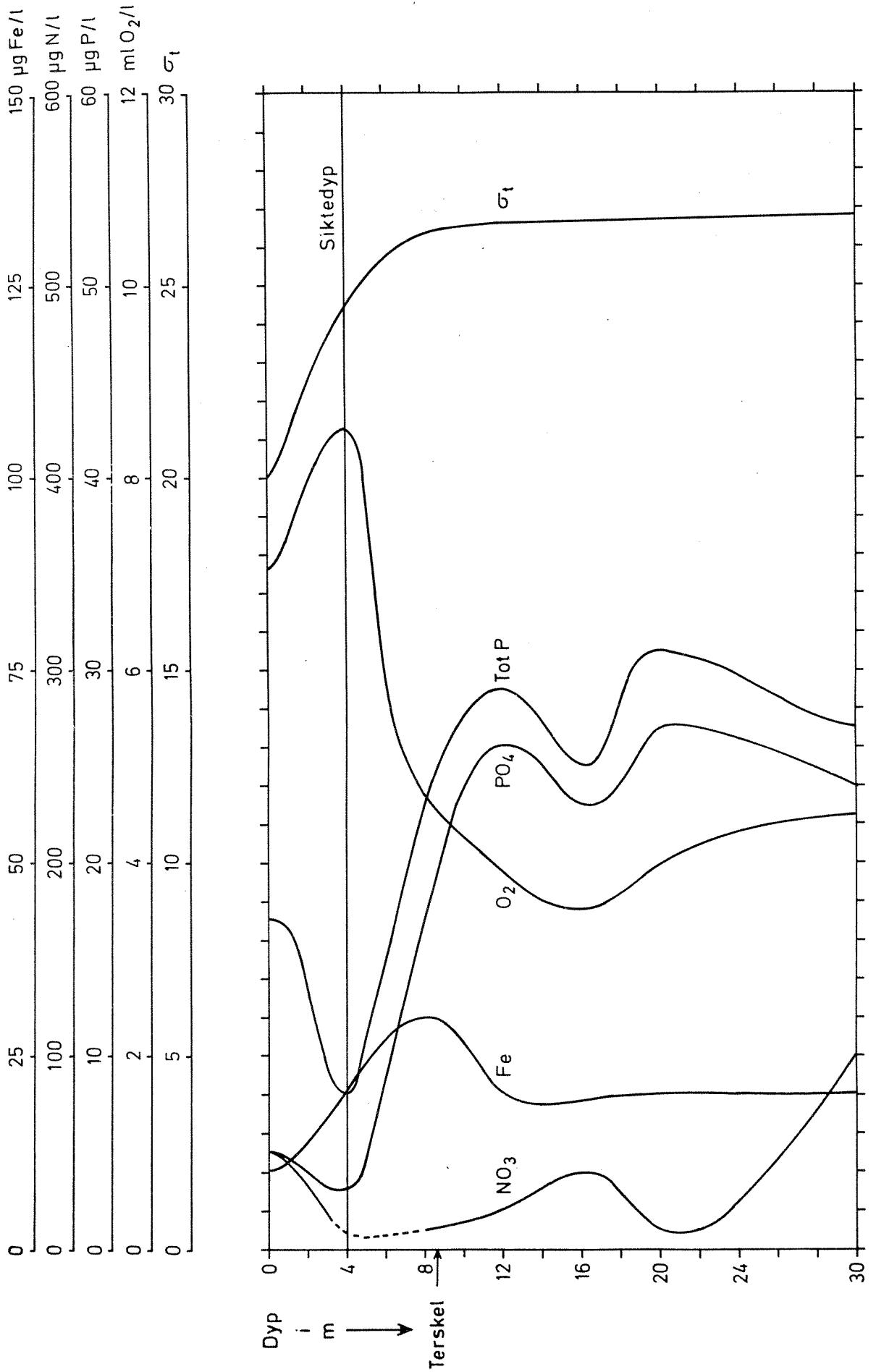


Fig. 7.10. Tjörsvågbukta, st. 03, 11.6 1974. Vertikalfordelingen av hydrokemiska parametre og tetthet.

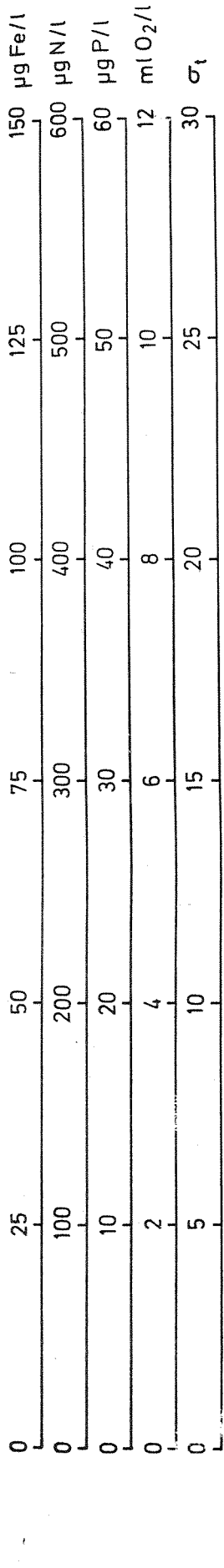


Fig. 7.11. Flekkefjorden, st. 04, 12.6.1974. Vertikal fordelingen av hydrokjemiske parametre og tetthet.

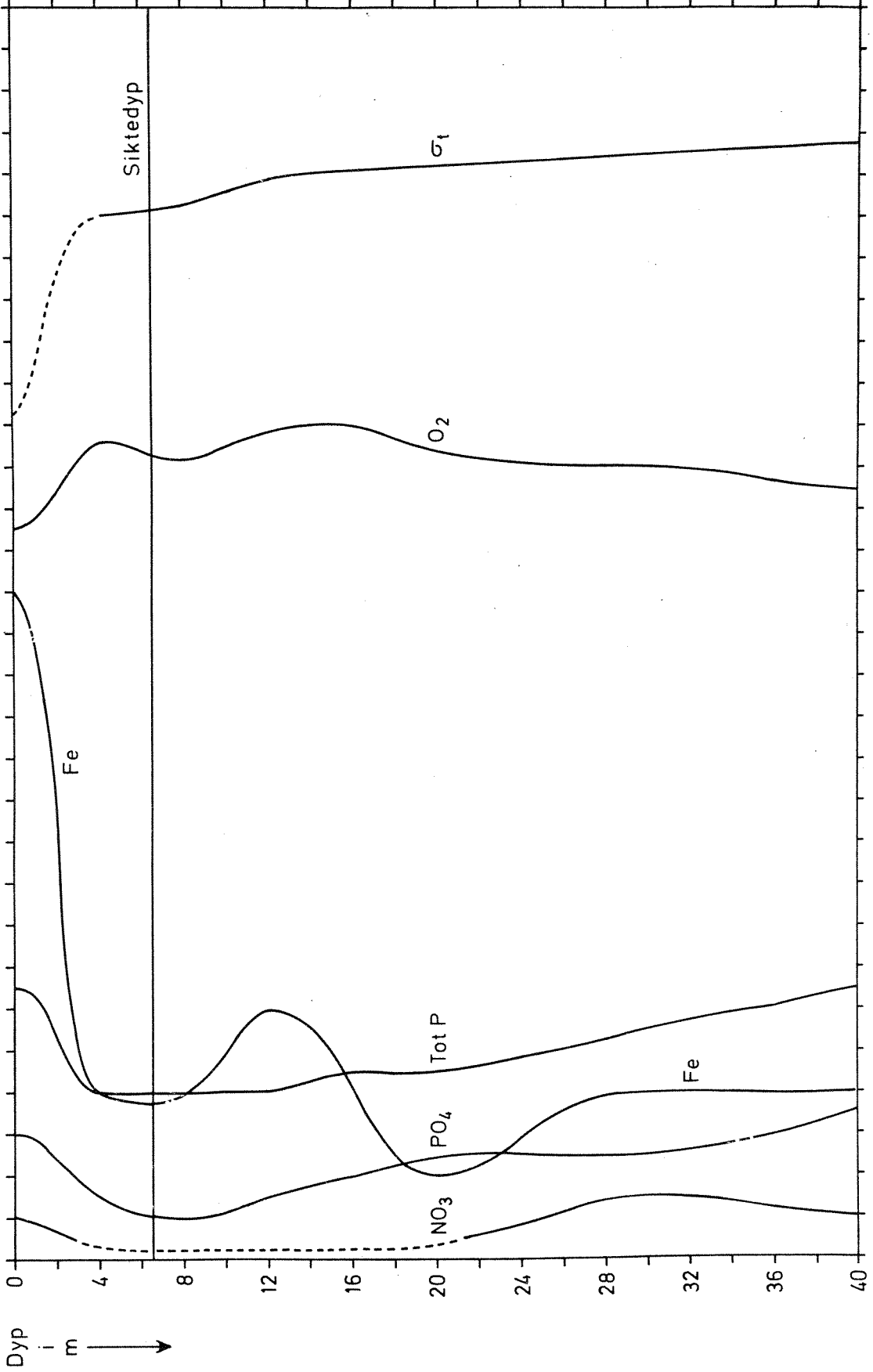
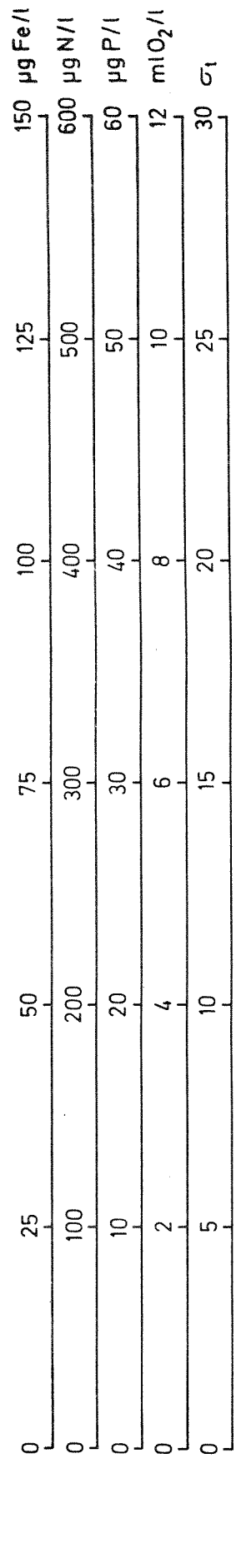


Fig. 7.12. Stolsfjorden, st. 05, 12.6 1974, övre 40 meter. Vertikal fördelningen av hydrokemiska parametre og tetthet.

