

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O - 40/71

PRA 2. RENSING AV AVLØPSVANN
STABILISERING OG AVVANNING AV SLAM
FORSØKSANLEGGET

K J E L L E R

Fremdriftsrapport nr. 1

Rapporten avsluttet i januar 1972

Saksbehandlere: Tekn.lic. Peter Balmér
Siv.ing. Tor Traaen

INNHALDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	side	2
2.	RENSEANLEGGENE		4
2.1	Kort beskrivelse av renseanleggene		4
2.2	Forsøksbetingelser		5
2.3	Resultat		6
	2.3.1	Vannbehandling	6
	2.3.2	Slamproduksjon	12
	2.3.3	Slamstabilisering	13
3.	EKSPERIMENTELLE BIOLOGISKE UNDERSØKELSER		18
3.1	Forsøksresipientene: Beskrivelse og forsøksbetingelser		18
	3.1.1	Kort beskrivelse av forsøksresipientene	18
	3.1.2	Fysiske og fysikalske betingelser. Doseringer	18
	3.1.3	Kjemiske forhold	19
3.2	Kvantitative bestemmelser av begroing		22
	3.2.1	Glødetap	22
	3.2.2	Klorofyll	26
	3.2.3	ATP	26
	3.2.4	Gjenvekstforsøk	31
	3.2.5	Løsrevet begroing (drift)	33
	3.2.6	Kort diskusjon	34
3.3	Kvalitative undersøkelser av begroing		35
	3.3.1	Innledning	35
	3.3.2	Materialer og metoder	35
	3.3.3	Resultater	36
	3.3.4	Diskusjon	40
	3.3.5	Konklusjon	42
3.4	Undersøkelser av makrozoobenthos		43
	3.4.1	Metoder	43
	3.4.2	Forsøksbetingelser	44
	3.4.3	Resultater og betingelser	44
	3.4.4	Konklusjon	46
4.	SAMMENDRAG		50
4.1	Renseanleggene		50
4.2	Eksperimentelle biologiske undersøkelser		51

1. INNLEDNING

Denne rapport er en foreløpig vurdering av de resultat som er oppnådd ved forsøksstasjonen på Kjeller i 1971.

Forsøksstasjonen består av et system av renseanlegg og forsøksresipienter som skal muliggjøre studier av samspillet mellom rensetekniske tiltak og effekter i resipientene.

Studiene av disse forhold er beregnet å pågå i flere år og målet for virksomheten er formulert i forsøksprogrammet for 1971 - slik:

- A. Det vil bli gjennomført systematiske eksperimentelle undersøkelser av forurensningsvirkninger betinget av avløpsvann og forskjellig behandlet avløpsvann. Resultatene vil belyse hva som kan oppnås av beskyttelse mot forurensninger med de ulike rens tiltak.
- B. Forsøkene vil bidra til forståelse av hvordan de ulike miljøfaktorer virker sammen og påvirkes av rensetekniske tiltak. En primær oppgave er å finne en sammenheng mellom belastningenes art og størrelse og de biologiske virkninger.
- C. Det er behov for å skaffe tilveie biologiske kriterier som kan benyttes ved valg av renseprosesser og rensningsgrad. I denne sammenheng står utviklingen av biologiske kontrollenheter for å kunne observere anleggenes virkningsgrad overfor den aktuelle resipienttype.

I programmet for 1971 beregnet man også at rensetekniske forsøk skulle kunne begynne senhøstes 1971, og at forsøk med slamstabilisering skulle kunne utføres etter tilrettelegging av utstyr.

Noen rensetekniske forsøk har ikke blitt utført ettersom senhøsten er blitt utnyttet for bygningsmessig arbeid som skal sikre driften av forsøksanlegget hele året.

Et oppfølgingsprogram av de rensetekniske enhetene og en undersøkelse med eksisterende utstyr for slamstabilisering er dog blitt gjennomført. Hoveddelen av 1971-års undersøkelser er således studier av forsøksresipientenes respons ved innblanding av avløpsvann rensset på ulike måter.

