

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Blindern

O-40/71-H

FREMDRIFTSRAPPORT FOR 1973
PRA - FORSØKSANLEGGET, KJELLER

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

Saksbehandler: Sivilingeniør Tor S. Traaen

Medarbeidere: Techn.lic. Peter Balmér, tekniker Harry Efraimsen
siv.ing. Ole Falck Fredriksen, fil.kand. Sven T.
Källqvist, siv.ing. Morten Laake, cand.real.
Randi Romstad, cand.mag. Odd Skogheim,
cand.real Olav Skulberg

1. 7. 1974

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1. INNLEDNING	3
2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE	4
2.1 Forsøksoppstilling	4
2.2 Vann til rennene. Forhold ved drift, prøvetaking og analyser	5
3. PROSESSMÅLINGER AV BENTHOS KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE	24
4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE	46
5. ZOOBENTHOS I RENNENE	69
6. DIALYSEKULTURFORSØK IN SITU	95
7. ALGEKULTURFORSØK	108
8. SAMMENDRAG	134

1. INNLEDNING

De eksperimentelle biologiske resipientundersøkelsene ved Forsøksstasjonen på Kjeller har til hensikt å undersøke effektiviteten av ulike rensemetoder sett fra resipientsiden. Undersøkelsene omfatter studier i analogresipienter (renner) og laboratorieundersøkelser (algetester).

I 1972 ble virkningene av mekanisk, biologisk og kjemisk (aluminiumsulfat) rensing avløpsvann undersøkt. Kjemisk rensing pekte seg ut som den klart gunstigste for resipienten. Blant de kjemiske parametrene var fosfat den parameter som ga de beste korrelasjoner med de biologiske utslag i resipientene.

I 1973 er effekten av ulike fellingskjemikalier undersøkt. Ved siden av aluminiumsulfat ble også kalk og en kombinasjon av jernklorid og kalk benyttet. I tillegg er virkningene av en ren fosfatbelastning undersøkt.

Forsøkene har stort sett fulgt opplegget fra 1972.

I rennene er det denne gang lagt mer vekt på prosessmålinger enn i 1972, mens de kvantitative biomassebestemmelsene er redusert. De zoologiske undersøkelsene er mer detaljert enn i 1972, med bestemmelser på artsnivå. Ved siden av algetestene hver 14. dag er det for kortere perioder testet variasjoner fra dag til dag. På algesiden er det i tillegg utført forsøk med dialysekulturer i forbindelse med rennene.

Avsnittet om makrozoobenthos er skrevet av Odd Skogheim. Randi Romstad har skrevet om mikrobiologiske undersøkelser, Torsten Källqvist om algekulturforsøk, Ole Falck Fredriksen om produksjon av rensed vann og prøvetaking, og Morten Laake har behandlet dialysekulturforsøk med alger. Det øvrige er skrevet av Tor Traaen.

2. FORSØKSBETINGELSER FOR RENNEFORSØKENE

2.1 Forsøksoppstilling

Renneanlegget er beskrevet tidligere (B-1/69, "Forsøksstasjonen Kjeller. Beskrivelse, formål og bruk", NIVA, januar 1971).

Som resipientvann ble benyttet ubehandlet, næringsfattig innsjøvann (Ryggevatn) bortsett fra de tre første ukene, da kalket, ozonert vann fra Nordbysjøen ble benyttet. Mekanisk og 3 typer kjemisk (aluminium, jern og kalk) behandlet kommunalt avløpsvann ble tilsatt resipientvannet i mengder på 0,5 og 5%. Vannføringen i rennene var 0,5 l/s. Med en vanddybde på 5 cm gir dette en rolig turbulent strøm med en gjennomsnittlig strømhastighet på 5 cm/s.

Renneoppstillingen var som følger:

<u>Renne nr.</u>	<u>Belastning</u>
1	REF.
2	0,5% Al
3	P som 0,5% M (20 µg P/l)
4	0,5% Al + P som 0,5% M
5	P som 5% M (200 µg P/l)
6	5% Al + P som 5% M
7	5% Al
8	5% Fe
9	5% Ca
10	0,5% Fe
11	0,5% Ca
12	5% M
13	0,5% M

Følgende forkortelser er benyttet:

- M : mekanisk behandlet kloakkvann
- Al : kloakkvann behandlet med aluminiumsulfat
- Fe : kloakkvann behandlet med jernklorid + kalk
- Ca : kloakkvann behandlet med kalk (kalsiumhydroksyd)
- P : fosfor tilsatt som ortofosfat
- REF: referenserenne (ingen belastning).

Disse forkortelsene går igjen senere i rapportene

Renneforsøkene ble startet 25/6-73 (uke 26/73) og avsluttet 17/10-73 (uke 42/73). Dette gir en forsøksperiode på 114 dager.

2.2 Vann til rennene - Forhold ved drift, prøvetaking og analyser.

Resipientvann

Hele sommeren ble ukloret vann av drikkevannskvalitet (Ryggevann) benyttet som resipient. Prøver ble tatt som stikkprøver én gang pr. uke. Analysene på BOF og ammonium er falt uheldig ut, da verdiene lå utenfor deteksjonsområdet. På enkelte filtrerte prøver er det oppstått en kontaminering ved filtreringen. Resultatet er da ikke tatt med.

Renset kloakkvann

Generelt har driften gått uten vesentlige problemer. Tilførselen til anleggene har vært kontinuerlig med unntakelse av 12 timers stans 7.9 (uke 28) og 20.8 (uke 34) og en 24 timers stopp 8.9 (uke 37). Tilførselen til rennene har vært kuttet ut ca. $\frac{1}{2}$ time hver dag på grunn av slamtapping, rengjøring o.l. Ved de kjemiske anleggene har det periodevis vært problemer med slamflukt og manglende etablering av slamteppe.

Kloakkprøvene er tatt som døgnprøver med en delprøve hver 6. min. Prøve på råkloakken er tatt etter skjeprøvetakerprinsippet. De øvrige prøver er tatt fra overløpskassene i doseringshuset via magnetventiler. $\frac{1}{2}$ liter ufiltrert og 100 ml filtrert døgnprøve ble hver dag hellt på samleflaske i dypfryser. Hver uke ble denne ukeprøven sendt i frosset tilstand til sentrallaboratoriet for analyse. Prøvene regnes å være representative.

Analyseresultatene viser at råkloakk og mekanisk rensset vann stort sett har samme sammensetning som i 1972. I det aluminiumrensete vannet (= kjemisk rensset i 1972) er imidlertid tallene noe høyere enn året før. Dette må tilskrives en ofte forekommende slamflukt som varte hele perioden, - dette til tross for slamtapping 2 gr. daglig. En sammenlikning av innholdet av total fosfor og nitrogen i de kjemiske anleggene viser en jevn og like stor fjerning for disse parametre.

Presentasjon av data

Analyseresultatene på resipientvann, råkloakk og de rensede kloakkvann finnes i Tabell 2.1-2.6. Tall i parentes er fremkomne resultater som virker usannsynlige.

I Tabell 2.7-2.14 er sammensetningen i hver renne beregnet ut fra ukeverdiene på resipientvann og rensed avløpsvann og det angitte blandingsforhold.

Tabell 2.15 viser pH-verdier i de ulike renner etter innblanding av avløpsvann. pH-verdiene for renne med Ca- og Fe-behandlet avløpsvann er dessuten vist som et frekvensdiagram i Fig. 2.1.

Temperaturkurven for resipientvannet er vist i Fig. 2.2.

Tabell 2.1 Innsjøvann.

Uke	κ_{20} µs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µg/l	NO ₃ / NO ₂ -N µgN/l
27	45,0	0,75	3,7	0	-	9,4	10,3	-	22,0	11,0	270	60,0
28	41,0	1,8	-	-	<1	8,6	10,4	-	7,0	6,0	155	70,0
29	(142,0)	0,5	-	-	<1	8,4	8,4	3,1	7,0	6,0	215	50,0
30	31,0	-	-	-	<1	21,6	14,5	-	15,0	3,0	115	80,0
31	31,5	0,75	-	-	<1	8,1	8,9	4,0	9,0	6,0	230	40,0
32	24,0	2,8	-	-	<1	8,3	7,0	5,0	-	-	800	30,0
33	28,0	1,0	1,3	1,3	-	8,5	-	4,9	5,0	2,0	255	90,0
34	-	1,0	0,6	0,6	<1	6,8	(8,5)	-	-	-	400	60,0
35	25,6	0,59	4,0	2,0	-	9,0	6,8	2,8	13,0	-	170	30,0
36	25,2	-	0,4	0,2	<1	7,2	6,0	2,6	14,0	6,0	215	40,0
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	26,0	0,90	4,0	1,0	<1	9,5	(16,0)	4,5	6,0	3,0	190	50,0
40	26,5	1,2	9,0	1,0	<1	10,5	8,9	3,5	5,0	-	180	40,0
41	26,5	0,75	3,0	2,0	<1	15,5	7,9	4,5	5,0	3,0	165	40,0
MV	30,0	1,0	2,2	0,8	<1	9,8	8,5	3,9	8,8	5,2	251	52,0
ST.AV	6,9	0,6	2,3	0,6	-	3,8	2,1	0,9	4,7	2,1	165,3	17,7

Tabell 2.2 Råkloakk.

Uke	pH	κ ₂₀ μs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P filtr mgP/l	TotN mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₂ -N NO ₃ -N mgN/l	Q m ³ /h	Temp °C
27	-	570	37,0	354	83	139	398	138,0	53,8	5,8	1,5	49,6	32,5	<0,01	8,1	16,6
28	-	630	70,0	402	96	138	462	112,0	80,0	6,8	4,1	39,2	29,6	0,05	8,7	17,4
29	-	365	27,5	190	43	69	237	-	33,8	4,1	2,1	(16,0)	18,0	-	8,3	15,0
30	-	340	20,5	102	57	(26)	120	44,9	13,8	3,6	2,2	15,4	6,2	3,1	7,6	16,1
31	6,9	370	36,0	155	44	63	215	10,9	45,0	5,1	2,8	17,4	4,8	8,9	6,9	16,6
32	7,1	290	30,5	212	72	58	388	48,1	-	6,5	3,8	21,8	6,1	8,8	6,9	16,4
33	7,1	410	40,9	390	148	109	292	69,2	26,3	7,5	3,6	19,6	9,0	4,5	6,6	15,0
34	7,0	410	10,8	281	66	90	257	58,6	-	7,4	4,2	30,4	12,0	5,4	7,5	15,5
35	7,2	360	58,0	373	96	162	337	63,8	35,0	6,2	4,4	25,0	15,4	5,0	7,0	14,3
36	7,1	390	87,0	389	109	119	287	65,0	112,5	9,2	5,0	45,2	10,6	6,7	7,4	14,6
37	7,3	390	57,0	327	71	136	230	74,4	87,5	7,0	4,6	34,0	15,4	4,8	6,7	13,7
38	7,1	375	35,0	219	55	86	190	82,4	62,5	6,3	4,4	36,6	14,6	2,6	6,8	12,5
39	7,4	365	47,0	194	42	74	209	76,1	32,5	5,6	3,7	29,2	15,4	3,1	6,7	11,3
40	7,4	405	85,0	241	81	59	109	44,4	61,3	5,0	2,7	24,6	9,8	6,6	6,7	9,4
41	7,2	415	32,0	186	40	70	236	56,9	22,5	6,0	3,6	28,4	16,9	6,4	6,9	11,1
MV	7,2	405,7	44,9	267,7	73,5	88,5	262,9	74,5	51,3	6,1	3,5	28,8	14,4	4,7	7,3	14,4
ST-AV	0,2	85,9	22,4	98,0	7,7	39,6	102,7	27,7	28,8	1,4	1,0	10,5	7,9	2,8	0,7	2,3

Tabell 2.3 Mekanisk rensset.

Uke	Q m ³ /h	pH	κ ₂₀ µs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P filtr mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N mgN/l
27	8,1	7,8	590	36,0	137	36	161	370	-	40,0	6,5	1,9	39,2	31,2	<0,01
28	8,7	7,7	610	50,0	144	39	99	262	149	53,8	5,9	3,4	25,4	24,0	0,06
29	8,3	7,5	350	20,0	88	28	43	149	-	13,8	3,3	1,8	14,6	16,6	-
30	7,6	-	375	30,2	86	48	29	131	56,2	16,3	3,3	1,8	14,4	6,9	0,50
31	6,9	6,9	340	35,0	84	20	60	202	121	43,8	4,3	2,3	15,2	10,2	0,65
32	6,9	7,3	300	10,7	110	41	47	302	61,6	-	5,5	3,8	19,4	19,2	0,76
33	6,6	7,5	440	30,7	99	35	65	172	92,8	23,8	5,7	3,8	18,6	12,0	0,82
34	7,5	6,5	390	10,4	109	41	70	140	79,5	-	5,9	4,8	22,4	18,9	0,92
35	7,0	7,5	355	41,0	129	41	92	215	78,8	45,0	6,2	4,4	24,0	19,3	0,56
36	7,4	7,3	385	50,0	135	35	85	99	65,7	27,5	6,8	4,8	23,0	17,9	0,33
37	6,7	7,4	370	40,0	135	37	85	148	73,9	35,0	6,5	4,7	26,0	15,6	0,85
38	6,8	7,1	370	20,0	142	28	57	145	61,1	25,0	6,3	4,7	25,0	16,2	1,2
39	6,9	7,3	430	15,0	102	18	52	141	80,7	31,3	9,6	7,4	29,6	20,0	0,49
40	6,7	8,2	420	43,0	162	74	54	107	45,9	27,5	4,2	2,1	22,2	17,3	0,79
41	6,9	7,7	415	18,0	79	23	60	133	72,3	26,3	5,4	3,4	25,8	20,0	0,25
MV	7,3	7,4	409	30,0	116,1	36,3	70,6	186,5	79,9	31,5	5,7	3,7	23,0	17,7	0,60
ST.AV	0,7	0,4	85,7	13,6	26,1	13,5	31,6	73,2	27,9	11,6	1,6	1,6	6,4	5,7	0,30

Tabell 2.4

Kjemisk felling med aluminiumsolt.

Uke	Q m ³ /h	Dosert gAl ₂ (SO ₄) ₃ m ³	pH	κ ₂₀ μs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P mgP/l	PO ₄ -P filtr mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₂ -N mgN/l	NO ₃ -N mgN/l	Al mgAl/l
27	1,5	152	-	610	10,0	35	12	94	202	1,9	30,0	1,2	0,16	31,2	33,6	<0,01	2,4	
28	1,9	148	6,8	660	15,0	51	16	57	180	10,5	35,0	2,6	0,18	25,0	25,6	0,09	3,5	
29	1,8	128	7,1	385	3,0	27	3	12	43,4	-	10,0	0,43	0,07	14,4	16,8	-	0,68	
30	1,8	136	-	370	3,5	13	6	12	43,8	31,9	8,8	0,34	0,05	13,8	11,8	0,11	0,70	
31	1,8	138	6,9	420	4,1	20	3	17	12,9	38,5	12,5	0,06	0,005	15,4	17,1	0,18	0,73	
32	1,9	135	6,8	335	9,9	40	20	18	68,6	33,8	-	1,2	0,11	20,4	19,2	0,07	2,3	
33	1,8	139	6,7	490	10,3	48	25	37	78,8	52,9	15,0	1,4	0,01	17,8	15,8	0,10	2,5	
34	1,8	165	6,8	485	5,7	67	23	24	87,1	37,2	-	1,8	0,09	23,0	16,5	0,17	2,6	
35	1,9	149	7,0	385	12,0	79	25	26	75,3	44,2	20,0	2,2	0,03	22,4	18,4	0,10	2,8	
36	1,9	159	7,0	430	8,5	61	31	27	71,9	39,1	28,8	2,0	0,51	22,6	16,6	0,09	2,4	
37	1,9	185	6,9	400	27,0	104	38	56	89,2	55,9	-	4,3	0,70	26,0	16,2	0,03	5,0	
38	1,9	143	6,9	440	22,0	68	37	41	87,5	59,5	32,5	2,5	0,37	30,8	15,0	0,08	2,9	
39	1,9	141	6,4	415	33,0	67	31	32	73,4	48,2	18,8	2,0	0,10	23,8	17,7	0,13	4,7	
40	1,9	132	6,8	460	30,0	65	34	20	58,0	23,8	15,0	1,2	0,06	20,8	18,5	0,33	2,3	
41	1,8	136	6,9	470	8,5	67	23	21	29,5	37,6	16,3	1,8	0,06	25,8	24,8	0,07	2,8	
MV	1,8	145,7	6,8	450,3	13,5	54,1	21,8	32,9	80,1	56,9	20,2	1,7	0,20	22,2	18,9	0,11	2,6	
ST-AV	0,1	14,8	0,17	87,1	9,8	24,1	11,7	22,0	50,4	42,9	9,1	1,1	0,2	5,3	5,3	0,08	1,3	

Tabell 2.5 Kjemisk felling med kalk.

Uke	Q m ³ /h	Dosert gCa(OH) ₂ m ³	pH	κ ₂₀ μs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P mgP/l	Tot-P PO ₄ -P filtr mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₂ -N mgN/l	NO ₃ -N mgN/l	Ca mgCa/l
27	1,7	581	11,3	450	31,0	110	58	131	322	225	127,5	2,4	0,49	36,4	32,4	<0,01	91,0	
28	1,8	656	11,7	1770	28,0	37	22	(<1)?	160	122	60,0	0,80	0,04	24,0	26,4	0,1	169	
29	1,7	752	12,2	1680	17,0	49	34	(<5)?	47,0	40,0	17,5	0,31	0,02	12,6	17,2	-	188	
30	1,7	743	-	2042	20,4	12	16	(<1)?	43,6	41,7	16,3	0,23	0,02	13,6	12,2	0,15	221	
31	1,7	725	11,5	1800	38,0	33	20	(16)?	70,7	48,0	22,5	0,60	<0,002	15,8	12,6	0,16	24,7	
32	1,9	524	11,6	300	20,7	25	15	(8)	56,9	51,3	-	0,60	0,21	19,8	18,6	0,03	15,1	
33	1,8	504	11,5	720	20,7	53	41	48	81,6	74,3	45,3	0,90	0,03	17,6	18,1	0,04	78,0	
34	1,8	564	10,6	820	10,5	49	25	(21)?	79,1	66,2	-	1,4	0,05	23,8	23,0	0,05	72,1	
35	1,8	591	11,6	720	55,0	64	47	37	81,4	74,0	43,8	1,3	0,05	23,2	20,3	0,02	82,0	
36	1,7	601	11,6	810	43	73	57	-	70,9	66,4	17,5	1,9	0,03	21,4	18,6	0,02	108	
37	1,8	568	11,5	750	43	91	54	40	79,9	81,0	-	2,3	0,12	25,0	15,4	0,03	91,0	
38	1,9	534	10,9	405	52	100	66	74	148	96,4	37,5	3,5	0,70	28,4	17,0	0,02	57,6	
39	1,8	512	11,7	1350	64	78	53	(0)?	60,0	(80,0)	36,3	0,80	0,03	25,0	17,7	0,15	162	
40	2,0	511	12,0	2050	35	69	53	18	51,7	62,1	25,0	0,60	0,04	21,4	16,2	0,38	204	
41	2,1	532	11,7	920	25	52	40	(15)?	70,9	58,7	32,5	0,90	0,14	24,5	24,0	0,04	16,2?	
MV	1,8	601,2	11,5	1106	33,6	59,7	40,1	?	96,0	80,4	40,1	1,2	0,13	22,2	19,3	0,09	105,3	
ST.AV	0,1	80,5	0,4	614	15,5	27,8	17,0	-	70,6	46,0	30,6	0,9	0,20	6,0	5,3	0,10	68,1	

Tabell 2.6 Kjemisk felling med jernsalt.

Uke	Q m ³ /h	Dosert $\frac{L \cdot Fe}{m^3}$	Dosert $\frac{gCa(OH)_2}{m^3}$	pH	K ₂₀ µs/cm	TURB JTU	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P mgP/l	Tot-P filtr mgP/l	PO ₄ -P mgP/l	Tot-N mgN/l	NH ₄ -N mgN/l	NO ₂ ⁻ mgN/l	NO ₃ ⁻ mgN/l	Fe mgFe/l	Ca mgCa/l
27	1,8	21	0-200	7,5	640	10,0	67	32	100	251	209	36,3	2,8	0,64	31,2	33,6	<0,01	11,5	89,0		
28	1,6	22	135	9,9	665	47,0	41	16	58	113	109	32,5	1,5	0,04	25,4	29,2	0,10	3,6	-		
29	1,5	22	115	9,4	510	14,0	33	10	19	118	-	15,0	1,1	-	14,0	17,2	-	3,6	-		
30	1,7	22	122	-	430	20,3	9	9	12	43,9	39,9	11,3	0,27	0,01	14,4	11,8	0,22	0,70	53,5		
31	1,5	30	120	10,4	530	52,0	29	18	35	82,8	60,4	26,3	0,65	0,02	17,0	14,6	0,38	0,77	17,7		
32	1,5	21	82	9,2	245	40,1	51	18	27	96,1	49,5	-	1,3	0,08	22,0	18,4	0,03	2,6	-		
33	1,7	26	60	7,4	495	20,6	25	13	49	77,3	76,6	20,0	0,70	0,02	19,0	17,8	0,04	1,2	39,9		
34	1,7	31	80	8,9	490	9,5	29	14	25	66,5	59,3	-	0,60	0,02	23,8	16,5	0,09	1,4	30,0		
35	1,8	29	80	9,1	430	17,0	44	17	34	84,9	80,3	20,0	1,2	0,24	23,4	18,9	0,11	2,6	38,9		
36	1,8	27	70	8,0	500	30,0	36	14	-	72,0	55,9	18,8	0,80	0,29	21,4	19,6	0,27	1,0	-		
37	1,7	29	85	9,3	445	20,0	30	12	35	73,2	59,0	-	1,1	0,36	25,2	16,2	0,21	2,0	-		
38	1,7	24	90	9,0	460	3,8	30	13	45	109	59,0	20,0	1,1	0,36	26,8	22,6	0,15	1,8	-		
39	1,8	30	70	8,3	480	13,0	54	12	39	97,4	55,1	22,5	1,8	0,40	25,0	19,2	0,31	3,8	45,6		
40	1,8	20	80	8,6	530	25,0	42	25	18	46,7	39,8	16,3	0,90	0,25	22,0	17,7	0,72	2,7	56,6		
41	1,8	25	70	7,9	520	15,0	49	24	31	79,9	49,0	18,8	2,3	0,30	25,8	20,0	0,38	5,0	55,4		
NV	1,7	25,3	88,6	8,8	491,3	23,0	37,9	16,5	37,6	94,1	71,6	21,5	1,2	0,20	22,6	19,5	0,20	3,0	46,4		
ST.AV	0,1	-	-	0,9	95,6	13,7	14,1	6,3	21,9	48,5	43,4	7,1	0,7	0,20	4,9	5,5	0,20	2,7	21,3		

Tabell 2.7 Renne 2 0,5% Al + 99,5% innsjøvann.

Uke	κ ₂₀ μs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P μgP/l	PO ₄ -P filtr μgP/l	Tot-N μgN/l	NO ₂ - NO ₃ -N μgN/l
27	48	3,9	0,1	<1	10,4	11,2	-	28	11	426	60
28	44	-	-	<1	9,4	10,9	-	20	6	280	70
29	(144)	-	-	<1	8,5	-	3,2	9	6	287	60
30	33	-	-	<1	21,8	14,6	-	16	3	184	80
31	34	-	-	<1	8,1	9,1	4,1	9	6	307	40
32	26	-	-	<1	8,6	7,0	-	-	-	902	30
33	33	1,5	1,4	-	8,9	-	5,0	12	3	340	90
34	-	0,9	0,7	<1	7,2	-	-	-	-	515	60
35	27	4,4	2,1	-	9,3	6,9	2,9	19	-	282	30
36	27	0,7	0,4	<1	7,5	6,2	2,7	24	8	328	40
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	28	4,3	1,2	<1	9,6	-	4,6	16	4	309	50
40	29	9,3	1,2	<1	10,8	9,0	3,6	11	-	284	41
41	29	3,3	2,1	<1	15,6	8,0	4,6	14	3	290	40
MV	32,5	2,4	0,9	<1	10,2	8,7	3,9	17,0	5,7	361,2	52,1
ST.AV	7,2	2,3	0,6	-	3,8	2,2	0,7	6,3	2,5	166,7	17,6

Tabell 2.8 Renne 7 5% Al + 95% innsjøvann.

Uke	κ ₂₀ µs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ -N NO ₂ -N µgN/l
27	75	5,2	0,6	4,7	19,4	19,8	-	82	19	1830	60
28	74	-	-	2,9	17,5	15,6	-	137	15	1405	74
29	-	-	-	0,6	10,5	-	3,4	28	9	935	-
30	49	-	-	0,6	23,8	16,1	-	32	5	805	85
31	52	-	-	0,9	14,4	10,8	4,4	12	6	1000	49
32	41	-	-	0,9	11,7	8,1	-	-	-	1820	33
33	53	-	-	(1,9)	12,4	-	5,4	75	3	1145	95
34	-	3,9	1,7	1,2	11,1	-	-	-	-	1550	68
35	44	8,0	3,1	-	12,7	8,9	3,7	118	-	1290	35
36	47	3,4	1,7	1,4	10,7	7,9	3,8	114	31	1345	44
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	47	7,3	2,5	1,6	13,0	-	5,2	106	9	1380	56
40	49	12,2	2,7	1,0	13,4	10,1	4,1	65	-	1220	56
41	50	6,3	3,2	1,1	17,0	9,8	5,1	95	6	1455	43
MV	52,8	4,9	1,8	1,7	14,2	11,2	4,6	92,1	13,3	1361	57,1
ST.AV	11,2	2,8	0,9	1,1	3,7	3,5	0,6	52,1	11,0	308,6	18,0

Tabell 2.9 Renne 8 5% Fe + 95% innsjøvann.

Uke	κ 20 μs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr. mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P μgP/l	PO ₄ -P filtr μgP/l	Tot-N μgN/l	NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻ μgN/l
27	77	7,0	1,6	5,0	22	21	-	162	43	1630	60
28	74	-	-	2,9	64	16	-	82	8	1425	75
29	-	-	-	1,0	68	8	3,8	58	-	915	-
30	53	-	-	0,6	24	17	-	28	3	835	91
31	58	-	-	1,8	12	10	5,1	39	7	1080	59
32	36	-	-	1,4	13	10	-	-	-	1900	31
33	63	2,6	2,0	(2,5)	12	-	5,7	42	3	1205	92
34	-	2,0	1,3	1,2	10	-	-	-	-	1590	64
35	48	6,2	2,9	-	13	11	3,6	68	-	1340	35
36	50	2,2	0,9	-	11	9	3,3	54	21	1285	53
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	50	6,7	1,6	2,0	14	-	5,4	96	24	1440	65
40	49	11,1	2,3	0,9	13	11	4,1	50	-	1280	76
41	52	5,5	3,2	1,6	19	10	5,2	120	18	1455	59
MV	55,4	4,1	1,6	1,9	21,3	11,7	4,7	68,9	15,9	1375	61,9
ST.AV	11,9	2,7	0,7	1,1	18,6	3,5	0,8	35,2	11,1	299	17,7

Tabell 2.10 Renne 9 5% Ca + 95% innsjøvann.

Uke	κ ₂₀ µs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ -N NO ₂ -N µgN/l
27	68	5,5	1,1	6,5	25,5	21,8	-	142	36	2090	60
28	130	-	-	-	16,5	16,5	-	47	8	1360	75
29	-	-	-	<1,0	10,7	10,5	3,8	23	7	850	65
30	133	-	-	-	22,8	16,6	-	27	4	800	88
31	122	-	-	<1,0	11,6	11,4	4,9	39	6	1020	48
32	39	-	-	<1,0	11,1	9,6	-	-	-	1790	32
33	64	3,8	1,8	-	12,7	-	6,9	50	4	1140	92
34	-	3,8	3,6	1,1	10,8	-	-	-	-	1590	63
35	62	7,6	4,8	-	13,0	11,0	4,9	73	-	1310	31
36	66	5,0	2,9	-	10,8	9,3	3,3	109	7	1290	41
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	94	7,5	3,8	<1,0	13,3	-	6,1	46	5	1440	58
40	129	13,0	3,6	<1,0	13,1	12,0	4,6	35	-	1250	57
41	73	5,6	4,0	<1,0	19,0	10,8	5,9	50	10	1390	42
MV	89,1	5,1	2,8	?	14,9	12,7	5,6	70,0	11,7	1400	56,3
ST-AV	33,8	2,8	1,2		5,3	3,3	1,8	47,5	11,4	300	18,4

Tabell 2.11 Renne 10 0,5% Fe + 99,5% innsjøvann.

Uke	κ20 µs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ - NO ₂ -N µgN/l
27	48	4,0	0,2	<1	10,6	11,3	-	38	14	426	60
28	44	-	-	<1	9,1	10,9	-	14	6	280	70
29	(144)	-	-	<1	9,0	8,4	3,2	12	-	285	-
30	33	-	-	<1	21,8	14,7	-	16	3	187	81
31	34	-	-	<1	8,5	9,2	4,1	12	6	315	42
32	25	-	-	<1	8,8	7,1	-	-	-	910	30
33	30	-	-	-	8,8	-	5,0	8	3	350	90
34	-	0,7	0,7	<1	7,1	-	-	-	-	519	60
35	28	4,2	2,1	-	9,3	7,1	2,9	14	-	287	30
36	28	0,5	0,3	<1	7,5	6,3	2,7	18	7	321	41
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	28	4,2	1,0	<1	10,0	-	4,6	15	6	315	51
40	29	9,2	1,1	<1	10,7	9,1	3,6	9	-	290	43
41	29	3,2	2,1	<1	15,9	8,1	4,6	16	4	294	42
MV	32,4	2,3	0,9	<1	10,3	8,8	3,9	14,7	6,1	363	52,3
ST.AV	7,2	2,3	0,6	-	3,8	2,1	0,7	7,0	2,8	168	17,9

Tabell 2.12 Renne 11 0,5% Ca + 99,5% innsjøvann.

Uke	κ20	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ - NO ₂ -N µgN/l
27	47	4,3	0,3	<1	11,0	11,4	-	34	13	298	60
28	50	-	-	<1	9,3	11,0	-	11	6	167	70
29	(150)	-	-	<1	8,6	8,6	3,2	9	6	221	60
30	41	-	-	<1	21,8	14,7	-	16	3	121	80
31	40	-	-	<1	8,4	9,2	4,1	12	6	238	40
32	26	-	-	<1	8,6	7,3	-	-	-	810	30
33	31	1,6	1,5	-	9,3	(8,4)	4,1	10	3	263	90
34	-	0,9	0,7	<1	7,2	(8,9)	-	-	-	412	60
35	29	4,3	2,2	-	9,4	7,1	3,0	15	-	180	30
36	29	0,8	0,5	<1	1,6	6,3	2,6	24	6	227	40
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	33	4,4	1,3	<1	9,8	-	4,7	10	4	202	50
40	37	9,3	1,3	<1	10,8	9,3	3,6	8	-	192	45
41	31	3,3	2,2	<1	15,9	8,2	4,7	9	4	177	40
MV	35,8	2,5	1,0	<1	10,0	8,9	3,9	15,1	5,6	262,4	52,3
ST.AV	7,8	2,3	0,1	-	4,4	2,1	0,7	7,5	2,5	165,5	17,5

Tabell 2,13 Renne 12 5% mekanisk + 95% innsjøvann.

Uke	κ 20 µs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ / NO ₂ -N µgN/l
27	72	10,6	1,8	-	27	-	-	347	347	2230	60
28	69	-	-	4,9	21	18	-	302	176	1420	70
29	(152)	-	-	2,2	16	-	3,6	172	96	950	60
30	48	-	-	1,5	28	17	-	180	93	840	85
31	47	-	-	3,0	18	15	6,0	224	121	1200	73
32	38	-	-	2,4	23	10	-	-	-	1730	68
33	49	6,3	3,0	-	17	-	5,8	290	193	1380	131
34	-	6,1	2,7	3,5	14	-	-	-	-	1600	106
35	41	10,0	4,1	-	19	11	4,9	318	-	1370	58
36	43	7,1	1,9	4,3	16	9	3,8	354	246	1370	66
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	46	9,1	1,9	2,6	16	-	5,8	486	374	1670	75
40	46	17,1	4,7	2,7	16	11	4,7	215	-	1290	80
41	45	7,0	3,6	3,0	22	12	5,6	275	173	1460	78
MV	51,3	8,0	2,8	3,2	18,9	12,0	5,1	263	188	1400	80
ST.AV	12,3	3,0	0,8	1,0	4,4	2,9	0,9	121	77	300	20

Tabell 2,14 Renne 13 0,5% mekanisk + 99,5 innsjøvann.

Uke	κ20 µs/cm	SS mg/l	SS gl.r mg/l	BOF mgO/l	KOF mgO/l	KOF filtr mgO/l	TOC mgC/l	Tot-P µgP/l	PO ₄ -P filtr µgP/l	Tot-N µgN/l	NO ₃ - NO ₂ -N µgN/l
27	48	4,5	0,20	<1	11,3	-	-	54,5	20,5	425	60
28	44	-	-	<1	9,9	11,1	-	36,5	23,0	285	70
29	(144)	-	-	<1	9,0	-	3,2	23,5	15,0	288	60
30	33	-	-	<1	22,3	14,8	-	31,5	12,0	187	80
31	33	-	-	<1	9,0	9,5	4,2	30,5	17,5	306	40
32	26	-	-	<1	9,8	7,3	-	-	-	897	30
33	30	1,8	1,5	(<1)	9,2	(7,6)	5,0	33,5	22,0	348	90
34	-	1,1	0,8	<1	7,9	(8,9)	-	(36,0)	-	520	60
35	28	4,6	2,2	(<1)	10,0	7,2	3,0	39,0	-	285	30
36	27	1,0	0,4	<1	7,9	6,3	2,7	48,0	30,0	345	40
37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	28	4,5	1,1	<1	10,4	-	4,7	54,0	41,0	338	50
40	29	9,8	1,4	<1	11,0	9,2	3,6	26,0	-	291	40
41	29	3,4	2,1	<1	16,2	8,2	4,6	32,0	20,0	294	40
MV	32,3	2,8	0,95	<1	10,8	8,7	3,9	37,3	23,2	363,9	52
ST.AV	7,2	2,3	0,60	-	3,8	2,2	0,7	9,09	7,69	164,7	17,7

Tabell 2.15 pH - målinger i rennene.