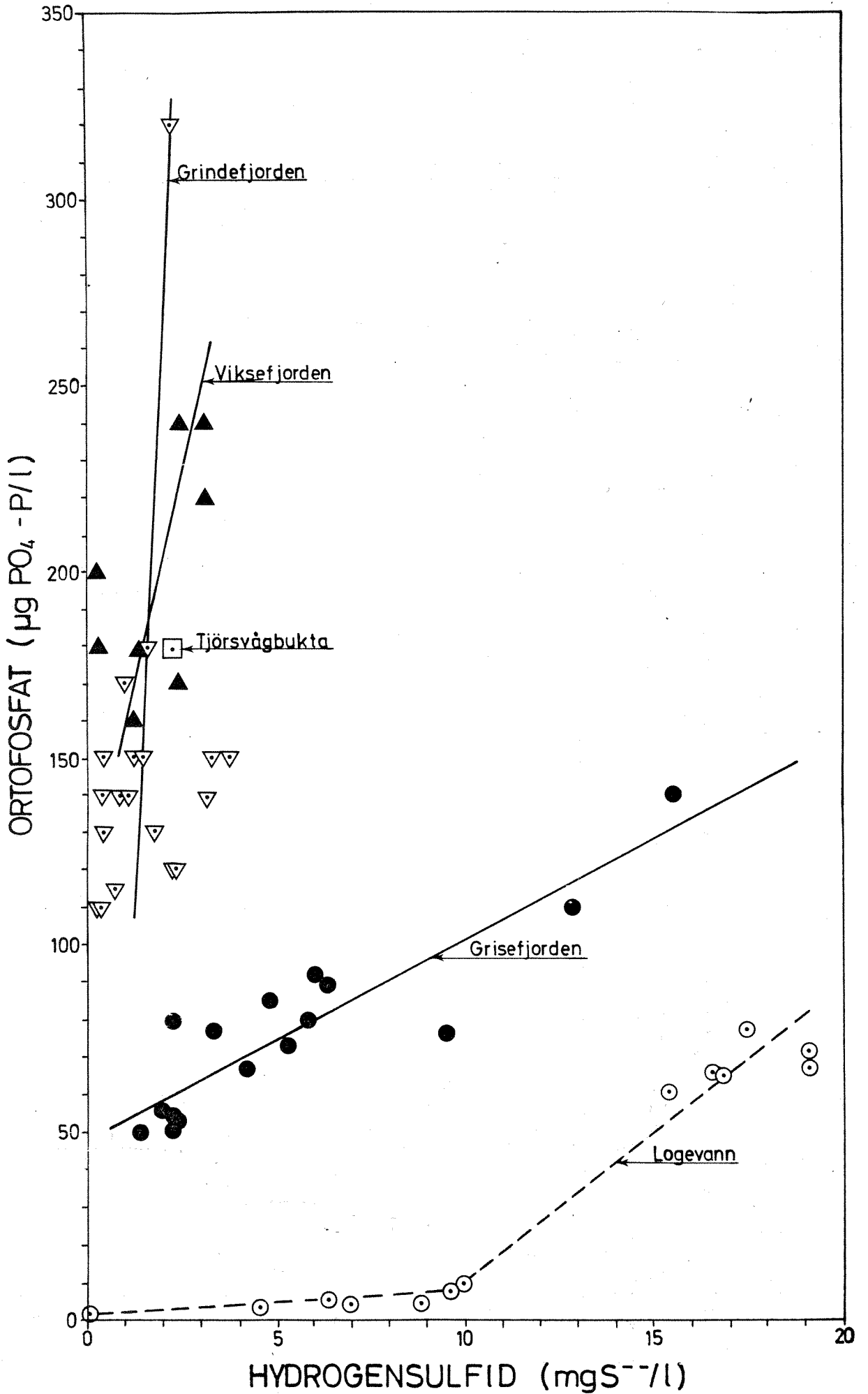


Fig. 7.13. Ortofوسفатkonsentrasjon som funksjon av hydrogensulfid.

8. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

8.1 Fastsittende alger

Materiale fra tidligere undersøkelser av den fastsittende algevegetasjonen i Flekkefjordområdet er sparsomt. I forrige århundre ble det av M.N. Blytt samlet inn materiale som er oppbevart, men ikke bearbeidet og publisert, og følgelig vanskelig tilgjengelig. Arwidsson (1936) gjennomførte i løpet av sommeren 1930 en undersøkelse av algevegetasjonen i skjærgården utenfor Mandal og Egersund. I 1948/49 besøkte Wennberg (1950) Hidra for å kartlegge utvalgte tangarter. Den mest omfattende registreringen av fastsittende alger i nærheten av Flekkefjorden er imidlertid et hovedfagsarbeid (Røinaas 1968), som omfatter 19 lokaliteter på Lista.

Resultater

Algefloraens sammensetning forandrer seg vesentlig fra Grisefjorden og ut til Stolsfjorden så vel i kvalitativ som i kvantitativ henseende. I tabell 8.1 er det ført opp alle registrerte alger samt andre iøynefallende organismer, som ble registrert under algeinnsamlingen. På hver stasjon er artsantallet av henholdsvis rødalger, brunalger og grønnalger summert, samtidig som totalsummen av arter av de tre nevnte algegrupper er gitt. Tilstedeværelsen av en art er avmerket med + i tabellen. Det er ikke funnet formålstjenlig å operere med finere gradering, da tabellen også inkluderer arter innsamlet med den meget selektive trekantskrape.

I det undersøkte fjordsystemet ble det registrert 90 arter fordelt med 47, 29 og 14 arter på henholdsvis rød-, brun- og grønnalger. For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell 8.1 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper.

Ved beskrivelser av de fastsittende algesamfunn benyttes ofte en subjektiv gradering av den mengdemessige forekomst av de enkelte arter. Graderingen kan ofte omfatte kategoriene sjelden, vanlig eller dominerende, skjønt dette varierer fra forfatter til forfatter. Imidlertid er uttrykket

algeassosiasjon (eller bare assosiasjon) ofte brukt som en generell, ikke-kvantitativ term om algesamfunn, hvor en eller noen få arter dominerer (Kjellman 1878, Børgesen 1905).

For å kunne dele inn stranden i soner er det brukt forskjellige betegnelser, hvorav de vanligste er supralittoralsonen, littoralsonen og sublittoralsonen. Både fysiske og biologiske tilstander har vært benyttet som kriterier. I dette arbeidet er supralittoralsonen definert som det området av stranden som ligger mellom algevegetasjonens øvre grense og øvre grense av *Balanus balanoides* (rur) eller nedre grense av den svarte skorpelaven *Verrucaria maura*. Littoralsonen strekker seg ned til øvre grense av *Fucus serratus* (sagtang), mens sublittoralsonen defineres ned til algevegetasjonens nedre grense.

St. 1, som ligger på vestsiden, innerst i Grisefjorden, er en bølgebeskyttet, østvendt lokalitet med klippefragmenter i bratt skråning. Terrestrisk vegetasjon (landplanter) vokste helt ned til strandkanten. Stasjonen var karakterisert av små og fattige algesamfunn. Steinene under vannlinjen var dekket av et filtaktig belegg bestående av benthiske, pennate diatoméer (kiselalger) og blågrønnalger som *Lyngbya* sp. og *Rivularia* sp. Enkelte tuster av noe atypisk *Fucus vesiculosus* (blæretang) var presset dypere ned i vannet enn hva som anses som et normalt voksested for denne arten. Dessuten ble en liten rødalge, *Polysiphonia hemisphaerica*, registrert kun på denne lokaliteten. Rueness (1971) har beskrevet denne algen som en antatt varmekjær art, som trives i innelukkede fjorder og poller med saltholdighet fra 10 til 20⁰/oo. Algen er tidligere ikke funnet vest for Søgne i Vest-Agder. Videre beskriver Rueness (1971) de viktigste følgearter til *P. hemisphaerica*, hvorav flere av disse er funnet på st. 1. Spesielt må nevnes *Hildenbrandia prototypus* (fjæreblod), som var meget vanlig på småstein.

St. 2 ligger på sydsiden av Unes. Underlaget består av sprukne, metamorfe bergarter, som har en helningsvinkel på 60-75⁰. Lokaliteten må regnes som beskyttet mot bølgeeksponering. Øverst i strandsonen dominerte en *Ascophyllum nodosum*-assosiasjon (grisetang). Dessuten var *Enteromorpha* spp. (tarmgrønske) svært vanlig. *Fucus serratus* (sagtang), som dannet en kraftig assosiasjon, vokste atskillig dypere enn hva som betraktes

som normalt voksested for denne arten. Likeledes fantes noe griselang på samme dyp. *Ceramium rubrum* (rekeklo) dominerte som epifytt på brunalgeassosiasjonen. I en liten vik like ved siden av st. 2 var *Ascophyllum nodosum* forsvunnet, mens *Fucus vesiculosus* (blæretang) hadde kolonisert strandsonen. Svært få alger vokste dypere enn 3-4 m.

St. 3 ble lagt til Wahlsodden i Tjørsvågbukta. Lokaliteten er østvendt, til dels beskyttet og består av en klippestrand med vekslende helningsgrad. Ned til ca. 2 m dyp var fjellet dekket av tett algevegetasjon, som øverst besto av en *Fucus spiralis*-assosiasjon (spiraltang), fulgt av en blandingsassosiasjon av *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Ascophyllum nodosum* (griselang). *Fucus serratus* (sagtang) dannet en kraftig assosiasjon med meget stor vertikalutbredelse. Mellom klippefremspringene besto bunnen av sand, hvor *Chorda filum* (martaum) og store eksemplarer av blomsterplanten *Zostera marina* (ålegress) vokste. På fjellskrentene fra ca. 3 m dyp fantes store tuster av *Halidrys siliquosa* (skulptetang) omkranset av tareartene *Laminaria digitata* (fingertare) og *L. saccharina* (sukkertare). Felles for de fleste av de ovennevnte arter var en kraftig begroing av *Ectocarpus siliculosus*, *Ceramium rubrum* (rekeklo) og delvis grønnalgene *Cladophora* og *Enteromorpha*.

Resultater av skrapetrekke indikerer at algene vokste ned til ca. 12 m dyp.

St. 4 er litt eksponert for bølgeslag, og ligger vestvendt på Kyrodden innerst i Flekkefjorden. Substratet består av fjell med helningsvinkel ca. 45°. Algevegetasjonen var også her presset noe ned. *Fucus vesiculosus* (blæretang) var assosiasjonsdannende på en kraftig blåskjellmatte. Under blåskjellene vokste *Fucus serratus* (sagtang) i en fyldig assosiasjon ned til ca. 3 m, hvor substratet gikk over fra fast bunn til sand ispedd mindre stein. I sagtang-beltet helt ned til 3 m vokste *Ascophyllum nodosum* (griselang). På sandbunnen dannet *Zostera marina* (ålegress) store assosiasjoner. Fucacéene var lite overvokst med epifytter ned til ca. 2 m dyp. Dypere enn 2 m dominerte *Ceramium rubrum* (rekeklo) både på fucacéer og på *Laminaria saccharina* (sukkertare). Sistnevnte alge var nærmest overgrodd av rekeklo. Grønnalgeslekten *Enteromorpha* var ikke representert på st. 4.

St. 5 er en liten sydvendt vik på den ytterste av Fjellseholmane. Stranden er lett eksponert og består av fjell med helningsvinkel 45-60°. *Fucus vesiculosus* (blæretang) var assosiasjonsdannende over en dominerende blåskjellmatte, mens *Ascophyllum nodosum* (grisetang) bare vokste spredt. Under vegetasjonen av blæretang hadde *Fucus serratus* (sagtang) etablert en meget kraftig assosiasjon, som strakte seg ned til sandbunnen på ca. 3 m dyp. Under 3 m dannet *Laminaria saccharina* (sukkertare) assosiasjon. Etter skrapetrekkene å dømme var *Halidrys siliquosa* (skulpetang) en vanlig alge fra ca. 3 til ca. 15 m dyp. Sagtang og sukkertare var sterkt overvokst med epifytter. Særlig var *Ceramium rubrum* (rekeklo) dominerende.