For avsnitt 2 - om renseanleggene - svarer tekn.lic. Peter Balmér.

For avsnitt 3 - om de eksperimentelle biologiske undersøkelsene - svarer siv.ing. Tor Traaen. Avsnitt 3.3 - om kvalitative undersøkelser av begroing - er forfattet av cand.real. Jon Knutzen, og avsnitt 3.4 - om undersøkelser av makrozoobenthos - er forfattet av cand.real. Roald Larsen.

2. RENSEANLEGGENE

De tre renseanleggene er blitt drevet siden begynnelsen av juni til midten av oktober. Hensikten med driften har, som tidligere nevnt, vært å produsere rensset vann av så jevn kvalitet som mulig for anvendelse i systemet med modellelver. Forsøksstasjonen har stort sett fungert bra under hele sommeren med unntak av to uker i slutten av august da vi ble plaget av flere avbrudd i avløpsvanntilførselen.

2.1 Kort beskrivelse av renseanleggene

Avløpsvannet til forsøksstasjonen pumpes fra en pumpestasjon på Kjellerholen ca. 900 meter fra forsøksanlegget. Pumpestasjonen tilføres avløpsvann fra en tettbebyggelse på ca. 4000 innbyggere. Avløpsvannet kan betraktes som ren husholdningskloakk.

På forsøksstasjonen mottas kloakkvannet i en utjevningskum hvorifra det pumpes opp til en fordelingsboks fra hvilken kontrollerte mengder avløpsvann kan tilføres renseenhetene. På anlegget har i 1971 tre forskjellige renseanlegg vært i drift - ett mekanisk ett biologisk og ett kjemisk. Det mekaniske renseanlegget består av en enkel sedimenteringstank. Det biologiske anlegget er en langtidslufter, dvs. et aktivt slamanlegg med lang oppholdstid uten forsedimentering. Det kjemiske anlegget består av en forsedimenteringstank, identisk med den i det mekaniske anlegget, utstyr for tilsetting av fellingskjemikalier, 4 seriekoblede flokkuleringstanker og en sluttsedimenteringstank. Det avløpsvannet som er rensset mekanisk, biologisk resp. kjemisk, samles opp i tre pumpekummer, hvorifra det pumpes over til forsøksresipientene.

På forsøksanlegget finnes tre slamluftningstanker - hver på 22 m³. To av slamlufterne er utrustet med mekaniske overflateluftere. Den tredje slamlufteren er utstyrt med mammutluftere.

En detaljert beskrivelse av renseanleggene finnes i NIVA-rapport B-1/69 Forsøksstasjonen, Kjeller - Beskrivelse, formål og bruk. Arbeidsprogram for 1971.

2.2 Forsøksbetingelser

Belastningsdata og andre driftsbetingelser finnes i nedenstående oppstilling. Av oppstillingen fremgår at belastningene på renseanleggene under driftsperioden har vært omtrent det som anvendes ved dimensjonering av renseanlegg idag.

Mekanisk rensing

Vannføring	6,5 m ³ /h
Overflatebelastning	1,0 m ³ /m ² ,h
Opp oldstid	1,4 h

Biologisk rensing

Vannføring	3,9 m ³ /h
Oppholdstid luftetank	12 h
Slambelastning	0,05 kg BOF/kg slam,d

Overflatebelastning sluttsedimentering	0,6 m ³ /m ² ,h
Oppholdstid	2,3 h

Kjemisk rensing

Vannføring	7,2 m ³ /h
(under okt.mnd. 4,0 m ³ /h)	
Overflatebelastning forsedimentering	1,1 m ³ /m ² ,h
Oppholdstid	1,2 h
Oppholdstid flokkulering	1,4 h

Overflatebelastning sluttsedimentering	0,6 m ³ /m ² ,h
Oppholdstid	3,2 h

Kjemikaliedosering = 180 g Al-sulfat/m³.