1973 Dato	Døgn	Uke nr.	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	
27.06	2	26	7,2	7,2	7,2	7,0	7,2	7,2	7,2	7,2	9,6	7,0	8,0	7,4	7,1	Kallet og ozonert NORDBYSJØEN
28.06	3	26	7,4	7,1	7,2	7,2	7,4	7,4	7,3	7,3	9,9	7,8	8,2	7,7	7,6	
02.07	7	27	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	10,3	7,3	7,5	7,0	6,9	
04.07	9	27	7,0	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	9,5	9,9	7,5	7,5	7,3	7,2	
09.07	14	28	6,0	6,0	6,0	6,0	6,1	6,1	6,0	9,4	11,8	7,3	9,8	6,4	6,4	
11.07	16	28	6,6	6,6	6,6	6,5	6,6	6,6	6,5	6,9	11,2	6,9	8,9	6,8	6,9	
		\bar{x}	6,9	6,8	6,8	6,8	6,9	6,9	6,8	8,1	10,5	7,3	8,3	7,1	7,0	
		SD	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1,3	0,9	0,3	0,9	0,5	0,4	
		n=6														
16.07	21	29	5,1	5,3	5,1	5,1	5,1	5,9	5,9	7,5	10,3	5,6	6,5	6,2	5,5	Ubehandlet RYGGELVANN
17.07	22	29	5,2	5,3	5,2	5,3	5,2	6,0	6,0	7,6	11,0	5,6	7,2	6,2	5,5	
18.07	23	29	5,1	5,2	5,1	5,1	5,1	5,6	5,6	6,1	10,6	5,1	6,9	5,8	5,1	
20.07	25	29	5,1	5,2	5,1	5,2	5,2	5,8	5,8	7,1	10,6	5,5	6,8	6,3	5,4	
24.07	29	30	4,9	5,1	4,9	5,0	4,9	5,6	5,7	7,4	10,6	5,3	6,2	6,1	5,2	
27.07	32	30	4,9	4,8	5,1	5,0	5,1	5,9	5,0	8,1	10,9	5,7	7,2	6,0	5,7	
31.07	36	31	5,2	5,3	5,1	5,3	5,2	5,8	5,9	6,3	9,7	5,2	6,9	6,7	6,0	
02.08	38	31	5,1	5,4	5,1	5,2	5,2	5,9	5,9	6,6	9,8	5,9	6,0	5,5	5,3	
13.08	49	33	4,8	5,0	4,8	5,0	5,0	5,7	5,7	8,0	9,8	5,5	5,8	6,1	5,4	
16.08	52	33	5,1	5,3	5,1	5,4	5,3	6,1	6,0	8,7	10,1	5,6	6,0	6,3	5,5	
22.08	58	34	5,2	5,5	5,3	5,5	5,3	6,2	6,2	-	10,0	-	6,1	6,8	5,7	
27.08	63	35	5,2	5,4	5,2	5,5	5,3	6,3	6,3	7,7	10,1	5,7	6,2	6,8	5,7	
4.09	71	36	5,1	5,2	5,1	5,2	5,3	6,1	6,2	8,7	10,5	5,7	7,2	6,5	5,6	
11.09	78	37	5,1	5,4	5,2	5,5	5,4	6,3	6,3	9,6	9,9	6,1	6,2	6,8	5,8	
13.09	80	37	5,1	5,4	5,2	5,4	5,4	6,2	6,1	9,2	10,2	5,7	6,5	6,5	5,6	
18.09	85	38	5,1	5,4	5,3	5,5	5,3	6,3	6,2	8,1	10,1	5,9	6,8	6,7	5,8	
21.09	88	38	5,2	5,4	5,3	5,5	5,4	6,2	6,2	8,2	10,4	5,9	8,2	5,7	5,7	
26.09	93	39	5,2	5,4	5,3	5,4	5,4	6,2	6,1	8,6	10,9	5,9	9,1	6,4	5,4	
03.10	100	40	5,0	5,2	5,0	5,3	5,3	6,1	6,0	8,0	10,6	5,6	6,9	6,4	5,5	
05.10	102	40	5,1	5,3	5,1	5,3	5,2	6,0	5,9	7,0	9,5	5,6	5,7	-	-	
09.10	106	41	5,1	5,4	5,2	5,4	5,3	6,2	6,1	7,1	10,1	5,6	6,0	6,6	5,6	
16.10	113	42	5,1	5,5	5,2	5,6	5,4	5,8	5,7	8,2	10,1	6,0	6,7	6,7	6,2	
		\bar{x}	5,1	5,3	5,1	5,3	5,2	6,0	5,9	7,8	10,2	5,6	6,7	6,3	5,6	
		SD	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,3	0,9	0,4	0,3	0,8	0,4	0,2	
		n=	22	22	22	22	22	22	22	21	22	21	22	21	21	

Fig. 2.1 Frekvensdiagram for pH i renner med Ca- og Fe-behandlet avløpsvann

„i“ = antall observasjoner i intervallet, „n“ = antall observasjoner totalt

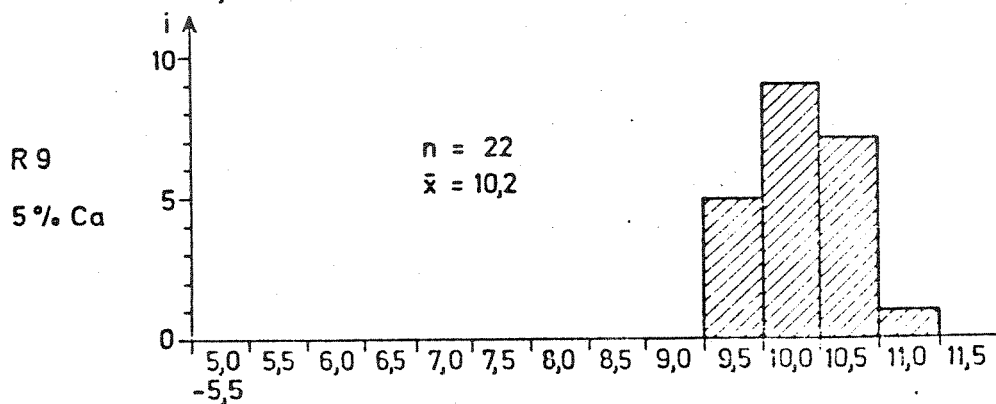
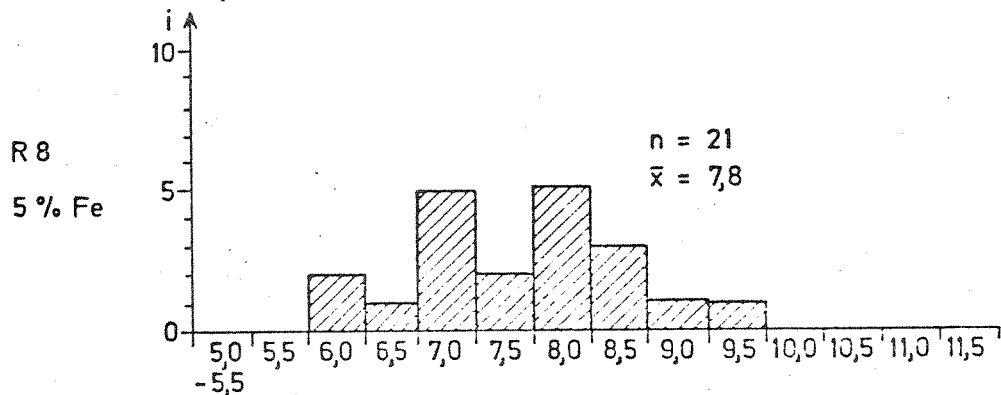
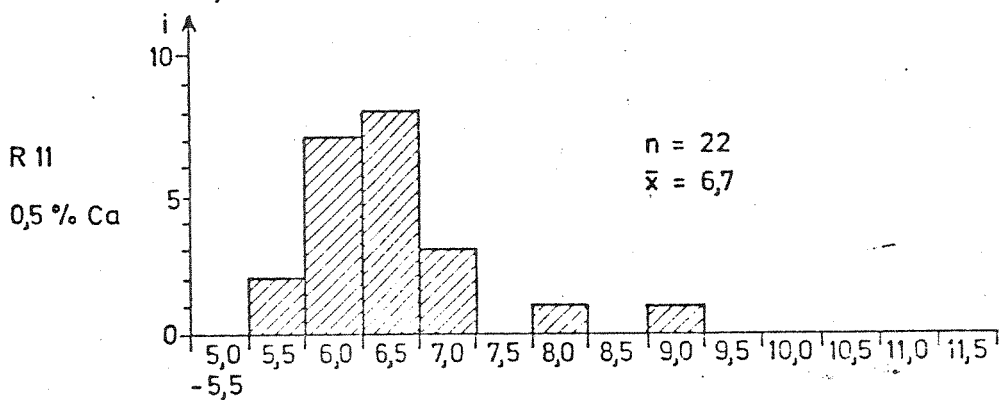
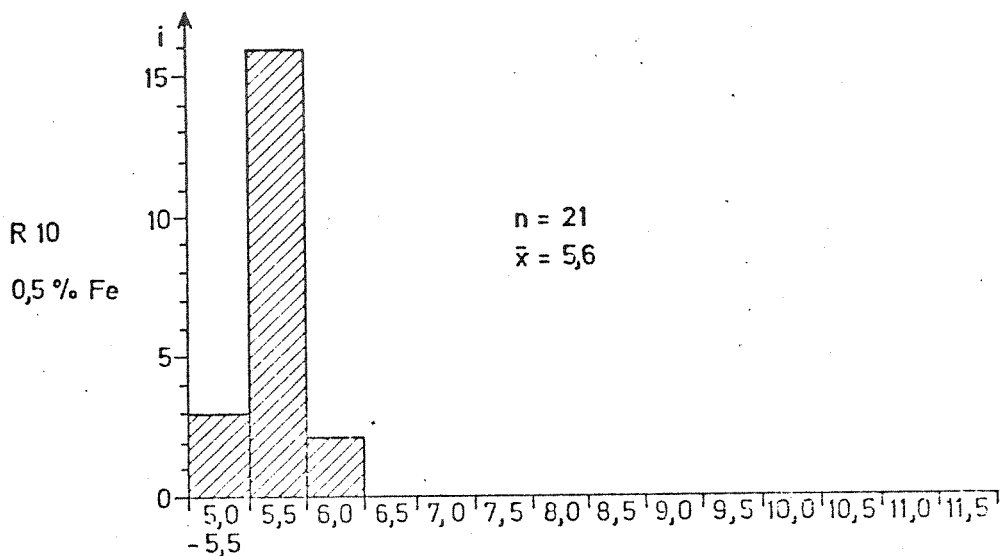
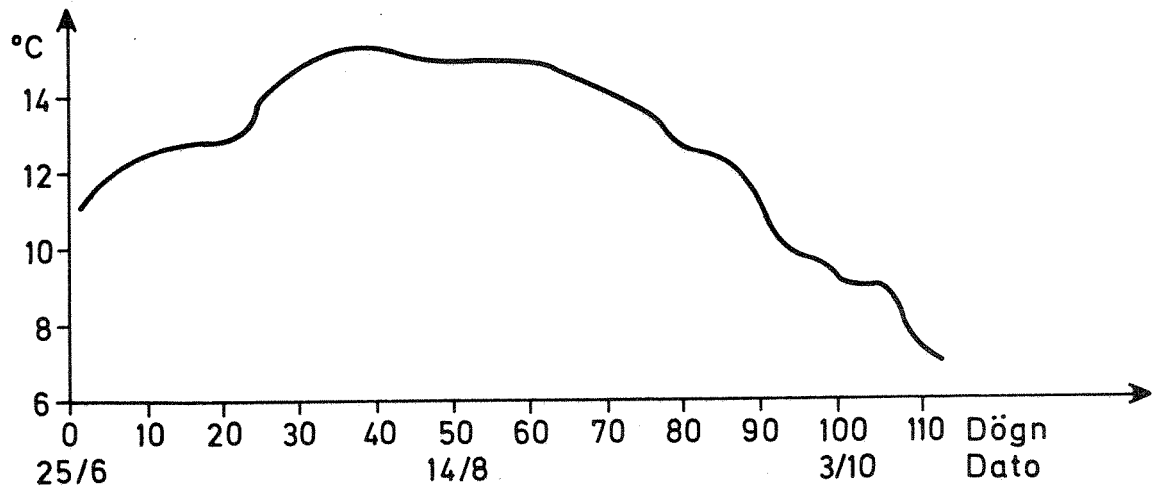


Fig.2.2 Temperatur for innsjövann 1973



3. PROSESSMÅLINGER AV BENTHOS.

KVANTITATIVE BESTEMMELSER AV BIOMASSE.

3.1 Metoder og utførelse

Primærproduksjon (brutto) og respirasjon ("community respiration") ble målt ved oksygenmetoden. Det ble benyttet et plexiglasskammer med åpen bunn som innesluttet et renneareal på 0,019 m². Til det lukkede systemet var koblet en oksygenelektrode og en kjøler. En pumpe sørget for kontinuerlig gjennomstrømning i kammeret, forbi elektroden og gjennom kjøleren. Volumet i sistnevnte var 870 ml. En skisse av systemet er vist i Fig. 3.1.

Etter avslutning av målingene ble begroingen høstet for bestemmelse av biomasseparametere (organisk carbon, klorofyll og ATP).

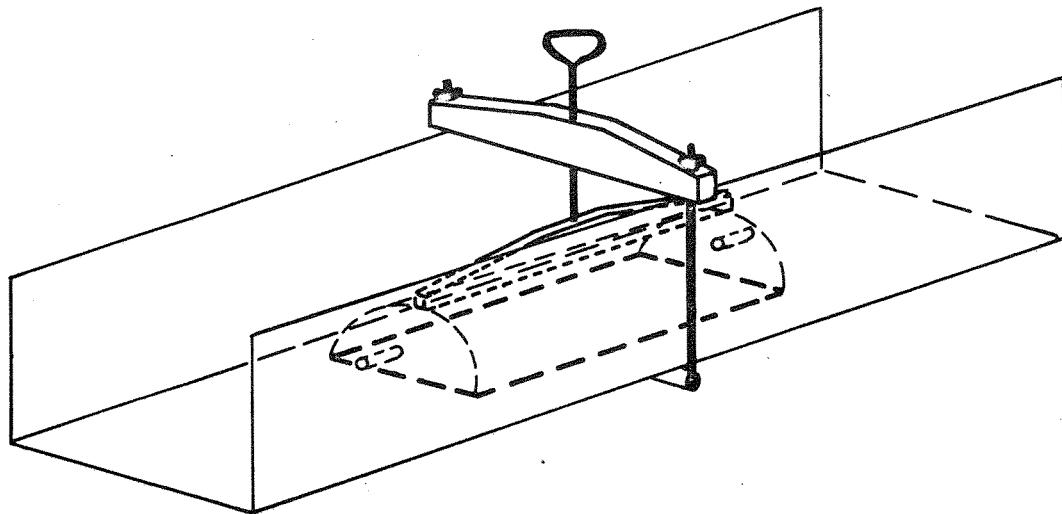
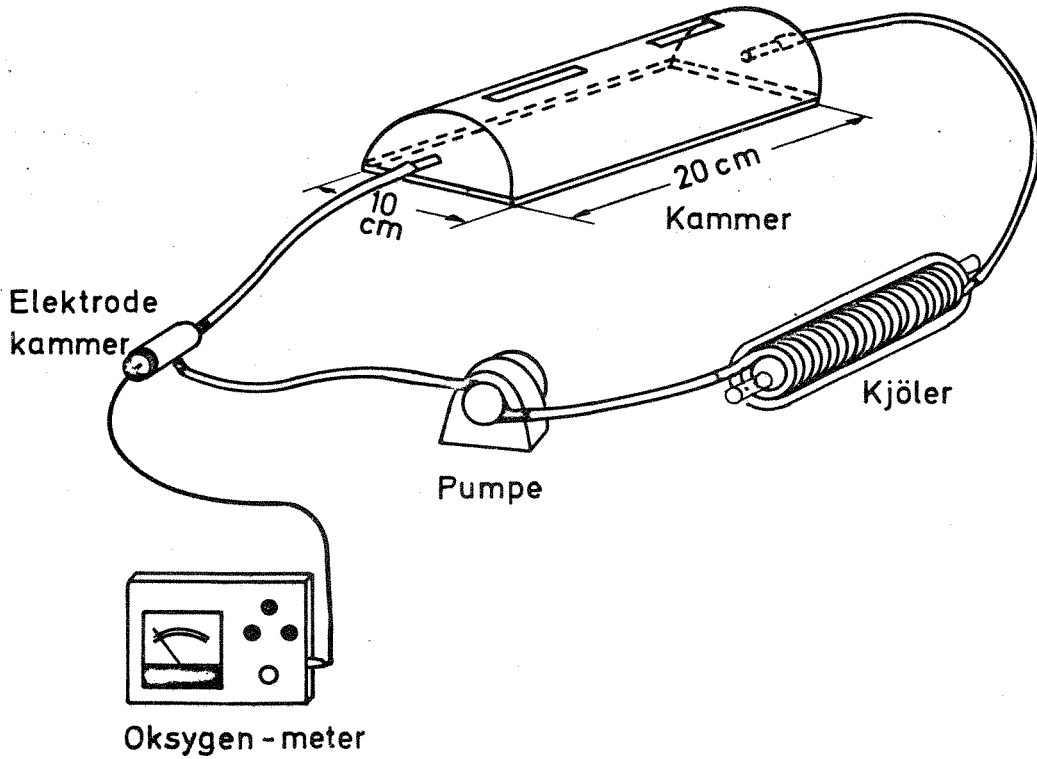
Primærproduksjonsmålingene ble som regel utført under forhold hvor lyset ikke var en begrensende faktor, slik at forskjeller mellom rennene ikke var influert av lysintensiteten. I de tilfeller hvor belysningen var begrensende (mindre enn 25-30.000 LUX ved overflaten) ble produksjonsverdiene korrigert til antatt verdi ved full belysning (P_{MAX}). Korreksjonene ble basert på forsøk hvor lysintensiteten ble variert ved avskjerming med gjennomskinnelig hvitt stoff ("osteklede"). For å unngå for store korreksjoner ble belysninger under 15.000 LUX unngått.

Fra slutten av juli til begynnelsen av oktober ble det foretatt 7 til 9 prosessmålinger i hver renne. I de tilfeller da begroingen var ujevnt distribuert, ble målingene foretatt på steder som visuelt syntes å være representative for rennen. Det ble også foretatt noen parallellmålinger i den samme rennen på samme tidspunkt, med ulike mengder begroing i kammeret.

Serier av biomassebestemmelser ble tatt 2 ganger i etableringsfasen for begroingen (21 og 36 døgn etter start). Ved forsøkets avslutning ble det foretatt målinger av maksimal akkumulert biomasse i R1, R2, R10 og R11. Det ble da valgt ut steder i rennen hvor løsrivningen hadde vært liten.

Fig. 3.1

Utstyr for måling av primærproduksjon og respirasjon



Kammer montert i rennen

3.2 Resultater og diskusjon

3.2.1 Biomassebestemmelser

Biomassebestemmelser i begroingens etableringsfase er vist i Tabell 3.1 og 3.2.

Alle typer av behandlet avløpsvann resulterte i raskere etablering av begroing enn tilfelle var i referenserennen. Av belastningene på 0,5% nivå førte som ventet mekanisk behandling til den raskeste etablering av begroing. Alle tre typer av kjemisk behandling dempet begroingsutviklingen, men stimulerte begroingen sammenliknet med referensen. Behandling med aluminiumsulfat syntes å være noe gunstigere enn jernklorid og kalk vurdert ut fra parametrene klorofyll og ATP, mens organisk carbon viser liten forskjell mellom de ulike fellingskjemikaliene.

Også ved belastninger med 5% avløpsvann var begroingsetableringen meget raskere med mekanisk behandlet kloakkvann enn med kjemisk behandling. Forskjellen mellom de ulike fellingskjemikaliene var imidlertid meget større enn ved de lavere belastningene. 5% Al og 5% Fe viste omtrent like store verdier for biomasseparametrene. 5% Ca viste mindre utslag; for organisk carbon lå endog verdiene på samme nivå som for referenserennen. Som det senere vil fremgå av både prosessparametere og kvalitative parametere, var disse tilsynelatende gunstige resultater for 5% Ca ikke forårsaket av god rensing, men av giftvirkning grunnet høy pH.

Tilsetning av rene fosfatløsninger førte til tydelig stimulans av begroingen. Stimulansen var større enn for 0,5% Al. Fosfortilsats til 0,5% Al ga imidlertid større utslag enn 0,5% Al og fosfortilsetning hver for seg; utslagene nærmet seg tallene for 0,5% M, noe som tyder på at fosforreduksjonen er den viktigste effekt av kjemisk felling ved lave belastninger. De resterende forurensninger i det kjemisk rensede vannet virket stimulerende på begroingen i et fosfatrikt resipientvann. Dette er også tydelig for 5% Al + fosfat. Begroingen kom dog ikke opp mot nivået for 5% M. Ved høye belastninger er det følgelig en markert effekt av at den kjemiske behandlingen også fjerner andre forureningskomponenter enn fosfor.

Tabell 3.1

HØSTINGER I RENNENE (I).

Dato: 16-07-73 (21 døgn)

RENNE	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
R01	1.0	0.15	1
R02	1.4	0.27	3
R03	1.3	1.33	5
R04	1.8	1.35	12
R05	1.3	1.28	5
R06	3.1	4.73	45
R07	2.0	1.67	23
R08	2.8	2.02	25
R09	1.0	1.06	6
R10	1.3	0.61	7
R11	1.2	0.41	8
R12 I	10.5	17.1	103
R12 II	11.1	13.6	112
		15.4	107
R13	2.9	1.80	23

Tabell 3.2

HØSTINGER I RENNENE (II).

Dato: 31-07-73 (36 døgn)

RENNE	ORG C G/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
R01	3.8	0.78	2
R02	5.0	0.90	6
R03	8.5	7.34	13
R04	10.7	14.2	62
R05	8.1	10.4	11
R06	7.9	15.1	98
R07	7.7	2.08	57
R08	5.3	1.50	55
R09	3.2	1.77	26
R10	5.2	0.95	11
R11	4.4	1.10	14
R12	32.4	30.0	207
R13	9.5	6.2	33

Tabell 3.3

HØSTING I RENNENE (III).

Dato: 10-10-73 og 11-10-73 (107/108 døgn)

Maksimal akkumulering av biomasse i R1, R2, R10 og R11 ved forsøkets avslutning.

RENNE	ORG C G/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
R01 I	11.8	1.12	79
R01 II	8.4	0.68	64
R01 III	11.2	0.84	84
MIDDEL	<u>10.5</u>	<u>0.88</u>	<u>73</u>
R02 I	-	3.44	291
R02 II	14.8	3.81	301
R02 III	11.6	3.44	374
MIDDEL	<u>13.2</u>	<u>3.6</u>	<u>322</u>
R10 I	20.4	2.44	317
R10 II	24.1	0.93	427
R10 III	21.1	1.61	311
MIDDEL	<u>21.9</u>	<u>1.7</u>	<u>352</u>
R11 I	17.5	3.99	208
R11 II	22.1	3.65	384
R11 III	17.4	3.89	327
MIDDEL	<u>19.0</u>	<u>3.8</u>	<u>306</u>

Ved forskets avslutning ble det tatt en høstingsserie i referenserennen og i rennene med 0,5% Al, 0,5% Fe og 0,5% Ca (Tabell 3.3). Organisk carbon viser lavere verdier for 0,5% Al enn 0,5% Fe og 0,5% Ca, ATP ligger lavest for 0,5% Fe, mens klorofyllverdiene er temmelig like for alle tre rennene. En samlet vurdering av parametrene gir ikke grunnlag for å forvente vesentlige forskjeller i akkumulert begroing ved bruk av de ulike fellingskjemikaliene.

3.2.2 Prosessmålinger

Resultatene av prosessmålingene er vist i Tabell 3.4.

Middelverdiene for primærproduksjon og respirasjon er dessuten vist i form av et stolpediagram i Fig. 3.2. Prosessmålinger med ulik begroingsmengde i samme renne ved samme tidspunkt er vist i Tabell 3.5. Primærproduksjonens lysavhengighet er vist i Tabell 3.6 og i Fig. 3.3.

Referenserennen hadde en svært jevn verdi for primærproduksjonen i hele perioden, selv om biomasseparametrene varierte betydelig. Respirasjonen sank imidlertid utover høsten, noe som førte til en kraftig stigning i P/R-forholdet. Den sannsynlige årsak til dette er at primærproduksjonen er mindre temperaturfølsom enn respirasjonen.

Tilsetning av mekanisk behandlet kloakkvann

førte til sterk økning av primærproduksjonen ved både 0,5% og 5% belastning. 0,5% M økte primærproduksjonen med en faktor på 3-4 og respirasjon med 2-3. Dette medførte et gjennomsnittlig P/R-forhold på 12. Ved 5% M økte primærproduksjonen gjennomgående med en faktor på 7, og respirasjonen med faktoren 20. Dette medførte P/R-forhold på under 3. P/R-forholdene gjenspeiler altså en eutrof og en heterotrof tilstand ved henholdsvis 0,5% M og 5% M.

Avløpsvann behandlet med aluminiumsulfat

førte også til øket primærproduksjon i resipienten. Primærproduksjonen ble mer en fordoblet med tilsetning av 0,5% Al, og ble gjennomsnittlig 5 ganger høyere ved 5% Al. Dette var svært uventet sett på bakgrunn av resultatene fra 1972. Da var resipienteffektene knapt merkbare på 0,5%-nivå, og moderate selv på 5%-nivå. Ser man på resultatene av de kjemiske analysene på effluenten, er det imidlertid tydelig at det er gått ut mer slam fra renseanlegget i 1973 enn i 1972. Orto-fosfatver-

Tabell 3.4 PROCESSMÅLINGER AV BENTHOS.

R1 (REF.)		DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R KG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
1973	DATO							
	23-07	28	55	13	4,2	2.1	.35	1
	30-07	35	77	22	3.5	2.7	.29	1
	14-08	50	104	26	4.0	5.7	.72	13
	21-08	57	83	16	5.2	4.6	.88	13
	28-08	64	77	14	5.6	4.9	.37	16
	11-09	78	88	13	7.0	8.4	.85	14
	25-09	92	85	7	12	7.4	.59	12
	02-10	99	88	4	22	-	.52	20
	MIDDEL		82	14	8	5.1	0.57	11
	STD		14	7	6	2.3	0.22	7

R2 (0.5% Al)		DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R KG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
1973	DATO							
	23-07	28	93	22	4.2	3.2	.75	2
	30-07	35	93	23	4.0	4.1	.78	2
	14-08	50	176	27	6.4	6.1	1.22	26
	21-08	57	272	38	7.2	7.2	1.25	113
	28-08	64	269	27	10	6.8	1.59	71
	10-09	77	296	38	7.7	8.8	2.30	92
	26-09	93	148	13	13	4.7	2.53	96
	03-10	100	307	33	9.3	12.1	5.96	191
	MIDDEL		207	28	8	6.6	2.0	74
	STD		90	9	3	2.9	1.7	64

Tabell 3.4 forts.

R3 (P som 0.5% M).

1973 DATO	DOGN	P maks MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) maks	ORG C MG/M ²	ASP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
23-07	28	230	33	7.0	-	3.95	9
30-07	35	187	27	6.8	5.3	2.63	8
14-08	50	264	33	8.0	4.9	5.18	24
22-08	57	253	27	9.2	4.0	2.02	15
28-08	64	275	24	12	8.2	4.25	48
10-09	77	198	19	10	5.3	3.14	17
25-09	92	179	14	13	5.8	5.42	34
03-10	100	247	18	14	7.1	6.44	18
MIDDEL		229	24	10	5.8	4.1	22
STD		37	7	3	1.4	1.5	14

R4 (0.5% Al + P som 0.5% M).

23-07	28	313	60	5.2	-	3.97	39
30-07	35	275	27	10	6.7	3.97	24
15-08	51	247	27	9.0	4.9	3.27	20
22-08	57	187	20	9.4	2.3	1.97	14
28-08	64	280	24	12	4.1	3.33	23
11-09	78	220	18	12	5.4	4.87	15
19-09	86	185	14	13	4.3	3.40	8
25-09	92	223	27	8.3	5.3	3.56	13
04-10	101	218	18	12	8.9	9.30	43
MIDDEL		239	26	10	5.2	4.2	22
STD		43	14	2	1.9	2.1	12

Tabell 3.4 forts.

R5 (P som 5% M).

1973 DATO	DCCN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
25-07	30	406	38	11	4.3	4.29	4
02-08	38	253	24	11	6.4	6.72	7
15-08	51	203	20	10	3.6	4.03	4
22-08	58	154	16	9.3	8.4	3.39	9
28-08	64	269	24	11	4.2	3.70	30
10-09	77	143	15	10	3.6	2.57	9
26-09	93	137	6	23	4.9	3.98	99
04-10	101	159	12	13	8.4	5.80	14
MIDDEL		216	19	12	5.5	4.3	22
STD		92	10	4	2.0	1.3	32

R6 (5% Al + P som 5% M).

25-07	30	280	44	6.4	3.4	6.25	18
02-08	38	373	60	6.2	5.9	8.07	65
15-08	51	681	110	6.2	13.3	24.0	181
22-08	58	659	159	4.1	39.8	36.9	551
29-08	65	477	143	3.3	42.1	34.5	357
12-09	79	406	55	7.4	8.2	10.6	115
26-09	93	335	60	5.5	18.6	17.8	32
04-10	101	308	49	6.3	21.6	18.6	124
MIDDEL		440	85	6	19.1	19.6	180
STD		155	46	1	14.8	11.6	184

Tabell 3.4 forts.

R7 (5% Al).

1973 DATO	DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
26-07	31	213	44	4.8	4.6	1.45	14
02-08	38	209	49	4.2	7.1	1.5	41
15-08	51	686	148	4.6	21.4	10.6	320
23-08	59	609	110	5.6	17.6	7.53	431
29-08	65	555	99	5.6	25.1	13.9	501
12-09	79	483	93	5.2	15.5	9.98	450
26-09	93	259	49	5.3	24.5	8.96	437
04-10	101	189	49	3.8	28.7	13.9	202
MIDDEL		400	80	5	18.1	8.5	300
STD		204	38	1	8.6	4.9	192

R8 (5% Fe)

26-07	31	101	49	2.1	3.9	-	53
02-08	38	260	55	4.7	4.8	1.02	58
16-08	52	384	104	3.7	9.7	1.95	130
23-08	59	165	60	2.7	8.1	1.87	69
29-08	65	126	38	3.3	9.5	·	24
12-09	79	88	27	3.2	10.0	3.20	138
26-09	93	126	20	6.3	12.3	3.05	101
04-10	101	137	20	6.8	14.9	3.09	57
MIDDEL		173	47	4	9.2	2.4	79
STD		100	28	2	3.6	0.9	40

Tabell 3.4 forts.

R₉ (5% Ca).

1973 DATO	DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
26-07	31	150	38	3.9	5.1	1.62	28
03-08	39	125	44	2.8	3.2	3.05	34
16-08	52	137	38	3.6	4.7	1.65	38
23-08	59	132	38	3.4	5.7	3.16	52
29-08	65	133	38	3.5	7.2	3.29	23
02-10	99	93	38	2.4	-	10.8	175
05-10	102	100	38	2.6	19.2	8.49	108
MIDDEL		MEAN 124	39	3.2	7.5	4.6	65
STD		SD 21	2	0.6	5.9	3.6	56

Tabell 3.4 forts.

R10 (0.5% Fe).

1973 DATO	DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
26-07	31	124	22	5.6	4.0	0.99	7
03-08	39	204	27	7.6	5.5	1.58	35
16-08	52	231	33	7.0	7.0	-	87
23-08	59	176	27	6.4	5.8	1.51	96
30-08	66	248	27	9.2	7.6	-	58
13-09	80	197	27	7.3	14.0	1.94	80
19-09	86	331	25	13	12.1	2.02	97
27-09	94	170	16	10	10.7	1.49	90
05-10	102	213	14	15	11.8	1.78	56
MIDDEL		210	24	9	8.7	1.6	75
STD		58	6	3	3.5	0.3	23

R11 (0.5% Ca).

27-07	32	115	22	5.3	3.9	1.07	5
07-08	43	170	25	6.9	-	1.40	56
16-08	52	208	27	7.6	7.1	1.14	109
24-08	60	170	27	6.2	4.8	0.91	96
30-08	66	224	18	12	8.3	0.84	69
13-09	80	220	26	8.5	11.6	2.70	135
27-09	94	110	25	4.3	16.1	4.74	163
05-10	102	248	27	9.2	12.8	5.91	165
MIDDEL		183	25	8	9.2	2.3	100
STD		51	3	2	4.5	2.0	55

Tabell 3.4 forts.

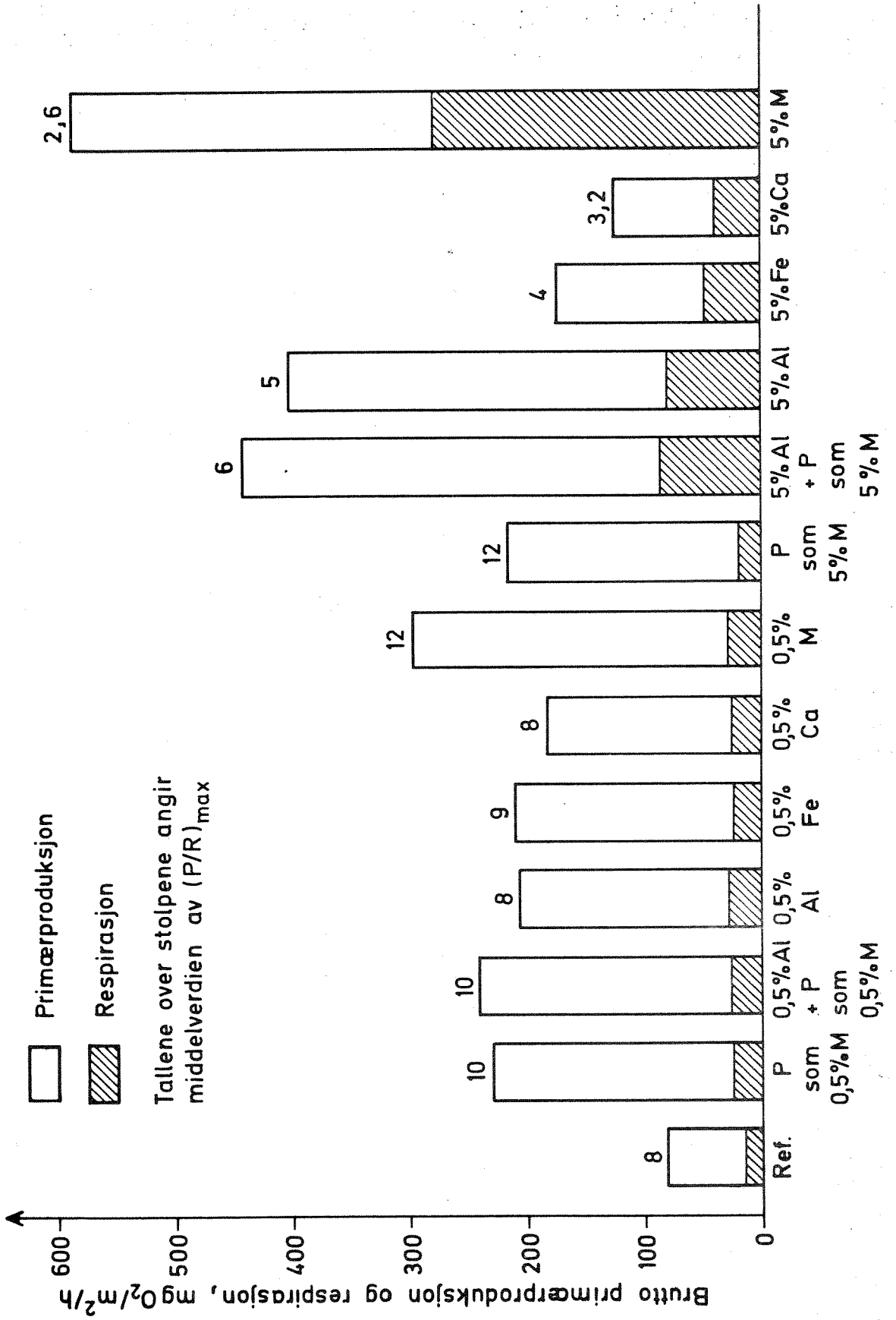
R12 (5% M).

1973 DATO	DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	ATP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²
27-07	32	593	137	4.3	19.1	25.6	208
10-08	46	648	280	2.3	28.4	43.0	246
17-08	53	780	346	2.3	49.7	59.9	348
24-08	60	873	329	2.6	37.1	63.2	423
30-08	66	745	675	1.1	103.2	92.1	578
14-09	81	459	264	1.7	-	-	206
03-10	100	285	88	3.2	47.0	69.3	277
09-10	106	307	93	3.3	33.0	61.3	220
MIDDEL		586	277	2.6	45	59	313
STD		218	191	1.0	28	21	131

R13 (0.5% M).

27-07	32	533	55	10	7.5	5.22	25
10-08	46	165	27	6.0	8.1	7.19	65
17-08	53	280	30	9.3	7.2	-	45
24-08	60	269	25	11	7.1	5.57	55
30-08	66	336	20	17	5.7	6.20	22
14-09	81	207	20	10	5.4	-	40
02-10	99	307	18	17	-	7.73	88
09-10	106	274	18	15	8.6	8.72	104
MIDDEL		296	27	12	7.1	6.8	56
STD		110	12	4	1.1	1.3	29

Fig.3.2 Primærproduksjon og respirasjon for benthos
Middelverdier av 7-9 målinger fra juli til oktober 1973



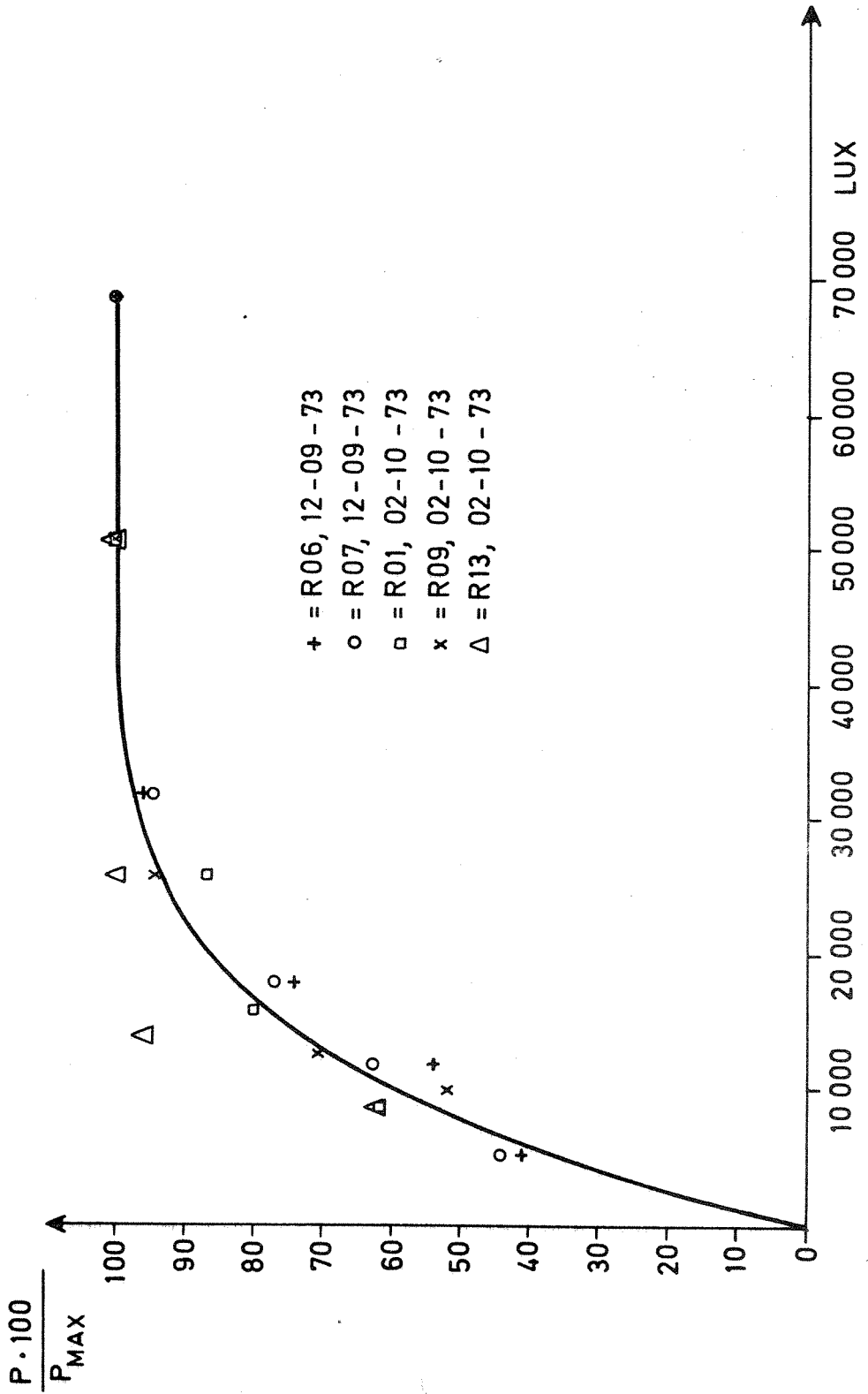
Tabell 3.5 PROSESSMÅLINGER AV NYDANNET OG GAMMEL BEGROING.

RENNE	DATO	DØGN	P _{maks} MG O ₂ /M ² /H	R MG O ₂ /M ² /H	(P/R) _{maks}	ORG C MG/M ²	AIP MG/M ²	KLOROFYLL MG/M ²	BEGROING NY/GAMMEL
R12 (I)	11-07	16	203	49	4.1	9.9	12.3	31	NY
R12 (II)	11-07	16	170	55	3.1	10.2	11.8	31	NY
R05 (I)	12-10	109	165	11	15	11.8	7.72	85	NY + GAMMEL
R05 (II)	12-10	109	110	6	18	3.8	3.46	39	NY
R10 (I)	11-10	108	(187)net	-	-	22.4	1.13	194	GAMMEL
R10 (II)	11-10	108	214	24	8.9	6.3	-	125	NY
R10 (III)	11-10	108	198	27	7.3	18.7	2.59	371	NY + GAMMEL

Tabell 3.6 PRIMÆRPRODUKSJON SOM FUNKSJON AV BELYSNINGEN.