St. 6 ligger i Stolsfjorden, sydvendt på den minste av Bjørnøyane. Lokaliteten må karakteriseres som middels eksponert. Strandsonen består av fjell med helningsvinkel ca. 45°. Som på stasjonene 4 og 5 var øverste del av strandsonen dekket av blåskjell. *Fucus vesiculosus* (blæretang) var derimot sjelden, mens *Fucus serratus* (sagtang) fremdeles var assosiasjonsdannende, dog med en mindre vertikalutbredelse enn på stasjonene i Flekkefjorden. Under sagtangbeltet vokste en fyldig assosiasjon av *Cladophora rupestris* (grønndusk). Assosiasjoner av *Laminaria digitata* (fingertare) og *L. hyperborea* (stortare) vokste ned til 4-5 m dyp, hvor substratet gikk delvis over i sandbunn. Alle assosiasjonene var kraftig bevokst med *Ceramium rubrum* (rekeklo). Fra ca. 4 til 10 m dyp var *L. saccharina* (sukkertare) dominerende.

St. 7 er en østvendt lokalitet på Terneholmen, lett-middels eksponert. Øverst i strandsonen fantes en velutviklet *Porphyra umbilicalis*-assosiasjon (fjærehinne), etterfulgt av en assosiasjon av *Fucus vesiculosus* (blæretang). Blæretangbeltet ble avløst av en *Fucus serratus*-assosiasjon (sagtang). Under fucacévegetasjonen dannet *Laminaria hyperborea* (stortare) assosiasjon. På større dyp overtok *L. saccharina* (sukkertare). Algesamfunnene var til dels kraftig overgrodd med epifytter, og *Ceramium rubrum* (rekeklo) var, som på stasjonen innenfor, den dominerende epifyttarten.

St. 8 er den lokaliteten som ligger lengst ut mot Nordsjøen. Området ligger like syd for fyret ved Skarvehelleren, er middels eksponert for

bølgeslag og vender mot nordvest. Ingen fucacéer (blæretang, sagtang o.a.) ble funnet på de mest eksponerte partiene av stasjonen. Øverst vokste en assosiasjon av *Porphyra umbilicalis* (fjærehinne). Ca. 20 cm ned i littoralsonen fantes *Gigartina stellata* (vorteflik) og en tett assosiasjon av *Laminaria digitata* (fingertare). Fra ca. 1½ m dyp ble fingertaren erstattet med *L. hyperborea* (stortare), som etter skrape-trekk å dømme, dannet kraftige assosiasjoner ned til ca. 15 m dyp. Beskyttet bak rullestein vokste både blæretang og sagtang.

St. 10 ligger ytterst i Fedafjorden på Espodden og vender mot vest. Den må karakteriseres som middels eksponert. I supralittoralsonen dannet den lille grønnalgen *Prasiola stipitata* en liten assosiasjon. *Porphyra umbilicalis* (fjærehinne) var vanlig, mens *Enteromorpha* sp. vokste noe spredt. I *Balanus balanoides*-sonen (rur) fantes noen eksemplarer av *Fucus spiralis* (spiraltang). Like under *Balanus*-sonen hadde *Fucus serratus* etablert en kraftig assosiasjon, som i 1½ m dyp ble erstattet av en *Laminaria digitata*-assosiasjon. Fra 3-4 m dyp vokste *L. hyperborea* og *L. saccharina* i en blandingsassosiasjon.

St. 12 er en nordvendt, beskyttet lokalitet ved Rørvig. *Fucus spiralis* (spiraltang) dannet øverst i strandsonen en assosiasjon, som ble etterfulgt av en *Fucus serratus*-assosiasjon (sagtang). Grønnalgene var ikke noe dominerende element i floraen. Her ble voksestedetsformen *Laminaria digitata* f. *cucullata* funnet sammen med *L. saccharina*.

St. 13 ligger i Kallevigen like innenfor terskelen i Fedafjorden. Lokaliteten er beskyttet og sydvendt. Algevegetasjonen var karakterisert ved fattige samfunn i littoral- og øverste del av sublittoralsonen. Den øvre meter av algevegetasjonen besto hovedsakelig av blågrønnalger og de trådformede brunalgene *Pilayella littoralis* og *Ectocarpus siliculosus* overvokst av benthiske diatoméer (kiselalger). En *Fucus spiralis*-assosiasjon (spiraltang) ble funnet helt ned på 1 m dyp. Assosiasjonen besto av relativt atypiske individer. I samme dyp var *Enteromorpha intestinalis* (tarmgrønske) dominerende. *Fucus serratus* (sagtang) ble ikke registrert på st. 13. Fra ca. 3 m og dypere vokste tareartene *Laminaria saccharina* (sukkertare) og *L. digitata* f. *cucullata* (voksestedetsform av fingertare).

Diskusjon

Sammensetningen av algesamfunnene i Grisefjorden viser at grønnalgene utgjør en atskillig større andel av de fastsittende alger enn hva som er vanlig i norske fjorder. Grønnalgene er en algegruppe som favoriseres under miljøforhold som øket ferskvannstilrenning og forurensningsbelastning i form av organisk stoff og/eller næringssalter. Svært ofte er det ikke mulig å diskriminere mellom ferskvanns- og forurensningsvirkninger. Imidlertid vil rødalgene i alminnelighet være mindre tolerante overfor nedsatt saltholdighet enn brunalgene. Artssammensetningen på de to stasjonene i Grisefjorden viste en høyere prosentandel av rødalger i relasjon til brunalger og dette kan således indikere at vannet var mer preget av kloakbelastning enn av ferskvannspåvirkning. I en viss grad kan også Tjørsvågbukta og innerste del av Fedafjorden sies å være merket av en eutrofieringsprosess.

De øvrige stasjoner i det undersøkte området bar derimot ikke preg av kloakbelastet vann.

I undersøkelsene til Røinaas (1968) ble det lagt fem stasjoner til Eidsfjorden. Sammenliknet med stasjonene 8 og 10 i NIVAs undersøkelse, synes ikke algevegetasjonen å ha endret karakter i ytre del av undersøkelsesområdet i de siste 6-7 år.

I figur 8.2 er det laget en matrise for stasjonenes parvise likhet mht. de fastsittende algers artssammensetning (se s.139 for nærmere beskrivelse). Figuren viser at alle nabostasjoner hadde en relativt stor grad av likhet. Ved å systematisere alle stasjoner med indeks over 500 er det fremkommet fire floristiske områder i de undersøkte fjorder:

- I Grisefjorden-Tjørsvågbukta (st. 1, 2, 3)
- II Flekkefjorden (st. 4, 5)
- III Stolsfjorden-Ytre Fedafjord (st. 6, 7, 8, 10)
- IV Indre Fedafjord (st. 12, 13)

I alle fire områder fantes overgangssoner mellom to naboområder.

St. 13 innenfor terskelen i Fedafjorden oppviste algesamfunn som skilte seg i ganske stor grad fra de øvrige stasjoner, med unntakelse av st. 12 og st. 3 i Tjørsvågbukta. Likeledes viste stasjonene i Grisefjorden en større likhet med st. 3, men var for øvrig ulik de andre stasjonene. Algesamfunnene på st. 3 liknet også en god del på sammensetningen av floraen i Flekkefjorden (stasjonene 4 og 5). Dette skulle tyde på at Tjørsvågbukta kan anses som et overgangsområde mellom de belastede områder i Grisefjorden og de utenforliggende fjordavsnitt. Imidlertid har ferskvanns- og forurensningstilførsler i Grisefjorden og innerste del av Fedafjorden slått ut i forskjellige algesamfunn i de to fjordavsnitt.

Blågrønnalgene ble ikke underkastet en systematisk registrering. Bare i områder hvor denne algegruppen har vært iøynefallende, er det funnet hensiktsmessig å ta dem med i tabell 8.1. *Spirulina subsalsa* er en art, som er kjent for å trives i et miljø hvor det tilføres betydelige mengder organisk stoff (Hayrén 1921, 1923, Lindstedt 1943, NIVA 1974e, Bokn et. al. in press). Denne blågrønnalgen ble funnet i Grisefjorden, Tjørsvågbukta og i indre del av Fedafjorden, hvilket skulle kunne underbygge at de nevnte områder er påvirket av en ikke ubetydelig mengde av organisk stoff.

Imidlertid ble tareartene *Laminaria saccharina* (sukkertare) og *L. digitata* f. *cucullata*, samt *Halidrys siliquosa* (skulpetang) registrert som antatt vanlige arter på st. 13. Undersøkelser i California (North 1964) har vist at kloakkutslipp forårsaker en kraftig reduksjon av de større brunalger, spesielt tareartene, og Littler og Murray (1975) har i samme området påvist at *Halidrys dioica* er svært sensibel overfor kloakkpåvirkning. Likeledes hevder Golubic (1970) at den nærstående slekten *Cystoseira* forsvinner med økende forurensning i jugoslaviske havner. Dersom disse resultatene kan overføres til forholdene i Fedafjorden, vil det indikere at kloakkvannsbelastningen på st. 13 ikke er av særlig betydning for algesamfunnene like innenfor terskelen. Årsakene til forskjellige algesamfunn fra ytre til indre del av Fedafjorden kan således skyldes naturlige forhold som demping av vannbevegelsen inne i fjorden, samt den lave overflatesaltholdigheten, som lå under 8^o/oo ved de fleste målinger i 1973/74, se tabell 8.2, s.139.

Den ekstreme neddykkingen av *Fucus spiralis* (spiraltang) til ca. 1 m dyp tyder på at lave saltholdighetsverdier dypere enn 1 m bare forekommer med korte intervaller, hvilket salinotermdataene fra 1973/74 viser (tabell 8.2).

På stasjonene 1-4 har også det brakke overflatevannet forårsaket dypere voksested for flere algeslekter som normalt vokser i fjærebeltet. *Fucus vesiculosus* (blåretang) er relativt tolerant overfor nedsatt saltholdighet og kan således vokse i områder med årgjennomsnitt på 6-10^o/oo (Levring 1940). *Ascophyllum nodosum* (grisetang) krever noe høyere saltholdighet. Den er ikke funnet i Østersjøen, som har gjennomsnittlig overflatesaltholdighet på under 10^o/oo. Derimot vokser *Fucus serratus* (sagtang) innenfor Småland (Wachenfeldt 1975). Etter som grisetang har etablert seg i littoralsonen på st. 2, kan submergensen av sagtang vanskelig forklares med for brakke vannmasser.