Prøvetaking på rensed vann er blitt tatt som blandeprøver, normalt over ett døgn, med automatiske prøvetakere. Under prøvetakingen ble prøvene lagret i kjøleskap.

2.3 Resultat

2.3.1 Vannbehandling

Renseresultat representative for normal (god) drift finnes sammenstilt i tabell 2:1.

Tabell 2:1: Beskaffenhet på rensset vann ved normal^x drift

		Mekanisk renset	Biologisk renset	Kjemisk renset
Organisk stoff som KOF	mg O/l	120-250	45-65	40-60
Organisk stoff som BOF ₇	mg O/l	75-140	23 ^{xx}	35
Totalfosfor	mg P/l	4,3-8,2	4,8-7,6	0,1-0,7
Totalnitrogen	mg N/l	33 ^{xx}	29 ^{xx}	31 ^{xx}
Suspendert stoff	mg/l	70-100	10-30	10-20
Turbiditet	JTU	3 ^{xx}	10 ^{xx}	45 ^{xx}
Siktedyp	cm	17-20	35-65	>140

^x Undre og øvre kvartilgrenser for alle prøvetakingsdøgn uten slamflukt.

^{xx} Medianverdi.

Av resultatene fremgår det at langtidslufteren som ventet fjerner større delen av den organiske substansen fra vannet, målt både som KOF og BOF. Ved den kjemiske rensingen fjernes imidlertid nesten like mye organisk substans som ved den biologiske. Hertil kommer at man ved den kjemiske rensingen kan senke fosforinnholdet til knapt 0,5 g P/m³, mens man i langtidslufteren har et fosforinnhold i effluenten som er omtrent det samme som i det mekanisk rensede avløpsvannet. Ved en visuell bedømmelse av avløpsvannet var det kjemisk rensede vannet i særklasse best. Ved normal drift var dette praktisk talt fargeløst og siktedypet gjennom vannet var sikkert over 2 meter (den største dybde som kunne måles i vår utløpskum var kun 140 cm).

I figur 2:1 er renseseffekten for biologisk og kjemisk rensset avløpsvann vist som funksjon av forurensningsgraden målt som KOF i innkommende avløpsvann. Alle verdiene i figur 2:1 hører sammen, dvs. resultatene på kjemisk og biologisk rensset avløpsvann stammer fra samme døgn. Av diagrammet ser man en tendens til at kjemisk rens-

