

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-40/71-H

FREMDRIFTSRAPPORT FOR 1974

PRA - FORSØKSANLEGGET, KJELLER

RENNEFORSØK OG LABORATORIEUNDERSØKELSER
TIL BELYSNING AV ULIKE KLOAKKRENSMETODERS
VIRKNING PÅ BIOLOGISKE FORHOLD I RESIPIENTER

22. august 1975

Saksbehandler Tor S. Traaen

Medarbeidere Peter Balmér, Harry Efraimsen, Arne Lundar,
Sven T. Källqvist, Morten Laake, Randi Romstad,
Dag Berge, Olav Skulberg.

Instituttetsjef Kjell Baalsrud

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	3
2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE	5
2.1 Forsøksoppstilling	5
2.2 Vann til rennene - forhold ved drift, prøvetaking og analyser	6
2.3 Presentasjon av data	9
3. PROSESSMÅLINGER AV BENTHOS KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE	46
3.1 Resultater og diskusjon	46
3.2 Konklusjon	48
4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE	74
4.1 Prøvetaking og metodikk	74
4.2 Resultater	74
4.3 Diskusjon	80
4.4 Konklusjon	81
5. ZOOBENTHOS I RENNENE	97
5.1 Innledning	97
5.2 Metodikk	97
5.3 Resultater og diskusjon	98
5.4 Sammendrag og konklusjon	113
6. ALGETEST	116
6.1 Program	116
6.2 Materiale og metoder	116
6.3 Resultater, ferskvannsresipient	120
6.4 Resultater, sjøvannsresipient	123
6.5 Diskusjon	126
6.5 Sammenfatning	127
7. DIALYSEKULTURFORSØK IN SITU	134
7.1 Innledning	134
7.2 Forsøkenes utførelse	134
7.3 Analysemetoder	136
7.4 Beregninger	137
7.5 Forsøksresultater og diskusjon	138
7.6 Konklusjoner	155
8. SAMMENDRAG	156
8.1 De enkelte rensemethodene	156
8.2 Sammenheng mellom belastning og resipient- respons	160

1. INNLEDNING

Ved de eksperimentelle biologiske resipientundersøkelsene ved Forsøksstasjonen på Kjeller er ulike rensemetoder for kommunalt avløpsvann vurdert ut fra hvilke effekter avløpsvannet forårsaker når det blir ledet ut i en resipient. Hensikten med forsøkene har vært å få et bedre grunnlag til å kunne forutsi resipienteffekter av ulike avløpsvanntyper og belastninger, slik at man kan foreta et valg av rensemetoder som er gunstig for resipienter. Målet må være å få best mulig beskyttelse av resipientene for de midler samfunnet investerer i renseanlegg.

Forsøkene i 1974 avslutter et tre års PRA-finansiert prosjekt med forsøk i analogresipienter (renner) og algetester i laboratorium og felt. Sammendraget i denne rapporten innbefatter derfor også en del resultater og erfaringer fra hele treårsperioden.

I analogresipientene er de selvetablerende benthiske organismsamfunnene undersøkt. Det er utført analyser av samfunnenes sammensetning (arter) og mengde (carbon, ATP, klorofyll), og av organismenes aktivitet (respirasjon, primærproduksjon). Ved en gitt belastning av avløpsvann er disse parametrene sammenliknet med data fra en referanserenne uten belastning. Man har derved fått såvel kvalitative som kvantitative mål for resipientens respons på avløpsvanntypene.

Ved algetester i laboratoriet er avløpsvannets vekstpotensial undersøkt. Til disse forsøkene er det benyttet både innsjøvann og sjøvann som resipientvann. Testene inkluderte også bestemmelser av begrensende vekstfaktorer. Forsøk med dialysekulturer av alger er utført i tilknytning til analogresipientene. I disse forsøkene måles algers veksthastighet. Dataene gir grunnlag for å vurdere avløpsvannets stimulerende og inhiberende effekter på algevekst.

I 1972 ble mekanisk, biologisk (langtidsskrifter) og kjemisk (aluminiumsulfat) rensed avløpsvann undersøkt. 1973-forsøkene inkluderte bruk av ulike fellingskjemikalier, samt belastningen med rene fosfatløsninger.

Rensemetodene som ble testet i 1974 inbefatter biologisk og kjemisk rensing, både separat og i kombinasjon, samt simultanfelling og etterbehandling av kjemisk rensset avløpsvann i biodam.

Arne Lundar har skrevet om drift av renseanleggene og behandlet de kjemiske analyseresultatene. Randi Romstad har skrevet om mikrobiologiske undersøkelser, og Dag Berge om makrozoobenthos. Torsten Källqvist har skrevet om algekulturforsøk, og Morten Laake om dialysekulturer. Det øvrige er skrevet av Tor Traaen.

2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE

2.1 Forsøksoppstilling

Renneanlegget er beskrevet tidligere i rapport B-1/69, "Forsøksstasjonen Kjeller; beskrivelse, formål og bruk", NIVA januar 1971. Biodammer er beskrevet i rapport O-40/71 D Delrapport III, "Biodammer i kombinasjon med kjemisk felling", NIVA november 1974. Vannføringen i rennene var 0,5 l/s, noe som ga en rolig turbulent strømning med en gjennomsnittlig vannhastighet på 5 cm/s.

Som resipientvann ble benyttet ubehandlet, næringsfattig innsjøvann (fra Ryggevann, Skedsmo) med unntak for visse perioder da denne kilde av tekniske årsaker ble blokkert og nettet ble tilført kalket og osonert (tildels også klorert) vann fra Nordbysjøen. Tidspunktene for disse innslag fremgår av tabell 2.21, der det kalkede vannet gir utslag i resipienten med pH-verdier over 7,0. Disse verdiene er angitt i kursiv og utelatt fra middelværdi og standardavvik. Renneforsøkene måtte avsluttes etter det siste innslaget av kalket vann da vegetasjonen tok uhelbredelig skade av den høye pH med løsriving som følge.

Kloakkvannskvalitetene i årets forsøk har vært: Mekanisk, biologisk, biologisk med simultanfelling (Al-sulfat), biologisk med etterfelling, kjemisk sekundærfelling og kjemisk sekundærfelling med etterfølgende biologisk dam.

I teksten er følgende forkortelser brukt:

Kapitel 2.	Øvrige	Kapitler
Mek	M	Mekanisk rensed kloakk.
Bio	B	Biologisk rensed kloakk, langtidslufter.
Bio-Sim	SIM	Biologisk rensed kloakk, langtidslufter med simultanfelling.
Al 2	Al	Kjemisk felling, sekundærfelling med Al-sulfat.
Al 3	B+Al	Biologisk rensed, langtidslufter, pluss kjemisk felling med Al-sulfat, etterfelling.
Al 2+Bio	Al+BD	Kjemisk felling med Al-sulfat + biologisk dam med ca. 10 dagers oppholdstid.

Flyteskjema for renseanleggene fremgår av figur 2.1.

Følgende renneoppstilling ble benyttet:

R1	Referanse		100%	Innsjøvann
R2	5%	A1 2 + Bio	95%	"
R3	0.5%	A1 2 + Bio	99.5%	"
R4	5%	A1 2	95%	"
R5	0.5%	A1 2	99.5%	"
R6	5%	A1 3	95%	"
R7	0.5%	A1 3	99.5%	"
R8	5%	Bio-Sim	95%	"
R9	0.5%	Bio-Sim	99.5%	"
R10	5%	Bio	95%	"
R11	0.5%	Bio	99.5%	"
R12	5%	Mek	95%	"
R13	0.5%	Mek	99.5%	"

2.2 Vann til rennene - forhold ved drift, prøvetaking og analyser

Resipientvann

Resipientvanntilførselen har som nevnt ovenfor, vært uregelmessig med hensyn til kvalitet. Ved overkobling mellom de forskjellige vannkilder har vi registrert en forbigående øking i partikkelinnhold, som imidlertid ikke kan verifiseres med analyser. Analysene på resipientvannet ble utført på stikkprøver, tatt ut en gang pr. uke.

Renset kloakkvann

Driften av renseanleggene har generelt gått uten problemer, spesielle driftsproblemer tas opp for hvert anlegg nedenfor. Tilførslen til rennene har vært stoppet $\frac{1}{2}$ time hver dag for slamtapping og renhold. Videre har det vært visse uregelmessigheter i tilførslen på grunn av pumpestopp ved de enkelte anlegg, uten at dette har hatt noen lenger varighet.

Rå kloakk

Det har vært jevn tilførsel av rå kloakk etter uke 29. Uke 28 var det stopp i tilførselen på grunn av pumpehavari. Analyseresultatene viser moderat spredning og rimelig korrelasjon parametrene imellom. Å bemerke er den sterke stigning i nitratkvelstoff de siste fem ukene av forsøksperioden.

Mekanisk

De eneste driftsproblemene med dette anlegget har vært perioder med flyteslam og derav slamflukt. Årsaken synes å være de anaerobe forhold i det sedimenterte slamm i kombinasjon med høy temperatur som har gitt denitrifikasjon. Denitrifikasjon synes å være systematisk om vi sammenligner tallene for nitrat-kvelstoff for rå kloakk og mekanisk rensset vann.

Biologisk - langtidslufter

Biologisk - langtidslufter med simultanfelling

Disse to anleggene har regelmessig gitt dårlige resultater. Over hele perioden har det forekommet slamflukt fra anleggene. Slammets dårlige sedimenteringsegenskaper synes å være årsaken til at renseeffekten med hensyn på organisk stoff representert ved KOF og TOC er nedslående. I forhold til rå kloakk har vi for simultanfelling en forbedret fjerning av løst fosfor. Dette var jo ventet, men det er åpenbart at sedimenteringsenhetenes funksjon er kritisk for å oppnå god fjerning.

Doseringen av Al-sulfat ble forsøksvis flyttet fra innløpet i luftetanken til innløpet i sedimenteringsenheten. Vi oppnådde derved en forbedring av sedimenteringsegenskapene som dessverre ikke vedvarte.

Kjemisk felling med Al-sulfat, sekundærfelling

Driften av dette anlegget har vært problematisk. Det har, selv ved sterkt redusert (35%) belastning, vært vanskelig å unngå slamflukt. Anlegget har tross dette hatt god virkning med hensyn til ortofosfatfjerning, mens fjerningen av total-fosfor har vært dårligere (henholdsvis 98% og 75% reduksjon).

Kjemisk felling med Al-sulfat, etterfelling

Slamflukt har også for dette anlegget vært et problem. Siktemålet ved forsøkene begynnelse var å drive de to fellingsanleggene med tilnærmet lik hydraulisk belastning. Dette måtte ettervært oppgis, og vi forsøkte å få anleggene til å funksjonere optimalt hver for seg. Vi forsøkte også å benytte en lavere kjemikaliedose for dette anlegget. Dette måtte også oppgis, og doseringen er av samme størrelsesorden som for sekundærfelling. Mot slutten av perioden, da det oppstod nitrifikasjon og dermed sterk senking av alkaliteten i det biologiske anlegget, kunne vi senke kjemikaliedosen med bibeholdt renseeffekt. Regelmessig ga etterfellingsanlegget bedre resultater enn sekundærfellingsanlegget.

Kjemisk felling med Al-sulfat, sekundærfelling, med etterfølgende behandling i biologisk dam.

De første tre ukene benyttet vi en biodam med bare tre dagers oppholdstid. Av hensyn til den forsøksserien som pågikk i denne dammen (NIVA-prosjekt O-40/71-D), byttet vi til dam 8 med ca. 10 dagers oppholdstid. Driften av damanlegget har vært helt problemfri under forsøksperioden. Rense-resultatene har dessuten for alle parametre vært i særklasse best.

Dosering og prøvetaking

Arrangementet for dosering og prøvetaking av de enkelte kvaliteter fremgår av figur 2.2. For å sikre en mest mulig stabil drift laget vi et oppsett hvor en større vannmengde ble pumpet i sirkel fra forsøkshallens pumpetønne ut til forsøksresipientene og tilbake til pumpetønne. Alle uttak skjedde via korte stikkledninger utrustet med tidsstyrte magnetventiler. På grunn av pumpetønnes store volum (200 l), hadde vi betydelig jevnere tilførsel av kloakk enn tidligere år, og avbruddene ved slamtømming etc. ble vesentlig redusert. Videre var rørledninger og armatur vesentlig mindre utsatt for tilstopping på grunn av begroing, takket være den høye vannhastigheten.

Prøvene av rensed kloakk ble tatt hvert 20 minutt og ledet direkte ned i kjøleskap. Av døgnblandprøven ble det så tatt ut $\frac{1}{2}$ l daglig og overført til en samleflaske for ukeprøve i fryseskap. For råkloakk benyttet vi oss av en skje-prøvetaker på grunn av det store innhold av fibrøst

materiale, som ellers ville tettet til rørledninger og pumper i oppsettet for rensset vann. Prøvene for rensset vann regnes for representative, mens det er sannsynlig at råkloakken oppviser noe lave verdier med hensyn på suspendert stoff og øvrige partikkelbundne parametre.

2.3 Presentasjon av data

I figurene 2.3 - 2.6 er sammenstilt ukemiddel for fire "nøkkel"-parametre for samtlige kvaliteter. Figur 2.7 viser midlere renseeffekt over perioden relativt råkloakk. Figurene 2.8 - 2.14 viser de fire "nøkkel"-parametrene for hver og en kvalitet uke for uke.

Tabellene 2.1 - 2.8 viser analysedata for resipientvannet og de forskjellige kloakkvannskvaliteter. Analysedata som virker usannsynlig er satt i parentes og utelatt fra middelvei og standardavvik. For noen analyser er det angitt to verdier for middelvei og standardavvik; i disse tilfellene er det tatt hensyn til at verdiene skal sammenholdes med andre parametre, f.eks. Tot-N mot $\text{NH}_4\text{-N}$, men at antallet punkter for det ene parameter er vesentlig færre enn for det andre. I disse tilfellene er den øvre verdien beregnet på alle punktene, mens den nedre er beregnet på de punktene som har motverdi i kolonnen nærmest til høyre.

Tabellene 2.9 - 2.20 viser sammensetningen for vannet i forsøksresipient etter tilsetting av kloakk. Verdiene er fremkommet som produkt av blandingsforholdet resipientvann-kloakk og analysene for disse. pH er målt direkte i rennene og er gjengitt i tabell 2.21. Temperaturkurven for resipientvannet er vist i figur 2.15.

Renneforsøkene ble startet 25/6-74 (uke 26) og avsluttet 1/10-74 (uke 40). Dette gir en forsøksperiode på 98 døgn.

Tabell 2.1.

R Å K L O A K K														
UKE	pH	κ µS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N mg N/l	NH ₄ N mg N/l	NO ₂ -3 mg N/l	TOT-P mg P/l	PO ₄ P mg P/l
27	7,60	515	3,54	3,80	194	47,6	257	89,8	80,0	40,8	27,2	0,210	7,200	3,900
28														
29	7,85	500	2,92	-	83	16,0	158	63,6	15,0	24,8	-	0,650	6,100	3,600
30		412	-	-	107	36,0	181	81,7	19,0	24,0	-	2,600	4,600	2,000
31		430	2,87	-	128	22,0	188	60,1	21,5	22,0	-	1,550	5,100	2,500
32		455	3,37	-	-	-	580	76,8	28,7	38,0	-	0,790	5,800	2,600
33	7,70	450	3,24	3,42	178	23,0	231	73,1	25,0	34,0	29,0	0,590	6,000	3,300
34	7,95	472	2,96	-	94	-	157	71,6	18,8	30,8	22,8	1,500	6,700	4,800
35	7,65	430	3,10	3,27	378	70,0	565	86,6	90,0	40,0	24,4	0,900	8,100	3,600
36	8,05	360	2,66	-	565	48,0	269	66,9	28,8	26,8	20,9	1,500	4,800	2,100
37	7,85	320	-	-	108	42,0	141	44,3	25,0	15,6	4,3	3,400	1,900	0,700
38	7,61	408	2,57	2,72	123	27,0	240	73,8	63,8	21,2	12,3	2,900	3,400	1,200
39	8,07	428	2,58	2,75	118	38,0	221	77,5	38,7	26,0	7,9	3,500	3,500	1,000
40	6,95	420	(0,91)	(1,02)	148	68,0	124	31,0	32,5	14,8	5,3	5,300	5,300	(0,007)
Mv	7,73	431	2,98		185	39,8	254,7	69,0	37,4	27,6		1,953	5,269	2,608
St.a.	0,32	52	0,33		143	17,9	148	16,5	24,5	8,6		1,490	1,682	1,271
Mv			3,01)	3,19						27,8	17,1			
St.a.			0,42)	0,46						9,6	9,7			

Tabell 2.2.

M E K A N I S K R E N S E T															
UKE	Q	pH	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILTR	TOC II	TOT-N	NH4N	NO2-3	TOT-P	PO4P
	m ³ /h		μS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg P/l
27	4,00	7,70	520	3,75	3,94	97	26	360	103,9	32,5	44,0	25,2	0,060	6,500	3,300
29	2,18	7,80	480	2,79	-	64	19	189	68,8	20,0	22,8	17,0	0,140	4,100	1,900
30	2,57	-	370	-	-	57	28	83	(398,1)	12,5	15,8	-	0,370	2,400	0,800
31	-	-	415	3,00	-	56	15	129	59,6	40,0	29,6	-	0,050	4,500	2,200
32	-	-	450	3,28	-	-	-	166	55,3	27,0	35,2	-	0,010	5,900	3,000
33	2,51	7,85	460	3,37	3,51	86	11	161	64,2	20,0	33,6	28,0	0,030	5,900	3,100
34	2,40	8,19	450	3,16	-	80	18	202	87,0	20,0	36,4	27,5	-	6,300	-
35	2,38	8,00	470	3,51	3,67	92	14	190	74,8	42,5	36,0	26,8	0,004	6,000	3,500
36	2,11	7,90	440	2,90	-	70	23	167	71,7	11,2	26,0	19,9	0,030	4,700	2,500
37	2,05	7,95	325	2,04	2,15	52	27	70	44,3	18,8	13,2	6,3	1,050	1,600	0,500
38	2,10	7,67	438	3,17	3,34	80	21	168	70,4	40,0	23,2	14,7	0,300	3,200	0,900
39	1,91	6,34	442	3,16	3,32	61	27	130	52,4	30,0	22,0	11,5	0,300	2,600	0,600
40	1,96	8,10	375	2,62	2,78	87	52	87	45,3	26,5	14,4	9,9	0,590	1,600	0,200
MV	2,38	7,95	433	3,06	-	73,5	23,4	162	66,5	26,2	27,1	18,7	0,245	4,254	1,875
St.a.	2,58	0,21	52	0,45	-	15,5	10,6	74	17,2	10,3	9,6	8,0	0,313	1,811	1,220
MV				3,09)	3,24										
St.a.				0,58)	0,60										

Tabell 2.4.

BIOLOGISK SIMULTANFELLNING																		
UKE	Q	Kjemi- kalie- dos	pH	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILTNR	TOC II	TOT-N	NH4N	NO2-3	TOT-P	PO4P	Al TOT	Al FILTNR
	m ³ /h	g/m ³		µS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg P/l	mg Al/l	mg Al/l
27	2,09		7,80	555	2,60	2,72	99,0	31,0	150,0	85,0	21,5	34,8	29,6	0,060	2,900	0,210	3,300	0,080
29	2,28	143	7,90	530	1,83	-	44,0	16,0	62,7	34,4	15,0	22,0	18,2	0,080	1,200	0,100	1,900	0,050
30	2,54	129	-	420	-	-	65,0	34,0	62,4	36,6	10,5	16,6	-	0,180	1,600	0,059	3,500	0,080
31	2,70	89		435	2,13		46,4	25,6	53,6	34,3	17,5	23,4	-	0,150	1,400	0,130	2,300	0,100
32	2,25	120		450	2,26		-	-	130,0	36,9	31,3	33,2	-	0,024	3,300	0,190	5,000	0,040
33	1,85	137	8,00	455	2,44	2,56	25,0	5,0	41,8	29,7	13,8	29,2	25,7	0,410	0,600	0,250	0,550	-
34	1,79	151	8,07	448	1,80	-	28,0	2,0	35,5	29,5	10,0	24,4	23,0	1,210	1,200	0,160	-	-
35	1,85	148	7,95	470	2,35	2,47	33,5	12,0	66,6	29,7	20,0	33,2	25,5	0,980	1,300	0,400	1,350	0,060
36	1,75	161	7,70	420	1,50	-	37,0	18,0	52,1	37,8	10,0	22,8	14,6	3,200	0,800	0,590	1,100	0,026
37	1,67	129	7,50	360	7,54	8,62	63,0	27,5	73,8	28,3	23,0	18,0	6,0	5,800	1,300	0,049	0,110	<0,020
38	1,72	109	7,74	468	1,91	2,04	94,0	42,0	126,0	45,0	(137,5)	24,0	12,4	3,700	2,800	0,066	5,800	<0,040
39	1,74	104	7,98	473	1,95	2,11	120,0	59,0	148,0	51,8	36,0	24,0	10,4	4,700	3,100	0,088	6,400	0,140
40	1,80	104	7,85	405	1,62	1,77	137,0	65,0	129,0	35,6	68,5	16,8	13,7	4,100	3,600	0,057	8,400	0,080
MV	2,00	127	7,85	453	1,93	2,08	66,0	28,1	87,0	39,6	23,1	24,8	17,9	1,892	1,931	0,181	3,309	0,065
St.a. 10,34		22,2	0,17	50,6	0,50	0,63	37,8	19,7	42,4	15,2	16,5	6,1	7,3	2,094	1,042	0,158	2,596	0,035

Tabell 2.6.

B I O L O G I S K E T T E R F E L L I N G																		
UKE	Q	Kjemi- kele- dos	pH	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILTR	TOC II	TOT-N	NH ₄ N	NO ₂ -3	TOT-P	PO ₄ P	Al TOT	Al FILTR
	m ³ /h	g/m ³		μS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg P/l	mg Al/l	mg Al/l
27	1,72	-	6,75	680	0,53	0,66	28,5	19,0	45,0	41,0	11,3	31,6	40,0	0,040	0,066	0,002	4,800	0,010
29	1,59	200	7,55	540	1,47	-	24,5	13,5	32,5	21,8	12,5	21,2	17,9	0,060	0,600	0,070	3,100	0,010
30	1,70	180	-	440	-	-	65,0	34,0	18,9	(26,6)	6,5	16,6	-	0,180	1,600	0,059	3,500	0,080
31	1,80	183	-	460	2,21	-	12,4	6,0	27,4	(29,3)	10,0	20,0	-	0,080	0,100	0,064	0,460	0,010
32	1,82	218	-	605	1,45	-	-	-	38,3	36,4	13,8	30,4	-	0,030	0,500	0,061	3,050	0,100
33	1,56	269	6,90	550	0,24	0,35	34,0	17,0	37,7	29,8	11,3	30,0	27,0	0,020	0,200	0,005	5,900	-
34	1,38	224	7,34	493	0,43	-	40,0	14,0	33,9	26,0	7,5	24,0	22,5	-	0,300	0,005	-	-
35	1,32	217	7,65	530	1,50	1,61	15,5	8,0	70,4	32,2	15,0	29,2	29,0	0,060	0,130	0,018	1,350	0,050
36	1,49	196	7,70	420	1,50	-	37,0	18,0	52,1	37,8	10,0	22,8	14,6	3,200	0,800	0,590	0,470	<0,020
37	1,51	177	4,40	540	0,15	0,15	17,2	9,6	20,9	18,3	10,0	13,4	5,5	4,100	0,140	0,021	(22,000)	-
38	1,49	100	7,23	451	1,37	1,43	15,5	12,5	28,3	22,3	10,5	15,6	4,5	8,700	0,080	0,005	1,600	<0,020
39	1,72	71	7,78	422	0,33	0,42	26,0	17,0	38,6	24,8	10,5	18,4	0,7	11,000	0,210	0,004	3,200	<0,020
40	1,71	85	6,65	370	0,17	0,25	28,7	12,7	22,3	17,6	7,5	15,0	0,3	11,400	0,077	<0,002	3,400	0,020
MV	1,60	178	7,00	500	1,02	-	28,7	15,1	35,9	28,0	10,5	22,2	16,2	3,240	0,369	0,070	2,860	0,035
St.a.	0,16	61,7	1,00	85,2	0,69	-	14,5	7,2	14,1	8,0	2,4	6,4	13,5	4,551	0,435	0,159	1,632	0,032

Tabell 2.7.

AL-SEKUN DÆR + B I O D A M 8 (9)																
UKE	PH	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILT	TCC II	TOT-N	NH4-N	NO2-3	TOT-P	PO4P	AL TOT	AL FILTR
		µS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg P/l	mg Al/l	mg Al/l
D A M 9	6,85	560	2,08	2,29	29,0	13,5	69,0	49,0	20,0	27,2	29,6	0,040	0,700	0,050	1,000	0,020
27	8,05	555	1,53	-	27,5	6,5	70,6	20,3	17,5	20,6	18,2	0,050	0,140	0,010	0,150	<0,010
30		440	-	-	19,6	8,0	60,7	(249,0)	15,0	16,6	-	0,080	0,095	<0,002	0,120	0,020
31		450	1,28	-	18,4	8,4	59,4	(114,2)	19,5	17,6	-	0,020	0,095	0,003	0,090	0,010
32		550	1,44	-	-	-	50,0	43,9	12,5	20,2	-	0,020	0,099	0,007	0,065	0,010
33	7,95	460	1,79	1,89	15,0	7,0	46,1	34,6	10,0	24,6	21,5	0,010	0,150	0,046	0,150	-
34	8,02	451	1,50	-	22,0	4,0	52,2	45,5	16,5	23,4	21,5	0,020	0,200	0,029	-	-
35	8,05	480	1,89	2,02	18,5	6,5	50,1	37,0	17,5	26,4	26,0	0,040	0,150	0,021	0,180	0,020
36	8,00	460	1,91	-	20,0	8,6	70,4	42,5	11,3	25,2	23,5	0,020	0,150	0,028	0,100	<0,020
37	7,80	430	1,59	1,71	17,6	6,8	47,5	39,5	16,3	20,4	17,3	0,600	0,250	0,074	(1,000)	0,030
38	7,57	432	1,64	1,73	14,0	8,0	43,3	35,6	17,0	16,4	9,3	0,005	0,100	0,005	0,070	<0,020
39	7,94	461	1,59	1,69	22,5	4,0	45,9	29,3	14,0	18,6	12,2	0,130	0,066	0,002	0,105	<0,020
40	8,05	430	1,73	1,86	22,5	10,5	27,7	28,6	15,5	16,0	14,0	0,130	0,088	<0,002	0,150	0,020
MV	7,92	459	1,64		18,0	7,2	50,3	37,4	15,0	20,5	18,2	0,098	0,131	0,020	0,181	0,019
St.a.	0,16	34	2,00		33,0	2,0	11,0	6,0	2,8	3,8	5,9	0,173	0,055	0,023	0,216	0,006
MV			1,70)	1,82												
St.a.			1,21)	1,30												

For bakgrunnsdata konferer tabell
Midlere oppholdstid i dammen 12,4
+ 7,4 dager

Uke 27-29 er utelatt i middelverdi og standardavvik. For fylligere presentasjon av biotammer, se NIVA-rapport nr. 638, 0-40/71-D, III

Tabell 2.8.

I N N S J Ø V A N N															
UKE	pH	κ µS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	KOF FILLR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N µg N/l	NH ₄ N µg N/l	NO ₂ -3 µg N/l	TOT-P µg P/l	PO ₄ P µg P/l
29	5,25	23,0			1,20	0,10	10,60			3,00	170		30,0	3,0	<2,0
30	5,32	24,0			1,80	0,30	8,60	8,60		3,40	200		40,0	4,0	<2,0
31	5,48	21,0			2,1	0,40	8,10	8,10		3,55	145		20,0	6,0	<2,0
32	5,50	25,6			1,4	0,10	12,40	12,40		3,25	170		<10,0	4,0	<2,0
33	5,36	25,8			1,4	0,40	-	-			150		-	10,0	2,0
34	5,44	25,3			1,2	0,50	8,80	8,80		2,50	170		<10,0	5,0	<2,0
35	5,69	24,1	0,36	0,97	-	-	6,30	6,30		2,45	165	10,00	20,0	4,0	2,0
36	5,21	27,0	0,76	0,80	-	-	5,30	5,30		3,50	185	20,00	40,0	5,0	<2,0
37	5,07	28,0			1,2	0,40	13,90	13,90	11,2	6,00	260		30,0	5,0	<2,0
38	5,12	28,5			1,2	0,10	16,00	16,00	13,7	9,00	245	20,00	40,0	10,0	2,0
39	7,70	47,0	2,22	2,84	1,0	0,30	12,30	12,30	13,0	3,10	225		60,0	6,0	3,0
40	7,35	38,5	1,82	2,62	0,7	0,10	10,40	10,40	8,0	3,10	250		70,0	8,0	2,0
MV	5,71	28,15			1,32	0,27	10,25	10,25		3,90	195	16,7	33,6	5,8	2,1
St.a.	0,87	7,36			0,39	0,16	3,24	3,24		1,94	40,5	5,77	19,1	2,33	0,29
MV							13,15	13,15	11,40						
St.a.							2,38	2,38	2,46						

Tabell 2.9

RENNE MED 5% MEKANISK													
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF FILTER mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH4N μg N/l	NO2-3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO4P μg P/l
29	45,9			4,34	1,05	19,52		3,88	1302		35,5	209	97
30	41,3			4,56	1,69	12,34		3,86	980		56,6	124	42
31	40,8			4,80	1,13	14,15		5,37	1618		21,5	231	112
32	46,8					20,08		4,44	1921		10,0	299	152
33	47,5			5,63	0,93				1823			305	157
34	46,5			5,14	1,38	18,46		3,38	1982		-	320	-
35	46,4	2,10	2,76	-	-	15,49		4,46	1957	1350	19,2	304	177
36	47,7	2,17	-	-	-	13,39		3,89	1476	1014	39,5	240	127
37	42,9			3,72	1,71	16,72	12,86	6,64	907	-	81,0	85	27
38	49,0	-	-	5,14	1,15	23,58	16,54	10,55	1393	754	53,0	170	47
39	66,8	3,69	4,36	4,00	1,64	18,18	14,97	4,45	1314	-	72,0	136	33
40	55,3	3,04	3,86	5,02	2,70	14,23	9,87	4,27	958	-	96,0	88	12
MV	48,1	2,75	3,67	4,71	1,49	16,92		5,02	1469		48,4	209	89
St.a.a.	7,0	0,76	0,82	0,61	0,54	3,40		2,04	396		28,4	87	59
MV						18,18	13,56		1609	1039			
St.a.a.						3,95	2,89		305	299			

Tabell 2.10

RENNE MED 0,5% MEKANISK													
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH4N μg N/l	NO2-3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO4P μg P/l
29	25,3			1,51	0,20	11,50		3,10	453		36,5	23,9	20,5
30	25,7			2,08	0,44	9,00		3,40	278		42,0	16,0	5,9
31	23,0			2,37	0,47	8,70		3,70	223		20,0	28,5	13,0
32	27,7			-	-	13,20		3,40	345		10,0	33,5	16,9
33	28,0			1,82	0,45			-	317		-	29,5	15,5
34	27,4			1,59	0,50	9,80		2,60	351		-	36,5	-
35	26,3	0,53	1,15	1,65	0,47	7,20		2,70	344	144	19,9	34,0	14,5
36	29,2	0,90		-	-	6,10		3,50	314	119	40,0	28,5	4,5
37	30,1			1,45	0,53	14,20	11,40	6,10	325		35,1	13,0	4,5
38	30,6			1,59	0,21	16,80	15,00	9,20	360	93	41,3	26,0	6,5
39	50,0	2,37	2,99	1,31	0,73	12,90	13,20	3,20	334		61,2	19,0	6,0
40	40,2	1,94	2,75	1,13	0,36	10,80	8,20	3,20	321		72,6	16,0	3,0
MV	30,3	1,44	2,30	1,65	0,44	10,90		4,00	330		37,3	25,4	11,4
St.a.	7,5	0,86	1,00	0,36	0,15	3,20		2,00	54		19,0	7,8	6,4
MV						13,7)	11,80		339)	119			
St.a.						2,5)	2,90		19)	26			

Tabell 2.12.

R E N N E M E D 0,5 % B I O L O G I S K													
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH ₄ N μg N/l	NO ₂ -3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO ₄ P μg P/l
29	25,3			1,24	0,12	10,80		3,07	275		30	12	12
30	25,8			1,86	0,33	8,74		3,46	272		44	12	9
31	23,0			2,26	0,46	8,43		3,60	259		22	26	15
32	27,7			-	-	12,80		3,33	335		10	28	18
33	28,0			1,92	0,48	-		-	281		20	40	20
34	27,4			1,47	0,53	9,29		2,57	343		20	31	-
35	26,4	0,54	1,16	-	-	6,87		2,59	304	179	21	32	22
36	29,1	0,90	-	-	-	5,69		3,54	308	123	42	23	15
37	29,5			1,31	0,44	14,07	11,31	6,06	333		58	11	6
38	30,3			1,26	0,13	16,20	13,80	9,06	326	199	60	17	7
39	48,7	2,27	2,89	1,12	0,34	12,50	12,10	3,19	325		115	13	7
40	40,0	1,87	2,67	0,83	0,14	10,60	8,10	3,17	328		127	12	4
MV	30,1	1,40		1,47	0,33	10,50		3,97	307		50	21	12
St.a.	7,2	0,81		0,45	0,16	3,20		1,93	29		39	10	6
MV		1,56	2,24			13,30	11,30		313	167			
St.a.		0,91	0,94			2,40	2,40		12	39			

Tabell 2.13.

R E N N E M E D 5,0 % S I M U L T A N F E L T V A N N															
UKF	κ µS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N µg N/l	NH ₄ N µg N/l	NO ₂ -3 µg N/l	TOT-P µg P/l	PO ₄ P µg P/l	AL TOT µg Al/l	AL FILTR µg Al/l
29	48,4			3,34	0,90	13,21		3,60	1262		33	63	6,9	95	2,5
30	46,3			4,96	1,99	11,29		3,76	1020		47	84	4,9	175	4,0
31	45,9			4,32	1,66	10,38		4,25	1308		27	76	8,4	115	5,0
32	46,8					18,38		4,66	1822		11	169	11,4	250	2,3
33	47,3			2,58	0,63				1603			40	14,4	26	
34	46,4			2,54	0,58	10,14		2,88	1382		70	65	9,9	-	-
35	46,4	1,52	2,16	-	-	9,32		3,33	1817	1285	68	69	21,9	68	3,0
36	46,7	1,47	-	-	-	7,65		3,83	1316	749	198	45	31,4	55	1,3
37	44,6	-	-	4,29	1,76	16,90	12,06	6,85	1147		319	70	4,4	6	1,0
38	50,5			5,84	2,20	21,50	15,27	-	1433	639	223	150	5,2	290	2,0
39	68,3	3,08	3,76	6,95	3,24	19,07	14,94	4,75	1414		292	161	4,4	320	7,0
40	56,8	2,54	3,38	7,52	3,35	16,34	9,38	6,37	1078		272	188	4,8	420	4,0
MV	49,5	2,15	3,1	4,70	1,81	14,02		4,43	1384	891	142	98,3	10,7	165	3,2
St.a.	6,7	0,79	0,84	1,79	1,02	4,62		1,29	259	346	119	52,7	8,4	136	1,8
MV						18,45)	12,91								
St.a.						2,35)	2,76								

Tabell 2.14.

RENNE MED 0,5% BIOSIMULTAN															
UKE	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILTER	TOC II	TOT-N	NH ₄ N	NO ₂ -3	TOT-P	PO ₄ P	Al TOT	Al FILTER
	μS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	μg N/l	μg N/l	μg N/l	μg P/l	μg P/l	μg Al/l	μg Al/l
29	25,5			1,41	0,18	10,86		3,06	279		30	9	2,5	9,5	0,3
30	26,2			2,12	0,47	8,87		3,44	282		41	12	2,3	17,5	0,4
31	23,5			2,32	0,53	8,33		3,62	261		21	13	2,6	11,5	1,0
32	27,7					12,99		3,39	335		10	20	2,9	2,5	0,2
33	25,8			1,52	0,42	-		-	295		-	13	3,2	2,8	-
34	27,4			1,33	0,51	8,93		2,54	291		70	11	2,8	-	-
35	26,3	0,48	1,09	-	-	6,60		2,54	330	137	25	11	4,0	6,8	0,3
36	29,0	0,83	-	-	-	5,53		3,53	298	93	56	9	4,9	5,5	0,1
37	30,0	-	-	1,51	0,54	14,20	11,28	6,09	349	-	59	11	2,2	0,6	0,1
38	30,7			1,68	0,31	16,55	13,86	-	364	82	58	24	2,3	29,0	0,2
39	49,1	2,31	2,93	1,60	0,59	12,98	13,19	3,27	344		83	21	3,4	32,0	0,7
40	40,3	1,89	2,70	1,38	0,43	10,99	8,14	3,43	333		90	26	2,3	42,0	0,4
MV	30,1	1,38	2,24	1,65	0,44	10,62		3,49	313	104	49,4	15	2,95	16,6	0,37
St.a.	7,4	0,86	1,00	0,34	0,13	3,36		0,99	32,9	29,1	26,1	6	0,82	13,6	0,28
MV						13,68)	11,62								
St.a.						2,33)	2,56								

Tabell 2.15.

RENNE MED 5% AL - SEKUN DÆR																
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	KOF FILT mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH4N μg N/l	NO2-3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO4P μg P/l	AL TOT μg Al/l	AL FILT μg Al/l
29	48,4			3,24	0,20	13,28			3,60	1162		29,5	47,9	2,4	160,0	2,0
30	43,8			2,43	0,75				3,66	920		56,5	10,3	2,5	28,5	0,5
31	38,0			3,60	1,30	10,10			4,05	1198		21,5	40,7	2,9	160,0	1,0
32	51,8			-	-	19,81			4,03	1822		10,0	134,0	6,9	215,0	6,5
33	49,3			3,23	1,13					1703			74,5	6,8	-	-
34	47,2			3,04	1,08	10,83			2,82	1662			44,8	6,9	-	-
35	48,4	1,48	2,13	-	-	8,43			3,21	1617	1370	21,0	33,8	9,4	55,0	2,5
36	50,4	1,52	-	-	-	7,30			3,77	1296	1050	41,0	34,8	4,9	107,5	1,0
37	45,1			2,40	1,08	14,80		12,13	6,26	887	680	93,5	69,8	2,4	82,5	1,0
38	50,9			2,89	1,15	18,90		15,70	9,53	1373		55,5	44,5	2,0	110,0	3,0
39	69,8	3,02	3,69	2,65	1,33	13,90		14,30	3,70	1214		76,0	23,2	3,9	100,0	5,0
40	57,1	2,57	3,49	1,77	0,75	11,50		9,05	3,50	898		108,0	10,2	2,5	45,0	1,0
MV	50,0	2,15	3,10	2,81	0,97	12,90			4,38	1313		51,3	47,4	4,45	106,4	2,4
St.a.	7,8	0,77	0,85	0,56	0,36	4,10			1,92	328		32,9	33,7	2,47	53,4	2,0
MV						14,80		12,8		1429	1033					
St.a.						3,10		2,9		168	345					

Tabell 2.16.

RENNE MED 0,5% AL SEKUNDAER																
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH4N μg N/l	NO2-3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO4P μg P/l	AL TOT μg AL/l	AL FILTR μg AL/l
29	25,5			1,40	0,11	10,90			3,10	269		29,9	7,5	2,0	16,0	0,2
30	26,0			1,86	0,34	8,60			3,43	272		41,7	4,6	2,0	2,9	0,1
31	22,7			2,25	0,49	8,30			3,60	250		20,2	9,5	2,0	16,0	0,1
32	28,2			-	-	14,40			3,33	335		10,0	17,0	2,5	21,5	0,7
33	28,2			1,58	0,47					305		-	16,5	2,5	-	-
34	27,4			1,38	0,56	9,00			2,53	319			9,0	2,5	-	-
35	26,5	0,47	1,09	-	-	6,51			2,53	310	136	16,6	7,0	2,7	5,5	0,3
36	29,2	0,84		-	-	5,50			3,53	296	125	40,1	8,0	2,3	10,8	0,1
37	29,7			1,32	0,47	13,99		11,29	6,03	323	-	36,4	11,5	2,0	6,3	0,1
38	30,7			1,37	0,20	16,30		13,90	9,05	358	86	41,6	13,5	2,0	11,0	0,3
39	49,3	2,30	2,92	1,17	0,40	12,46		13,13	3,16	324		61,6	7,7	3,1	10,0	0,5
40	40,8	1,91	2,71	0,81	0,16	10,51		8,11	3,14	315	-	73,8	8,2	2,1	4,5	0,1
MV	30,4	1,38	2,24	1,46	0,36	10,59			3,95	306	116	37,2	9,99	2,31	10,7	0,25
St.a.	7,4	0,87	1,00	0,41	0,16	3,41			1,93	30,4	26,3	19,7	3,84	0,36	5,8	0,21
MV						13,32)		11,61								
St.a.						2,45)		2,58								

Tabell 2.17.

RENNE MED 5 % E T T E R F E L L I N G																
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	KOF FILTR mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH ₄ N μg N/l	NO ₂ -3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO ₄ P μg P/l	AL TOT μg Al/l	AL FILTR μg Al/l
29	48,9			2,37	0,77	11,70		-	3,48	1222		32	33	5,4	155	0,5
30	44,8			4,96	1,99	9,12		-	3,56	1020		47	84	4,9	175	4,0
31	43,0			2,62	0,68	9,07		-	3,87	1138		23	11	5,1	23	0,5
32	54,6			-	-	13,70			3,78	1682		11	29	5,0	153	5,0
33	56,7			2,84	1,33	10,25			2,94	1662		11	15	2,2	295	-
34	48,7			3,14	1,18	10,06			2,75	1362			20	2,2	-	-
35	49,4	1,09	1,73	-	-	9,51			3,08	1617	1460	22	10	2,8	68	2,5
36	46,7	1,47	-	-	-	7,64			3,83	1316	749	198	45	3,2	24	1,0
37	53,6			2,00	0,86	14,25		11,56	6,20	917		234	12	3,0	-	-
38	49,6			1,92	0,72	16,62		14,13	9,08	1013	245	473	14	2,2	80	1,0
39	65,8	2,27	2,91	2,25	1,14	13,62		13,59	3,47	1134		607	16	3,1	160	1,0
40	55,1	1,81	2,62	2,10	0,73	11,00		8,48	3,32	988		637	12	2,0	170	1,0
MV	51,4	1,66	2,42	2,69	1,04	11,38			4,11	1256		209	25,1	3,4	130	1,8
St.a.	6,2	0,50	0,61	0,94	0,43	2,65			1,79	274		249	21,4	1,3	82,5	1,6
MV						13,87		11,94		1315	818					
St.a.						2,31		2,56		302	610					

Tabell 2.19.

R E N N E M E D 5 % B I O D A M																
UKE	κ μS/cm	ALK 4,5 mekv/l	ALK 4,0 mekv/l	SS mg/l	SSGR mg/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	KOF mg O/l	TOC II mg C/l	TOT-N μg N/l	NH ₄ N μg N/l	NO ₂ -3 μg N/l	TOT-P μg P/l	PO ₄ P μg P/l	AL TOT μg Al/l	AL FILTER μg Al/l
30	44,8			2,69	0,69	11,21		3,98	1020			42	8,6	2,0	6,0	1,0
31	42,5			2,92	0,80	10,67		4,35	1018			20	10,5	2,1	4,5	0,5
32	51,8			-	-	14,28		3,72	1172			11	8,8	2,3	3,3	0,5
33	45,6			2,08	0,73	-			1373			-	17,0	4,2	7,5	-
34	46,6			2,24	0,68	10,97		3,21	1332			11	14,8	3,4	-	-
35	46,9	1,29	1,93	-	-	8,50		3,21	1477			21	11,3	3,0	9,0	1,0
36	48,7	1,60	-	-	-	8,56		3,90	1436	1194		39	12,3	3,3	5,0	1,0
37	48,1	-	-	2,02	0,72	15,29		6,51	1267			59	17,3	5,6	50,0	1,5
38	48,7	-	-	1,84	0,50	17,37		9,40	1053	484		38	14,5	2,2	3,5	1,0
39	67,7	2,90	3,54	1,58	0,49	13,99		3,65	1144	-		64	9,0	3,0	5,5	1,0
40	58,1	2,59	3,42	1,80	0,63	11,27		3,73	1038	-		73	12,0	2,0	37,5	1,0
MV	50,0	2,10	2,96	2,15	0,66	12,21		4,57	1212			38	12,4	3,0	13,2	0,9
St.a.	7,2	0,77	0,90	0,46	0,11	2,91		1,94	173			22	3,2	1,1	16,5	0,3
MV						14,5)			1245)	839						
St.a.						2,6)			271)	502						

Tabell 2.20.