RENNE/ DATO	LUX	TEMP. °C T _P /T _R	P MG O ₂ /M ² /H	% av P _{maks}	R MG O ₂ /M ² /H
R06 12/9-73	69000	14.0/13.5	406	100	55
	32000	13.6	390	96	"
	18000	13.5	302	74	"
	12000	13.5	220	54	"
	5200	13.4	170	41	"
R07 12/9-73	69000	14.3/13.5	483	100	93
	32000	13.7	461	95	"
	18000	13.5	373	77	"
	12000	13.6	307	63	"
	5200	13.4	214	44	"
R01 2/10-73	51000	11.4/11.0	88	100	4
	26000	11.2	77	87	"
	16000	11.1	71	80	"
	9000	11.1	55	62	"
R09 2/10-73	51000	11.1/10.4	93	100	38
	26000	10.9	88	94	"
	13000	10.6	66	70	"
	10000	10.5	49	52	"
R13 2/10-73	51000	11.0/10.5	307	100	18
	26000	10.7	307	100	"
	14000	10.7	296	96	"
	9000	10.6	192	62	"

Fig.3.3 Brutto primærproduksjon som funksjon av lysintensiteten



diene er omtrent like, mens det er gått ut omtrent 3 ganger så meget totalfosfor. Dette tyder på at det partikkelbundne fosforet i aluminiumslammet er forholdsvis lett tilgjengelig for primærproduzentene i resipienten. Da slammet i stor utstrekning sedimenterer eller fester seg til begroingen, er det trolig at selv sporadiske tilfeller av høyt slaminnhold i effluenten vil bidra til en fosfatreserve i resipienten som i vesentlig grad vil redusere effekten av et vanligvis godt renseresultat.

Avløpsvann behandlet med jernklorid + kalk og kalk gav omtrent de samme resultater for prosessparametrene som behandling med aluminiumsulfat når belastningen var 0,5%. Som tidligere nevnt, var etableringen av begroing noe langsommere med 0,5% Al enn for 0,5% Fe og 0,5% Ca, mens både primærproduksjon- og respirasjonsmålinger viste svært like verdier utover i sesongen.

Ved 5% Fe og 5% Ca var primærproduksjonen vesentlig lavere enn for 5% Al. Primærproduksjonen var endog redusert i forhold til 0,5% Fe og 0,5% Ca; det er følgelig en direkte inhiberende effekt på 5%-nivå av disse avløpsvanntyper. Den vesentlige årsak til dette er den høye pH; 5% Ca gir en pH rundt 10, 5% Fe(+Ca) gir en pH rundt 8. Det var noe uventet at en pH rundt 8 skulle gi så markert inhiberende virkning. Noe av årsaken kan nok være den store variasjonen, med enkelte verdier over pH 9 (Fig. 2.2). Forandringene i artssammensetningen (se Kap. 4) har sikkert også medvirket til lave produksjonsverdier.

Respirasjonen syntes å bli mindre inhibert enn primærproduksjonen, noe som resulterte i P/R-verdier rundt 2-4. For 5% Fe kan også de høye tettheter av zoobenthos (se Kap. 5) ha medvirket til lave P/R-verdier. Beitingen var åpenbart intensiv i denne renne, slik at en stor del av primærproduksjonen er omsatt i rennen, fremfor å bli transportert ut som løsrevet begroing.

Karakteristisk for renner med fosfat-tilsetning var stor løsrivning av filamentøse alger gjennom hele sesongen. Følgelig ble det aldri en høy akkumulering av biomasse i disse rennene; man hadde en lav biomasse med høy produktivitet. Dette gjenspeiles også i høye P/R-verdier.

Fosfat-tilsetning til aluminium-behandlet avløpsvann hadde størst effekt i etableringsfasen. Etter at begroingen var etablert, medførte fosfat-tilsetningen en forholdsvis beskjeden økning i primærproduksjonsverdiene. Årsaken til dette antas å være oppbygging av fosfatreserve ved sedimentering av fosforholdig slam som har unnsloppet sedimenteringsenheten.

3.2.3 Vurderinger av prosessmålinger og biomasseparametere.

Utstyret for prosessmålingene (Fig. 3.1) ser ut til å virke bra. Man må imidlertid være svært omhyggelig med å fjerne selv de minste luftblærer i systemet og sørge for å unngå lekkasjer. Man må også ha god sirkulasjon i kammeret (teoretisk oppholdstid ca. 1 min) og sørge for at målingene blir basert på den lineære del av kurvene for oksygenutvikling og oksygenopptak. Hvis målingene varer for lenge, vil man få tydelige kammereffekter, med betydelige avvik fra lineariteten. Nedre grense for målingene ligger rundt $10 \text{ mg O}_2/\text{M}^2/\text{H}$. Verdier under dette er beheftet med store usikkerheter, og selv en liten drift i instrumentene vil da gi betydelige feil. Varigheten av målingene er fra 10 - 60 min, avhengig av prosessens intensitet.

Som nevnt tidligere, ble en del primærproduksjonsverdier justert til antatt verdi ved full belysning. Kurven i Figur 3.3 er benyttet til dette. Kurven er basert på målinger i renner med høyst forskjellige begroingsmengder og vannkvaliteter. Ved en mer detaljert undersøkelse ville man antakelig kunne løse opp kurven i en kurveskare som kunne gitt noe mer nøyaktige korreksjoner. Sannsynligvis ville man finne at kurven var avhengig av både begroingens type, alder og mengde, samt av vannkvaliteten. Med de forholdsvis raske endringene av disse parametrene, ville det i praksis være ugjørilig å øke sikkerheten i korreksjonene i vesentlig grad. 90% av punktene i figur 3.3 ligger innenfor $\pm 10\%$ fra kurven, og med de ekstremt forskjellige begroingsmengder og vannkvaliteter som inngår, må kurven sies å være rimelig representativ for hele systemet.

Som det fremgår av Tabell 3.4, er det store variasjoner i P/R-forholdet for den samme rennen gjennom sesongen. Dette har nok sin årsak i variasjoner i begroingens mengde og type (både mikrobiolog-

isk og zoologisk), samt vannkvalitet og temperatur. Man kan derfor si lite ut fra en enkelt måling. Ser man på middeltallene for hele sesongen, gir imidlertid P/R-forholdet en brukbar karakteristikk av forholdene i rennene; næringssaltbelastninger medfører økning i P/R-forholdet, og organisk belastning samt sterk beiting medfører senkning av P/R-forholdet.

Ved prosessmålingene ble det også utført biomassebestemmelser. Biomassebestemmelse kan kun i liten grad fortelle noe om intensiteten av prosessene. Av Tabellene 3.4 og 3.5 fremgår det at klorofyllverdiene kan variere med en faktor på over 10 uten nevneverdig forskjell i primærproduksjonen. Heller ikke organisk carbon og ATP synes å ha noen direkte sammenheng med prosessparametrene. I renner med næringssaltbelastning synes organisk carbon å underestimere den aktive biomassen, sammenlignet med referenserennen, mens ATP overestimerer den. Høye ATP-verdier ved næringssaltbelastninger har åpenbart en sammenheng med fosfatkonsentrasjonen i vannet, en effekt som er rapportert av bl.a. Lee et. al. (Appl. Microbiol. 21 (1971) No. 5). Man kan altså slå fast at ingen biomasseparametre er særlig brukbare alene, men at kombinasjonen av organisk carbon, ATP og klorofyll gir en brukbar karakterisering av begroingen. Man kan dog ikke forvente at parametrene skal kunne gi tilfredsstillende informasjon om forholdet mellom heterotrofe og autotrofe organismer, unntatt i ekstreme situasjoner. Parametrene kan derfor ikke erstatte hverken mikroskopiske observasjoner av begroingen eller prosessmålinger, men er et verdifullt supplement.

Det mest heterotroft pregede samfunnet i systemet, rennen med 5% M, hadde også de høyeste verdier for primærproduksjonen. Uten respirasjonsdata ville situasjonsbildet bli direkte misvisende. Også i organismesamfunn hvor de heterotrofe innslag ikke er påfallende, vil respirasjonsdata være nødvendige; man kan eksempelvis ha situasjoner med høyst forskjellig intensitet av beiting, noe som kan være helt avgjørende for hvorvidt et økosystem er i balanse eller ikke. For benthos, hvor man som regel har en høy konsentrasjon av organismer, vil derfor oksygenmetoden være å foretrekke fremfor C^{14} -metoden fordi den sistnevnte ikke gir respirasjonsdata. Ved oksygenmetoden behøver man heller ikke fjerne begroingen etter målingen, noe som kan være en fordel i små eksperimentelle systemer.

Prosessparametrene, spesielt primærproduksjonsdataene, varierer mindre i en renne over tid og sted enn biomasseparametrene. Begroingstype og vannkvalitet ser ut til å være mer avgjørende for prosessparametrene enn begroingsmengden. Dette har sannsynligvis sammenheng med at det er de øverste lag av begroingen som er mest aktive.

I begroingens etableringsfase, da løsrivningen av begroing synes å være liten, vil biomasseparametrene gi et godt inntrykk av hvor raskt begroingen dannes, og følgelig gi et brukbart mål for vannkvaliteten. Når etableringsfasen er over, vil man kunne ha en høy biomasse med lav produktivitet. og en lav biomasse med høy produktivitet: Da vil prosessparametrene gi den beste karakterisering av forholdene i rennene.

TTR/IBO

20.6.74

4. MIKROBIOLOGISKE UNDERSØKELSER AV BEGROINGEN I RENNENE

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 14de dag, første gang 23/7 og siste gang 17/10. 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 i 2% formalin og senere mikroskopert. De vanligste artene (el. slektene) ble bestemt, og det ble foretatt en subjektiv vurdering av mengdeforholdet mellom de forskjellige artene (slektene) etter følgende skala:

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

Resultater

En sammenstilling av resultatene finnes i tabell 4.1.

Renne 1 (innsjøvann) (Tabell 4.2)

Bortsett fra de øverste 5 m var forholdene stort sett ensartet i lengderetningen under hele forsøksperioden. Det var ingen vekst av betydning før i siste halvdel av juli.

I begynnelsen av vekstsesongen dominerte diatoméen *Tabellaria flocculosa* som var rikelig tilstede i hele forsøksperioden. Den dannet sammen med

chrysophycéene *Dinobryon sertularia* og *Synura wella* et løstsittende brunt belegg på bunnen av rennen. Utover i perioden var det en økende vekst av trådformede arter. Trådene bestod vesentlig av grønnalgene *Mougeotia* sp. og *Microspora* sp.. Mot slutten av perioden fantes en del *Hyalobryon ramosum*. Denne arten ble ikke observert i noen av de andre rennene, men forekom også i 1972 i rennene med innsjøvann. *Uroglena americana* var tilstede ved noen av prøvetakingene. Slimkolonier med desmidiacéer fantes i hele perioden, mest utpreget øverst i rennen hvor desmidiacefloraen var meget variert. Heterotrof vekst av betydning ble ikke observert.

Veksten i rennen hadde hele tiden en brungrønn farge p.g.a. forekomsten av *Tabellaria flocculosa* og de forskjellige chrysophycéene som fantes innimellom den grønne trådformede veksten.

Forholdene i rennen med innsjøvann var stort sett de samme som forholdene i 1972.

Renne 2 (0,5% Al-renset kloakkvann) (Tabell 4.3)

Veksten var ensartet i lengderetningen i hele forsøksperioden, bortsett fra noe avvikende forhold øverst og nederst i rennen. Artssammensetningen var omtrent den samme som i R1. Chrysophycéen *Hyalobryon ramosum* og grønnalgen *Microspora* sp. manglet imidlertid. Aller nederst i rennen var det mot slutten av perioden en liten forekomst av grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenuis*. Den trådformede veksten hadde i hele perioden en sterkere grønnfarge enn i R1 og var dessuten noe kraftigere utviklet. I hele perioden var det en del ubestemte flagellater til stede.

Vorticella, en del frittlevende ciliater og noen amøber ble observert ved noen av prøvetakingene. Ellers var det ingen heterotrof vekst av betydning. Slimkolonier med desmidiaceer fantes i hele vekstperioden, mest utpreget øverst i rennen. Veksten var mot slutten av sesongen noe sterkere preget av løsrivning enn i R1.

Renne 3 (innsjøvann + P som i 0,5% mekanisk rensset kloakkvann)(Tabell 4.4).

Forholdene var ensartet i rennens lengderetning bortsett fra de øverste 5 m hvor veksten var noe sterkere utviklet. I hele perioden var bunnsedimen-

tene dominert av diatoméen *Tabellaria flocculosa*. Det var også mye *Nitzschia* cf. *palea*. Først i sesongen ble det observert en liten forekomst av chrysophycéen *Synura wella*. Den trådformede veksten ble utover i forsøksperioden mer fremtredende og dominerte etter hvert synsinntrykket. Langs renneveggene var det fra begynnelsen av august og ut sesongen lange brungrønne tråder av *Tabellaria flocculosa* og xantophycéen *Tribonema* sp.. I midten av renne var det en ren bestand av *Tribonema* sp.. Fra begynnelsen av september og resten av vekstperioden dominerte imidlertid grønnalgen *Stigeoclonium* cf. *tenue* den trådformede veksten. Begroingen var fra midten av august noe preget av løsrivning. Slimkolonier med desmidiacéer fantes i hele sesongen, mest utpreget øverst i rennen. Det ble observert en del rotatorier, amøber og ciliater, men heterotrof vekst av betydning forekom ikke.

Renne 4 (0,5% Al-renset + P som i 0,5% mekanisk rensset kloakkvann)
(Tabell 4.5)

Det var noe sterkere vekst øverst i rennen, ellers var forholdene ensartet i rennens lengderetning. Veksten ble synlig i første halvdel av juli og bestod da av et tynt brunt, fnokket belegg dominert av diatoméene *Tabellaria flocculosa*, cf. *Pinnularia* sp. og *Nitzschia* cf. *palea*. Disse algene var rikelig tilstede i hele perioden. Mot slutten av juli var synsinntrykket dominert av grønne tråder med xantophycéen *Tribonema* sp. som dominerende art. Det var også forholdsvis mye av grønnalgen *Mougeotia* sp. Chrysophycéen *Synura wella* var tilstede i ubetydelig mengde i begynnelsen av forsøksperioden. *Stigeoclonium* cf. *tenue* var tilstede fra midten av vekstsesongen. Mot slutten av perioden var det en del løsrivning av veksten. Forskjellige ubestemte flagellater fantes i forholdsvis store mengder i hele sesongen. Det var dessuten litt ciliater og amøber tilstede mot slutten av forsøksperioden. Heterotrof begroing av betydning forekom ikke.

Renne 5 (innsjøvann + P som i 5% mekanisk rensset kloakkvann) (Tabell 4.6)

Det var relativt ensartet vekst i rennens lengderetning bortsett fra de øverste 5 m. Veksten ble synlig i første halvdel av juli som et fnokket, brunt belegg. Veksten var dominert av diatoméen *Nitzschia* cf. *palea*.

Det var dessuten mye *Tabellaria flocculosa* cf. *Pinnularia* sp. og *Cyclotella*

sp.. Disse algene dominerte bunnveksten i hele forsøksperioden. Mot slutten av juli var det noe trådformet vekst av xantophycéen *Tribonema* sp. og grønnalgen *Mougeotia* sp.. Fra første delen av august dominerte *Tribonema* sp. synsinntrykket. I begynnelsen av september var veksten noe preget av løsrivning. Nederst i rennen var det fra midten av perioden enkelte dusker med *Stigeoclonium* cf. *tenuis*. Chrysophycéene *Synura uvella* og *Dinobryon sertularia* var tilstede i ubetydelig mengde i første halvdel av vekstsesongen. Heterotrof vekst av betydning fantes det ikke på noe tidspunkt.

Renne 6 (5% Al-renset + P som i 5% mekanisk rensset kloakkvann) (tabell 4.7)

Bortsett fra de øverste 6 m var forholdene ensartet i rennens lengderetning i hele forsøksperioden. Veksten ble synlig i første halvdel av juli som en tynn, fnokket begroing på vegger og bunn. Begroingen var dominert av diatoméen *Nitzschia* cf. *palea*. Det var ellers mye cf. *Pinnularia*, *Staurastrum* spp., forskjellige ubestemte flagellater, rotatorier og frittlevende ciliater. Mot slutten av juli var det enkelte dusker med *Tribonema* sp., samt en del trådformet vekst av slekten *Microspora*. Den siste ble bare observert ved prøvetakingen den 23/7. I begynnelsen av september var det kraftig vekst de øverste 6 m, mens resten av rennen var preget av en nærmest fullstendig løsrivning. Det fantes bare noen små dusker med *Tribonema* sp. Fra midten av september var synsinntrykket preget av trådformet vekst av denne algen. Langs kanten av rennen var det mørkt brune, oljeaktige flak av blågrønnalgen *Oscillatoria* sp.. Mot slutten av perioden fantes store kolonier med ciliaten *Charachesium* ♀ spredt i hele rennen. Det var i hele vekstsesongen forholdsvis mye frittlevende ciliater, bakterier og amøber. Den heterotrofe veksten var kraftigere utviklet enn i de første fem rennene. Mot slutten av perioden ble det observert en del *Euglena* sp.

Renne 7 (5% Al-renset kloakkvann) tabell 4.8)

Forholdene var ensartet i rennens lengderetning i hele vekstperioden, bortsett fra at veksten var noe kraftigere øverst i rennen. Pionersamfunnet bestod av et fnokket, brunt belegg, sterkest utviklet øverst i rennen. *Nitzschia* cf. *palea* var den dominerende art, og den var tilstede i forholdsvis store mengder i hele forsøksperioden. I begynnelsen av

veksts sesongen var det dessuten en del *Tabellaria flocculosa* og *Dinobryon sertularia*. Utover i forsøksperioden ble veksten av trådformete grønnalger mer fremtredende, og disse preget etter hvert synsinntrykket. Dominerende art var *Mougeotia* sp.. Fra slutten av august var det enkelte flekker med *Oscillatoria* sp. på bunnen av rennen. I begynnelsen av oktober var veksten noe preget av løsrivning. I hele veksts sesongen var det mye ubestemte flagellater. *Synura uvella* var tilstede i første halvdel av forsøksperioden. Det var en del heterotrof vekst i form av *Sphaerotilus natans*, frittlevende bakterier, forskjellige ciliater og amøber. Den heterotrofe begroingen var mest utpreget øverst i rennen.

Renne 8 (5% Fe-renset kloakkvann) (Tabell 4.9)

Forholdene var stort sett ensartede i lengderetningen i hele sesongen. Først i perioden var veksten dominert av *Nitzschia* cf. *palea*, ellers var det mye *Cymbella* sp., *Navicula* sp. og grønne slimkolonier med desmidiacéer sammen med *Pseudanabaena* sp.. I midten av juli var det enkelte dusker med *Oedogonium* sp. og *Mougeotia* sp.. Den trådformede veksten var i hele vekstperioden meget svakt utviklet. Fra midten av august var bunnen sterkt preget av beiting, hovedsakelig av chironomider. Fra begynnelsen av september gikk veksten av *Nitzschia* cf. *palea* sterkt tilbake, og forskjellige arter av slektene *Scenedesmus* og *Staurastrum* dominerte veksten. Det var også en del *Ankistrodesmus falcatus* tilstede. Mot slutten av perioden var det en del vekst av bakterier. Den heterotrofe veksten var ellers svakt utviklet.

Renne 9 (5% Ca-renset kloakkvann) (tabell 4.10)

Bortsett fra de øverste 5 m var det ensartede forhold i lengderetningen i hele perioden. Pionersamfunnet bestod av et tynt, brunt belegg dominert av diatoméene *Nitzschia* cf. *palea* og *Cyclotella* spp., *Chlamydomonas* sp. og ubestemte grønne flagellater. Bunn sedimentet ble etter hvert grått og hadde et noe kornet preg. På veggene var det en grønn begroing av en uidentifisert alge i gruppen *Heterocontae*. Det var ingen trådformet vekst av betydning. I midten av forsøksperioden var det en del frittlevende ciliater. Begroingen var i hele perioden preget av dårlig vekst. Det var få arter, og de artene som var tilstede forekom i forholdsvis små mengder. Det var ingen heterotrof vekst av betydning.

Renne 10 (0,5% Fe-renset kloakkvann) (tabell 4.11)

Veksten var noe avvikende øverst i rennen, ellers var det ensartede forhold i rennens lengderetning i hele forsøksperioden. Veksten begynte som et brunt, fnokket belegg dominert av *Tabellaria flocculosa*, *Nitzschia* cf. *palea* og *Dinobryon sertularia*. De to første var rikelig tilstede i hele vekstsesongen. Først i perioden var det dessuten litt *Synura uvella* og *Uroglena americana* tilstede. Fra begynnelsen av august var synsinntrykket preget av trådformet, grønn vekst med *Mougeotia* sp. som dominerende art. Sammen med denne var det også noe *Microspora* sp. og *Tribonema* sp.. Slimkolonier med desmidiacéer, vesentlig *Staurastrum* spp. var tilstede hele sesongen, særlig utpreget øverst i rennen. Heterotrof begroing av betydning forekom ikke.

Renne 11 (0,5% Ca-renset kloakkvann) (Tabell 4.12)

Forholdene var relativt ensartede nedover i rennen. De øverste metrene var imidlertid noe avvikende. Pionersamfunnet bestod av en brun begroing, sterkest utviklet øverst i rennen. Dominerende alger var *Nitzschia* cf. *palea* og *Tabellaria flocculosa*. Det var også mye *Cyclotella* sp. For øvrig ble det observert en del dusker med trådformet vekst av *Mougeotia* sp. og noen slimkolonier med *Staurastrum* sp., *Dinobryon sertularia* og *Synura uvella* var tilstede til midten av september. Utover i perioden ble den trådformede veksten av *Mougeotia* sp. mer fremtredende, og den dominerte etter hvert synsinntrykket fullstendig. Fra begynnelsen av september var bunnbegroingen noe preget av beiting, og fra begynnelsen av oktober var veksten preget av løsriving. Mot slutten av perioden ble det observert litt *Sphaerotilus natans*, men det var ingen heterotrof vekst av betydning. I hele forsøksperioden var det mye *Staurastrum* sp. tilstede.

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

De øverste 5 m var noe avvikende. Ellers var forholdene relativt ensartede i rennens lengderetning i hele forsøksperioden. Veksten begynte som en brun begroing dominert av *Nitzschia* cf. *palea*. Det var dessuten mye *Chlamydomonas* sp., uidentifiserte flagellater og en del *Vorticella* sp..

Nitzschia cf. *palea* dominerte i bunnsedimentene i hele vekstsesongen. Bunnen ble etter hvert dekket av et ca. 1 cm tykt gråbrunt sediment. Utover i perioden ble det en økende trådformet vekst av *Tribonema* sp.. Fra midten av august var det store gråhvite kolonier med *Charchesium* sp.. Langs rennens kant var det en oljeaktig brunsvart begroing med *Oscillatoria* sp.. Først i september foregikk det en nærmest total løsrivning fra ca. 16 m og ned. På denne tiden og ut perioden ble det observert en del kraftige grønne tråder av *Spirogyra* sp.. I hele forsøksperioden var det slimkolonier med desmidiacéer tilstede. Den trådformede veksten i rennen bestod av forholdsvis korte tråder og hadde et tueformet preg. Øverst i rennen var det i hele vekstsesongen mye heterotrof vekst i form av sopphyfer, *Sphaerotilus natans* og frittlevende bakterier. Det var også en del frittlevende ciliater og mye amøber. Begroingen var betydelig sterkere preget av heterotrof vekst enn de øvrige rennene.

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

Forholdene i de øverste 8 m var litt varierende, men ellers var det relativt homogene forhold nedover i rennen i hele vekstsesongen. Veksten ble synlig i første halvdel av juli som et brunt belegg av *Nitzschia* cf. *palea*, *Tabellaria flocculosa* samt en del ubestemte flagellater. Det var også en del cf. *Pinnularia*. I slutten av juli var veksten dominert av trådformede arter med *Tribonema* som den mest fremtredende slekt. *Mougeotia* sp. var også forholdsvis rikelig tilstede. Inntil begynnelsen av august var det en liten forekomst av *Synura wella* og *Dinobryon sertularia*. Det var ingen heterotrof vekst av betydning.

DISKUSJON

Forsøket viser at kloakkvannsbelastningen har stor betydning for rennesamfunnets artssammensetning.

Chrysophycéer

I rennen med rent innsjøvann (R1) var det fire chrysophyce-arter som forekom i forholdsvis store mengder: *Synura wella*, *Dinobryon sertularia*, *Uroglena americana* og *Hyalobryon ramosum*. Den sistnevnte ble bare funnet i denne rennen. I rennene med tilsetning av fosfat i forskjellig kon-

sentrasjon (R3 og R5) ble *Synura wella* observert i begge rennene, *Dinobryon sertularia* kun i R5. Rennene med 0,5% (R2) og Al-renset kloakkvann (R7) hadde vekst av *Synura wella* og *Dinobryon sertularia*. R2 hadde dessuten noe *Uroglena americana*. Ved tilsetning av fosfat (R4 og R6) ble disse artene så og si helt borte. Chrysophycéene manglet i rennene med 5% Fe-renset (R8), 5% Ca-renset (R9) og 5% mekanisk renset kloakkvann (R12). I rennene med 0,5% mekanisk renset (R13), 0,5% Ca-renset (R11) og med 0,5% Fe-renset kloakk (R10), fantes både *Synura wella* og *Dinobryon sertularia*. I R10 fantes også en del *Uroglena americana*.

Xantophyceen *Tribonema* sp. viste en tydelig tendens til å foretrekke vann med høyt fosfatinnhold. Den forekom i alle rennene med tilsetning av fosfat samt rennene med mekanisk renset kloakkvann.

Diatoméen *Tabellaria flocculosa* forekom i ubetydelig mengde eller manglet i alle rennene med tilsetning av 5% renset kloakkvann. I de øvrige rennene var den til dels dominerende, særlig i bunnsedimentene.

Nitzschia cf. *palea* vokste i forholdsvis store mengder i bunnsedimentene i alle rennene bortsett fra referanserennen (R1) og rennen med 0,5% Al-renset kloakkvann (R2).

Grønnalgen *Mougeotia* sp., som alene eller sammen med *Tribonema* sp., dominerte den trådformede veksten i flere av rennene, manglet helt i rennene med 5% Al-renset + fosfat (R6), 5% Fe-renset (R8), 5% Ca-renset (R9) og 5% mekanisk renset (R12).

Blågrønnalger av betydning forekom bare i rennene med 5% Al-renset kloakk (R7), 5% Al-renset kloakk + fosfat som i 5% mekanisk renset (R6) og i 5% mekanisk renset kloakkvann.

Heterotrof begroing var særlig fremtredende i rennen med 5% Al-renset + fosfat (R6) og i rennen med 5% mekanisk renset kloakkvann. I begge disse rennene var store gråhvite kolonier av den fastsittende ciliaten *Carohesium* sp. meget karakteristisk. Det var dessuten mye frittlevende ciliater, amøber, *Sphaerotilus natans* og forskjellige frittlevende bakterier. I de øvrige rennene var den heterotrofe begroingen ubetydelig og forekom stort sett bare i rennenes aller øverste del.

Rennen med 5% Fe-renset (R8) og rennen med 5% Ca-renset (R9) kloakkvann var preget av svak vekst. Trådformet vekst manglet totalt i disse rennene. Dominerende arter var *Scenedesmus* spp., forskjellige desmidiaceer og *Nitzschia* cf. *palea*. pH-verdiene var for begge disse rennene meget høye og var antakelig årsak til den svake veksten.

KONKLUSJON

Rennene med tilsetning av 0,5% Al-renset, 0,5% Fe-renset og 0,5% Ca-renset kloakkvann avviker lite fra referanserennen både når det gjelder det umiddelbare visuelle inntrykk og rennesamfunnets artssammensetning. Veksten var noe svakere i referanserennen. En økende fosfatkonsentrasjon medfører en tydelig forandring av artssammensetningen. En belastning med 5% mekanisk og 5% Al-renset kloakk + fosfat som i 5% mekanisk renset kloakkvann vil gi grobunn for heterotrof vekst. Rennene med denne belastningen og rennene med belastning av 5% Ca-renset og 5% Fe-renset kloakkvann viste størst avvik fra referanserennen. De avvikende forhold i de to sistnevnte rennene er antakelig forårsaket av de høye pH-verdier i disse.

RAR/KEN
10/6-1974

Tabell 4.1 Sammenstilling av dominerende og/eller karakteristiske algeslekter i rennene.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Innsjø- vann													
0,5% Al													
P som i 0,5% M													
0,5% Al + P som i 0,5% M													
P som i 5% M													
5% Al + P som i 5% M													
5% Al													
5% Fe													
5% Ca													
0,5% Fe													
0,5% Ca													
5% M													
0,5% M													
Cyanophyceae													
Oscillatoria						x	x					x	
Pseudanabaena						x	x					x	
Chlorophyceae													
Rinuclearia	x	x								x	x		
Microspora	x									x			
Mougeotia	x	x		x			x				x		x
Scenedesmus												x	
Spirogyra													x
Stigeoclonium			x										
Chrysophyceae													
Dinobryon	x	x			x		x			x	x		x
Hyalobryon	x												
Synura	x	x		x			x			x	x		x
Uroglena	x	x								x			
Xantophyceae													
Tribonema			x	x	x	x				x	x	x	x
Bacillariophyceae													
Cyclotella	x	x	x	x	x			x	x	x	x		x
Nitzschia			x	x	x	x				x	x		x
Cf. Pinnularia				x	x		x					x	x
Tabellaria	x	x	x	x	x					x	x		x

Tabell 4.2 R1 Innsjøvann.

10 - 15 m

	23/7	2/9	20/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
<i>Binuclearia tatrana</i> Wittr.					1	1	
<i>Chlamydomonas</i> sp.			1	1	1	2	1
<i>Closterium</i> sp.	1	+	1	+	+	+	1
<i>Cosmarium</i> spp.	1	1	+	+	+	1	
<i>Euastrum</i> spp.	1	1	1	+	1	+	1
<i>Hyalotheca dissiliens</i> Bréb.		1					
<i>Microasterias truncata</i> Bréb.		+			1	+	+
<i>Microspora</i> sp.		1	1	4	3	3	1
<i>Mougeotia</i> sp.	4	4	4	4	4	4	4
<i>Penium polymorphum</i> Perty	+	1	1	+	1	1	1
<i>Penium</i> sp.							2
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle)W & G.S. West		1	1				
<i>Stauroastrum</i> spp.	1	2	2	1	2	2	2
<i>Staurodesmus</i> spp.	+	1	+	1	1	1	1
<i>Xanthidium armatum</i> (Bréb.)Rabenh.	+				1	+	+
Chrysophyceae							
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	1	2	1	2	2	2	3
<i>Hyalobryon ramosum</i> Ltb.				1	2	2	2
<i>Synura uvella</i> Ehr.	2	1	1				
<i>Uroglena americana</i> Calkins			1	+	+	+	+
Bacillariophyceae							
<i>Cyclotella</i> sp.	1	2	1	1	1	1	1
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow		1	+	1	1	1	2
<i>Nitzschia cf. palea</i> (Kütz.) W. Smith	2	1	1	+	+	1	
Cf. <i>Pinnularia</i> sp.	1	1	1	+	+	1	2
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	3	3	3	2	3	4	3
Ubestemte flagellater	2	3	2	2	2	2	2

Tabell 4.3 R2 0,5 % Al-renset.

10 - 15 m

23/7 2/8 20/8 3/9 17/9 2/10 17/10

Chlorophyceae

Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.			+			1	
Binuclearia tatrana Wittr.		+		2	1	1	2
Chlamydomonas sp.		1	+	1		1	
Closterium spp.	+	+			2	1	1
Cosmarium spp.	1	1	1	+			
Euastrum spp.	1	1	+	+	1		
Mougeotia sp.	3	4	4	4	4	4	4
Penium sp.	+	1	+	1	1	+	
Scenedesmus spp.	+	1		+			
Sphaeroszoma granulatum Roy & Biss.		+	1	+		1	
Spondylosium planum (Wolle) W & G.S. West	1		1		1		
Staurostrum spp.	2	1	2	1	1	1	1
Staurodesmus spp.		1	1	1	1	+	+
Ulothrix sp.				+		2	1

Chrysophyceae

Dinobryon sertularia Ehr.	2	2	1		1	+	1
Synura uvella Ehr.	2	2	1				
Uroglena americana Calkins		1					

Bacillariophyceae

Cyclotella sp.	1	2	2	1	2	1	1
Eunotia lunaris (Ehr.) Grunow			1		1	+	1
Eunotia sp.			1	1	3	3	1
Nitzschia cf. palea (Kütz.)W.Smith	1	1	2	2	2	1	1
Cf. Pinnularia sp.	1		2	1		1	1
Tabellaria flocculosa (Roth.)Kütz.	3	3	2	2	4	2	2

Ubestemte flagellater

3 2 2 2

Ciliata

Frittlevende, ubestemte 1 1-2

Tabell 4.4 R3 Innsjøvann + P som i 0,5 % mekanisk.
10 - 15 m

	23/7	2/8	20/8	3/9	17/9	2/10	19/10
Chlorophyceae							
<i>Chlamydomonas</i> sp.		1		1			
<i>Cosmarium</i> spp.	1			+			
<i>Mougeotia</i> sp.	2	2	3	2	1	1	1
<i>Penium</i> sp.	+	1					
<i>Scenedesmus</i> spp.		1					
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W & G.S. West		+				+	1
<i>Staurastrum</i> spp.	2	1	2	2	1	1	1
<i>Staurodesmus</i> spp.			1	1			
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>tenue</i> Kütz.				3	3	2	2
<i>Zygnema</i> sp.		2					
Chrysophyceae							
<i>Synura uvella</i> Ehr.	1	1					
Xantophyceae							
<i>Tribonema</i> sp.	3	3-4	2	2	2	4	2
Bacillariophyceae							
<i>Cyclotella</i> sp.	1	2	2	2	1	1	1
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grenow		1	1	1	1	1	+
<i>Eunotia</i> sp.		+		1	1	1	
<i>Navicula</i> sp.	2	1				2	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	3	2	3	2	2	2	3
Cf. <i>Pinnularia</i> sp.	1	1	2	1	1	1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	3	3	3	3	4	4	4
Ubestemte flagellater			2	2	2	2	

Tabell 4.5 R4 0,5 % Al-renset + P som i 0,5 % mekanisk renet kloakk.

10 - 15 m

	27/7	2/8	20/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs.			+	1	1	1	1
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1	1	+	1	1	+	1
<i>Closterium</i> sp.		+	1	1	+	1	
<i>Cosmarium</i> spp.		+	1				
<i>Euastrum</i> sp.	+	+	+	+	+		
<i>Mougeotia</i> sp.	2	2	2-3	3	2	3	3
<i>Palmella-stadium</i>	1	1					
<i>Penium</i> spp.		+				1	1
<i>Scenedesmus</i> spp.	+	+	+	1	+	1	
<i>Sphaerososma granulatum</i> Roy & Biss.				+		1	
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W & G.S. West					1		
<i>Staurodesmus</i> spp.		+	1	+		1	
Chrysophyceae							
<i>Synura uvella</i> Ehr.		+					
Xantophyceae							
<i>Tribonema</i>	3	4	4	4	4	3	4
Bacillariophyceae							
<i>Cyclotella</i> sp.	2	2	2	2	1		
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow			1	1			
<i>Eunotia</i> sp.				1	1	2	1
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) de Toni							1
<i>Nitzschia cf. palea</i> (Kütz.) W. Smith	3	3	3	2	2	3	2
Cf. <i>Pinnularia</i> sp.	4	3	2	1	2	2	2
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	2	3	2	3	3	3	2
Ubestemte flagellater	3	3	2	2	2	2	2
Ciliata							
Frittlevende, ubestemte		1	1				
<i>Vorticella</i> sp.		1				1	

Tabell 4.6 R5 Innsjøvann + P som i 5 % mekanisk renset kloakk.

10 - 15 m

	23/7	2/8	20/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.			+	1	1	1	1
Chlamydomonus sp.	1			1			
Cosmarium sp.			1				
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West		1					
Euastrum sp.	+	+	+			+	+
Mougeotia sp.	3	2	2	3	2	2	2
Penium polymorphum Perty	+	+	+				1
Scenedesmus spp	1		1		1	1	
Spondylosium planum (Wolle) W & G.S. West				2		1	+
Staurastrum spp.	2	2	1	1	1	2	2
Ulothrix sp.				2			
Chrysophyceae							
Dinobryon sertularia Ehr.	+	1	1				
Synura uvella Ehr.	+	1	+				
Xanthopyceae							
Tribonema sp.	3	4	4	4	4	4	4
Bacillariophyceae							
Cyclotella sp.	2	2	2	2	1	2	
Eunotia lunaris (Ehr.) Grunow		1	1		1	1	1
Eunotia sp.			+		1	2	
Nitzschia cf.palea (Kütz.) W.Smith	4	4	3	3	2	3	2
Cf. Pinnularia sp.	2	2	2	2	1	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth.)Kütz.	2	2	3	3	2	3	2
Ubestemte flagellater		2		2			
Ciliata							
Frittlevende, ubestemte	1		1				

Tabell 4.7 R6 5 % Al-renset + P som i 5 % mekanisk renset.

10 - 15 m

23/7 2/8 20/8 3/9 17/9 2/10 17/10

Cyanophyceae

Oscillatoria sp.			1	1	2	2	2-3
Pseudanabaena sp.	1	1	1	1	1	2	1

Chlorophyceae

Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.			+	+	1	+	+
Chlamydomonas sp.	1				1	2	1
Cosmarium turpinii Bréb.			2	1	1		
Cosmarium spp.	1	1	1	1			
Microspora sp.	2	+					
Mougeotia sp.		1		1	3	1	
Penium sp.			1	1		+	
Scenedesmus spp.	1	1	1	1	1	1	1
Sphaerosozma granulatum Roy & Biss.			1	1		+	
Staurastrum spp.	1-2	2	3	2-3	2	2	1

Xanthophyceae

Tribonema sp.	1	1	4	3	4	3	2
---------------	---	---	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

Cyclotella sp.		1					
Eunotia sp.				1	1		
Navicula sp.	1						
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	4	5	4	3	2	2	1
Cf. Pinnularia sp.	2	2	2	2	1	1	
Tabellaria flocculosa (Roth)Kütz.	1	+					

Euglenophyceae

Euglena sp.					+	1	1
-------------	--	--	--	--	---	---	---

Ubestemte flagellater

	2	2	2	2			
--	---	---	---	---	--	--	--

Ciliata

Carchesium sp.							1
----------------	--	--	--	--	--	--	---

Tabell 4.8 R7 5 % Al-renset.