I Grisefjorden ble ingen av de større brunalgearter observert. Dette kan ikke skyldes nedsatt saltholdighet, da det ikke ble registrert lavere verdier enn 25,5^o/oo på dyp større enn 3 m. Liten vannbevegelse skulle ikke være til noe hinder for etablering av *Laminaria saccharina* (sukkertare). Således er det nærliggende å anta at nedslamming og vannets høye turbiditet, som reduserer lystilgangen til algenes fotosyntese, har vært en medvirkende årsak til at Grisefjorden er uegnet voksested for større brunalger. Foruten grønnalgene *Enteromorpha intestinalis* (tarmgrønske) og *Rhizoclonium implexum*, som også var vanlig i Tjørsvågbukta og indre del av Fedafjorden, ble *Cladophora flexuosa* registrert i Grisefjorden. Dette er en grønnalge som er meget vanlig i den sterkt belastede Frierfjorden i nedre Telemark. Tilstedeværelsen av de nevnte grønnalger og fraværet av vanlige, større brunalger i Grisefjorden forsterker inntrykket av at denne fjorden er kloakkbelastet.

Konklusjoner

De fastsittende algesamfunn i de undersøkte fjordområder forandrer seg gradvis fra ytre områder og inn i fjordene. Dette er en naturlig følge av endringer i naturlige miljøfaktorer som reduksjon i bølgeeksponering, saltholdighet og vannets siktedyp. Imidlertid bærer algesamfunnene i Grisefjorden preg av å leve i kloakkbelastede vannmasser. I en viss grad

kan også i Tjørsvågbuktas algesamfunn antyde en overgjødslingstendens.

Indre Fedafjord har fått etablert algesamfunn relativt ulik samfunnene i indre deler av Flekkefjordsystemet. Algefloraen innenfor Feda bærer således mer preg av ferskvannstilførslene til overflatevannet. Imidlertid kan en ikke se bort fra forurensningseffekter, idet endring av naturlige miljøfaktorer svært ofte kan maskere eventuelle moderate forurensningsvirkninger på organismesamfunnene.

Algesamfunnene i de øvrige fjordpartier gjenspeiler ingen påviselige forurensningseffekter.

8.2 Strandfauna

Resultater

Blant de naturlige faktorer som kan påvirke utbredelsen av de forskjellige strandfaunaarter i området, må en anta at saltholdighet, eksponeringsgrad og substrattypen er de viktigste. Hvis en arts forekomst er mer avgrenset enn hva som skulle forventes ut fra dens krav til disse faktorene, kan det tyde på forurensningsbelastning.

Resultatene av faunaregistreringene er satt opp i tabell 8.3. Stasjon 4 ble ikke undersøkt. Den nedre saltholdighetstoleransegrensen er angitt for de fleste av artene. Stasjonene er ordnet fra venstre mot høyre i tabellen etter økende brakkvannspåvirkning (jfr. tabell 8.2 over saliniteten i de øverste 5 m).

Figur 8.3 gjengir den innbyrdes likhet mellom stasjonene mht. arts-sammensetningen. Den parvise likhet mellom stasjonene er regnet ut ved indeksen $L = 1000 \cdot \frac{2c}{a+b}$, hvor a = antall arter på stasjon a , b = antall arter på stasjon b , og c = antall felles arter. Indeksen går fra 0 (ingen arter felles) til 1000 (alle arter felles). L -verdiene er presentert i matrisen over diagonalen. Feltet under diagonalen er speilbilde av feltet over diagonalen, men anskueliggjort ved skraveringer i stedet for tall. Stasjonenes rekkefølge er på figuren ordnet slik at de mest like stasjonene framtrer i grupper. Det ble funnet to grupper som utgjøres av stasjoner med innbyrdes høy likhet:

st. 5, 6 og st. 6, 7, 10, 8. Tre grupper utgjøres av stasjoner med innbyrdes moderat likhet: st. 1, 2, st. 2, 3, 13, 12, 5 og st. 12, 5, 6, 7, 10, 8.

En sammenlikning av det som er kjent om de enkelte artenes miljøkrav med deres registrerte utbredelse i Flekkefjordområdet, viser at de fleste artenes forekomst kan forklares ut fra gradienter i saltholdighet og eksponering.

I alt var det 7 arter som bare fantes på de to ytterste stasjonene (st. 7 og 8). Av disse er *Lacuna vineta*, *Patina pellucida* og *Parajassa pelagica* kjent for å kreve både høy saltholdighet (ca. 28 ‰) og en viss grad av bølgebevegelse. *Patella vulgata*, *Thais lapillus* og *Jassa* sp. krever en saltholdighet på minst 16 ‰ (Brattegard 1966), og deres fravær i de indre fjordområdene skyldes høyst sannsynlig brakkvannspåvirkningen.

Samtlige arter som ble funnet på stasjon 8, 7, 10, 6, 5 eller 3, men som manglet på alle de sterkt brakkvannsinfluerte stasjonene 2, 1, 12 eller 13, har (med forbehold for enkelte ikkeidentifiserte arter) en nedre saltholdighetstoleransegrense på 10 ‰ eller høyere. Disse artenes utbredelse i Flekkefjordområdet er derfor sannsynligvis bestemt av saltholdighetsforholdene. Resultatene beviser likevel ikke at det ikke eksisterer en forurensningsbelastning i tillegg til brakkvannspåvirkningen ved de indre stasjonene.

Forholdene i området er slike at forurensningskomponenter og ferskvann stort sett tilføres fjordene sammen, et bilde som gjelder for de fleste estuarine områder. Mange brakkvannstolerante arter er funnet å være mer forurensningstolerante enn sine slektninger fra saltvann. Det kan derfor være vanskelig å skille mellom brakkvannsmodifiserte og forurensningsmodifiserte faunasamfunn i estuarine gruntvannsområder, særlig hvis det bare er små eller moderate forurensningsbelastninger.

Alle de 21 registrerte artene (med forbehold om 4 ikke-identifiserte arter) på stasjon 2, 1, 12 og 13 er brakkvannsavhengige eller brakkvannstolerante former med en nedre saltholdighetstoleransegrense på under 10 ‰.

Tre av de vanligste artene i Stolsfjorden og Fedafjorden var amfipoden *Calliopius rathkei*, isopoden *Idotea granulosa*, og mysiden *Praunus inermis*. Disse manglet imidlertid helt på stasjonene i Grisefjorden og Tjørsvågbukta. At dette kan skyldes brakkvannet er lite trolig, etter som indre Fedafjord er mer ferskvannsinfluert enn Tjørsvågbukta. Artene er dessuten meget brakkvannstolerante og lever f.eks. i Østersjøen i vann med en saltholdighet på 6 ‰. En mulig forklaring på at de manglet på stasjonene i Grisefjorden kan være forurensningsvirkninger. Men dette synes ikke å kunne være tilfelle i Tjørsvågbukta, i og med at stasjon 3, selv om de nevnte artene manglet, totalt sett oppviste en rik krepsdyrfauna. Eksempelvis var det her 4 amfipodearter som ikke ble funnet på noen av de andre stasjonene. I Østersjøen lever *Calliopius laeviusculus*^{x)} og *Idotea granulosa* bare på bølgeeksponerte lokaliteter. En har antatt at dette har sammenheng med et spesielt høyt oksygenbehov fordi artene her lever ved grensen av sitt saltholdighetstoleranseområde og behøver mye energi for å opprettholde den osmotiske balansen. Stor bølgebevegelse og brenning bidrar til å holde vannet mettet med oksygen. Imidlertid er det mye som tyder på at artene foretrekker eksponeringen som sådan. F.eks. fant Steele(1973) at *Calliopius laeviusculus* på den nordamerikanske vestkyst og New Foundland normalt bare lever på steder med moderat eller høy bølgeeksponering.

De topografiske forholdene medfører at det, uansett vindretning, er en god beskyttelse mot bølgeeksponering på st. 1, 2 og 3, til dels også på st. 5, hvor *Idotea granulosa* manglet. I Fedafjorden kan langsgående vind og dønninger som forplanter seg fra åpne farvann innover den helt strake fjorden i perioder medføre en viss bølgeeksponering.