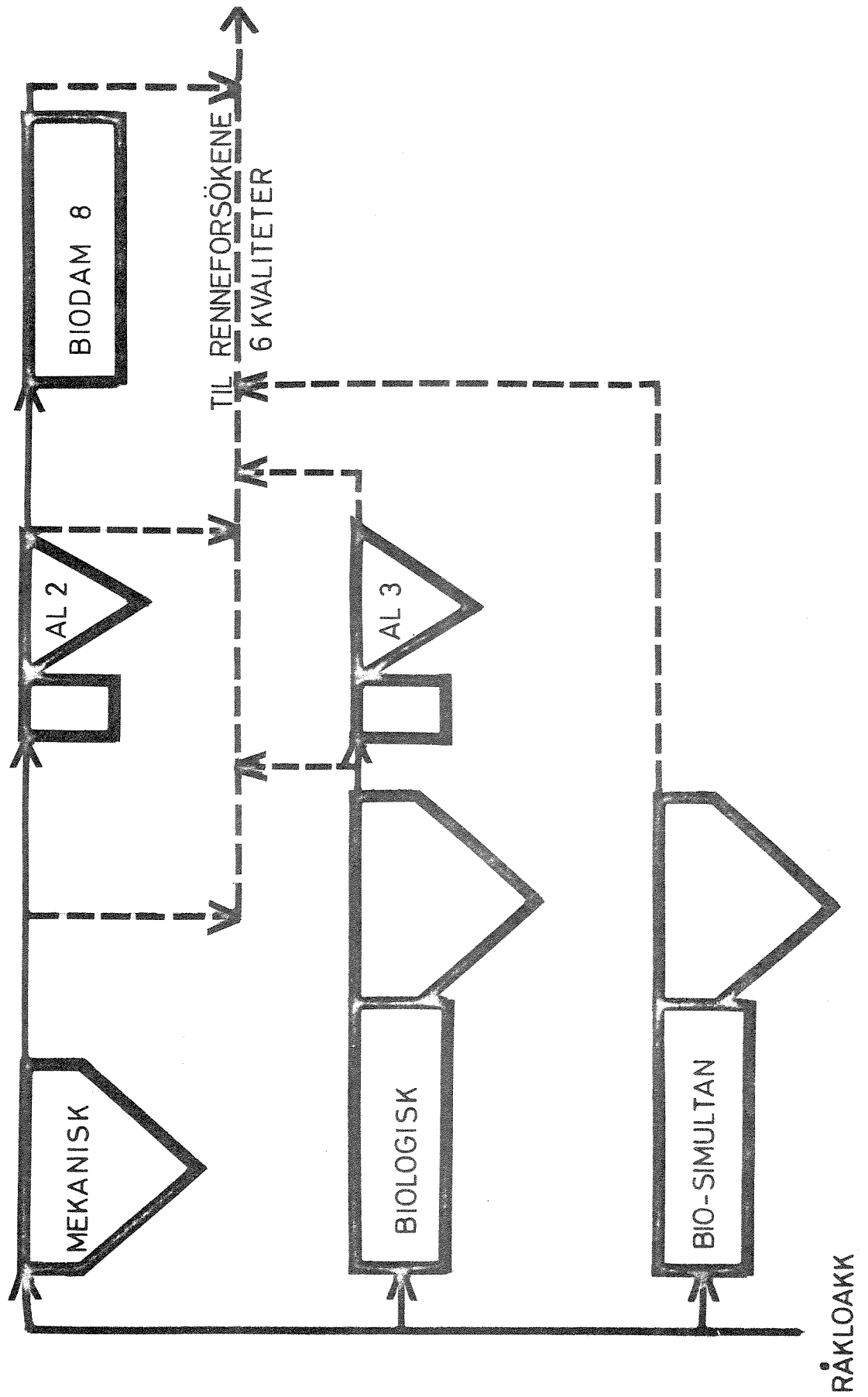
RENNE MED 0,5% BIODAM															
UKE	κ	ALK 4,5	ALK 4,0	SS	SSGR	KOF	KOF FILTR	TOC II	TOT-N	NH ₄ N	NO ₂ -3	TOT-P	PO ₄ P	AL TOT	AL FILTR
	μS/cm	mekv/l	mekv/l	mg/l	mg/l	mg O/l	mg O/l	mg C/l	μg N/l	μg N/l	μg N/l	μg P/l	μg P/l	μg AL/l	μg AL/l
30	26,1			1,86	0,34	8,86		3,50	282		40	4,46	2,0	0,6	0,1
31	23,2			2,18	0,44	8,36		3,63	232		20	6,45	2,0	0,5	0,1
32	28,2			-	-	12,60	-	3,29	270		10	4,48	2,0	0,3	0,1
33	28,0			1,47	0,44	-		-	272		-	10,70	2,2	0,8	-
34	27,4			1,30	0,52	9,02		2,57	286		10	5,98	2,1	-	-
35	26,4	0,45	1,07	-	-	6,52		2,53	296	140	20	4,73	2,1	0,9	0,1
36	29,2	0,86	-	-	-	5,62		3,54	310	137	40	5,73	2,1	0,5	0,1
37	30,0			1,28	0,43	14,10	11,34	6,05	261	-	33	6,23	2,4	5,0	0,2
38	30,5			1,26	0,14	16,10	13,81	9,05	326	66	40	10,45	2,0	0,4	0,1
39	49,1	2,29	2,91	1,06	0,32	12,47	13,09	3,15	317		60	6,30	3,0	0,5	0,1
40	40,5	1,90	2,70	0,81	0,15	10,49	8,10	3,16	329		70	8,40	2,0	3,8	0,1
MV	30,8	1,38	2,23	1,40	0,35	10,41		4,05	298		34,3	6,7	2,2	1,32	0,1
St.a.	7,5	0,86	1,01	0,44	0,14	3,36		2,01	35		20,1	2,2	0,3	1,65	
MV						13,29)	11,59)		311)	114)					
St.a.						2,38)	2,54)		15)	42)					

Tabell 2.21. pH i rennene

Dato	Døgn	RL	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	RL0	RL1	RL2	RL3
19/4	0	5,1	6,0	5,4	6,1	5,4	6,0	5,4	6,1	5,5	6,3	5,5	6,4	5,5
25/6	3	5,6	6,4	5,8	6,2	5,9	6,0	5,6	6,4	5,9	6,4	5,9	6,6	6,0
28/6	6	5,0	6,0	5,4	5,0	5,4	5,6	5,1	6,2	5,4	6,3	5,5	6,4	5,6
8/7	13	7,2	7,2	7,2	6,7	7,0	6,0	6,9	7,0	7,2	7,1	7,2	7,3	7,3
10/7	15	6,9	7,0	7,0	6,9	7,0	7,3	7,4	7,3	7,3	7,2	7,3	7,3	7,3
15/7	20	5,1	6,0	5,3	5,8	5,2	5,8	5,3	6,2	5,5	6,4	5,6	6,3	5,6
19/7	24	4,8	5,6	5,0	5,3	4,9	5,0	4,9	5,9	5,2	6,1	5,0	6,1	5,4
22/7	27	4,9	5,7	5,1	5,0	4,9	5,9	5,2	6,0	5,1	6,0	5,3	6,2	5,3
24/7	29	4,8	5,7	5,0	5,3	4,8	5,7	5,1	-	-	6,0	5,2	6,0	5,2
26/7	31	5,0	5,8	5,1	5,5	4,9	5,8	5,2	6,0	5,2	6,1	5,4	6,1	5,3
29/7	34	4,9	5,8	5,1	5,9	5,3	5,6	5,1	6,1	5,2	6,3	5,4	6,3	5,3
2/8	38	5,3	6,2	5,5	6,0	5,5	6,1	5,5	6,0	5,4	6,5	5,7	6,3	5,7
7/8	43	4,9	5,9	5,3	5,9	5,3	5,7	5,2	6,1	5,3	6,4	5,5	6,3	5,5
9/8	45	5,3	6,2	5,5	6,0	5,4	5,9	5,3	6,4	5,5	6,4	5,5	6,4	5,5
19/8	55	5,1	6,0	5,3	5,5	5,1	5,1	5,1	6,0	5,3	-	-	6,2	5,5
23/8	59	5,2	6,1	5,6	6,3	5,7	6,1	5,6	6,3	5,6	6,5	5,7	6,6	5,9
2/9	69	5,3	6,3	5,7	6,1	5,5	5,8	5,4	6,2	5,5	6,3	5,7	6,3	5,5
6/9	73	5,0	6,0	5,2	5,7	5,0	5,1	5,0	5,5	5,0	6,1	5,2	6,2	5,2
10/9	77	4,7	5,9	5,0	5,6	4,9	5,1	4,9	5,8	4,9	6,0	5,1	6,3	5,3
13/9	80	4,8	5,8	5,0	5,9	5,1	5,8	5,0	5,8	4,7	6,0	4,9	6,2	5,2
20/9	87	9,7	9,1	9,6	8,9	9,7	9,4	9,7	9,2	9,7	9,4	9,7	9,3	9,7
23/9	90	9,8	9,3	9,8	9,3	9,8	9,5	9,8	9,8	9,8	9,3	9,8	9,4	9,8
24/9	91	9,7	9,1	9,5	9,1	9,6	9,4	9,7	9,1	9,7	9,4	9,6	9,2	9,7
25/9	92	9,8	9,3	9,7	9,3	9,8	9,6	9,8	9,4	9,8	9,6	9,8	-	-
27/9	94	9,6	9,2	9,6	9,3	9,6	9,4	9,6	9,4	9,6	9,8	9,6	9,5	9,6
30/9	97	9,4	8,9	9,3	8,7	9,4	9,0	9,4	8,9	9,4	9,1	9,4	9,1	9,4
MV		5,0	6,0	5,3	5,8	5,2	5,7	5,2	6,1	5,3	6,2	5,4	6,3	5,5
SD		0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2

x) Venn fra Nordysjen. Verdiene er utelatt fra middelverdiregningen.

Fig. 2.1 Flyteskjema for renseanleggene 1974



RÅKLOAKK

Fig.2.2 Dosering og prøvetaking av renset vann

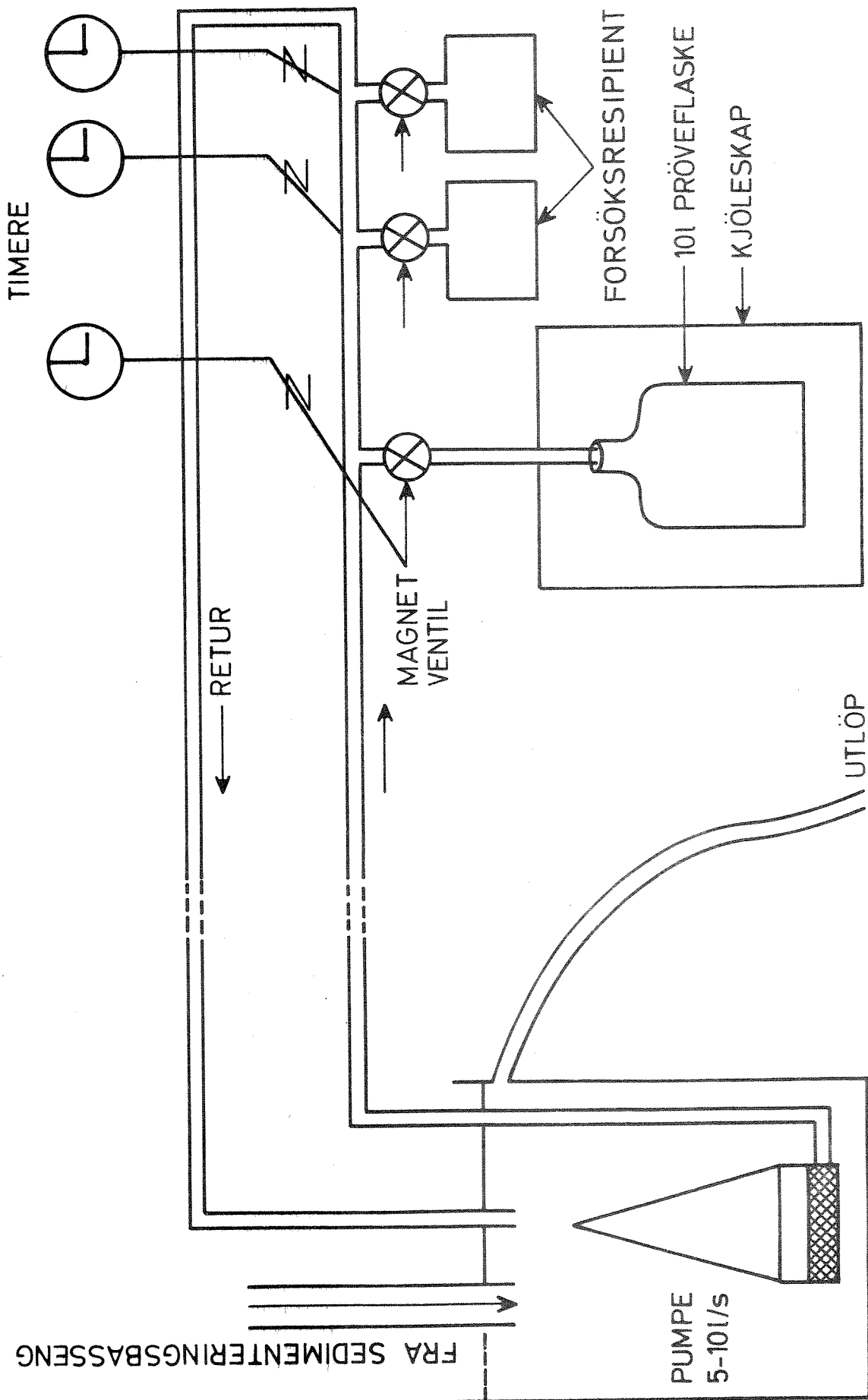
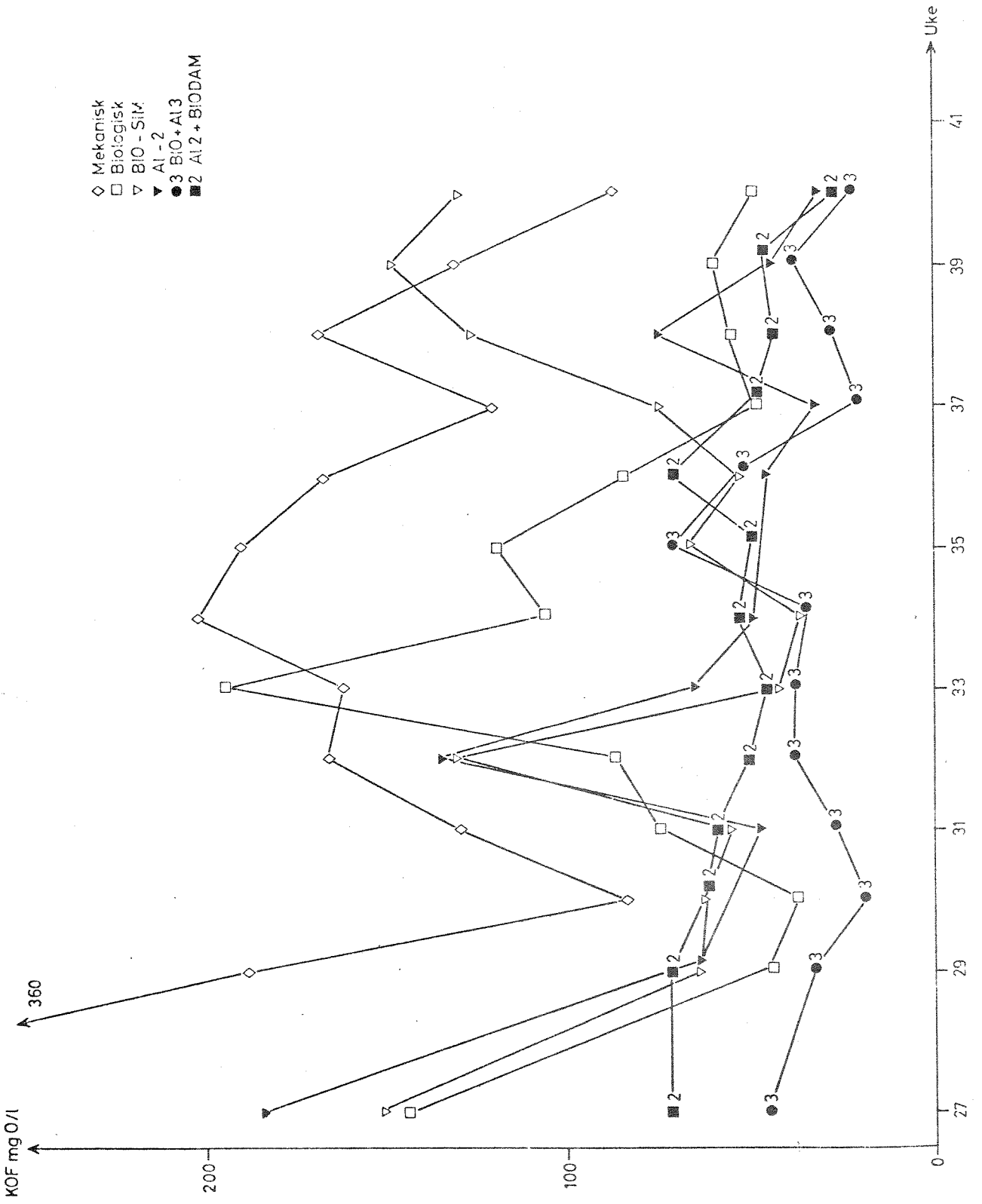
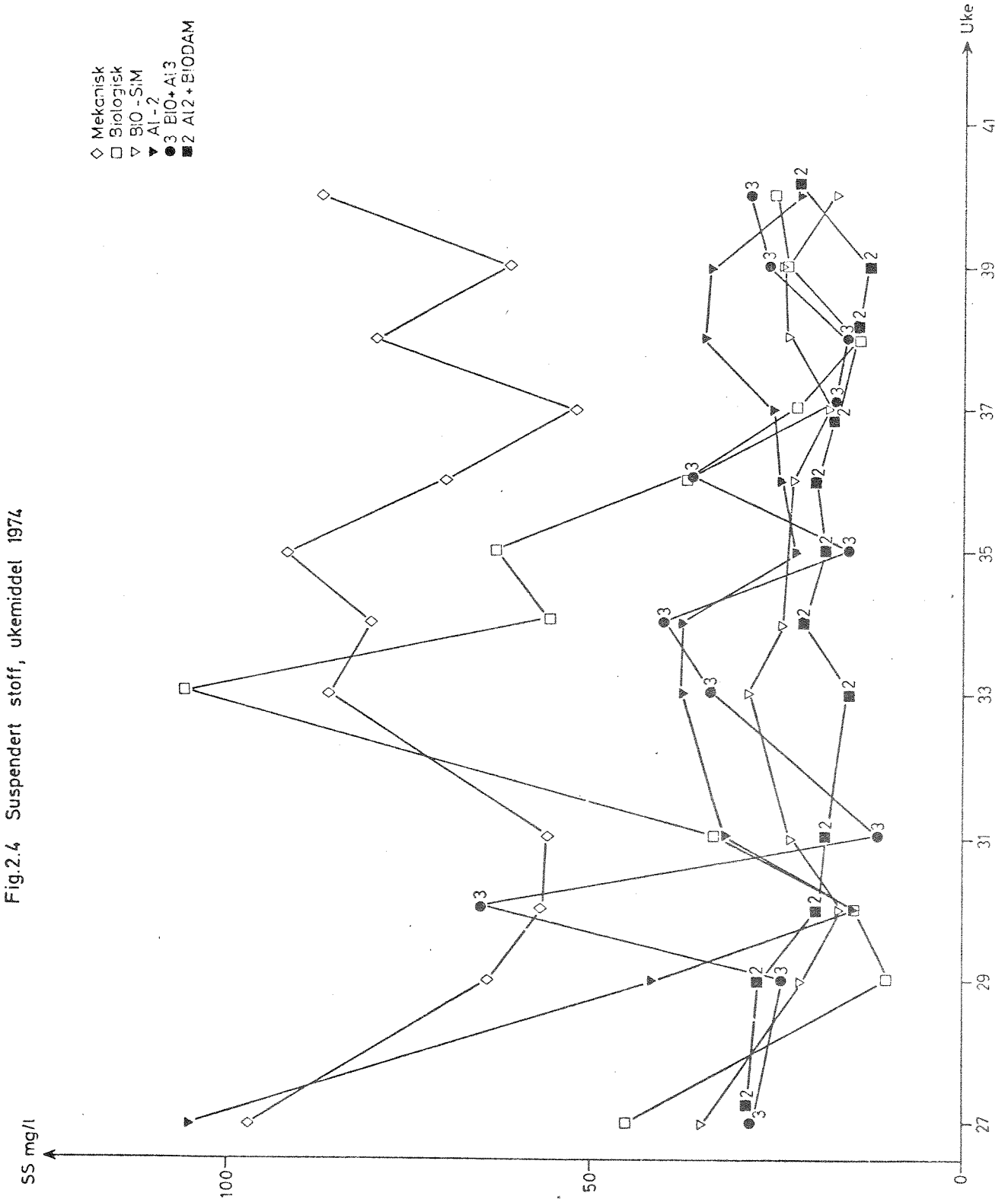


Fig.2.3 Ukemiddel KOF 1974





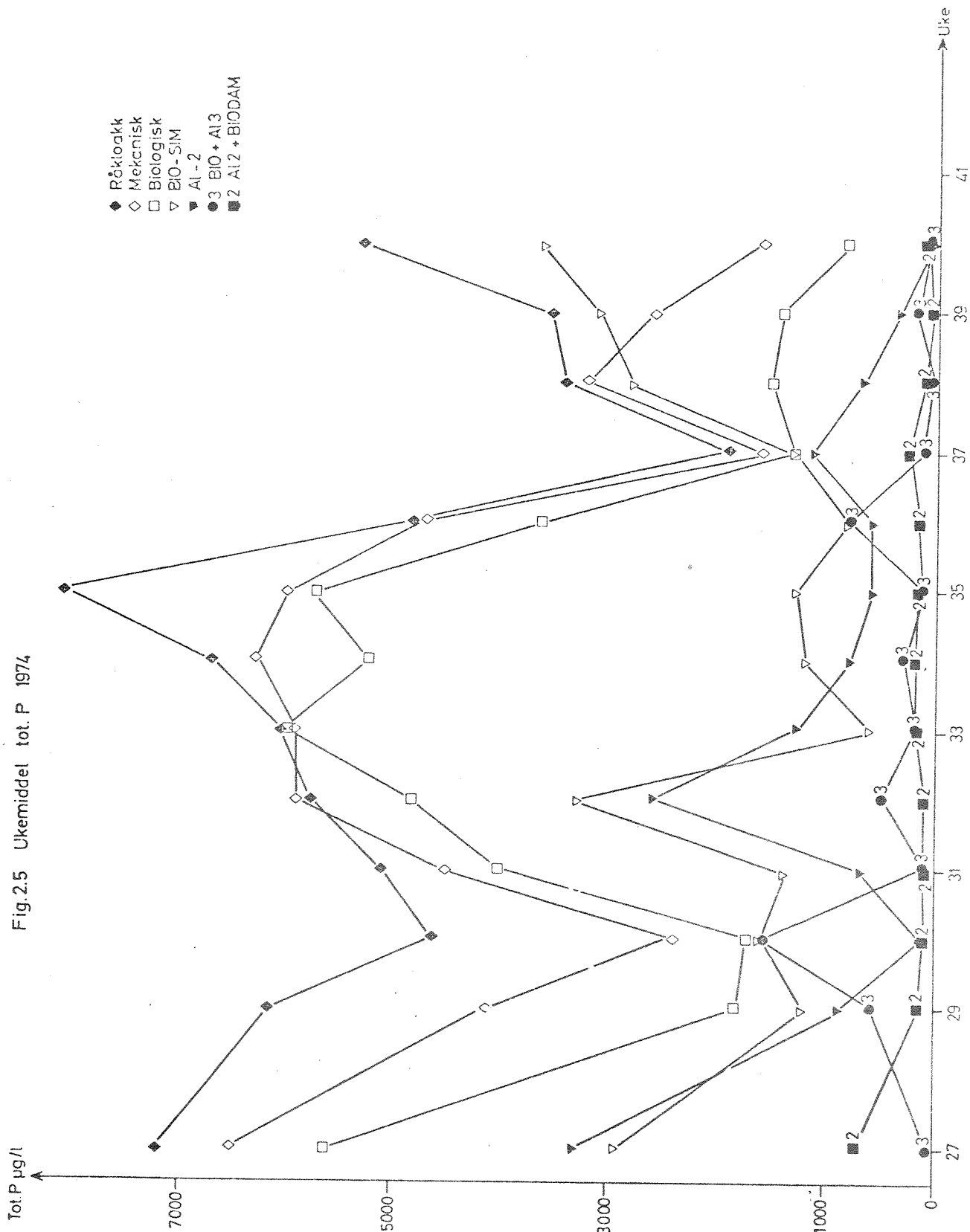


Fig.2.6 Ukemiddel tot. N 1974

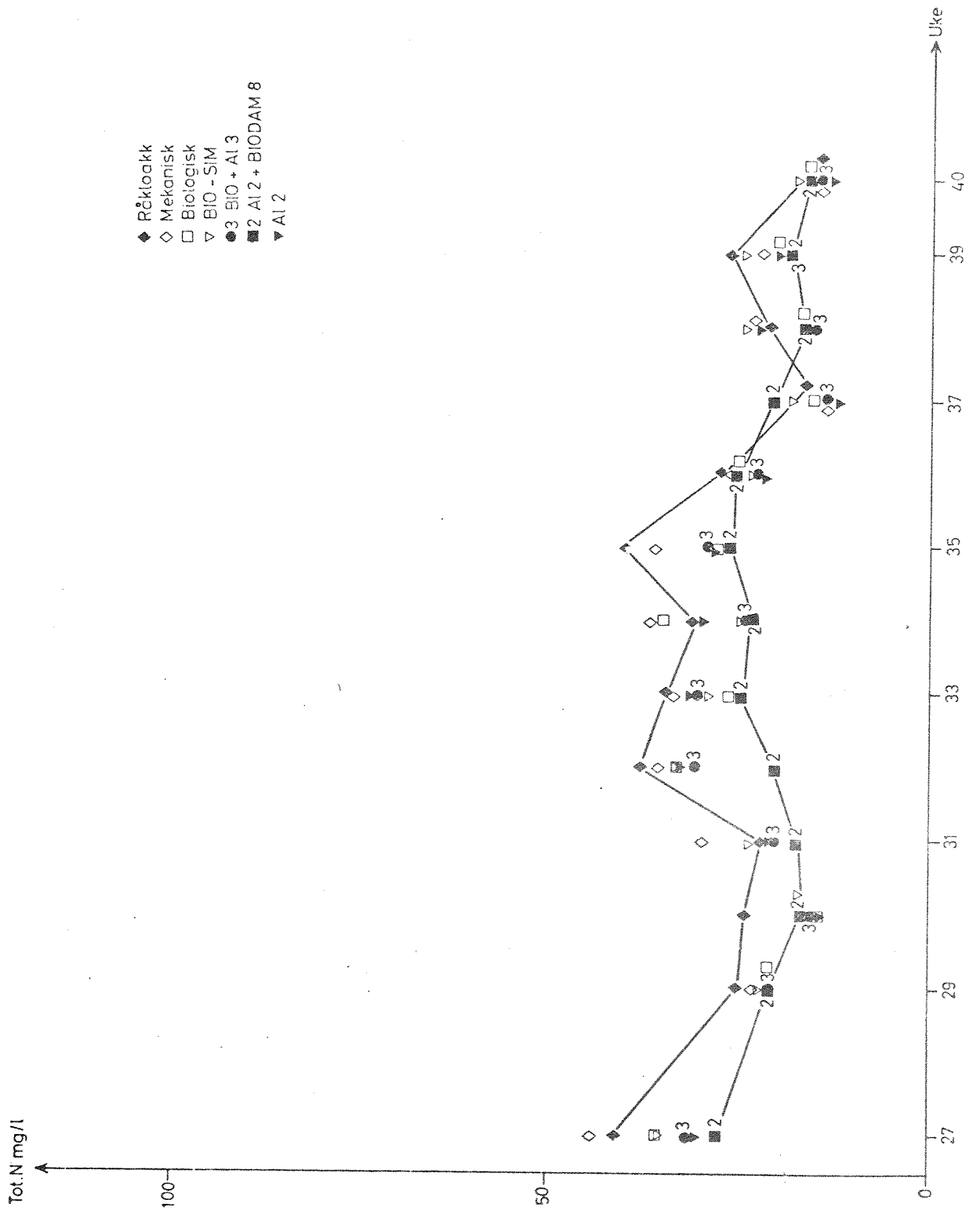
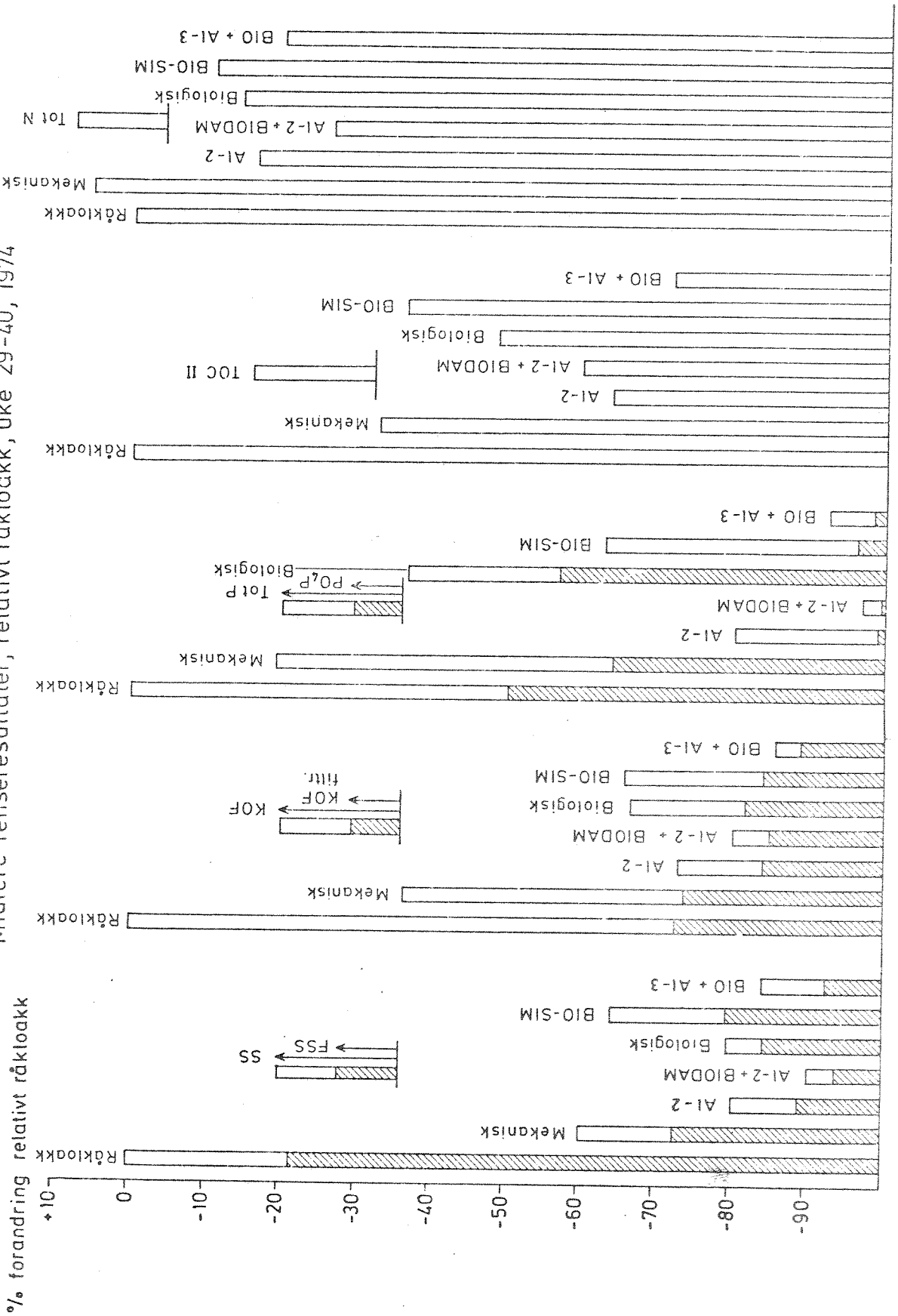
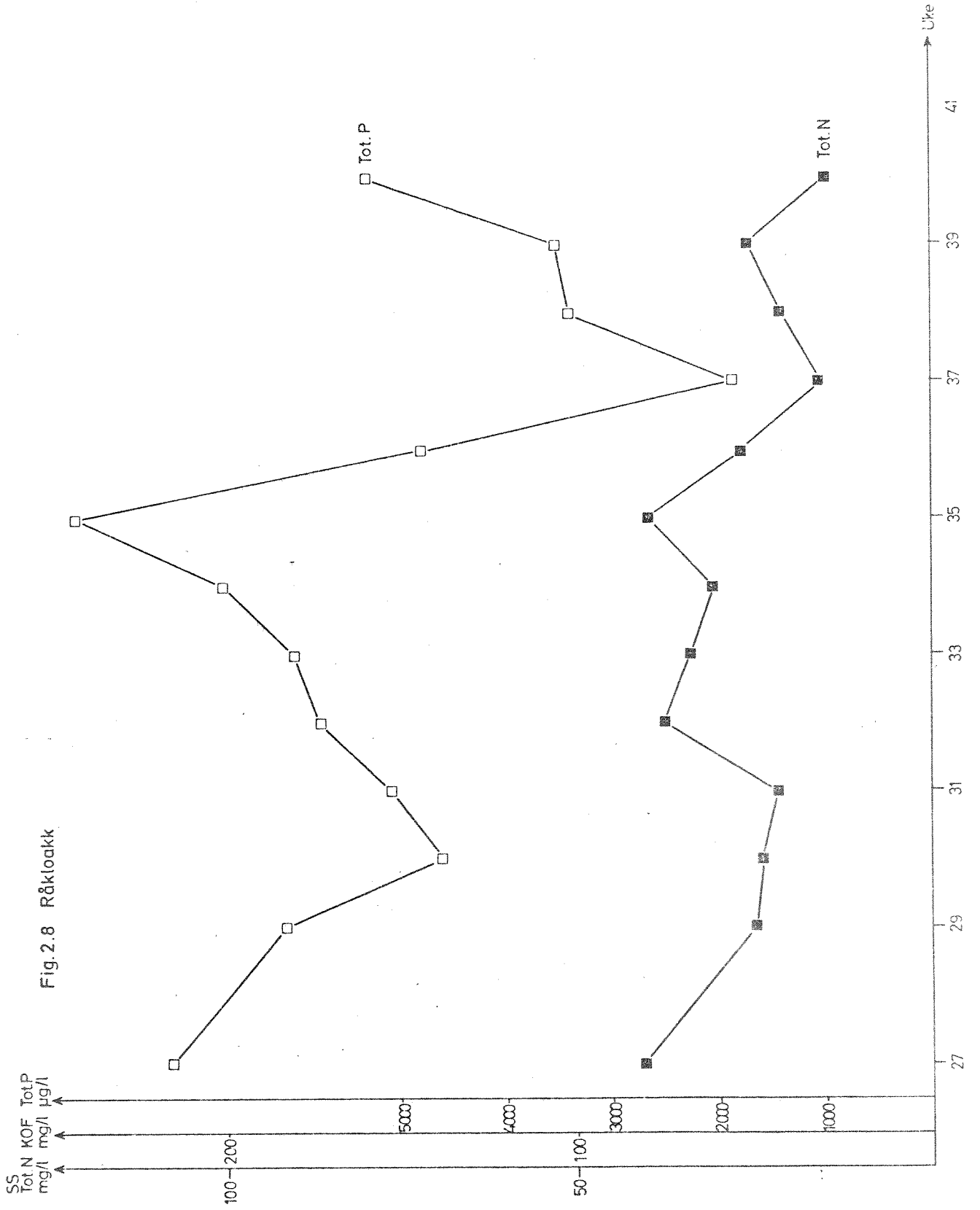
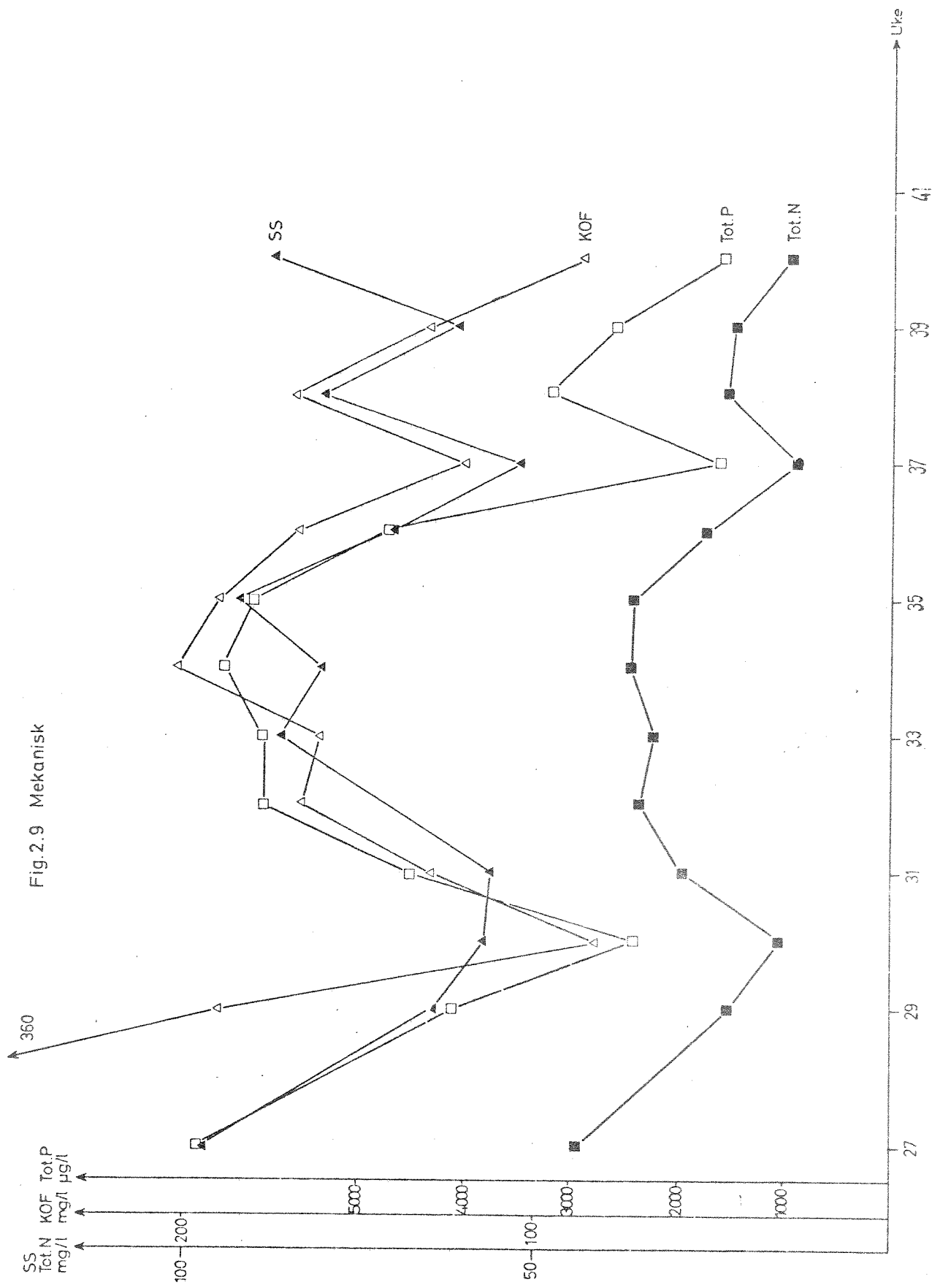
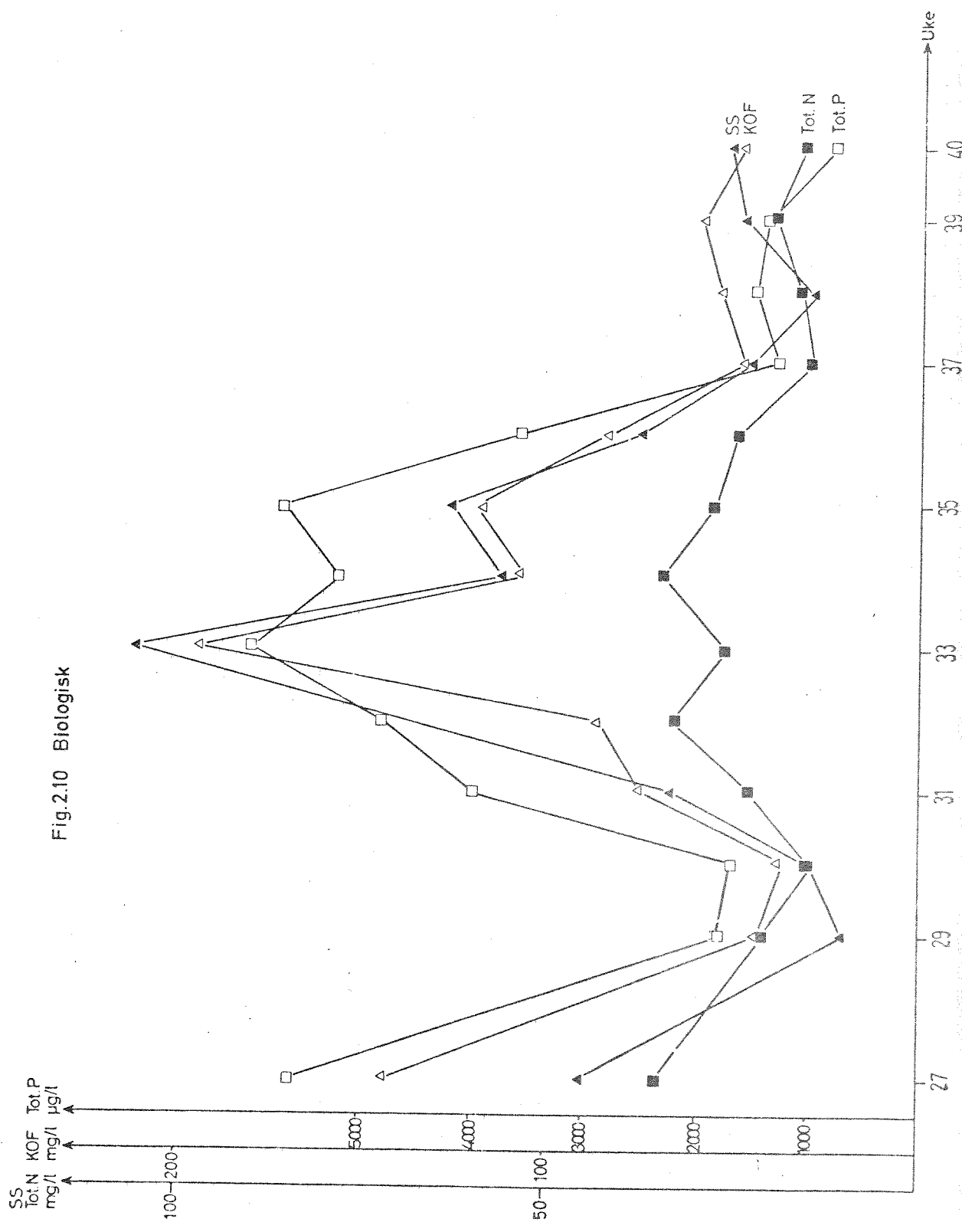


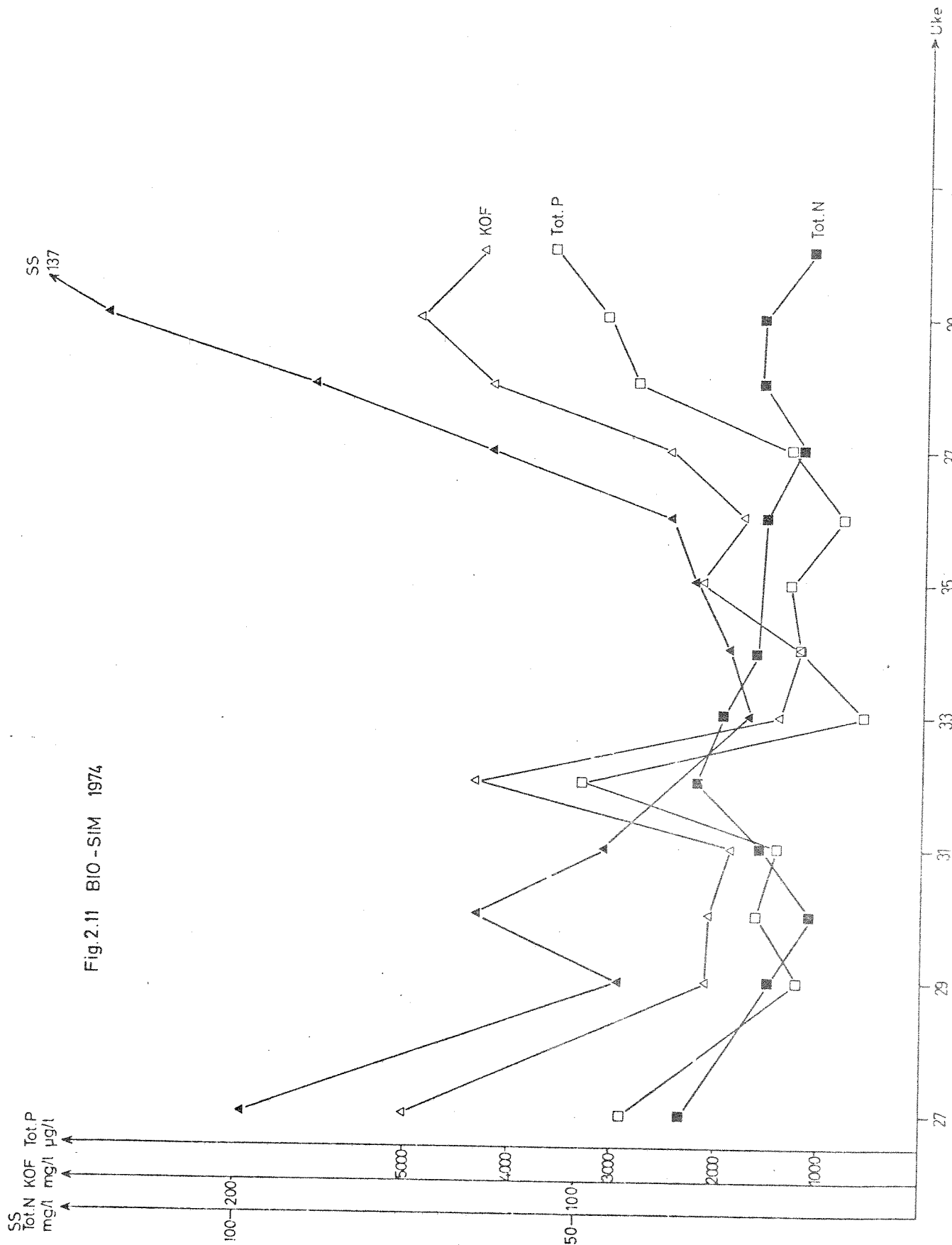
Fig. 2.7
 Midlere renseresultater, relativt råkloakk, uke 29-40, 1974