10 - 15 m

23/7 2/8 20/8 3/9 17/9 2/10 17/10

Cyanophyceae

Oscillatoria sp.		+	1	2	2	2	2
Pseudanabaena sp.	1	1	3	2	1		

Chlorophyceae

Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.						1	
Chlamydomonas sp.	1	1			1	1	1
Cosmarium sp.		+	+				+
Closterium sp.	+		+				+
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	1						
Euastrum spp.	+	+		1			+
Mougeotia sp.	2	2	4	4	4	3-4	2
Palmella stadium	1	+					
Penium polymorphum Perty	+					1	
Scenedesmus spp.	2	1			1		1
Sphaeroszoma granulatum Roy & Biss.			1			+	
Spondylosium planum (Wolle) W & G.S. West	1	1		+			
Staurastrum spp.	1	2	3	2	2		1
Ulothrix sp.						1-2	

Chrysophyceae

Dinobryon sertularia Ehr.	2	2	1				
Synura uvella Ehr.	+	1	1				

Bacillariophyceae

Cyclotella sp.	1						
Cymbella cf.turgida (Gregory)Cleve					1		
Eunotia lunaris (Ehr.)Grunow		1			+	+	
Eunotia sp.						1	
Nitzschia cf.palea (Kütz.) W.Smith	3	4	3	2	2	2	2
Cf. Pinnularia sp.	1	2	2	2		2	2
Tabellaria flocculosa (Roth)Kütz.	2	1				1	

Ubestemte flagellater

	3	2	2	2		2	
--	---	---	---	---	--	---	--

Ciliata

Vorticella sp.	1				1		
----------------	---	--	--	--	---	--	--

Tabell 4.9 R8 5 % Fe-renset kloakk.
10 - 15 m

	23/7	2/8	20/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs.	+	+	+	1	1	2	2
<i>Cosmarium</i> spp.	2	3	1	1	1	1	1
<i>Euastrium</i> spp.	+	+	+	+	+	+	
<i>Mougeotia</i> sp.			+		+	+	
<i>Scenedesmus</i> spp.	2	2	2	3	3	4	4
<i>Sphaeroszma granulatum</i> Roy & Biss.	+	1	+	+			
<i>Staurastrum</i> spp.		2	2	2	2	3	3
<i>Ulothrix</i> sp.	1		1				
Bacillariophyceae							
<i>Cyclotella</i> sp.	1	2		2	1		
<i>Cymbella</i> cf. <i>turgida</i> (Gregory) Cleve	2	2	1	+	+	1	
<i>Navicula</i> sp.	2		1				
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	4	5	4	4	3	1	1
Ubestemte flagellater	2	1	2				
Ciliata							
<i>Vorticella</i> sp.	1	1					

Tabell 4.10 R9 5 % Ca-renset kloakk.
10 - 15 m

	23/7	2/8	20/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Cyanophyceae							
Oscillatoria sp.	+						+
Chlorophyceae							
Chlamydomonas sp.			2	2	1	1	
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West		1					
Mougeotia sp.						+	+
Scenedesmus spp.	1	2	2	2	2	2	2
Bacillariophyceae							
Cyclotella sp.	2	2	1	1	1		
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	1	3	2				
Tabellaria flocculosa (Roth.) Kütz.	+					+	
Cf. Heterocontae							
			2	2	2	1	1
Ubestemte flagellater							
	4	3	2	2			
Ciliata							
Frittlevende, ubestemte	1	1	2	2	1		

Tabell 4.11 R10 0,5 % Fe-renset kloakk.

10 - 15 m

	23/7	2/8	21/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs.	+	+	+	+	1	1	1
Chlamydomonas sp.	+	1	1	+			
Closterium spp.		+	1	1	1	1	+
Cosmarium spp.	1	2	1	+	1	1	+
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West					1		
Euastrum spp.	1	1	+	+	1		
Microspora sp.		1		+	2	1	1
Mougeotia sp.	2-3	4	4	4	4	4	4
Penium polymorphum Perty					1	2	1
Scenedesmus spp.			+			1	
Spondylosium planum (Wolle) W & G.S. West		1		+	+		
Staurastrum spp.	2	1	2	2	2	1	1
Ulothrix sp.				2	1		
Chrysophyceae							
Dinobryon sertularia Ehr.	3	2	1	1	1		
Synura uvella Ehr.	1	1	1				
Uroglena americana Calkins	1	1					
Xantophyceae							
Tribonema sp.	2	+	1	2	1	1	
Bacillariophyceae							
Cyclotella sp.	2	2	1	1	1	1	1
Eunotia lunaris (Ehr.) Grunow					1	1	1
Eunotia sp.					1	2	1
Cf. Pinnularia sp.					1	1	
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	3	2	3	2	2	2	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	3	3	3	2	2	2	2
Ubestemte flagellater	2	1	1	2	1	1	1

Tabell 4.12 R11 0,5 % Ca-renset kloakk.
10 - 15 m

	23/7	2/8	21/8	3/9	17/9	2/10	17/10
Chlorophyceae							
Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.			1	+	1	+	
Closterium spp.	+		1	2	1	1	1
Cosmarium spp.	1	1	+	1	+	+	
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West					1		
Euastrum spp.	+	1	1	+	+	+	
Mougeotia sp.	3	3	4	4	4	4	4
Penium polymorphum Perty			+	2		+	1
Scenedesmus spp.	1	+	+	+	1	1	1
Sphaeroszma granulatum Roy & Biss.	1	1	1	+			
Staurastrum spp.	1	3	3	3	2	2	2
Ulothrix sp.			1	1			
Chrysophyceae							
Dinobryon sertularia Ehr.	1	2	1		+		
Synura uvella Ehr.	+	+	1	1	1		
Xantophyceae							
Tribonema sp.	1						
Bacillariophyceae							
Cyclotella sp.	2	2	2	1	1	2	1
Cymbella cf. turgida (Gregory)Cleve.			+		+	1	
Eunotia linearis (Ehr.) Grunow					1	1	
Navicula sp.					1	1	
Nitzschia cf. palea (Kütz.) W. Smith	3-4	3-4	3-4	3	3	2	3
Tabellaria flocculosa (Roth)Kütz.	2-3	2	2	1	1	2	2
Ubestemte flagellater	2	1	1	2	1	1	1

Tabell 4.13 R12 5 % mekanisk rensset kloakk.

10 - 15 m

23/7 2/8 21/8 3/9 17/9 2/10 17/10

Cyanophyceae

Oscillatoria sp.		+	2	2	2	1	1
Pseudanabaena sp.	1	2	2	1	1		

Chlorophyceae

Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs.			+	1	1	1	1
Closterium sp.				+	+	1	+
Chlamydomonas sp.	1	1	1	1	1	1	
Cosmarium turpinii Bréb.			1	+	+	1	
Cosmarium spp.	1	2	1			+	
Euastrum spp.		+		+	+	1	
Hyalotheca dissiliens Bréb.		+	1	1			
Mougeotia sp.	+	2	1	+	1	1	+
Scenedesmus spp.	+	+	+	+	1	1	1
Spirogyra sp.			+	2	2	1	+
Staurostrum spp.	1	2	3	2	2	2	1

Xanthophyceae

Tribonema sp.	1	1	2	4	3	3	4
---------------	---	---	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

Cyclotella sp.						1	1
Nitzschia cf. paiea (Kütz.) W. Smith	4	5	4	4	4	3-4	3
Cf. Pinnularia sp.	1	2	2	1	2	1	2
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	+	+		+	+	+	+

Ubestemte flagellater

	3	3	2				
--	---	---	---	--	--	--	--

Ciliata

Frittlevende, ubestemte	1	1	2	1	1		
Carchesium sp.	1	1	2	2	2	1	1
Vorticella sp.	2	2	1	1	+		

Tabell 4.14 R13 0,5 % mekanisk rensset.

10 - 15 m

23/7 2/8 21/8 3/9 17/9 1/10 17/10

Chlorophyceae

<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs.			+			+	1
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1	2				..	
<i>Cosmarium</i> spp.	1	+					
<i>Euastrum</i> spp.	+	1	+	+			
<i>Mougeotia</i> sp.	3	2	2	2	3	2	3
<i>Scenedesmus</i> spp.		1	+	+	1	1	1
<i>Spirogyra</i> sp.				1			
<i>Sphaeroszoma granulatum</i> Roy & Biss.	1		+		+		
<i>Staurastrum</i> spp.	1	2	1	1	1	2	2

Chrysophyceae

<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	+	2	1				
<i>Synura uvella</i> Ehr.	1	1					

Xanthophyceae

<i>Tribonema</i> sp.	4	3	4	4	4	4	4
----------------------	---	---	---	---	---	---	---

Bacillariophyceae

<i>Cyclotella</i> sp.	1	2	1	1	1		
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grunow			+		+		1
<i>Eunotia</i> sp.			1	1	1	1	2
<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	3	2	2	1	2	1	2
Cf. <i>Pinnularia</i> sp.	1	2	2	1	1	1	2
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	2	1	1	1	2	2	2

Ubestemte flagellater

	3	2	2	2	2	2	1
--	---	---	---	---	---	---	---

5. ZOOBENTHOS I RENNENE

Innledning

Studiet av makrozoobenthos i rennene på Kjeller brukes til å vurdere virkningen av ulike kloakkrensemetoder på resipienter. Ved denne vurderingen legger vi til grunn hvorvidt det forekommer kvantitative og/eller kvalitative forskjeller mellom rennene med ulik belastning i forhold til referanserennen.

De virkninger som observeres på makrozoobenthos er enten direkte gjennom fysisk/kjemiske forhold eller indirekte gjennom næringsgrunlaget for de respektive arter. I dette forsøket er det bare i enkelte tilfeller mulig å skulle direkte og indirekte årsaker.

Substratet og type vegetasjon i rennene (om algene er trådformede eller encellede for eksempel), er også av betydning for etablering av en populasjon.

Ved vurderingen av resultatene må vi ta hensyn til at rennene som økosystem betraktet, er relativt enkle og at flere av dets komponenter avviker sterkt fra naturlige resipienter. For eksempel vil vi i naturlige økosystem ha flere arter og andre grupper enn de som etablerer seg i rennene.

Metodikk og prøvetaking (Tab. 5.1)

Metodikk for innsamling av kvantitative prøver var den samme som ved renneforsøkene i 1972, med unntak av at prøvene i år ble tatt i området 20 - 23 m fra innløpet i rennene (Jfr. Fremdriftsrapport for 1972, O-40/71 - H, NIVA).

En statistisk gjennomgåelse av datamaterialet viser at usikkerhet i antall dyr pr. areal-enhet er:

ca. 20% når antall dyr pr. arealenhet av hver art/gruppe er større enn 100.

ca. 35% når antall dyr pr. arealenhet av hver art/gruppe er mindre enn 100.

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

Belastning	Ukenr. og dato	28 11/7	30 25/7	32 8/8	34 22/8	36 5/9	38 19/9	40 3/10	42 17/10
0,5% M		2	3	3	3	3	3	3	3
5% M		2	3	3	3	3	3	3	3
0,5% Ca		2	3	3	3	3	3	3	3
5% Ca		2	3	3	3	3	3	3	3
0,5% Fe		2	3	3	3	3	3	3	3
5% Fe		2	3	3	3	3	3	3	3
0,5% Al		2	3	3	3	3	3	3	3
5% Al		2	3	2	3	3	3	3	3
0,5% Al+P som 0,5% M		2	3	3	3	3	3	3	3
5% " " 5% M		2	3	2	3	3	3	3	3
P som 0,5% M		2	3	3	3	3	3	3	3
P som 5% M		2	3	3	3	3	3	3	3
Ingen		2	3	3	3	3	3	3	3

Alle individtettheter refereres til arealet $46,5 \text{ m}^2$.

Tegnforklaring til tabeller og figurer:

+: dyr av denne art/gruppe er observert, men tettheten er mindre enn 5.

—————	M
——— · ———	Ca
——— · · ———	Fe
——— · · · ———	Al
——— Δ ———	Al + P som M
——— 0 ———	P som M
——— ———	Referanse

RESULTATER OG DISKUSJON

De enkelte arter, forekomst og tetthet

Chydorus sphaericus (O.F.M.) (Tab. 5.2. Fig. 5.1 og 5.2)

Denne arten er kosmopolitisk og finnes i de mest forskjelligartede vannforekomster (Rylov 1935). I eutrofe innsjøer finnes den ikke bare i littoralsonen, men også i planktonet (den er egentlig fakultativt planktonisk) hvor den beiter på vannblomstdannende alger.

I tre renner med 5% belastning er tettheten mindre enn referanserennen: 5% Ca; skyldes trolig primært de ekstreme kjemiske forhold. 5% Al og 5% Al + P som i M; i disse rennene er middelveiden for Al = $130 \mu\text{g/l}$ (løst + partikulært) og de små tettheter skyldes trolig Al-induserte effekter.

Forløp og maksimum for tetthetskurven i rennen med 5% Fe er ekstremt avvikende fra de andre rennene, og den maksimale tettheten er 5 ganger større enn tilsvarende for referanserennen. Årsaken til den svært store tettheten er trolig gunstig næringsgrunnlag (encellede alger). Middelveiden av Fe var $150 \mu\text{g/l}$ (løst + partikulært) og middelveiden for pH = 7,80.

Tabell 5.2. Individtetthet av *Chydorus sphaericus* (O.F.M.) i rennene ved de forskjellige prøve-
takinger (antall pr. 46,5 cm²).

Belastning	Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
0,5% M		+	34	495	728	393	575	595	575
5% M				91	88	233	379	383	625
0,5% Ca		+	43	594	19	+	8	+	15
5% Ca					6	5	+		+
0,5% Fe		8	48	452	110	94	18	15	7
5% Fe			+	11	715	1995	1942	927	209
0,5% Al		+	44	689	13	11	19	10	23
5% Al			+	82	+	+		+	
0,5% Al+P som 0,5% M			106	418	367	51	15	8	+
5% " " 5% M			+	67	+	+	+		
P som 0,5% M		11	92	214	117	42	17	+	+
P som 5% M		+	62	275	106	18	+	+	5
Ingen		8	31	395	82	11	+	5	5

Fig.5.1

Chydorus sphaericus (O.F.M.) i rennene med 0,5% M, 0,5% Ca, 0,5% Fe, 0,5% Al, 0,5% Al+P som M og P som 0,5% M

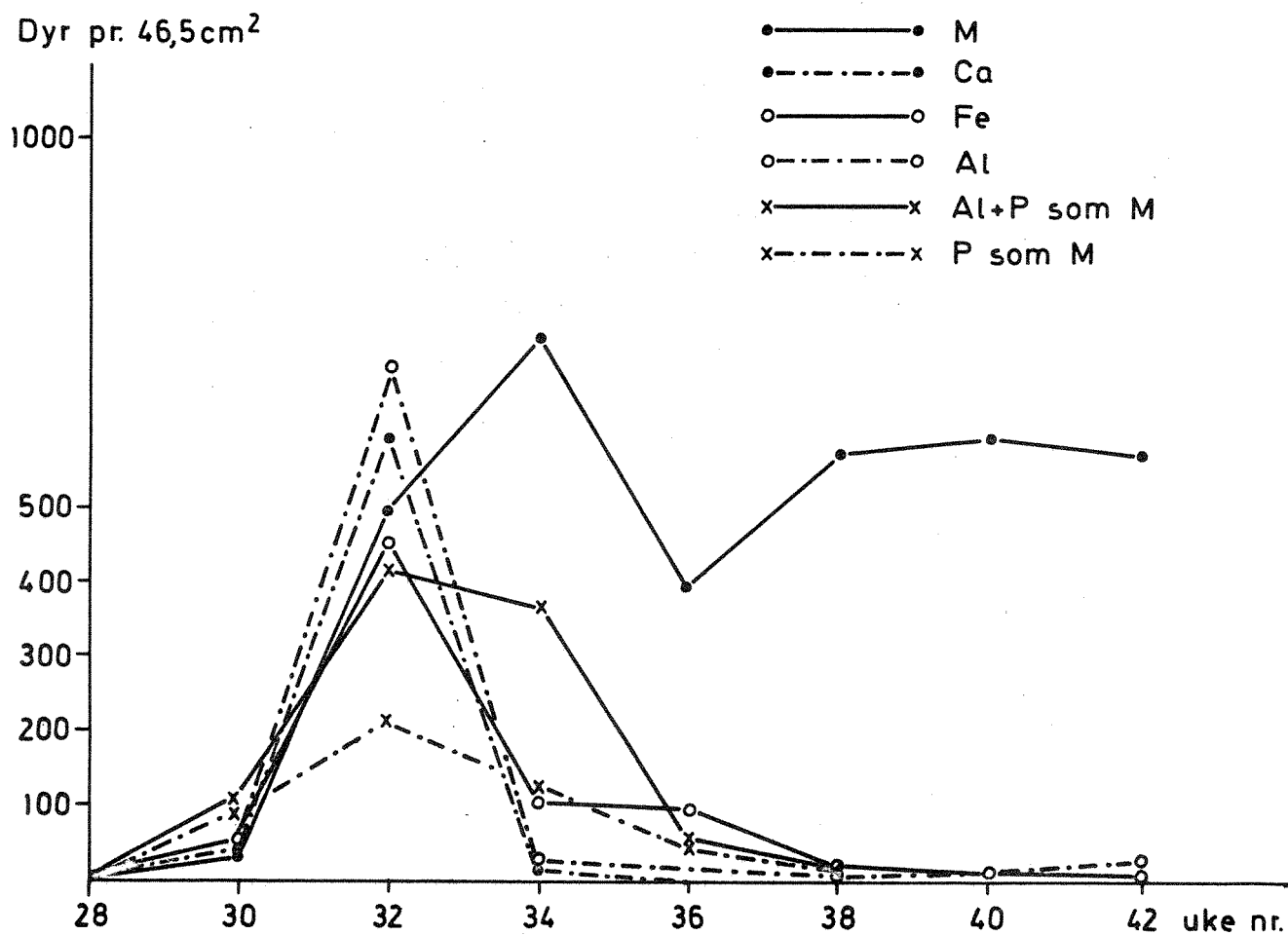
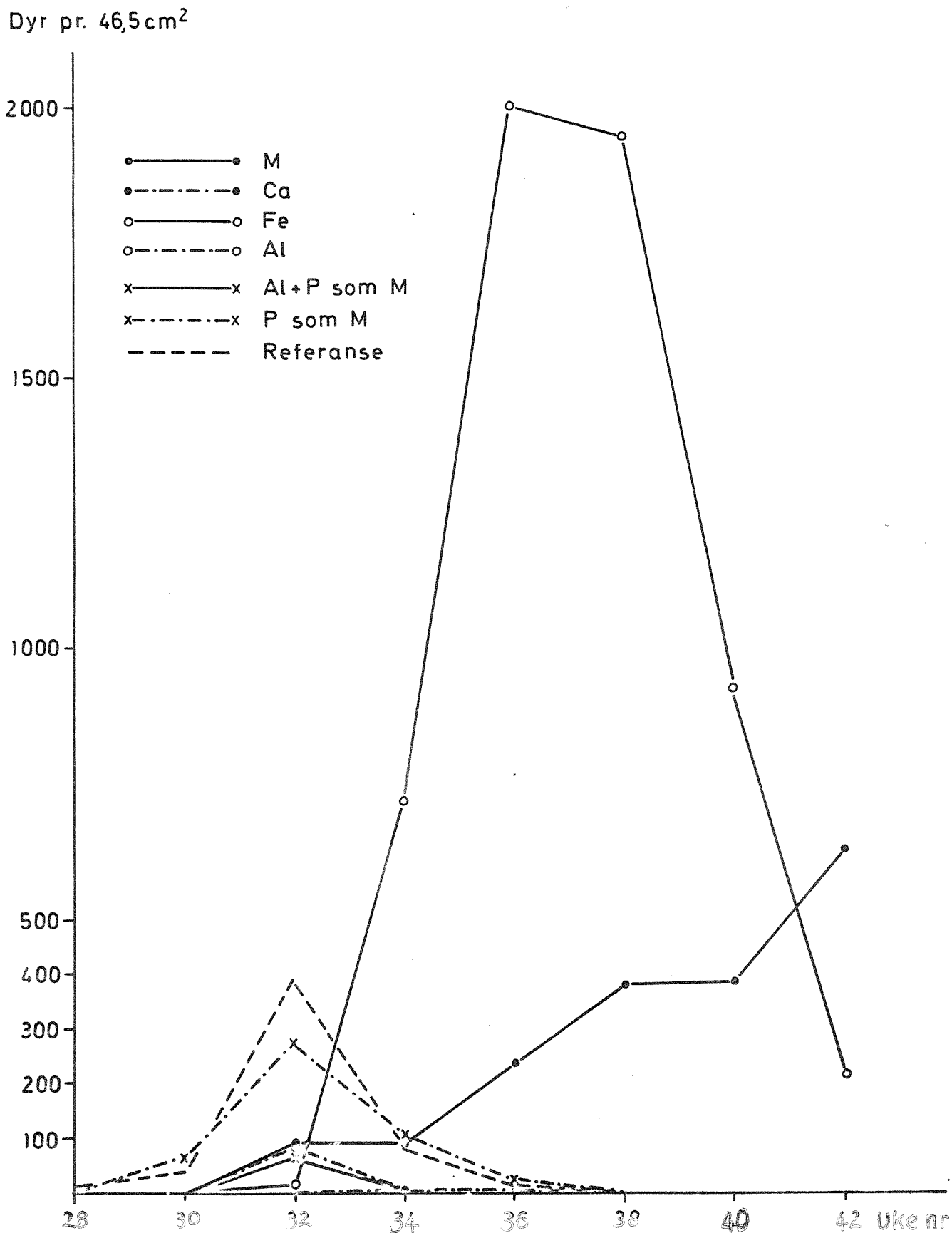


Fig. 5.2

Chydorus sphaericus (O.F.M.) i rennene med 5% M, 5% Ca, 5% Fe, 5% Al, 5% Al+P som M, P som 5% M og i referanserennen



Både 0,5% og 5% M har større tetthet enn referanserennen, og utviklingsforløpet er forskjellig fra de andre rennene idet populasjonen i disse rennene øker eller holder seg stabil helt til forsøket avsluttes.

Rennene med 0,5% Ca, 0,5% Fe, 0,5% Al, 0,5% Al + P som M og 5% Al + P som M har ingen signifikante forskjeller i tetthet i forhold til referanserennen.

Eucyclops serrulatus (Fisch.) (Tab.5.3. Fig. 5.3 og 5.4)

Denne arten er en ekte bunnform som finnes ovaralt i små dammer, pytter og i littoralsonen i innsjøer (Sars 1918). Arten er euryterm og den tåler variasjon i pH fra 4,8 til 9,8 (Dussert 1969).

Forholdet mellom adulte (voksne) og copepoditter (larvestadier) viser ikke noe mønster i variasjon med tiden i noen av rennene.

Bare i renne med 5% Ca er tettheten av denne arten mindre enn i referanserennen. Middelerdien for pH i denne rennen er $10,24 \pm 0,40$, mens den øvre toleransegrense for *E. serrulatus* er pH 9,8. Den mindre tetthet i denne rennen kan derfor primært tilskrives den høye pH.

Med unntak av rennene med P som 0,5% og 5% M har alle de andre rennene større tetthet enn referanserennen, og spesielt rennen med 5% M har mye større tetthet.

Bosminidae (Tab. 5.4)

Eubosmina longispina. Leydig. Denne arten er svært vanlig i zooplanktonet i norske vannforekomster. Den karakteriseres av Rylov (1935) som oligosaprob.

For samtlige renner gjelder at *E. longispina* finnes i små tettheter mer eller mindre i hele forsøksperioden.

Samtlige belastede renner har mindre tetthet enn referanserennen.

Tabell 5.3. Individtetthet av Eucyclops serrulatus (Fisch.) i rennene ved de forskjellige prøvetakinger (antall pr. 46,5 m²).

Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
Belastning								
0,5% M		10	35	98	108	95	368	92
5% M	+	47	333	1435	936	692	496	413
0,5% Ca		31	9	11	36	41	39	70
5% Ca		✓		+	5	+		+
0,5% Fe	+	10	11	35	102	163	171	38
5% Fe		23	+	284	336	244	100	72
0,5% Al	+	19	25	17	23	19	8	10
5% Al		28	25	189	97	8	8	
0,5% Al+P som 0,5% M		23	18	78	66	53	+	15
5% " " 5% M	+	23	33	95	20	10	13	12
P som 0,5%M	5	10	12	34	18	17	6	6
P som 5% M	+	17	21	7	28	+	+	+
Ingen	+	76	6	8	21	13		

Fig. 5.3

Eucyclops serrulatus (Fisch.) i rennene med 5% M, 5% Fe, 5% Al, 5% Al+P som M og P som 5% M

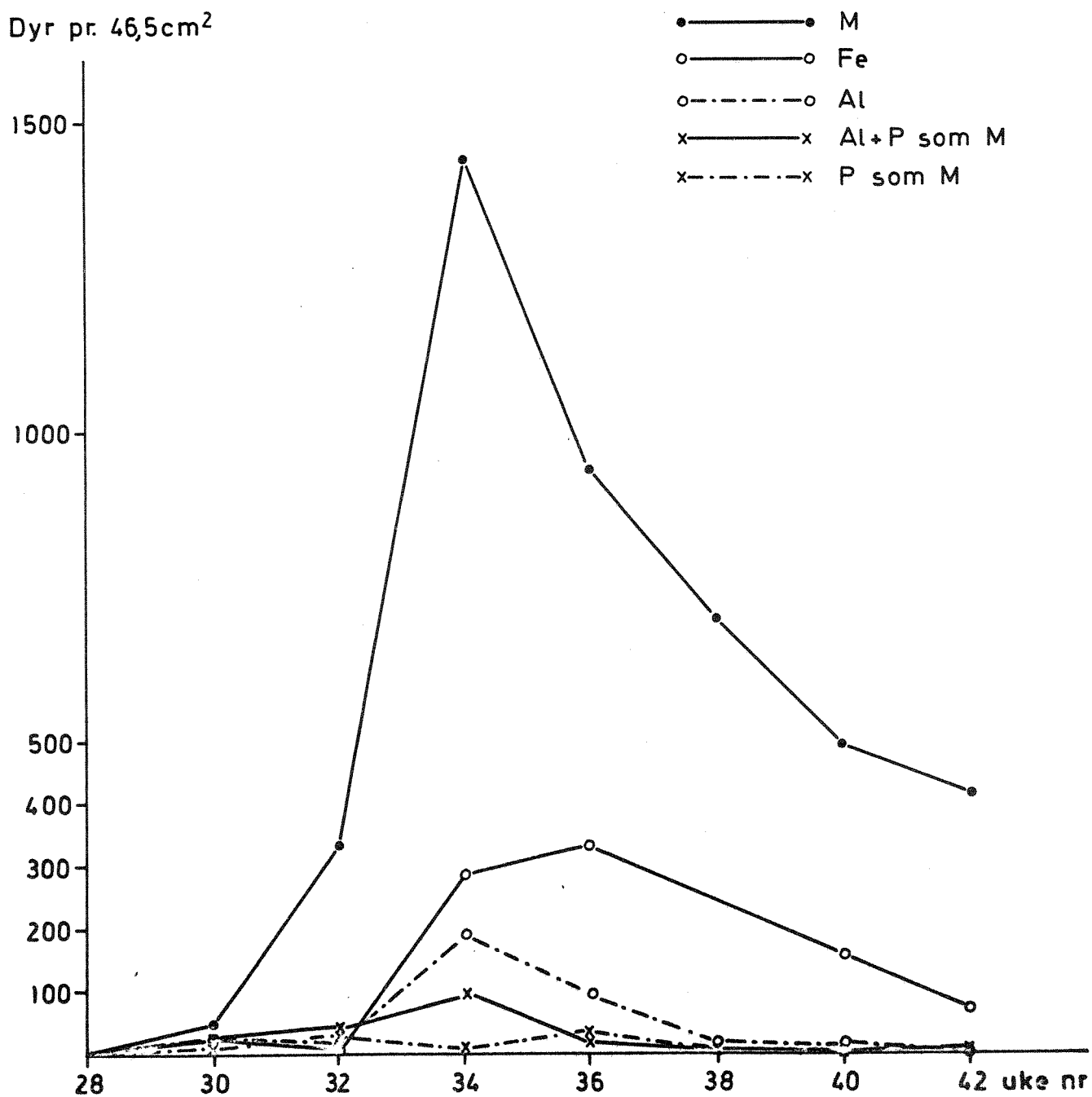
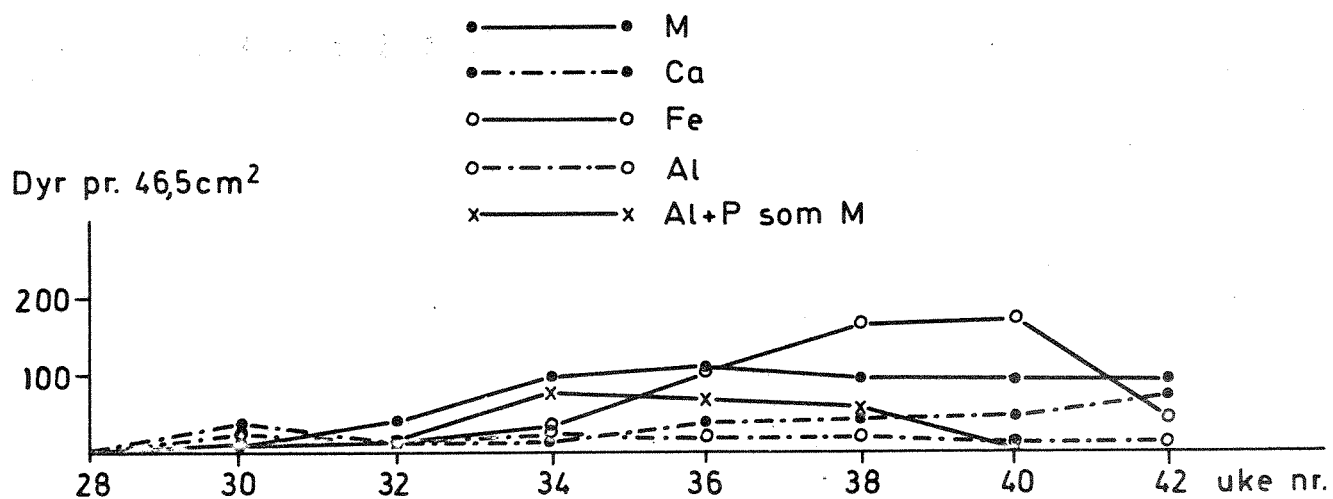


Fig. 5.4

Eucyclops serrulatus (Fisch.) i rennene med 0,5% M, 0,5% Ca, 0,5% Fe, 0,5% Al, 0,5% Al+P som M



Tabell 5.4. Individtetthet av *Eubosmina longispina* LEYDIG i rennene ved de forskjellige prøvetakinger (antall pr. 46,5 m²).

Belastning	Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
0,5% M		+	+		+	5		+	
5% M		+			+	+		+	
0,5% Ca		+	+		+	+	+		+
5% Ca			7	14	+	5	+	+	+
0,5% Fe		5	+	+	+		+		+
5% Fe		+							+
0,5% Al		10	5	+			+	+	+
5% Al		+	+	+					+
0,5% Al+P som 0,5% M		+	7		+	+	10	7	+
5% " " 5% M		+	+						+
P som 0,5%M		14	10			+	+	10	+
P som 5% M		9	9				+	+	+
Ingen		21	+	+	7	17	9	15	20

Harpacticoida (Tab. 5.5)

Alle artene i denne underordenen av Copepoda er ekte bunnformer.

Individer av denne gruppen er bare funnet med tettheter mindre enn 5. Det er derfor ikke mulig å si noe om eventuelle forskjeller i tetthet mellom de forskjellige rennene. Man kan imidlertid legge merke til at ingen individer er observert i rennene med 0,5% Ca, 5% Ca, 5% Al og 5% Al + P som M.

Rotatoria

To arter ble funnet:

Epiphanes senta (Müller) (Tab. 5.6)

Om økologien til denne arten sier Rylov (1935) at den forekommer i små vannansamlinger, særlig i temporære pytter og dammer. Den er β -mesosaprob og ved masseutvikling α -mesosaprob. Arten lever særlig bentisk, men kan også finnes i planktonet. Næringen er fremfor alt grønne flagellater. Carlin (1943) skriver at *E. senta* finnes i godt gjødslet vann.

Forekomsten av *E. senta* i rennene samsvarer godt med dens økologiske krav idet den finnes i rennene med 5% Al + P, 5% Al, 5% Fe, 0,5% M og 5% M. Derimot finnes den ikke i rennen med 5% Ca, og dette skyldes de ekstreme miljøbetingelser i denne rennen. Den finnes heller ikke i rennene med P som mekanisk.

Trichocerca sp. (Tab. 5.7)

Denne slekten har over 100 arter og de aller fleste er ikke-planktoniske. Hos Sladecvek (1973) er de fleste artene av denne slekten karakterisert som β -oligosaprobe, noen som α -obligosaprobe til β -mesosaprobe.

Trichocerca sp. finnes bare i renner med 0,5% belastning. Arten mangler i rennene med 0,5% Fe og P som 0,5% M.

Tabell 5.7. Individtetthet av *Trichocerca* sp. i rennene ved de forskjellige prøvetakningene
 antall pr. 46,5 m²).

Belastning	Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
0,5% M							18	+	
5% M									
0,5% Ca					138	13	20	+	
5% Ca									
0,5% Fe									
5% Fe									
0,5% Al						9	15		
5% Al									
0,5% Al+P som 0,5% M					+	82	38	+	
5% " " 5% M									
P som 0,5%M									
P som 5% M									
Ingen									

Chironomidas (Tab. 5.8. Fig. 5.5)

Det er funnet flere arter innen denne familien, men en art dominerer fullstendig når det gjelder individtetthet og biomasse. Denne arten ble bestemt til *Chironomus thummi* (Kieff.)-typen. Slekten *Chironomus* har en sentral rolle i benthos i eutrofe innsjøer fordi den kan tåle perioder med anaerobe forhold. Arten er detritus-spiser. Larvene kan bli opp til 17 mm lange og middelvekt på 0,6 mg (tørrvekt).

Rennene med 0,5% Al, P som 0,5% M og P som 5% M har samme tetthet som referanserennen.

Rennene med 5% M, 5% Ca og 5% Fe har mye større tetthet enn referanserennen, mens rennene med 5% Al, 0,5% M, 0,5% Ca, 0,5% Fe, 0,5% Al, 0,5% Al + P og 5% Al + P som M har moderat større tetthet.

C. thummi tåler det ekstreme miljøet i rennen med 5% Ca, men den finnes bare med liten tetthet i rennene med 5% Al og 5% Al + P som M. Dette har trolig med Al-induserte effekter å gjøre.

Nematoda (Tab. 5.9. Fig. 5.6)

Nematoda er en systematisk vanskelig gruppe, og de artene som finnes i rennene er derfor ikke bestemt. De fleste nematodene som er ført opp i tabell hos Sladeczek (1973) er β -mesosaprobe, noen som α - β -mesosaprobe og noen som p-saprobe.

Rennen med 5% Ca har mindre tetthet av nematoder enn referanserennen og dette skyldes de ekstreme kjemiske forhold og/eller næringsgrunnlaget i denne rennen.

Rennen med P som 5% M og alle rennene med 0,5% belastning har tetthet som er av samme størrelsesorden som referanserennen.

Rennene med 5% M, 5% Fe, 5% Al og 5% Al + P som M har større tetthet av nematoder enn referanserennen, og dette har sammenheng med større mengder av organisk materiale i disse rennene.

Tabell 5.9. Individtetthet av *Nematoda* i rennene ved forskjellige prøvetakinger.
(antall pr. 46,5 m²).

Belastning	Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
0,5% M				18	48	12	25	25	13
5% M			+	388	520	38	117	71	42
0,5% Ca				9	24	25	29	51	49
5% Ca		+	+	+	+	+	+		
0,5% Fe			+	11	37	29	54	41	22
5% Fe				34	308	8	15	+	+
0,5% Al			+	9	8	51	23	16	18
5% Al			8	89	388	268	65	53	18
0,5% Al+P som 0,5% M			+	10	35	19	23	25	+
5% " " 5% M			10	257	37	8	+	+	
P som 0,5%M			+	5	21	11	20	7	9
P som 5% M			+	14	+	+	+	+	+
Ingen		+	+	+	35	33	15	23	50

Fig. 5.5

Chironomus thummi (KIEFF.) i rennene med 5% M, 5% Ca og 5% Fe

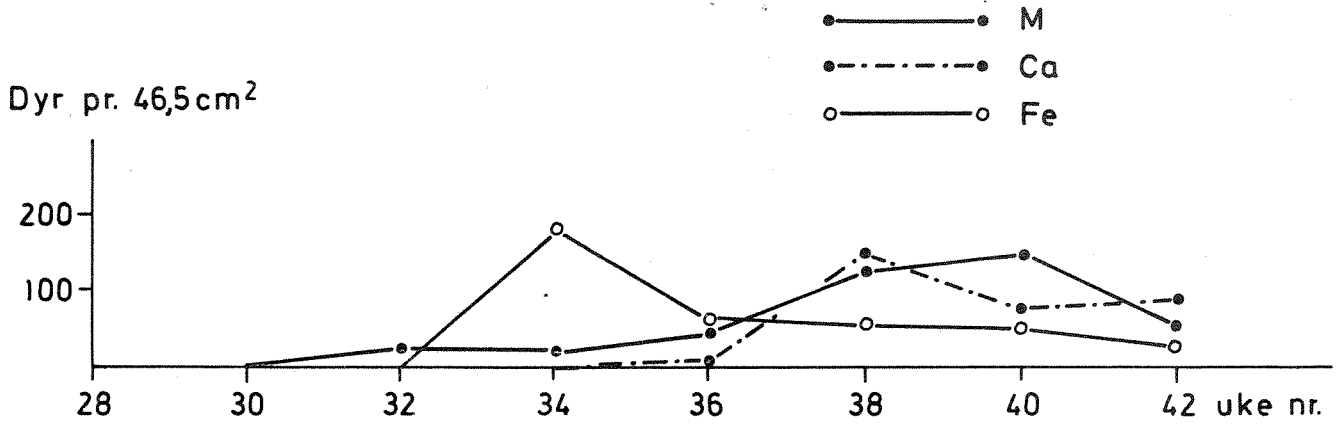
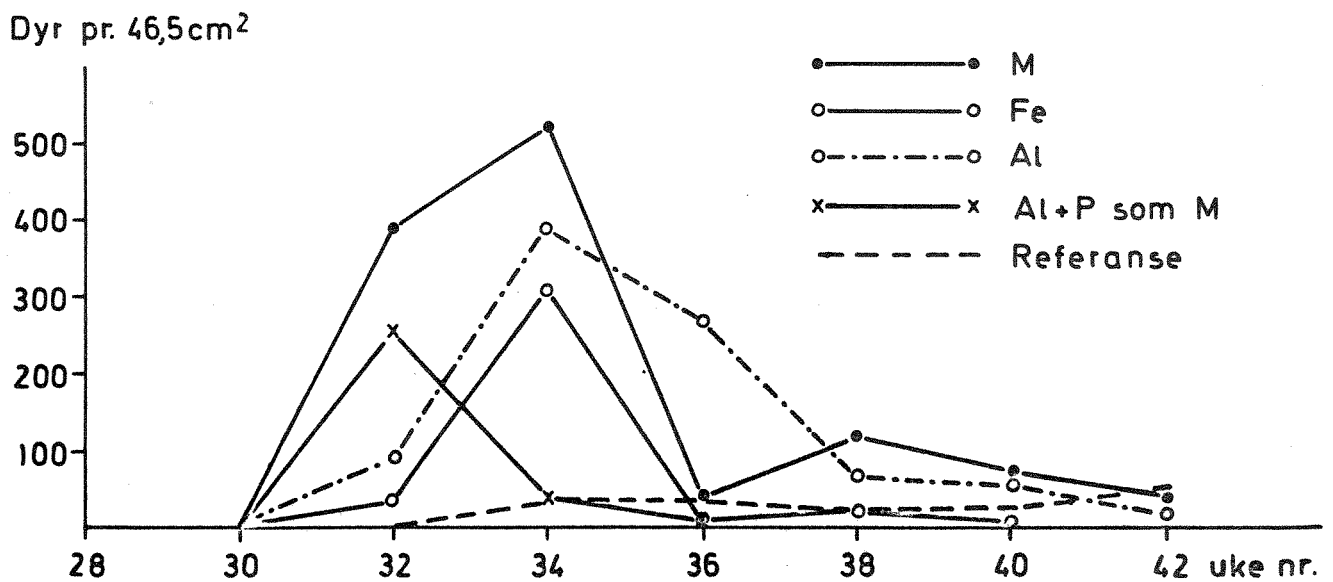


Fig. 5.6

Nematoda i rennene med 5% M, 5% Fe, 5% Al, 5% Al+P som M og i referanserennen



Oligochaeta (Tab. 5.10. Fig. 5.7 og 5.8)

En art er funnet og den tilhører slekten *Nais*. Arten er muligens *N. barbarata* (Müller). Arter av denne slekten er vanskelig å bestemme. De er plantespisere, særlig encellede alger og spesielt diatomeer (Wesenberg-Lund 1937).