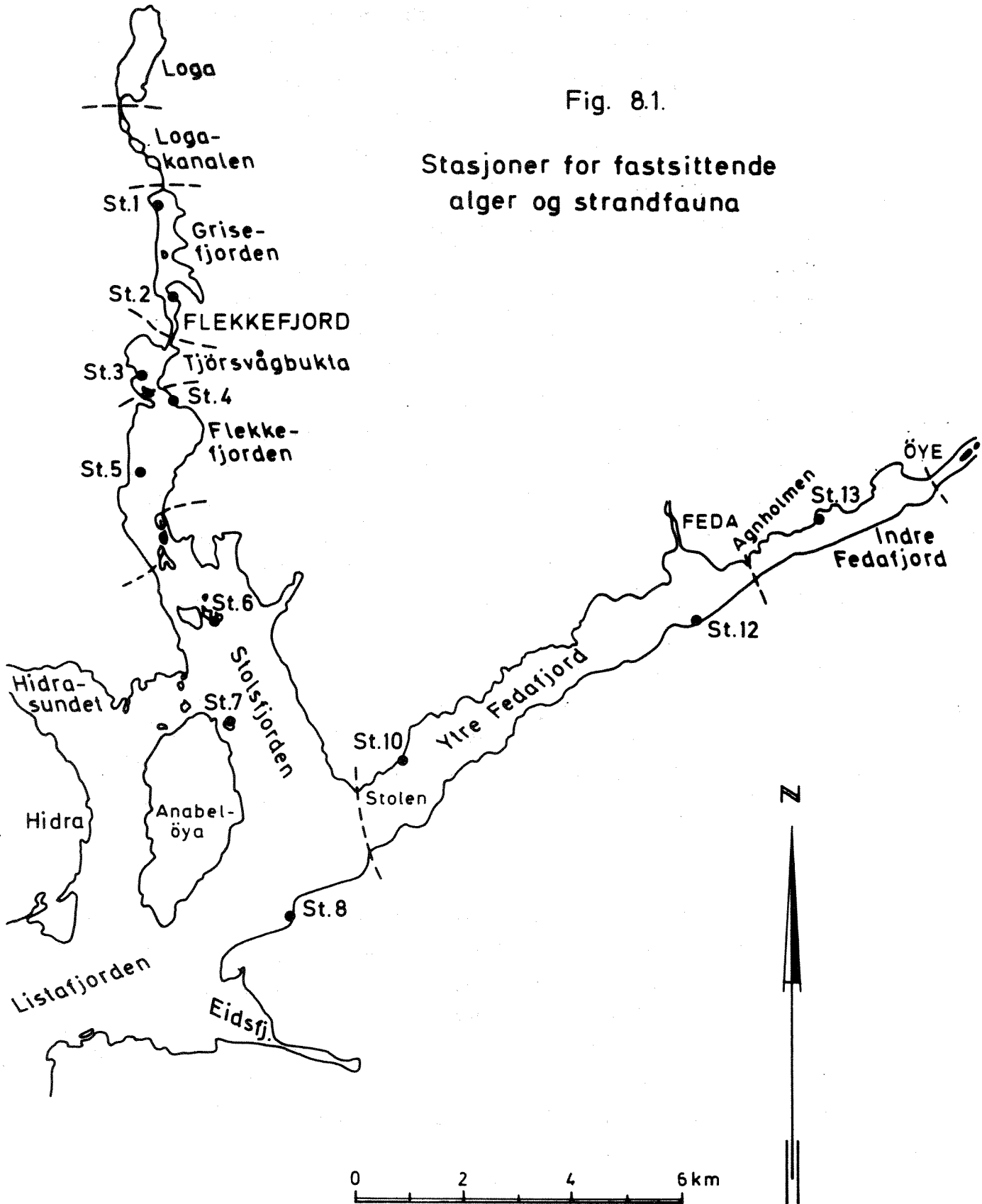
Konklusjoner

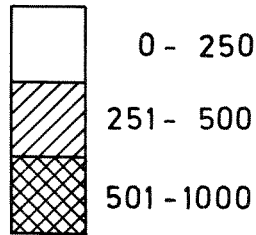
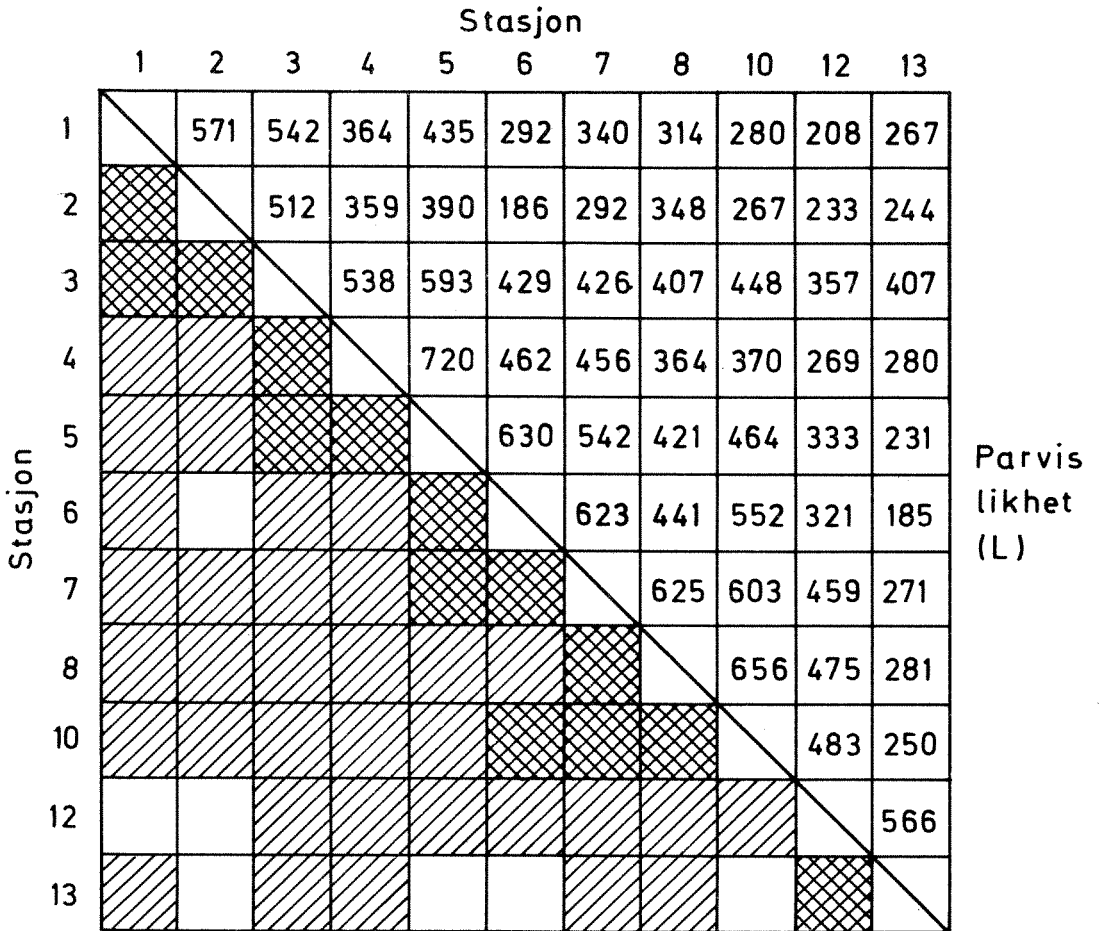
Strandfaunaens sammensetning på de undersøkte stasjonene kan forklares ut fra det som er kjent om de forskjellige artenes naturlige miljøkrav, særlig til saltholdighet og eksponering. Det lave artsantallet på st.13 og st. 1 antas å bero på sterk brakkvannspåvirkning, og på st. 1, 2 og 3 har mangelen på bølgebevegelse ført til fravær av visse arter som var vanlige på de andre stasjonene i området. Klare indikasjoner på forurensningsvirkninger på strandfaunaen er ikke funnet, men i indre Fedafjord og i Grisefjorden kan det eksistere moderate forurensningseffekter som ikke er demonstrerbare på grunn av maskering fra brakkvannspåvirkning og fra effekter grunnet mangel på bølgebevegelser.

x) Steele (1973) antar at denne arten er identisk med *C. rathkei*.

Fig. 8.1.

Stasjoner for fastsittende alger og strandfauna





$$L = 1000 \cdot \frac{2c}{a + b}$$

a = antall arter på stasjon a
 b = " " " " b
 c = " felles arter

Fig. 82. Stasjonens innbyrdes likhet m.h.t. de fastsittende algers artssammensetning (se tekst).

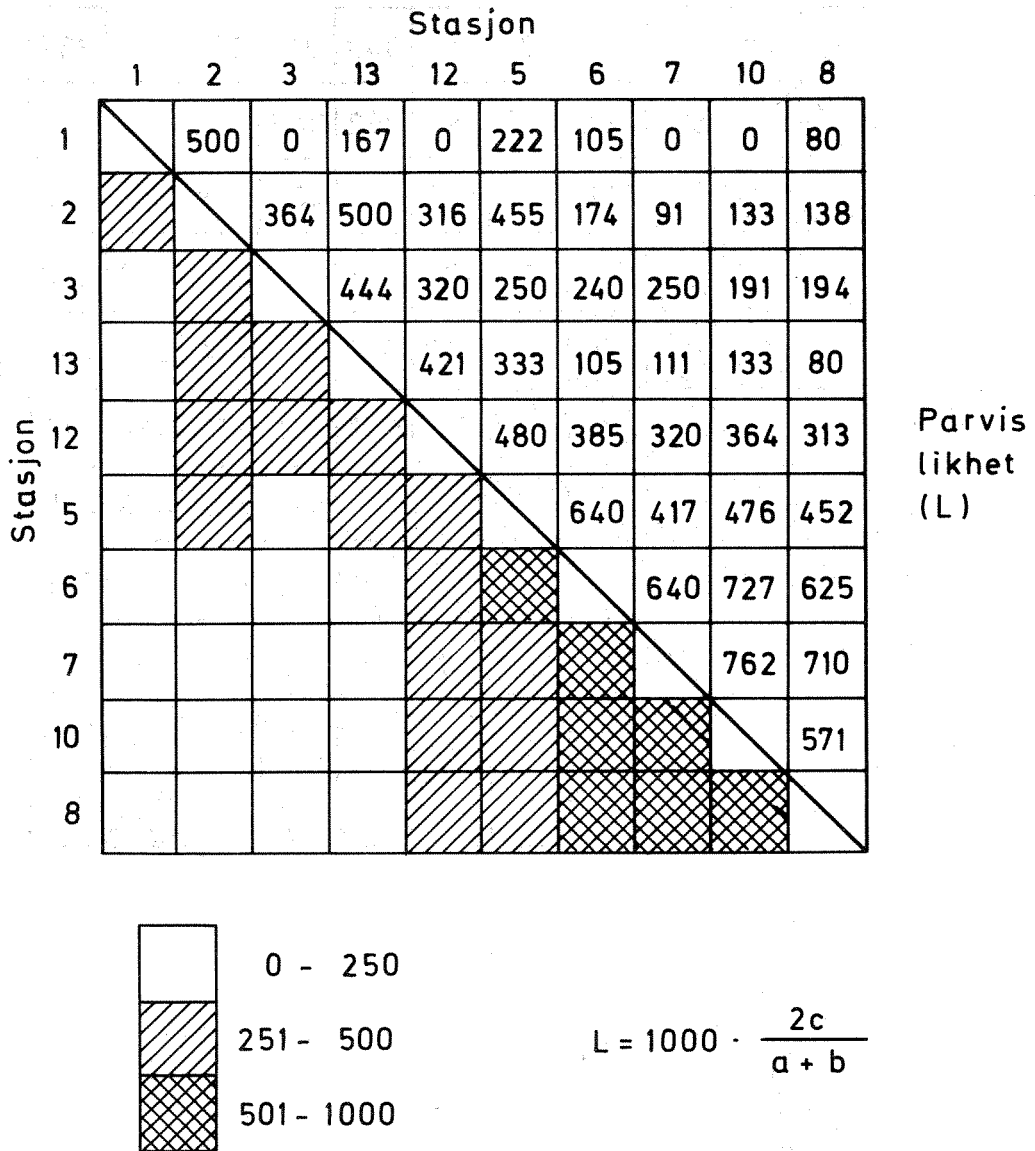


Fig.8.3. Stasjonenes innbyrdes likhet m. h. t. faunaens artssammensetning

Tabell 8.1 (forts.)

Stasjonsbetegnelse	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13
RØDALGER (forts.)											
<i>Plumaria elegans</i>			+								
<i>Polyides rotundus</i>						+	+				
<i>Polysiphonia elongata</i>				+	+	+	+		+		
<i>P. hemisphaerica</i>	+										
<i>P. nigrescens</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>P. urceolata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>P. violacea</i>								+		+	+
<i>Porphyra umbilicalis</i>			+				+	+	+		
<i>Ptilota plumosa</i>							+	+	+	+	
<i>Rhomomela confervoides</i>				+			+			+	
<i>Rhodymenia palmata</i>					+			+			
<i>Seirospora seirospermia</i>				+	+						
Totalt antall rødalger (R)	8	5	10	9	11	14	19	18	14	14	12
=====											
BRUNALGER											
<i>Ascophyllum nodosum</i>	+	+	+	+	+						
<i>Asperococcus fistulosus</i>				+							
<i>A. turneri</i>					+	+					
<i>Chorda filum</i>	+		+	+	+	+					
<i>Chordaria flagelliformis</i>						+			+		
<i>Cladostephus spongiosus</i>				+							
<i>Desmarestia aculeata</i>							+	+		+	
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>								+	+		
<i>E. siliculosus</i>		+	+							+	+
<i>Elachista fucicola</i>					+					+	
<i>Fucus serratus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>F. spiralis</i>			+						+	+	+
<i>F. vesiculosus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Giffordia ovata</i>			+								
<i>Halidrys siliquosa</i>			+	+	+	+	+				+
<i>Laminaria digitata</i>			+			+		+	+		
<i>L. digitata f. cucullata</i>										+	+
<i>L. hyperborea</i>						+	+	+	+		
<i>L. saccharina</i>			+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Petalonia fascia</i>											+
<i>Pilayella littoralis</i>			+	+	+						+

Tabell 8.1 (forts.)