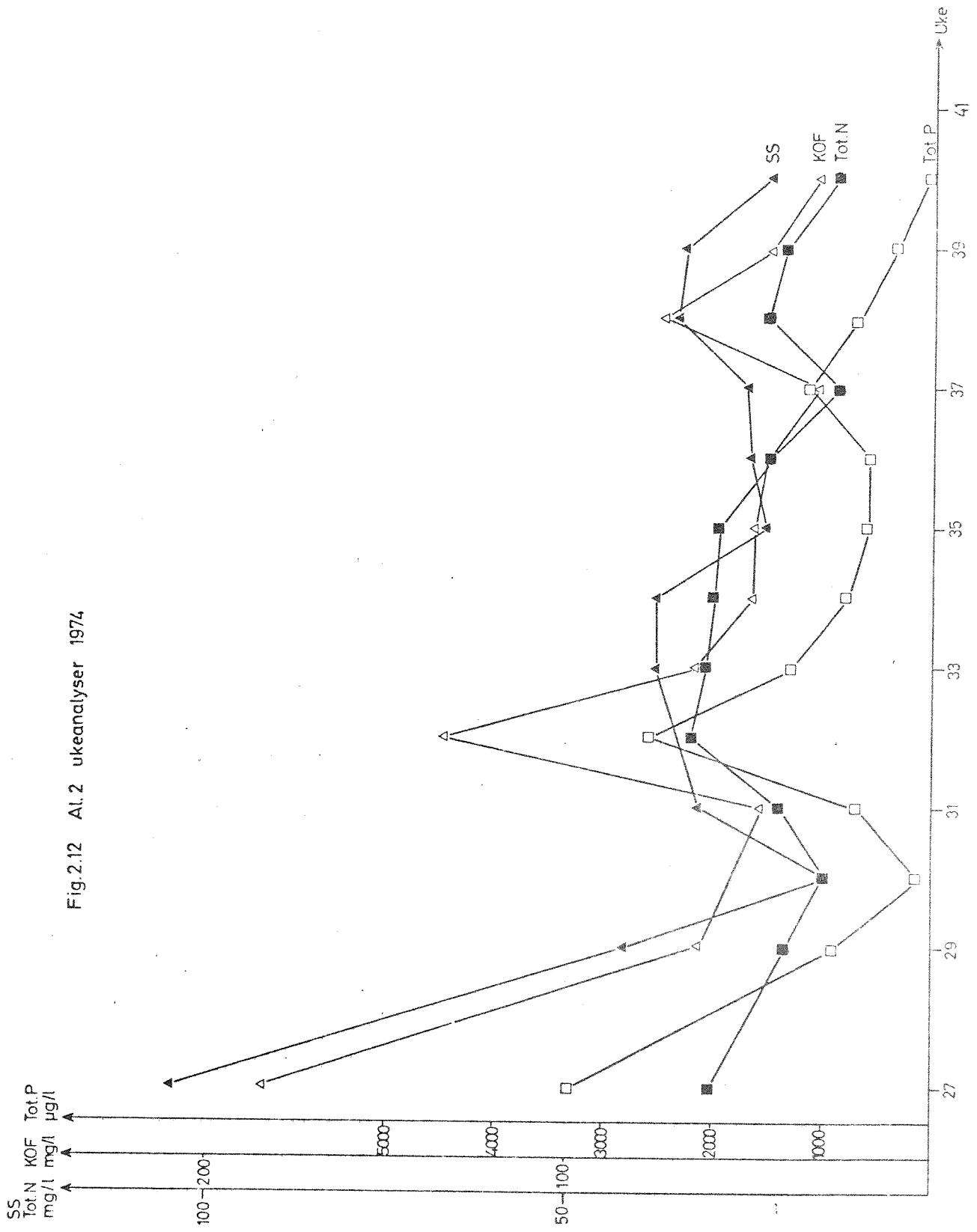












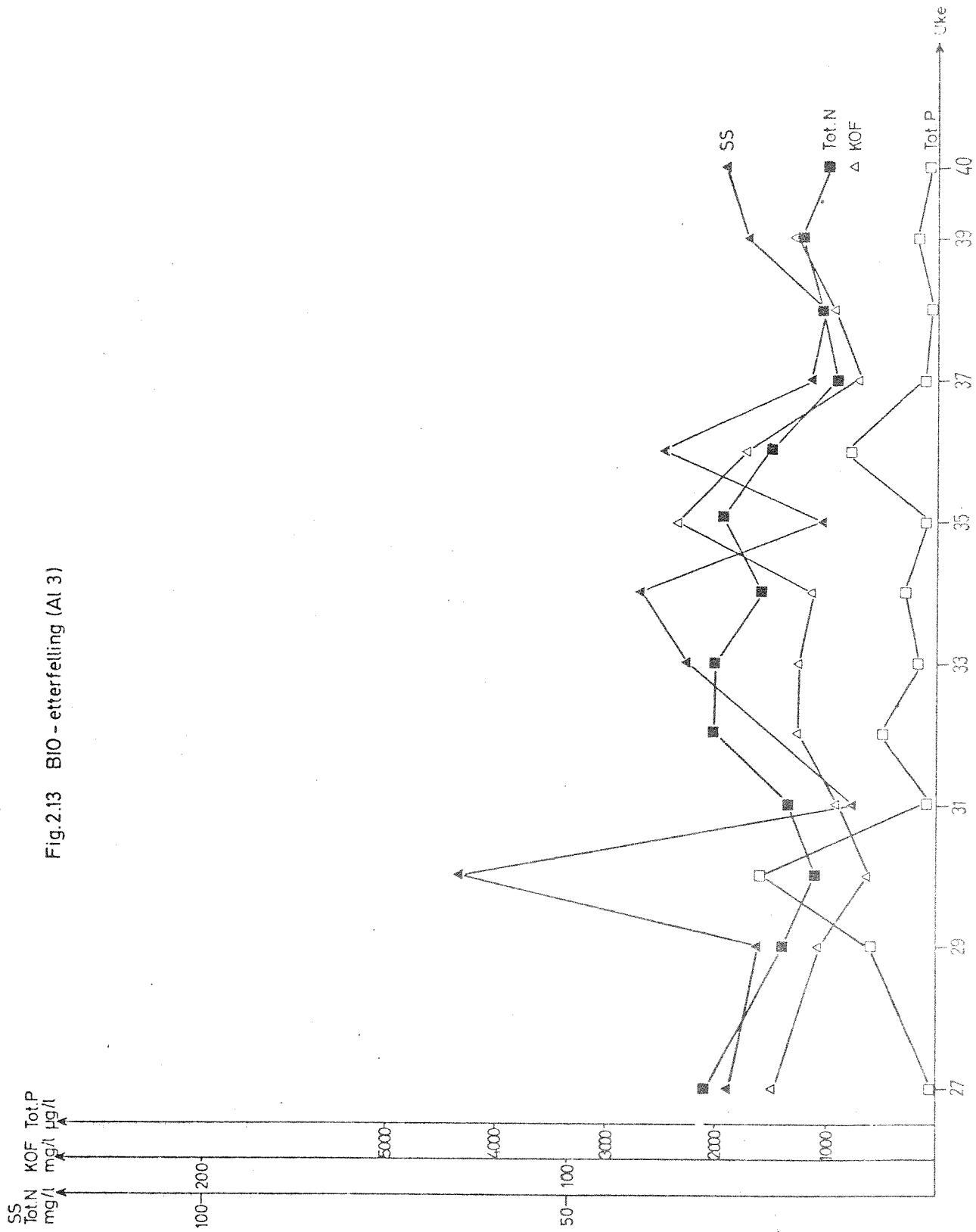


Fig.2.14 Al 2 + Biodam 8 (9)

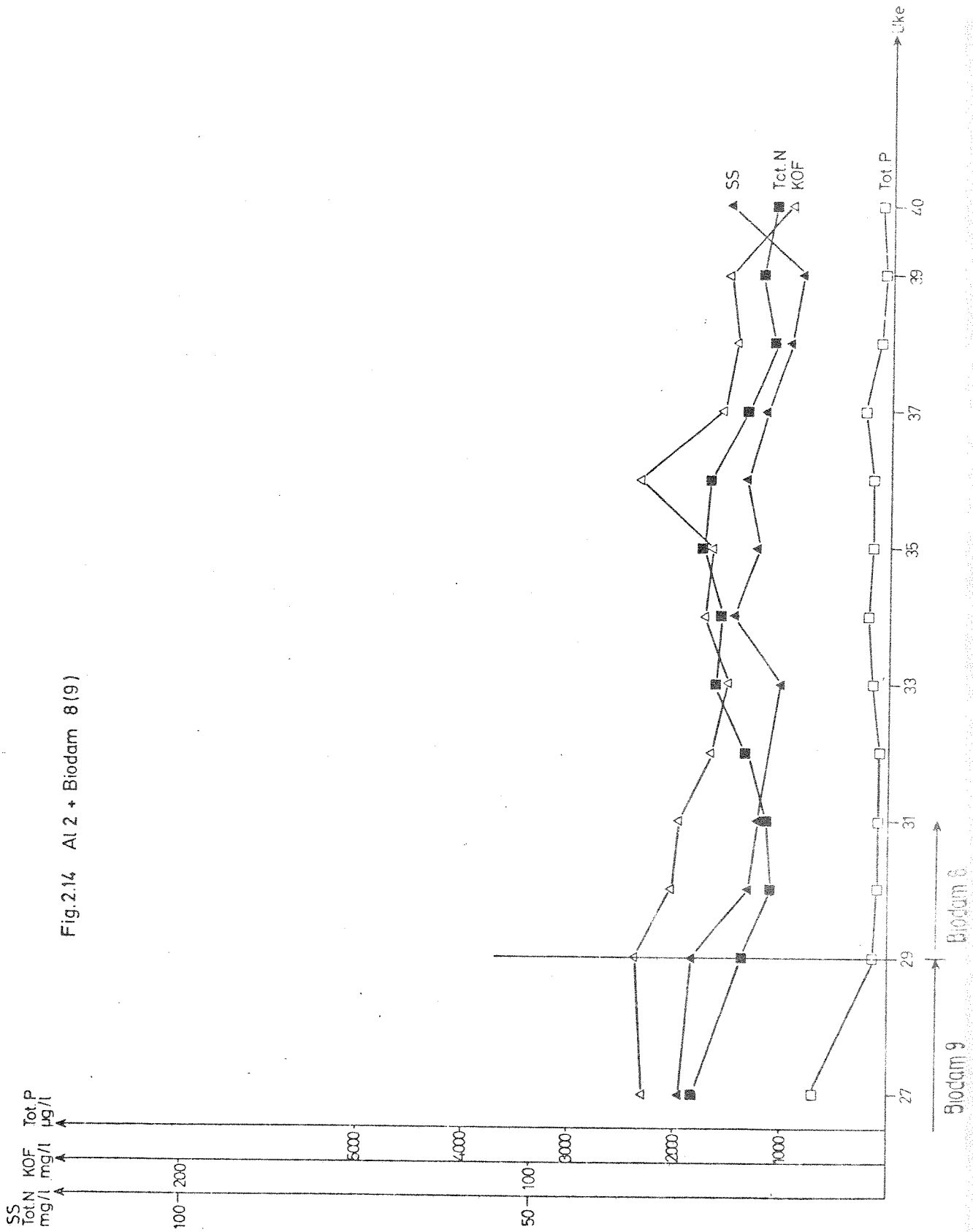
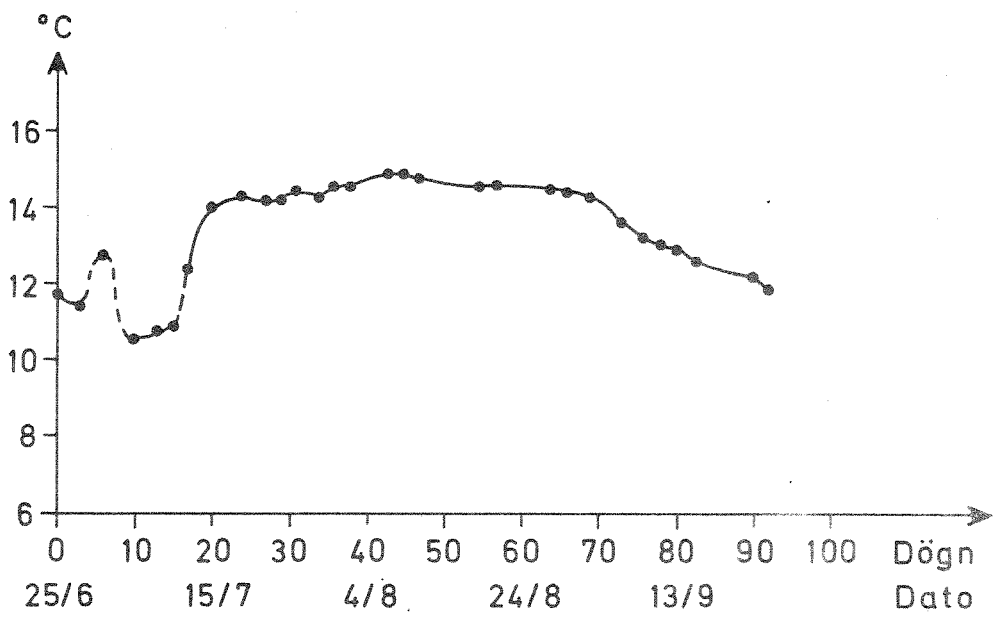


Fig.2.15 Temperatur i resipientvannet 1974



3. PROSESSMÅLINGER AV BENTHOS KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE

Målinger av primærproduksjon og respirasjon av benthiske organisme-samfunn ble utført etter oksygenmetoden. Utstyr og utførelse er beskrevet i 1973-rapporten. Som biomasseparametere ble benyttet organisk karbon, ATP og klorofyll (a + b).

Resultater fra de 5 seriene av biomassebestemmelsene av benthos er vist i tabell 3.1 - 3.5. De 4 første seriene (oppbygningsfasen av begroingen) er også gjengitt som stolpediagram i fig. 3.1 - 3.8. Prosessmålingene (6 serier), er vist i tabell 3.7 -3.13. Gjennomsnittsverdier for alle seriene er vist i fig.3.10, og gjennomsnittsverdier for de 4 første seriene (begroings oppbygningsfase) er vist i fig. 3.9.

3.1 Resultater og diskusjon

Biomassebestemmelser

Oppbygningen av begroingen i rennene fulgte det samme mønsteret som tidligere år. Fra forsøkets start i slutten av juni og til slutten av august øket begroingsmengden i samtlige renner. Deretter fulgte en periode med til dels kraftige løsrivninger, mest i renner med høy produktivitet. Deretter fulgte en ny oppbygningsfase av begroingen i de fleste renner, med unntak av rennen med 5% avløpsvann fra simultanfellingen, hvor begroingen aldri kom opp igjen på det tidligere nivå, sannsynligvis grunnet høyt innhold av suspendert materiale som sedimenterte på rennebunnen.

Når mengden av begroing skal benyttes som responsparameter for rens-effekten, vil man få det klareste bilde ved å legge vekt på begroingens oppbygningsfase, dvs. tiden før løsrivning. Denne fase er representert ved de 4 første seriene av biomassemålinger og er gjengitt i fig. 3.1 til 3.8.

For å få et mer oversiktelig bilde av hva alle figurene forteller er det i tabell 3.6 satt opp en rangering av de enkelte biomasseparametrene. For hver høstingsserie er de enkelte parametrene rangert fra 1 til 13, hvor 1 representerer den laveste verdi for biomasseparameteren i serien, og 13 den høyeste verdien. På grunnlag av gjennomsnittet for de fremkomne rangeringstall (\bar{x}), er det lavet en ny rangering fra 1 til 13 for hver biomasseparameter. Tallene representerer en gjennomsnittlig rekkefølge av mengden av karbon, ATP og klorofyll i rennene.

Hvis man tillegger alle de tre nevnte parametere lik vekt, kan man forenkle ytterligere og ta middelet av de tre rangeringstallene for hver renne. På grunnlag av dette kan man få en total rangering av biomassen i rennene. Dette er vist i tabell 3.6. Vi ser at nest etter referansenrennen, er de rennene med 0,5% A1 + BD og 0,5% B + A1 som faller best ut. Deretter følger 5% B + A1, 0,5% A1, 0,5% SIM og 5% A1 + BD, 5% A1, 0,5% M, 0,5% B, 5% SIM, 5% B og til sist 5% M. Rangerer man etter rensemetode og ser samlet på begge konsentrasjonsnivåer faller biologisk + kjemisk rensing best ut, dernest kjemisk + etterbehandling i biodam. Videre følger kjemisk felling, simultanfelling og til slutt biologisk og mekanisk rensing.

Prosessmålinger

Prosessdataene varierer i regelen mindre fra en måling til en annen enn biomassedataene. Dette har antakelig sin årsak i at begroingens aktive overflateskikt kvantitativt dominerer prosessparametrene. I motsetning til biomassedataene, kan derfor prosessdataene hensiktsmessig presenteres som middelveidier over en lengere periode.

Fig. 3.9 viser prosessdatene for begroingens oppbygningsfase. Selv lave belastninger (0,5%) av avløpsvann med høy fosfatfjerning gir utslag i øket produksjon. For totalfosfor er belastningen i rennen med A1 + BD kun 0,7 $\mu\text{g P/l}$, noe som gir påviselige biologiske utslag. Figuren viser ellers at etterbehandling i biodam eller biologisk behandling før kjemisk felling reduserer eutrofieringen sammenliknet med mekanisk/kjemisk behandling. Dette er tilfelle ved både lave og høye belastninger med avløpsvann.

Avløpsvannet fra simultanfellingsanlegget ga høyere primærproduksjon ved lav belastning enn avløpsvannet fra ren kjemisk felling. Dette har sin sannsynlige årsak i at det gikk forholdsvis store mengder suspendert stoff (og dermed fosfor) ut fra simultanfellingsanlegget. Dette bekræfter resultatene fra tidligere forsøk, nemlig at det partikulært bundne fosforet fra kjemisk felling blir lett tilgjengelig når det kommer ut i resipienten.

I fig. 3.10 er også de to siste måleseriene tatt med i gjennomsnittsverdiene. Verdiene viser stort sett det samme bildet som fig. 3.9. Variasjonsområdet er blitt noe større på grunn av løsrivninger av begroingen. Dette gjelder spesielt for rennen med 5% belastning fra simultanfelling, hvor begroingen ikke tok seg opp igjen etter løsrivningen.

P_{\max}/R -forholdene er gjengitt i tab. 3.14. Forholdstallene for 5% mekanisk, biologisk og simultanfelling ligger alle markert lavere enn for referansen, og gjenspeiler saprobe forhold. Høyest ligger 0,5% belastning av de 3 samme avløpsvanntyper og gjenspeiler en eutrofieringstilstand. Ved belastninger med 5% kjemisk og biologisk + kjemisk rensset avløpsvann er eutrofieringsvirkningen forholdsvis sterkere enn saprobieringen.

Forholdstallet for 5% kjemisk + biodam er lavere enn for referansen. Ut fra visuell bedømmelse har dette neppe sin eneste årsak i øket respirasjon av bakterier og sopp. En viktig faktor er sannsynligvis høy beiteaktivitet av zoobenthos. I denne rennen sørget den interne omsetningen for at akkumulering av algebiomassen aldri ble særlig høy. Man kan si at eutrofieringen ble holdt i sjakk av neste ledd i næringskjeden. Dette skyldes sannsynligvis en kombinasjon av gunstig algesammensetning for zoobenthos, og tilførsel av beitedyr fra biodammen.

3.2 Konklusjon

Både biomasseparametrene og prosessdataene viser at biologisk behandling før kjemisk felling eller behandling i biodam etter kjemisk felling har en gunstig virkning på resipienten. En hovedårsak til det gunstige resultatet er nok den økede fosforfjerningen. Den økede fjerningen av

organiske stoffer har nok også bidratt til å redusere forurensnings-effektene, spesielt ved høye belastninger.

Avløpsvannet fra simultanfelling ga meget uheldige resipientvirkninger. Dette gjenspeiler antakelig vanskelighetene med å holde et lavt innhold av suspendert stoff ut fra renseanlegget. Under de rådende forsøksbetingelser var en ren kjemisk felling å foretrekke fremfor simultanfelling.

Forsøkene bekreftet resultatene for biologisk rensing i 1972.

Biologisk rensing alene har knapt påvisbare effekter sammenliknet med mekanisk rensing når belastningen er lav (0,5%). I begge tilfeller blir eutrofieringen meget markert. Ved høyere belastninger (5%) vil biologisk rensing redusere heterotrofe begroinger og minske begroingens oksygenbehov i forhold til mekanisk behandling. Den biologiske rensingen vil ha sin største berettigelse i kombinasjon med kjemisk felling.

Tabell 3.1. Biomassebestemmelse av benthos. Serie 1.
(17-19/7-74, 3 uker etter start).

Renne		Carben g C/m ² MV.		ATP mg/m ² MV.		Klorofyll (A+B) mg/m ² MV.	
REF	I	,8		,14		,6	
	II	,6	0,7	,10	,11	,3	,4
	III	,6		,10		,3	
5%	I	5,2		1,7		16	
	II	4,7	5,0	1,7	2,1	18	17
	Al+BD	5,1		3,0		18	
0,5%	I	1,4		,56		2,2	
	II	1,2	1,2	,32	,45	1,1	1,5
	Al+BD	,9		,48		1,1	
5%	I	5,6		2,0		28	
	II	3,8	4,3	1,0	1,6	38	34
	Al	3,6		1,8		37	
0,5%	I	1,3		,41		1,9	
	II	1,4	1,4	,41	,46	1,5	1,7
	Al	1,4		,55		1,7	
5%	I	1,5		,28		2,1	
	II	2,4	3,3	,22	,25	3,4	2,6
	B+Al	1,1		-		2,3	
0,5%	I	1,6		,27		1,0	
	II	1,1	1,3	,21	,21	,9	1,0
	B+Al	1,1		,15		1,1	
5%	I	5,9		6,0		62	
	II	4,8	5,2	5,9	5,9	73	73
	SIM	5,0		5,9		85	
0,5%	I	1,9		,99		1,5	
	II	1,7	1,7	,96	,95	2,5	2,3
	SIM	1,5		,90		2,9	
5%	I	10,5		16		106	
	II	10,0	8,8	16	16	101	108
	B	5,9		17		118	
0,5%	I	3,7		1,7		10	
	II	4,0	3,6	2,2	2,1	31	22
	B	3,0		2,4		26	
5%	I	13,0		20		101	
	II	8,8	9,7	20	17	128	123
	M	7,4		12		140	
0,5%	I	3,7		1,6		8,7	
	II	3,8	3,4	1,9	1,9	5,5	8,8
	M	2,6		2,1		12,2	

Tabell 3.2. Biomassebestemmelse av benthos. Serie 2.
(30-31/7-74, 5 uker etter start).

Renne		Carbon		ATP		Klorofyll (A+B)	
		g C/m ²	MV.	mg/m ²	MV.	mg/m ²	MV.
REF	I	3,6		,56		2,1	
	II	2,9	3,0	,42	,5	1,6	1,5
	III	2,4		,44		1,8	
5%	I	9,1		2,85		7,9	
	II	6,3	7,8	,70	1,5	9,6	9,5
	Al+BD	8,0		1,01		10,9	
0,5%	I	4,8		1,3		2,4	
	II	3,8	4,0	1,6	1,5	3,0	2,9
	Al+BD	3,3		1,6		3,2	
5%	I	10,3		4,0		20	
	II	15,8	10,9	2,3	3,1	30	34
	Al	6,6		2,9		53	
0,5%	I	4,2		1,7		3,2	
	II	3,8	3,9	1,7	1,4	4,6	3,7
	Al	3,7		,7		3,3	
5%	I	5,3		1,0		2,5	
	II	5,5	5,2	1,1	1,0	2,3	3,0
	B+Al	4,7		1,0		4,2	
0,5%	I	4,4		,76		3,0	
	II	4,1	3,6	,90	0,8	3,0	2,4
	B+Al	2,3		,86		1,1	
5%	I	11		22		132	
	II	19	15	13	16	188	164
	SIM	15		14		171	
0,5%	I	7,4		2,6		6,6	
	II	8,3	6,9	3,2	2,9	13,4	9,3
	SIM	5,0		2,8		7,8	
5%	I	20		66		405	
	II	24	21	60	65	539	479
	B	20		70		494	
0,5%	I	12,5		16		56	
	II	10,3	10,7	19	17	98	96
	B	9,3		17		135	
5%	I	37		79		487	
	II	26	29	72	76	570	512
	M	24		76		480	
0,5%	I	9,5		14		-	
	II	9,7	9,9	16	15	33	49
	M	10,5		15		64	

Tabell 3.3. Biomassebestemmelse av benthos. Serie 3.
(13-14/8-74, 7 uker etter start).

Renno	Carbon g C/m ²	MV.	ATP ng/m ²	MV.	Klorofyll (A+B) mg/m ²	MV.	
REF	I	7,1		,83		8,7	
	II	6,5	5,4	,56	,6	12,1	11
	III	2,7		,55		11,9	
5% Al+BD	I	9,5		1,46		40	
	II	9,3	9,1	-	1,5	60	50
	III	8,5		-		51	
0,5% Al+BD	I	8,4		1,5		29	
	II	6,4	6,9	1,2	1,3	36	36
	III	5,9		1,3		42	
5% Al	I	10		7,1		-	
	II	17	15	6,8	7,3	248	239
	III	18		7,9		230	
0,5% Al	I	11,7		4,2		161	
	II	7,5	8,5	2,7	3,1	106	113
	III	6,3		2,5		72	
5% B+Al	I	14,4		1,7		115	
	II	10,0	11	1,8	1,6	99	102
	III	9,4		1,3		93	
0,5% B+Al	I	10,3		1,3		120	
	II	6,6	7,5	1,1	1,1	78	91
	III	5,5		1,0		76	
5% SIM	I	31		20		310	
	II	26	26	14	14	295	301
	III	20		9		297	
0,5% SIM	I	6,8		4,1		177	
	II	5,1	6,0	3,8	3,1	122	130
	III	6,2		1,3		90	
5% B	I	32		40		412	
	II	38	32	63	52	592	417
	III	26		52		246	
0,5% B	I	23		13		597	
	II	20	19	18	17	636	577
	III	14		20		499	
5% M	I	53		85		1110	
	II	51	48	118	103	1070	1060
	III	40		106		1000	
0,5% M	I	24		24		665	
	II	18	19	19	21	619	613
	III	15		20		556	

Tabell 3.4. Biomassebestemmelse av benthos. Serie 4.
(26/8-74, 9 uker etter start).

Renne		Carbon		ATP		Klorofyll (A+B)	
		g C/m ²	MV.	mg/m ²	MV.	mg/m ²	MV.
REF	I	8,3		,63		24	
	II	8,0	7,4	,48	,7	33	31
	III	5,8		,95		35	
5% Al+BD	I	14		1,56		115	
	II	9	13	,61	1,1	92	121
	III	15		-		155	
0,5% Al+BD	I	9,8		2,0		102	
	II	5,8	7,7	1,3	1,4	58	79
	III	7,4		,8		76	
5% Al	I	34		16		665	
	II	35	33	11	14	731	697
	III	31		15		694	
0,5% Al	I	11,3		2,2		149	
	II	6,5	8,8	1,7	1,9	68	108
	III	8,7		1,8		106	
5% B+Al	I	13		,9		78	
	II	10	11	1,0	,9	99	85
	III	10		,8		77	
0,5% B+Al	I	9,3		,9		142	
	II	8,3	8,0	1,6	1,1	84	98
	III	6,4		,9		68	
5% SIM	I	62		27		430	
	II	32	41	32	25	469	423
	III	28		16		369	
0,5% SIM	I	15		9,0		232	
	II	10	13	4,3	7,8	146	190
	III	13		10,1		193	
5% B	I	33		48		353	
	II	29	32	61	59	423	396
	III	34		67		413	
R 11 0,5% B	I	21		22		614	
	II	20	20	23	22	695	658
	III	19		22		665	
5% M	I	26		64		419	
	II	17	24	57	66	430	514
	III	30		78		692	
0,5% M	I	39		24		1150	
	II	23	26	31	26	990	940
	III	17		22		680	

Tabell 3.5. Biomassebestemmelse av benthos. Serie 5.
(18/9-74, 12 uker etter start).

Renne		Carbon		ATP		Klorofyll (A+B)	
		g C/m ²	MV.	mg/m ²	MV.	mg/m ²	MV.
REF	I	8,8		1,0		7,4	
	II	11,5	9,2	0,9	1,1	12,4	14
	III	7,2		1,4		21,4	
5%	I	20		3,1		21	
	II	17	16	3,7	3,1	17	18
	Al+BD	12		2,4		17	
0,5%	I	17		2,1		34	
	II	13	13	1,7	1,7	30	35
	Al+BD	9		1,4		42	
5%	I	20		4,5		72	
	II	14	14	2,9	3,0	152	97
	Al	7		1,5		68	
0,5%	I	18		3,1		119	
	II	15	13	3,3	2,9	91	94
	Al	5		2,4		73	
5%	I	18		5,8		51	
	II	26	20	2,3	3,1	26	34
	B+Al	15		1,3		25	
0,5%	I	14		1,7		81	
	II	-	13	1,1	1,2	76	72
	B+Al	11		0,8		60	
5%	I	43		24		55	
	II	33	30	29	23	78	73
	SIM	14		15		86	
0,5%	I	16		6,1		77	
	II	17	15	5,3	5,2	201	141
	SIM	11		4,1		146	
5%	I	26		34		85	
	II	26	23	28	31	116	93
	B	17		31		79	
0,5%	I	18		17		350	
	II	11	12	12	13	275	286
	B	8		11		232	
5%	I	49		62		148	
	II	44	45	57	65	254	163
	M	43		75		88	
0,5%	I	7,1		9		166	
	II	6,8	6,5	10	10	144	140
	M	5,5		11		109	

	Rangering av CARBON-verdiene				Rangering av ATP-verdiene				Rangering av KLOROFYLL-verdiene				Total	Rangering	
	Rang- ering av				Rang- ering av				Rang- ering av				biomasse rangering	etter rensemetode	
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	\bar{x}		
RENNE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
REF.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
5% AL + BD	10	7	6	6.5	7.4	7	9.5	5.5	4	3.5	5.6	6	6	6.5	
0,5% AL + BD	2	4	3	2	2.8	2	4	5.5	3	5	4.4	4	2	2.5	2
5% AL	9	10	8	12	9.8	10	7	8	8	7.8	8	8	8	8	3
0,5% AL	4	3	5	4	4.0	4	5	4	6.5	6	5.4	5	5	5	
5% B + AL	6	5	7	5	5.8	6	3	3	5	2	3.3	3	4	4	1
0,5% B + AL	3	2	4	3	3.0	3	2	2	3.5	2.4	2	2	3	2.5	
5% SIM	11	11	11	13	11.5	11	11	10	9	10	10.0	11	9	11	4
0,5% SIM	5	6	2	6.5	4.9	5	6	7	6.5	7	6.6	7	7	6.5	
5% B	12	12	12	11	11.7	12	12	12	12	12	12	12	12	12	
0,5% B	8	9	9.5	6	8.6	8.5	9.5	11	10	9	9.9	10	10.5	10	5/6
5% M	13	13	13	9	12.0	13	13	13	13	13	13	13	13	13	
0,5% M	7	8	9.5	10	8.6	8.5	8	9	11	11	9.8	9	10.5	9	5/6

Tabell 3.6. Rangering av biomasseverdiene fra høstingsseriene.

Tabell 3.7. Prosessmålinger av benthos. Serie 1.

Dato 1974	Renne	P_{\max} mg $O_2/m^2/h$	R mg $O_2/m^2/h$	$\frac{P_{\max}}{R}$
7/8	REF	55	14	4,0
"	5% A1+BD	145	47	3,1
"	0,5% A1+BD	102	27	3,8
"	5% A1	269	69	3,9
"	0,5% A1	231	33	7,0
"	5% B+A1	275	44	6,3
"	0,5% B+A1	154	27	5,7
"	5% SIM	313	60	5,2
6/8	0,5% SIM	253	30	8,4
"	5% B	417	99	4,2
"	0,5% B	393	41	9,6
5/8	5% M	785	181	4,3
"	0,5% M	335	33	10,2

Tabell 3.8. Prosessmålinger av benthos. Serie 2.

Dato 1974	Renne	P_{\max} mg O ₂ /m ² /h	R mg O ₂ /m ² /h	$\frac{P_{\max}}{R}$
19/8	REF	93	11	8,5
"	5% A1+BD	253	55	4,6
"	0,5% A1+BD	110	14	8,0
"	5% A1	382	77	5,0
"	0,5% A1	181	25	7,3
16/8	5% B+A1	154	25	6,1
"	0,5 % B+A1	91	14	6,6
"	5% SIM	283	96	2,9
"	0,5% SIM	209	33	6,3
"	5% B	283	110	2,6
"	0,5% B	417	33	12,7
"	5% M	593	220	2,7
"	0,5% M	283	41	6,9

Tabell 3.9. Prosessmålinger av benthos. Serie 3.

Dato 1974	Renne	P _{max} mg O ₂ /m ² /h	R mg O ₂ /m ² /h	$\frac{P_{max}}{R}$
22/8	REF	91	25	3,7
"	5% A1+BD	233	49	4,7
"	0,5% A1+BD	118	22	5,4
"	5% A1	467	82	5,7
"	0,5% A1	115	19	6,0
21/8	5% B+A1	187	16	11,3
23/8	0,5% B+A1	137	14	10,0
21/8	5% SIM	321	85	3,8
"	0,5 SIM	285	19	14,9
"	5% B	269	104	2,6
"	0,5% B	371	55	6,7
20/8	5% M	417	184	2,3
"	0,5% M	354	38	9,2

Tabell 3.10. Prosessmålinger av benthos. Serie 4.

Dato 1974	Renne	P_{max} mg $O_2/m^2/h$	R mg $O_2/m^2/h$	$\frac{P_{max}}{R}$
6/9	REF	91	22	4,1
30/8	5% A1+BD	285	63	4,5
"	0,5% A1+BD	134	27	4,9
"	5% A1	-	-	-
"	0,5% A1	88	11	8,0
"	5% B+A1	148	19	7,7
"	0,5% B+A1	107	14	7,8
"	5% SIM	302	124	2,4
"	0,5% SIM	247	36	6,9
28/6	5% B	362	184	2,0
"	0,5% B	469	58	8,1
"	5% M	365	211	1,7
"	0,5% M	327	47	7,0

Tabell 3.11. Prosessmålinger av benthos. Serie 5.

Dato 1974	Renne	P_{\max} mg O ₂ /m ² /h	R mg O ₂ /m ² /h	$\frac{P_{\max}}{R}$
9/9	REF	82	14	6,0
"	5% A1+BD	129	36	3,6
"	0,5% A1+BD	132	27	4,8
"	5% A1	167	16	10,2
10/9	0,5% A1	107	14	7,8
9/9	5% B+A1	137	27	5,0
10/9	0,5% B+A1	107	14	7,8
"	5% SIM	58	44	1,3
"	0,5% SIM	159	30	5,3
11/9	5% B	217	41	5,3
"	0,5% B	264	30	8,7
"	5% M	362	71	5,1
"	0,5% M	253	30	8,4

Tabell 3.12. Prosessmålinger av benthos. Serie 6.

Dato 1974	Renne	P_{max} mg $O_2/m^2/h$	R mg $O_2/m^2/h$	$\frac{P_{max}}{R}$
12/9	REF	96	14	7,0
13/9	5% A1+BD	135	22	6,1
12/9	0,5% A1+BD	93	14	6,8
"	5% A1	148	27	5,4
"	0,5% A1	132	25	5,3
"	5% B+A1	145	25	5,9
"	0,5% B+A1	110	16	6,7
13/9	5% SIM	63	55	1,2
"	0,5% SIM	162	25	6,6
"	5% B	-	-	
"	0,5% B	-	-	
"	5% M	-	-	
"	0,5% M	-	-	

Tabell 3.13. Middelverdier (MV.) og standardavvik (SD)
for prosessmålingene (6 serier).

Renne	P _{max} mg O ₂ /m ² /h		R mg O ₂ /m ² /h	
	MV.	SD	MV.	SD
REF	85	15	17	6
5% AL+BD	197	68	45	15
0,5% A1+BD	115	16	22	6
5% A1	287	137	54	30
0,5% A1	142	54	21	8
5% B+A1	174	52	26	10
0,5% B+A1	118	23	17	5
5% SIM	223	127	77	30
0,5% SIM	219	51	29	6
5% B	310	80	108	51
0,5% B	383	76	43	13
5% M	504	183	173	60
0,5% M	310	41	38	7

Tabell 3.14 Forholdstall mellom brutto primærproduksjon
(P_{\max}) og respirasjon (R).

Renne	Serie 1	P_{\max}/R					\bar{x}
		2	3	4	5	5	
Referanse	4.0	8.5	3.7	4.1	6.0	7.0	5.6
5% Al + BD	3.1	4.6	4.7	4.5	3.6	6.1	4.4
0,5% Al + BD	3.8	8.0	5.4	4.9	4.8	6.8	5.6
5% Al	3.9	5.0	5.7	-	10.2	5.4	6.0
0,5% Al	7.0	7.3	6.0	8.0	7.8	5.3	6.9
5% B + Al	6.3	6.1	11.3	7.7	5.0	5.9	7.1
0,5% B + Al	5.7	6.6	10.0	7.8	7.8	6.7	7.4
5% SIM	5.2	2.9	3.8	2.4	1.3	1.2	2.8
0,5% SIM	8.4	6.3	14.9	6.9	5.3	6.6	8.1
5% B	4.2	2.6	2.6	2.0	5.3	-	3.3
0,5% B	9.6	12.7	6.7	8.1	8.7	-	9.2
5% M	4.3	2.7	2.3	1.7	5.1	-	3.2
0,5% M	10.2	6.9	9.2	7.0	8.4	-	8.3

TTR/HVI

Fig.3.1 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning: 0,5% avløpsvann
1. høsting (3 uker etter start)

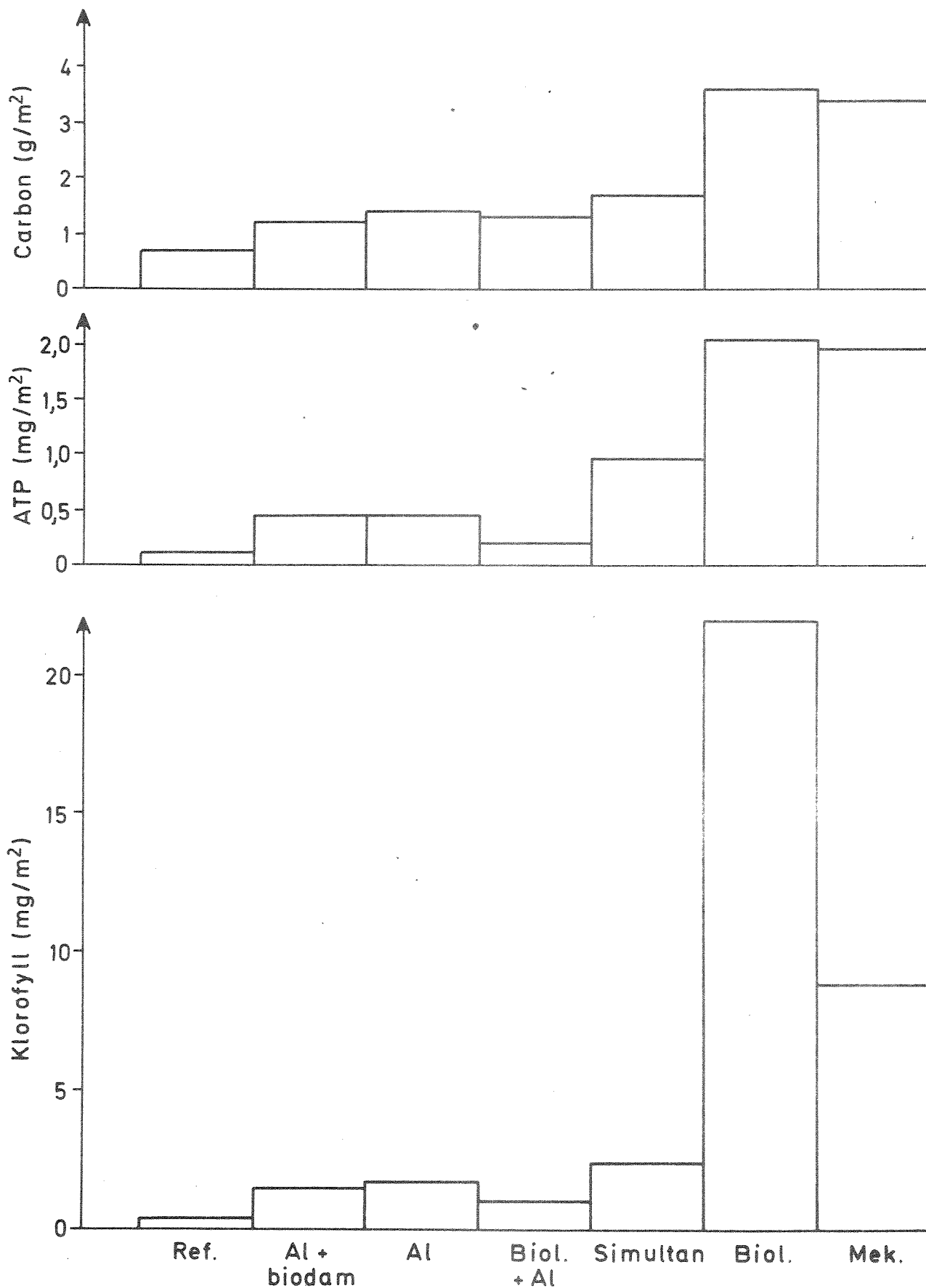


Fig.3.2 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning : 5% avløpsvann
1. høsting (3 uker etter start)

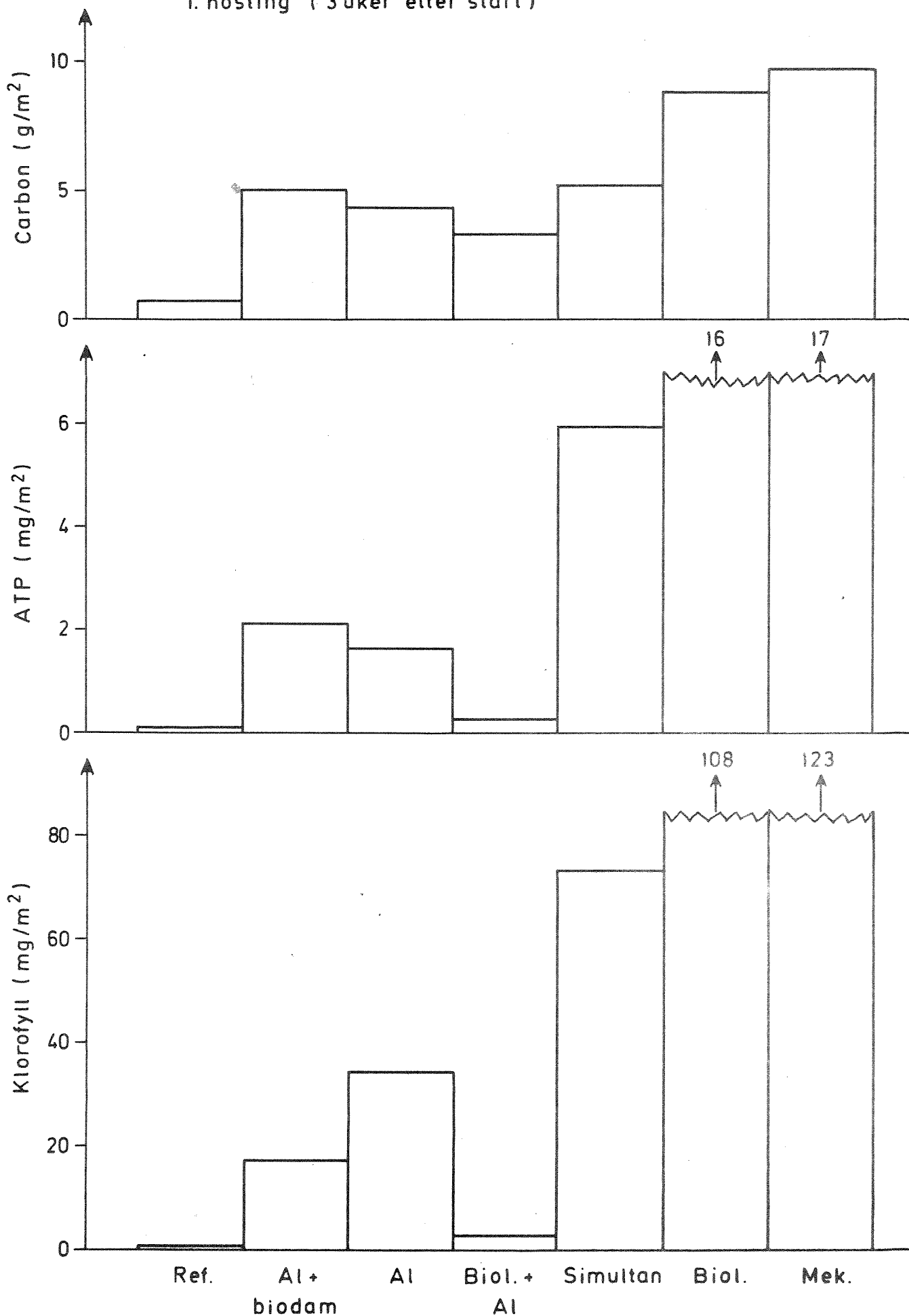


Fig.3.3 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning : 0,5% avløpsvann
2. høsting (5 uker etter start)