Tettheten av *Nais* sp. i rennen med 5% Ca er mye mindre enn i referanserennen, og dette skyldes det ekstreme kjemiske miljøet og/eller næringsgrunnlaget.

I rennene med P som M, 0,5% og 5% Al + P som M, 0,5% Al og 0,5% Ca er ikke tettheten signifikant forskjellig fra referanserennen.

I rennene med 0,5% Fe, 5% Fe, 5% Al, 0,5% M og spesielt i rennen med 5% M er tettheten mye større enn i referanserennen.

Kurvene for individtetthet i rennene med M viser et annet forløp enn de andre rennene, idet tettheten er maksimal i siste del av forsøket.

SAMMENDRAG

Tabell 5.11 angir den relative tetthet av de forskjellige arter/grupper i renner med forskjellig belastning av rensset avløpsvann i forhold til referanserennen.

Rennen med 0,5% M har moderate forskjeller i tetthet av zoobenthos i forhold til referanserennen, mens 5% M har de største forskjeller av samtlige renner.

Rennen med 0,5% Ca har moderate forskjeller, mens 5% Ca har drastiske forskjeller i forhold til referanserennen.

Rennen med 0,5% Fe har moderate forskjeller, mens 5% Fe har meget store avvik fra referanserennen.

Rennene med 0,5% Al og 0,5% Al + P som M har relativt store forskjeller fra referanserennen.

Rennene med P som M viser meget god overensstemmelse med referanserennen både kvantitativt og kvalitativt.

Tabell 5.10. Individtetthet av *Nais* sp. i rennene ved de forskjellige prøvetakinger.
(antall pr. 46,5 m²).

Belastning	Ukenr.	28	30	32	34	36	38	40	42
0,5% M			+	11	273	405	530	435	350
5% M			+	126	3263	4597	5092	4792	3588
0,5% Ca			+	29	59	120	151	89	78
5% Ca					+	5	+		
0,5% Fe			22	123	157	210	140	48	
5% Fe			+	14	375	332	325	187	10
0,5% Al			+	22	83	65	37	44	52
5% Al			+	72	256	195	80	80	22
0,5% Al+P som 0,5% M			+	22	180	79	68	55	+
5% " " 5% M			+	93	125	26	22	32	+
P som 0,5%M			+	18	105	158	84	71	27
P som 5% M			+	9	35	52	24	12	5
Ingen				14	48	80	77	63	63

Fig.5.7

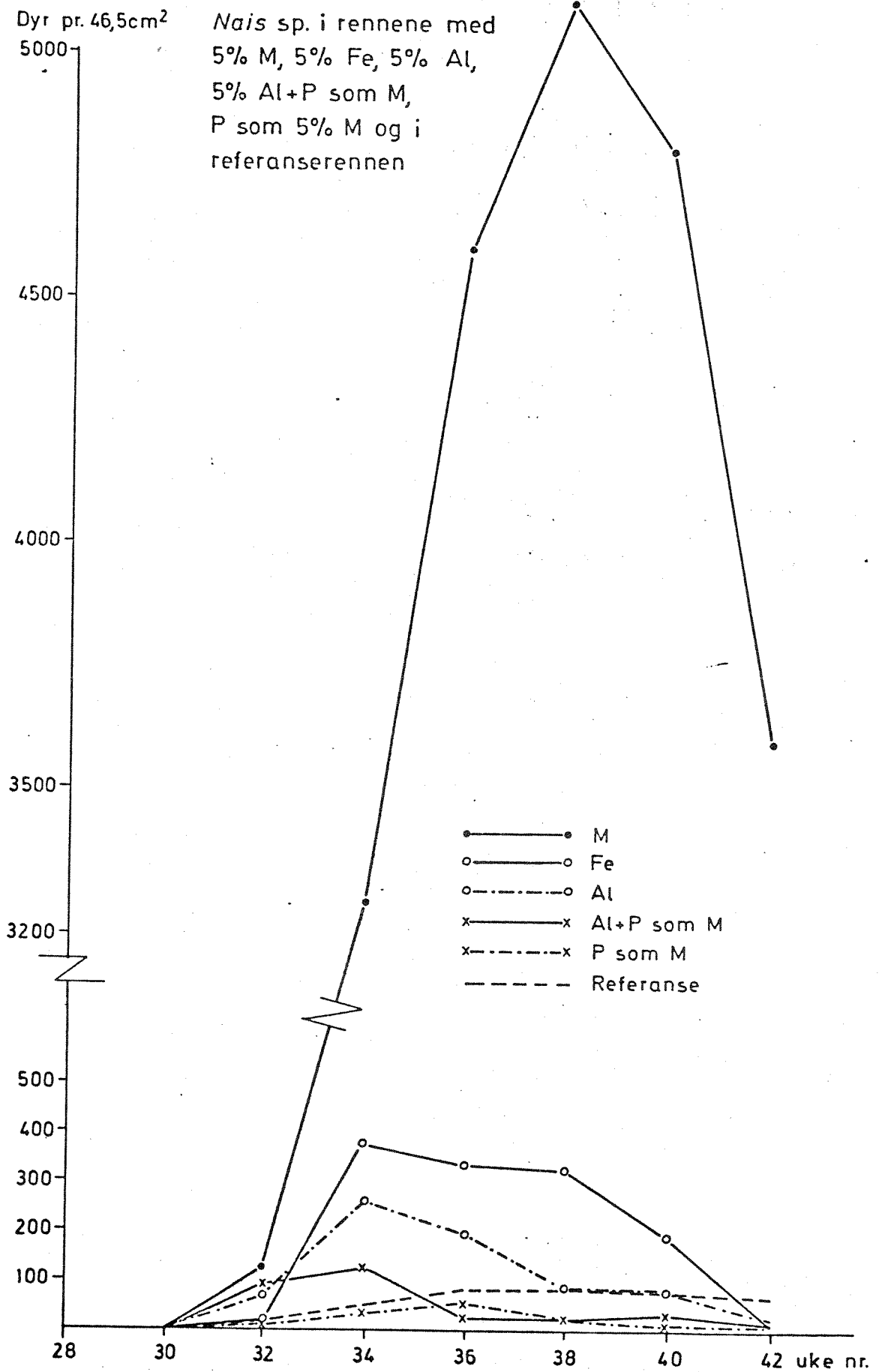
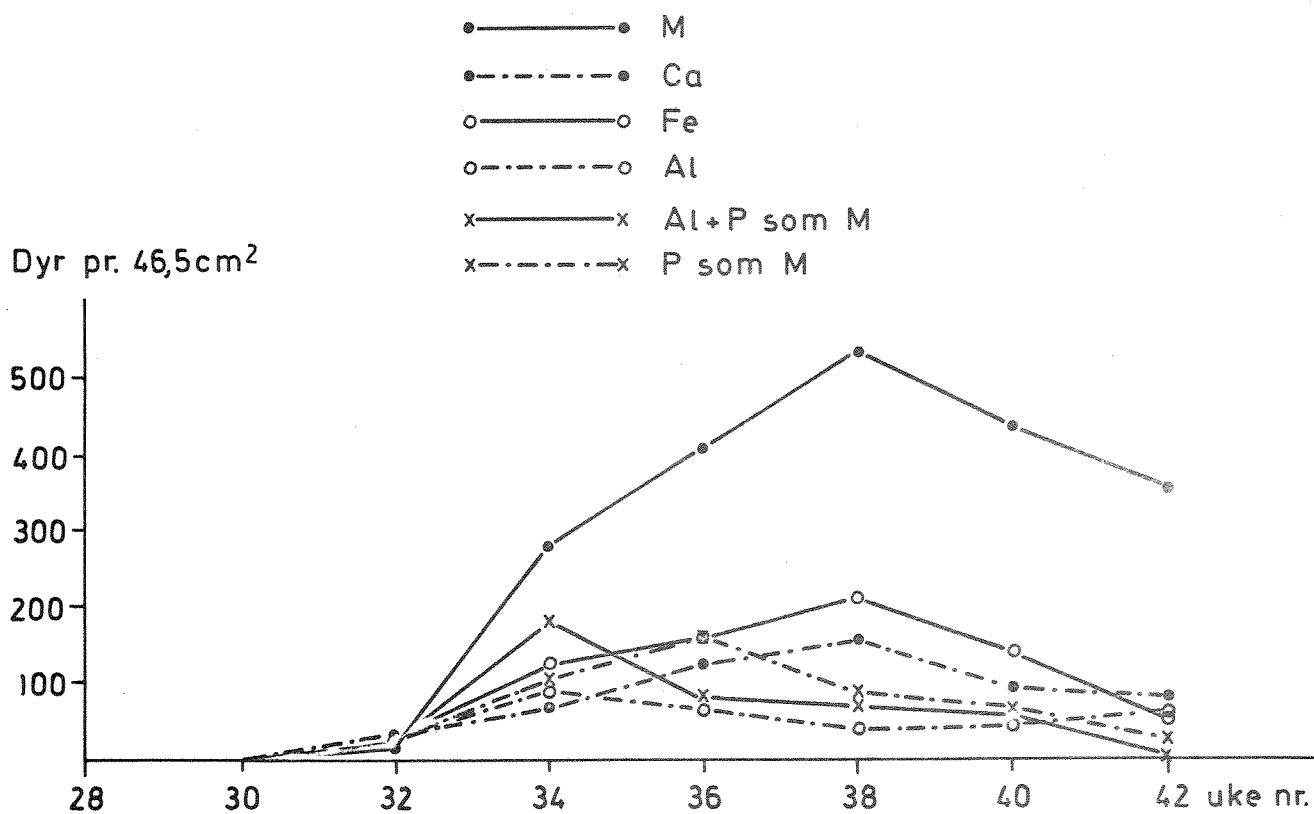


Fig.5.8

Nais sp. i rennene med 0,5% M, 0,5% Ca, 0,5% Fe, 0,5% Al, 0,5% Al+P som M og P som 5% M



Tabell 5.11. Angir den relative tetthet de forskjellige arter/grupper i renner med forskjellig belastning av renset avløpsvann i forhold til referanserennen.

	Epiphanes senta	Trichocerca sp.	Harpaet flicida	Eubosmina longispina	Fucylops serrulatus (Fisch.)	Chydorus sphaericus (O.F.M.)	Nematoda	Nais sp.	Chironomus thummi (Kieff.)
0,5% M	x	x	x	-1	1	1	0	1	1
5 % M	xx		x	-1	2	1	2	2	2
0,5% Ca		xx		-1	1	0	0	0	1
5 % Ca				-1	-1	-1	-1	-1	2
0,5% Fe			x	-1	1	0	0	1	1
5 % Fe	x		x	-1	1	2	2	1	2
0,5% Al		x	x	-1	1	0	0	0	0
5 % Al	x			-1	1	-1	2	1	1
0,5% Al + P		xx	x	-1	1	0	0	0	1
5 % Al + P	x			-1	1	-1	2	0	1
P som 0,5% M			x	-1	0	0	0	0	0
P som 5% M			x	-1	0	0	0	0	0
Referanse			x	0	0	0	0	0	0

Skala:

2 = nye større

1 = større

0 = samme

-1 = mindre

individtetthet enn referanserennen

x - finnes bare i disse rennene

x = Antall individer pr. 46,5 cm² < 40

xx = Antall individer pr. 46,5 cm² > 40

KONKLUSJON

- I. Alle rensemtoder gir kvalitativ forandring og generell økning i tetthet av makrozoobenthos. Økningen i tetthet blir størst når doseringen er sterkest.
- II. Både mekanisk rensing og kjemisk rensing gir moderate økninger i tetthet av makrozoobenthos når doseringen er 0,5%, men når doseringen er 5% blir virkningen drastisk.
- III. Mekanisk rensing 5% gir de største økninger i tetthet av zoobenthos.
- IV. Kjemisk rensing med Ca og dosering på 5% har meget drastisk virkning på zoobenthos med minking i tetthet av flere viktige grupper.
- V. Det er vist at kjemisk rensing med Al og dosering på 5% har negativ effekt på *Chydorus sphaericus* (O.F.M.)
- VI. Når fosfor i form av orto-fosfat tilsettes i en referanserenne og til Al-renseset avløpsvann, fører ikke dette til forandringer i tetthet eller arter av zoobenthos.

Fosfat alene er ikke tilstrekkelig til å gi markerte eutrofiutslag for makrozoobenthos.

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. 1943. Die Planktonrotatorien des Motalaström:
zur Taxonomie und Ökologie der Planktonrotatorien.
Medd. Lunds Univ. Limnol. Instn. r, 1: 255.
- Dussart, B. 1969. Les Copepodes des eaux 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. Ferskvandsfaunaen biologisk belyst.
Invertebrata I
Gyldendal, København

6. DIALYSEKULTURFORSØK IN SITU

6.1 Innledning

En metode for in situ måling av veksthastighet for fyttoplankton i dialysekultur har de siste år vært under innarbeidelse. Innledende forsøk, prinsipper for apparatur og vekstkinetisk teori er tidligere blitt beskrevet av Steensland i en fremdriftsrapport. Det er blitt utført laboratorieforsøk for å klarlegge ulike testalgers vekstkinetikk under standardiserte lys- og temperaturbetingelser, samt feltforsøk med kontinuerlig vekstregistrering i tilknytning til forsøksanlegget på Kjeller. Resultatene vil bli presentert i en egen rapport senere, og i det følgende vil det kun bli gitt en kort presentasjon av resultatene fra feltforsøkene.

6.2 Forsøkene utførelse

Dialysekar av hvit polyetylen (80 l) ble plassert ved enden av hver av 6 forsøksrenner, slik at overløpsvannet fra rennene (0,5 l/s) strømmet gjennom karene 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. 12 dialysepølser av regenerert celluloseacetat ble fylt med 35 ml 5% Z8 med 1/8 P og inokulert med eksponensielt voksende kulturer av testalgene *Scenedesmus quadricauda* eller *Selenastrum capricornutum*. Pølsene ble festet på et dialysehjul som roterte med 3 omdreining pr. minutt neddykket i karet, og veksten fulgt ved uttak av 2,0 ml kulturvolum 6 dager i uken og måling av absorbans ved 430 nm i et EEL fotometer.

Prøver ble også tatt for analyse av organisk karbon, klorofyll a + b og ATP ved et par anledninger. Forsøkene ble startet 26. juni og gikk kontinuerlig inntil 28. september med høsting av 2 dialysepølser og innsetting av 2 nye 2 ganger i uken. En del gikk tapt eller ble høstet tidligere som følge av uhell eller tæring i membranen.

De 6 dialysekarene ble tilført effluenten fra forsøksrenner med følgende tilsetninger i innsjøvann:

KAR A: 0,5% Al + P som 0,5% M
KAR B: P som 5,0% M
KAR C: 5,0% Al + P som 5,0% M
KAR D: 5,0% Al
KAR E: 5,0% Fe
KAR F: 5,0% Ca

2 ekstra enheter (G og H) ble senere seriekoblet til kar C for utprøving av isolater av følgende arter:

Chlorella sp.
Merismopedia sp.
Oscillatoria Agardhii
Asterionella formosa
Anabaena flos-aquae

6.3 Vekstrespons hos ulike arter

Diatomeen *Asterionella* og blågrønnalgene *Oscillatoria*, *Merismopedia* og *Anabaena* lot seg ikke dyrke ved de valgte betingelser. Årsakene kan være mange, som inhiberende faktorer i vannet, ugunstige lys- og temperaturforhold og mangel på essensielle vekstfaktorer. Årsakene lar seg ikke klarlegge uten mer inngående undersøkelser.

Grønnalgen *Chlorella* var vanskelig å dyrke på grunn av klumpvekst. Homogen kultur er en forutsetning for å kunne tolke resultatene. *Selenastrum* lot seg dyrke, men veksthastigheten var lav, og veksten stoppet opp på et lavt tetthetsnivå. Arten er kjent for å ha mindre toleranse overfor f.eks. tungmetaller enn *Scenedesmus*, og temperatur-optimum ligger noe høyere. Ved laboratorieforsøkene har den vist seg å ha noenlunde de samme krav til P og N som *Scenedesmus*, og det er derfor sannsynlig at inhiberende faktorer i avløpsvannet har stoppet veksten. For kontinuerlig måling av veksthastighet og produksjon valgte en derfor å benytte *Scenedesmus quadricauda*, som i kar C nådde opp i hele 600 mg C/l.

6.4 Vekstkurver for *Scenedesmus quadricauda*

Et eksempel på vekstkurver for feltforsøkene er vist i fig. 6.1. Veksten i dislysekultur lar seg beskrive som et 5-faset forløp:

- 6.4.1 Lag-fasen for celledelingen starter. En nedgang i celletetthet ble her ofte registrert etter utsetting av kulturene, og fasen kunne strekke seg over 3-4 dager.
- 6.4.2 Eksponentiell fase. Cellene vokser eksponentielt med en hastighet proporsjonal med konsentrasjonen av begrensende vekstfaktorer ved forøvrig konstante vekstbetingelser. I alle kar unntatt kar C var fasen svært kort og ikke registrerbar med den anvendte målemetode, og også i kar C gikk veksten over i lineær fase idet ca. 6% av maksimal celletetthet var nådd.
- 6.4.3 Lineær vekstfase: Celletettheten øker lineært med tiden idet diffusjonshastigheten for begrensende vekstfaktor over dialysemembranen blir hastighetsbegrensende for veksten. Under forøvrig konstante vekstbetingelser vil celletettheten i overgangspunktet og vinkelkoeffisienten for vekstkurven være lineært avhengig av konsentrasjonen av vekstbegrensende faktor i vannet.

Den spesifikke veksthastighet (μ):

$$\mu = \frac{dX}{dt} \cdot \frac{1}{X}$$

avtar eksponentielt med tiden og økende celletetthet (X). For å få frem et enkelt tall som representerer veksthastigheten en enkelt dag, antar en at parallelle kulturer med ulik celletetthet kan representere punkter på en og samme vekstkurve. Tiden kan da elimineres og μ blir en funksjon av X alene.

- 6.4.4 Asymptotisk fase: Celletettheten går mot et konstant nivå, og cellene vokser fra en dag til en annen bare for å erstatte fjernede celler. Tilgangen på vekstbegrensende faktor er da lik cellenes vedlikeholdskrav, som kan beregnes.

6.4.5 Avhengig av cellenes fysiologiske tilstand, veksthemmende faktorer o.a., vil cellene etter hvert dø og nedbrytes.

6.5 Forsøksresultater med *Scenedesmus quadricauda*

6.5.1 Tetthetsmålinger

I figur 6.2 har en vist at korrelasjonen mellom organisk cellekarbon og absorbans i fotometeret er lineær, og for beregning av spesifikk veksthastighet (μ) fra en dag til en annen vil fotometrisk måling av celletetthet være tilfredsstillende.

6.5.2 Celletetthet ved høsting

Utfra vekstkurvene har en beregnet som ukegjennomsnitt celletettheten i assymptotisk vekstfase, som vist i fig. 6.3. Disse data illustrerer tydelig hvilken effekt den økende begroing i rennene har på veksten. En får først en økning i alle kar med Al-felt vann og også i kontrollen, noe som kan skyldes en buffring av inhiberende faktorer i innsjøvannet. Dernest følger en jevn nedgang i alle kar over 5-6 uker, størst i kar C med høyest P-nivå, som må skyldes en reduksjon i vekstbegrensende faktor som følge av øket begroing i rennene. Senere svingninger er vanskeligere å tolke, men løsrivning av begroing kan være årsaken.

For Fe- og særlig Ca-felt vann er tendensen motsatt, idet celletettheten er lav de første 4 ukene for siden å øke. Dette tyder på at begroingen i rennene har redusert virkningen av inhiberende faktorer i avløpsvannet.

6.5.3 Veksthastighet i lineær vekstfase

Med hjelp av Norsk Regnesentral har en utviklet et EDB-program som beregner spesifikk veksthastighet fra en dag til en annen i alle dialysepølser, og på grunnlag av alle verdiene fra ett kar beregnes relasjonen mellom veksthastighet og celletetthet. Som forutsagt teoretisk skal μ avta eksponensielt med celletettheten (målt som A), og som vist i fig. 6.4 så passer de eksperimentelle data meget godt inn i en lineær regresjon av typen:

$$\ln \mu_{lin} = a \cdot A + b.$$

Fig. 6.2 Korrelasjon mellom absorbans (A) i fotometer og organisk karbon

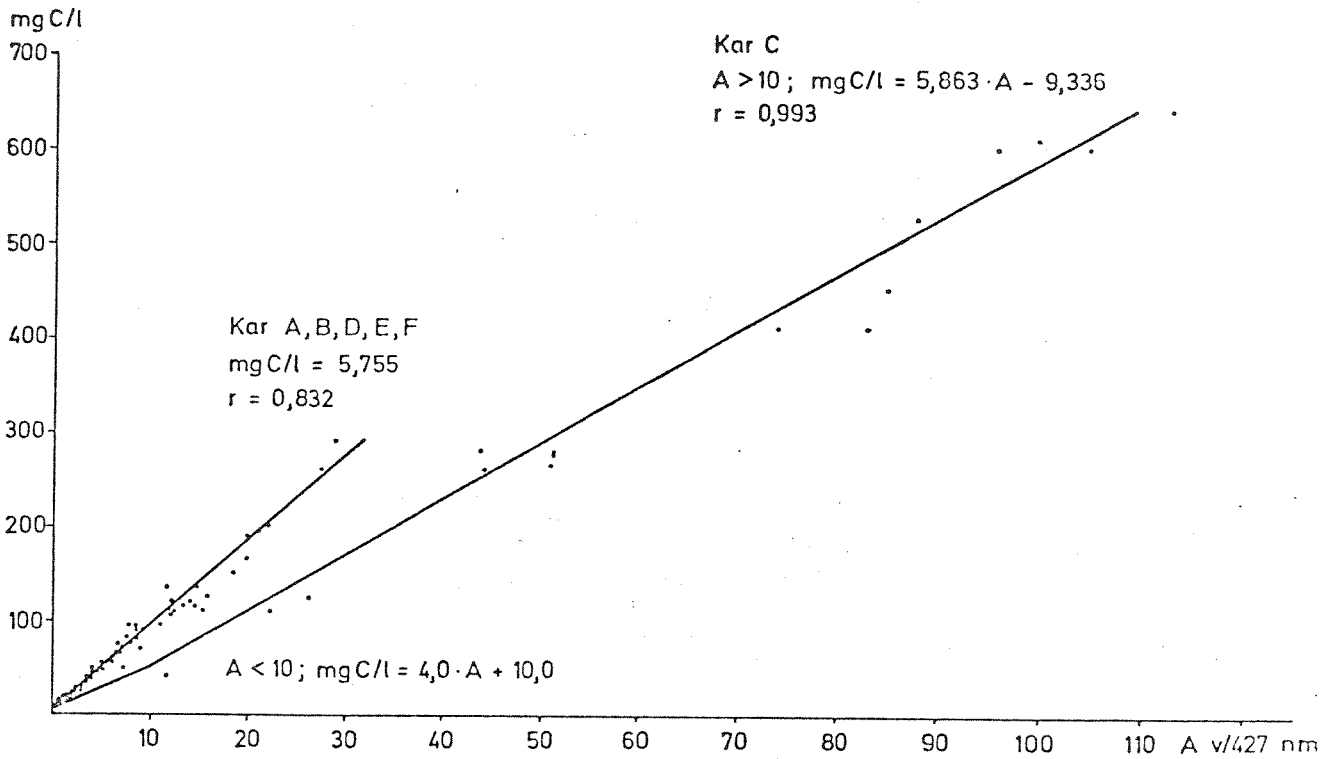
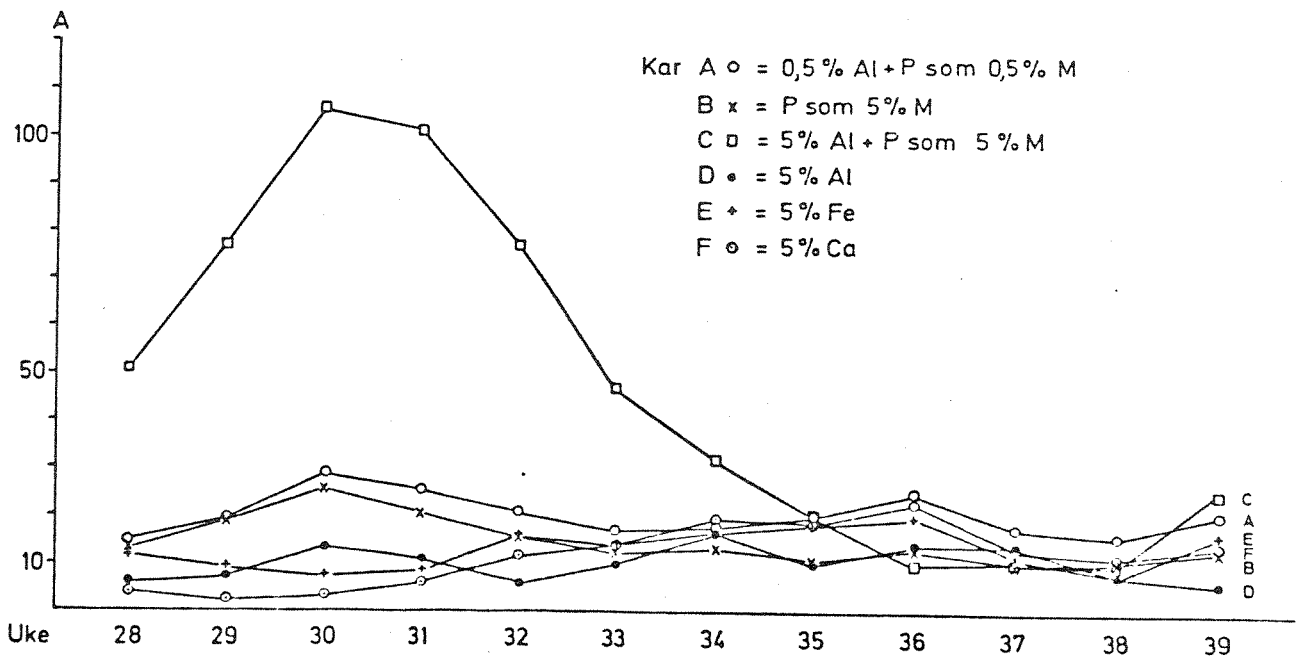


Fig. 6.3 Celletetthet i asymptotisk vekstfase
Ukegjennomsnitt



En har nå fått to konstanter, a og b, som karakteriserer veksten fra en dag til en annen med høy grad av signifikans, velegnet for statistisk analyse mot kjemiske parametre. Dette er forberedt, men av arbeidsmessige grunner enda ikke gjennomført.

Det vil føre for langt å gå inn på tolkningen av konstantenes tallverdi her, men en kan kort si at liten og negativ a representerer rask vekst, stor negativ dårlig vekst, mens positiv a uttrykker retardert vekst.

6.5.4 Døgnvariasjon i veksthastigheten

For å gi et inntrykk av variasjoner i veksthastigheten fra ett døgn til et annet, har en plottet a for hvert enkelt døgn (Fig. 6.5 - 6.10). For bedre å illustrere retardert vekst har en plottet positiv a-verdi også mot $+\infty$. Der hvor antall beregnede μ -verdier er mindre enn 3 er a ikke beregnet.

Det går klart frem av figurene at vekstretardasjon har inntrådt i alle kar nå og da, men hyppigst i kar F med 5% Ca, og dernest i kar D med 5% Al. Variasjonen i veksthastighet er tydelig størst i kar uten P-tilsetning. Disse forhold synes å gjenspeile effekter av slamflukt, pH-variasjoner og variasjoner i fellingseffektivitet. Noen ytterligere diskusjon er ikke mulig før materialet er endelig bearbeidet.

6.5.5 Nivået av klorofyll og ATP

Analyseresultatene er vist i figurene 6.11 og 6.12. I kar B med bare P-tilsetning er det tydelig at høyt P-nivå gir seg utslag i et høyt ATP-nivå, mens klorofyllnivået er tilsvarende lavt. Veksten er trolig N-begrenset. I kar C hvor 5% Al kommer i tillegg, ligger begge nivåer høyt som følge av rask veksthastighet. I de øvrige kar er ATP-nivået langt lavere, trolig som følge av lav veksthastighet. Inhiberende faktorer kan være årsak til lavt klorofyllnivå i karene D, E og F med henholdsvis 5% Al, Fe og Ca.

6.6 Diskusjon

Materialet er enda bare delvis bearbeidet, men de forløpige resultatene synes å demonstrere at in situ forsøk med fyttoplankton i dialysekultur

Fig. 6.4 Grafisk framstilling av relasjonen $\ln \mu_{lin} = a \cdot A + b$ beregnet for 6 døgn i uke 28 (lineær vekstfase) for kar C: 5% Al + P som 5% M

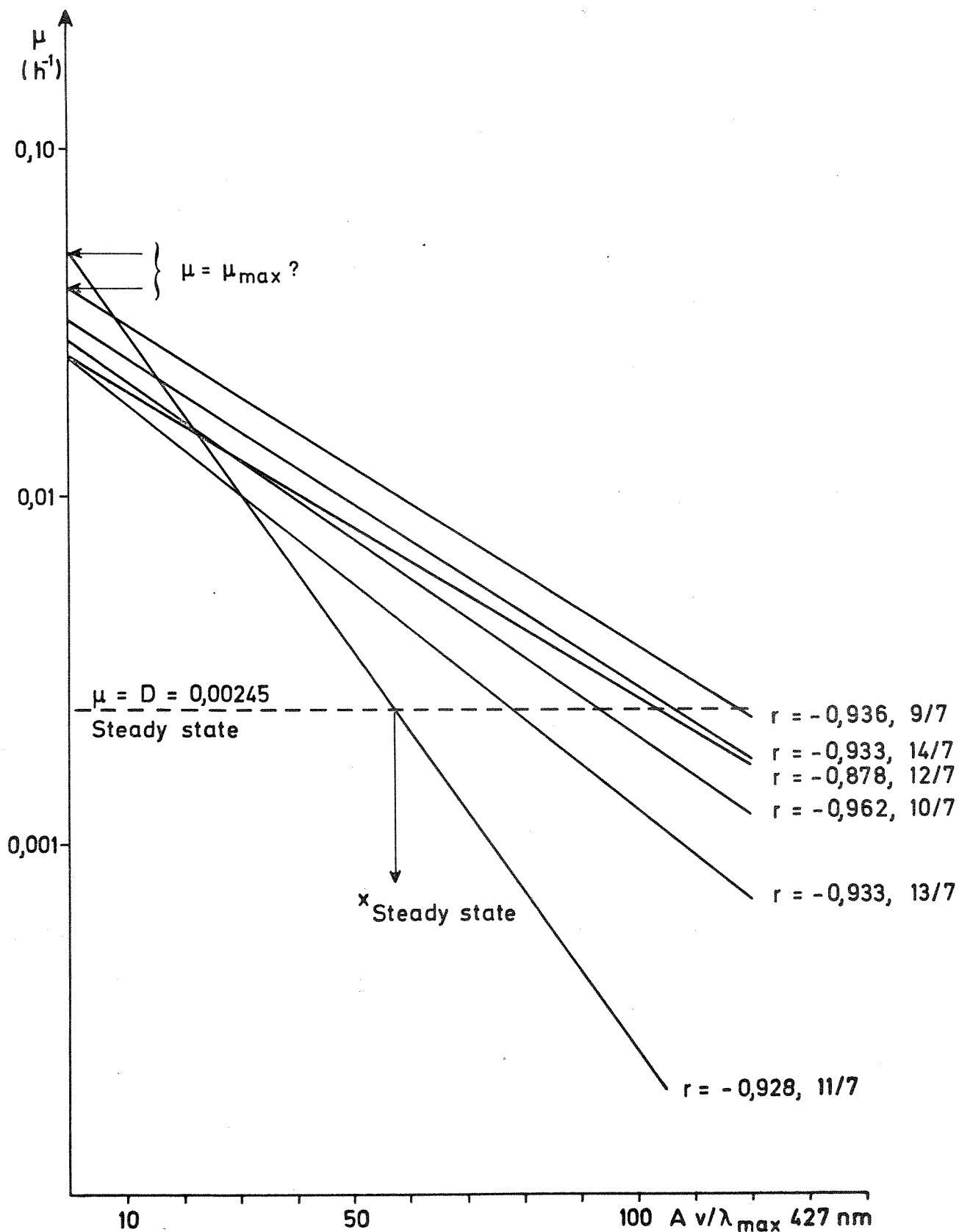


Fig. 6.5 Døgnverdier for vinkelkoeffisienten a i uttrykket for den spesifikke vekst-
hastighet i lineær vekstfase; $\ln \mu_{lin} = a \cdot A + b$