Stasjonsbetegnelse	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13	
BRUNALGER (forts.)												
Ralfsia verrucosa				+								
Spermatochnus paradoxus	+						+					
Sphacelaria cirrosa				+	+	+	+	+	+	+		
S. plumosa										+		
Sphacelaria sp.				+							+	
Spongonema tomentosum									+			
Stictyosiphon tortilis							+					
Striaria attenuata				+	+	+						
Totalt antall brunalger (B)	4	4	11	13	11	11	9	8	10	9	8	
GRØNNALGER												
Acrosiphonia sp.								+				
Bryopsis plumosa									+	+		
Cladophora rupestris	+				+	+	+	+	+	+		
C. albida											+	
C. flexuosa	+	+										
Cladophora sp.	+	+	+	+	+		+	+		+	+	
Codium fragile			+	+	+	+	+		+			
Derbesia marina		+										
Enteromorpha intestinalis	+	+	+							+	+	
Enteromorpha sp.	+	+	+		+		+	+	+		+	
Prasiola stipitata									+			
Rhizoclonium implexum	+		+								+	
Ulothrix subflaccida	+	+	+									
Ulva lactuca	+		+			+	+	+	+	+	+	
Totalt antall grønnalger (G)	8	6	7	2	4	3	5	5	6	5	6	
Totalt antall alger (R+B+G)	20	15	28	24	26	28	33	31	30	28	26	
Prosentfordeling (%)	R	40	33	36	38	42	50	58	58	47	50	46
	B	20	27	39	54	42	39	27	26	33	32	31
	G	40	40	25	8	16	11	15	16	20	18	23

Tabell 8.1 (forts.)

Stasjonsbetegnelse	1	2	3	4	5	6	7	8	10	12	13
<u>ANNEN FLORA</u>											
BLÅGRØNNALGER											
Calothrix scopulorum					+			+		+	+
Chroococcus sp.					+						
Lyngbya sp.	+	+		+	+			+		+	+
Rivularia sp.	+										
Spirulina subsalsa	+	+	+							+	+
Div. pennate diatomeer	+	+	+	+		+				+	+
Amphipleura sp.		+									
Verrucaria maura				+			+	+	+	+	
Zostera marina			+	+							
FAUNA (se også tabell 8.3)											
Hydroider						+	+	+	+	+	+
Spirorbis sp.				+	+	+	+	+	+	+	+
Bryozoer	+	+	+	+	+	+		+	+		+
Ascidier				+	+	+	+		+	+	+

Tabell 8.2 Saltholdighet (‰) i 0-5 m dyp, målt med salinoterm eller bestemt ved titrering av vannprøve (x)

Stasjonsnr. i parentes refererer til nærmeste strandbiologi-stasjon(er)

Hydrografi-stasjon	Dyp (m)	Dato										
		1973			1974							
		12/9	16/10	11/12	4/2	22/2	19/3	25/4	29/5	11/6	19/7	30/8
St. 02 (1)	0	12,2 ^x	14,0	3,6 ^x	1,5	3,0	11,8 ^x	13,0	17,0	14,0 ^x	27,0	16,0
	1		30,0		1,5	3,0	23,8	14,0	17,0	27,8	27,0	17,0
	2		30,0		1,5	19,5	27,9	24,0	20,0	29,6	30,0	26,0
	3		30,0		12,5	26,5	28,1	27,0	28,0	30,4	31,0	30,5
	4	30,2 ^x	31,0	30,5 ^x	25,5	27,5	29,1 ^x	28,0	28,0	29,5 ^x	31,0	31,0
	5		31,0		27,5	28,5	29,0	29,0	30,6	31,0	31,0	
St. 01 (2)	0	15,3 ^x	11,5		1,5	3,0	9,9 ^x	14,0	18,0	13,7 ^x	26,0	17,0
	1		20,0		1,5	3,5	23,5	14,0	18,0	28,9	26,0	17,0
	2		30,0		1,5	21,0		21,0	18,0	29,9	27,0	28,0
	3		30,0		2,0	27,5		26,0	28,0	30,5	31,0	30,0
	4	30,2 ^x	30,0		26,0	28,0	29,3 ^x	28,0	29,0	29,7 ^x	31,0	30,0
	5		30,0		27,5	28,5	29,0	29,0	30,9	31,0	31,0	
St. 03 (3)	0	28,3 ^x	27,0	8,6 ^x	4,5	11,5	17,3 ^x	23,0	28,0	26,8 ^x	31,0	25,0
	1		29,0		5,0	11,5	29,0	23,0	28,0	27,3	31,0	25,0
	2		29,0		19,0	12,5	30,0	24,0	28,0	28,7	31,0	30,0
	3		29,0		28,0	28,0		30,0	31,0	32,1	33,0	31,0
	4	33,3 ^x	30,0	32,6 ^x	29,5	28,5	29,9 ^x	30,0	32,0	32,5 ^x	33,1	31,0
	5		30,0		29,5	29,0	31,0	32,0	33,6	33,5	32,0	
St. 04 (4,5)	0	31,4 ^x		17,6 ^x	6,0	13,5	27,4 ^x	27,0	29,0	26,6 ^x	32,5	27,0
	1	32,4			6,5	13,5	28,6	27,0	29,0	28,0	32,5	27,0
	2	33,0			23,5	21,5	28,9	28,0	29,0	30,5	32,5	30,0
	3	33,1			26,0	28,0	29,1	29,0	30,0	32,6	33,1	30,0
	4	33,3 ^x		32,0 ^x	29,0	28,0	29,4 ^x	30,0	31,0	32,4 ^x	33,5	31,0
	5	33,4			30,0	29,0	29,9	31,0	32,1	33,5	32,0	
St. 05 (6)	0	30,6 ^x	29,0	29,4 ^x	14,5	21,5	28,7 ^x	28,0	30,0	27,1 ^x	33,1	23,0
	1	30,5	29,0		15,0	22,0		28,0	30,0	28,6	33,1	23,0
	2	32,2	29,0		23,5	23,0		29,0	30,0	30,4	33,1	23,5
	3	32,6	29,0		27,0	26,5		30,0	31,0	32,7	33,1	28,0
	4	33,0 ^x	29,0	33,2 ^x	28,5	27,0	28,9 ^x	30,0	31,0	32,6 ^x	33,1	31,0
	5	33,4	29,0		30,0	27,5		30,0	31,0	33,0	33,5	
St. 06 (7,8,10)	0	27,4 ^x	28,5		20,5	25,0	30,1 ^x	26,0	26,0	31,5	33,0	11,0
	1	32,3	29,0		20,5	25,0		26,0	28,0	32,4	33,0	11,0
	2	32,6	29,0		20,5	25,5		26,0	30,0	32,5	33,0	26,0
	3	32,7	29,5		26,0	28,5		26,0	31,0	32,8	33,0	31,0
	4	33,4 ^x	29,5	32,4 ^x	28,5	28,5	30,7 ^x	26,0	31,0	32,0 ^x	33,0	32,0
	5	32,9	30,0		30,0	28,5		26,0	31,0	33,4	33,0	
St. 07 (12)	0	17,1 ^x	7,0		0,5	17,5	6,6 ^x	21,0	6,0	25,0 ^x	25,0	5,0
	1		28,0		0,5	17,5	29,3	21,0	28,5	25,0	25,0	6,0
	2	31,5	29,0		0,5	21,0	30,2	26,0	29,0	31,0	25,0	16,5
	3		30,0		2,5	26,0	30,3	26,0	30,0	31,9	31,0	30,5
	4	33,4 ^x	31,0		28,0	27,0	30,4 ^x	27,0	30,0	30,8 ^x	32,0	31,0
	5		31,0		30,0	27,5	30,5	27,0	30,0	32,1	32,5	
St. 08 (13)	0	14,6 ^x	5,0		0,0	6,0	1,8	8,0	6,0	18,0 ^x	25,0	1,0
	1		28,0		0,0	12,0	29,2	10,0	21,5	17,8	25,0	1,0
	2		29,0		0,0	15,0	29,9	24,0	29,0	30,8	28,0	5,0
	3		30,0		0,5	24,5	30,1	27,0	30,0	30,9	30,0	30,0
	4	33,0 ^x	30,0	31,3 ^x	29,5	26,0	30,3 ^x	27,0	30,0	30,4 ^x	31,0	30,0
	5		30,0		30,5	27,0	30,5	27,0	30,0	31,9	32,1	

Tabell 8.3 Registrerte arter av strandfauna ved undersøkelsene 12. og 13.9.1973

Fauna	Stasjons nr.										Nedre salinitets-toleransegrense ‰	Ref	
	8	7	10	6	5	3	2	1	12	13			
COELENTERATA													
<i>Dynamena pumila</i>	+	++	+	++		+						10	B
MOLLUSCA													
<i>Mytilus</i> (blåskjell)	++	+	++	++	++		++		+			5	B
<i>Lacuna vineta</i>	++	+										28	B
<i>Littorina littorea</i> (strandsnegl)	+			+	+	+				+		9	B
<i>L. obtusata</i> "				+	++							10	B
<i>L. saxatilis</i> "	++	+	++									10	B
<i>Patella vulgata</i> (albueskjell)	++	+										16	B
<i>Patina pellucida</i>	+											28	B
<i>Thais lapillus</i> (purpurnegl)	+											16	B
<i>Odostomia</i> sp.	+	++		+	+								
<i>Rissoa</i> sp.	+	+				++						28	B
Prosobranchia, ubestemt art										+			
Tectibranchia, ubestemt art										+			
CRUSTACEA													
<i>Balanus improvisus</i> (rur)								+	+	+		2	G
<i>B. balanoides</i> "	++	+	++	+	+							15	B
<i>Amphitoe rubricata</i>						++						16	B
<i>Apherusa bispinosa</i>		++	++	+		+						22	B
<i>Calliopius rathkei</i>	++	++	++	++	++					++	++	6	S28
<i>Dexamine spinosa</i>						+						13	S28
<i>Gammarus locusta</i> (marflo)					+	++	++		+	+		6	S
<i>G. oceanicus</i> "					+	+	++		++	+		2,5	S
<i>G. salinus</i> "	+			+		+	+	++				2,5	S
<i>G. zaddachi</i> "						+	++				+	ca. 0	S
<i>Hyale prevosti</i>	++		+	+	+								
<i>Leptocheirus pilosus</i>							+					ca. 0	S28
<i>Parajassa pelagica</i>	+											28	B
<i>Coronidium</i> sp.				+									
<i>Jassa</i> sp.	+											28	B
Amphipoda, ubestemte arter						++							
Tanaidae, ubestemt art								+					
<i>Idotea granulosa</i>	++	++	++	++					++	++		6	R
<i>I. viridis</i>								+	++			3	M
<i>Jaera</i> sp.							+		+	+		< 3,5	N
<i>Praunus flexuosus</i>					+			++	+			< 6	Ø
<i>P. inermis</i>	+	++	++	++	+				++	++		< 6	Ø
Ostracoda, ubestemt art	+												
<i>Palaemon fabricii</i>						++	+					< 6	S10
Decapoda, larve										+			
ECHINODERMATA													
<i>Asterias rubens</i> (korstroll)					+		++	+				8	G
INSECTA													
Chironomidae, larve										+			
SUM ANTALL ARTER	19	12	9	13	12	12	10	6	13	6			

++ vanlig
+ forekommer

B: Brattegard 1966
G: Green 1968
M: Muus 1967
N: Naylor et al. 1961
R: Remane & Schlieper 1958
S: Segerstråle 1947
S10: Stephensen 1910
S28: Stephensen 1928
Ø: B. Rygg, observasjoner fra Østersjøen

9. SAMMENFATTENDE RESIPIENTVURDERING

Av de undersøkte fjordbassenger ligger Stolsfjorden, Flekkefjorden, Tjørsvågbukta, Grisefjorden og Logevatn i forlengelsen av hverandre fra kysten og innover, atskilt av terskler med forskjellig dyp og med brakkvannstransport i retning fra Logevatn til Stolsfjorden og videre ut i åpnere farvann. Disse fjordbassenger hører derfor naturlig sammen og er betegnet Flekkefjordsystemet. Likedan er ytre og indre Fedafjord atskilt ved et terskelområde og med brakkvannstransport i retning fra indre Fedafjord til ytre Fedafjord og kyst-området. De to fjordsystemene munner ut i samme innbuktning av kystlinjen (Listafjorden). Selv om en viss gjensidig påvirkning er til stede, er det hensiktsmessig å behandle de to fjordsystemer hver for seg.