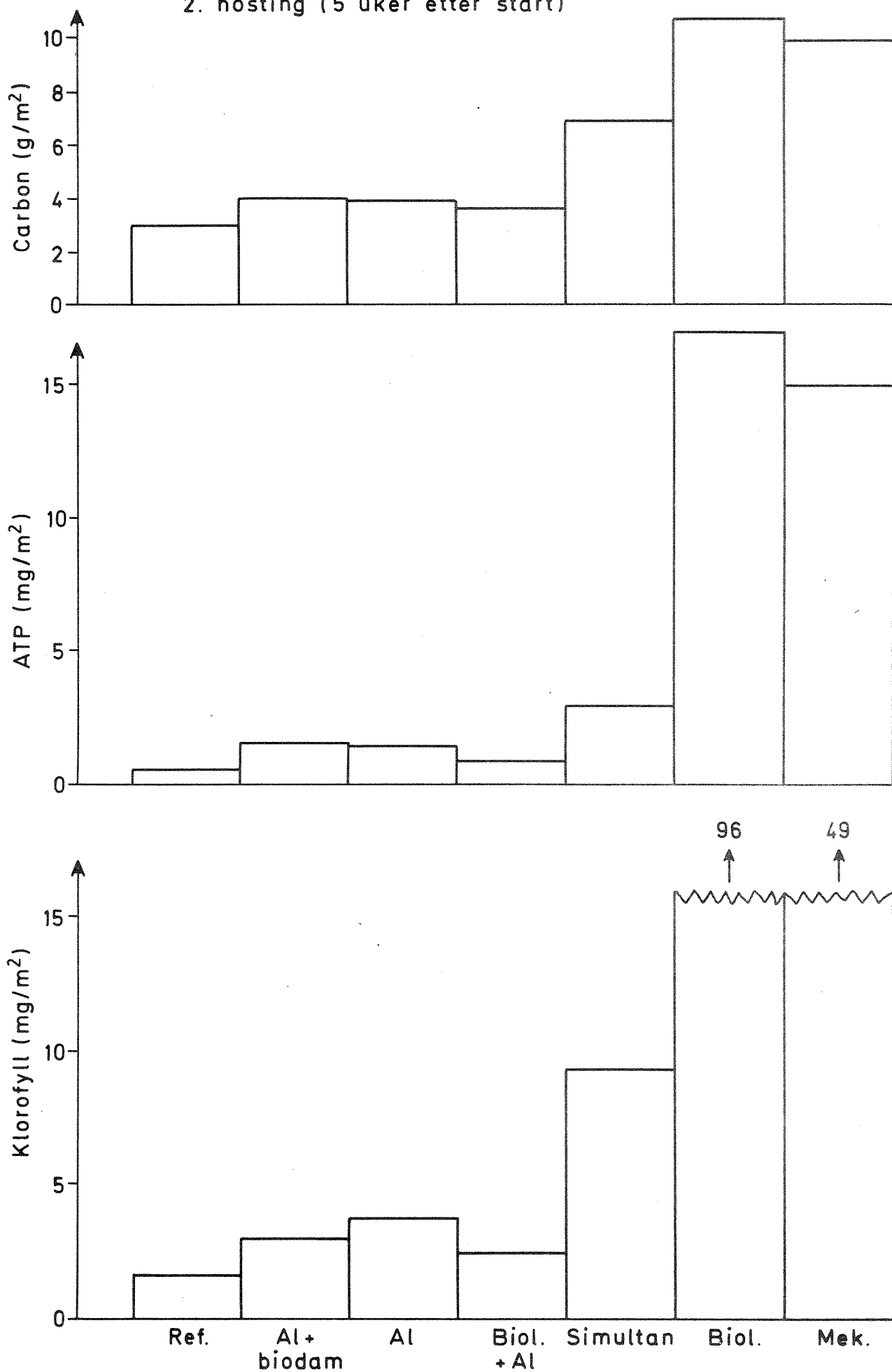


Fig.3.4 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning : 5% avløpsvann
2. høsting (5 uker etter start)

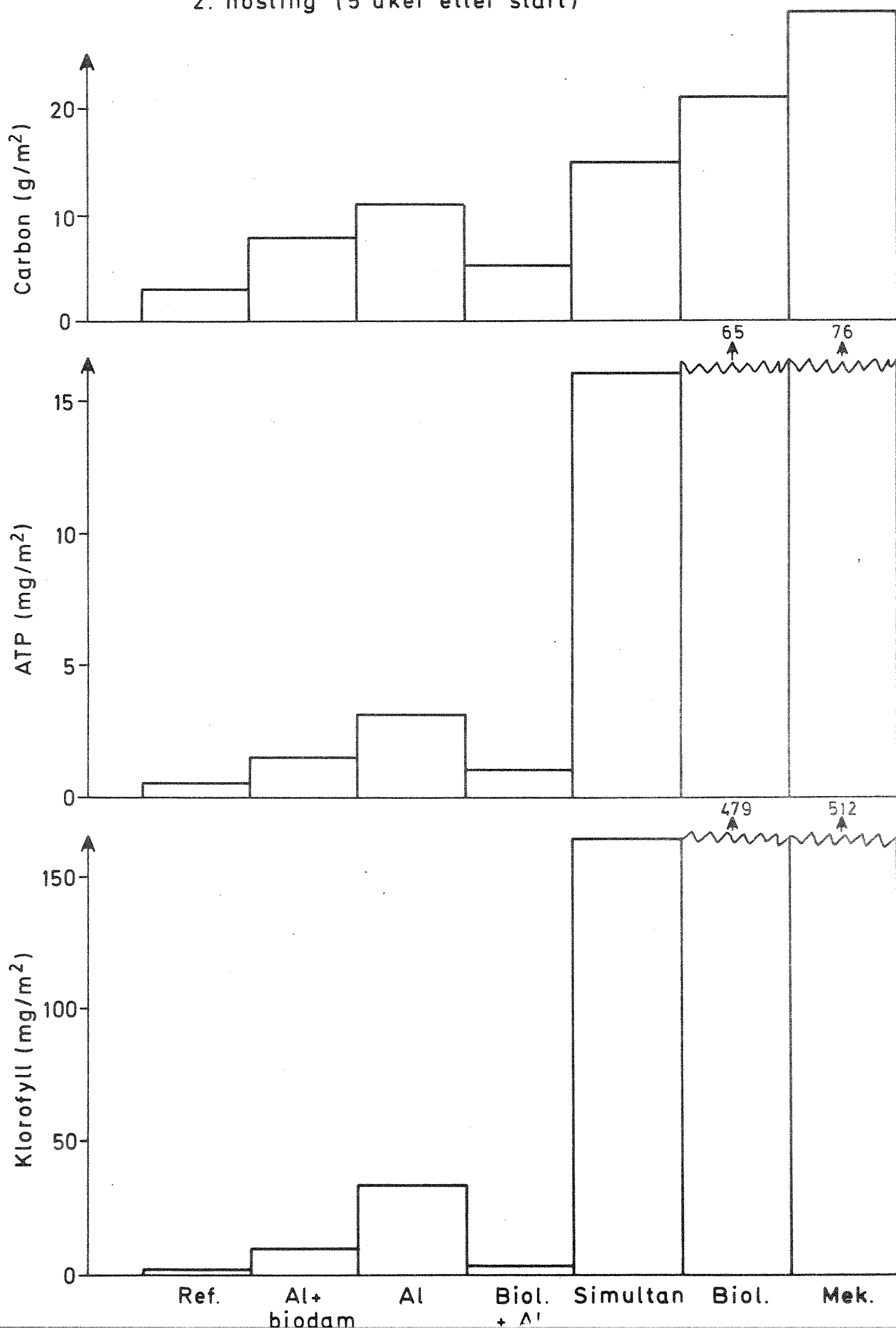


Fig. 3.5 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning: 0,5% avløpsvann
3. høsting (7 uker etter start)

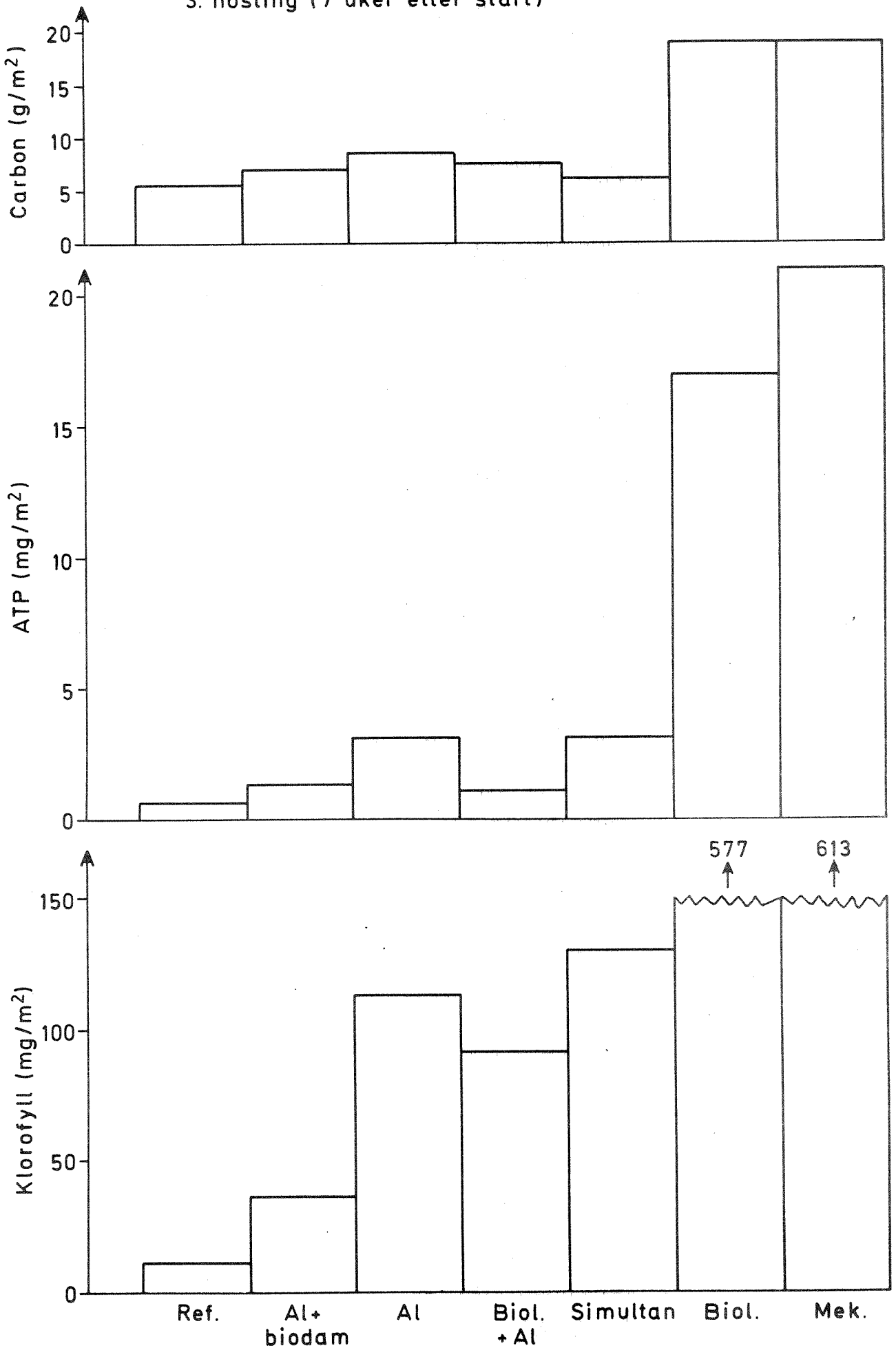


Fig.3.6 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning: 5% avløpsvann
3.höstiing (7 uker etter start)

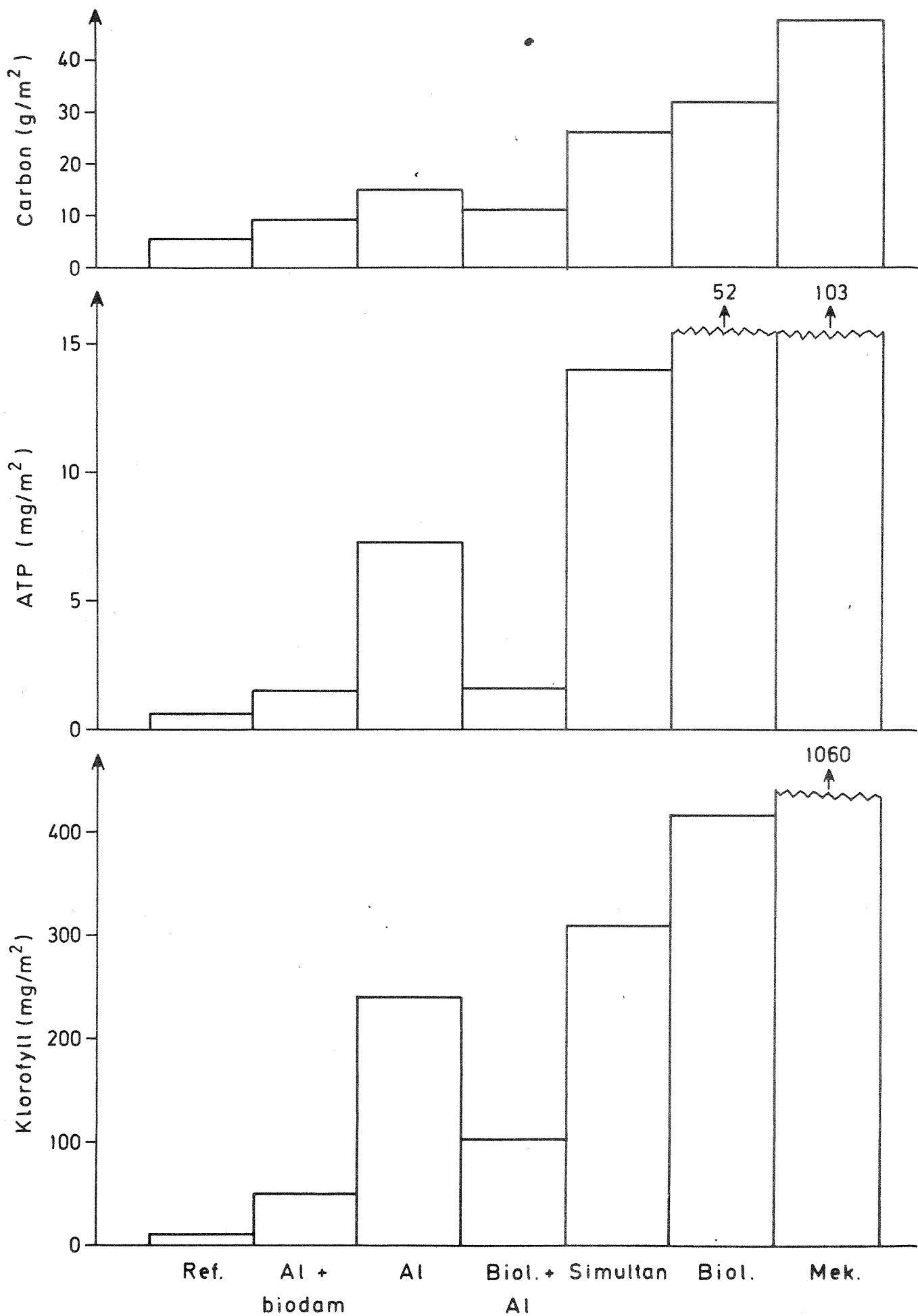


Fig.3.7 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning : 0,5% avløpsvann
4. høsting (9 uker etter start)

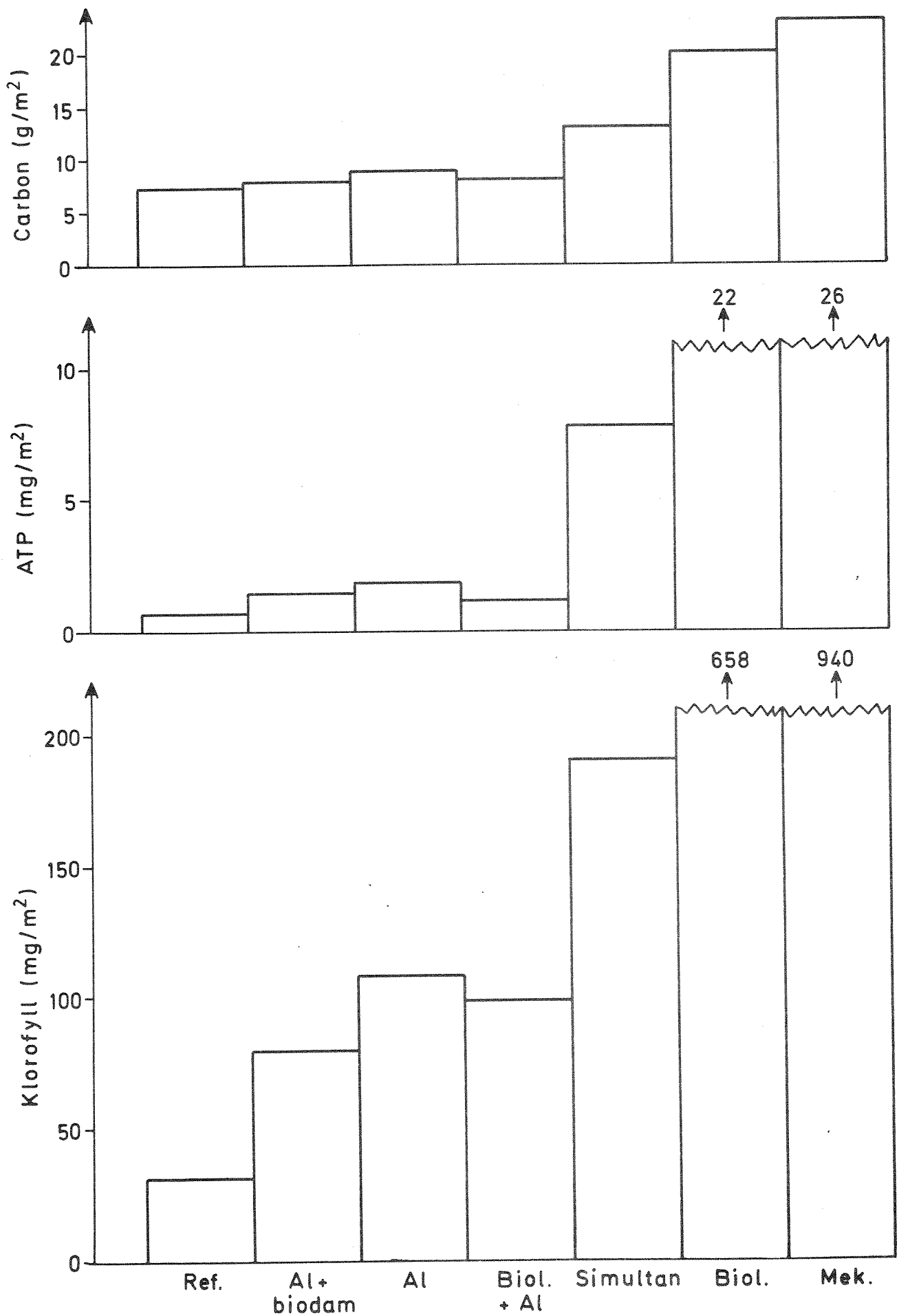


Fig.3.8 Biomasseparametre for begroing i rennene

Belastning: 5% avløpsvann
4. høsting (9 uker etter start)

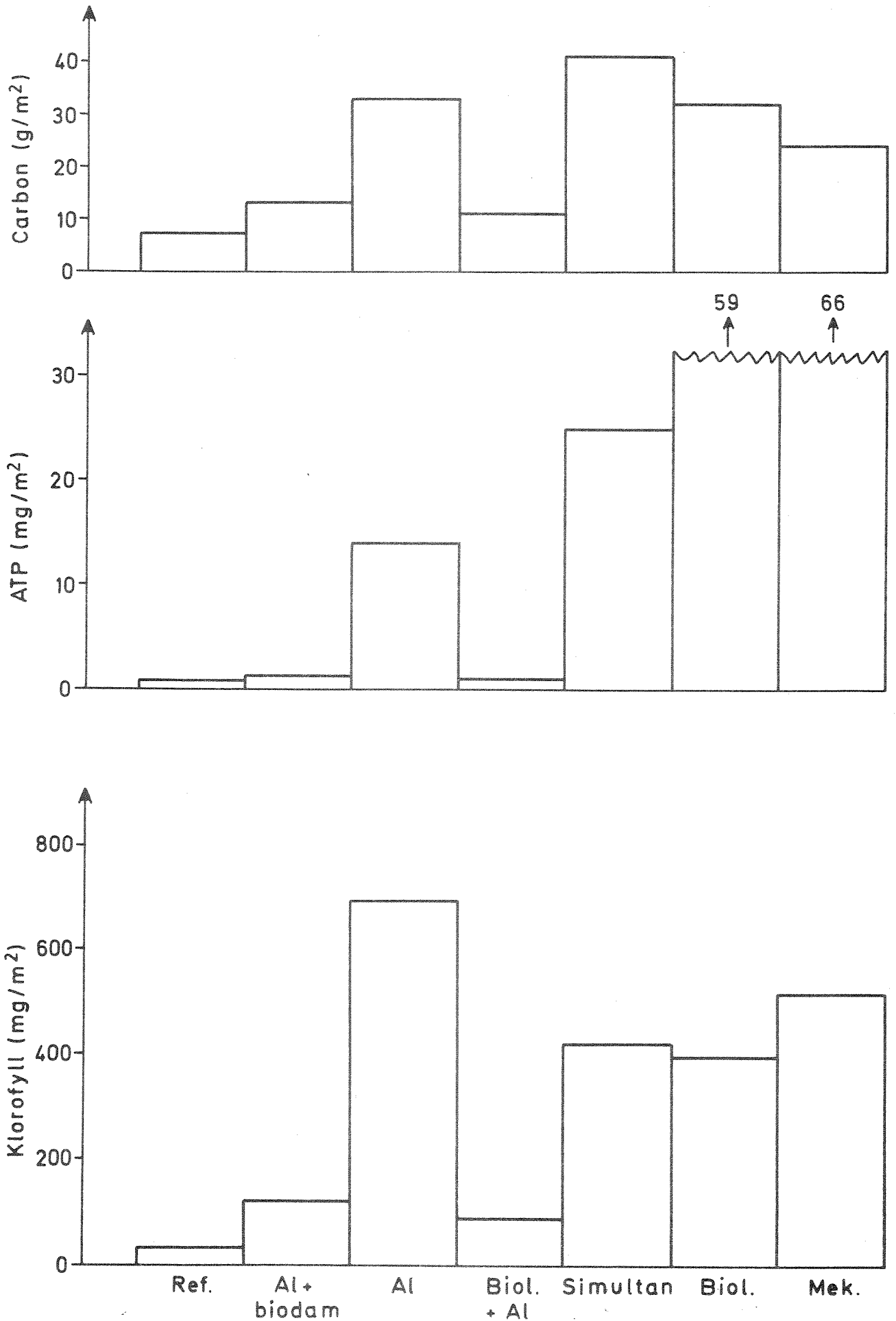


Fig.3.9 Brutto primærproduksjon og respirasjon av benthos
Gjennomsnittsverdier for begroingens oppbyggingsfase (4 serier)

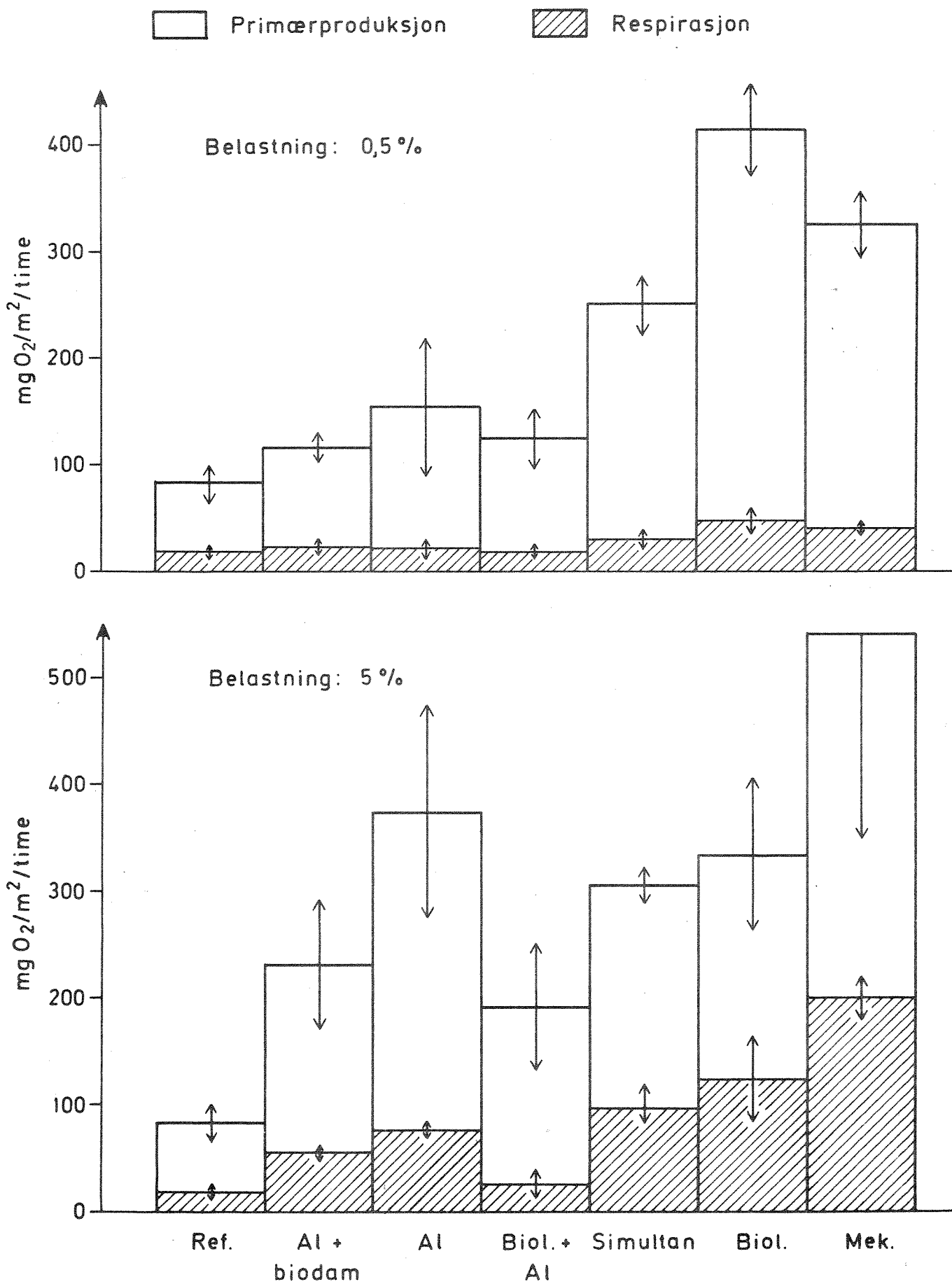
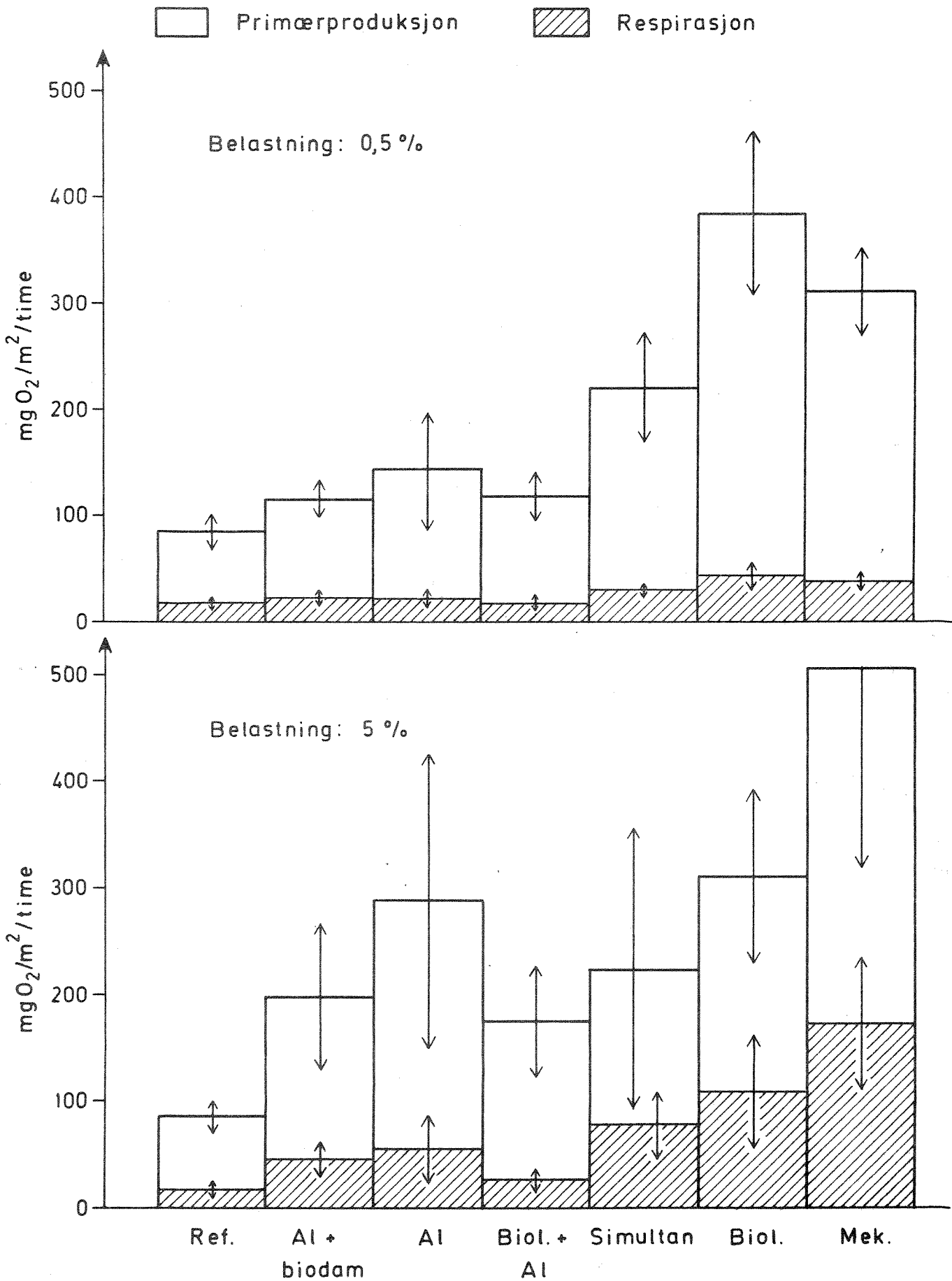


Fig.3.10 Brutto primærproduksjon og respirasjon av benthos
Gjennomsnittsverdier for sesongen (6 serier)



4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE

4.1 Prøvetaking og metodikk

Det foregår ingen vesentlig endring av miljøet i rennens lengderetning. En prøve fra et tilfeldig valgt renneavsnitt kan betraktes som representativ for hele rennen. Forholdene kan imidlertid være noe spesielle øverst i rennen og nær utløpet. De kvalitative prøvene ble derfor, etter visuell vurdering av hovedkomponentene i rennesamfunnet, innsamlet for hånd i renneavsnittet 10-15 m.

Innsamlingen av prøvene ble foretatt ca. hver 14. dag, første gang 25/7 og siste gang 30/9. I forbindelse med prøvetakingen er det gitt en makroskopisk beskrivelse av rennesamfunnene støttet av fargefotografier. Bildene ble i hele forsøksperioden tatt ved 14 m. De innsamlede prøvene ble fiksert med 2% formalin og senere mikroskopert. De hyppigst forekommende slektene (el.artene) ble bestemt, og det ble foretatt en subjektiv vurdering av mengdeforholdet mellom de forskjellige slektene (artene) etter følgende skala:

Kvantitetsgruppe	Betegnelse
+	forekommer
1	sjelden
2	sparsom
3	vanlig
4	hyppig
5	dominant

4.2 Resultater

En sammenstilling av resultatene finnes i tabell 4.1.

Renne 1 (innsjøvann) Tabell 4.2)

Det var ingen vekst av betydning før i siste halvdel av juli. Forholdene var relativt ensartede i hele forsøksperioden. Den aller øverste delen

var imidlertid noe avvikende. Ved første observasjon 10/4 bestod veksten av spredte brune flekker av uorganiske partikler og forskjellige ubestemte flagellater. Disse var tilstede i ganske rikelig mengde gjennom hele perioden. Utover i sesongen ble det en økende begroing av trådformede alger. Grønnalgen *Mougeotia* sp. var den dominerende arten. I hele vekstperioden var det mye *Dinobryon sertularia* og en del *Tabellaria flocculosa*. Ellers fantes det noe *Hyalobryon ramosum*, særlig først i forsøksperioden. *Synura uvella* var relativt rikelig tilstede i hele vekstsesongen. Forskjellige desmidiacéer fantes ved alle prøvetakingene. Øverst i rennen var det lange slimkolonier med *Staurastrum* sp., *Cosmarium* sp. og *Closterium* sp.. I hele rennen var det mye *Cylindrocystis* sp., mest utpreget mot slutten av vekstsesongen.

Renne 2 (5% Al-renset kloakkvann + biodam) (tabell 4.3)

Veksten kom i gang i første halvdel av juli og var noe kraftigere utviklet enn i R1. Forholdene øverst i rennen var noe varierende, men ellers var det relativt homogene forhold i hele vekstsesongen. Veksten var ikke på noe tidspunkt dominert av trådformede alger. Begroingen på bunnsedimentet var mest fremtredende. Den hadde i hele forsøksperioden et homogent utseende uten utpregede flekker eller tråder. Diatomeen *Nitzschia* cf. *palea* dominerte først i sesongen. I midten av perioden manglet denne algen nærmest totalt for så å komme tilbake mot slutten av perioden. Grønnalgen *Scenedesmus* sp. dominerte veksten i det meste av vekstsesongen. I siste halvdel av forsøksperioden var det store gråhvite felter med døde dafnier øverst i rennen. Mot slutten av perioden var det en del trådformet vekst av *Hormidium rivulare*. Det var ellers mye trådformede bakterier i hele vekstsesongen.

Renne 3 (0,5% Al-renset kloakkvann + biodam) (tabell 4.4)

Veksten kom ikke i gang før i siste halvdel av juli. Det var stort sett homogene forhold i hele forsøksperioden. Pionérsamfunnet bestod av diverse flagellater og chrysophyceen *Dinobryon sertularia*. Utover i sesongen ble det en økende trådformet vekst dominert av *Mougeotia* sp. iblandet en del *Tabellaria flocculosa*. I hel forsøksperioden fantes

det noe *Synura uvella* og *Hyalobryon ramosum* i rennen. Øverst i rennen var det mot slutten av sesongen en del store slimkolonier med desmidiaceer. Mest utpreget vare forekomsten av *Cylindrocystis* sp., som også var rikelig tilstede i resten av rennen. Mot slutten av perioden var det en del flekker med døde dafnier øverst i rennen.

Renne 4 (5% Al-renset kloakkvann) (tabell 4.5)

Det var en del vekst allerede ved første observasjon. Veksten bestod vesentlig av diverse flagellater, litt cf. *Pinnularia* sp. og en del *Tabellaria flocculosa*. Veksten var forholdsvis ensartet i rennens lengderetning. Begroingen ble etterhvert dominert av trådformede alger. Trådene bestod vesentlig av *Mougeotia* sp. Mot slutten av perioden avtok forekomsten av *Mougeotia* sp. noe. Ved siste prøvetaking inneholdt den trådformede veksten en del *Stigeoclonium* cf. *tenue*. Det var ellers noe *Hormidium rivulare* i den trådformede veksten. Aller øverst i rennen var det en kraftig utviklet bestand av *Nitzschia* cf. *palea*, mens denne algen bare forekom i liten mengde nedover i rennen. *Dinobryon sertularia* forekom særlig i begynnelsen av sesongen og var helt forsvunnet ved siste prøvetaking. Diatomeen *Tabellaria flocculosa* forekom i liten mengde i det meste av perioden. I hele sesongen var det mye *Staurastrum* spp. .

Renne 5 (0,5% Al-renset kloakkvann) (tabell 4.6)

Veksten kom ikke igang før i siste del av juli. Begroingen var noe avvikende øverst i rennen. Forholdene var ellers ensartede i lengderetningen. Veksten var i hele perioden dominert av *Mougeotia* sp., som etter hvert preget synsinntrykket fullstendig. I hele vekstsesongen var det en del *Dinobryon sertularia* og litt *Synura uvella* tilstede. *Hyalobryon ramosum* forekom i liten mengde i begynnelsen av forsøksperioden. Mot slutten av vekstsesongen var det en del tråder av *Binuclearia tatrana*.

Renne 6 (5% biologisk rensset kloakkvann med etterfelling) (tabell 4.7)

Ingen vekst av betydning før i siste halvdel av juli. Noe sterkere og avvikende vekst øverst i rennen. Forholdene var ellers relativt ensartede i rennens lengderetning i hele sesongen. Begroingen var forholdsvis lite preget av trådformet vekst. Den trådformede veksten som fantes, var dominert av *Mougeotia* sp. og *Hormidium rivulare*. I bunnbegroingen var det mye cf. *Pinnularia* sp. og cyster av en chrysophyce. *Dinobryon sertularia* var tilstede i avtakende mengde utover i vekstperioden. Mot slutten av sesongen var det enkelte flak med *Oscillatoria* sp. langs rennekanten. Forskjellige desmidiaceer var tilstede i hele perioden. Ubetydelige mengder av *Stigeoclonium* cf. *tenu*e ble observert ved siste prøvetaking.

Renne 7 (0,5% biologisk rensset kloakkvann med etterfelling) (tabell 4.8)

Svakt utviklet vekst i første halvdel av juli. Forholdene var noe avvikende øverst ellers var veksten ensartet i lengderetningen. Først i sesongen var synsintrykket dominert av bunnbegroingen som bestod av et brunt belegg, med *Dinobryon sertularia* og *Tabellaria flocculosa* som viktigste alger. Det var også mye *Mougeotia* sp.. Utover i sesongen økte den trådformede veksten av *Mougeotia* sp., og den dominerte synsintrykket fra 7/8 og ut forsøksperioden. I begynnelsen av sesongen var det noe *Synura uvella* og *Hyalobryon ramosum* i rennen. Det var rikelig med desmidiaceer i hele perioden. Først i vekstsesongen var det mye *Chlamydomonas* spp. tilstede, men mengden avtok utover i sesongen, og representanter for slekten manglet ved siste prøvetaking. *Cyclotella* sp. forekom relativt rikelig i hele forsøksperioden.

Renne 8 (5% biologisk rensset kloakkvann + simultanfelling) (tabell 4.9)

Øverste del av rennen var i hele perioden noe avvikende. Ved første prøvetaking 10/7, var rennen noe preget av slamflukt. Begroingen var i hele perioden lite preget av trådformede alger. Grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenu*e forekom som spredte tuer. Dessuten var det noe trådformet vekst av *Hormidium rivulare* og ved siste prøvetaking *Microspora*

sp.. Bunn sedimentet hadde en grå farge og var overtrukket av en brungrønn begroing hvor diatomeen *Nitzschia* cf. *palea* dominerte. I hele vekstsesongen var det slimkolonier med desmidiaceen *Staurastrum* sp. og blågrønnalgen *Oscillatoria* sp.. Mot slutten av sesongen dannet *Oscillatoria* sp. mørkegrønne flak som fløt langs rennekanten. Det var noe *Vorticella* tilstede i begynnelsen av vekstperioden.

Renne 9 (0,5% biologisk rensset kloakkvann + simultanfelling)
(tabell 4.10)

Det var ingen vekst av betydning før mot slutten av juli. Veksten var noe avvikende og sterkere utviklet øverst i rennen, hvor det i hele vekstperioden var store slimkolonier med desmidiaceer og mye *Nitzschia*. Mot slutten av sesongen var begroingen noe preget av løsrivning og beiting. Bunnbegroingen var dominert av en diatome, antakelig fra slekten *Pinnularia*. Det var også mye *Nitzschia* cf. *palea* og *Tabellaria flocculosa*. I begynnelsen av forsøksperioden var det rikelig med *Chlamydomonas* spp.. Chrysophyceene *Hyalobryon ramosum* og *Synura uvella* ble observert, mens *Dinobryon sertularia* forekom i liten mengde. Trådformet vekst av grønnalgen *Mougeotia* sp. dominerte synsinntrykket i det meste av forsøksperioden. Mot slutten av perioden var det også en del *Stigeoclonium* cf. *tenue*. Diverse desmidiaceer fantes i hele vekstsesongen, mens *Hormidium rivulare* hadde en mindre forekomst midt i forsøksperioden.

Renne 10 (5% biologisk rensset kloakkvann) (tabell 4.11)

Veksten var godt utviklet allerede 10/7. Pionersamfunnet var dominert av diatomeen *Nitzschia* cf. *palea*, som fortsatte å prege bunnsamfunnet under hele forsøket. Senere i forsøksperioden var det også mye av grønnalgeslekten *Scenedesmus* i bunnbegroingen. Først i sesongen var det en del trådformet vekst i form av tuer av *Stigeoclonium* cf. *tenue*. I midten av perioden forsvant imidlertid denne algen og xantophyceen *Tribonema* sp. dominerte den trådformede veksten. Det var i det meste av vekstsesongen matter av *Oscillatoria* sp. langs rennekanten. Desmidiaceer fantes i hele perioden. *Tabellaria flocculosa* forekom, men i liten mengde. Representanter for chrysophyceene ble ikke observert på

noe tidspunkt. Ved prøvetakingen den 20/9 var mange av *Nitzschia* cf. *palea*-cellene døde, men ved neste prøvetaking var bestanden som tidligere.

Renne 11 (0,5% biologisk rensset kloakkvann) (tabell 4.12)

Begroingen var ubetydelig frem til siste del av juli. Veksten avvek noe aller øverst ellers var forholdene relativt homogene nedover i rennen. Fra 4/9 var begroingen nærmest totalt løsrevet. Veksten var i hele perioden, bortsett fra ved første observasjon, dominert av lange, grønne tråder med *Tribonema* sp., *Mougeotia* sp. og *Stigeoclonium* cf. *tenue* som dominerende arter. I bunnsamfunnet var det mye av diatomeene cf. *Pinnularia* sp. og *Nitzschia* cf. *palea*. Det var dessuten en del *Tabellaria flocculosa*. *Dinobryon sertularia* ble observert i liten mengde. *Oscillatoria* sp. fantes ved en prøvetaking. Diverse desmidiaceer var tilstede i hele perioden.

Renne 12 (5% mekanisk rensset kloakkvann) (tabell 4.13)

Begroingen var ganske godt utviklet allerede ved første observasjon 10/7. Pionérsamfunnet var dominert av *Nitzschia* cf. *palea*. Denne diatomeen var den mest fremtredende i bunnbegroingen gjennom hele forsøket. Det var ellers mye *Staurastrum* sp. og andre desmidiaceer. Langs bunnen og på veggene var det fra 7/8 store, gråhvite kolonier av ciliaten *Charchesium* sp.. Den trådformede veksten var godt utviklet og var først i perioden dominert av *Stigeoclonium* cf. *tenue*. Mot slutten av sesongen hadde xantophyceen *Tribonema* sp. den største forkomsten. *Oscillatoria* sp. fantes i hele vekstperioden og dannet mot slutten av forsøket mørkegrønne matter langs rennekanten. Sist i perioden var det en liten forekomst av *Tabellaria flocculosa*. Chrysophyceer ble ikke observert.

Renne 13 (0,5% mekanisk rensset kloakkvann) (tabell 4.14)

Veksten var dårlig utviklet i første halvdel av juli. Begroingen var noe avvikende øverst i rennen. Fra 4/9 og ut forsøksperioden var rennen preget av en nærmest total løsriving. Diatomeen cf. *Pinnularia* sp. dominerte bunnbegroingen hvor det også var mye *Nitzschia* cf. *palea*,

Tabellaria flocculosa, *Eunotia* sp. og *Cyclotella* sp. Diverse desmidia-
ceer forekom i rikelig mengde i hele perioden. Fra 7/8 var veksten
dominert av lange, grønne tråder som bestod av en blanding av algene
Tribonema sp., *Mougeotia* sp. og *Stigeoclonium* cf. *tenue*. Den sist-
nevnte dominerte veksten fra midten av vekstperioden. *Dinobryon sertu-*
laria forekom i liten mengde ved begynnelsen av forsøket.

4.3 Diskusjon

Resultatene viser at kloakkvannbelastningen har avgjørende betydning
for rennesamfunnenes sammensetning.

Tre chrysophyce arter var forholdsvis vanlige, *Dinobryon sertularia*,
Hyalobryon ramosum og *Synura uvella*. Av disse tre var det bare først-
nevnte som forekom i større mengde. De to sistnevnte artene fantes i
fem av rennene, nemlig referanserennen og rennene med 0,5% Al + BD
(R3), 0,5% B + Al (R7), 0,5% Al (R5) og 0,5% SIM (R9). Algegruppen
manglet helt i rennene med belastning av 5% SIM (R8), 5% B (R10) og 5% M
(R12). I rennen med 5% B + Al (R6) var det en stor forekomst av cyster
av en ubestemt chrysophyce. Grønnalgen *Binuclearia tatrana* viste om-
trent samme forhold som *H. ramosum* og *S. uvella*, men manglet i R9. Ved
forsøkene i 1973 ble *B. tatrana* bare observert i referanserennen og
rennen med belastning av 0,5% Al, noe som altså viser bra overensstem-
melse med årets observasjon.

Tråder av grønnalgeslekten *Mougeotia* fantes i alle rennene ved årets
forsøk. Den dominerte den trådformede veksten i R1 (REF), R3 (0,5% Al
+ BD), R7 (0,5 % B + Al), R5 (0,5% Al), R9 (0,5% SIM), (rennene med
H. ramosum og *S. uvella*) samt R4 (5% Al). Forekomsten av diatoméene
Tabellaria flocculosa, *Nitzschia* cf. *palea* og cf. *Pinnularia* sp. var
ikke så karakteristisk som tidligere år selv om hovedtendensen var den
samme. *N. cf. palea* manglet i referanserennen, ellers var alle tre
artene tilstede i alle rennene. Mengdeforholdet mellom artene varierte
imidlertid. *Nitzschia* cf. *palea* var mest fremtredende ved de sterkeste
belastningene, mens arten fantes i relativt liten mengde i de minst
belastede rennene. *Tabellaria flocculosa* populasjonene var ikke så

kraftig utviklet som tidligere år. Den var svakest utviklet i rennene med sterkest belastning. Cf. *Pinnularia* sp. dominerte delvis bunnbegroingen i to av rennene R9 (0,5% SIM) og R13 (0,5% M). Arten var dessuten rikelig tilstede i flere av de øvrige rennene.