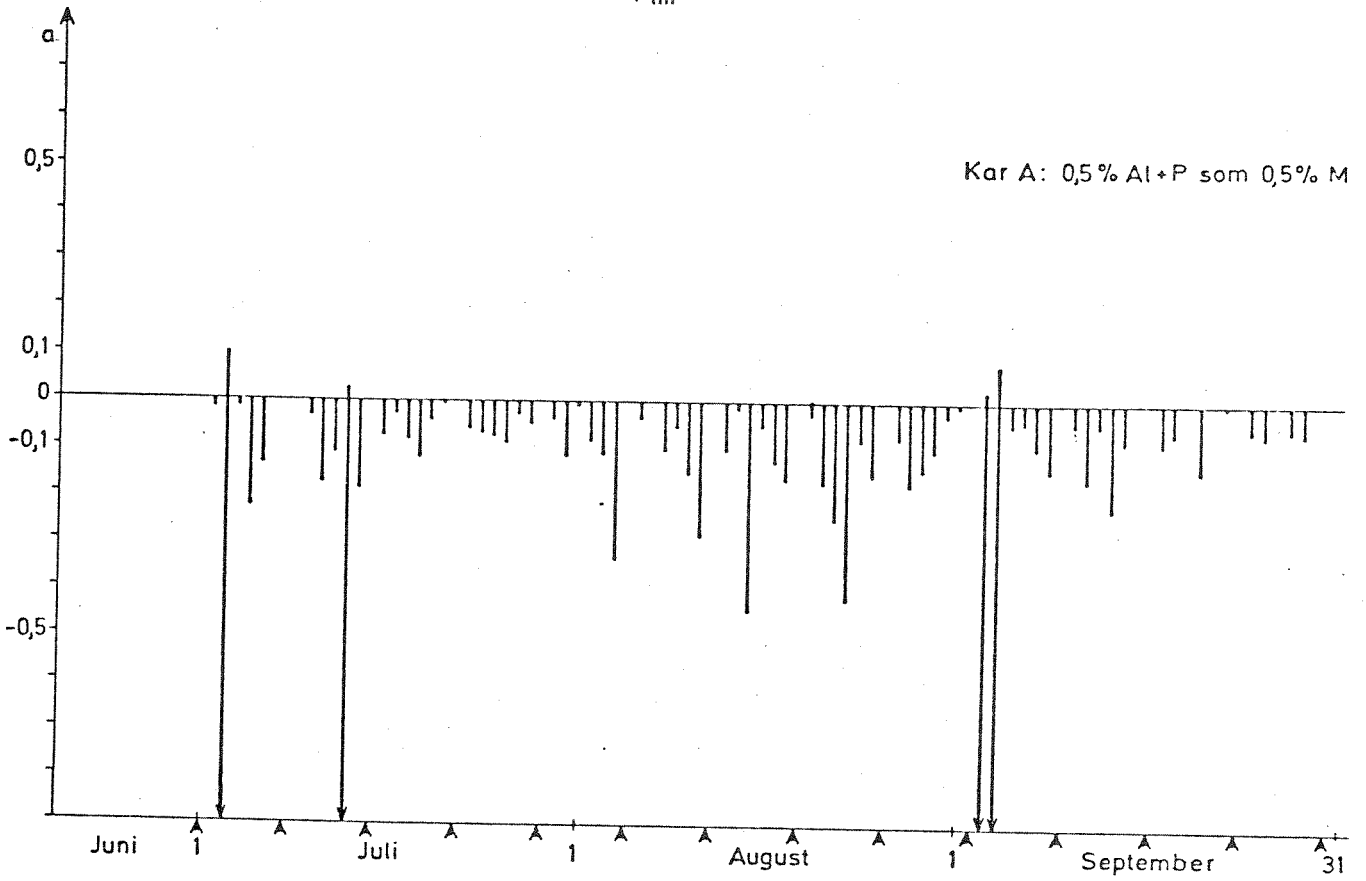


Fig. 6.6

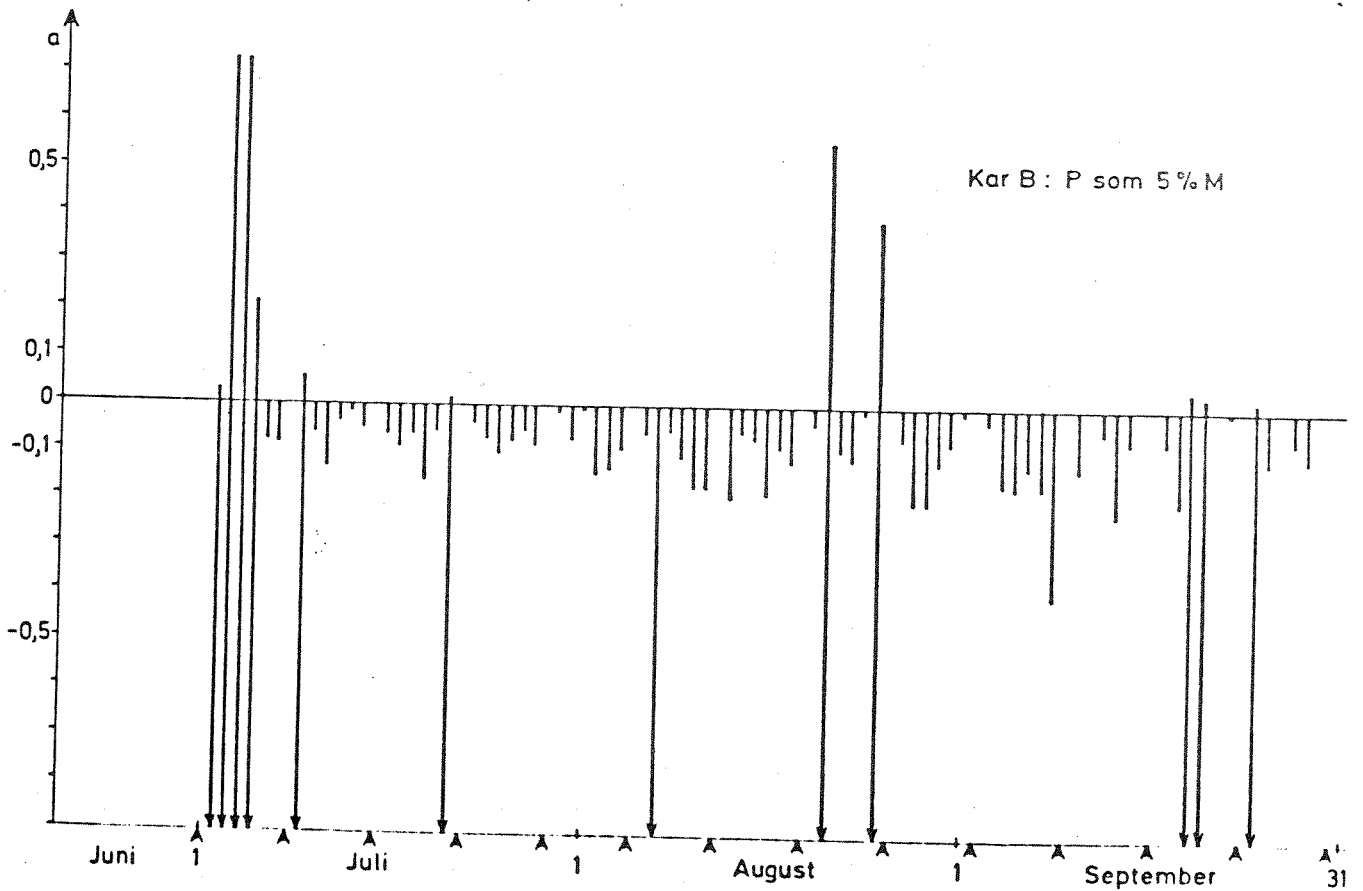


Fig. 6.7 Dögnverdi for vinkelkoeffisienten a i uttrykket for den spesifikke vekst-
hastighet i lineær vekstfase; $\ln \mu_{lin} = a \cdot A + b$

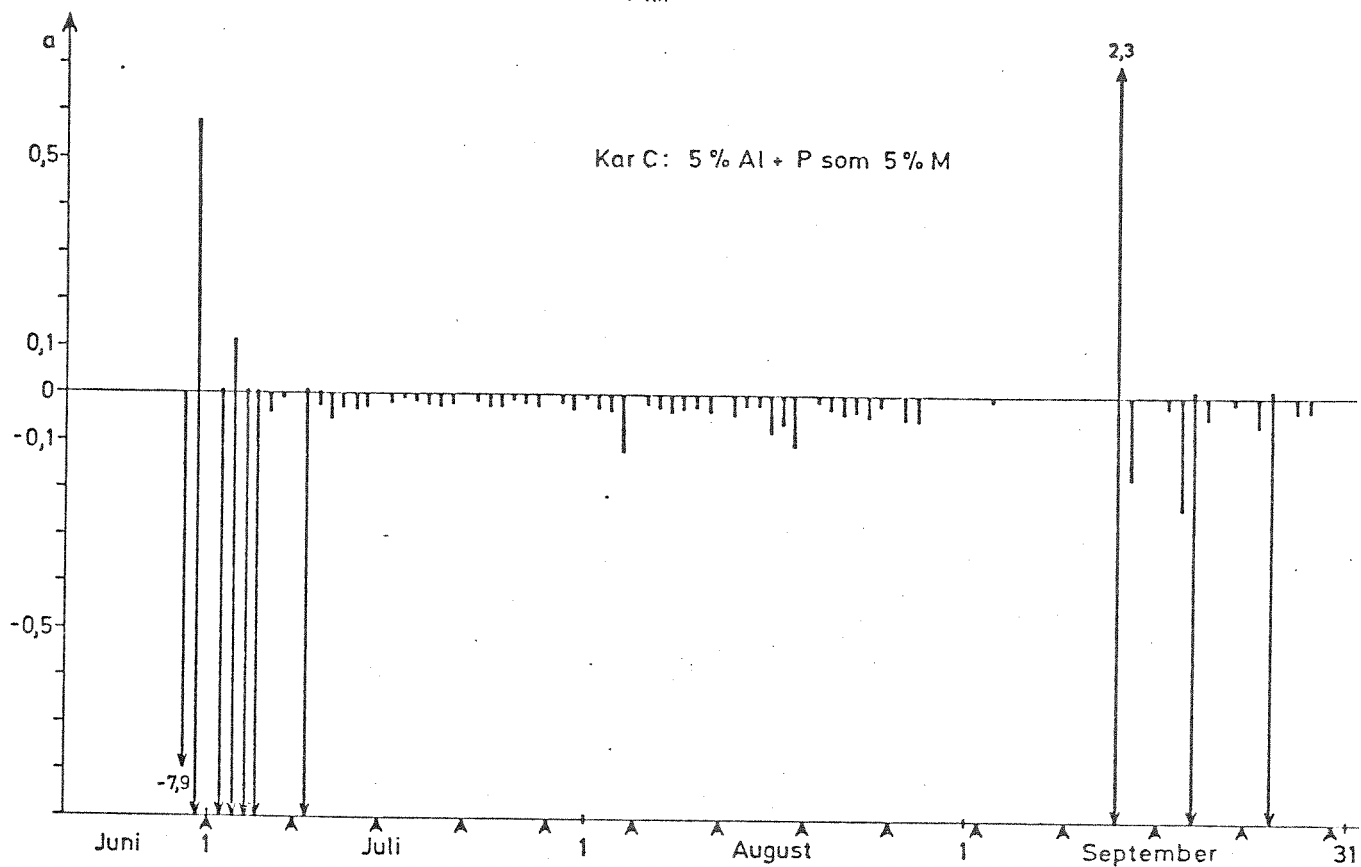


Fig. 6.8

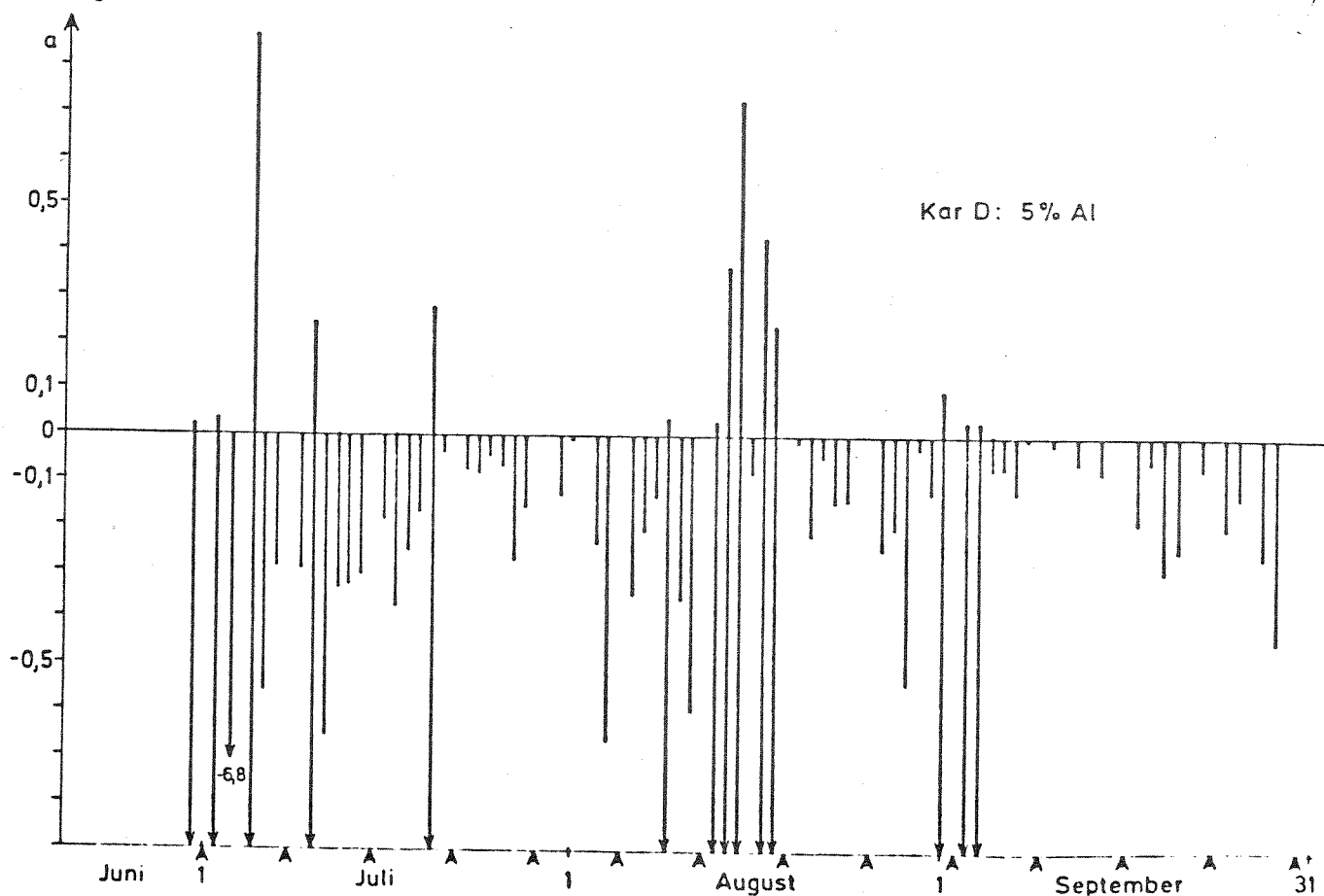


Fig. 6.9 Dögnverdi for vinkelkoeffisienten a i uttrykket for den spesifikke vekst-
hastighet i lineær vekstfase; $\ln \mu_{lin} = a \cdot A + b$

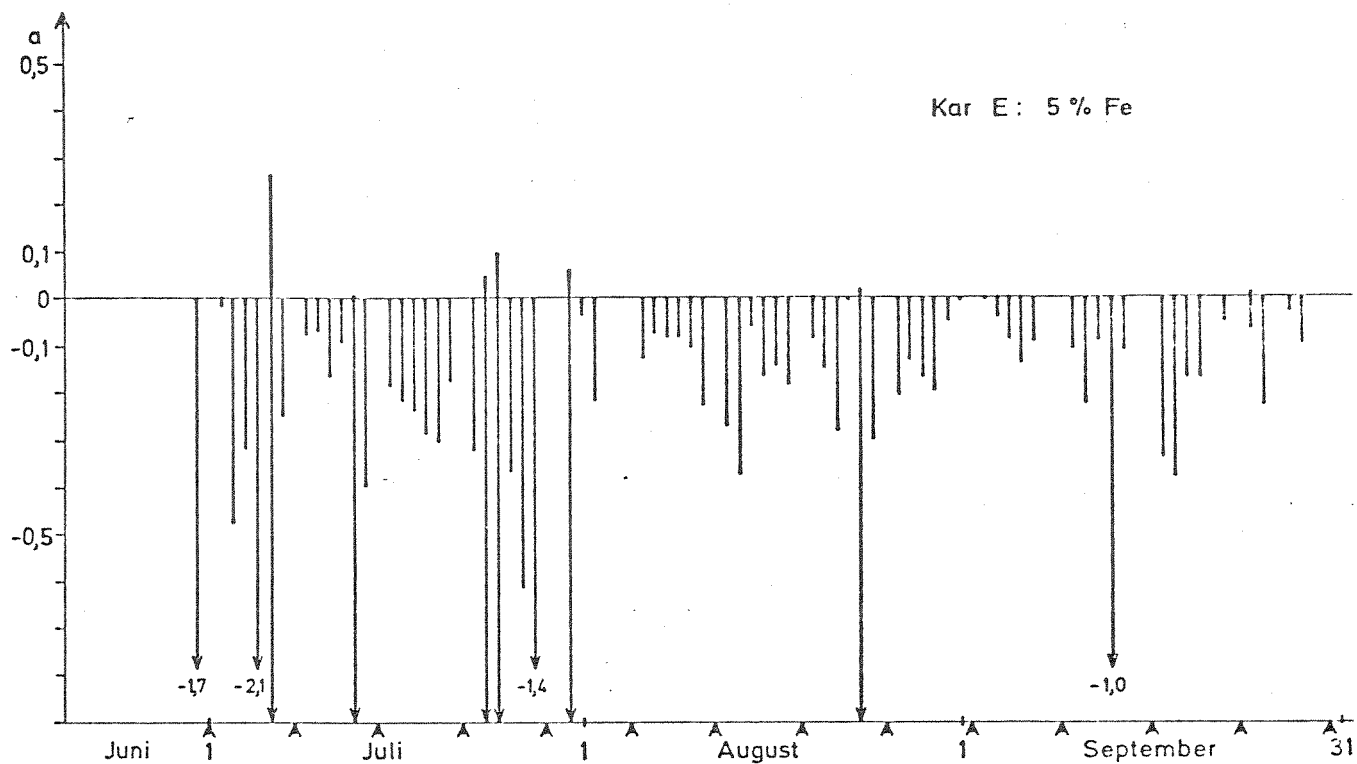
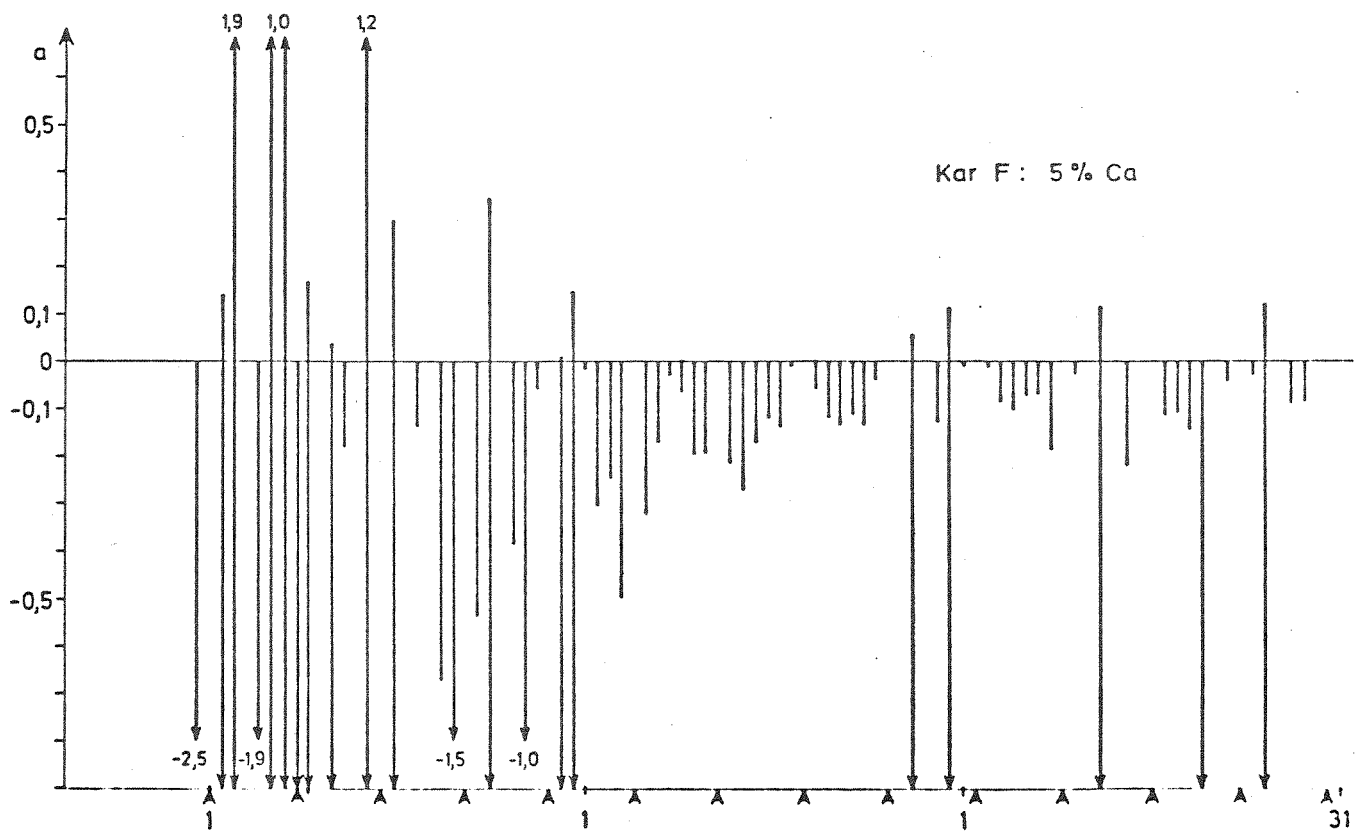


Fig. 6.10



kan gi svært verdifull informasjon utover det en får ved laboratorieforsøk og renneforsøk.

Problemer eksisterer imidlertid, idet faktorer som lys, temperatur og kjemiske faktorer i nedbør også spiller inn. Ved disse forsøkene har en dessuten måttet nøye seg med analyser på effluentene fra renseanleggene, som før de når dialysekarene også passerer begroingsamfunnet i rennene. Dette er et problem ved korrelasjons-analysene, men på den annen side har rennes effekt på vannkvaliteten blitt tydelig demonstrert.

Fig. 6.11 Nivået av ATP i ulike vekstmiljøer

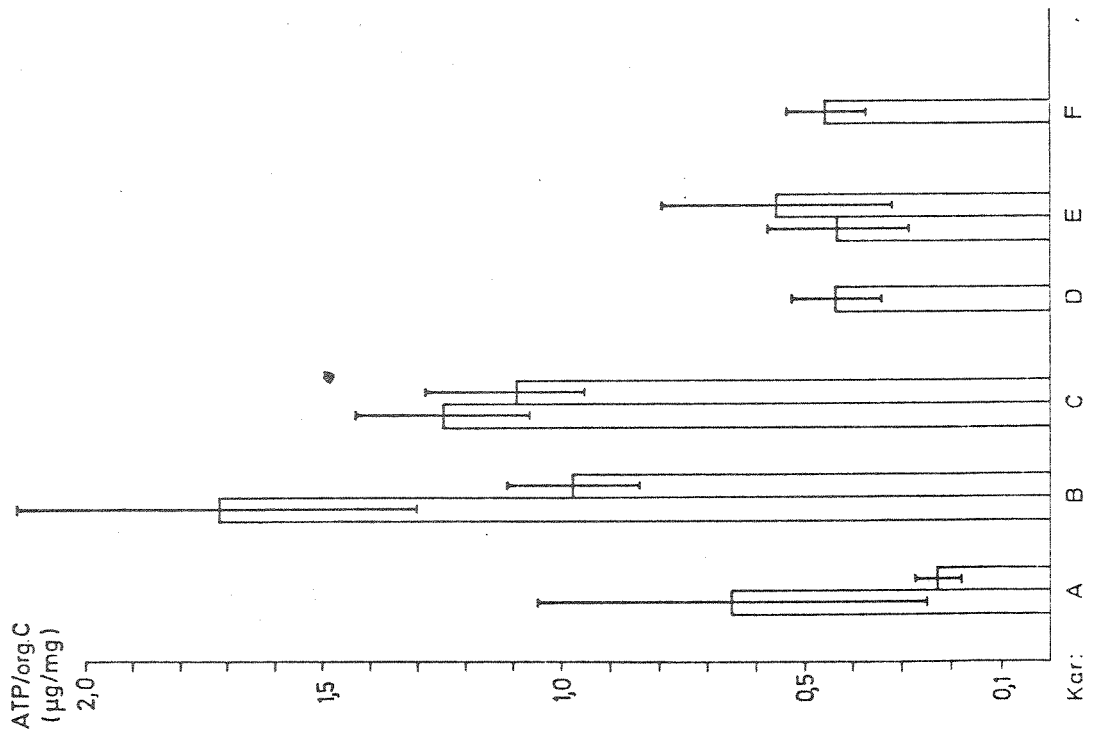
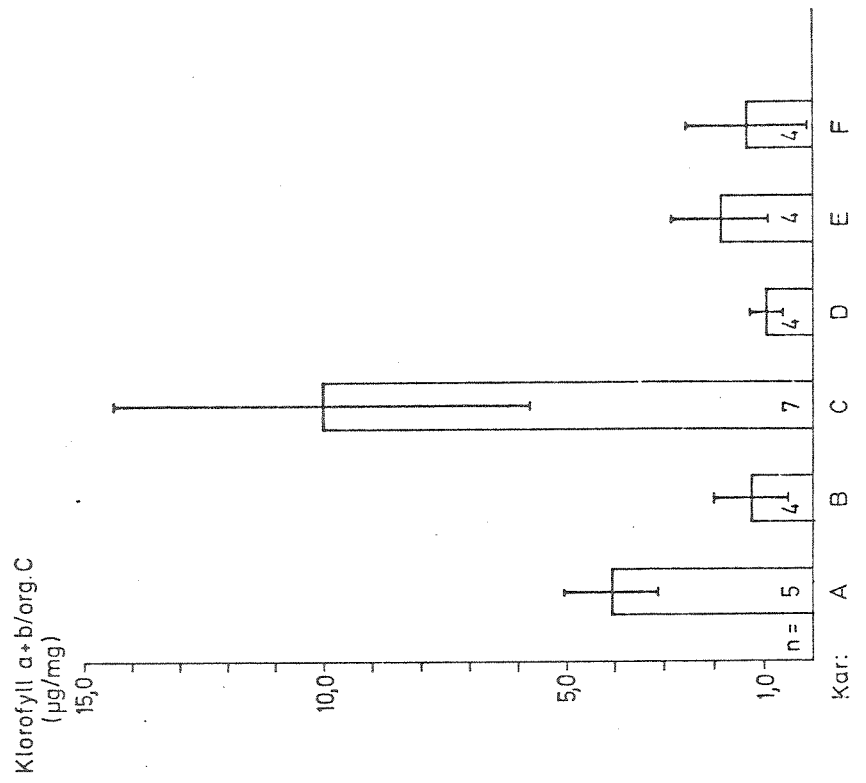


Fig. 6.12 Nivået av klorofyll a+b i ulike vekstmiljøer



7. ALGEKULTURFORSØK

7.1 Algetest på ukeprøver

Algekulturforsøk for bestemmelse av vekstpotensial i rensset avløpsvann ble fortsatt sommeren 1973. Programmet var noe utvidet i forhold til virksomheten i 1972. Blandt annet ble forsøkene utført både i sjøvanns- og ferskvannsresipienter. Det er også gjort forsøk med mindre kulturvolumer for å øke analysekapasiteten.

7.2 Materiale og metoder

Kloakkvann: Følgende typer av kloakkvann ble brukt ved algetestene:
Mekanisk rensset kloakkvann
Kjemisk rensset kloakkvann (aluminiumfellt)
Kjemisk rensset kloakkvann (jernfellt)
Kjemisk rensset kloakkvann (kalkfellt)

Resipientvann: Innsjøvann fra Nordbysjøen (uke 27) og Ryggevatn
(uke 29-30)
Sjøvann fra Oslofjorden (Torkildstranda, Drøbak, 1 m)

Prøvetaking: Døgnprøver av kloakkvannet ble frosset og senere blandet til ukeprøver.
Resipientvannet ble tatt som stikkprøve annen hver uke.

Kjemiske analyser: Analyseprogramm og resultater for kloakkvann- og ferskvannsresipienten er gitt i kapittel 2.
Analyseresultatene for sjøvannsresipienten fra Drøbak er stilt sammen i tabell 7.1.

Tabell 7.1. Kjemiske analyser av sjøvannsresipient.

	PO ₄ -P µg P/l	Tot.-P µg P/l	NO ₃ -N µg N/l	NH ₄ -N µg N/l	Tot. N µg N/l
Uke 29	<2	6	<10	<50	190
" 31	5	6	<10	<50	250
" 33	-	-	-	-	-
" 35	8	10	<10	<50	250
" 37	-	15	30	<50	245
" 39	11	11	20	-	115

Forbehandling: Kloakkvannet ble etter opptining filtrert før blandingen med resipientvann (Whatman GF/C).
Resipientvannet ble også filtrert gjennom glassfiberfilter (Whatman GF/C).

Algetestene ble gjort på følgende blandinger av kloakk- og resipientvann:

<u>Resipient</u>	<u>Innblanding</u>
Ferskvann	+ 5% Mekanisk rensset kloakkvann
"	+ 5% Kjemisk rensset kloakkvann (Al)
"	+ 5% " " " (Fe)
"	+ 5% " " " (Ca)
"	+ 180 µg P/l
"	+ 5% Kjemisk rensset kloakkvann (Al) + 180 µg P/l

Fosfor ble tilsatt vannet som K₂HPO₄

Det filtrerte vannet til algetestene ble fordelt på 2 l glasskolber med 1 liter prøvevolum.

Testalger: Kulturene ble podet med testalgene *Selenastrum capricornutum* (ferskvann) og *Phaeodactylum tricornutum* (sjøvann).
S. capricornutum blir holdt i stamkulturer i 10% Z8. Kulturene er semikontinuerlige ved at algene blir overført i nytt medium hver uke. For å unngå overføring av næringsstoffer fra det relativt næringsrike mediet 5% Z8, blir algene

som brukes til inokulum, førkulturert i en næringsløsning som har en kjemisk sammensetning som mer tilsvarer et "normalt" innsjøvann. Næringsløsningen kalt "Standardresipient" har følgende sammensetning:

Tabell 7.2. Standardresipient; kjemisk sammensetning

K_2HPO_4	0,084 mg/l	P	0,015 mg/l
$NaNO_3$	0,152 "	N	0,300 "
$NaHCO_3$	35 "	Fe	0,015 "
$CaCl_2$	22,5 "	K	2,03 "
$FeCl_3$	0,073 "	Mg	1,01 "
EDTA	0,100 "	SO_4	3,99 "
KCl	3,8 "	Ca	8,13 "
		Na	10,07 "

Overføring av alger til standardresipient ble gjort fra stamkulturene i 10% Z8 hver uke. Inokulum av *S. capricornutum* ble tatt fra 7-14 dager gamle kulturer i standardresipient. *P. tricornutum* ble podet direkte fra stamkulturene i 10% Z8 + sjøvann.

Før poding ble algene sentrifugert og vasket i en oppløsning av 15 mg $NaHCO_3$ /l (*S. capricornutum*) eller filtrert sjøvann (*P. tricornutum*). Alle kulturer ble podet med 1 mill. celler/l.

Inkubering: Kulturene ble inkubert i klimarom $20^{\circ}C$ på gyngebord og med kontinuerlig belysning ca. 6.000 lux.

Telling: Cellene i kulturene ble telt med Coulter Counter til veksten stanset. Det høyeste celleantallet eller celleutbyttet ble bestemt. Dette er et mål på vannets vekstpotensial. I kulturer med lavt celleinnhold er det vanskelig å gjøre nøyaktige tellinger av celleantall med Coulter Counter på grunn av at andre partikler, som for eksempel bakteriefnokker, kan bli registrert ved tellingen. Dette ser ut til å være særlig vanlig ved tester med kloakkvann selv om dette er filtrert. For sikrere verdier ved lave celletall ble derfor alle kulturer med celleutbytte <10 mill. celler/l telt manuelt. (Sedimentering i 2 ml "Trondsenkammer" og telling i omvendt mikroskop).

7.3 Resultat. Ferskvannsresipient

Resultater av algetestene er gitt i tabell 7.3 og figur 7.1 til 7.4.

Resipienten. Fig. 7.1

Vekstpotensialene i resipientvannet var hele tiden lavt med maksimum 2,7 mill. celler/l og middel 1,3 mill/l. Dette er lavere verdier enn foregående år, men dette kan sikkert skyldes den nøyaktigere tellemetoden. Ved tilsetning av 180 µg P økte celleutbyttet sterkt i resipientvannet i uke 27 (160 mill. celler/l). Fra uke 27 til 37 gav imidlertid fosfat-tilsetningen ikke noen økt vekst, og middelverdien i denne perioden er til og med lavere enn i resipientvannet uten tilsetning (1,0 mill. celler/l). Forklaringen til den plutselige forandringen i resipientvannets kvalitet er at det i uke 27 kom fra Nordbysjøen og senere fra Ryggevatn. Vannet fra Nordbysjøen var også kalket og hadde en pH på ca. 6,9. Ryggevatn var surere (pH ca. 5,1), og forsøk har vist at testalgen *Selenastrum capricornutum* ikke vokser ved pH <5,7. At det ikke blir noen vekst i resipientvannet fra Ryggevatn selv ved fosfattilsetning kan altså forklares med den lave pH-verdien.

Kjemisk rensed klovann (A1). Fig. 7.1

Celleutbyttet ved konsentrasjonen 5% aluminiumrenset klovann i ferskvannsresipienten varierte mellom 2,4 og 9,7 mill. celler/l. Middel for perioden var 5,7 mill. celler/l. Dette er 4,4 mill. mer enn i resipienten. Vekstpotensialene var høyest i ukene 37 og 39. Det er ikke mulig å finne noen sammenheng mellom de kjemiske analysene på plantenæringsstoffer og vekstforsøksresultatene. I det kjemisk rensede klovannet kan en vente at algenes vekst blir begrenset av fosfatinnholdet, og det skulle da la seg gjøre å korrelere celleutbyttet med fosfatkonsentrasjonen. Det må være andre faktorer enn fosfatinnholdet som er med å innvirke på vekstpotensialene. Celleutbyttet er også lavere enn ventet ut fra de kjemiske analysene på fosfat. I innsjøvann + 5% Al-renset klovann var middelverdien for ukene 27-41 13 µg PO₄³⁻-P/l. Dette skulle normalt kunne føre til et celleutbytte på 100 mill. celler/l av *Selenastrum capricornutum*.

pH i denne blanding av klovann og resipientvann var ca. 5,9. Det er høyt nok for at algene skal kunne vokse.

Tabell 7:3. Resultat av algetestene.

Uke	27	29	31	33	35	37	39	MV.
Ferskvannsresipient	2,4	0,7	2,7	2,0	1,3	0,5	0,8	1,33 ^x
" " + 180 µg P	160	0,9	2,3	0,8	0,6	0,5	0,9	1,00 ^x
" " + 5% Kjem.(Al)	6,7	2,4	5,0	3,3	9,1	9,7	3,9	5,73
" " + 5% Kjem. (Al) + 180 µg P	3100	720	1140	470	540	1580	630	1169
" " + 5% Kjem.(Fe)	9,8	4,3	1,5	9,0	10,8	5,8	17,3	8,36
" " + 5% Kjem.(Ca)	12,0	4,5	2,6	7,8	6,2	4,1	5,4	6,09
" " + 5% Mek.	1960	750	640	1470	1130	1700	2030	1380
Sjøvannsresipient		26	52	127	26	244	248	122
" " + 180 µg P		21	144	138	38	220	214	129
" " + 1% Kjem.(Al)		133	380	260	350	540	480	537
" " + 5% Kjem.(Al)		258	410	309	660	1250	490	563
" " + 5% Kjem.(Al) + 180 µg P		1370	1800	2310	1480	1320	2230	1752
" " + 5% Kjem.(Fe)		265	420	306	480	680	620	461
" " + 5% Kjem.(Ca)		118	450	296	390	510	600	394
" " + 1% Mek.		250	400	450	450	720	790	510
" " + 5% Mek.		1250	1460	1670	1930	2640	2780	1955

x) Uke 27 ikke tatt med ved beregningen.

Ved tilsetning av 180 µg P til kulturene med 5% aluminiumrenset kloakkvann økte veksten kraftig (fig 7.2). Middelerdien for celleutbytte i kulturene med fosfertilsetning er 1170 mill. celler/l. Dette viser at det er fosfat som er det viktigste begrensende næringsstoffet i det kjemisk rensede kloakkvannet. Etter fosfertilsetningen er vekstpotensialen omtrent den samme som i mekanisk rensed kloakkvann.

Kjemisk rensed kloakkvann (Fe). Fig. 7.1.

I 5% jernrensed kloakkvann varierte celleutbyttet mellom 1,5 og 17,3 mill. celler/l. Middelerdien er 8,4 mill. celler/l. Dette er altså noe høyere enn for det aluminiumrensede kloakkvannet. Middelerdien for fosfatinnhold er også høyere i det jernrensede vannet, men heller ikke her ser det ut til å være noe sammenheng mellom celleutbyttet og det kjemisk analyserte fosfatinnholdet. Likevel er det grunn til å anta at det også i det jernrensede avløpsvannet er fosfat som er den vekstbegrensede faktoren.

Kjemisk rensed kloakkvann (Ca). Fig. 7.1.

I 5% kalk-rensed kloakkvann varierer celleutbyttet mellom 2,6 mill./l og 12 mill./l. Middelerdien, 6,1 mill. celler/l, ligger mellom verdien for det jernrensede og det aluminiumrensede kloakkvannet. Den høyeste vekstpotensialen er fra uke 27. Denne uken er også fosfatinnholdet i kloakkvannet høyest, men ellers er det vanskelig å spore noen sammenheng mellom den analyserte fosfatkonsentrasjonen og vekstpotensialen også i det kalkrensede kloakkvannet.

Mekanisk rensed kloakkvann. Fig. 7.2.

I 5% mekanisk rensed kloakkvann varierer celleutbyttet fra 640 mill. celler/l i uke 31 til 2030 mill. celler/l i uke 39. Middelerdien for alle testene er 1380. Vekstpotensialen er her altså ca. 200 ganger høyere enn i det kjemisk rensede kloakkvannet. Da forholdet N/P i det mekanisk rensede kloakkvannet i middel er ca. 1/3,6, kan man vente at nitrogenforbindelsene blir vekstbegrensede. Om man plotter økningen i celleutbytte i resipienten ved tilsetning av 5% mekanisk mot tilskuddet av nitrogenforbindelser ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$), finner man at punktene grupperer

seg noenlunde langs en linje hvor celleutbyttet/ $\mu\text{g N}$ er ca. 1,4 mill. celler. Se fig. 7.5. Dette stemmer overens med analyser av nitrogeninnhold i *Selenastrum capricornutum* som er dyrket i 5% Z8. Det er funnet at en celle inneholder ca. $0,7 \cdot 10^{-6}$ $\mu\text{g/celle}$.

7.4 Sjøvannsresipient

Resipienten. Fig. 7.3.

Celleutbyttet i sjøvannsresipienten øker i undersøkelsesperioden fra 26 mill. celler/l til 248 mill. celler/l Uke 35 avviker fra denne trenden med et lavt celleutbytte, 35 mill. celler/l. Middelerverdi for perioden er 122 mill. celler/l *Phaeodactylum tricorneratum*. Tilsetning av 180 $\mu\text{g P}$ til sjøvannsresipienten gav kun i uke 31 et økt vekstpotensial (Fig. 7.4). Middelerverdien er 129 mill. celler/l, altså stort sett det samme som i resipienten uten tilsetning. Fosfor er altså ikke begrensende for algeveksten i sjøvannsresipienten. Det går frem av de kjemiske analysene at nitrat- og ammoniumkonsentrasjonene er lave (se tabell 7.1), særlig frem til uke 35. Det er derfor sannsynlig at nitrogen har vært vekstbegrensende og at økningen i vekstpotensial i undersøkelsesperioden henger sammen med en økt nitratkonsentrasjon.

Kjemisk rensset kloakkvann (A1). Fig. 7.3.

Det aluminiumrensede kloakkvannet ble testet i to konsentrasjoner, 1% og 5%, i sjøvannsresipienten.

Ved den lavere konsentrasjonen varierte celleutbyttet fra 133 mill. til 540 mill. celler/l. Den laveste verdien er fra uke 29 og den høyeste fra uke 37. Middelerverdien er 357 mill. celler/l. Ved innblandingen av 5% kloakkvann var det laveste celleutbyttet 258 mill. (uke 29) og det høyeste 1250 mill. (uke 37).

Til tross for at fosfor ikke var begrensende i resipienten, må man regne med at fosfat blir vekstbegrensende ved innblanding av en viss mengde kjemisk rensset kloakkvann. Variasjonene i celleutbytte i vekstforsøkene i kjemisk rensset kloakkvann burde da vise hvordan fosfatinnholdet har variert. Vekstforsøkene tyder på at fosfatinnholdet stort sett økte fra uke 29 til uke 37, for så å minke igjen i uke 39. Det lave fosfatinnholdet som kjemianalysene viser i uke 31, har ikke gitt utslag i vekst-

forsøkene, men ellers tyder kjemianalysene på det samme som vekstpotensialmålingene. Til tross for det mye lavere celleutbyttet i ferskvann + 5% kjemisk (Al), varierer det etter samme mønster som i sjøvann + 5% kjemisk (Al).