9.1 Flekkefjordsystemet

Ferskvannstilførselen via Loga gir opphav til en god estuarin sirkulasjon som gir god utskifting av de øvre vannlag i hele området. Denne utskiftingsmekanisme gjør seg gjeldende først og fremst i overflatelaget, men har også virkning noe under terskeldypet i Loga, Grisefjorden og Tjørsvågbukta, i mindre grad så dypt som terskeldypet i Flekkefjorden.

Den varierende og ofte lave saltholdigheten i overflatelaget gir en forringelse av det marine plante- og dyreliv i de øverste 2-3 meter. Til dels kommer det her inn brakkvannstolerante arter og rene brakkvannsarter. Den forringende effekten av ferskvannet er størst i de innerste bassenger. Under brakkvannslaget fører den innadgående kompensasjonsstrømmen med seg saltere vann utenfra, slik at saltholdigheten i 4 m dyp ved alle målinger var høyere enn 25 ‰ så langt inn som i Grisefjorden. Under dette nivå er saltholdigheten tilstrekkelig for en normal saltvannsflora og -fauna.

Av andre naturlige faktorer som påvirker vannkvaliteten og livsvilkårene i de indre deler av fjordsystemet, nevnes utvaskingen av nærings-salter og tilførsel av organisk stoff fra skog og utmark samt at det er mindre bølgepåvirkning innover i fjorden.

Dypvannsutskiftingen i de indre deler av fjordsystemet hindres sterkt av grunne og trange og til dels lange forbindelser mellom bassengene. I Løgevatn og i Grisefjorden har en således gjennomgående stagnerende og råttent (H_2S -holdig) dypvann under henholdsvis ca. 10 og ca. 16 m dyp. Serien av terskler utenfor hindrer effektivt omfattende dypvannsutskiftinger i disse bassenger. Utskiftingen av dypvannet er sannsynligvis basert på vertikal diffusjon samt mindre terskeloverskyllinger.

I Tjørsvågbukta er det i løpet av de 10 måneder undersøkelsen varte registrert en fullstendig og to delvise dypvannsutskiftinger. Hydrogensulfidholdig dypvann under første tokt (sept. -73) tyder på at dypvannsutskiftingen er uregelmessig og periodevis dårlig. En serie på to terskler, den innerste på ca. 8 m, hemmer utskiftingen.

I Flekkefjorden er forbindelsen til de frie vannmasser utenfor begrenset av en terskel på ca. 20 m. Selv om utskiftingsforholdene i dypvannet her er noe bedre enn i Tjørsvågbukta, kan de likevel ikke betraktes som gode. Den lave oksygenkonsentrasjonen nær bunnen i september 1973 tyder på at en her som i Tjørsvågbukta har perioder med stagnerende forhold.

I Stolsfjorden har dypvannet fri forbindelse med vannmassene utenfor og utskiftingsforholdene må betraktes som gode.

De indre deler av fjordsystemet, Grisefjorden og Tjørsvågbukta bar i undersøkelsesperioden tydelig preg av forurensning med plantenæringsstoffer og organisk stoff. Dette gjelder brakkvannslaget såvel som de dypere vannmasser. Overflatevannet var mer grumset og hadde et høyere innhold av plantenæringsstoffer enn en skulle vente under naturlige forhold. I Grisefjorden var innholdet av nitrogenforbindelser spesielt høyt. Den fastsittende algevegetasjonen i Grisefjorden bar noe preg av tilførte plantenæringsstoffer, organisk stoff og dårlige lysforhold. Dette gjorde seg også i mindre grad gjeldende i Tjørsvågbukta. Dyresamfunnet i strandsonen reflekterte i det vesentlige virkningen av den naturlige ferskvannstilførsel, men kunne i Grisefjorden også synes påvirket av forurensning. Det er mulig at forurensningsvirkninger til en viss grad er maskert av ferskvannspåvirkningen.

Flekkefjorden og Stolsfjorden virker lite forurensningspåvirket i overflaten.

I vannmassene under brakkvannsjiktet fant en i Grisefjorden råttent vann opp til 8-16 m dyp. Dette er grunnere enn en skulle vente ut fra vannutskiftingsforholdene, og representerer en innskrenkning av livsrommet for fisk, bunndyr og algevegetasjon. I tillegg betyr dette en fare for dyre- og plantelivet i de øvre vannlag, og for friluftslivet, ved at råttent og dermed giftig vann enkelte ganger kan trenge opp til brakkvannslaget og blandes inn i dette.

I Tjørsvågbukta ser det ut til å veksle mellom råttent og oksygenholdig dypvann. Det er uvisst om en ved å redusere forurensningen helt kan unngå råttent dypvann i dette bassenget, men hyppighet og omfang bør i hvert fall kunne reduseres betraktelig.

I Flekkefjorden har en som tidligere nevnt, målt svært lav oksygenkonsentrasjon i dypvannet under tre av toktene (ned til 0,14 ml O_2 /l). Denne verdien er under toleransegrensen for alle vanlige fiskeslag og må antas å ha sterkt reduserende virkning på dyrelivet i fjorddypet. Siden dette gjelder to av fire tokt er det sannsynlig at slike situasjoner ikke er så rent sjeldne og det er fare for at det også kan oppstå anoksiske forhold (råttent vann) i visse perioder.

Fosforbudsjettet for dette fjordbassenget viser gjødslingspåvirkning hovedsakelig via det utstrømmende brakkvannslaget fra bassengene innenfor. I tillegg kommer tilførsel av næringsrikt dypvann fra Tjørsvågbukta og Grisefjorden ved mer eller mindre omfattende dypvannutskiftings- Ved tilstrekkelig reduksjon av fosfortilførslene til Flekkefjorden og bassengene innenfor skulle en derfor vente å kunne holde oksygenforholdene i Flekkefjordens dypvann over det kritiske nivå.

I Stolsfjordens dypere vannmasser var oksygenforholdene gode.

De kjemiske analyser tyder på et markert nitrogenoverskudd i vannmassene, og at en ved å redusere fosfortilførslene til de indre deler av fjordsystemet kan redusere planteplanktonproduksjonen i de øvre vannlag og

dermed den organiske belastningen av de følsomme dypvannmasser i Flekkefjorden og Tjørsvågbukta samt redusere omfanget av råttent vann i Grisefjorden.

Det er beregnet at størstedelen av de totale fosfortilførsler til de indre deler av fjordsystemet (inkludert Flekkefjorden) kommer via kloakkvann fra befolkningen i området. Jordbruk og industri spiller her mindre rolle. Rensing av kloakkvannet spesielt med hensyn på fosfat vil derfor gi betydelig forbedring av vannkvaliteten såvel i de øvre vannlag som i dypet.

En ren overføring av kloakkbeklastningen fra Grisefjorden og Tjørsvågbukta til Flekkefjorden (dvs. uten rensetiltak) kan ikke anbefales. Undersøkelserresultatene indikerer at Flekkefjordens dypere vannmasser er følsomme og i en labil tilstand. Videre er det sannsynligvis vanskelig å få innlagret kloakkvannet slik at det transporteres ut over terskelen under kompensasjonsstrømmen. En overføring av kloakkvannet direkte til Flekkefjorden kan derfor gi større forurensningsbelastning av denne fjorden enn den er i dag fordi akkumuleringen av forurensningskomponenter i Grisefjorden og Tjørsvågbukta vil spille mindre rolle.

Rensing av kloakkvannet med vesentlig reduksjon av innholdet av fosforforbindelser er det viktigste for å forbedre vannkvaliteten i Flekkefjorden, Tjørsvågbukta og Grisefjorden. Ifølge tilførselsberegningene vil en reduksjon av fosforforbindelser i kloakkvannet til 1/5 eller 20% av dagens nivå bringe tilførslene fra befolkningen ned på omtrent samme nivå som tilførslene fra jordbruk, skog og utmark. En reduksjon av fosfor i kloakkvannet til mindre enn 10% av dagens nivå vil derfor gi liten ekstra forbedring.

Av øvrige tiltak mot forurensningen i området som kan forbedre vannkvaliteten, nevnes: drenering og rensing av sigevann fra en søppelfyllplass ved Grisefjorden samt rensing av industriavløp til samme fjord med stort innhold av nitrogenforbindelser og organisk stoff.

I forbindelse med rens tiltak kan det være formålstjenlig med overvåking av virkningen på fjordsystemet. Dette gjelder særlig oksygenforholdene i dypvannet, men også vannkvaliteten i overflatelaget. Overvåkingen bør i stor utstrekning kunne utføres på lokal basis.

9.2 Fedafjorden

Ferskvannstilførselen fra Kvina spiller en dominerende rolle for vannutskiftningen i de øvre vannlag. I det hele tatt er det god vannutskifting over terskeldypet som er ca. 40 m.

Også i Fedafjorden endres sammensetningen av plante- og dyresamfunnet i strandsonen til et mer artsfattig brakkvannssamfunn etter som en går innover i fjorden. I februar 1974 ble det endog målt mindre enn 0,5^o/oo saltholdighet ned til 2 meters dyp i Indre Fedafjord. Fra 4 m dyp og nedover er imidlertid saltholdigheten ved alle tokt høyere enn 25^o/oo (havvann ca. 35^o/oo). Her vil derfor flora og fauna ha en marin karakter.

Andre naturlige faktorer som påvirker vannkvaliteten og fordelingen av planter og dyr i strandsonen, er hovedsakelig dempingen av bølgebevegelsen innover fjorden og naturlig avrenning av plantenæringsstoffer og organisk stoff.

Dypvannsutskiftningen i Indre Fedafjord hemmes av en terskel med dyp ca. 40 m. Reduserte oksygenverdier i dypvannet og en økt akkumulering av næringssalter i forhold til vannmassene utenfor terskelen, viser at dypvannet i Indre Fedafjord er følsomt for belastning med organisk materiale fra vannmassene ovenfor. Utenfor terskelen ved Feda har Fedafjordens dypvann fri forbindelse med kystvannet.