Xantophycéen *Tribonema* sp. fantes ved årets forsøk bare i rennene med 0,5 og 5% biologisk og mekanisk rensset kloakkvann (R10, R11, R12 og R13). I R12 (5% M) dominerte denne algen den trådformede veksten Grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenuis* var dominerende i R11 (0,5% B) og R13 (0,5% M). Den var dessuten forholdsvis vanlig i R9 (0,5% SIM), R8 (5% SIM), R10 (5% B) og R12 (5% M). Grønnalgen *Hormidium rivulare* er ikke blitt observert ved tidligere forsøk. Den forekom i år i rennene med midlere belastning, R9 (0,5% SIM), R2 (5% A1 + BD), R6 (5% B + A1) og R4 (5% A1). Størst var forekomsten i R6. Blågrønnalger av betydning representert ved slekten *Oscillatoria*, fantes i de to sterkest belastede rennene R10 (5% B) og R12 (5% M). Slekten fantes dessuten i R6, R11 og R8. Ciliaten *Charachecium* sp. hadde en rik forekomst i R12 hvor den i det meste av forsøksperioden dannet store gråhvite kolonier langs veggene og på bunnen. R12 var i større grad enn de andre rennene preget av heterotrof vekst. R2 (5% A1 + BD) hadde imidlertid i hele perioden en stor forekomst av trådformede bakterier. Bunnbegroingen i denne rennen var ellers sterkt preget av representanter fra grønnalgeslekten *Scenedesmus*.

Synsinntrykket i de fleste rennene var i det meste av sesongen preget av trådformet vekst av forskjellige alger. Rennene R2 (5% A1 + BD), R6 (5% B + A1) og R8 (5% SIM) var imidlertid under hele forsøket lite preget av trådformede alger.

4.4 Konklusjon

Rennene med tilsetning av 0,5% A1 + BD, 0,5% B + A1 og 0,5% A1 avviker lite fra referanserennen både når det gjelder det umiddelbare visuelle inntrykk og rennesamfunnets artssammensetning. Veksten var noe svakere utviklet i referanserennen. Grønnalgen *Binuclearia tatrana* og chryso-
phycéene *Hyalobryon ramosum* og *Synura uvella* blir først borte ved økende belastning. Grønnalgen *Hormidium rivulare* er karakteristisk for

midlere belastning. Ved de sterkeste belastningene er rennesamfunnet dominert av diatoméer *Nitzschia* cf. *palea* og xantophycéen *Tribonema* sp.. Det er dessuten rikelig med *Oscillatoria* sp. og *Stigeoclonium* cf. *tenu*.

Tabell 4.1. Sammenstilling av karakteristiske algeslekter i rennene. Rennene er ordnet etter stigende vekstpotensial.

	R1	R3	R7	R5	R9	R2	R6	R4	R11	R13	R8	R10	R12
	0,5% AI	0,5% AI	0,5% AI + BD	0,5% AI	0,5% SIM	5% AI + BD	5% B + AI	5% AI	0,5% B	0,5% M	5% SIM	5% B	5% M
CYANOPHYCEAE													
Oscillatoria						+	+		+		+	++	++
CHLOROPHYCEAE													
Binuclearia	+	+	+	+				+					
Hormidium					+	++	+++	+	+++		+	+	+
Mougeotia	++++	++++	++++	++++	++++	+	+++	+++	+++	++	+	+	+
Scenedesmus						+++				+	+	+++	+
Stigeoclonium					++			+	+++	+++	++	++	+++
CHRYSOPHYCEAE													
Dinobryon	+++	+++	+++	+++	+	+	+	++	+	+			
Hyalobryon	+	+	+	+	+								
Synechococcus	+	+	+	+	+								
Cystis							++++						
XANTHOPHYCEAE													
Tribonema									+++	++		+++	++++
BACILLARIOPHYCEAE													
Nitzschia	+	+	+	+	++	+	+	+	+++	+++	+++	+++	+++
Cf. Pinnularia	++	+	++	++	++++	++	++	+++	+++	++++	+++	++	++
Tabellaria	++	++	+++	+++	+++	+	+	+	+	++	+	+	+
CILIATA													
Characium													+++

+ finnes
 ++ sparsom
 +++ vanlig
 ++++ dominerer

Tabell 4.2. Renne 1. Referanserenne.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	18/9	30/9
CHLOROPHYCEAE						
Binuclearia tatrana Wittr.	+		1			1
Chlamydomonas sp.	1	2	2	2	1	1
Closterium sp.		+	2	1		
Cosmarium spp.		1	1	+		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West		+	1	1		
Cylindrocystis sp.		1	2	1	2	3
Euastrum sp.			+	+		
E. bidentatum				+		+
Microspora sp.	1		1			+
Mougeotia sp.	3	4	4	4	4	3
Staurastrum spp.	2	1	2	1	1	2
Stauradesmus spp.		1	1	1		1
Scenedesmus sp.		+		+		
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.	1	+	1	1		2
Dinobryon sertularia Ehr.	3	3	3	3	2	2
Hyalobryon ramosum Ltb.	+	+	+	+	+	1
Synura uvella Ehr.	+	1	2	1	1	1
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	2	1	2	2	2	2
Eunotia spp.	1	1	1	+	1	2
Cf. Pinnularia sp.	3	1	1	2	2	
Stenopterobia intermedia		+		+	+	+
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.		+		+	+	+

Tabell 4.3. Renne 2. 5% Al + biodam.
10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	18/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.		1	+			
CHLOROPHYCEAE						
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.					+	+
Chlamydomonas spp.	1	1	1	1		
Closterium sp.			1	2		
Cosmarium spp.		1	2	1	1	1
Hormidium rivulare Kütz.				2	2	3
Mougeotia sp.					+	
Scenedesmus spp.	3	3	3	3	3	4
Staurastrum spp.	+	1	3	3	3	2
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon sertularia Ehr.		+	1	+	+	+
Bacillariophyceae						
Achnantes sp.		1	2	2	2	2
Cyclotella sp.	1	1	2	1	+	2
Cymbella sp.					1	1
Eunotia spp.	1	+	+			1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W.Smith	4	2	+	+	1	2
Cf. Pinnularia sp.	+		2	1	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.		1	1	1	1	2
Trådformede bakterier	4	3	4	3	2	2

Tabell 4.4. Renne 3. 0.5% Al + biodam.

10-15 m.

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.		+		+		+
CHLOROPHYCEAE						
cf. Binuclearia tatrana Wittr.				2	2	2
Chlamydomonas spp.	2	2	1	1		
Closterium spp.	+	1	2	1	1	1
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West		+		+	+	
Cylindrocystis sp.	1	1	2	2	1	
Euastrum spp.		+	+	+		
Mougeotia sp.	2	4	4	4	4	4
Scenedesmus sp.	1	1		+		1
Staurastrum spp.	1	1	2	1	1	1
Staurodesmus sp.		2		+		
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.						1
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.	+				1	1
Dinobryon sertularia Ehr.	2	3	2	2	2	2
Hyalobryon ramosum Ltb.		1		+		+
Synura uvella Ehr.	+	+	1	+		
BACILLARIOPHYCEAE						
Achnantes sp.			1		1	1
Cyclotella sp.	1	2		1	1	1
Eunotia spp.	+	1	1	1	1	1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	2					2
Cf. Pinnularia	1	2		1	1	
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2	2	2	2	2	2

Tabell 4.5. Renne 4. 5% Al.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.			+	+		
CHLOROPHYCEAE						
Chlamydomonas spp.	3	1	2	2	2	1
Closterium spp.	+	1	2	1	+	+
Cosmarium sp.	1	1	1	1	1	1
Cylindrocystis sp.		1				
Hormidium rivulare Kütz.	2				1	
Microspora sp.						1
Mougeotia sp.	3	3	4	4	4	1
Palmella-stadium	1					1
Penium polymorphum Perty	+	2	1			1
Scenedesmus sp.		1	2	1	1	3
Staurastrum spp.	1	3	3	3	3	3
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.				1	1	2
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.					1	1
Dinobryon sertularia Ehr.	3	2	1	+	+	
Synura uvella Ehr.	1		+			
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	2				1	1
Eunotia spp.	1					1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith			1	1	1	
Cf. Pinnularia	3	3	3	3	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	1	1	1	+	1	

Tabell 4.6. Renne 5. 0,5% Al.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.		+	+	+		
CHLOROPHYCEAE						
Binuclearia tatrana Wittr.				2	2	3
Chlamydomonas spp.	2	2				
Closterium spp.	1	1	1	2	1	
Cosmarium spp.		2	1	1		
Cylindrocystis sp.		1	1	1	1	
Euastrum spp.				+	+	+
Microspora sp.	2			1	1	+
Mougeotia sp.	3	3	4	4	4	4
Penium polymorphum Perty		1	1			
Scenedesmus sp.	1					
Staurastrum spp.	1	2	1	1		1
Staurodesmus sp.		1				
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum			1			2
Dinobryon sertularia Ehr.	2	3	1	2	2	1
Hyalobryon ramosum Ltb.	+	+				
Synura uvella Ehr.	+	+	+	+	+	+
BACILLARIOPHYCEAE						
Achnantes sp.			1			
Cyclotella sp.		1	1	1	1	2
Eunotia spp.	1	1	1	2	2	2
Navicula sp.				1	1	2
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	1		2		1	1
Cf. Pinnularia	2	3		1		1
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz	2	3	2	2	2	2
Stenopterobia intermedia						1

Tabell 4.7. Renne 6. 5% B + A1.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.					+	
Oscillatoria sp.			+			
CHLOROPHYCEAE						
Chlamydomonas spp.	3	2	1		1	
Closterium sp.	+	2	+	1		+
Cosmarium spp.		1				1
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1	1	1	+	+	
Cylindrocystis sp.		1		1	1	
Hormidium rivulare Kütz.	3	1	1	3	3	4
Mougeotia sp.	1	4	3	3	3	2
Penium polymorphum Perty		1	1			+
Staurastrum spp.	2	2	1	2	2	2
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum						1
Dinobryon sertularia Ehr.	2	2	1	+		+
Cyster		3	4	4	3	3
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	2	1				2
Eunotia sp.	1					
Cf. Pinnularia	4	2	2	1	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.		+	1	1	1	1

Tabell 4.8. Renne 7. 0,5% B + Al.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CHLOROPHYCEAE						
Binuclearia tatrana Wittr.				+	1	1
Chlamydomonas spp.	3	2	2	1	+	
Closterium sp.	1	1	2	1	1	+
Cosmarium spp.	1			1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1					
Cylindrocystis sp.	1	1	2		1	
Mougeotia sp.	3	4	4	4	4	4
Penium polymorphum Perty	1			2		1
Staurostrum spp.	1	2	2	1	1	1
Staurodesmus sp.	1			+		+
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.					1	1
Dinobryon sertularia Ehr.	2	2	2	3	2	1
Hyalobryon ramosum Ltb.		+				
Synura uvella Ehr.	+	+				
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	2	1	2	1	1	2
Eunotia spp.				1	1	2
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	1					
Pinnularia sp.					+	+
Cf. Pinnularia sp.	2	3			1	
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2	2	2-3	2-3	3	3-4

4.9 Renne 8. 5% SIM.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Oscillatoria sp.	+	1	1	+	1	1
Pseudanabaena sp.		2	2			
CHLOROPHYCEAE						
Chlamydomonas spp.	2	2	2	3	2	1
Closterium sp.			1	1,		
Cosmarium spp.	+	2	1	1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1		+	+		
Haematococcus sp.		1				
Hormidium rivulare Kütz.			+	3	+	+
Microspora sp.						3
Mougeotia sp.		3				
Palmella-stadium	1	1		1		
Penium polymorphum Perty	1					
Scenedesmus sp.		1	1	1	1	
Staurastrum sp.	2	3	2	2	2	2
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.	3	1	1	1	1	1
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	2	1	1			1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	4	5	4	3	2	2
Cf. Pinnularia sp.	2	1	3	2	1	1
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	1				+	

Tabell 4.10. Renne 9. 0,5% SIM.

10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	19/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Merismopedia sp.	+				+	+
Pseudanabaena sp.						2
CHLOROPHYCEAE						
Binuclearia Tatrana Wittr.			1			
Chlamydomonas spp.	3	3	1			
Closterium sp.	+	1	1	1		
Cosmarium spp.	1	1	1	1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1					+
Cylindrocystis sp.		1				
Euastrum spp.	+	+		+		+
Hormidium rivulare Kütz.			1	1	1	
Microspora sp.	2					
Mougeotia sp.	3	4	4	4	3	2
Penium polymorphum Perty	1	2	2	2	1	1
Scenedesmus sp.						1
Staurastrum spp.	1	2	2	2	1	1
Staurodesmus spp.	1	1	1,			
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.					2	3
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.					1	2
Dinobryon sertularia Ehr.	2	1	1		1	
Hyalobryon ramosum Ltb.			+	+		
Synura uvella Ehr.	+			+		
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	1	1	1	2	2	2
Eunotia sp.	+	1	+	2	2	2
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith		2	3	3	2	2
Cf. Pinnularia sp.	4	3	4	4	3	2
Stenopterobia intermedia		+		+	1	1
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	2	2	3	3	3	3

Tabell 4.11. Renne 10. 5% B
5% B

	25/7	7/8	21/8	4/9	20/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Oscillatoria sp.	+	2	2	1	1	1
CHLOROPHYCEAE						
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.				+	+	+
Chlamydomonas spp.	3	2	1	1		
Cosmarium spp.	1	2		1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1					
Mougeotia sp.	1		1	1		
Penium polymorphum Perty	+	2				
Scenedesmus spp.	1	3	3	4	4	3
Staurastrum spp.	1	2	1	2	1	1
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.	2	2	2			
XANTHOPHYCEAE						
Tribonema sp.		+	1	4	4	4
BACILLARIOPHYCEAE						
Achnantes sp.					1	
Cyclotella sp.	2		1			2
Eunotia spp.				1		
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	5	5	5	4	2	4
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	+		+		1	+

Tabell 4.12. Renne 11. 0,5% B.
10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	20/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Oscillatoria sp.				+		
CHLOROPHYCEAE						
Chlamydomonas spp.	3	2	2	1	+	
Closterium sp.		1	1	1		+
Cosmarium spp.		1	1	1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1					
Cylindrocystis sp.				1		
Microspora sp.	3					
Mougeotia sp.	1	2	3	3	1	
Palmella stadium	1			2		
Penium polymorphum Perty	+	2	1			
Scenedesmus sp.	+			1		
Staurostrum spp.			2	2	1	+
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.		3	3	4	4	4
CHRYSOPHYCEAE						
Dinobryon sertularia Ehr.		+	1			
Chrysococcus cordiformis Naum.				+	1	1
XANTOPHYCEAE						
Tribonema sp.	3	3	3	2	3	3
BACILLARIOPHYCEAE						
Cyclotella sp.	1				1	1
Eunotia spp.			+	1	1	1
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	2	3	4	3	3	2
Cf. Pinnularia sp.	4	3	3	2	2	1
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	1	1	2	1	1	1

Tabell 4.13 Renne 12. 5% M.
10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	20/9	30/9
CYANOPHYCEAE						
Oscillatoria sp.	+	1	3	2	1	1
CHLOROPHYCEAE						
Chlamydomonas spp.	2			3		
Cosmarium spp.	1	2		1		
Cylindrocystis sp.		2				
Mougeotia sp.	1		1			
Palmella stadium	1					
Penium polymorphum Perty	1			1		
Scenedesmus spp.	1		1	2	2	1
Staurastrum spp.	2	2	2	2	2	1
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.	2	3	3			
XANTOPHYCEAE						
Tribonema sp.	1	1	1	4	4	4
BACILLARIOPHYCEAE						
Achnantes sp.					2	2
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	5	5	5	4	3	2
Cf. Pinnularia sp.			2	2	2	1
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.				1	1	+

Tabell 4.14 Renne 13. 0,5% M.
10-15 m

	25/7	7/8	21/8	4/9	20/9	30/9
CHLOROPHYCEAE						
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.				+		+
Chlamydomonas spp.	3	2				
Closterium sp.	1	1				
Cosmarium spp.	1	1		1		
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1	1				
Mougeotia sp.	2	2	1	2	1	1
Penium polymorphum Perty	1	1	2	2		
Scenedesmus spp.		1		+		+
Staurastrum spp.		2	1		+	+
Staurodesmus sp.		1				
Stigeoclonium cf. tenue Kütz.	2	3	4	4	4	4
CHRYSOPHYCEAE						
Chrysococcus cordiformis Naum.	1				1	1
Dinobryon sertularia Ehr.	1	1				
XANTOPHYCEAE						
Tribonema sp.	2	3	1	2	1	+
BACILLARIOPHYDEAE						
Cyclotella sp.	1	1	1	1	2	2
Eunotia spp.				2	2	2
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	1	3	2	3	2	2
Cf. Pinnularia	4	4	4	3	3	2
Tabellaria flocculosa (Rith) Kütz.	2	1	2	2	2	2

5. ZOOBENTHOS I RENNENE

5.1 Innledning

Studiet av makrozoobentos i rennene på Kjeller er et ledd i å klarlegge virkningen av rensed avløpsvann på en resipient.

Vurderingen legges til grunn kvantitative, og så langt det er mulig også kvalitative forskjeller mellom rennene; dvs. resultatene vurderes etter type belastning, grad av belastning og sammenlignes med referanserennen hvor det ikke er noen belastning.

Avløpsvannet kan virke direkte inn på faunaen ved ekstreme fysisk-kjemiske forhold eller indirekte gjennom forandret næringsgrunnlag. Disse forhold kan også skape et annet konkurranseforhold mellom arter enn det som er naturlig. At noen arter blir begunstiget, kan føre til at de utkonkurrerer arter som har et mindre biotisk potensial.

Substratets beskaffenhet (f.eks. trådformede alger, encellede alger, heterotrof begroing, mineralsk beskaffenhet etc.) er også av stor betydning for så vel kvantiteten som kvaliteten av faunaen. Ut fra et økologisk synspunkt er rennene mye enklere enn en naturlig resipient. Derfor kan man bare med stor forsiktighet overføre resultatene fra renneforsøket til naturlige resipienter, men som en sammenlikning mellom forskjellige rensemetoder gir forsøket verdifull informasjon.

5.2 Metodikk og prøvetaking

Metodikken for innsamlingen er den samme som i 1973. Imidlertid ble det i år tatt bare to prøver, hver på $46,5 \text{ cm}^2$, i området 20-23m fra innløpet til rennene.

Statistisk usikkerhet er ca. 20% når antall dyr pr. arealenhet er større enn 100 og ca. 35% når antall dyr pr. arealenhet er mindre enn 100. (Skogheim 1973). I noen renner forekom enkelte arter i svært store mengder, og det var her vanskelig å få et godt tall på de arter som forekom i liten grad. I slike tilfeller konstateres disse kun å ligge under en viss grenseverdi (f.eks. <5 = mindre enn 5). Tab. 5.1 viser belastningen i de enkelte renner, når det ble tatt prøver og hvor mange prøver det ble tatt i hver renne.

Tabell 5.1 Belastningen i de enkelte renner, når det ble tatt prøver og hvor mange prøver det ble tatt i hver renne.

	Dato	22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		2	2	2	2	2	2
5% A1+BD		2	2	2	2	2	2
0,5% A1+BD		2	2	2	2	2	2
5% A1		2	2	2	2	2	2
0,5% A1		2	2	2	2	2	2
5% B+A1		2	2	2	2	2	2
0,5% B+A1		2	2	2	2	2	2
5% SIM		2	2	2	2	2	2
0,5% SIM		2	2	2	2	2	2
5% B		2	2	2	2	2	2
0,5% B		2	2	2	2	2	2
5% M		2	2	2	2	2	2
0,5% M		2	2	2	2	2	2

5.3 Resultater og diskusjon

De enkelte arters forekomst og tetthet

Cnidorus sphaericus (O.M.F.) (Tabell 5.2 og figur 5.1 og 5.2).

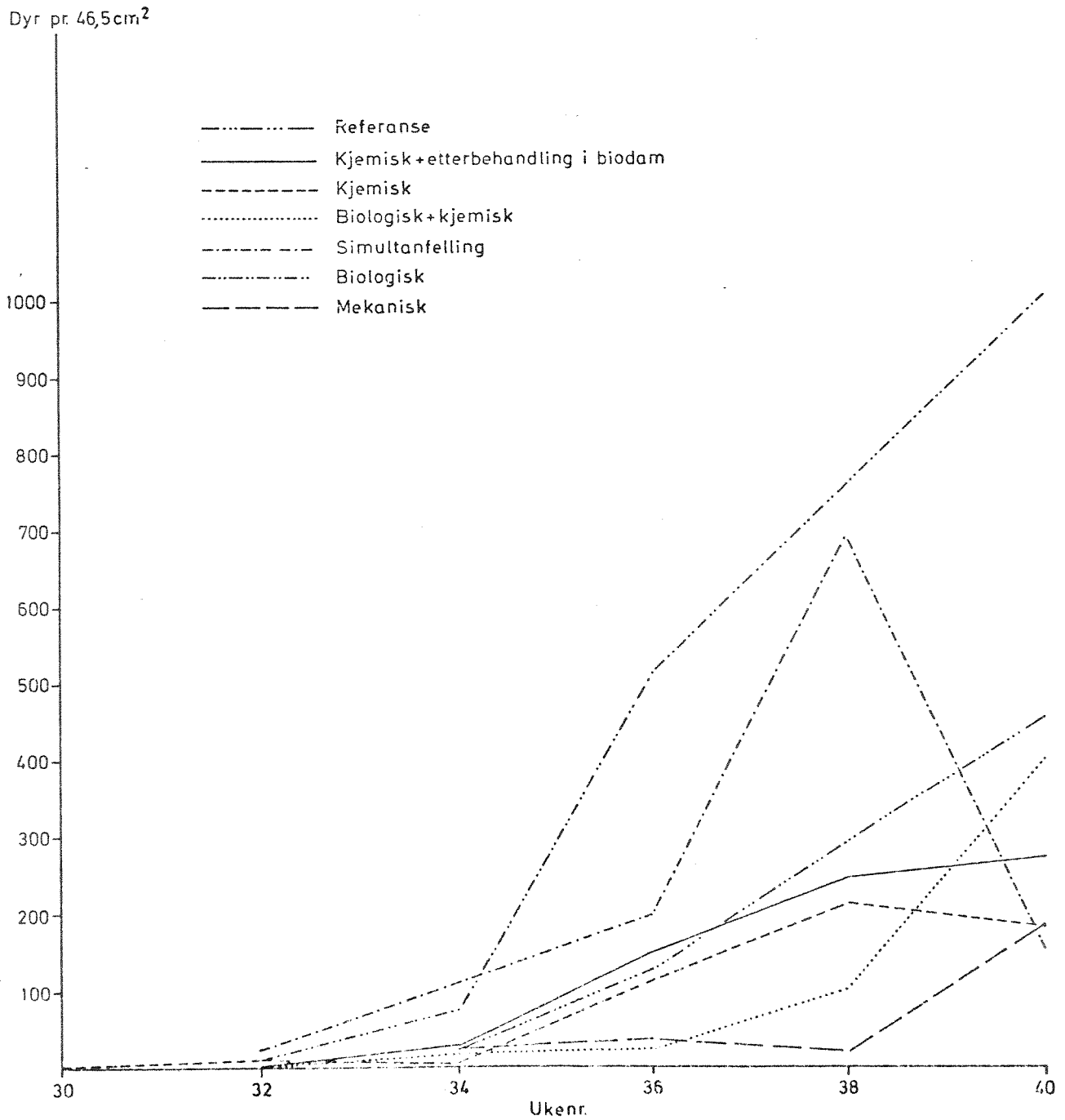
Arten er kosmopolitisk og finnes i alle vannforekomster (Rylov 1935).

I eutrofe innsjøer finnes den både i litoralsonen og i planktonet.

Den er fakultativ planktonisk. Ved 5% belastning er tettheten mindre enn i referanserennen i fire av rennene, nemlig i 5% M, 5% B+A1,

5% A1 og delvis 5% A1+BD. I de tre sistnevnte kan det skyldes kjemiske forhold fra rensemetoden, mens det i den første heller er trolig at årsaken kan være konkurranse fra *Eucyclops serrulatus*, som nettopp her viser en topp. Ved 0,5% belastning (fig.5.2) ligger stort sett alle over referanseverdien uten noen særlig forskjell de andre rennene imellom.

Fig.5.1 *Chydorus sphaericus* i de forskjellige rennene ved 5% belastning



Tabell 5.2 Chydorus sphaericus i de forskjellige rennene.

Dato		22/7-74	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		0	2	23	129	295	455
5% Al+BD		0,5	<3	28	150	246	273
0,5% Al+BD		0	15	18	141	397	1400
5% Al		1	10	6	125	213	183
0,5% Al		0,5	19	102	633	523	730
5% B+Al		0	5	20	23	102	401
0,5% B+Al		1	27	18	223	520	930
5% SIM		0,5	5	<30	199	681	150
0,5% SIM		0	11	41	268	155	40
5% B		0	<1,0	75	513	670	1004
0,5% B		0	18	70	251	375	483
5% M		0	<10	25	38	21	186
0,5% M		0	18	102	208	653	620

Eucydops serrulatus (Fisch.) (Tabell 5.3, fig. 5.3 og 5.4)

Denne arten er en ekte bunnform og finnes overalt i små dammer og i litoralsonen i innsjøer. Arten er euroterm og den tåler variasjoner i pH fra 4,8 til 9,8 (Dussart 1969). Ved 5% belastning (fig. 3) har alle rennene høyere tetthet enn referanserenne. Rennene med 5% M og 5% SIM har ekstremt høy tetthet. Dette kan skyldes de store mengder organisk materiale som disse rennene har (henholdsvis 23 og 28 mg/l org.materiale).

Ved 0,5% gjør samme tendensen seg gjeldende bare i mindre grad.

Fig.5.3 *Eucyclops serrulatus* (Fisch.) i de forskjellige rennene ved 5% belastning

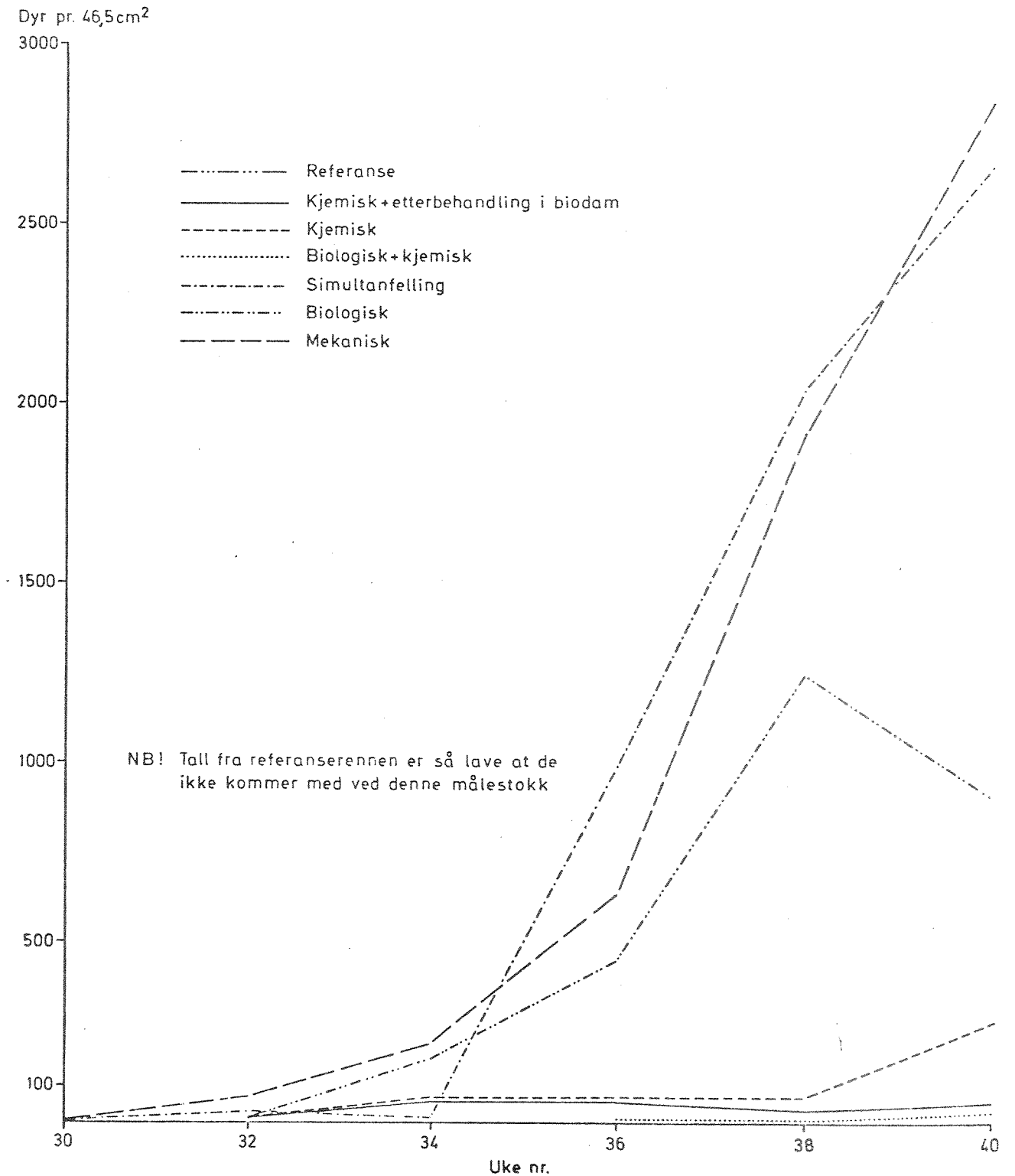
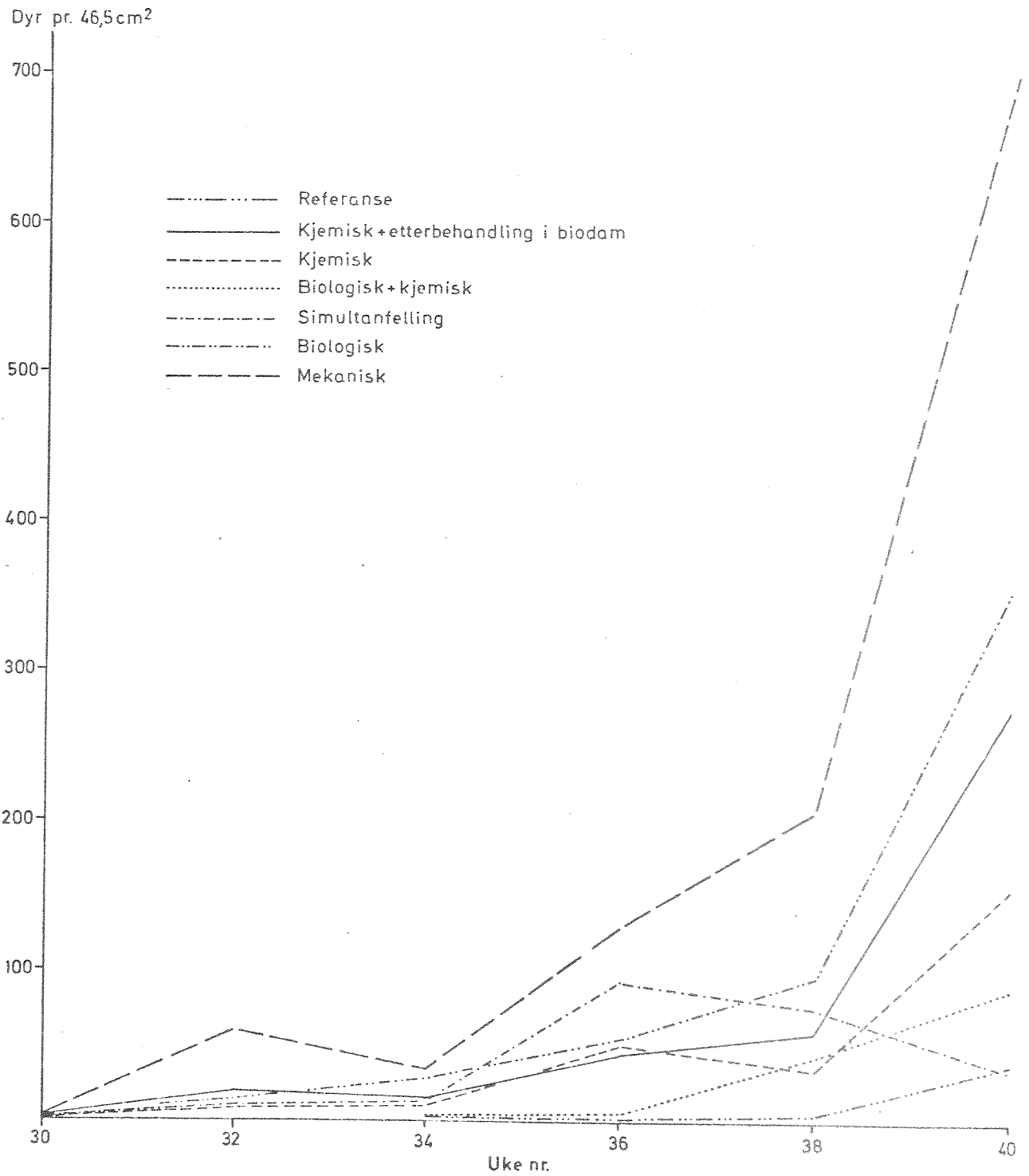


Fig.5.4 *Eucyclops serrulatus* (Fisch.) i de forskjellige rennene ved 0,5% belastning



Tabell 5.3 Eucyclops serrulatus i de forskjellige rennene.

Dato		22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		0	<2,5	3	<2,5	4	38
5% A1+BD		4,5	10	63	60	37	60
0,5% A1+BD		3	18	15	44	58	275
5% A1		6	10	70	73	74	280
0,5% A1		0,5	8	10	50	35	155
5% B+A1		2	3	2	10	<3	36
0,5% B+A1		0	<2,5	3	5	43	88
5% SIM		0	30	15	988	2045	2663
0,5% SIM		2,5	10	13	92	75	35
5% B		1,5	<10	175	450	1245	906
0,5% B		3	14	28	54	95	355
5% M		1,5	70	219	638	1918	2840
0,5% M		3	60	34	128	207	700

Oligochaeta (tabell 5.4) (fig. 5.5 og 5.6)

Det er funnet en art av slekten Nais. Arter av denne slekten er vanskelig å bestemme så den får i det følgende betegnelsen Nais sp.

Alle rennene har større tetthet enn referanserennen. Særlig gjelder dette rennene med biologisk, mekanisk og til en viss grad den med simulantfelling. Samme tendens gjør seg gjeldende både ved 0,5% og ved 5% belastning med den forskjell at tettheten er mye større ved 5%. Dette har antakelig sammenheng med den store mengde begroing i disse rennene som er et gunstig habitat for oligocheta generelt.

Fig.5.5 *Nais sp.* i de forskjellige rennene ved 5% belastning

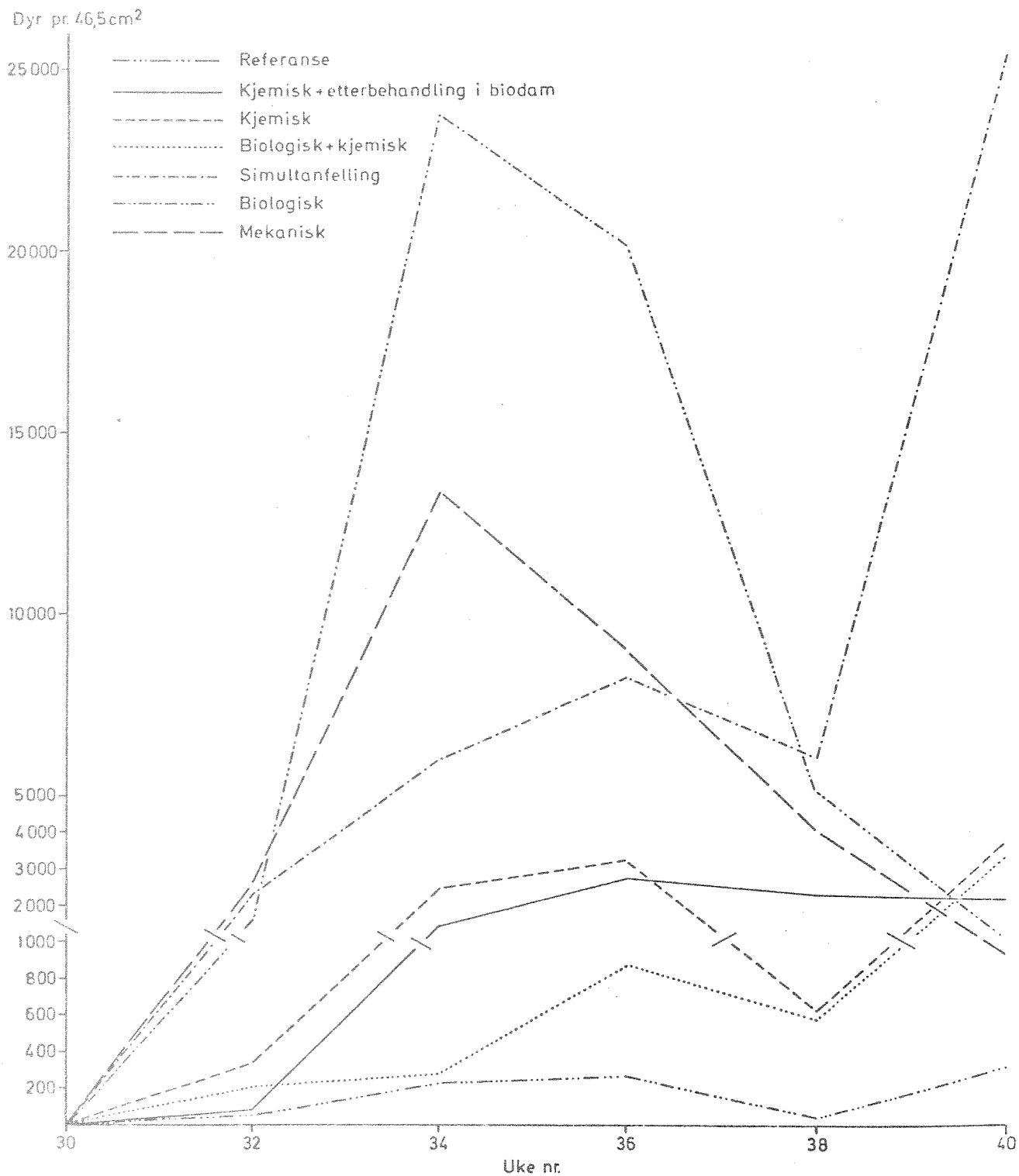
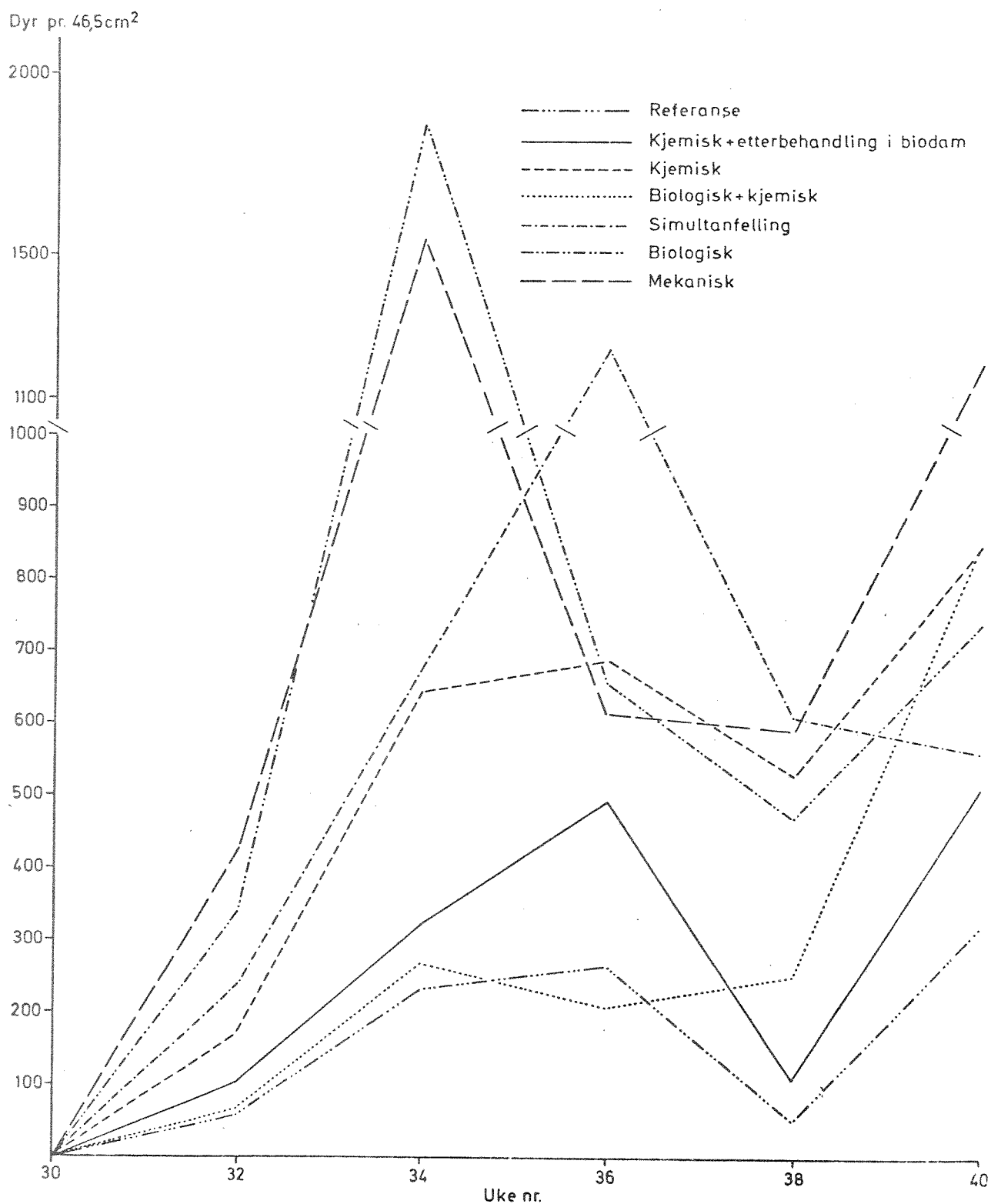


Fig.5.6 *Nais* sp. i de forskjellige rennene ved 0,5% belastning



Tabell 5.4 Nais sp. i de forskjellige rennene.

Dato		22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		0,5	59	233	263	52	320
5% A1+BD		1,5	83	1453	2773	2301	2205
0,5% A1+BD		0,5	104	323	493	110	510
5% A1		0	340	2450	3260	618	3805
0,5% A1		0,5	174	644	690	530	845
5% B+A1		2	208	285	875	586	3376
0,5% B+A1		0	70	270	210	253	848
5% SIM		0	2300	6000	8231	6076	25463
0,5% SIM		0,5	238	681	1243	610	560
5% B		1	1630	23750	20125	5195	1111
0,5% B		0	338	1860	656	470	738
5% M		1,5	2490	13353	9000	4105	1695
0,5% M		0	428	1542	613	591	1200

Nematoda (tabell 5.5, fig. 5.7 og 5.8)

Dette er en vanskelig gruppe og artene er derfor ikke bestemt. De fleste arter er ført opp hos Sladeczek (1973) som β - mesosaprobe, α - β - mesosaprobe og noen som p - saprobe.

Ved 5% belastning (fig. 5.7) har alle bortsett fra rennen med biologisk + kjemisk rensing en mye større tetthet enn referanserennen. Bedre næringsforhold er trolig årsaken til tetthetsøkningen. Samme tendens går igjen ved 0,5% belastning (fig. 5.8), men i langt svakere grad.

Chironomidae (tabell 5.6)

Chironomus thummi (Kieff) dominerer denne gruppe, selv om andre arter er tilstede. Slekten *Chironomus* har en sentral rolle i mange innsjøer fordi den kan tåle lange perioder med anaerobe forhold. Arten er detritus-spiser. Rennene med 5% M, 5% B, 5% A1+BD og 5% B+A1 har mye større tetthet enn referanserennen. Antakelig er det næringsforholdene som er årsaken til økningen. Arten er observert i alle rennene, men i forholdsvis små mengder.