Kjemisk rensset kloakkvann (Fe). Fig. 7.3.

Celleutbyttet i 5% jernresnet kloakkvann varierer fra 265 mill. celler/l i uke 29 til 680 mill. i uke 37. Middelerdien er 461 mill. celler/l. Dette er lavere enn i aluminiumrenset kloakkvann, og variasjonene i perioden er også mindre, til tross for at fosfatanalysene viser et kraftig sprang fra uke 33 til uke 35. Vekstpotensialen er blitt noe høyere i ukene 35 til 39 enn tidligere, men økningen tilsvarer ikke den store forandringen i fosfatkonsentrasjonen som analysene angir.

Kjemisk rensset kloakkvann (Ca). Fig. 7.3.

I 5% kalk-renset avløpsvann varierer celleutbyttet i sjøvannsresipienten fra 118 mill. celler/l i uke 29 til 600 mill. i uke 39. Middelerdien er 394 mill. celler/l, hvilket er lavere enn for både aluminium- og jernrenset kloakkvann. Det kalkrensede avløpsvannet har også de laveste analyseverdiene for fosfat. Variasjonene i vekstpotensialen stemmer imidlertid dårlig overens med fosfatverdiene.

Mekanisk rensset kloakkvann. Fig. 7.4.

To forskjellige konsentrasjoner, 1% og 5%, av det mekanisk rensede kloakkvannet ble testet i sjøvannsresipienten.

Ved konsentrasjonen 1% varierte celleutbyttet mellom 250 mill. celler/l (uke 29) og 790 mill. celler/l (uke 39). Middelerdien er 510 mill. celler/l, hvilket er noe lavere enn for 5% kjemisk (Al) i samme resipient.

Også ved den høyere konsentrasjonen (5%) øker celleutbyttet i den undersøkte perioden fra 1250 mill. celler/l i uke 29 til 2780 mill. i uke 39. Middelerdien er 1955 mill. celler/l.

Ved å plote økningen i celleutbytte i resipienten ved tilsetning av 1% og 5% mekanisk mot tilført mengde nitrat og ammonium, kan man konstatere at

korrelasjonen er god (se fig. 7.5). Celleutbyttet er ca. 2,4 mill. celler/ μg N, hvilket innebærer et nitrogeninnhold på ca. $4,3 \cdot 10^{-7}$ μg N/celle.

Økningen i celleutbytte i sjøvannsresipienten er proporsjonal med tilsetningen av mekanisk rensed kloakkvann. I fig. 7.6 er middelveidene for celleutbytte i 1% og 5% mekanisk og kjemisk rensed kloakkvann (A1) satt opp mot konsentrasjonene. Celleutbyttet i resipientvannet er trukket fra. Man kan se at vekstpotensialen øker linjært fra 0-5% tilsetning av mekanisk rensed kloakkvann. I det kjemisk rensede kloakkvannet er forholdet ikke linjært i hele intervallet. Hvis man forutsetter at økningen er linjær mellom 1% og 5% tilsetning og forlenger denne linjen så den treffer linjen for mekanisk rensed kloakkvann, kommer skjæringspunktet til å ligge ved konsentrasjonen 0,5%. Dette innebærer sannsynligvis at i konsentrasjoner fra 0-0,5% gir en tilsetning av mekanisk rensed og kjemisk rensed kloakkvann samme økning i vekstpotensial i sjøvannsresipienten. Over 0,5% innblanding gir mekanisk rensing et høyere celleutbytte enn tilsvarende mengde kjemisk rensed kloakkvann. Forklaringen til dette fenomen er sannsynligvis at i resipienten er nitrogen begrensende. Ved tilsetning av små mengder kjemisk rensed kloakkvann øker derfor celleutbyttet proporsjonalt med nitrogentilførselen fra kloakkvannet. Da N/P-forholdet i det kjemisk rensede kloakkvannet er høyt, kommer man ved ca. 0,5% innblanding til et punkt hvor fosforoverskuddet i resipienten ikke lenger strekker til og fosfor blir begrensende. Ved høyere konsentrasjoner enn 0,5% kjemisk rensing øker da celleutbyttet proporsjonalt med den tilsatte mengde fosfor. I det mekanisk rensede kloakkvannet er fosforinnholdet så høyt at nitrogen hele tiden blir begrensende. Celleutbyttet øker derfor med nitrogentilførselen helt fra 0 til 5% innblanding.

I fig. 7.7 er alle enkeltobservasjonene behandlet på samme måte som middelveidene i fig. 7.6. Dette er gjort for å vise at bildet hele tiden er det samme som ble beskrevet for middelveidene. Skjæringspunktet for linjene flytter seg imidlertid en del på grunn av variasjoner i resipient- og kloakkvannets sammensetning. Konsentrasjonen av kloakkvann ved skjæringspunktet varierer mellom 0,3 og 0,9 %.

7.5 Forsøk med minikulturer på døgnprøver.

For å øke kapasiteten for algetestene ble det i tillegg til de nå beskrevne vekstforsøkene gjort en del forsøk med mindre kulturvolumer i reagensglass. De innledende forsøkene ble gjort med *Selenastrum capricornutum* i standard-resipient med innblanding av kloakkvann fra døgnprøver av avløpsvann fra renseanlegget. Overensstemmelsen mellom parallelle forsøk ble imidlertid meget dårlig, og sjøvannsalgen *Phaeodactylum* ble brukt i de fortsatte forsøkene. Som resipient ble da brukt vann fra 40 m dyp ved biologisk stasjon i Drøbak.

7.6 Materiale og metoder.

Kloakkvann: Det ble brukt døgnprøver fra kloakkrenseanlegget på Kjeller. Følgende blandinger ble testet:

Resipientvann + 5% kjemisk rensset kloakkvann (Al)
Resipientvann + 5% " " " (Fe)
Resipientvann + 5% " " " (Ca)
Resipientvann + 5% mekanisk rensset kloakkvann

Resipientvann: Filtrert sjøvann fra 40 m dyp i Drøbaksundet. Samme vannprøve ble brukt hele tiden.

Prøvetaking: Døgnprøver av avløpsvannet ble frosset.

Kjemiske analyser: De filtrerte døgnprøvene ble analyser for fosfat.

Forbehandling: Resipientvann og kloakkvann ble filtrert gjennom glassfiberfilter Wathman GF/C før blandingen.

Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*. Podingen skjedde på samme måte som er beskrevet for ukeprøvene, men utgangstetthet var 5 mill. celler/l.

Inkubering: Kulturene (10 ml) i reagensglass (Jena) ble plassert på skrå på et gyngebord og lukket med plastkapsler. Se fig. 7.8.
Belysningen var kontinuerlig 6000 lux og temperaturen 20°C.

Telling: Kulturene ble tallet med Coulter Counter etter 14 dager.

7.7 Resultater.

Celleutbyttet i algekulturene - celleutbyttet i resipientvannet er tegnet i fig. 7.9 - 7.12. I de samme figurene er variasjonene i fosfatinnhold i det ufortynnede kloakkvannet tatt med til sammenlikning.

Celleutbyttet i resipientvannet var ganske konstant. Minimumsverdien var 128 mill. ciller/l og maksimumsverdien 150 mill. celler/l. Middell: 138 mill./l.

Vekstpotensialet i 5% aluminiumrenset vann øker stort sett hele tiden fra 18/7 til 31/8. Middellverdi for perioden er 478 mill. celler/l. Fosfatinnholdet økte også noe frem til 8/8, men deretter synker det igjen.

I 5% jernrenset avløpsvann er celleutbyttet noe lavere, 473 mill. celler/l. Vekstpotensialen øker i undersøkelsesperioden på samme måte som i det aluminiumrensede kloakkvannet. Fosfatinnholdet varierer også som i det aluminiumrensede vannet med en topp rundt 8/8.

Celleutbyttet i 5% kalkrenset vann er lavere enn de andre kjemisk rensede. Middellverdien er 346 mill. celler/l. I perioden 18/7 til 10/8 var celleutbyttet lavt. Deretter fulgte en periode med høyere vekstpotensial frem til 22/8. Fra 23/8 til 31/8 var celledallet igjen lavere. Variasjonene i fosfatinnhold stemmer også dårlig med resultatet av vekstforsøkene for det kalkrensede avløpsvannet. Det er imidlertid sannsynlig at det er det lavere fosfatinnholdet i dette vannet som er årsaken til at også vekstpotensialet er lavere enn i aluminium- og jernrenset vann.

I det mekanisk rensede kloakkvannet var middellverdien for celleutbyttet 1280 mill. ciller/l. Det er en tydelig økning fra 18/7 til 26/8. Ukeprøvene fra samme periode (uke 29-35) viste også en markert økning. Dette henger tydeligvis sammen med at nitrogeninnholdet har økt.

7.8. Diskusjon.

Vekstpotensialmålingene har vist at forskjellen i næringsinnhold i forskjellige typer av rensed kloakkvann er stor. Effekten av en viss type kloakkvann i en resipient er også sterkt avhengig av resipientvannets sammensetning. Middelerdier for vekstpotensialen i ukeprøvene er fremstilt i fig. 7.12 og 7.14. I ferskvannsresipienten er forholdet i celleutbytte mellom de forskjellige avløpsvann Mek/kjem (Fe)/Kjem.(Ca)/Kjem.(Al) = 240/1,5/1,1/1,0.

I sjøvannsresipienten er forholdet Mek/Kjem.(Al)/Kjem.(Fe)/Kjem.(Ca) = 4,9/1,4/1,2/1,0. Det absolute celleutbyttet kan selvfølgelig ikke sammenliknes da forskjellige testalger er brukt i de to resipientene.

Celleutbytte i det kjemisk rensede kloakkvannet er i ferskvannsresipienten lavere enn man kunne vente. Forskjellen mellom kjemisk rensed og mekanisk rensed vann er meget større enn fosfatinnholdet skulle tilsi. Det er imidlertid tydelig at filtreringen av kloakkvannet før algetestene medvirker til å gi et altfor lavt vekstpotensial i det kjemisk rensede avløpsvannet. I fremtiden må det overveies å bruke en annen form for forbehandling av kloakkvannet.

På grunn av det meget lave celleutbyttet i kjemisk rensed avløpsvann i ferskvannsresipienten er det ikke mulig med sikkerhet å vurdere de forskjellige fellingskjemikaliene. Forskjellen i celleutbytte kan ikke forklares av fosfatinnholdet. At det er fosfor som begrenser veksten i disse kulturene viser imidlertid resultatene ved tilsetning av fosfat. Celleutbyttet i det kjemisk rensede avløpsvannet (Al) blir da av samme størrelsesorden som i mekanisk rensed kloakkvann.

7.9 Sammenfatning

Av forsøkene med algetester av kloakkvann fra Kjeller i 1973 synes det å være mulig å trekke følgende konklusjoner:

1. Forandringer i vekstpotensial ved innblanding av kloakkvann er avhengig av sammensetningen av både kloakkvannet og resipientvannet.

2. 5% mekanisk rensed kloakkvann gir et mye høyere vekstpotensial i den undersøkte ferskvanns- og sjøvannsresipienten enn 5% kjemisk rensed kloakkvann.
3. Det er liten forskjell mellom vekstpotensial i de tre typene av kjemisk rensed kloakkvann. I ferskvann er $Fe > Ca > Al$ i sjøvann er rekkefølgen $Al > Fe > Ca$.
4. Kjemisk rensed kloakkvann gir en større økning av vekstpotensialen i sjøvannsresipienten enn i ferskvannsresipienten. Dette kan forklares med at nitrogen er begrensende i sjøvannsresipienten og fosfor i ferskvannsresipienten.
5. I konsentrasjoner $< ca. 0,5\%$ gir mekanisk rensed og kjemisk rensed (Al) kloakkvann sannsynligvis samme celleutbytte i sjøvannsresipienten.
6. Celleutbyttet i kulturene med mekanisk rensed kloakkvann viser god korrelasjon med innholdet av oppløste uorganiske nitrogenforbindelser (NO_3 , NO_2 , NH_4) i kloakkvannet.
7. Det er dårlig sammenheng mellom fosfatanalyser og celleutbytte i det kjemisk rensede kloakkvannet.
8. Særlig i det mekanisk rensede kloakkvannet øker næringsinnholdet i perioden uke 29 til uke 39.
9. Ved tilsetning av $180 \mu g P/l$ til kulturene med 5% kjemisk rensed kloakk (Al) blir vekstpotensialen av samme størrelsesorden som i 5% mekanisk rensed avløpsvann.
10. Det er mulig å utføre algetestene i mindre volumer. Resultatene med 10 ml-kulturene i sjøvann stemmer godt overens med resultatene i 1 liter-kulturene. Påliteligheten er imidlertid vanskelig å vurdere da det er så liten sammenheng mellom fosfatinnhold og celleutbytte i det kjemisk rensede kloakkvannet.

11. For å få et mer pålitelig bilde av gjødslingseffekten av kjemisk rensset kloakkvann, bør en annen forbehandling enn bare filtrering foretas. En undersøkelse av fil.kand. Mats Löfgren har vist at man ved å autoklavere kloakkvannet (A1-rensset) før filtreringen, får frigjort den partikulært bundne fosfor i omtrent samme grad som algene klarer å tilgodegjøre seg dem i ufiltret kloakkvann. Celleutbyttet blir da omtrent likt i autoklavert-filtret kloakkvann som i ufiltret kloakkvann (NIVA A2-04 1974. Algekultur-test på kjemisk rensat avløppsvatten).

STK/IBO
11/6-1974

Fig.7.1 Vekstpotensial i kjemisk rensert avløpsvann og ferskvannsresipient. Testalge: *Selenastrum capricornutum*

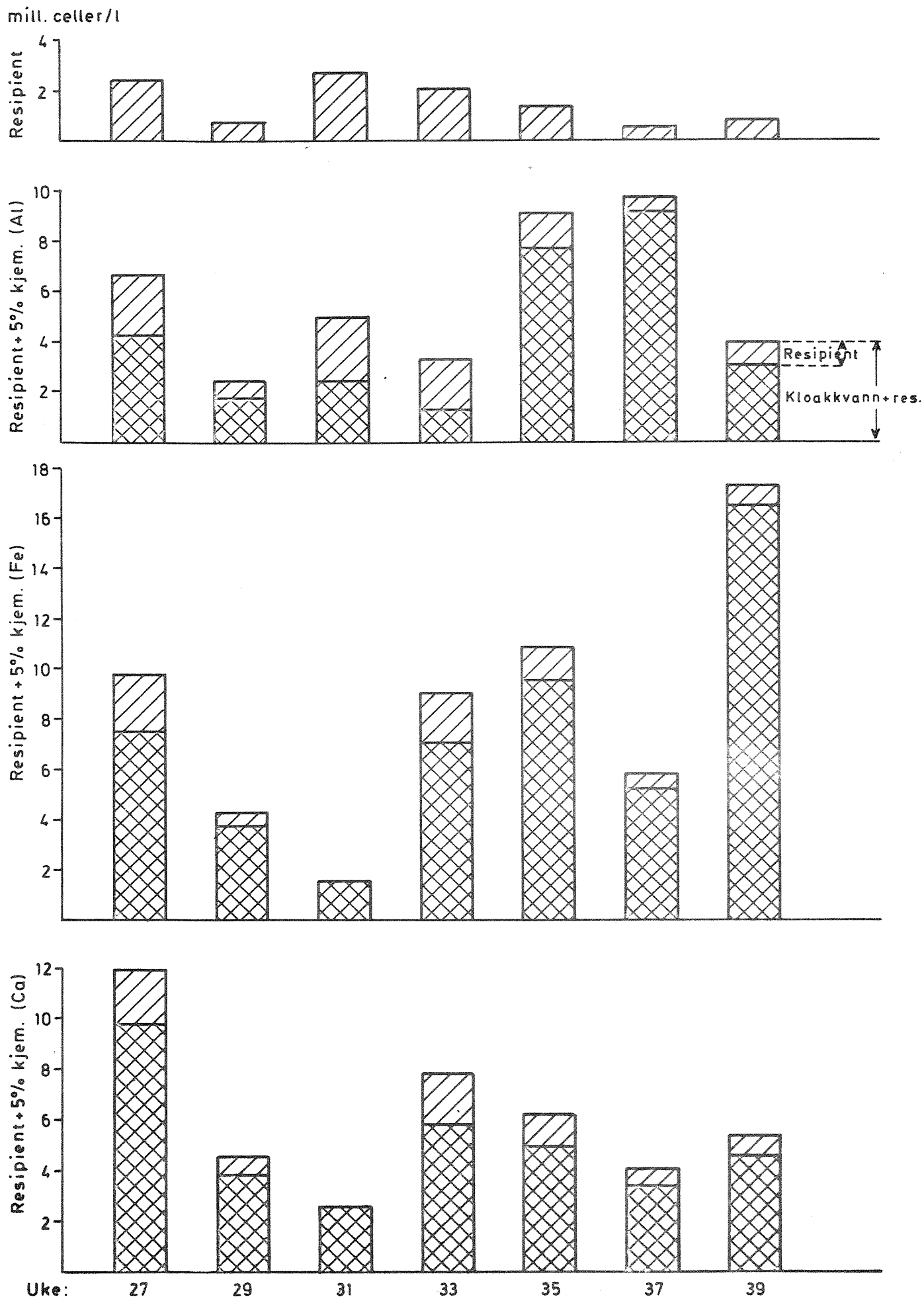
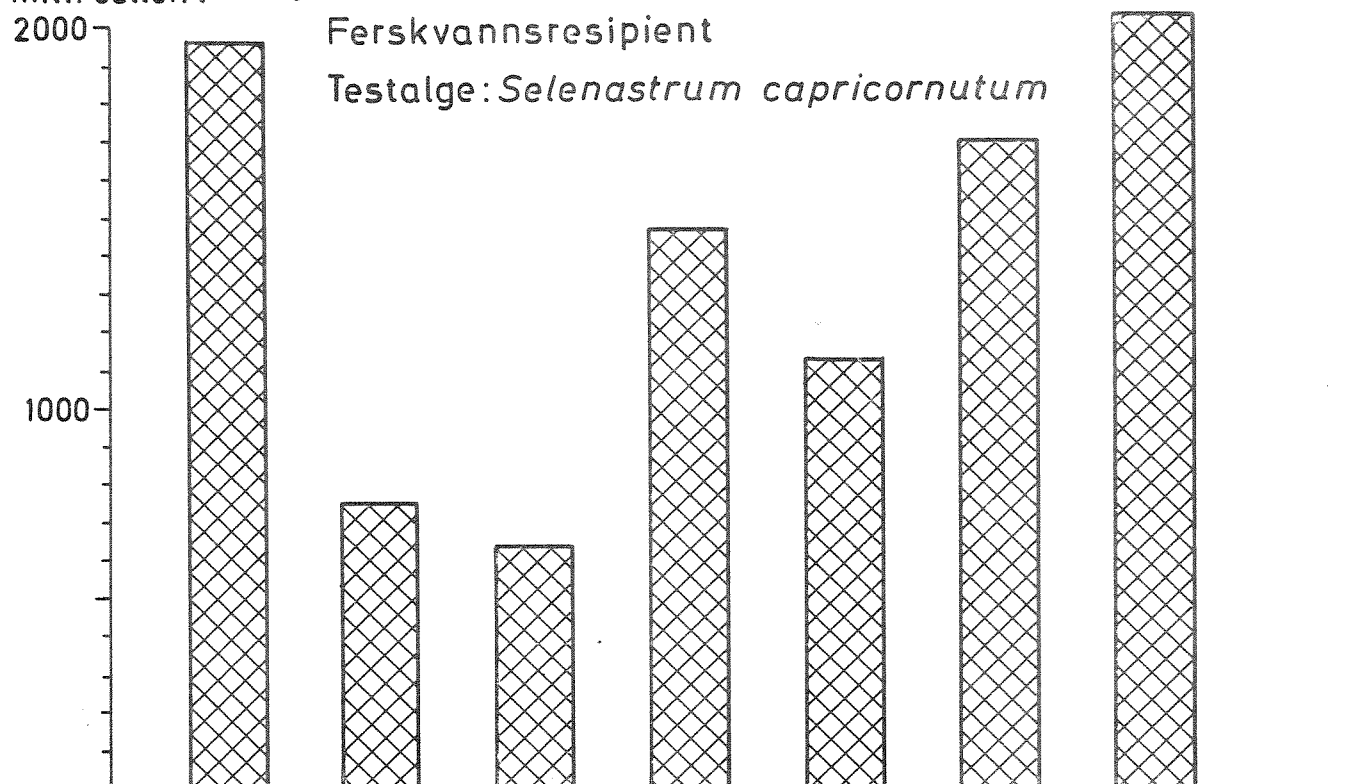


Fig.7.2 Vekstpotensial i mekanisk rensed avløpsvann og kjemisk rensed avløpsvann (Al)+180µg P

mill. celler/l

Ferskvannsresipient

Testalge: *Selenastrum capricornutum*



mill. celler/l

3000

2000

1000

Uke:

27

29

31

33

35

37

30

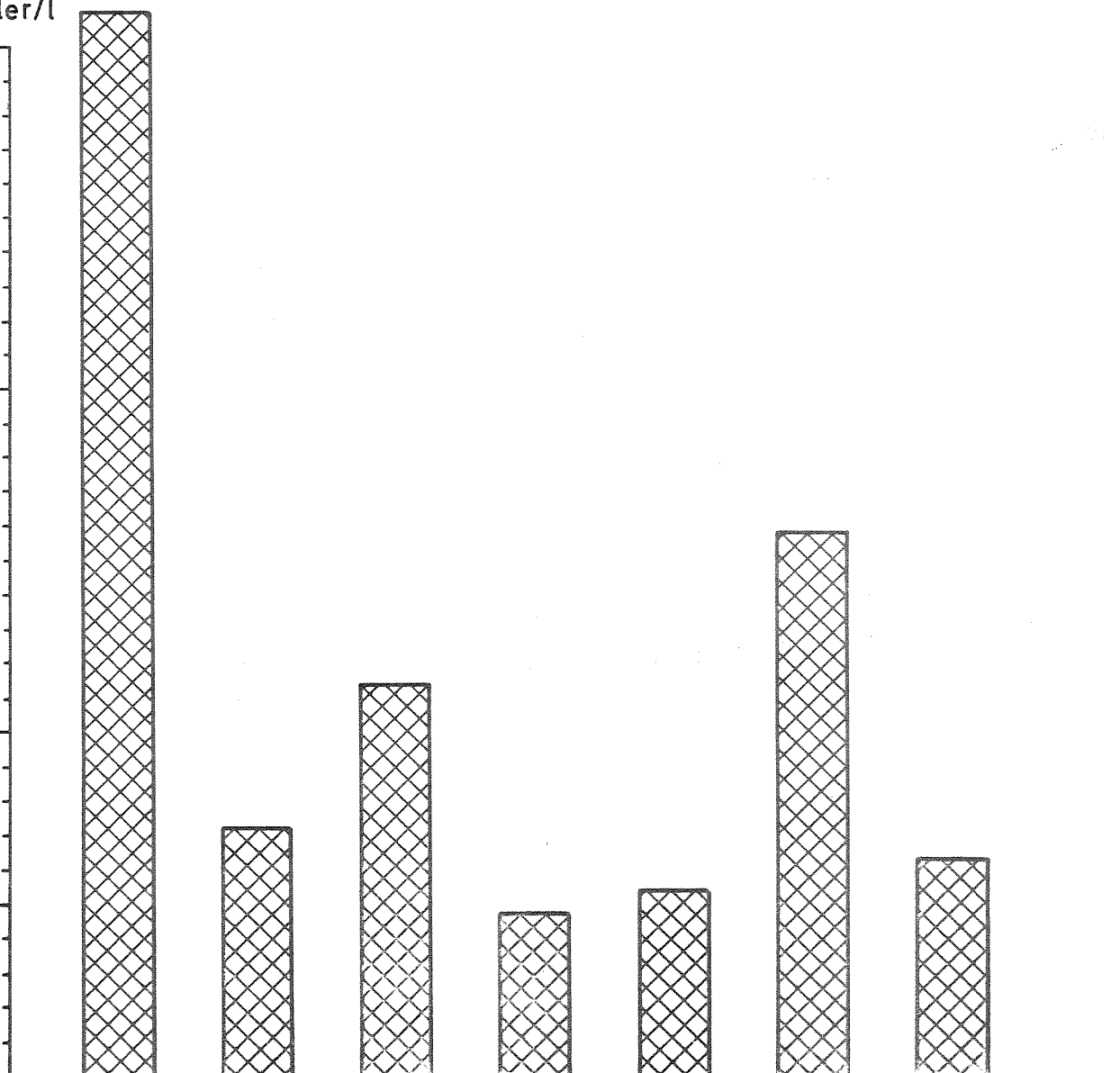


Fig.7.3 Vekstpotensial i kjemisk rensert avløpsvann og sjøvannsresipient. Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*

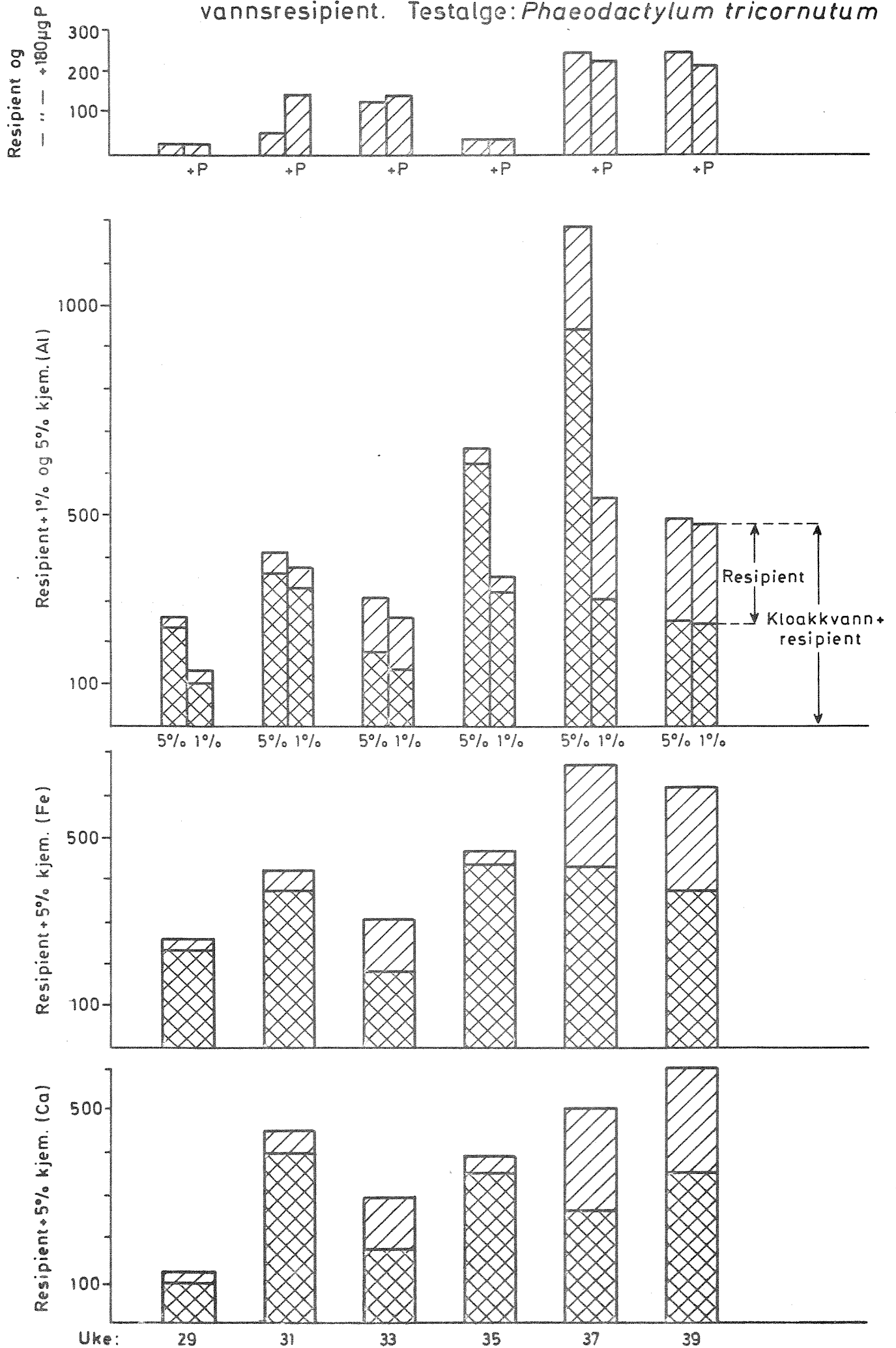


Fig.74 Vekstpotensial i mekanisk renset avløpsvann og kjemisk

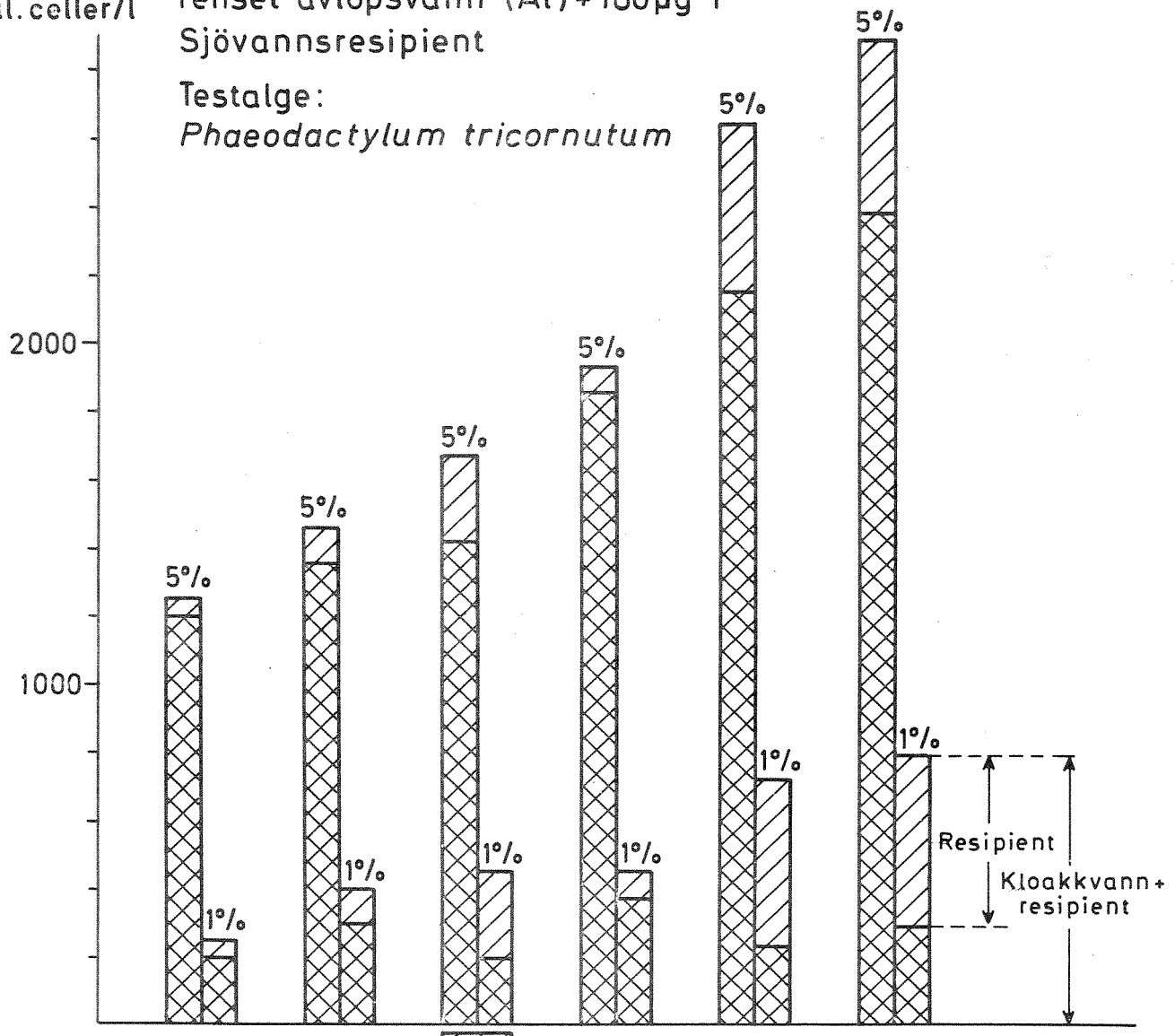
mill.celler/l renset avløpsvann (Al)+180µg P

Sjøvannsresipient

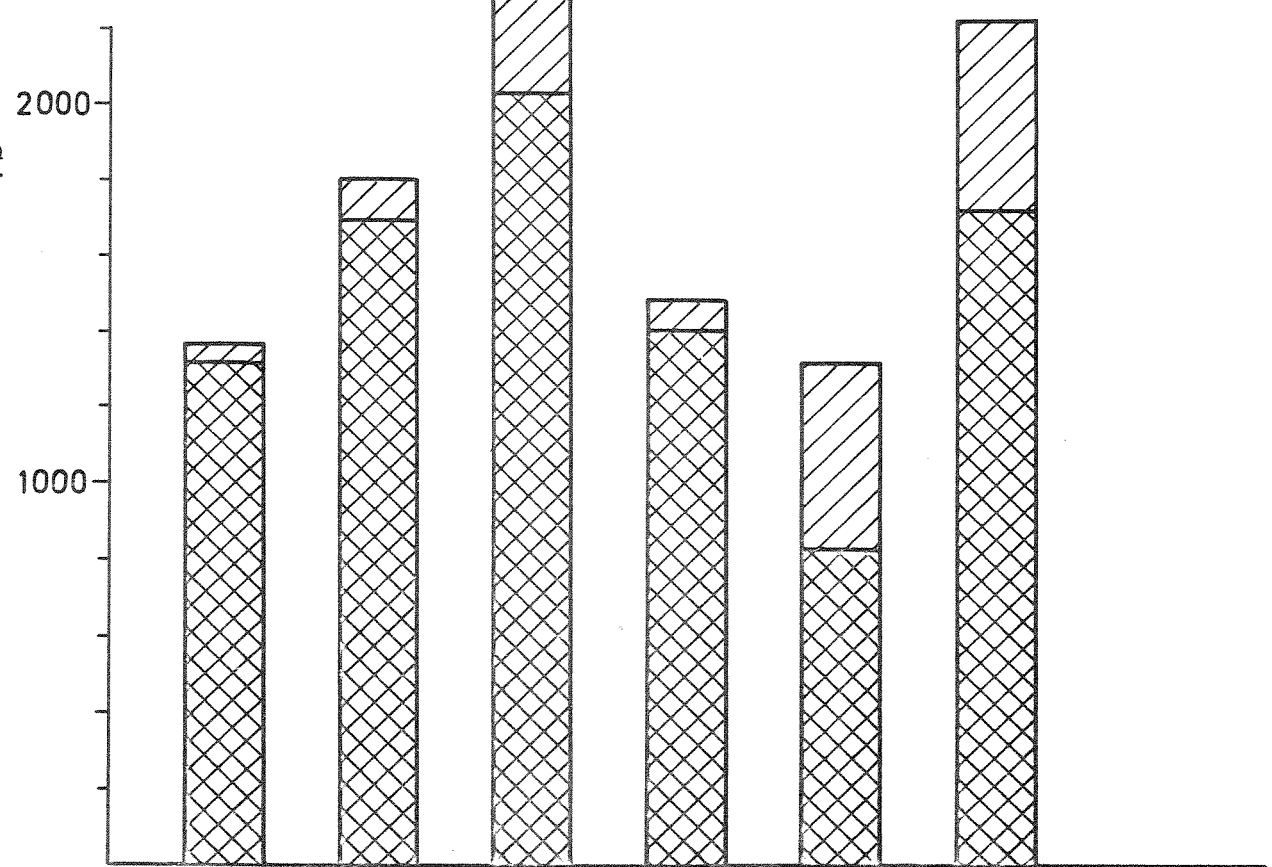
Testalge:

Phaeodactylum tricornutum

5 og 1% mekanisk renset kloakkvann



5% kjemisk renset kloakkvann (Al)+180µg P/l



Uke:

29

31

33

35

37

39

Fig.75 Forhold mellom celleutbytte og nitrogen-konsentrasjon i 5% mekanisk rensset kloakkvann