Den biologiske undersøkelsen i strandsonen tyder ikke på at Fedafjorden

er særlig forurensningspåvirket. Vannanalysene tyder heller ikke på noen større forurensningspåvirkning av de øvre vannlag. Når én betrakter de mindre gode oksygenforhold som er funnet i dypvannet i Indre Fedafjord ned til 2,7 ml O₂/l er det imidlertid mulig at selv en mindre økning av forurensningsbelastningen med plantenæringsstoffer eller organisk materiale kan ha betydelige konsekvenser.

Det er vist at nitrogenforbindelser tilføres Indre Fedafjord i overskudd og at tilgangen på ortofosfat høyst sannsynlig er begrensende faktor for planteplanktonproduksjonen. I fosforbudsjettet for Indre Fedafjord er fosfortilførslene utenfra med kompensasjonsstrømmen noe større enn de beregnede fosfortilførslene fra land på årsbasis. Når det gjelder de beregnede tilførslene fra land fordeles disse omtrent likt på kloakkvannsbelastning og avrenning fra skog og utmark.

Av annen mulig forurensningspåvirkning er det grunn til å nevne dumping av råttet flis fra treforedlingsindustri samt dumping av septikslam. Dumpingen av flis må antas å gi et årlig oksygenforbruk omtrent halvparten så stort som totalinnholdet av oksygen i Indre Fedafjord under 25 m.

Av tiltak mot forurensningen i Indre Fedafjord er det av betydning å unngå en ytterligere øking av tilførslene av fosforforbindelser fra kloakkvann og kloakkslam til den produktive sone. En viss reduksjon er ønskelig. Videre bør utslipp av partikulært organisk materiale unngås.

Rense- og utslippstiltak bør følges opp med overvåking av oksygenforholdene i dypvannet i Indre Fedafjord, og eventuelt andre egenskaper ved dypvann og overflatevann, for å finne om rensertiltakene er tilstrekkelige.

Det er også aktuelt å undersøke nærmere forekomsten av bly og sink i biologisk materiale fra fjorden og i denne forbindelse eventuell forurensningspåvirkning fra et nyanlagt smelteverk i området.

Overvåkingsarbeidet bør i stor utstrekning kunne utføres på lokal basis.

10. REFERANSER

Andersen, B.G., 1960:

Sørlandet i sen- og postglasial tid. - Norges Geologiske undersøkelser Nr. 210. Aschehoug & Co, Oslo.

Arwidsson, Th., 1936:

Meeresalgen aus Vestagder und Rogaland. - *Nyt Mag. Naturv.* 76: 85-149.

Bokn, T., Knutzen, J. & Rygg, B., in press:

Influence of freshwater, industrial waste and domestic sewage on bottom fauna and benthic algae in the Hvaler archipelago (S.E. Norway). - Symposium on the Influence of Fresh-Water Outflow on Biological Processes in Fjords and Coastal Waters, Geilo 22.-26.4. 1974.

Brattegard, T., 1966:

The natural history of the Hardangerfjord. 7. Horizontal distribution of the fauna of rocky shores. *Sarsia* 22: 1-54.

Børgesen, F., 1905: The algæ-vegetation of the Færøese coasts.

With remarks on the phyto-geography. - *Botany of the Færøes* 2: 683-834.

FAO, 1969:

Fishery technical paper nr. 94 p. 70. Rome.

Golubic, S., 1970:

Effect of organic pollution on benthic communities. - *Mar. Pollut. Bull.* 1 (4): 56-57.

Green, J., 1968:

The Biology of Estuarine Animals. Sigwick & Jakson, London, 401 pp.

Harvey, H.W., 1966:

The chemistry and fertility of sea waters. Cambridge at the University Press. 240 pp.

Hayrén, E., 1921:

Studier över föroreningens inflytande på strändarna, vegetation och flora i Helsingfors hamnområde. *Bidr. Finl. Nat. Folk*, 80(3).

Hayrén, E., 1923:

Föroreningen och strandvegetationen i Helsingfors hamnområde. *Svensk bot. Tidskr.* 17: 62-68.

Holme, J., 1973:

Rammeplan for spillvann. Delutredning nr. 1. - Flekkefjord byområde. Lyngdal.

Jensen, A. & Rystad, B., 1974

Heavy metal tolerance of marine phytoplankton. I. The tolerance of three algal species to zinc in coastal sea water. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 15: 145-157.

Kjellmann, F.R., 1878:

Über Algenregionen und Algenformationen im östlichen Skager Rack. - *Bih. svensk. Vetensk.Akad. Handl.* 5 (6): 1-36.

Levring, T., 1940:

Studien über die Algenvegetation von Blekinge, Südschweden. - Akad. Abh. Lund. 178 pp.

Lindstedt, A., 1943:

Die Flora der marinen Cyanophyceen der schwedischen Westküste. -
Akad. Abh. pp. 1-121. Lund.

Littler, M.M. and Murray, S.N., 1975:

Impact of Sewage on the Distribution Abundance and Community
Structure of Rocky Intertidal Macro-organisms. - *Mar. Biol.* 30:
277-291.

Låg, J., 1957:

Undersøkelse av skogjorda i Agder ved Landsskogtakseringens
markarbeid sommeren 1955. - *Meddelelser fra Det Norske Skogforsøks-
vesen Nr. 49* (Bind XV Hefte 1.). Vollebakk.

Martinussen, T., 1974:

*Industriutslipp på kommunale avløpsanlegg, kjøttkonserver,
pølseverk, slakterier.* - Norske sivilingeniørers forening.
Kurs 7464. Gol.

Muus, B.J., 1967:

The fauna of Danish estuaries and lagoons. *Medd. Dan. Fisk.
Havunders. N.S.* 5: 1-316.

Naylor, E., Slinn, D.J. & Spooner, G.M., 1961:

Observations on the British species of *Jaera* (Isopoda: Asellota).
J. mar. Biol. Ass. U.K. 41: 817-828.

NIVA, 1967:

0-201 - Oslofjorden og dens forurensningsproblemer I. Under-
søkelsen 1962-1965. Delrapport nr. 10. En eksperimentell under-
søkelse av fjordvannets gjødslingsplvirkning og den resulterende
algevekst. 78 pp. (Saksbehandlere J. Kotai og O.M. Skulberg.)

NIVA, 1971:

0-49/70 - Resipientundersøkelse av Grisefjorden og Lafjorden ved Flekkefjord. 27 pp. (Saksbehandler J.-I. Kveisengen.)

NIVA 1973a:

0-160/72 - Regionale vassdragsutredninger for Vest-Agder. Orienterende fysisk-kjemisk og biologisk undersøkelse oktober 1972 og juni 1973. (Saksbehandler Hans Holtan.)

NIVA, 1973b:

0-41/70 - Undersøkelse av Nord-Rogalandsfjordenes forurensningstilstand. Delrapport nr. 1. A Generelle forhold, B Viksefjorden. 53 pp. (Saksbehandler E. Ravdal.)

NIVA, 1973c:

0-41/70 - Undersøkelse av Nord-Rogalandsfjordenes forurensningstilstand. Delrapport nr. 5 Grindefjorden/Skjoldafjorden. 66 pp. (Saksbehandler E. Ravdal.)

NIVA, 1973d:

0-162/72 - En undersøkelse av gjødslingspåvirkning i Frierfjorden. 39 pp. (Saksbehandle S.T. Källqvist, P. Brettum & O.M. Skulberg.)

NIVA 1974a:

0-51/75 - Electric Furnace Products Co. Ltd. Utslipp til vannresipient. Avløpsvann fra gassrensaneanlegg. Måleresultater 1971-1973. (Saksbehandler Lasse Berglind.)

NIVA, 1974b:

0-160/71 - Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1973. 100 pp. (Saksbehandler J. Magnusson.)

NIVA, 1974c:

0-177/70 - Undersøkelse av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Delrapport om hydrokjemiske undersøkelser i Oslofjorden i 1973/1974. 104 pp. (Saksbehandler E. Andreassen.)

NIVA, 1974d:

O-177/70 - Utslipp av radioaktive stoffer fra kjernekraftverk. Rapport nr. 1 Bakgrunnsdata for elementer i oceanisk vann, og vann, organismer og s dimententer i Oslofjorden. 30 pp. (Saksbehandler B. Rygg.)

NIVA, 1974e:

O-51/74 - Resipientunders kelse av Saudafjorden. Forel pig karakteristikk av biologiske forhold i fjordens indre basseng. - Stensilert. 13 pp. (Saksbehandler J. Knutzen.)

Norges S kartverk, 1974:

Tidevannstabeller for den norske kyst med Svalbard, 1974. 67 pp.

North, W.J., 1964:

Ecology of the rocky nearshore environment in Southern California and possible influence of discharged wastes. - *Proc. 1st. int. Conf. Wat. Pollut. Res.* 3: 247-262.

NVE, 1958:

Hydrologiske unders kelser i Norge; utdrag av det hydrologiske materiale. 1900-1950. Aschehoug, Oslo 290 pp. + tab.

Remane, A. & Schlieper, C., 1958:

Die Biologie des Brackwassers. *Die Binnengew sser* 22: 1-348.

Richards, F.A., 1965:

Anoxic basins and fjords. Pp. 611-645 in Riley, J.P. & Skirrow, G. (Eds.) *Chemical Oceanography*. Academic Press, London and New York.

Ru ness, J., 1971:

Polysiphonia hemisphaerica Aresch. in Scandinavia. - *Norw. J. Bot.* 18: 65-74.

Røstad, E., 1968:

Avløpsplan for Kvinesdal. - Lysaker.

Røinaas, G., 1968:

En undersøkelse av algevegetasjonen på Lista. - Manuskript.
Universitetet i Oslo.

Sakshaug, E. & Brun, P., 1974:

Plantenæringsstoffer og planteplankton i Trondheimsfjorden.
Vann 3: 115-126.

Segerstråle, S.G., 1947:

New observations on the distribution and morphology
of the amphipod, *Gammarus zaddachi* Sexton, with notes
on related species. *J. mar. biol. Ass. U.K. 27: 219-244.*

Statistisk sentralbyrå, 1973:

Folke- og bolig telling 1. november 1970. Hefte 1004 Flekkefjord,
1037 Kvinesdal. Oslo.

Steele, D.H. & Steele, V.J., 1973:

Some aspects of the biology of *Calliopius laeviusculus* in the
northwestern Atlantic. *Can. J. Zool. 51: 723-728.*

Steensland, H., 1972:

Avløpsvann med biologisk opprinnelse, herunder næringsmiddel-
industri - virkninger i resipient. - *Meieriposten vol. 61,*
nr. 24.

Stephensen, K., 1910:

Storkrebs I. Skjoldkrebs. *Danmarks Fauna 9.*

Stephensen, K., 1928:

Storkrebs II. Ringkrebs I, Tanglopper (Amfipoder): *Danmarks Fauna 32.*

Wachenfeldt, T. von, 1975:

Marine benthic algae and the environment in the Øresund.

Thesis (mimeographed) 1-3. 328 pp. Lund.

Wennberg, T., 1950:

The distribution of certain marine algae on the Norwegian West Coast. - *Acta Hortigothoburg.* 18: 293-302.

Fjordseksjonen/LJA

22.1.1976