Fig.5.7 *Nematoda* i de forskjellige rennene ved 5% belastning

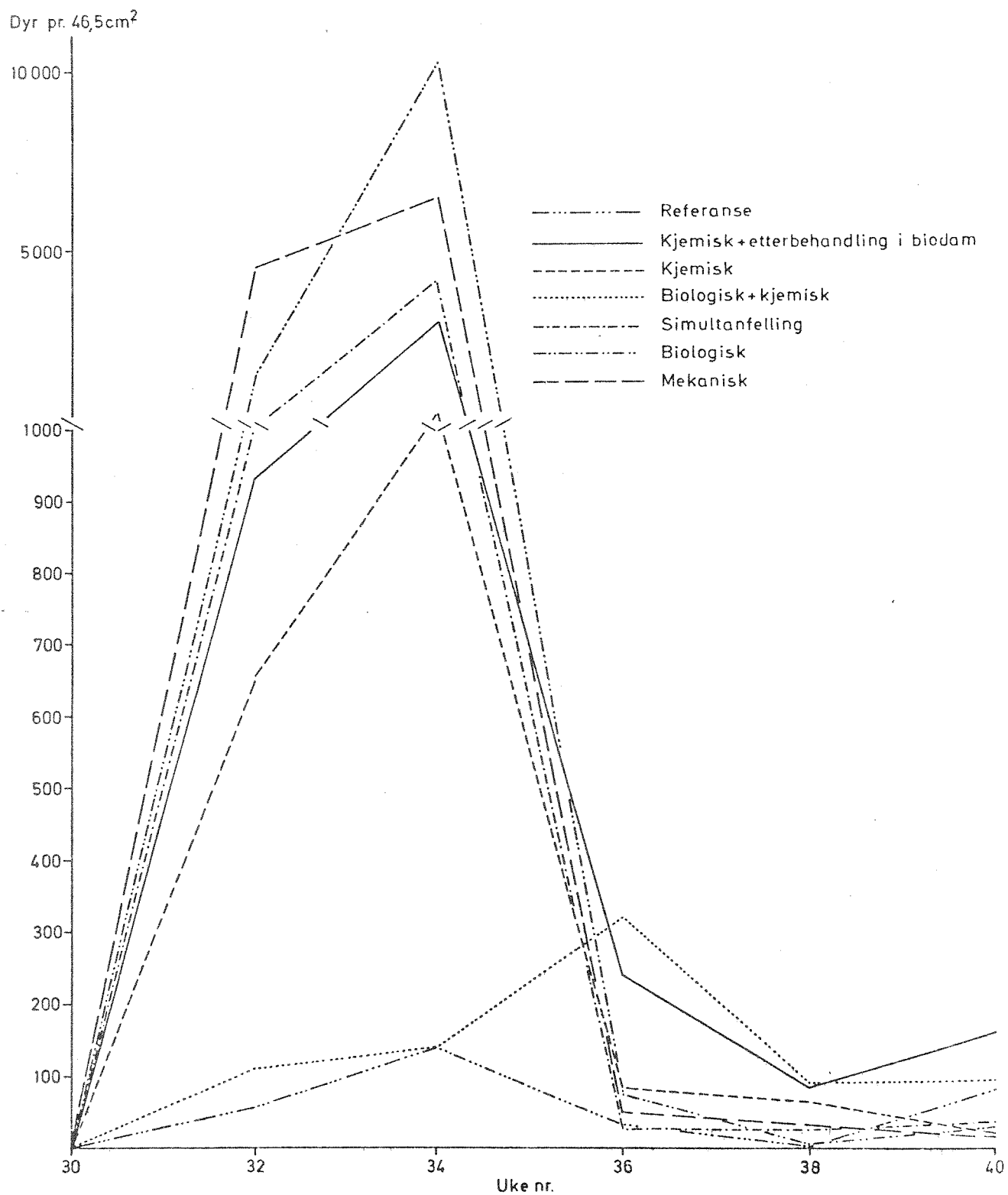
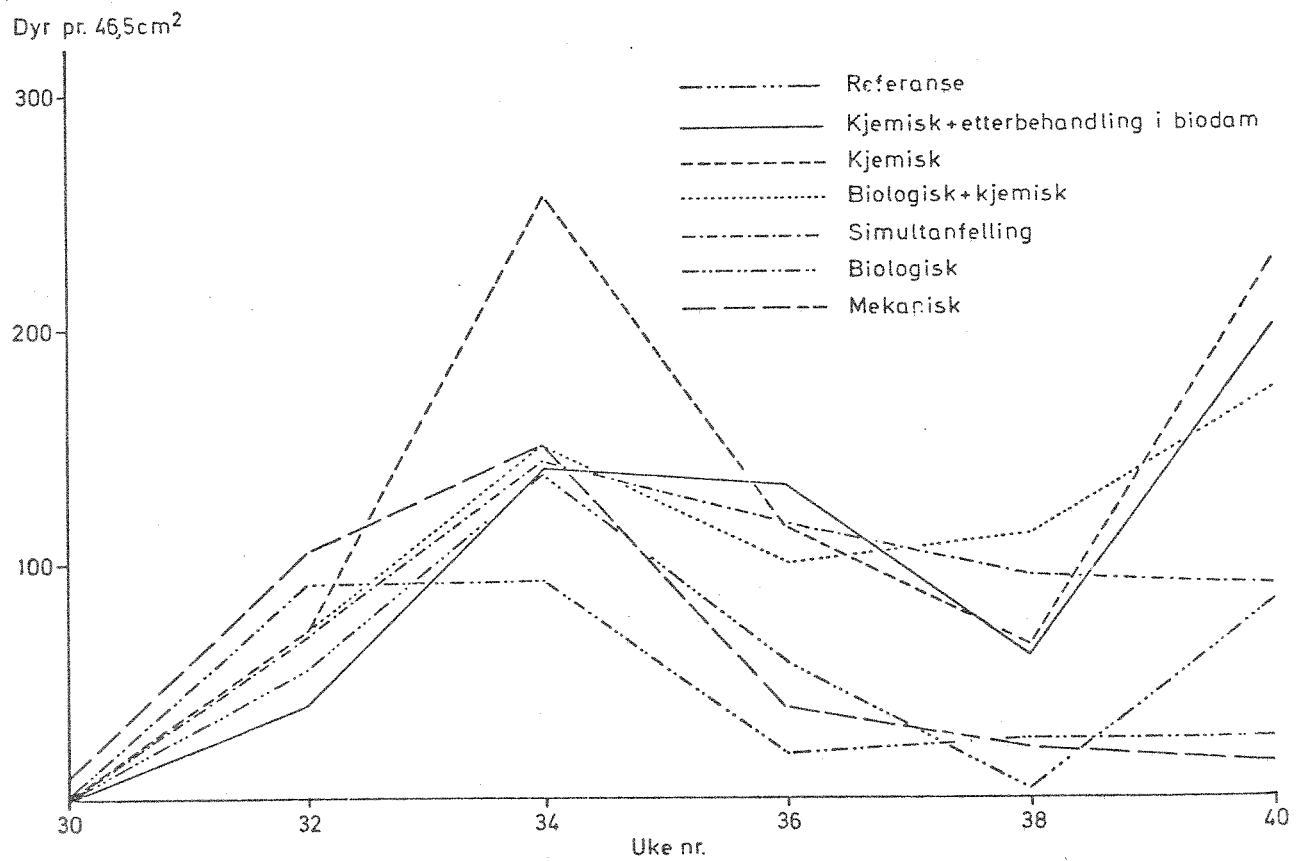


Fig.5.8 *Nematoda* i de forskjellige rennene ved 0,5% belastning



Tabell 5.5 Nematoda i de forskjellige rennene.

Dato		22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		0	55	138	58	4	83
5% A1+BD		9,5	933	3015	240	85	165
0,5% A1+BD		1	40	140	133	60	200
5% A1		0	653	1485	85	65	23
0,5% A1		0	72	257	115	65	230
5% B+A1		0	110	141	322	82	97
0,5% B+A1		1	72	150	100	113	174
5% SIM		0	1065	4155	29	27	38
0,5% SIM		0	70	143	117	95	90
5% B		0	2530	10238	75	7	32
0,5% B		0	91	93	19	25	25
5% M		21	4520	6488	50	31	20
0,5% M		9,5	105	150	38	21	15

Eubosmina longispina (Leydig)

Denne er svært vanlig i zooplanktonet i norske vannforekomster, og den karakteriseres av Rylov (1935) som oligosaprob. Denne forekom spredt i en del av rennene, men i for små mengder til at det kan si noe om forholdet mellom de enkelte rennene.

Harpacticoida

Alle arter av denne underordenen av copepoda er ekte bunnformer. Denne forekom i for små mengder til at det kan si noe om forskjellen mellom rennene.

Tabell 5.6 *Chironomus thummi* i de enkelte rennene.

Dato		22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		0	3	<5	3	15	3
5% A1+BD		4	<5	38	174	70	115
0,5% A1+BD		0	4	<5	<5	3	35
5% A1		0	<5	<10	<2,5	<5	<5
0,5% A1		0	<4	11	8	3	<10
5% B+A1		0	<5	<4	5	22	13,1
0,5% B+A1		0	<2,5	<5	5	3	20,5
5% SIM		0,5	<10	<30	<30	<5	<50
0,5% SIM		0	<2,5	5	<6	5	5
5% B		1	<10	50	38	75	65
0,5% B		0	<5	<5	<5	<5	2,5
5% M		1,5	<10	17	75	44	22
0,5% M		0	<2,5	<5	<5	3	3

Rotatoria (tabell 5.7)

Av disse er det funnet tre slekter, nemlig *Epiphanes*, *Trichocerca* og *Lecane*. *Epiphanes senta* (Müller) forekommer i dammer og pytter (Rylov 1935). Den er β - mesosaprob og ved masseutvikling α saprob. Særlig bentisk levestett, men også planktonisk. Næring: grønnflagellater. Carlin skriver i 1943 at arten forekommer i godt gjødslet vann.

Trichocerca sp. over 100 arter. De fleste ikke-planktoniske. Hos Sladeczek er de fleste arter karakterisert som β - oligosaprobe, noen som α -oligosaprobe til β - mesosaprobe.

Lecane sp. Det fantes flere arter av denne slekten. De fleste av disse lever blant trådformede alger, mose og detritus i forskjellige vannforekomster (Streble & Krauter).

De fleste av disse karakteriseres av Sladeczek som oligo til β - saprobe.

Hjuldirene gjorde seg stort sett bare gjeldende i august og ble derfor bare talt i denne perioden. Fikseringen var imidlertid så dårlig at det var vanskelig å skille artene fra hverandre. Derfor ble alle rotatoriene tatt under ett, men grovt kan det sies at Lecane artene utgjorde ca. 90%, mens Epiphanes og Trichocerca utgjorde ca. 5% hver.

Lavest tetthet er det i rennen med 5% A1+BD.

Tettheten var her mindre enn referanserennen. De andre rennene har større tetthet enn referanserennen, med høyest tetthet i rennen med 5% M.

Tabell 5.7 Rotatoria i rennene.

Dato		22/7	9/8	21/8	4/9	17/9	30/9
Renne	Ukenr.	30	32	34	36	38	40
REF.		-	900	630	-	-	-
5% A1+BD		-	90	120	-	-	-
0,5% A1+BD		-	1215	599	-	-	-
5% A1		-	5040	85	-	-	-
0,5% A1		-	1440	162	-	-	-
5% B+A1		-	1170	+	-	-	-
0,5% B+A1		-	1305	1080	-	-	-
5% SIM		-	1980	255	-	-	-
0,5% SIM		-	4500	477	-	-	-
5% B		-	360	<10	-	-	-
0,5% B		-	2340	+	-	-	-
5% M		-	9000	+	-	-	-
0,5% M		-	4770	450	-	-	-

+ indikerer tilstede men materialet så dårlig at tall ikke med.

5.4 Sammendrag og konklusjon

Tabell 5.8 viser den relative tetthet av de forskjellige arter/grupper i rennene med forskjellig belastning av rensed avløpsvann i forhold til referanserennen. Rennene med simultanfelling, biologisk og mekanisk rensed avløpsvann gir størst økning av zoobentos og da størst økning ved 5% dosering.

5% kjem. (A1) har negativ virkning på *Chydorus sphaericus* og muligens også på *Chironomus thummi*.

Rennen med biologisk + kjemisk gir den minste økningen. Generelt kan man si at det rensede avløpsvannet gir en økning av zoobenthostettheten i forhold til referanserennen, og at økningen øker med doseringen. Ingen av rennene skilte seg i særlig grad ut fra de andre m.h.t. kvalitet. Antall oligochaeter og nematoder var jevnt over høyere i 1974 enn i 1973.

Tabell 5.8 Relativ tetthet av de forskjellige grupper/arter i rennene med forskjellig belastning av rensed avløpsvann i forhold til referanserennen.

	Rotatorier	Eucyclops serrulatus (Fisch)	Nais sp.	Nematoda	Chydorus sphaericus (OMF)	Chironomus thummi (Kieff)
5% A1+BD	- 1	1	2	2	0	1
0,5% A1+BD	0	1	1	1	1	0
5% A1	1	1	2	2	- 1	- 1
0,5% A1	0	1	2	1	1	0
5% B+A1	0	0	2	1	- 1	0
0,5% B+A1	0	1	1	1	1	0
5% SIM	+ 1	2	2	2	1	0
0,5% SIM	+ 1	1	2	1	0	0
5% B	- 1	2	2	2	2	1
0,5% B	1	1	2	- 1	1	0
5% M	+ 2	2	2	2	- 1	1
0,5% M	1	2	2	0	1	0
REF.	0	0		0	0	0

Skala: 2 = mye større enn.

1 = større

0 = samme.

- 1 = mindre.

D. Berge/HVI

LITTERATUR

- Brinkhurst, R.O. 1971. Aquatic Oligochaeta.
FBA. Scientific Publication No. 22.
- Bryce, D og Hobart, A. 1972. The Biology and Identification of the
larvae of the Chironomidae (Diptera)
Entomologist's Gazette Vol. 23.
- Carlin B.
- Carlin B. 1943. Die Planktonrotatorien des Motalaström: Zur
Taxonomie und Ökologie der Planktonrotatorien.
Medd. Lunds. Univ. Limnol. Inst. r, 1: 255.
- Dussart, B. 1969. Les Copepodes des Aux Continentales
Paris.
- Johannesen, O.A. 1937. Part IV. Chironomidae: Subfamily
Chironominae in Aquatic Diptera.
Published by the Cornell University, Ithaca, New York
- Rylov, W.M. 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer.
Stuttgart.
- Sars, G.O. 1918. An Account of the Crustaceae of Norway, Bergen
- Wesenberg-Lund, C. 1937. Ferskvannsaunaen biologisk belyst.
Invertebrata I. Gyldendal, København
- Sladeczek, Valdimir. System of Water Quality from the Biological
point of view. Arch. Hydrobiol. Beiheft 7. 1-IV
s. 1-218. Stuttgart, Mai 1973.
- Streble, Heinz, Krauter, Dieter. Das Leben im Wassertropfen.
2. Auflage 9-13 Tausand, Franckh'sche Verlagshandlung,
W. Keller & Co., Stuttgart 1974.

6. ALGETEST

6.1 Program

Vekstpotensialet i blandinger av rensset kloakkvann og resipientvann ble bestemt med algetester på ukeprøver fra renseanleggene hver 14. dag i perioden uke 29-39.

6.2 Materiale og metoder

Kloakkvann: Følgende typer av kloakkvann ble brukt ved algetestene:

Mekanisk rensset kloakkvann	(Mek.)
Biologisk " "	(Biol.)
" " "	med kjemisk simultanfelling (Sim.)
" " "	" " etterfelling (Biol. + Al)
Kjemisk rensset kloakkvann	(Al)
" " "	med biodam (Al + BD)

Resipientvann: Innsjøvann fra Ryggevatn

Sjøvann fra Oslofjorden (Torkildstranda, Drøbak 0,5 m)

Prøvetaking: Døgnprøver av kloakkvannet ble frosset og senere blandet til ukeprøver. Prøver til kjemiske analyse og algetest ble tatt fra samme ukeprøve. Resipientvannet ble tatt som stikkprøve annen hver uke.

Kjemiske

analyser: Analyseprogram og resultater for kloakkvann og ferskvannsresipienter er gitt i kapittel I.

Analyseresultater for sjøvannsresipienten fra Drøbak er stilt sammen i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Kjemiske analyser av sjøvannsresipienter. (Filtrert vann)

Uke	tot.P µg P/l	fosfat µg P/l	tot.N µg N/l	nitrat µg N/l	ammonium µg N/l
29	8	4	175	<10	20
31	20	8	190	20	15
33	9	2	165	10	75
35	10	4	160	20	10
37	10	6	190	20	<10
39	10	2	215	50	50
Mv	11	4,3	151	21	29

Forbehandling: Ved forsøkene i 1972 og 1973 ble alt kloakkvann filtrert før blandingen med resipientvannet. Forsøk med forskjellige forbehandlinger har imidlertid vist at man får høyere vekstpotensial i ufiltrert kjemisk rensert kloakkvann enn i filtrert og at man ved å autoklavere kloakkvannet før filtreringen får et resultat av algetesten som er meget likt resultatet i ufiltrert vann. (Löfgren, Algekulturstest på kemisk rensat avloppsvatten, NIVA A2-04, 1974). For å sammenlikne effekten av autoklaving på mekanisk, biologisk og kjemisk rensert kloakkvann ble det gjort en serie algetester på autoklavertfiltrert og filtrert kloakkvann av de tre kategoriene innblandet i resipientvann fra Maridalsvatn. Som det går frem av tabell 6.2 hvor celleutbyttet ved algetestene er gjengitt ble vekstpotensialet forhøyet ved autoklaving av det kjemisk rensede kloakkvannet (Al, Sim, Biol + Al og Al + BD). I mekanisk og biologisk rensert kloakkvann ble vekstpotensialet isteden redusert ved autoklavingen. På grunnlag av disse resultatene ble det bestemt å bruke autoklaving som forbehandling på kjemisk rensert kloakkvann men ikke på biologisk og mekanisk. Alt kloakkvann og resipientvann ble filtrert før algetestene. (Whatman GF/C-glassfiberfilter).

Algetestene ble gjort på følgende blandinger kloakkvann/resipientvann:

Resipientvann

"	+ 1% Mek.
"	+ 5% Mek.
"	+ 1% Biol.
"	+ 5% Biol.
"	+ 5% Al
"	+ 5% Sim.
"	+ 5% Biol. + Al
"	+ 5% Al +BD

Tabell 6.2. Vekstpotensial i filtrert og autoklavert-filtrert kloakkvann.

Kloakkvann	celleutbytte mill.celler/l	
	filtrert	autoklavert-filtrert
5% Mek.	2650	1930
5% Biol.	3940	2570
5% Sim.	270	930
5% Biol. + A1	10	22
5% A1	29	87
5% A1 + BD	19	330

- Testalger: Sjøvann: *Phaeodactylum tricornutum*
Ferskvann: *Selenastrum capricornutum* og *Chlamydomonas reinhardtii*. *C. reinhardtii* ble kun brukt til algetester i 5% Mek., 5% Biol. og 5% Kjem.
Testalgene ble forkulturert etter samme metoder som tidligere er beskrevet. (NIVA 0-40/71-H PRA 2.1. Fremdriftsrapport for 1973).
- Inkubering: Kloakk - resipientvannsblandingene ble podet med 1 mill./l av testalgene i 100 ml rundkolber med 50 ml vannvolum. Alle tester ble gjort med tre paralleller. Kolbene ble plassert på gyngebord med kontinuerlig belysning (ca. 6000 lux) og konstant temperatur (20°C).
- Telling: Cellene i kulturene ble tellt med Coulter Counter til veksten stanset. Det høyeste celleantallet eller celleutbyttet i hver kultur ble bestemt og middelveiden for de tre parallele kulturene beregnet. Celleutbyttet er et mål på vannets vekstpotensial.

6.3 Resultater, ferskvannsresipient

Resultater av algetestene er gitt i tabell 6.3 og fig. 6.1.

Innsjøvann

Vekstpotensialet i innsjøvannsresipienten var lavt i hele perioden. Variasjonene var mellom 1,3 og 5,1 mill. celler/l av *S. capricornutum* og 1,6 og 6,3 av *C. reinhardtii*. Begge algene viser et økende vekstpotensial fra uke 33 til uke 39, mens det forholdsvis høye celleutbyttet av *S. capricornutum* i uke 31 ikke viser seg i algetesten med *C. reinhardtii*. Fosfatkonsentrasjonen er meget lav i Ryggevatn og vil derfor sannsynligvis være begrensende for veksten. Vannets lave pH virker også hemmende på veksten av disse testalgene. Middelveidi for vekstpotensial i ferskvannsresipienten i perioden uke 29-39 var 3,1 mill. celler/l av *S. capricornutum*.

Tabell 6.3 Vekstpotensial i blandinger av kloakkvann og innsjøvann
mill.celler/l.

A. *Selenastrum capricornutum*

Uke nr.:	29	31	33	35	37	39	Mv.
Innsjøvann	1.8	5.1	1.3	2.2	3.4	4.8	3.1
" + 5% Al + BD	1.8	4.5	2.0	2.8	2.7	4.0	3.0
" + 5% Biol + Al	2.0	3.8	1.7	3.1	1.6	9.8	3.7
" + 5% Sim	27	13	150	300	8.9	19	86
" + 1% Al	1.6	4.4	1.7	3.2	1.6	7.0	3.2
" + 5% Al	2.6	5.5	93	49	5.6	15	28
" + 1% Biol	68	-	570	84	6.9	119	170
" + 5% Biol	1080	477	2240	2413	174	912	1216
" + 1% Mek	107	-	730	93	7.4	118	118
" + 5% Mek	990	638	2533	2770	54	793	1296

B. *Chlamydomonas reinhardtii*

Uke nr.:	29	31	33	35	37	39	Mv.
Innsjøvann	-	1.7	1.6	3.4	3.4	6.3	3.3
" + 5% Al	11	9.7	65	82	14	28	35
" + 5% Biol	520	330	770	803	163	270	476
" + 5% Mek	543	363	717	737	55	151	428

Mekanisk rensset kloakkvann

Vekstpotensialet i 5% Mek. varierer sterkt. Maksimum inntreffer uke 33 og 35 med 2500-2800 mill. celler/l (*S. capricornutum*). I denne perioden var også nitrogen- og fosforinnholdet høyest. Uke 37 var celleutbyttet kun 54 mill. celler/l. Dette er en mye større nedgang i vekstpotensial enn hva de kjemiske analysene tilsier. I konsentrasjonen 1% Mek. var celleutbyttet høyest uke 33 (730 mill. celler/l). De andre ukene var celleutbyttet mindre enn 1/5 av verdien for 5% Mek. Økningen var altså ikke helt proporsjonal mot konsentrasjonen av kloakkvann. Særlig stort avvik var det uke 35, da celleutbyttet var 2770 mill. celler/l i 5% Mek., men kun 93 mill. i 1% Mek.

Variasjonene i celleutbytte av *Chlamydomonas reinhardtii* følger samme mønster som for *Selenastrum capricornutum*. Høyest verdi var det uke 35 (737 mill. celler/l) og lavest uke 37 (55 mill. celler/l). Liksom for *S. capricornutum* var altså vekstpotensialet uke 37 lavere enn hva man kunne vente ut fra de kjemiske analysene.

Middelverdi for vekstpotensial i 5% Mek. var 1296 mill. celler/l *S. capricornutum* og 1128 mill. celler/l *C. reinhardtii*.

Biologisk rensset kloakkvann

Vekstpotensialet i 5% Biol. varierte omtrent på samme måte som i 5% Mek. Høyeste celleutbyttet av *Selenastrum capricornutum* i 5% Biol. var det uke 35 (2413 mill. celler/l). Minkingen i celleutbyttet fra uke 35 til 39 var mindre i 5% Biol. enn i 5% Mek. Tre ganger, uke 29, 37 og 39 var celleutbyttet høyere i 5% Biol. enn i 5% Mek.

Celleutbyttet av *Chlamydomonas reinhardtii* var også høyest uke 35 og lavest uke 37. Vekstpotensial var høyere enn i 5% mek. uke 33, 35, 37 og 39. Middelverdi for celleutbytte i 5% biol. var 1216 mill. celler/l av *Selenastrum capricornutum* og 476 mill. celler/l av *Chlamydomonas reinhardtii*. I 1% biol. var middelverdien 170 mill. celler/l *S. capricornutum*.

Kjemisk rensset kloakkvann

I 5% Al. var vekstpotensialet forholdsvis høyt uke 33 og 35. Celleutbyttet av *S. capricornutum* var da 150 resp. 300 mill. celler/l. For øvrig varierte det mellom 9 og 27 mill. celler/l. I 1% Al. var celleutbyttet hele tiden lavt men varierende. Det ser ikke ut til å være noen sammenheng mellom variasjonene i celleutbytte ved konsentrasjonene 5% og 1% Al. *C. reinhardtii* hadde det høyeste celleutbytte uke 33 og 35, 65 resp. 82 mill. celler/l. Alle uker unntatt uke 33 var celleutbyttet av *C. reinhardtii* høyere enn av *S. capricornutum*.

Middelverdi for celleutbytte i 5% Al. var 28 mill. celler/l av *S. capricornutum* og 35 mill. celler/l av *C. reinhardtii*.

Biologisk rensset kloakkvann med kjemisk simultanfelling

I det simultanfellede kloakkvannet, 5% Sim. var vekstpotensialet hele tiden høyere enn i 5% Al. Særlig høyt celleutbytte av *S. capricornutum* var det uke 33 (150 mill. celler/l) og uke 35 (300 mill. celler/l). De øvrige ukene varierte celleutbyttet mellom 9 og 30 mill. celler/l. Middelverdi for perioden var 86 mill. celler/l av *S. capricornutum*.

Biologisk rensset kloakkvann med kjemisk etterfelling

I 5% Biol + Al. var celleutbyttet meget lavt hele perioden. Det høyeste celleutbyttet, 9,8 mill. celler/l uke 39, skyldes tildels et stort innslag av flagellater i kulturen. Middelverdi for hele perioden i 5% Biol + Al. er 3,7 mill. celler/l av *S. capricornutum*.

Kjemisk rensset kloakkvann med biodam

Også i 5% Al. + BD var vekstpotensialet lavt hele tiden. Celleutbyttet varierte mellom 1,8 og 4,5 mill. celler/l. Middelverdien 3,0 mill. celler/l av *S. capricornutum* er til og med lavere enn i resipientvannet.

6.4 Resultater, sjøvannsresipient

Resultatene av algetestene i sjøvannsresipienten er gjengitt i tabell 6.4 og fig. 6.2.

Sjøvann

Vekstpotensialet i sjøvannsresipienten var høyest uke 31 (237 mill. celler/l *P. tricornutum*). Uke 33 og 35 var celleutbyttet forholdsvis lavt, 68 og 40 mill. celler/l. Deretter økte det igjen til 118 mill. celler/l uke 37 og 192 mill. celler/l uke 39. Middelerdi for vekstpotensialet i sjøvannsresipienten var 124 mill. celler/l av *P. tricornutum*.

Mekanisk rensed kloakkvann

Vekstpotensialet i 5% Mek. var ca. 2300 mill. celler/l uke 29 og 31, 3400 ukene 33 og 35 og 900-1200 ukene 37 og 39. Disse variasjonene i vekstpotensial stemmer godt overens med resultatene i ferskvannsresipienten (se fig. 6.1). Middelerdi for celleutbytte av *P. tricornutum* i 5% Mek. var 2258 mill. celler/l. I 1% Mek. var middelerdien 726 mill. celler/l.

Biologisk rensed kloakkvann

I 5% Biol. varierte vekstpotensialet på samme måte som i 5% Mek., men celleutbyttet var hele tiden noe lavere. Middelerdi i 5% Biol. var 2060 mill. celler/l. Middelerdi i 1% Biol. var 679 mill. celler/l.

Kjemisk rensed kloakkvann

I 5% Al. var vekstpotensialet hele tiden lavere enn i samme konsentrasjon av Mek. og Biol. Den høyeste verdien var 1050 mill. celler/l uke 33. Lavest var celleutbyttet uke 37 (248 mill. celler/l). Middelerdi celleutbytte i 5% Al. var 634 mill. celler/l, hvilket er omtrent det samme som i 1% Biol. I 1% Al. var middelerdien for celleutbytte 298 mill. celler/l. Det innebærer en økning av celleutbytte i forhold til resipienten med 174 mill. celler/l.

Biologisk rensed kloakkvann med simultanfelling

I 5% Sim. var celleutbyttet betydelig høyere enn i 5% Al. alle uker unntatt uke 33. Variasjonene i celleutbytte var mellom 690 og 1230 mill. celler/l. Middelerdien var 948 mill. celler/l.

Tabell 6.4. Vekstpotensial i blandinger av kloakkvann og sjøvann,
mill.celler/l.

Phaeodactylum tricornutum

	29	31	33	35	37	39	Mv.	Økning
Sjøvann	88	237	68	40	118	192	124	-
" + 5% Al + BD	238	393	162	53	320	250	236	112
" + 5% Biol + Al	543	495	67	155	72	277	267	143
" + 5% Sim	750	1210	690	1230	768	1040	948	824
" + 1% Al	275	513	480	120	190	207	298	174
" + 5% Al	617	845	1050	630	248	415	634	510
" + 1% Biol	903	573	1220	737	260	381	679	555
" + 5% Biol	2286	1993	3206	2870	895	1115	2060	1936
" + 1% Mek	1060	613	1350	770	243	318	726	602
" + 5% Mek	2387	2273	3390	3350	925	1220	2258	2134

Biologisk rensed kloakkvann med etterfelling

Vekstpotensialet i 5% Biol. + Al. var alle uker lavere enn i 5% Al. Celleutbyttet var størst uke 29 og 31 (ca. 500 mill. celler/l). Uke 33 var celleutbyttet i 5% Biol. + Al. det samme som i resipientvannet og uke 37 var det til og med lavere enn i resipienten. Disse resultatene kan tyde på noen vekstinhiberende effekt i dette kloakkvannet. Middelerdien for celleutbyttet i 5% Biol. + Al. var 267 mill. celler/l. Det betyr en økning med 143 mill. i forhold til resipienten, d.v.s. en noe mindre økning enn i 1% Al.

Kjemisk rensed kloakkvann + biodam

I 5% Al. + BD var celleutbyttet lavere enn i Biol. + Al. uke 29, 31, 35 og 39. Laveste verdien var 53 mill. celler/l uke 35. Det er en økning med kun 13 mill. i forhold til resipienten. De andre ukene var celleutbyttet 160-390 mill. celler/l. Middelerdi for celleutbytte i 5% Al. + BD var 236 mill. celler/l, hvilket er 112 mill. mer enn i resipienten.

6.5 Diskusjon

Hvis man ordner rensemotodene etter stigende vekstpotensial blir rekkefølgen den samme i ferskvann og sjøvann. Det laveste vekstpotensialet har Al. + BD og Biol. + Al. Betydelig høyere var vekstpotensialet i Al. Sim. hadde høyere vekstpotensial enn Al., men forskjellen mellom Sim. og Biol. var stor. Vekstpotensialet var høyest i Mek. (Se fig. 6.3 og 6.4).

Til tross for at alt kjemisk rensed kloakkvann ble autoklavert før algetestene var celleutbyttet av *S. capricornutum* meget lavt alle ukene i Al. +BD og Biol. + Al. I 5% Al. avviker celleutbyttet sterkt fra nivået i resipienten bare ukene 33 og 35. Disse store variasjoner i vekstpotensial kan ikke forklares med fosforinnholdet i kloakkvannet til tross for at fosfat burde være det begrensende planteneringsstoffet i 5% Al. Sannsynligvis er tilgjengeligheten av fosfor mere avgjørende for vekstpotensialet enn konsentrasjonen.

En annen årsak til at det er dårlig sammenheng mellom fosforkonsentrasjonen og celleutbyttet av *S. capricornutum* i kjemisk rensed kloakkvann kan være

at proporsjonaliteten mellom celleutbytte og fosfatkonsentrasjon som er vist ved høyere konsentrasjoner ikke gjelder for lavere konsentrasjoner. Ved høyere konsentrasjoner øker celleutbyttet med 10-15 mill. celler/mg P.

En sammenlikning av celleutbyttet av *C. reinhardtii* og *S. capricornutum* i algetestene med 5% Mek., Biol. og Kjem. viser at forholdet ikke er linjært (se fig. 6.5). Ved lavt vekstpotensial er celleutbyttet av *C. reinhardtii* forholdsvis større enn ved høyt. Det innebærer at veksten av *C. reinhardtii* ble forholdsvis mer stimulert av kjemiske rensede kloakkvann enn *S. capricornutum*. Tallene er imidlertid basert kun på antall celler og variasjoner i cellestørrelse kan derfor være en del av forklaringen.

Økningen av celleutbyttet i sjøvannsresipienten ved tilsetning av kjemisk rensede kloakkvann var større enn i ferskvannsresipienten. Dette ble også konstatert ved undersøkelsene i 1973. Årsaken er sannsynligvis forskjellen i N/P forhold i de to resipientene. I 1973 var forskjellen i celleutbytte ved tilsetning av 1% og 5% Al. liten. Dette kunne forklares med det lave fosfatinholdet i det kjemisk rensede avløpsvannet. Ved årets undersøkelse var forskjellen mye større, noe som skyldes et høyere fosfatinhold. Resultatene for 1974 viser derfor ikke et så tydelig skifte fra nitrogenbegrensning til fosforbegrensning ved økende belastning av kjemisk rensede kloakkvann.

6.5 Sammenfatning

Algetestene har vist at forskjellene i vekstpotensial mellom de ulike avløpsvannene er store. Ordnet etter stigende vekstpotensial er rekkefølgen følgende:

1. Kjemisk rensing + biodam (Al. + BD)
2. Biologisk rensing med kjemisk etterfelling (Biol. + Al)
3. Kjemisk rensing (Al)
4. Biologisk rensing med kjemisk simultanfelling (Sim)
5. Biologisk rensing (Biol.)
6. Mekanisk rensing (Mek.)

Se fig. 6.3 og 6.4.

Særlig god var renseeffekten i Al. + BD og Biol. + Al.

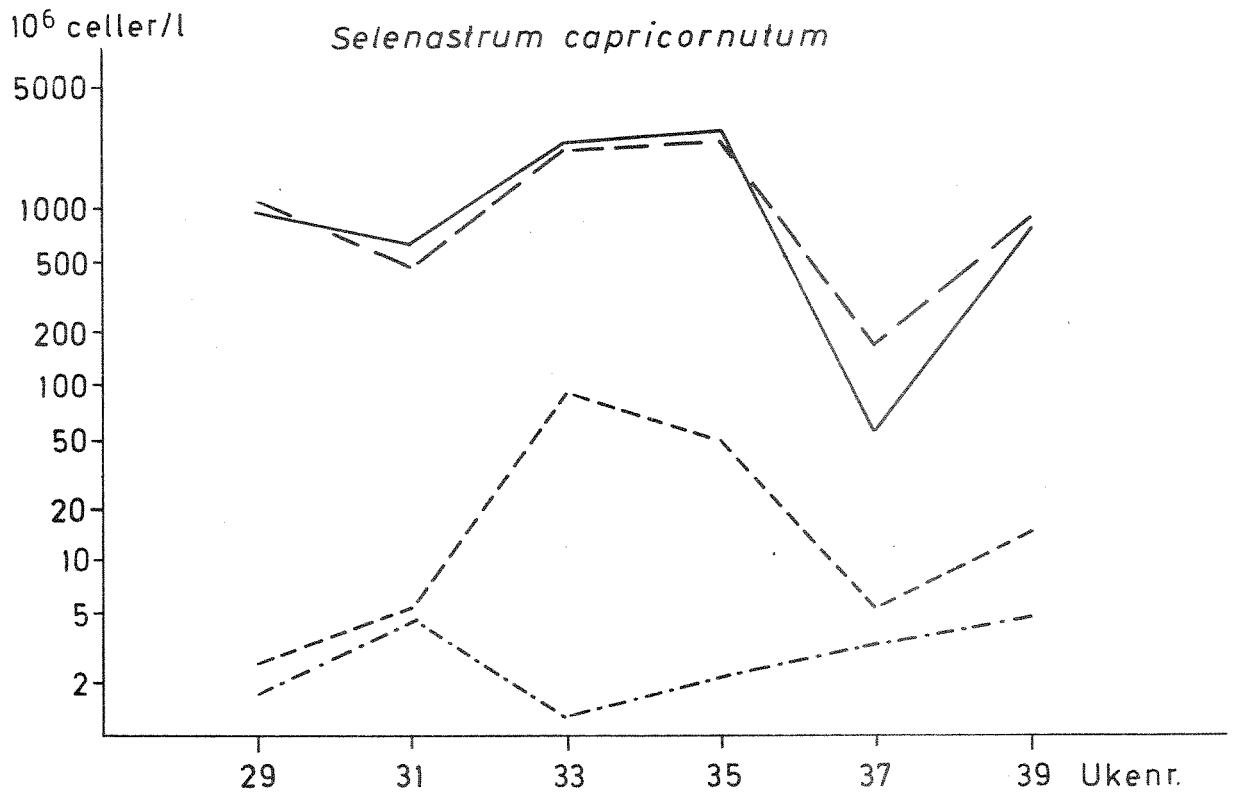
Sim. gav betydelig dårligere renseeffekt enn Al., men vekstpotensial var meget lavere i Sim. enn i Biol.

Forskjellen i vekstpotensial mellom biologisk og kjemisk rensset kloakkvann var større i ferskvannsresipienten enn i sjøvannsresipienten.

Det var godt samsvar mellom celleutbyttet av de to ferskvannsalgene *Selenastrum capricornutum* og *Chlamydomonas reinhardtii*, men utbyttet av *C.reinhardtii* var forholdsvis høyere ved lavt vekstpotensial (se fig. 6.5).

STK/HUU

Fig. 6.1. Vekstpotensial i ferskvannsresipienten



- 5% mek.
- - - 5% biol.
- - - 5% Al
- · - · resipient

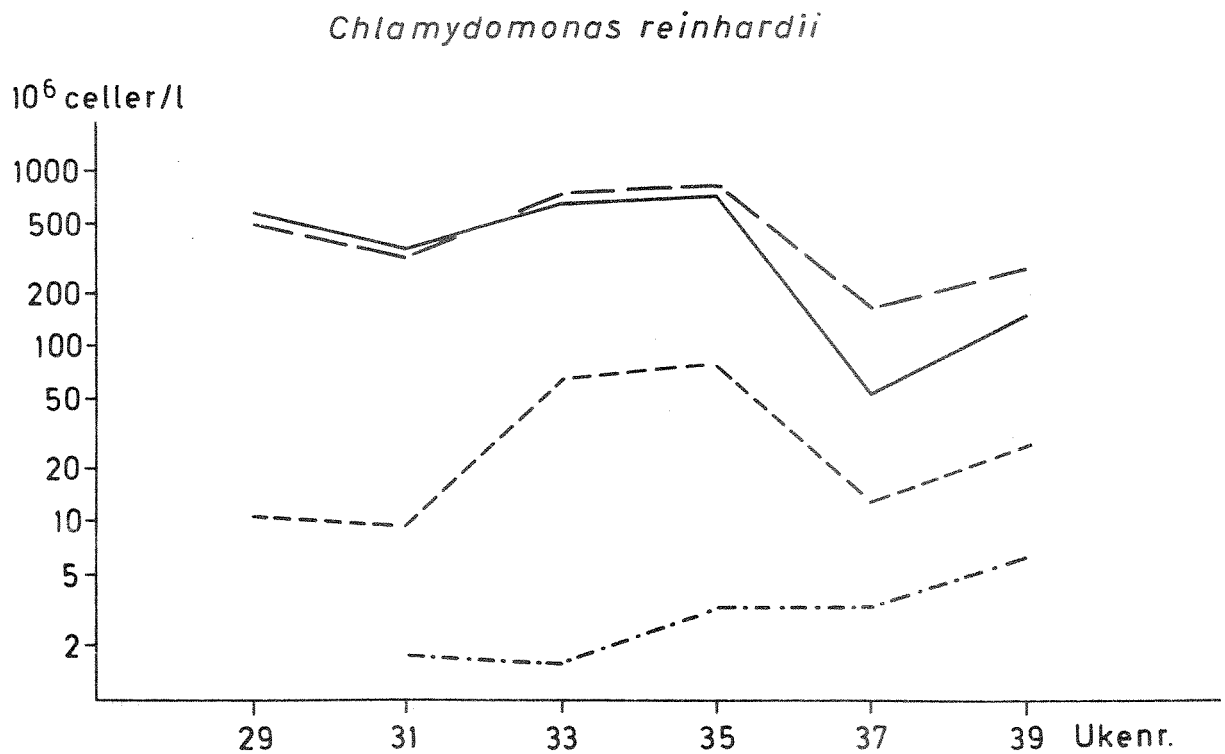
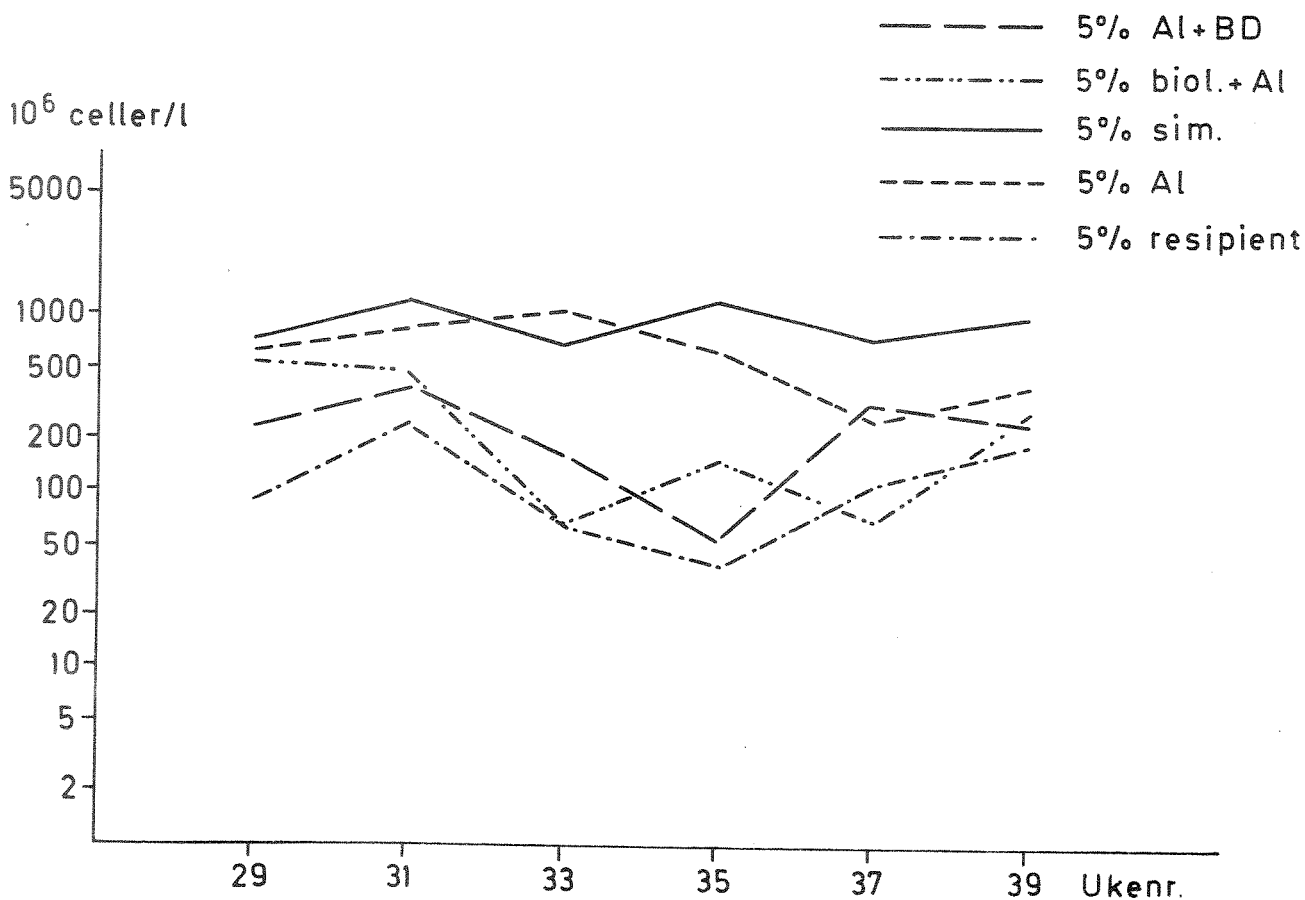
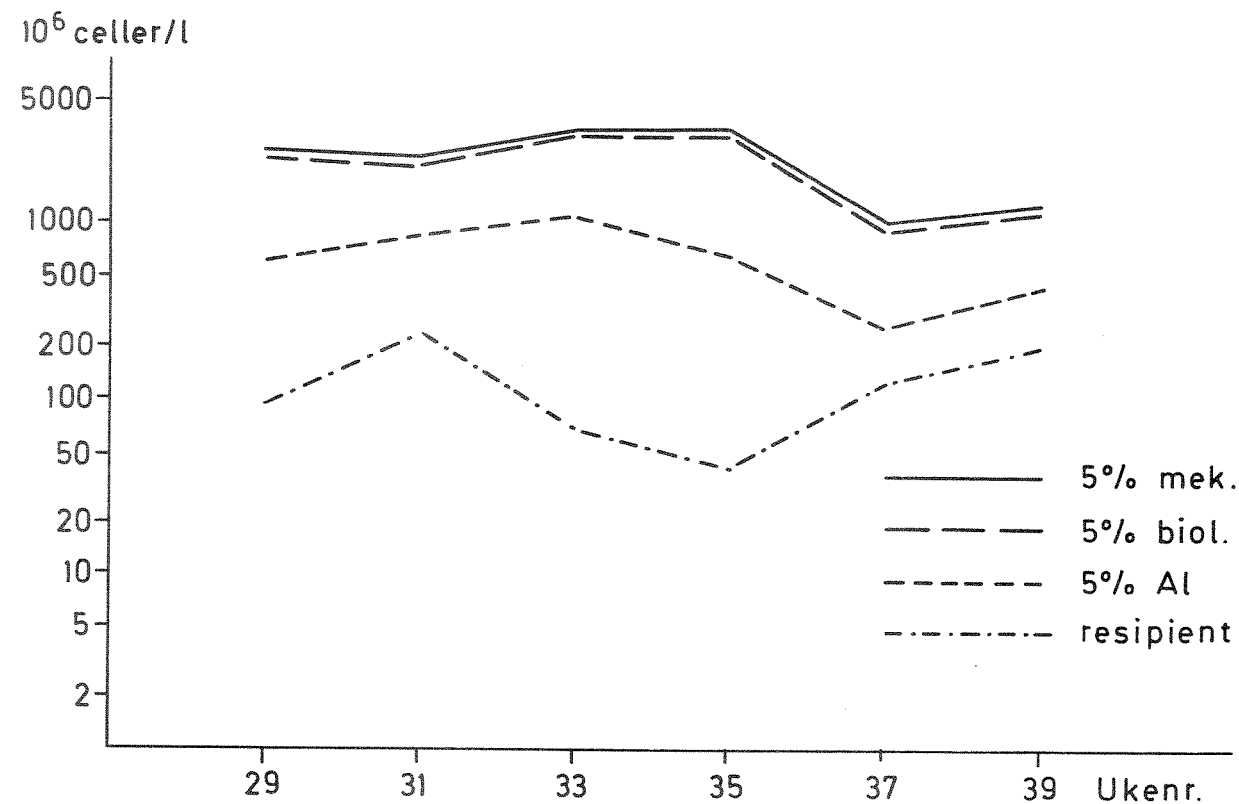