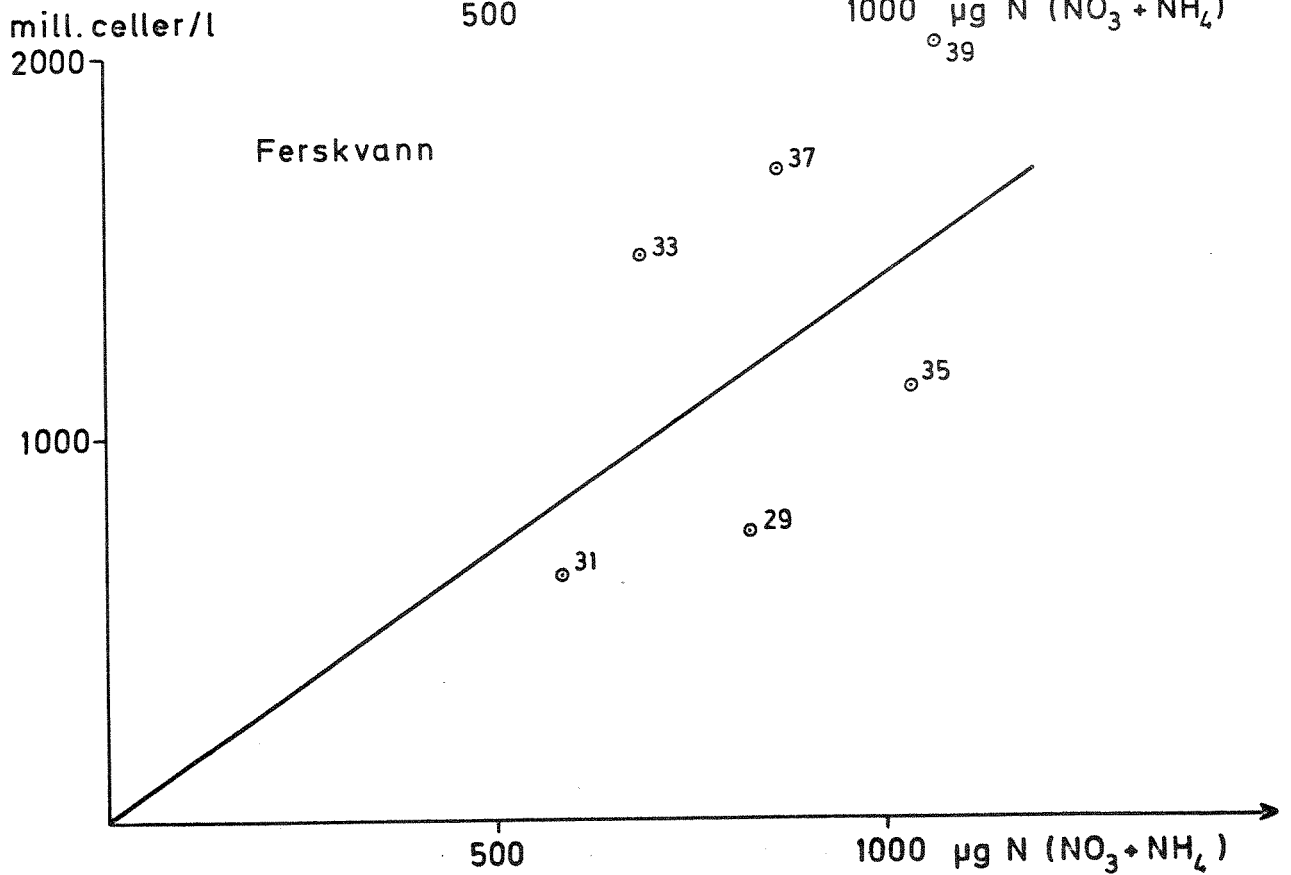
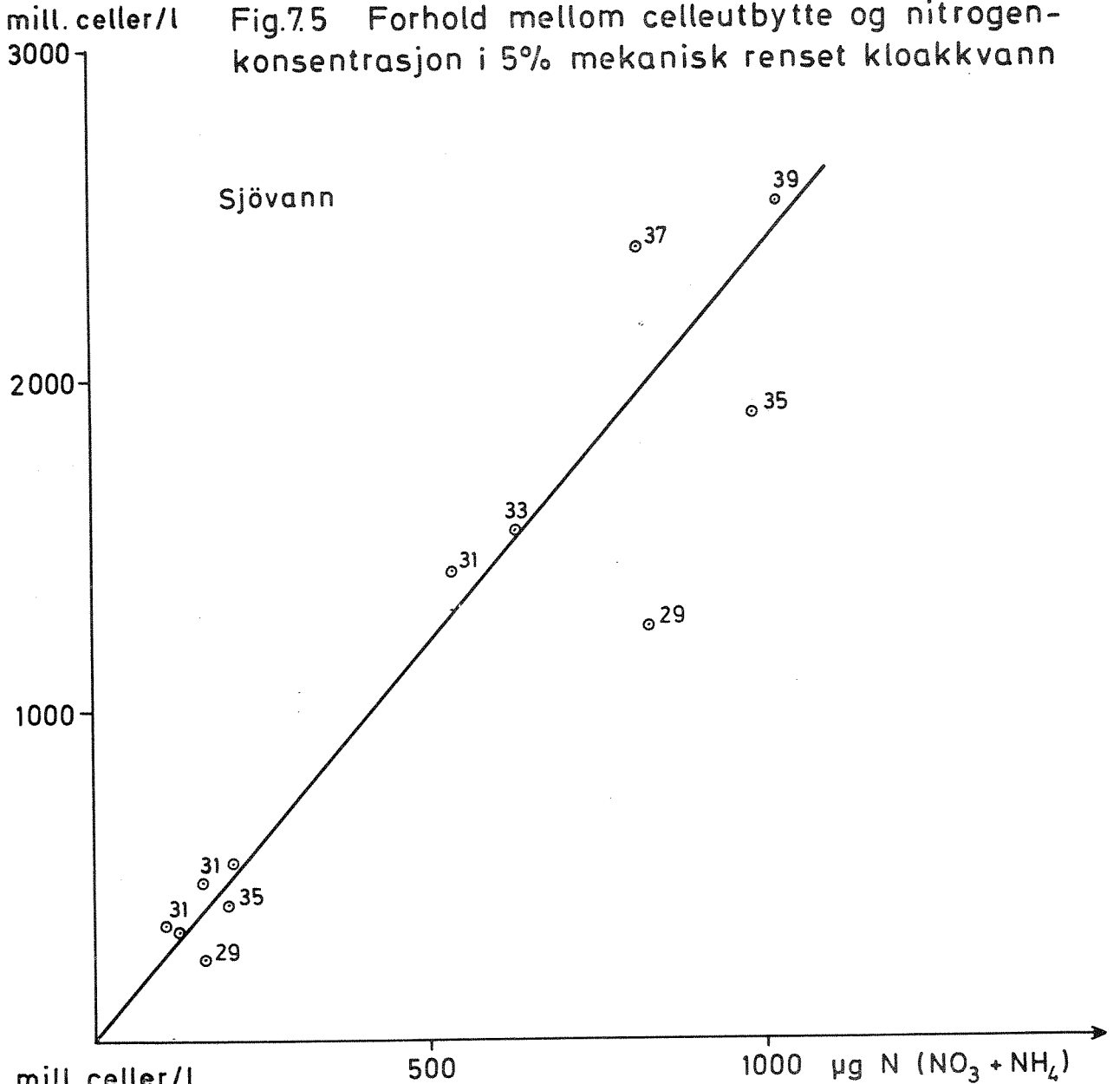


Fig.7.6 Ökning i vekstpotensial i sjøvannsresipienten ved tilsetning av ulike konsentrasjoner av mekanisk og kjemisk (Al)-renset avløpsvann. Middelerverdier for uke 29-39

Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*

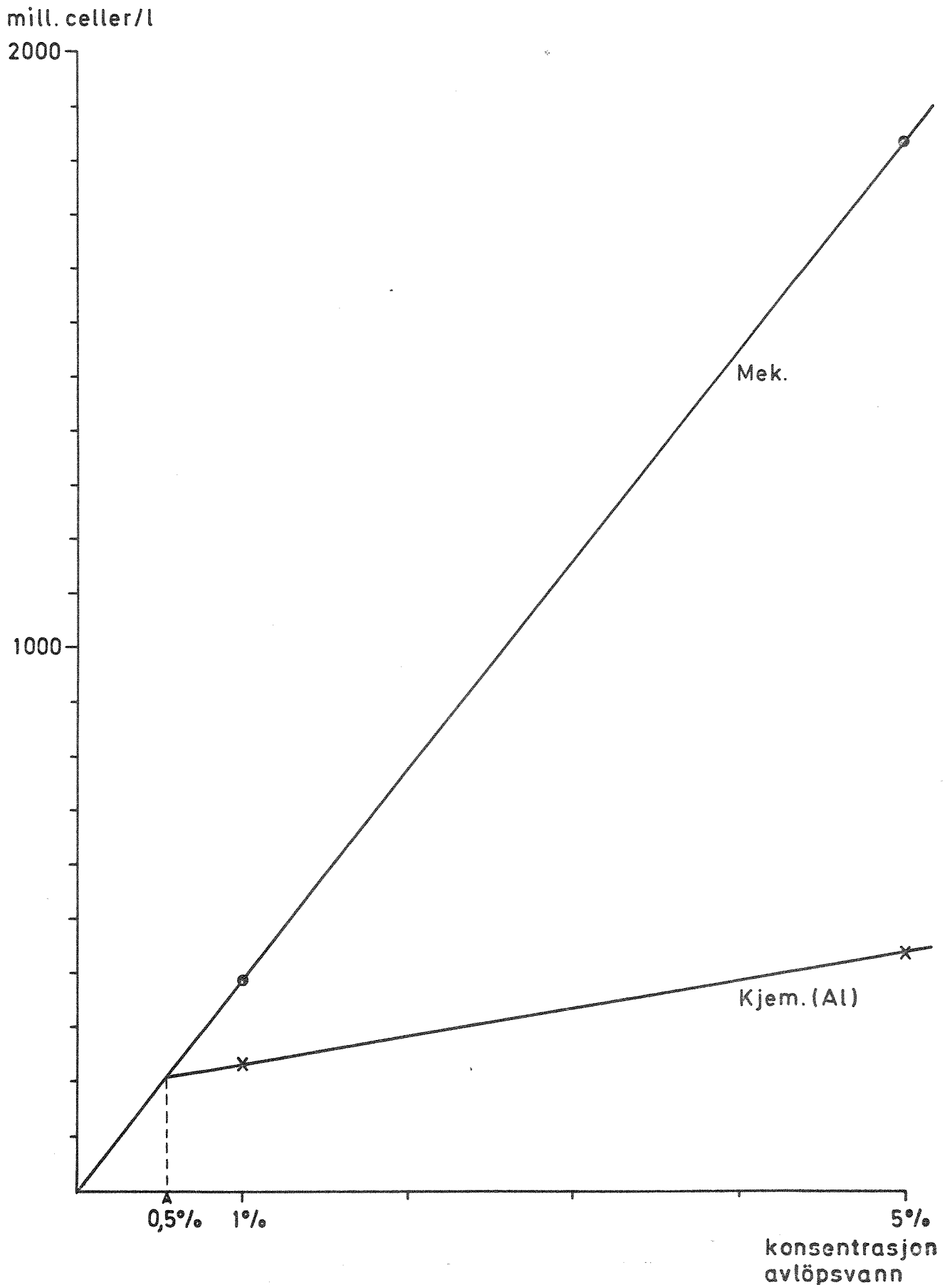


Fig.7.7 Ökning i vekstpotensial i sjøvannsresipienten ved tilsetning av ulike konsentrasjoner av mekanisk og kjemisk rensed avløpsvann

Testalge: *Phaeodactylum tricornutum*

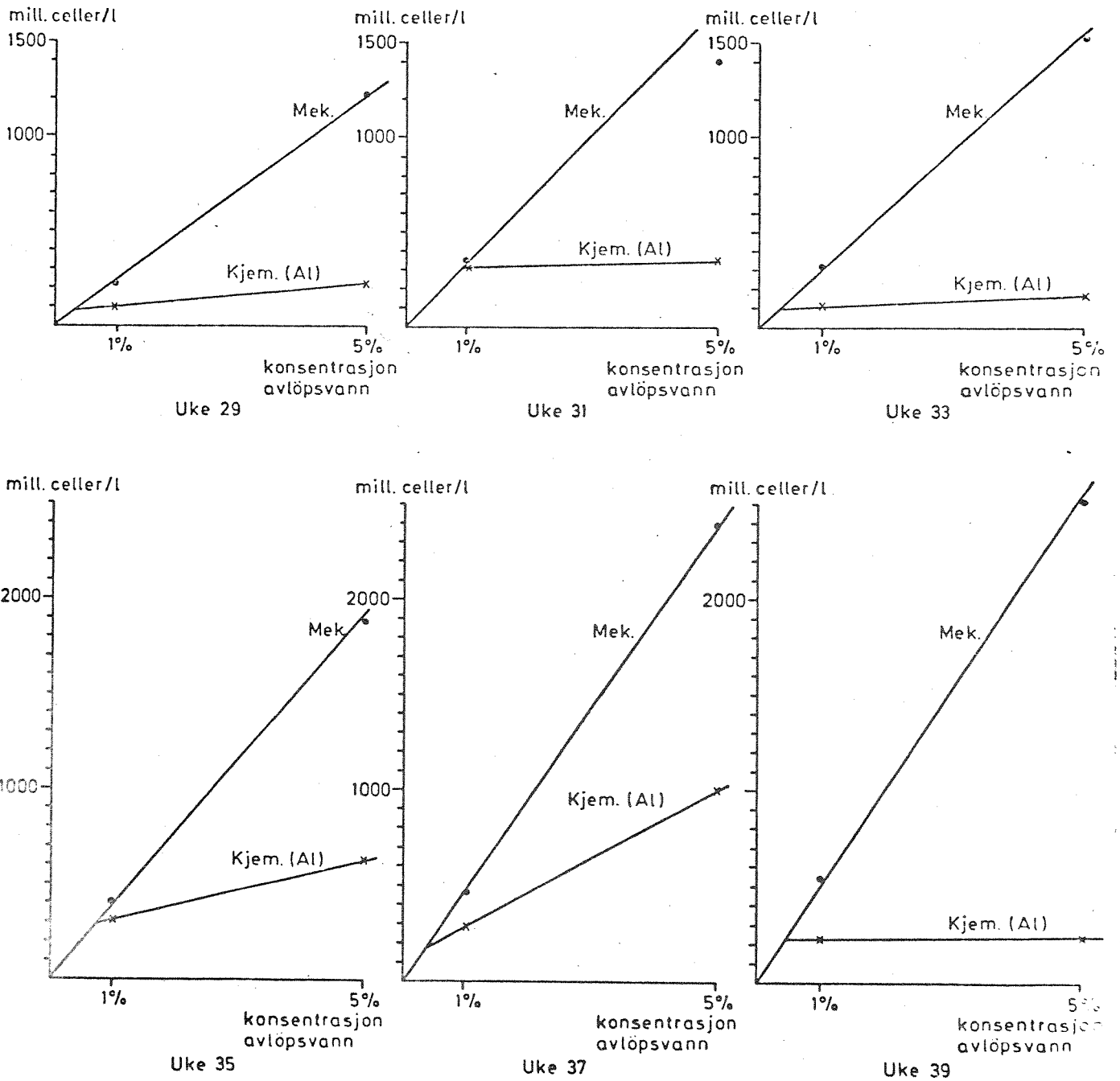


Fig.7.8 Opplegg for algetest i minikulturer (10 ml)

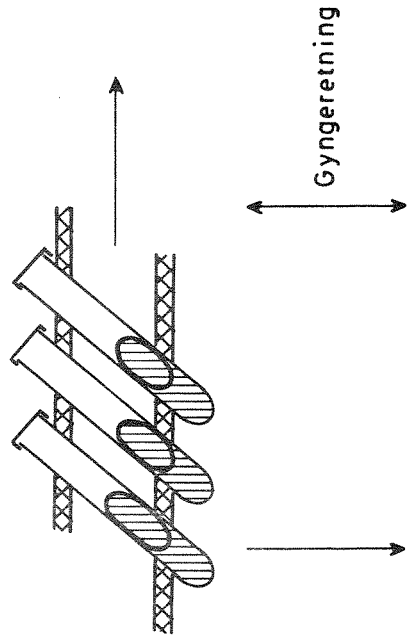
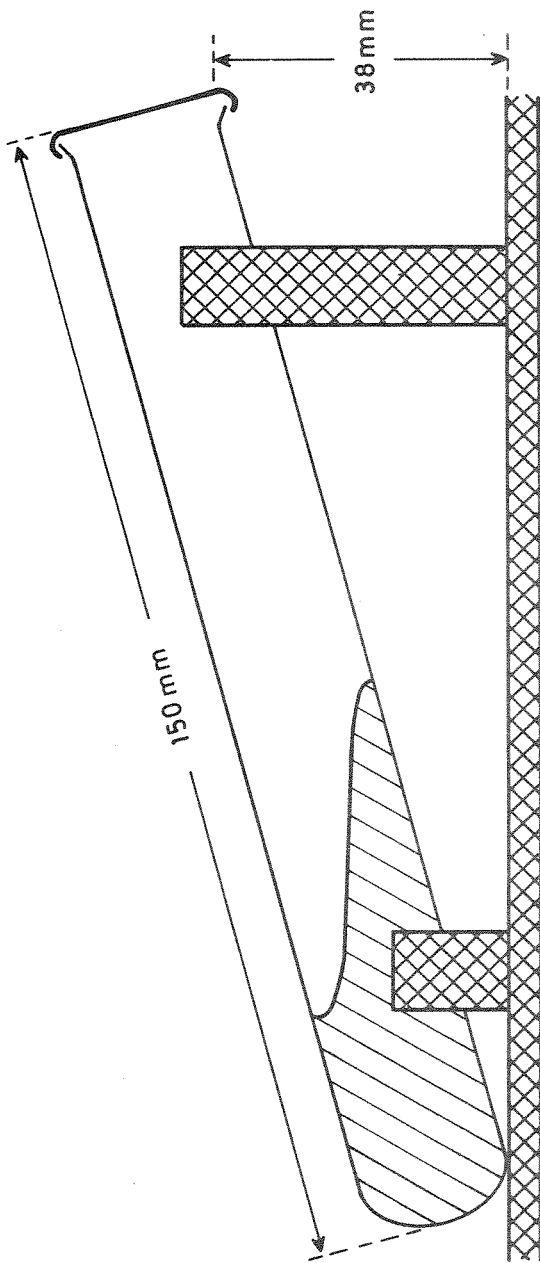


Fig. 7.9 Vekstpotensial og fosfat i dögpröver. Kjemisk rensat kloakkvann (AI)

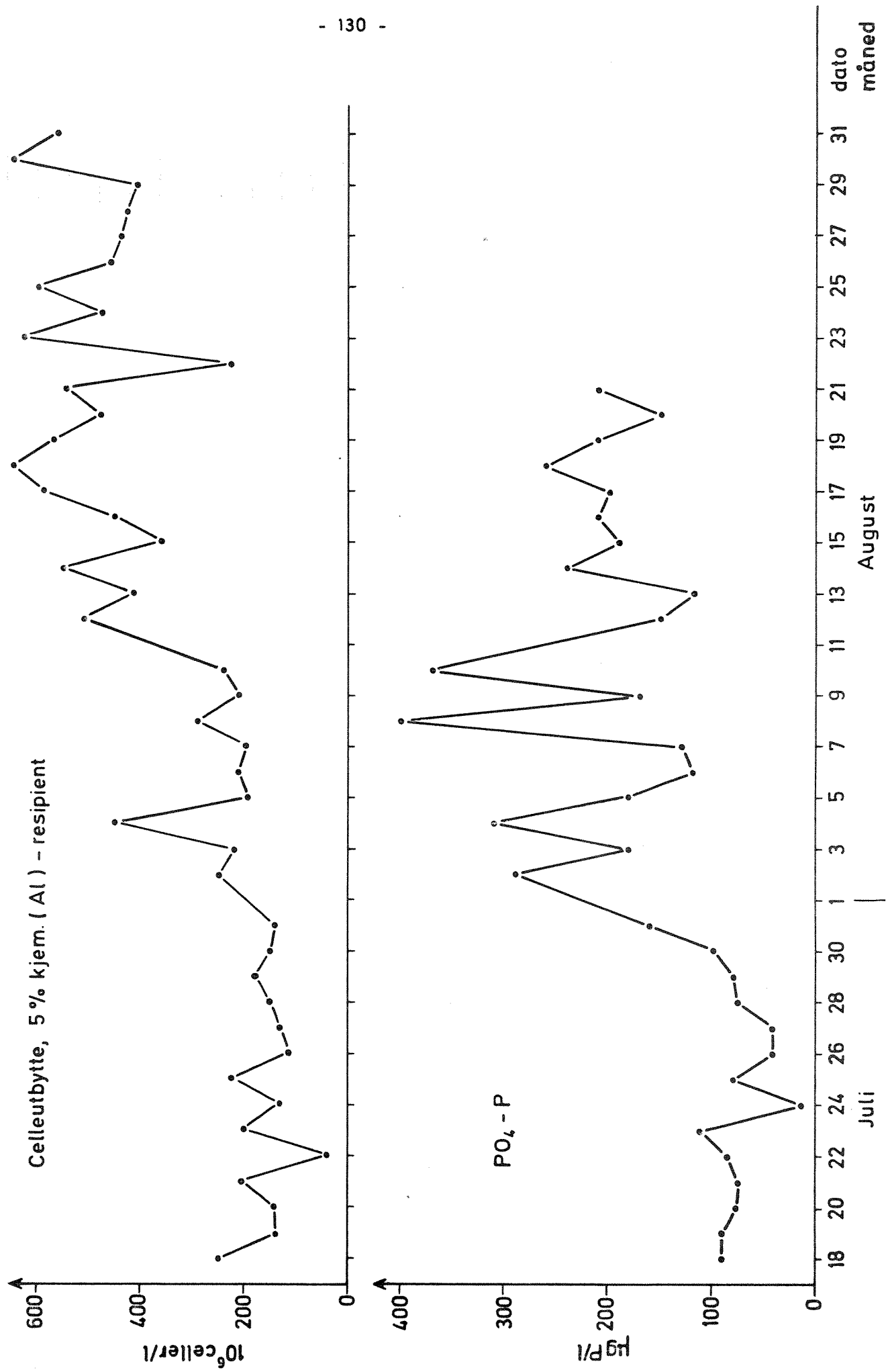


Fig.7.10 Vekstpotensial och fosfat i dögpröver. Kjemisk rensat kloakkvann (Fe)

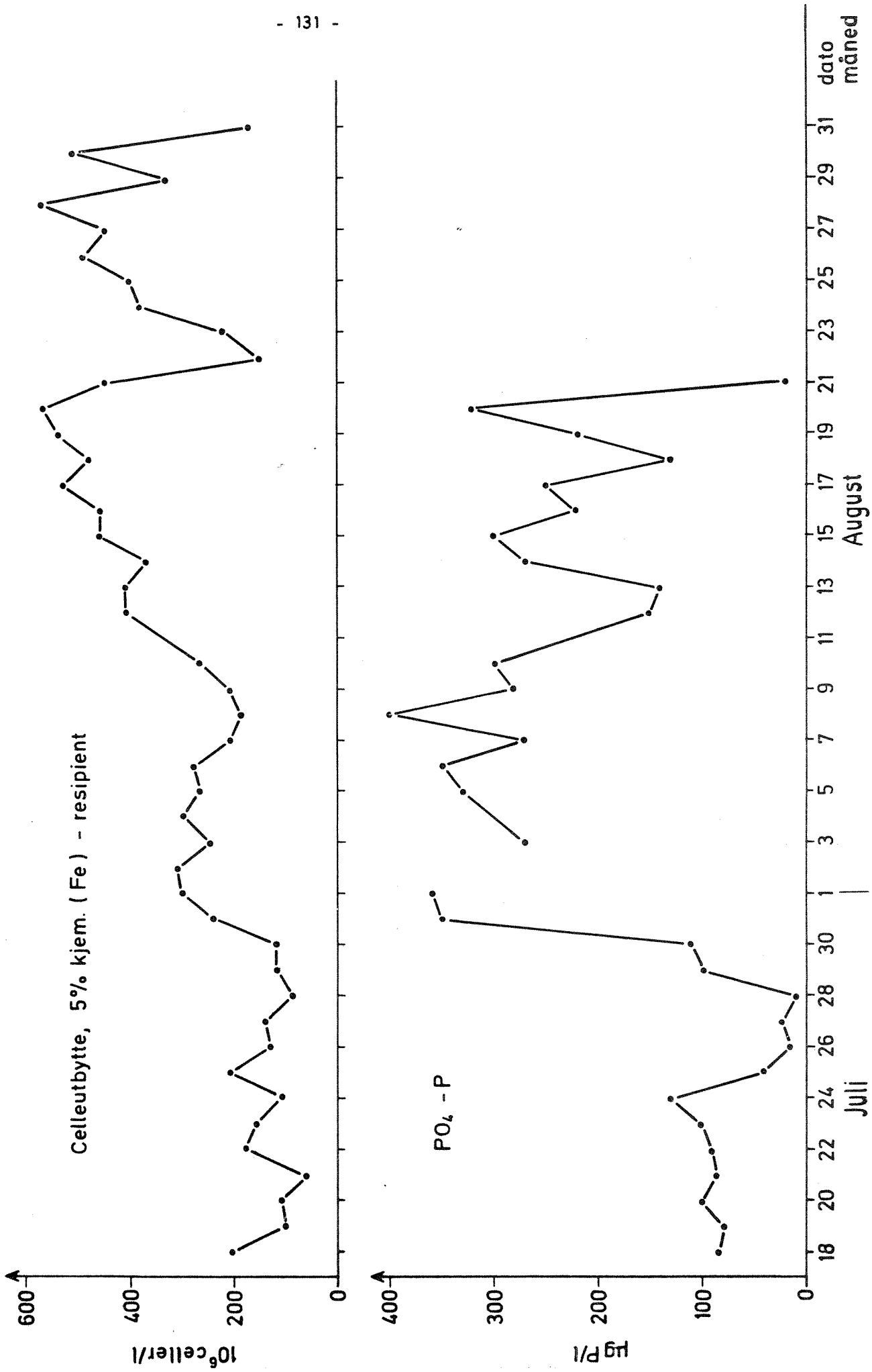


Fig. 7.11 Vekstpotensial og fosfat i dögpröver. Kjemisk rensat kloakkvann (Ca)

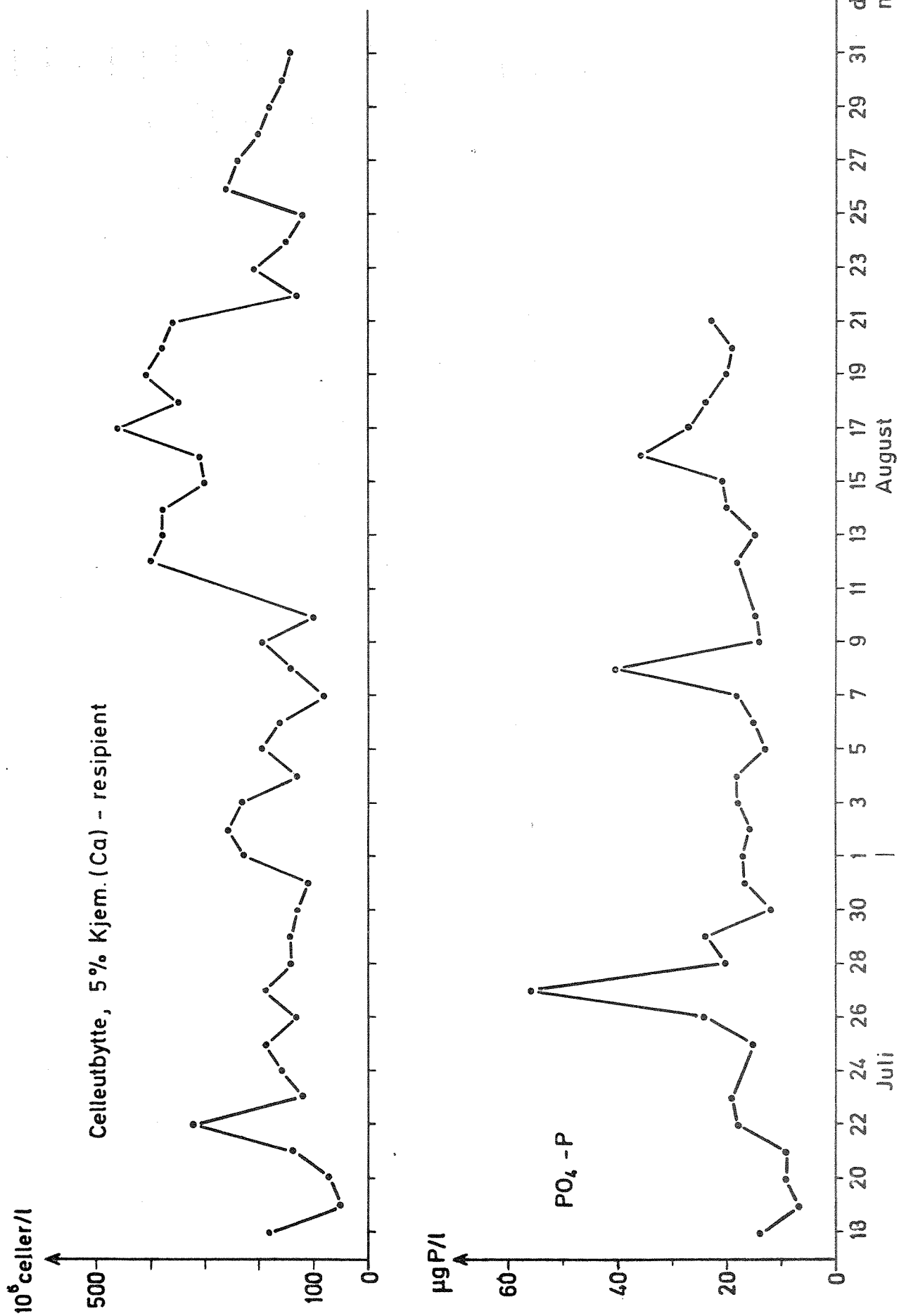
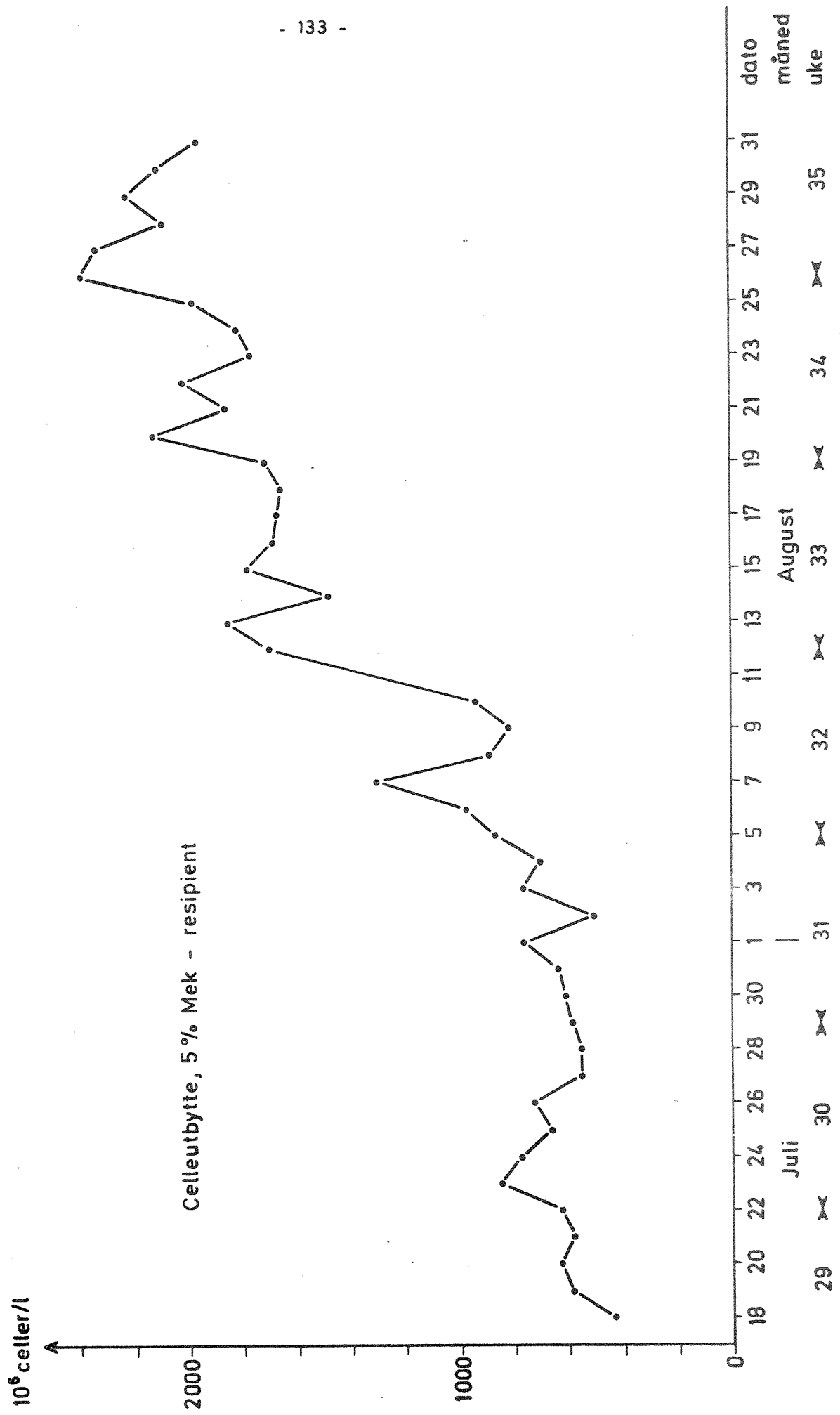


Fig. 7.12 Vekstpotensial i dögpröver. Mekanisk renset kloakkvann



8. SAMMENDRAG

8.1 Mekanisk behandling

5% belastning med mekanisk behandlet avløpsvann medfører høy begroing av autotrofe og heterotrofe organismer og store mengder med zoobenthos. Primærproduksjonen er høyere enn ved alle andre belastninger, men en ekstrem høy respirasjon bringer allikevel organismesamfunnet over i en saprob situasjon. Sammensetningen av organismesamfunnet er høyst forskjellig fra de ubelastede resipienten.

Ved 0,5% belastning blir avløpsvannet fortynnet tilstrekkelig til å unngå saprobiering. Situasjonen er karakterisert med en sterk eutrofiering og betydelige forandringer i organismesamfunnet. Mengden av zoobenthos er stor.

8.2 Behandling med aluminiumsulfat

5% belastning med aluminiumsulfat medførte sterk begroing, hovedsakelig autotrofe organismer, men også tydelige heterotrofe innslag. Mengden av zoobenthos var høy, men inhiberende effekter ble påvist for enkeltarter. Sammensetningen av alger var svært ulik referensen, med tydelig innslag av blågrønnalger.

Ved 0,5% belastning var det også en tydelig økning i primærproduksjon og begroingsmengde. Sammensetningen av organismesamfunnet var imidlertid svært lik referensen.

De forholdsvis store påvirkninger av avløpsvann rensert med aluminiumsulfat var uventet fordi 1972-forsøkene viste at påvirkningen var beskjedent. Grunnen til dette er sannsynligvis at større mengder av suspendert materiale har gått ut fra anleggene i 1973. Alt tyder på at fosforet i dette slammet er forholdsvis lett tilgjengelig for begroingsorganismer, og at de øvrige bestanddeler i partiklene medfører at miljøforandringen i resipienten blir betydelige.

8.3 Behandling med jernklorid + kalk

0,5% belastning gav omtrent de samme utslag som for aluminiumsulfat. Organismesamfunnet fra referensen ble stort sett beholdt, dog var det en viss forskyvning i algesammensetningen. Ved 5% belastning ble artsammensetningen svært forskjellig fra referensen. Alle former for filamentøse alger forsvant, men primærproduksjonen var allikevel høy. Mengden av zoobenthos var meget høy, sannsynligvis på grunn av god næringstilgang i form av encellede alger. Hovedårsken til de store forandringene i algesammensetningen er antakelig økningen i pH (rundt pH 8).

8.4 Behandling med kalk

Resipientutslagene ved 0,5% belastning var stort sett de samme som for behandling med aluminiumsulfat. Det var dog en merkbar forandring i sammensetningen av organismesamfunnet. Ved 5% belastning var resipienteffektene meget store. Algesammensetningen var omtrent den samme som for 5% Fe, men primærproduksjonen var betydelig mindre. Primærproduksjonen var også mindre enn for 0,5% Ca, men høyere enn for referensen. Inhibering av algeveksten ble også påvist for *Scenedesmus* i dialysekulturer in situ, mens batchkulturer av *Selenastrum* ikke synes å bli inhibert. Analyser av zoobenthos viste sterk inhibering av alle dyr unntatt *Chironomus thummi*. Den viktigste årsak til de biologiske utslagene var høy pH (rundt 10). Nøytralisering vil derfor være helt nødvendig ved høye belastninger.

8.5 Belastning med fosfat

Rene fosfatbelastninger på samme nivå som 0,5 og 5% mekanisk behandlet kloakkvann førte til en markert eutrofiering; høy primærproduksjon og betydelige forandringer i artssammensetningen av alger. Zoobenthos syntes imidlertid å bli lite påvirket. For både alger og zoobenthos er det tydelig at utslagene av en fosfatbelastning kan være svært forskjellig fra avløpsvann med en tilsvarende belastning av fosfat. Så selv om fosfat synes å være den viktigste enkeltfaktor i eutrofieringen, vil effekten av de øvrige komponenter i avløpsvannet være betydelige.

Tilsetning av fosfat til avløpsvann behandlet med aluminiumsulfat hadde stor effekt på artssammensetningen av alger ved 0,5% belastning, noe som bekreftet at fosfatfjerningen har en positiv effekt. Fosfat-tilsetning til 5% Al syntes å ha liten effekt både på organismesamfunn og prosessparametere. Årsaken kan delvis være oppbygging av en fosfatreserve i begroingen, og delvis at andre komponenter enn fosfat (f.eks. organiske stoffer) er avgjørende for organismeseleksjonen. - Fosfat-tilsetningen til 5% Al gav imidlertid meget stor stimulanse av algevekst både i dialyse- og batch-kulturer, noe som stemmer godt overens med antakelsen om oppbygging av en fosfatreserve i begroingen ved belastning med 5% Al.

8.6 Konklusjon

Kjemisk rensing av kommunalt avløpsvann synes å være helt nødvendig for å beskytte elver og vassdrag mot en økende eutrofiering. Ved alle former for kjemisk rensing vil det være ønskelig med en sikring utover den konvensjonelle sedimenteringsenheten. Det er sannsynlig at selv kortvarige driftsvanskeligheter i konvensjonelle anlegg vil redusere de positive effekter av en vanligvis god rensing. Driftssikkerheten ved et renseanlegg må tillegges like stor betydning som anleggets optimale ytelse.

I resipienter med høy belastning av kommunalt avløpsvann, vil kjemisk rensing alene neppe være tilstrekkelig til å unngå uheldige utslag i resipienten. Hvilke prosesser man da bør supplere med, kan kun fremtidige forsøk og erfaringer vise.

Et skjematisk sammendrag er vist i tabell 8.1.

Tabell 8.1 Sammenheng av resultater.

	Referanse	0,5% Al	P som 0,5% M	0,5% Al + P som 0,5 M	P som 5% M	5% Al + P som 5% M	5% Al	5% Fe	5% Ca	0,5% Fe	0,5% Ca	5% M	0,5% M
Etablerings- hastighet for Klorofyll biomassen ATP	REF REF REF	+ + +	++ + ++	++ ++ ++	++ ++ ++	++ ++ ++	++ ++ ++	++ ++ ++	REF ++ ++	+ ++ ++	+ ++ ++	++ ++ ++	++ ++ ++
Primærproduksjon	REF	++	++	++	++	++	++	++	+	++	++	++	++
Respirasjon	REF	+	+	+	+	++	++	++	++	+	+	++	++
(P/R) maks	REF	REF	+	+	++	+	+	++	+++	REF	REF	+++	++
Vekstpotensial alger (Selenastrum)	REF					+++	+	+	+			+++	
Artssammensetning og dominans av alger	REF	REF	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+	+	+++	++
Artssammensetning og dominans av makrozoobenthos	REF	REF	REF	+	REF	+	+	+	+++	REF	+	+	+
Mengde av makrozoobenthos	REF	REF	REF	+	REF	+	++	+++	+++	+	+	+++	++

Tegnforklaring:

REF: liten eller ingen forandring i forhold til referansen

+: merkbar forandring

++: markert forandring

+++ : sterk forandring

x) mengdemessig reduksjon av alle arter zoobenthos unntatt en art.