Fig.6.2. Vekstpotensial i sjövattnsresipienten

Phaeodactylum tricornutum



mill. celler/l

Fig.6.3. Middelerdi for vekstpotensial

Resipient : Ryggevatn

Testalge : *Selenastrum capricornutum*

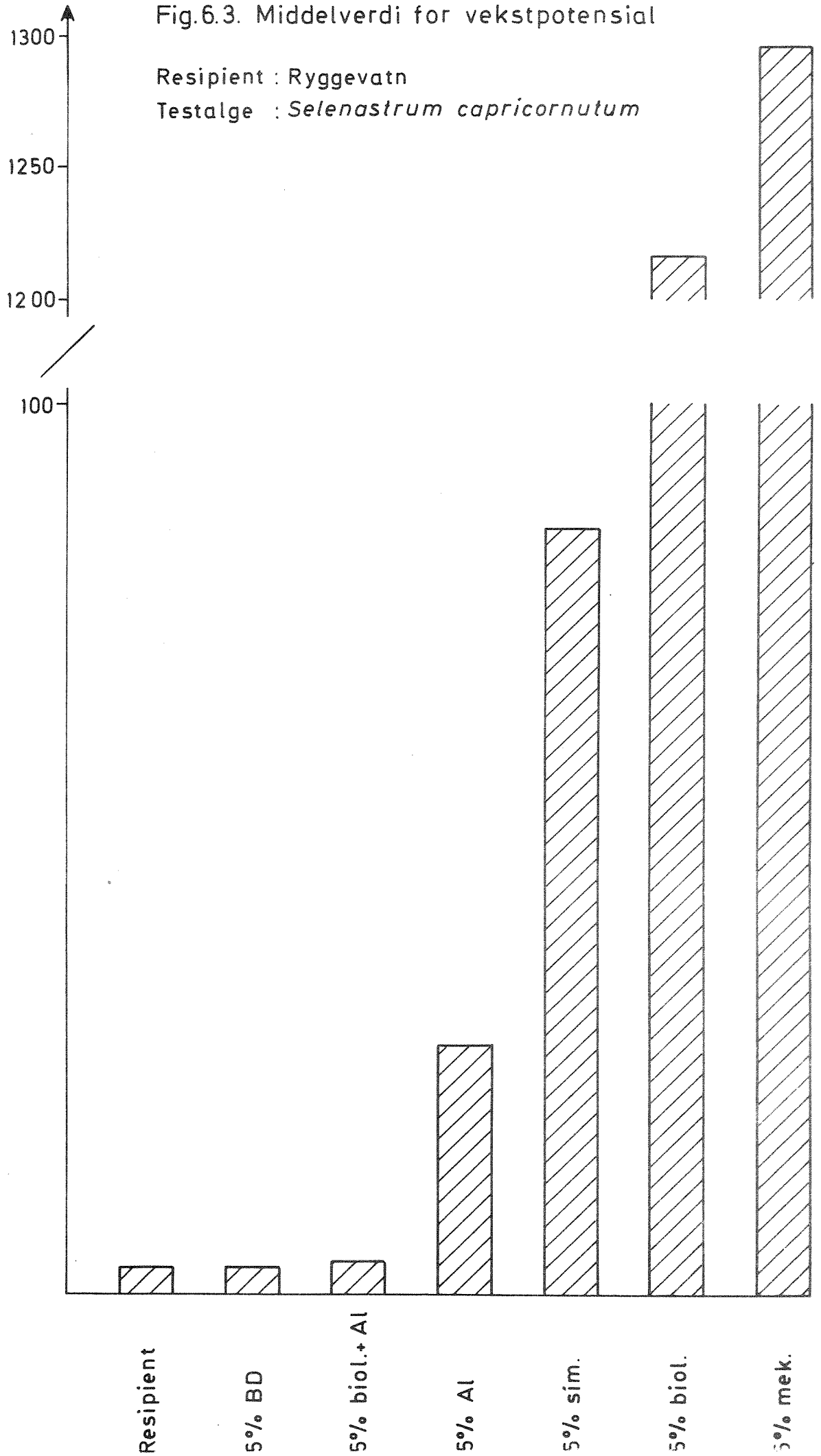


Fig.6.4. Middelværdi for vekstpotensial

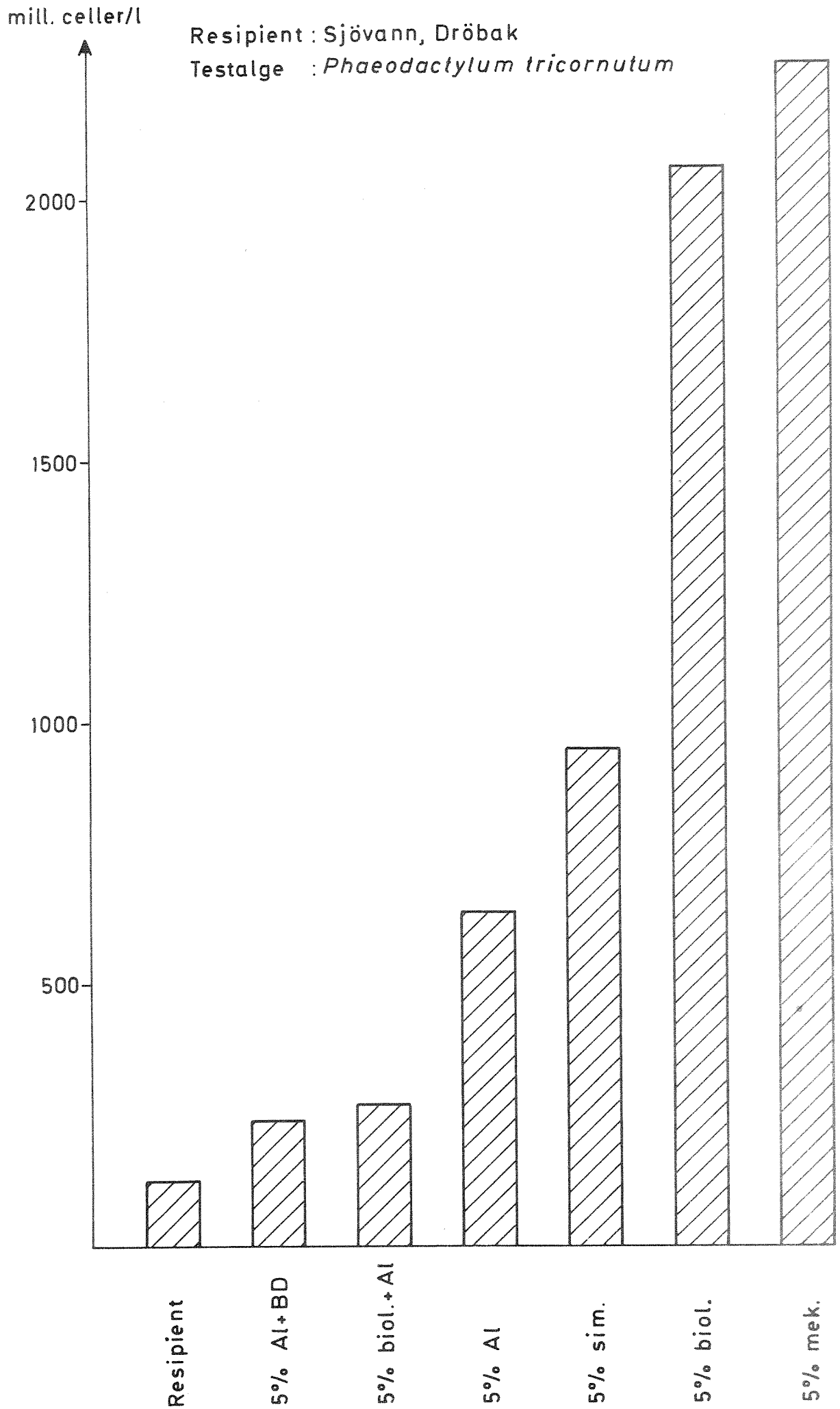
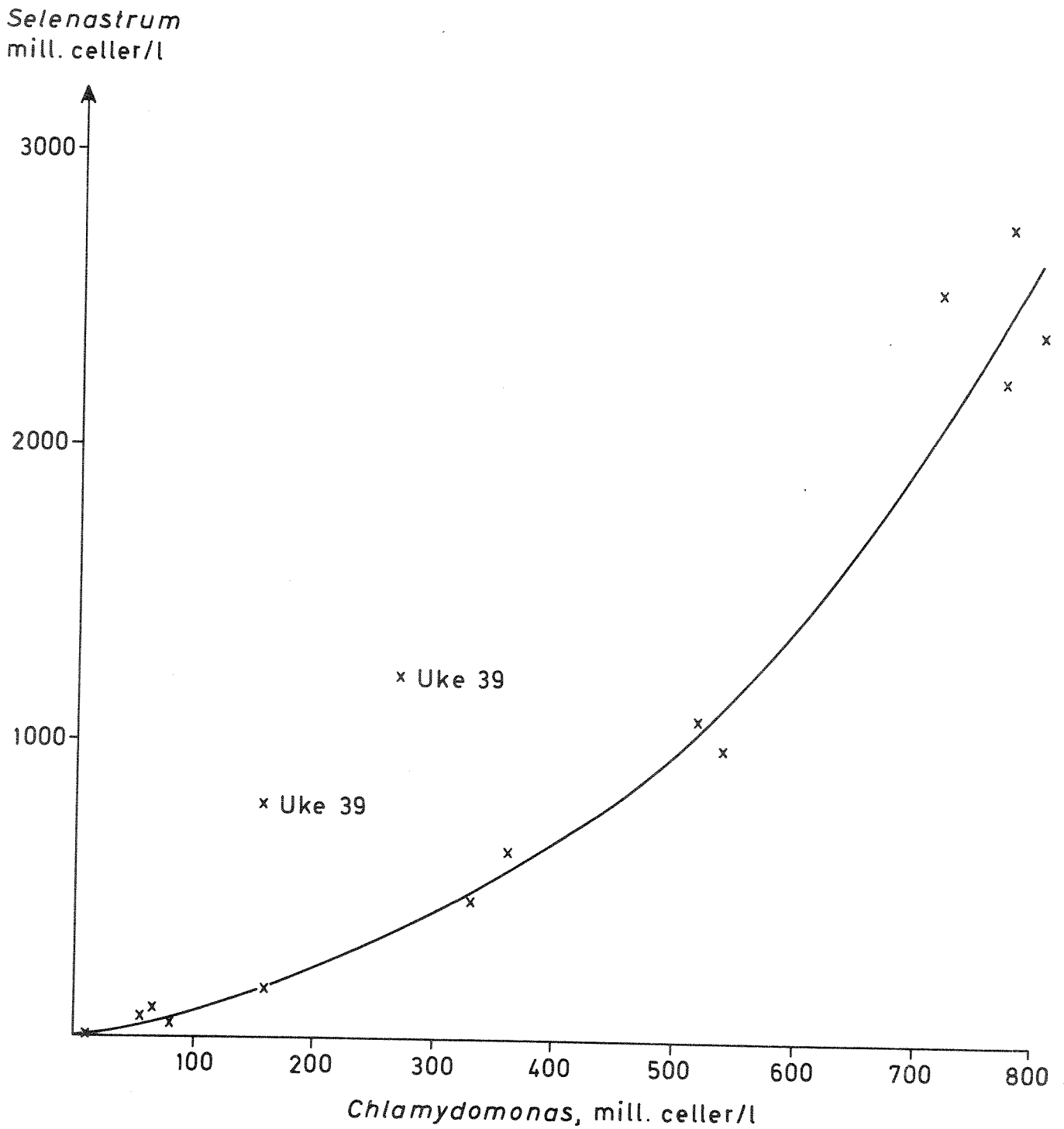


Fig.6.5. Forholdet mellom celleutbytte av *Selenastrum capricornutum* og *Chlamydomonas reinhardtii*



7. DIALYSEKULTURFORSØK IN SITU

7.1 Innledning

Forsøk med dialysekulturer av testalger in situ i tilknytning til forsøksresipientene ble innledet i 1973, og metodikk og foreløpige resultater er beskrevet tidligere (Stænsland 1972, Traaen et al. 1974).

Opplegget ble denne gang forenklet en del i forhold til i 1973. I stedet for å følge de enkelte kulturer med prøvetaking og måling hver dag og utskifting av 2 av 12 kulturer 2 ganger i uken, ble det nå satt opp 4 enkeltstående forsøk med 12 kulturer ved start, og dernest høsting av 2 paralleller med 2-4 dagers mellomrom over en 2-3 ukers forsøksperiode. Det er således ikke mulig å spore endringer i veksthastigheten fra ett døgn til et annet, og vurderingen av resultatene må gjøres på basis av gjennomsnittstall for kjemiske parametre. Dette er lite tilfredsstillende da algene raskt kan bygge opp f.eks. fosfatreserver i cellene i perioder med høy konsentrasjon. Til gjengjeld har en fått hele kulturvolumet (35 ml) disponibelt for analyser for en nærmere beskrivelse av algenes fysiologiske tilstand under veksten.

I det følgende skal det gis en kort presentasjon av resultatene. En endelig bearbeiding må utstå til senere, da analyser på sink, kobber, bly og kadmium samt organisk karbon i kulturene pr. juli 1975 enda ikke er blitt utført.

7.2 Forsøkernes utførelse

Dialysekar av hvit poly-etylen (80 l) ble plassert ved enden av 8 forsøksrenner, slik at utløpsvannet fra rennene (0,5 l/s) strømmet gjennom karet med en midlere oppholdstid på 2 minutter og 40 sekunder. Karenes overflate (ca. 0,25 m²) sto fritt eksponert for innfallende sollys med døgnmaksimum varierende fra 30.000 til 100.000 lux. Dialysepølser av regenerert celluloseacetat ble fylt med 35 ml inokulums-kultur fortynnet i 5% Z8 med 1/4 P. Pølsene ble så festet på dialysehjul som roterte 3 omdreininger pr. minutt neddykket i karet,

og veksten fulgt ved høsting av 2 og 2 kulturer med 2-4 dagers mellomrom. Veksten ble fulgt ved måling av absorbans ved 430 nm i et Coleman 54 spektrofotometer med 12 x 75 mm rørkyvette (6-308 B) og med destillert vann som referanse. Instrumentet var langt mer følsomt enn det tidligere benyttede EEL-fotometeret, og målinger ned til $A_{430} = 0,3$ var godt reproducerbare. Omregningsfaktoren til EEL-enheter kan settes til 0,35.

De 8 dialysekarene ble tilført utløpsvannet fra forsøksrenner med følgende tilsetninger:

- KAR 1: Renne 2 med 5% A1 + BD
- KAR 2: Renne 3 " 0,5% A1 + BD
- KAR 3: Renne 4 " 5% A1
- KAR 4: Renne 5 " 0,5% A1
- KAR 5: Renne 6 " 5% B + A1
- KAR 6: Renne 7 " 0,5% B + A1
- KAR 7: Renne 8 " 5% SIM
- KAR 8: Renne 9 " 0,5% SIM

I forsøk 1 og 2 ble arten *Scenedesmus quadricauda* dyrket i renkultur. Celletettheten ved start var henholdsvis $A_{430} = 1,4$ og 0,5. Ved forsøk 3 og 4 ble det benyttet en blanding av artene *Scenedesmus*, *Selenastrum capricornutum*, *Chlamydomonas Reinhardii* og *Asterionella formosa*. Inokulumskulturene ble først tallet i Coultercounter og ved mikroskopi (*Scenedesmus*), fortynnet til samme celleantall og dernest blandet i volumforhold 1:1:1:1. Dette skulle gi samme celletall for alle arter før endelig fortynning ned til $A_{430} = 0,3$.

Ved høsting varierte kulturvolumet fra 28 til 35 ml, i gjennomsnitt 32 ml. Dette ble behandlet etter følgende skjema:

- 2,5 ml Måling av absorbans umiddelbart. Frosset for analyse på organisk karbon.
- 10 ml Konserverte for tungmetall-analyser.
- 1,0 ml Pipetterte til 9,0 ml kokende TRIS-buffer for ekstraksjon av ATP. Ekstraktene ble straks frosset for senere analyse.

- 21,5 - 14,5 ml Filtret over GF/C glassfiberfilter og ekstrahert med 90% aceton for analyse på klorofyll a og phaeopigmenter. Parallelle kulturer ble oftest slått sammen ved filtrering.
- 1,0 ml I forsøk 3 og 4 konserverte med 2% formalin for telling av de enkelte arter ved mikroskopering.

7.3 Analysemetoder

ATP ble analysert som beskrevet av Laake (1974). Organisk karbon vil bli analysert ved direkte injeksjon i Oceanography International total Carbon System og tungmetaller ved atomabsorpsjon.

Klorofyll a og phaeopigmenter ble analysert ved måling av acetonekstraktets absorbans med 1 cm kyvette i Hitachi Perkin-Elmer spektrofotometer 124 ved 730 og 665 nm før og etter tilsetning av 1 dråpe 1 N HCl til kyvetten, som beskrevet av Lorenzen (1967). Ved surgjøring overføres intakt klorofyll a til phaeophytin og andre klorofyllderivater, som har 60% mindre absorbans ved 665 nm. Reduksjonen skyldes trolig at Mg-atomet fjernes fra porfyrinringen. Målingen ved 730 nm benyttes som korreksjon for partikulær turbiditet i ekstraktet, og konsentrasjonen av klorofyll a og phaeopigmenter kan da beregnes etter følgende formler:

$$\text{Chl } a = \frac{26,7 (665_o - 665_a) \cdot V_e}{V_f} \text{ (mg/l)}$$

$$\text{Phaeo} = \frac{26,7 (1,7 \cdot 665_a - 665_o) \cdot V_e}{V_f} \text{ (mg/l)}$$

- hvor 665_o = korrigert absorbans ved 665 nm
 665_a = " " " 665 " etter tilsetning av HCl
 V_e = volum acetonekstrakt (ml)
 V_f = filtrert volum (ml)

7.4 Beregninger

7.4.1 Beregning av lineær veksthastighet og asymptotisk celletetthet

Forløpet av veksten i en dialysekultur er inngående beskrevet tidligere (Traaen et al. 1974). Bortsett fra ved 5% SIM i forsøk 3 og 4, gikk kulturene raskt over i lineær vekstfase. Veksthastigheten (dX/dt) er beregnet ved lineær regresjon innen det området på vekstkurven som visuelt fortonet seg som lineært. Ved forsøk 2 er den bratteste delen av kurven benyttet.

Ved 5% belastning i forsøk 1 og ved 5% SIM i forsøk 3 og 4 ble veksten avbrutt for tidlig til at celletettheten i asymptotisk vekstfase (X_{as}) lar seg bestemme sikkert, og verdiene er justert skjønnsmessig på basis av vekstkurvens forløp. Stort sett er høyeste oppnådde celletetthet benyttet.

7.4.2 Beregning av utbyttefaktor (Y_X) og vedlikeholdsfaktor (Y_E)

Den vekstkinetiske teori for dialysekulturer er nøye beskrevet av Schultz og Gerhardt (1969). Veksthastigheten etter den eksponensielle vekstfase er gitt ved uttrykket:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{Y_X P_m A_m (S_r - S_f)}{V_f} - Y_E Y_X X$$

Her er:

Y_X = utbyttefaktor (g celler/g substrat)

Y_E = vedlikeholdsfaktor (g substrat/g celler og time)

P_m = membranens permeabilitetsfaktor (cm/time)

A_m = membranens areal (cm^2)

X = biomasse (g celler)

V_f = kulturvolumet (cm^3)

S_r = konsentrasjonen av vekstbegrensende faktor i dialysekarret (g/cm^3)

S_f = konsentrasjonen av vekstbegrensende faktor i kulturen (g/cm^3)

Ved lineær vekst er cellenes krav til substrat for opprettholdelse av basalmetabolismen (Y_E) neglisjerbart, og vekstutbyttet pr. substratenhet kan da beregnes ut fra den lineære veksthastigheten:

$$Y_X = \frac{V_f}{P_m \cdot A_m} \left(\frac{dX/dt}{S_r - S_f} \right)$$

Symbolene foran parentesene er konstante størrelser ($V_f = 32 \text{ cm}^3$ og $A_m = 96 \text{ cm}^2$). Ved å anta at ortofosfat er begrensende vekstfaktor, at S_r er lik beregnet konsentrasjon ved innløpet av rennene, og at S_f er neglisjerbar, kan Y_X beregnes. Da P_m er ukjent og X foreløpig foreligger i absorpsjons-enheter, så er imidlertid resultatene gitt som relative tall (Y'_X).

Når vekstkurvene flater ut til asymptotisk celledetthet (X_{as}) er $dX/dt = 0$, og vedlikeholdsfaktoren kan da beregnes:

$$Y_E = \frac{P_m \cdot A_m}{V_f} \left(\frac{S_r - S_f}{X_{as}} \right)$$

Vedlikeholdsfaktoren må også beregnes som en relativ størrelse (Y'_E)

Faktorene Y'_X og Y'_E er innbyrdes uavhengige størrelser og karakteriserer kulturen hver på sin måte. De er imidlertid begge dominert av feilkilder ved valg av en representativ substrat-konsentrasjon (S_r); for høy S_r vil gi for lav Y'_X og for høy Y'_E .

7.5 Forsøksresultater og diskusjon

7.5.1 Vekstkurver og celleutbytte

Vekstkurvene for alle forsøk er presentert i figur 7.1-6, og maksimal celledetthet under forsøkene er sammenstilt i fig. 7.7. Celledettheten er beregnet som middel av to paralleller. Parallelliteten var hele tiden meget god.

I forsøk 1 (fig. 7.1) har en stopp i resipientvanntilførselen mellom 3 og 5 døgn ført til vekstretardasjon i alle kulturer. Veksthastigheten viser ellers stor variasjon i perioden. Celleutbyttet for 5% Al utgjør

Fig. 7.1 Celletetthet (—) og nivå av ATP (□), klorofyll a (▨) og phaeopigmenter (▩) i dialysekulturer med *Scenedesmus quadricauda*. Forsök 1, 28.06 - 12.07.74 (Uke 26 - 28)

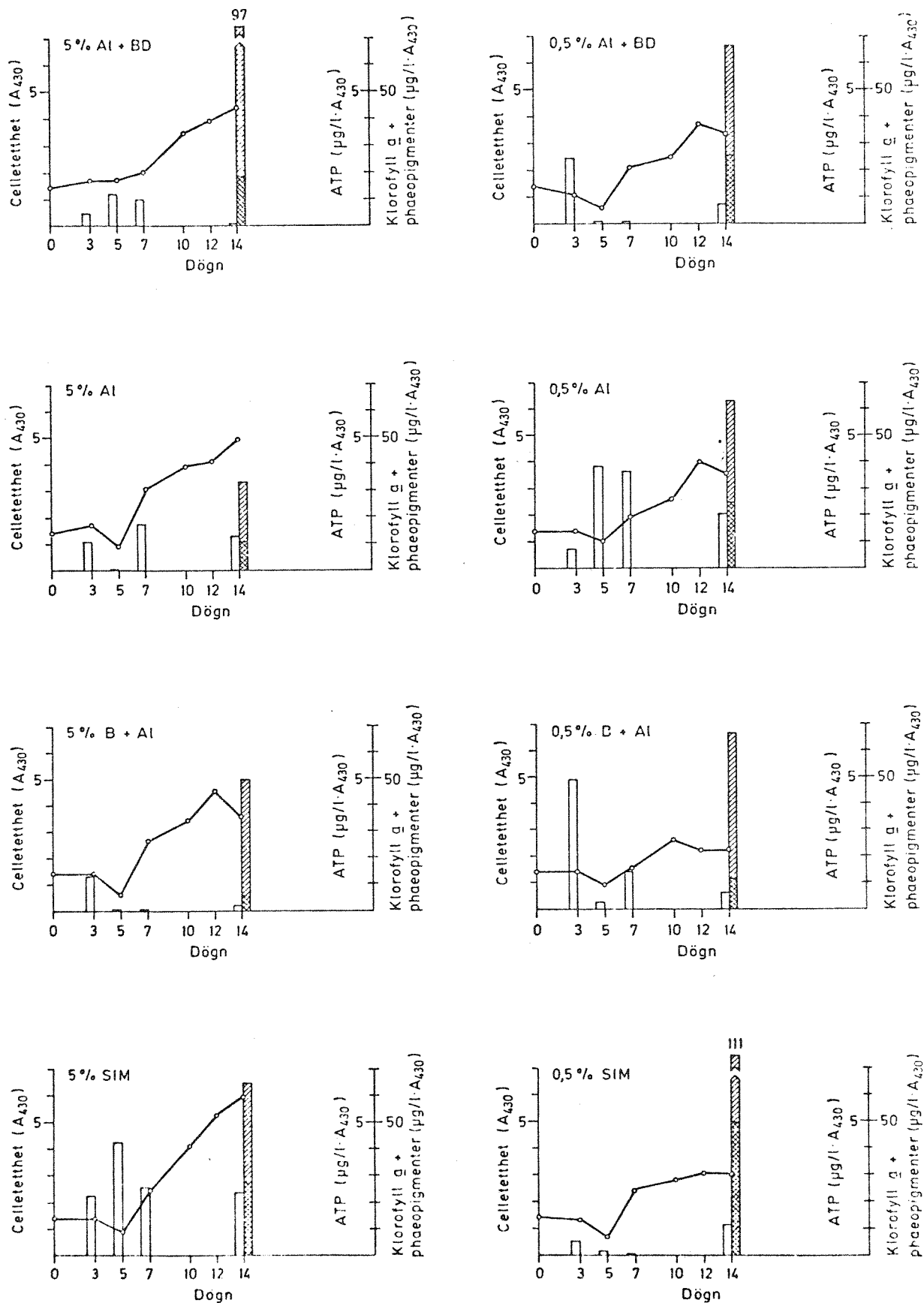


Fig.7.2 Celltetthet (—○—) og nivå av ATP (□), klorofyll a (▤) og phaeopigmenter (▨) i dialysekulturer med *Scenedesmus quadricauda*. Forsök 2, 12.07 - 01.08.74 (Uke 28 - 31)

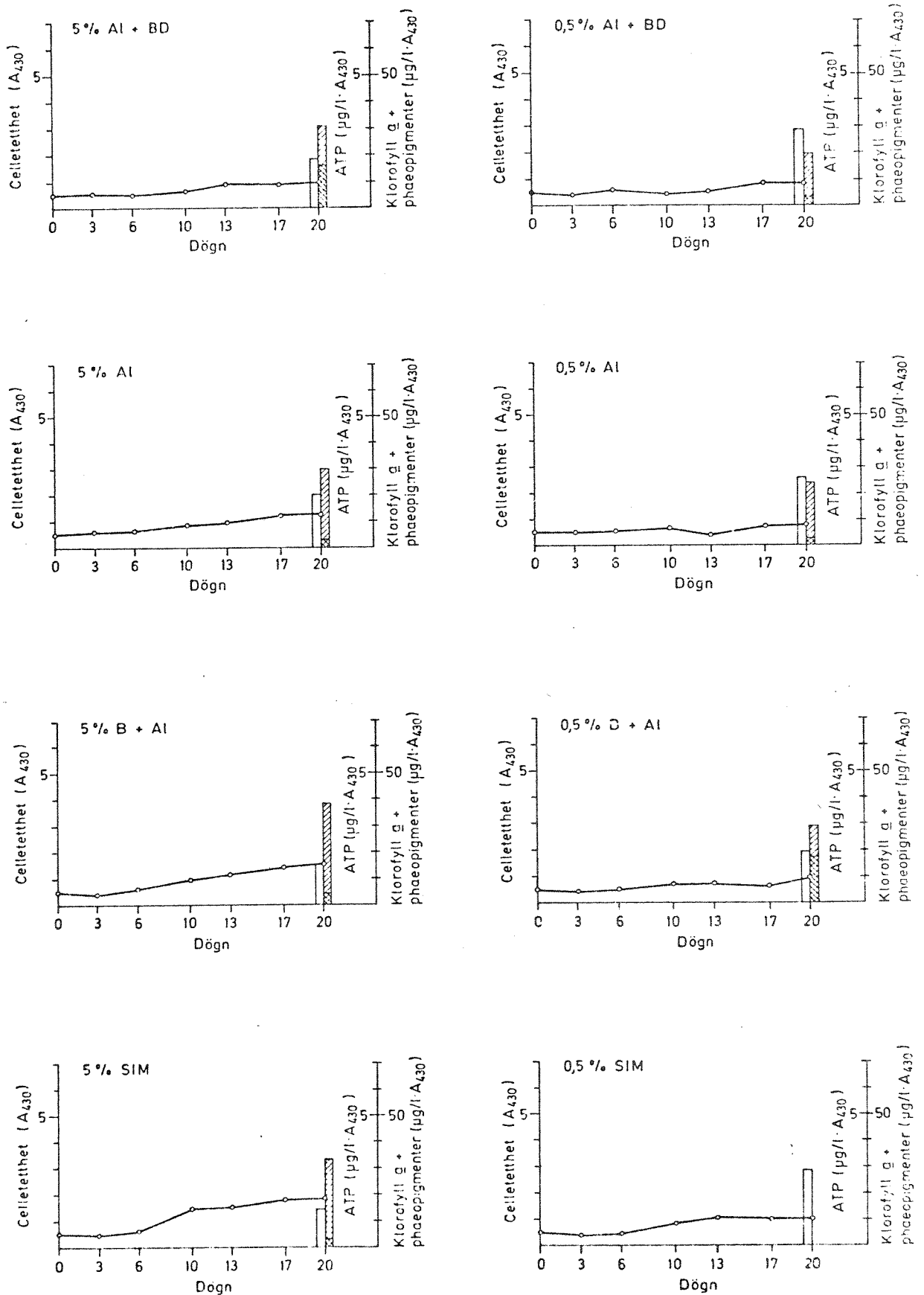


Fig.7.3 Celletetthet (—○—), relativ artsfrekvens (—) og nivå av ATP (□), klorofyll a (▤) og phaeopigmenter (▨) i dialysekulturer med *Scenedesmus*, *Selenastrum*, *Chlamydomonas* og *Asterionella*. Forsök 3, 02.08 - 22.08.74 (Uke 31-34)

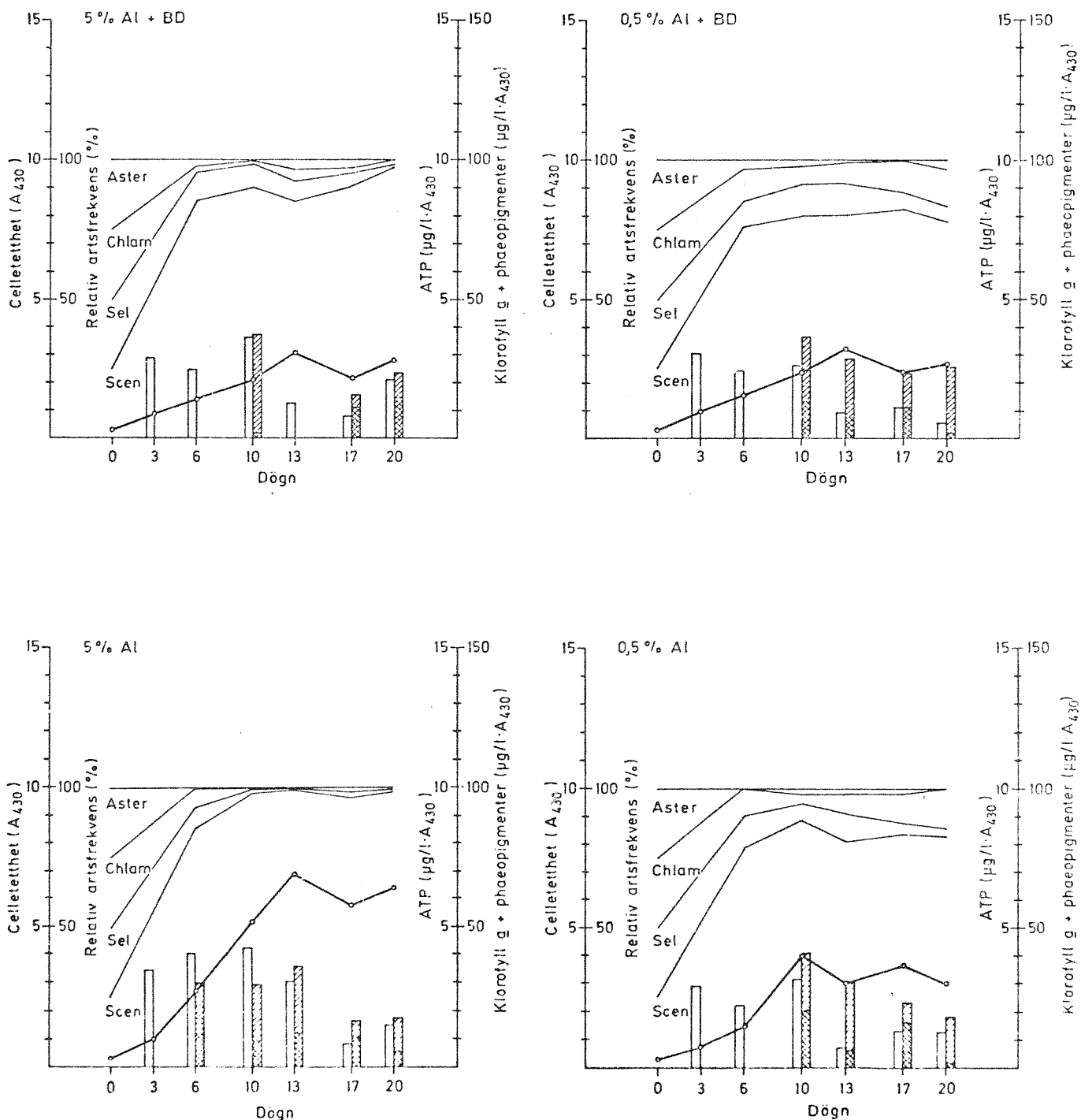


Fig. 7.4 Celletthet (—○—), relativ artsfrekvens (—) og nivå av ATP (□), klorofyll a (▢) og phaeopigmenter (▨) i dialysekulturer med *Scenedesmus*, *Selenastrum*, *Chlamydomonas* og *Asterionella*. Forsök 3, 02.08 - 22.08.74 (Uke 31-34)

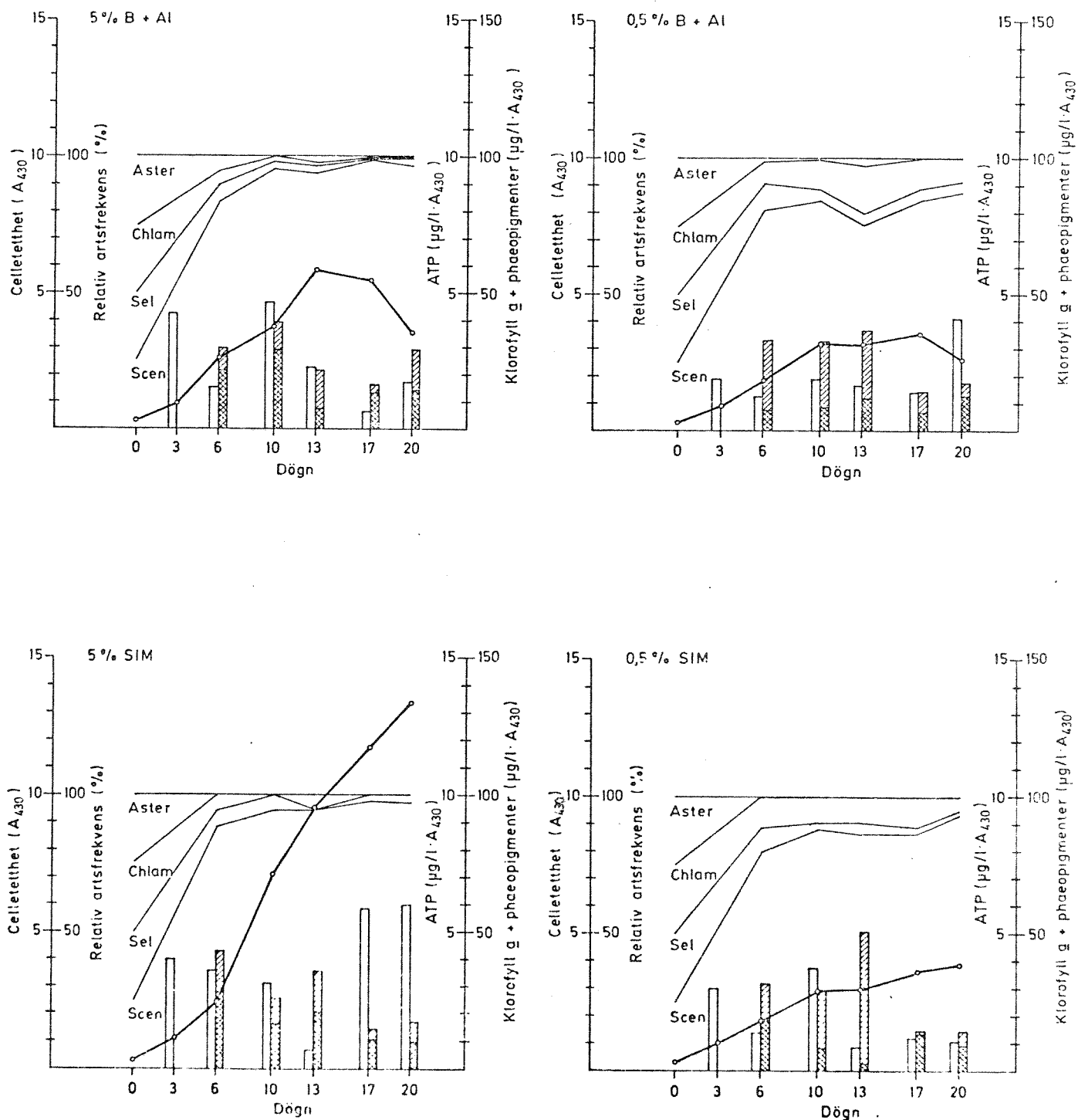


Fig.7.5 Celledtetthet (—○—), relativ artsfrekvens (—) og nivå av ATP (□), klorofyll a (▨) og phaeopigmenter (▩) i dialysekulturer med *Scenedesmus*, *Selenastrum*, *Chlamydomonas* og *Asterionella*. Forsök 4, 23.08 - 12.09.74 (Uke 34 - 37)

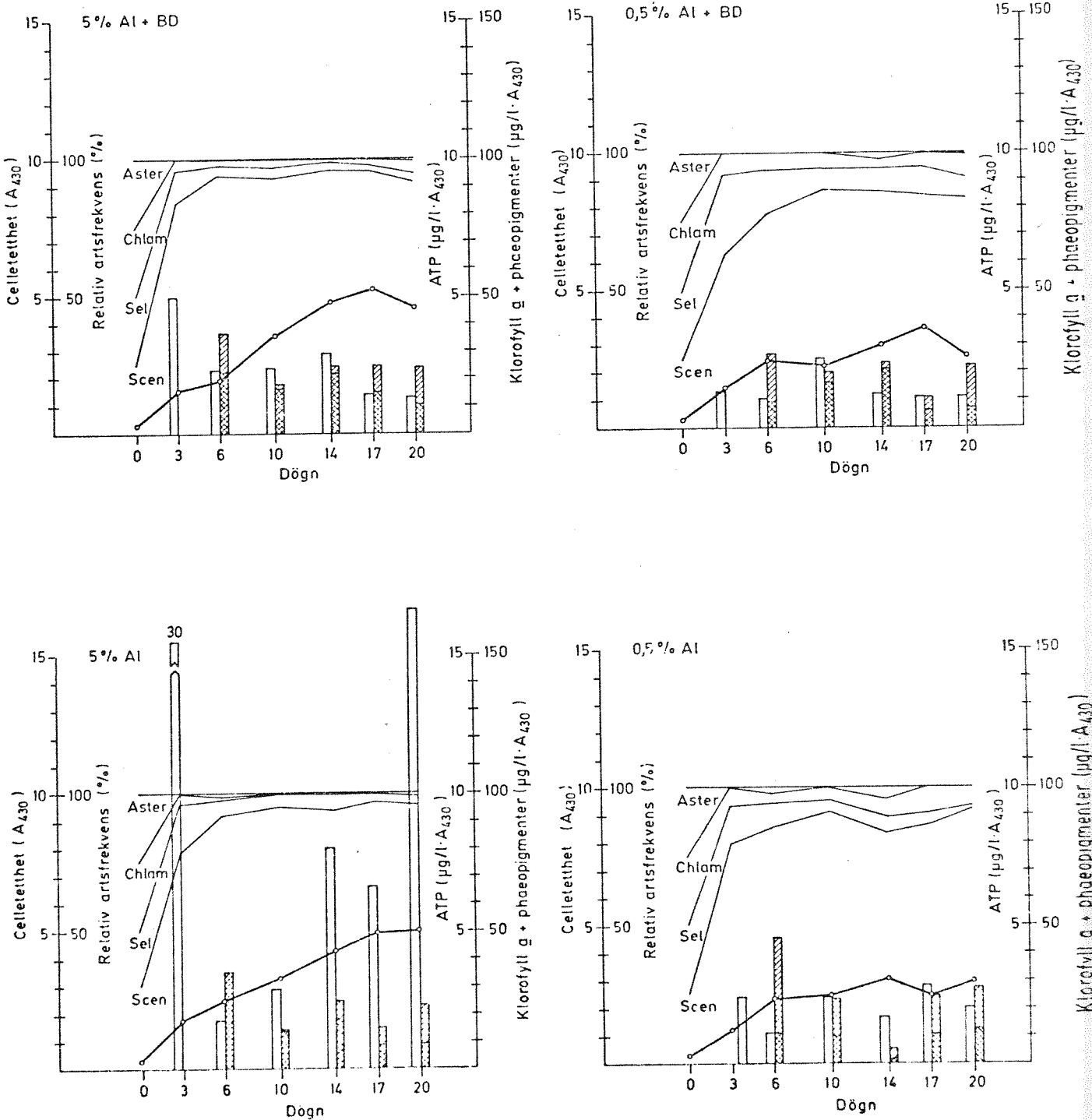
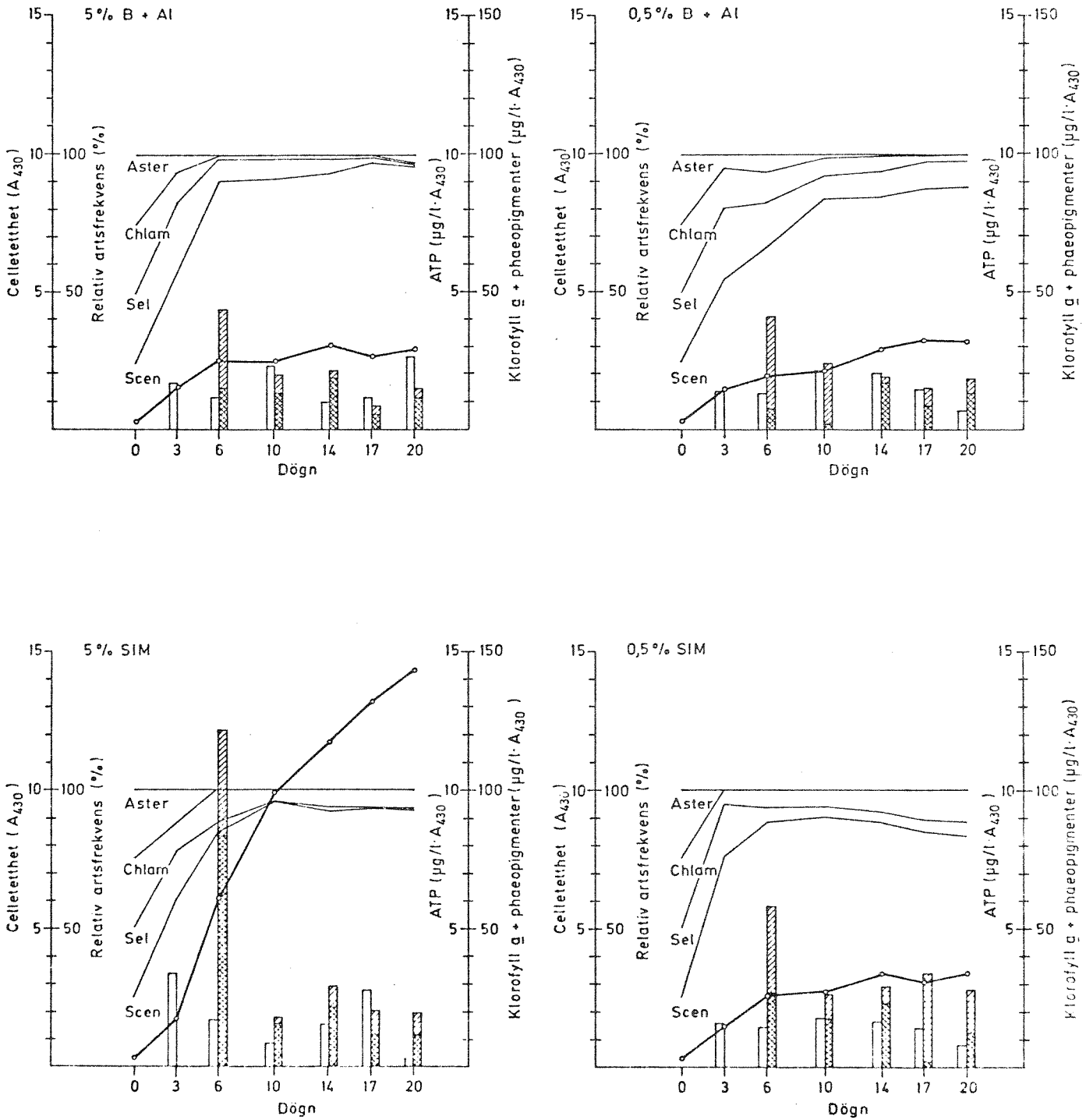


Fig.7.6 Celletetthet (—○—), relativ artsfrekvens (—) og nivå av ATP (□), klorofyll *a* (▤) og phaeopigmenter (▨) i dialysekulturer med *Scenedesmus*, *Selenastrum*, *Chlamydomonas* og *Asterionella*. Forsök 4, 23.08 - 12.09.74 (Uke 34 - 37)



bare 25-50% av utbyttet i tilsvarende resipient i 1974, og dette gjelder også i forsøk 3 og 4. Celleutbyttet øker med 25% ved 5% belastning av A1 + BD og A1, og 60% ved B + A1 og SIM. Det er ingen klar nivåforskjell mellom rensemetodene.

I forsøk 2 (fig. 7.2) er veksten merkverdig lav i alle kulturer, og det er sannsynlig at inhiberende faktorer ved resipientvannet begrenser veksten. 5% dosering gir imidlertid positivt utslag, 20% for A1 + BD økende til 45% for SIM. Celleutbyttet ved 5% øker også i rekkefølgen A1 + BD, A1, B + A1 og SIM.

I forsøk 3 og 4 med blandkulturer (fig. 7.3-7.6) er vekstforløpet gjennomgående jevnere enn i forsøk 1. Dette samsvarer med resultatene fra 1974, da vekstretardasjonen hyppigst ble påvist i starten av forsøksperioden før begroingen i rennene hadde etablert seg. Dette kan enten skyldes at begroingen virker utjevnende på næringssaltkonsentrasjonen eller at inhiberende faktorer i avløpsvannet buffres.

Sett under ett viser forsøk 3 og 4 at en økning fra 0,5% til 5% belastning øker celleutbyttet, for A1 + BD 25%, A1 70%, B + A1 30% og for SIM 290%. Prosesser med rene biologiske trinn fører altså til meget dårlig proporsjonalitet mellom belastning og respons.

7.5.2 ATP, klorofyll a og phaeopigmenter

Nivået av ATP (gjennomsnitt av to parallelle analyser), klorofyll a og phaeopigmenter er plottet inn som søylediagrammer på vekstkurvene (fig. 7.1-7.6). Representative nivåer av ATP er stilt sammen i fig. 7.8 og av klorofyll a og phaeopigmenter i fig. 7.9. Det relative nivået av klorofyll a i forhold til totalt pigmentinnhold er gjengitt i fig. 7.10.

ATP-nivået gjenspeiler dels cellenes ernæringsmessige status overfor ortofosfat, og dels deres energireserver. Meget lavt ATP-nivå og samtidig høyt pigmentnivå indikerer "sunn" vekst under ren P-begrensning og overskudd på andre stimulerende faktorer. ATP viser særlig i forsøk 3 og 4, der tallene er mest pålitelige, et meget lavt nivå ved retardert vekst, høyt under aktiv vekst og lavere i asymptotisk vekstfase. Nivået viser imidlertid store fluktuasjoner som hovedsakelig må tilskrives kortvarige variasjoner i vannets P-nivå.

Innholdet av klorofyll-pigmenter gjenspeiler både ernæringstilstand overfor N, spormetaller og vitaminer, cellenes lysklima og generell fysiologisk tilstand. Begrensning av næringsstoffer kan en trolig se bort fra her, og lysklimaet skal være ensartet for alle kulturer i samme forsøk. Fordelingen mellom klorofyll a og phaeopigmenter gjenspeiler forholdet mellom aktivt voksende og døende celler i kulturen. Beregningene av relativt klorofyll-nivå (fig. 7.10) er svært usikre i forsøk 2, og må ikke tillegges noen vekt. Nivået varierer også mye gjennom vekstperioden, som indikert av standard-avvikene for forsøk 3 og 4, men gjennomsnittsverdiene kan antas å være representative for vekstmiljøet.

I forsøk 1 viser ATP ekstremt lave nivåer ved 5% Al + BD og B + Al, mens pigmentnivået er normalt, noe som indikerer streng P-begrensning. Dette samsvarer dårlig med ortofosfatverdien for Al + BD i uke 27, men godt for B + Al. P-verdier mangler for uke 28, da kulturene ble høstet. Dette illustrerer problemet med å oppnå representative næringsssaltanalyser for tolkning av vekstforsøksresultater med avløpsvann i kontinuerlige kultursystemer.

Forsøk 1 viser generelt noe lavere ATP-nivå enn ved senere forsøk. I forsøk 1 og 2 er nivået lavest ved 5% belastning, mens forholdet er motsatt i forsøk 3 og 4. Det er jevnt over liten forskjell i ATP-nivået ved de ulike rensemetodene. ATP-nivået er generelt lavt, bortsett fra ved 5% Al i forsøk 4, og resultatene bekrefter at P er begrensende næringsfaktor.

Pigmentnivået er høyest i forsøk 1 og viser her et nesten 50% lavere nivå ved 5% enn ved 0,5% belastning. Det er klart høyest ved SIM og dernest ved B + Al. I forsøk 2 er forholdet motsatt, idet nivået er lavest ved 0,5%, mens det i forsøk 3 og 4 ikke er noen signifikant forskjell mellom 0,5 og 5% belastning. SIM viser her tydelig størst variasjon i nivået.

I forsøk 3 og 4 viser det relative klorofyllnivået en helt klar tendens til høyere nivå ved 5% enn ved 0,5% belastning, mens ulike rensemetoder ikke gir entydige utslag. Resultatene gjenspeiler hovedsakelig at innholdet av aktivt voksende celler i kulturene er høyere ved 5%.

Fig.7.7 Maksimal celletetthet i kulturene ved forsökene

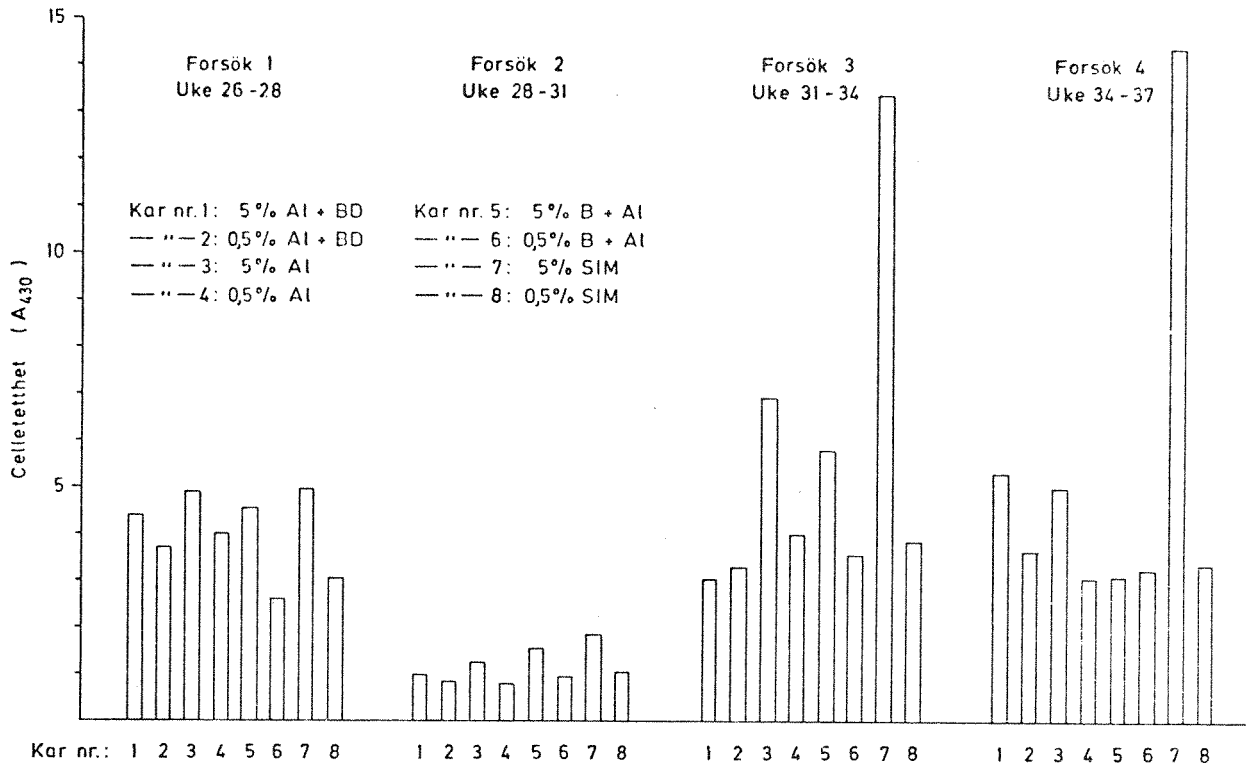


Fig.7.8 Nivået av ATP i algecellene. I forsök 1 og 2 ved avslutning. I forsök 3 og 4 som gjennomsnitt med angitt standardavvik for forsöksperioden

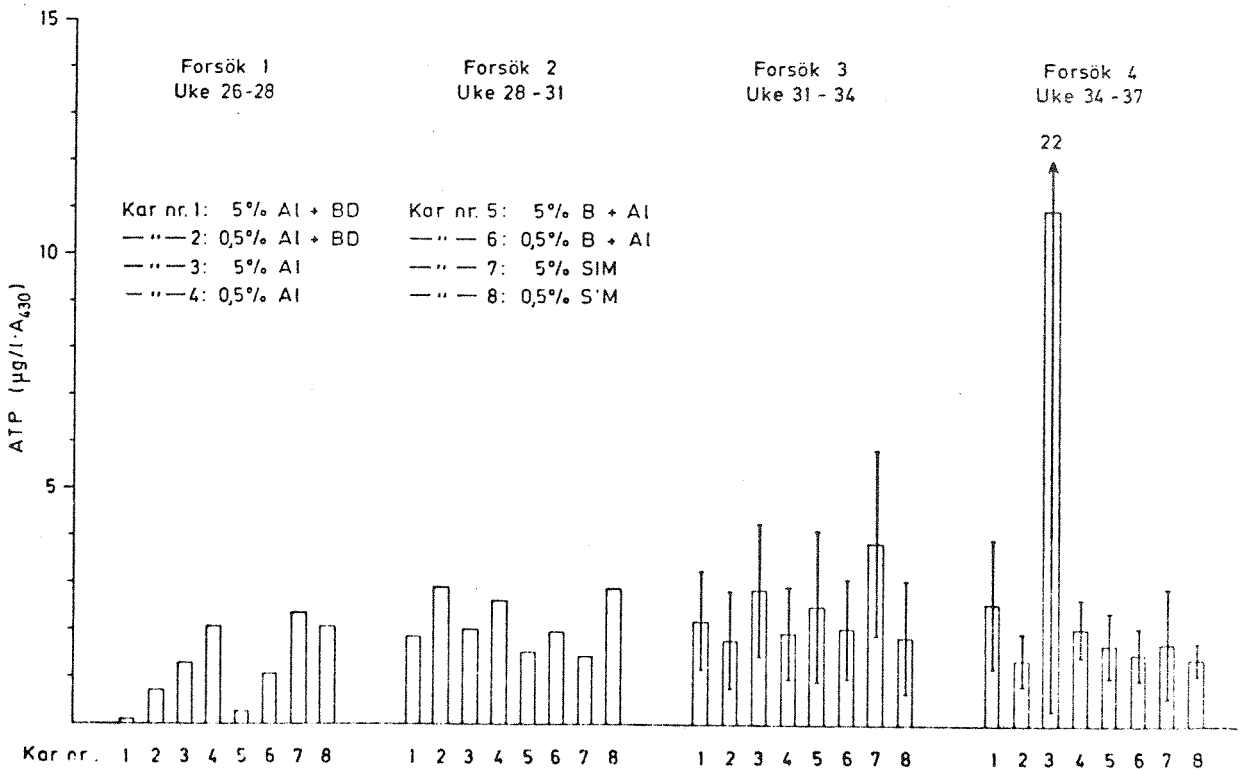


Fig. 7.9 Nivået av klorofyll a (□) og phaeopigmenter (▨) i algecellene. I forsøk 1 og 2 ved avslutning. I forsøk 3 og 4 som gjennomsnitt for forsøksperioden med standardavvik angitt for totalt pigmentnivå

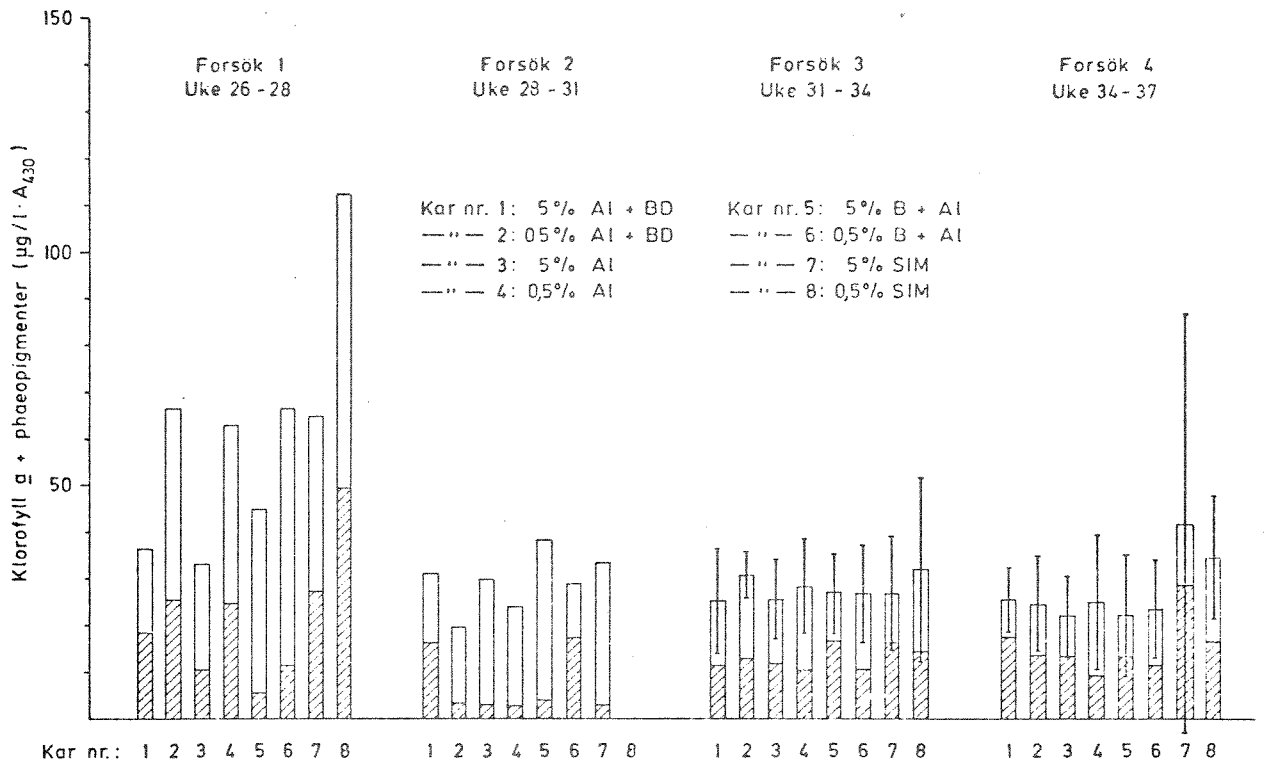
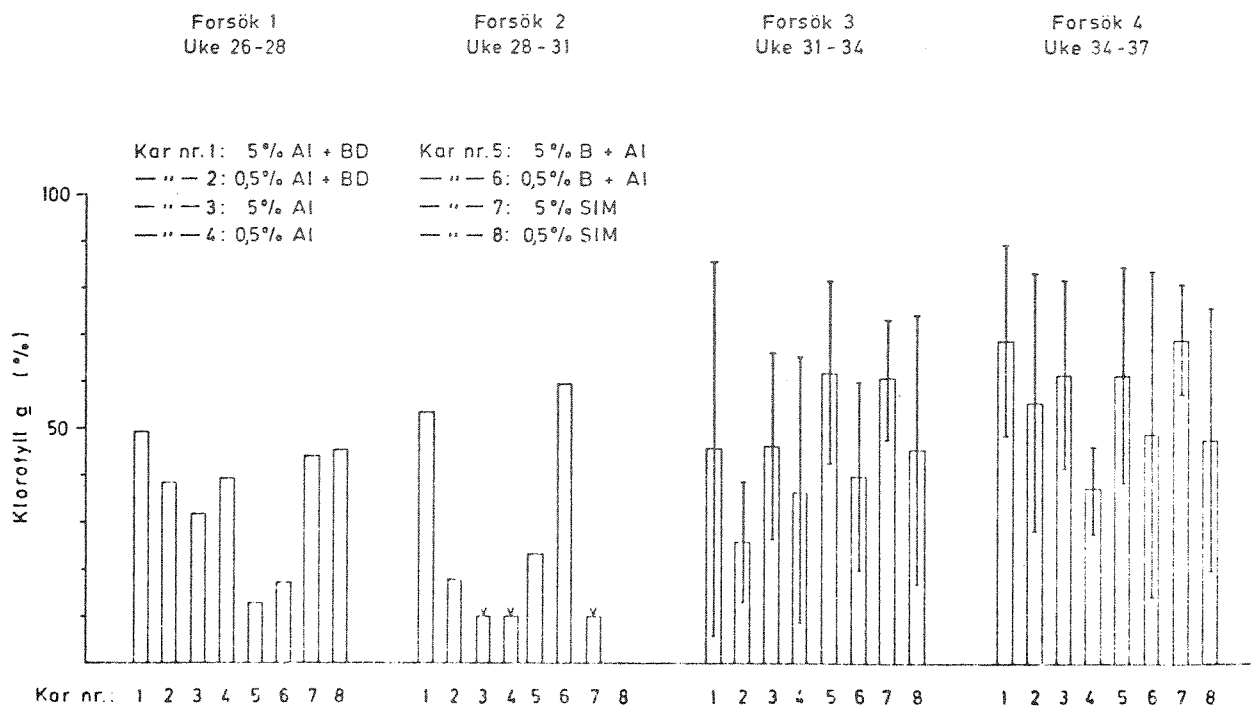


Fig. 7.10 Nivået av klorofyll a i forhold til totalt pigmentnivå. I forsøk 1 og 2 ved avslutning. I forsøk 3 og 4 som gjennomsnitt med standardavvik for forsøksperioden



Pigmentnivået er gjennomgående lavt, bortsett fra for 0,5% belastning i forsøk 1, noe som kan tyde på at begroingen fjerner stimulerende faktorer for pigment-syntesen.

7.5.3 Relativ artsfrekvens

Scenedesmus overtok raskt og ble den dominerende art i alle kulturer, men det er likevel tydelige forskjeller fra kultur til kultur. Dominansen kan tenkes å skyldes represive stoffer utskilt av *Scenedesmus* selv, men disse vil i likhet med andre metabolitter diffundere ut av kulturene. Arten er kjent for å være meget robust, og årsaken er nok å finne her.

Generelt vokste *Asterionella* meget dårlig, noe som kan skyldes silikatmangel, men den viste tydelig vekst i enkelte kulturer i forsøk 3 ved 0,5% belastning.

0,5% belastning viser gjennomgående langt bedre vekst av *Chlamydomonas* og *Selenastrum* enn 5%. Begge forsøk sett under ett gav A1 + B1 gode vekstbetingelser for begge arter, men noe dårligere for *Chlamydomonas* ved 5%.

A1 gav minimal vekst ved 5% (litt vekst av *Selenastrum* i forsøk 4), mens veksten ved 0,5% var bedre. *Chlamydomonas* øket her mot slutten av forsøkene.

B + A1 gav noe vekst av *Selenastrum* ved 5% og gode vekstforhold for begge arter ved 0,5%.

SIM gav god vekst ved 5% av *Chlamydomonas* i forsøk 4 og *Selenastrum* i forsøk 3. Ved 0,5% vokste *Chlamydomonas* bedre enn *Selenastrum*.

Resultatene viser at det er tydelige forskjeller på ulike fyttoplanktonarters toleranse overfor et avløpsvann. Ved høye belastninger må en vente et mer ensidig sammensatt fyttoplankton.

7.5.4 Utbyttefaktor og vedlikeholdsfaktor

Under antakelsen om ortofosfat-begrensning er relativ utbyttefaktor (Y'_X) og vedlikeholdsfaktor (Y'_E) beregnet, og disse resultatene synes å gi det beste holdepunkt for en sammenliknende vurdering av rensemeto-

dene. Benyttede data og resultater er gjengitt i tabell 7.1 og 7.2 for henholdsvis 5% og 0,5% belastning. Usikkerheten knytter seg til de beregnede fosfatkonsentrasjoner, som trolig ikke er helt representative for konsentrasjonene i dialysekarene (S_r), både fordi den er basert på ukemiddelverdier og fordi det kan skje mye både med ortofosfat og totalfosfat i rennene. Resultatene er sammenstilt i fig. 7.11 og 7.12.

Utbyttefaktoren (fig. 7.11) er klart lavere ved 5% enn ved 0,5% belastning, tilgjengelig fosfat utnyttet altså dårligere. Samtidig er vedlikeholdsfaktoren (fig. 7.12) vesentlig høyere ved 5%, med andre ord kreves det høyere substratkonsentrasjon for opprettholdelse av basalmetabolismen her. Begge deler tyder på at algene i større grad er underlagt stress fra vekstmiljøet.

Vedlikeholdsfaktoren må først og fremst tolkes som en stressparameter, og den viser en klart avtakende tendens i rekkefølgen SIM, B + Al, Al og Al + BD både ved 5 og 0,5% belastning. Al + BD viser dessuten minst variasjon i verdien, dernest følger SIM, mens Al og B + Al viser meget stor variasjon.

SIM representerer altså et svært stressende vekstmiljø, noe som også bekreftes av svært lave utbyttefaktorer tross høye P-nivåer. Anlegget hadde meget store slamtap i perioder.

B + Al svinger fra meget lav vedlikeholdsfaktor til det motsatte, noe som tydeligvis må skyldes stressende faktorer i perioder med dårlig fellingseffektivitet. Høy utbyttefaktor kan forklares ved at ortofosfat frigjøres fra partikulært fosfat i rennene, slik at den benyttede S_r ikke er representativ.

Al viser bedre og jevnere vekstbetingelser, og dette gjelder i enda større grad Al + BD. Ved Al + BD var veksthastigheten dessuten lineært korrelert til ortofosfatkonsentrasjonen over et visst konsentrasjonsnivå både ved 0,5 og 5% belastning, noe som ikke var tilfelle ved andre rensemetoder. Økende belastning synes imidlertid å bety økende stress og mindre vekst-effektivitet også for Al og Al +BD.

Tabell 7.1. Beregning av utbyttefaktor (Y_X) og vedlikeholdsfaktor (Y_E)
overfor ortofosfat ved 5% belastning.

KAR nr. BELASTNING	UKE nr.	BEREGNET ORT-P KONSENTRASJON (S_r) $\mu\text{g P/l}$	LINEÆR VEKST- HASTIGHET $\frac{dX}{dt}$ $A_{430}/\text{døgn}$	ASYMP- TOTISK CELLE- TETTHET (X_{as}) A_{430}	UTBYTTE- FAKTOR (Y'_X) $\frac{A_{430}}{\text{mg P}}$	VEDLIKE- HOLDS- FAKTOR (Y'_E) $\frac{\mu\text{g P}}{A_{430} \cdot \text{døgn}}$
KAR 1 A1 + BD	27-28	2,5	0,24	ca. 5,0	32	1,5
	29-31	0,25	0,10	1,0	133	0,75
	32-34	1,35	0,18	3,05	44	1,3
	35-37	2,05	0,23	5,3	37	1,2
	SNITT	1,5	0,19	3,6	62	1,2
	STD	1,0	0,06	2,0	48	0,3
	KAR 3 A1	27-28	2,0	0,28	ca. 6,0	47
29-31		2,15	0,06	1,25	93	5,2
32-34		5,85	0,63	6,9	36	2,5
35-37		1,2	0,25	5,0	69	0,7
SNITT		2,8	0,31	4,8	61	2,4
STD		2,1	0,24	2,5	25	2,1
KAR 5 B + A1		27-28	0,1	0,38	4,5	1270
	29-31	3,2	0,06	1,55	6,3	6,2
	32-34	1,2	0,46	5,8	128	0,62
	35-37	10,5	0,15	3,1	4,8	10,2
	SNITT	3,8	0,26	3,7	352	4,3
	STD	4,8	0,19	1,8	615	4,8
	KAR 7 SIM	27-28	10,5	0,56	ca. 6,5	18
29-31		4,8	0,21	1,85	15	7,8
32-34		10,0	0,54	ca. 16	18	1,9
35-37		17,3	0,47	" 16	9	3,2
SNITT		7,5	0,45	10	15	4,5
STD		5,7	0,16	7	4	2,5

Tabell 7.2. Beregning av utbyttefaktor (Y_X) og vedlikeholdsfaktor (Y_E) overfor ortofosfat ved 0,5% belastning.

KAR nr. BELASTNING	UKE nr.	BEREGNET ORT-P KONSENTRASJON (S_r) $\mu\text{g P/l}$	LINEÆR VEKST- HASTIGHET $\frac{dX}{dt}$ $A_{430}/\text{døgn}$	ASYMP- TOTISK CELLE- TETTHET (X_{as}) A_{430}	UTBYTTE- FAKTOR (Y'_X) $\frac{A_{430}}{\text{mg P}}$	VEDLIKE- HOLDS- FAKTOR (Y'_E) $\frac{\mu\text{g P}}{A_{430}} \cdot \text{døgn}$
KAR 2 A1 + BD	27-28	0,250	0,31	3,7	413	0,20
	29-31	0,025	0,10	0,85	1330	0,09
	32-34	0,135	0,23	3,2	568	0,13
	35-37	0,205	0,19	3,6	309	0,17
	SNITT	0,15	0,21	2,8	655	0,15
	STD	0,10	0,09	1,3	462	0,05
KAR 4 A1	27-28	0,200	0,42	4,0	700	0,15
	29-31	0,215	0,09	0,8	140	0,81
	32-34	0,585	0,64	4,0	365	0,15
	35-37	0,120	0,14	3,0	389	0,12
	SNITT	0,28	0,32	3,0	399	0,31
	STD	0,21	0,26	1,5	230	0,34
KAR 6 B + A1	27-28	0,010	0,35	3,6	11670	0,008
	29-31	0,320	0,05	0,75	52	1,3
	32-34	0,120	0,34	3,55	944	0,10
	35-37	1,05	0,20	3,25	64	0,97
	SNITT	0,38	0,24	2,8	3180	0,59
	STD	0,47	0,14	1,4	5670	0,64
KAR 8 SIM	27-28	1,05	0,13	3,0	41	1,1
	29-31	0,48	0,10	1,05	69	1,4
	32-34	1,0	0,28	4,0	93	0,75
	35-37	1,73	0,37	3,35	71	1,6
	SNITT	1,07	0,22	2,9	69	1,2
	STD	0,51	0,13	1,3	21	0,4

Fig.7.11 Utbyttefaktor (Y_x) overfor ortofosfat i ulike vekstmiljøer. Gjennomsnitt og standardavvik for alle 4 forsök

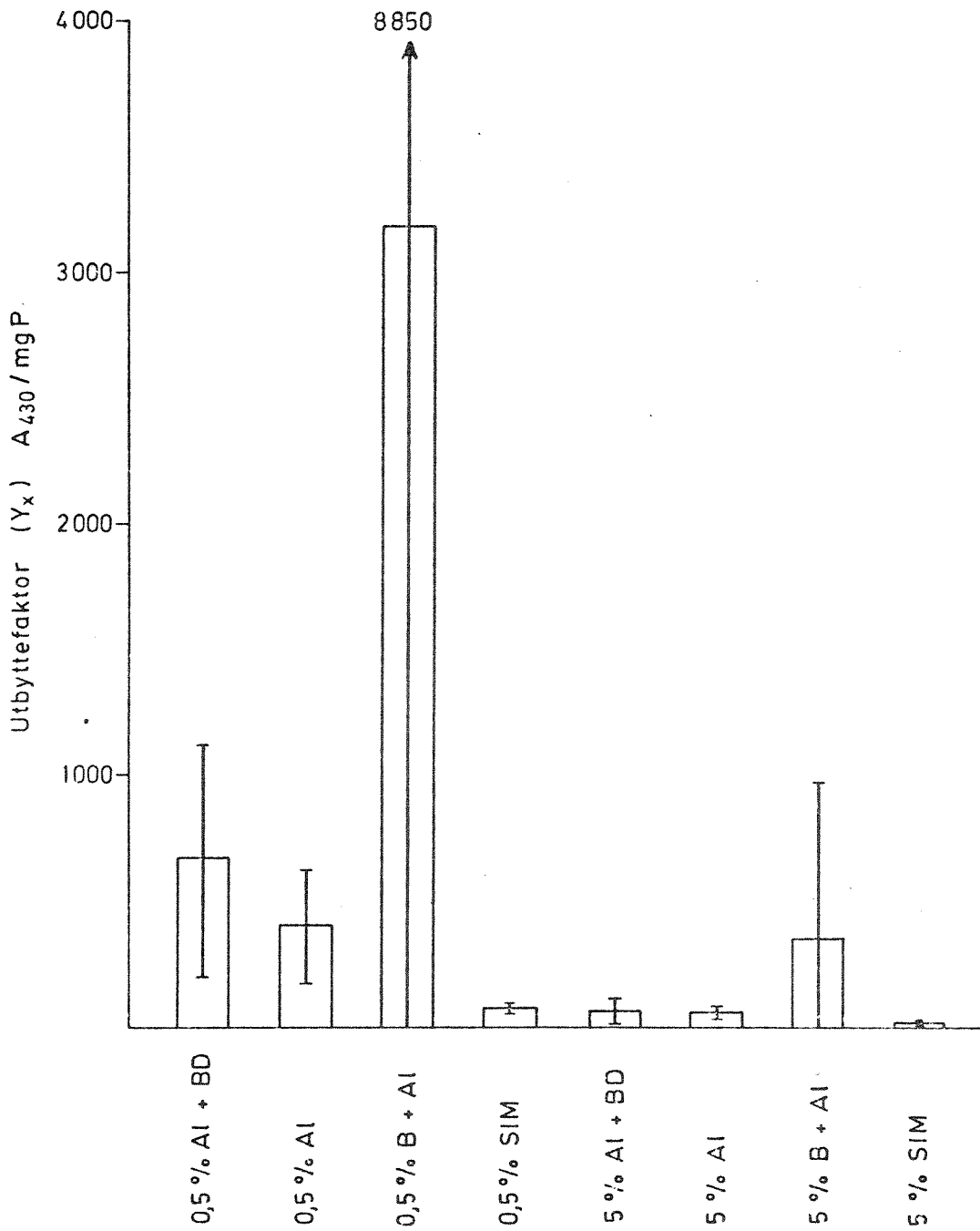
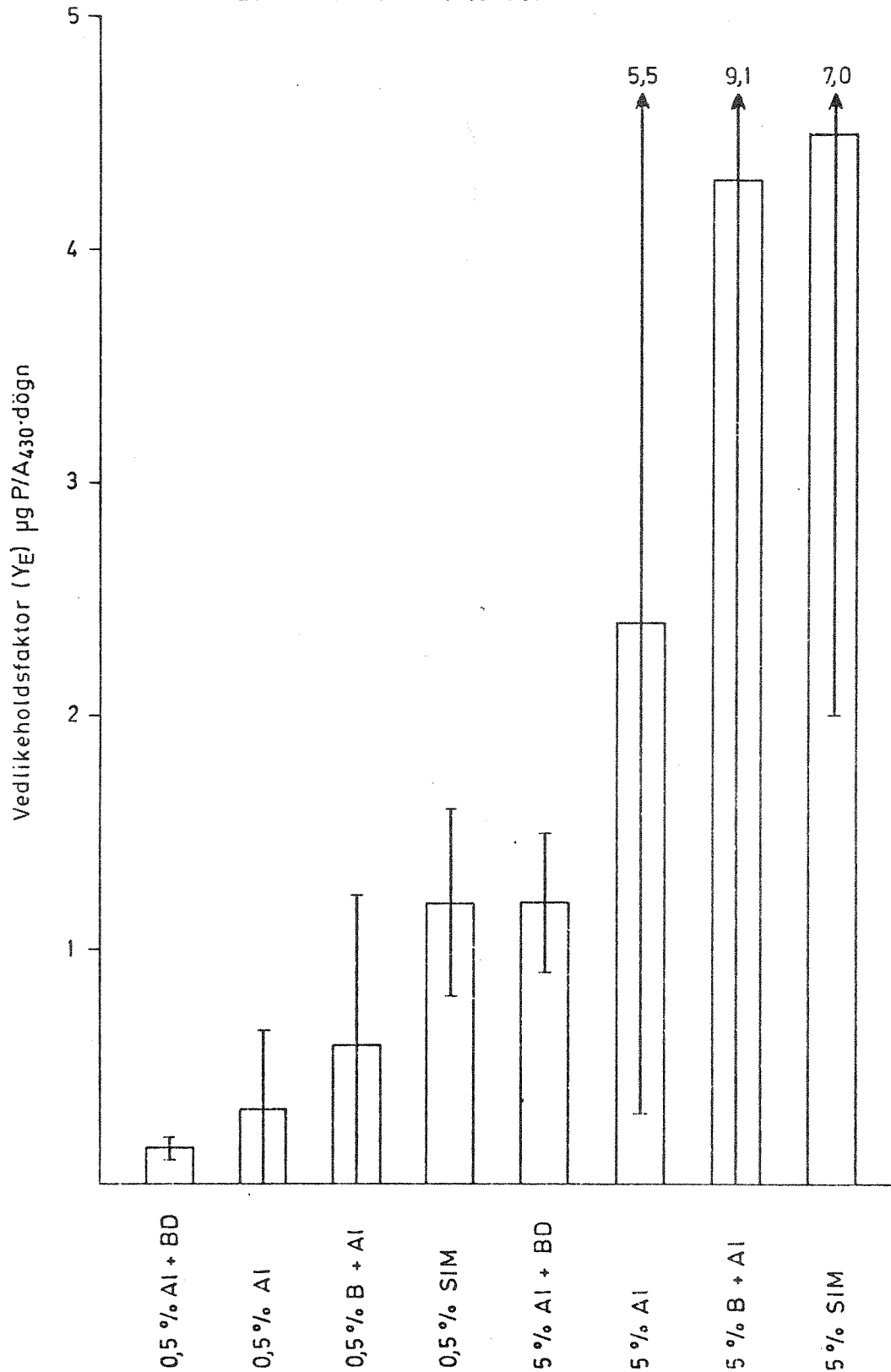


Fig. 7.12 Vedlikeholdsfaktor (Y_E) overfor ortofosfat i ulike vekstmiljøer. Gjennomsnitt og standardavvik for alle 4 forsök



7.6 Konklusjoner

Kjemisk felling med Al-salt og etterbehandling i biodam (Al + BD) fremtrer som den klart beste metode bedømt ut fra samtlige parametre.

Som nest beste alternativ står valget mellom kjemisk felling med Al-salt (Al) og biologisk rensing med kjemisk etterfelling (B + Al). På bakgrunn av jevnere resultater, slik det fremgår av utbyttefaktor og vedlikeholds-faktor, bør Al rangeres først. Resultatet er imidlertid influert av driftsproblemer ved det biologiske anlegget.

Biologisk rensing med kjemisk simultanfelling (SIM) fremtrer som det klart dårligste alternativ bedømt ut fra samtlige parametre.

Veksten var i 1974 25-50% mindre ved 5% belastning med Al-felt vann enn i 1973. Dette kan skyldes mindre slamflukt fra anlegget.

Vekstforsøksresultatene i dialysekultur må antas å gi et representativt bilde på hvordan fytoplanktonorganismer i en innsjø vil reagere på et ellevann som nokså nær utløpet mottar kloakkvann rensset ved de utprøvede metoder.

LITTERATUR-HENVISNINGER

- Schultz, J.S., and P. Gerhardt (1969); Dialysis culture of micro-organisms: Design, theory and results. *Bact. Rev.* 33(1):1-47.
- Lorenzen, C.J. (1967); Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol & Oceanogr.* 12:343-346.
- Laake, M. (1974); Determination of ATP and interpretation of the results. NIVA XB-09.
- Traaen, T. et al. (1974); Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemeters virkning på biologiske forhold i resipienter. NIVA O-41/71-H.
- Steenland, H. (1972); Veksthastighet for alger - en parameter til bedømmelse av rensset avløpsvann. Fremdriftsrapport for delprosjekt under O-40/71 H.

8. SAMMENDRAG

8.1 De enkelte rensemetodene

Mekanisk rensing

Metoden fjerner hovedsakelig faste stoffer som lett lar seg sedimentere, mens innholdet av løste og finsuspenderte stoffer blir lite endret. I 1974 fjernet anlegget 60% av suspendert materiale i råkloakken, mens KOF ble redusert med 36% og filtrert KOF var uendret.

5% tilsetning av avløpsvannet til resipientvann medfører kraftig algebegroing og betydelige mengder heterotrofe begroinger. Begroingssamfunnet blir sterkt endret. Ved 0,5% belastning blir avløpsvannet fortennet tilstrekkelig til å unngå heterotrofe begroinger, men eutrofieringen er meget markert.

Biologisk rensing

Langtidslufteren reduserte suspendert materiale med 80%, mens reduksjonen i KOF var 67% og filtrert KOF 33%. Total P ble redusert med bortimot 40%, mens ortofosfat forble uendret. 5% belastning av avløpsvannet førte til store endringer i organismesamfunnet og markert eutrofiering. Heterotrofe organismer var mindre utbredt enn for mekanisk rensing, og begroingens oksygenkonsum ble redusert med ca. 40%. Ved 0,5% belastning var effekten i resipienten knapt til å skille fra mekanisk rensing.

Kjemisk rensing med aluminiumsulfat (sekundærfelling)

Suspendert stoff ble redusert med 80%, KOF med 73%, filtrert KOF med 42%, total P med 80% og ortofosfat med 98%. 5% tilsetning til resipientvannet medførte betydelig eutrofiering og betydelige botaniske og zoologiske forandringer i organismesamfunnet. Ved 0,5% belastning ble det opprinnelige organismesamfunn beholdt, men eutrofieringen var merkbar.

Stimuleringen av algevekst i algetestene var større for sjøvann enn for ferskvann.

I blandkulturer av alger i dialysepølser var utviklingen mot mindre artsrikdom meget markert ved 5% belastning.

Biologisk simultanfelling

Suspendert stoff ble redusert med 64%, KOF med 66%, filtrert KOF med 42%, total P med 63% og ortofosfat med 93%. 5% tilsetning til resipientvann medførte betydelig eutrofiering. I perioder med høyt innhold av suspendert ut fra anlegget ble algeveksten inhibert, noe som medførte lave P/R-forhold. Ved 0,5% belastning var det innslag av næringskrevende alger i renner, men organismesamfunnet var stort sett intakt. Eutrofieringen var dog betydelig.

Algetestene viste større stimulans av algevekst ved simultanfelling enn ved sekundærfelling, men reduksjonen var betydelig i forhold til ren biologisk rensing.

Alger i dialysekultur ga lavt celleutbytte pr. enhet ortofosfat, noe som kan være et uttrykk for inhiberende stoffer i miljøet.

Biologisk rensing med etterfølgende kjemisk rensing med aluminium sulfat (Biologisk etterfelling)

Suspendert stoff ble redusert med 84%, KOF med 86%, filtrert KOF med 59%, total P med 93% og ortofosfat med hele 99%. Den biologiske forbehandlingen var meget gunstig for den etterfølgende kjemiske behandlingen. Ved 5% belastning var endringene i organismesamfunnet markert, men forbedringene var tydelige sammenliknet med 5% sekundærfelling. Eutrofieringen ble også betydelig redusert sammenliknet med sekundærfelling. Ved 0,5% belastning forble organismesamfunnet intakt, og eutrofieringen var beskjeden, men merkbar.

Algetester med 5% belastning ga knapt målbare utslag i ferskvannsresipienten, men merkbare utslag i sjøvannsresipienten.

Resultatene fra alger i dialysekulturer viste høyt celleutbytte pr. enhet fosfat, noe som kan tolkes som et uttrykk for at miljøet inneholdt lite av inhiberende stoffer.

Kjemisk rensing med aluminiumsulfat med etterfølgende behandling i biodam. (Sekundærfelling + biodam)

Suspendert stoff ble redusert med 90%, KOF med 80%, filtrert KOF med 46%, total P med 96% og ortofosfat med hele 99%. Biodammen bidrog i høy grad til å redusere gjenværende suspendert materiale fra sekundærfellingen, og stabiliserte kvaliteten av utgående avløpsvann.

5% belastning medførte tydelige artsforandringer i rennene. Selv om primærproduksjon ble markert stimulert, var den interne omsetning (aktiv beiting, spesielt av fjærmygglarver) stor nok til å holde algebegroingen på et forholdsvis lavt nivå. Ved 0,5% belastning forble organismesamfunnet intakt, og eutrofieringen var beskjedent, men målbar.

I likhet med biologisk etterfelling, ga algetestene knapt nok utslag med 5% belastning til ferskvannsresipienten, men merkbare utslag i sjøvannsresipienten.

Ut fra resultatene av dialysekulturforsøkene synes denne rensete metode å være den gunstigste av de undersøkte metodene.

Et skjematisk sammendrag er vist i tabell 8.1.

Tabell 3.1 Sammenheng av resultater

	AL + BD		AL		B + AL		SIM		B		M	
	5%	0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%
Etablerings- hastighet for biomassen	REF	+	++	+	+	+	+++	+	+++	++	+++	++
Primærproduksjon	REF	++	+++	++	++	+	+++	++	+++	+++	+++	+++
Respirasjon	REF	++	++	REF	+	REF	+++	+	+++	+	+++	+
(P/R) _{max}	REF	+	REF	REF	+	+	++	++	++	++	++	++
Artssammensetning og dominans av alger	REF	++	++	REF	++	REF	+++	+	+++	++	+++	++
Mengde av makrozoobenthos	REF	++	++	+	+	+	+++	+	+++	+	+++	++
Vekstpotensial, alger												
Selenenastrum (ferskvann)	REF	REF	+	REF	REF	REF	++		+++		+++	
Phaeodactylum (sjøvann, Drøbak)	REF	+	++	+	+	+	++		+++		+++	

Tegnforklaring: REF. : liten eller ingen forandring i forhold til referansen. + : merkbar forandring

++ : markert forandring

+++ : sterk forandring

8.2 Sammenheng mellom belastning og resipientrespons.

Saprobiering

Hvis man skal være sikker på å unngå synlige heterotrofe begroinger grunnet belastning med kommunalt avløpsvann, kan man som en veiledning gi følgende grenseverdier for belastning med organiske stoffer: KOF:1,8 mg O/l, BOF:0,7 mg O/l, organisk carbon:0,3 mg C/l. Disse verdiene kan synes lave, sett på bakgrunn av at næringsfattig resipientvann kan ha en KOF på 5-10 mg O/l. Sammensetningen av de organiske stoffene i kloakkvann og naturlig vann er imidlertid så forskjellig at de biologiske utslag vil være høyst ulike i de to tilfeller.

Eutrofieringen vil som regel være et større problem i forbindelse med kommunalt avløpsvann enn saprobiering. Sammensetningen av kloakkvannet er slik at eutrofieringsvirkningene vil gjøre seg gjeldende ved avløpsvannkonsentrasjon på noen få prosent av det som skal til for å få saprobiering. Hvis man derfor setter inn effektive rensiltak mot eutrofiering, vil man også automatisk komme under de nevnte grenseverdier for heterotrofe begroinger.

Eutrofiering

Fig. 8.1 viser en sammenstilling av primærproduksjonsmålinger og typer algesamfunn for sesongene 1972, 1973 og 1974, uttrykt som en funksjon av totalfosforbelastningen. Ved beregningen er gjennomsnittsverdier for sesongen benyttet. Da resipientvannets totalfosfor er mindre tilgjengelig enn fosforet i avløpsvannet, og ortofosfatverdien ligger under deteksjonsgrensen, er verdien 2 µg P/l benyttet for resipientvannet. Primærproduksjonsverdiene fra 1972 er justert for å tilsvare målinger under lysmetning (1973, 1974).

Man ser av kurven at enhver fosfortilsats i oligotrofe, fosfatfattige resipienter vil øke primærproduksjonen (eutrofieringen). Selv bidrag på under 1 µg P/l vil kunne gi merkbare utslag.

Ved belastninger av totalfosfor over 7 til 8 $\mu\text{g P/l}$ vil det være en overhengende fare for at eutrofieringen vil bli så kraftig at det opprinnelige organismsamfunn vil bryte sammen. Man vil da få dominans av andre arter alger enn tidligere. Dette vil ofte føre til at de tilstedeværende beitedyr ikke lenger vil være i stand til å sørge for en effektiv omsetning av primærproduktene. Man vil da få opphopning av organisk stoff på det laveste trinn i næringskjeden, noe som vil føre til store ulemper i vassdragene. Når belastningen av avløpsvann i resipienten øker opp mot noen få prosent, vil effekten av andre komponenter enn fosfor gjøre seg mer og mer gjeldende. Man får en generell konsentrasjonsøkning av uorganiske salter og organiske stoffer, ofte en endring i pH og øket tilførsel av mikronæringsstoffer. I sum vil disse belastninger endre en oligotrof vanntype så meget at selv en svært effektiv fosforreduksjon ikke kan forhindre endringer i det biologiske system. Hvilke spesifikke utslag dette vil gi i de enkelte systemene er det ikke mulig å forutsi. Høy fosforfjerning vil allikevel redusere eutrofieringen og må antas å dempe andre uheldige biologiske utslag også ved høye belastninger.

TTR/HVI

FIG. 8.1 BRUTTO PRIMÆRPRODUKSJON OG TYPER AV ALGESAMFUNN SOM FUNKSJON AV FOSFORBELASTNINGEN (TOTAL P).

● : 0,5% belastning med avløpsvann
■ : 5% " " "

REF. : Referanse	Al : Behandling med aluminiumsulfat
M : Mekanisk behandling	Fe : " " jernklorid + kalk
B : Biologisk behandling	Ca : " " kalk
BD : Behandling i biodam	P : Belastning med ren ortofosfat
SIM : Simultanfelling	

Tegnforflaring til algesamfunnene:

1. Brun farge: Brune til brungrønne begroinger. Delvis lange filamenter. Dominert av diverse diatoméer (eks.: Tabellaria), lite næringskrevende grønnalger (som Mougeotia og Microspora) og chrysophyceer (eks.: Dinobryon).
2. Grønn farge: Friskt grønne til gulgrønne begroinger. Lange filamenter. Dominert av xanthophyceen Tribonema og grønnalger som Mougeotia og Stigeoclonium, og diatomeene Nitzschia og Tabellaria.
3. Brun + grønn farge: Brune og brungrønne begroinger. Teppelignende begroing. Dominert av grønnalger som Mougeotia, Scenedesmus og Staurastrum. Forholdsvis lite diatoméer.
4. Gul farge: Organismene hemmet av høy pH. Småklumpet begroing dominert av Nitzschia, Scenedesmus og flagellater.
5. Blå farge: Teppelignende begroinger med flekkvise mørkegrønne til brunsorte overtrekk av blågrønnalger (Oscillatoria, Pseudanabaena). Av diatoméer dominerer Nitzschia og Pinnularia. Vanlige grønnalger er Staurastrum og Scenedesmus. Xanthophyceen Tribonema er hyppig forekommende. Innslag av heterotrofe begroinger.

Brutto primærproduksjon og typer av algesamfunn som funksjon av fosforbelastningen (total P)