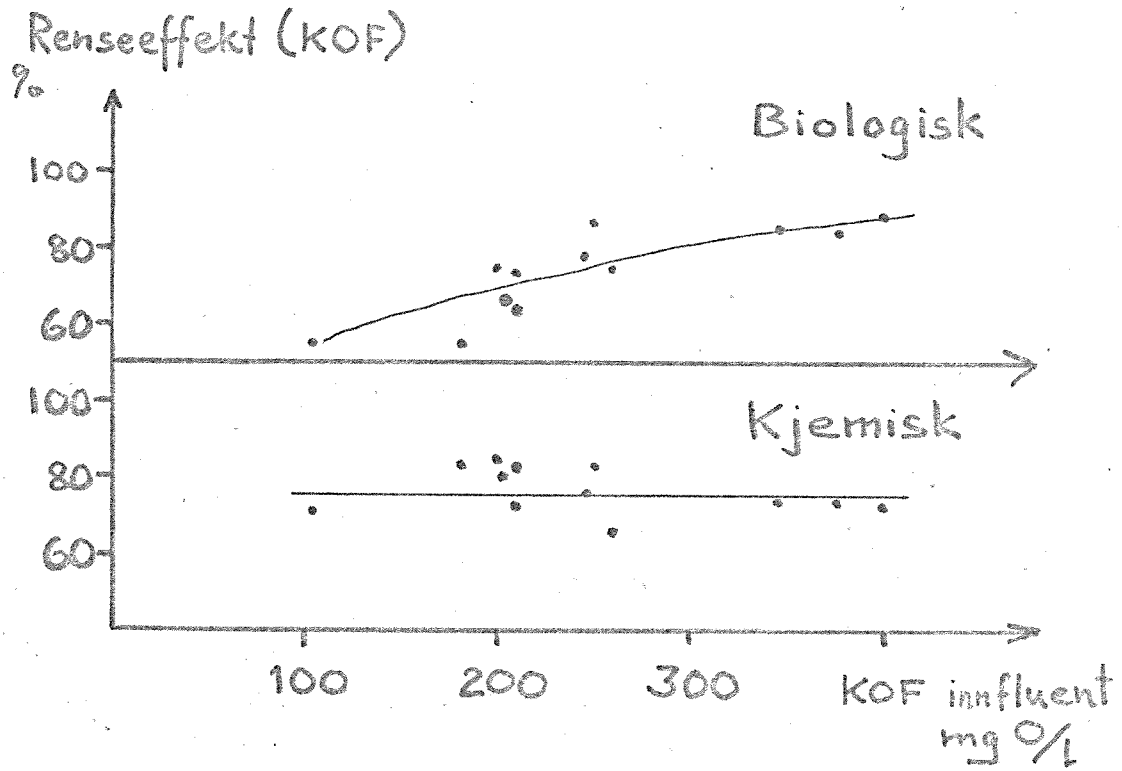


Fig. 2:1 Rensegrad med henblikk på KOF relativt mekanisk rensset vann.

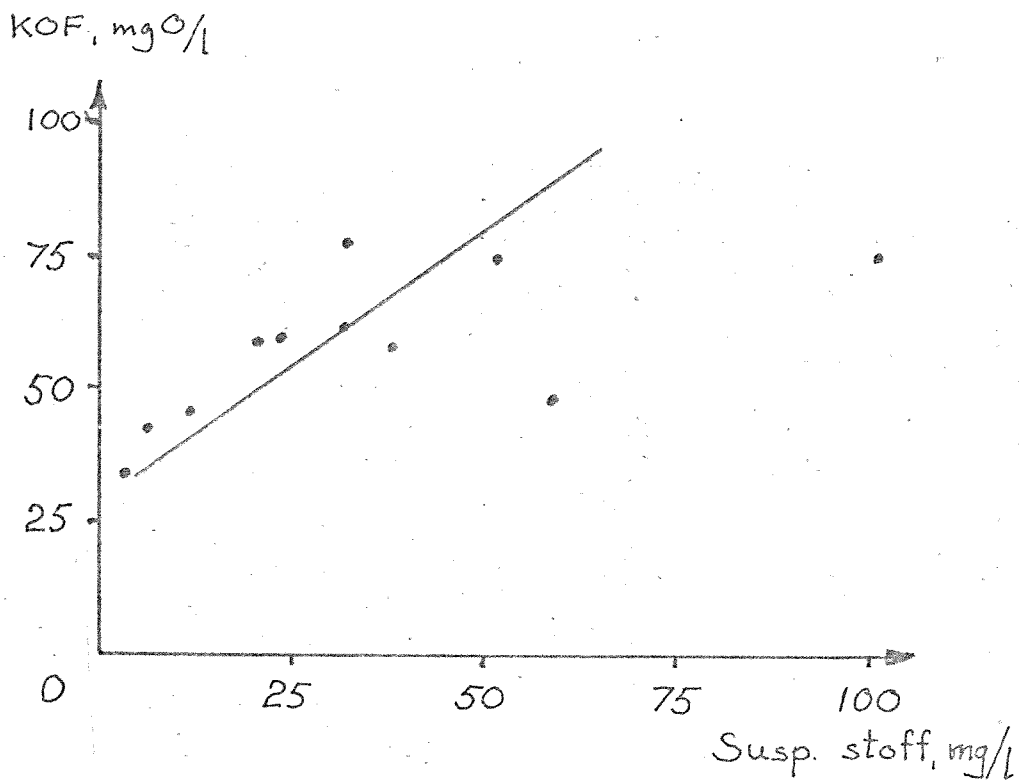


Fig.2:2 KOF som funksjon av innhold suspendert stoff i biologisk rensset vann.

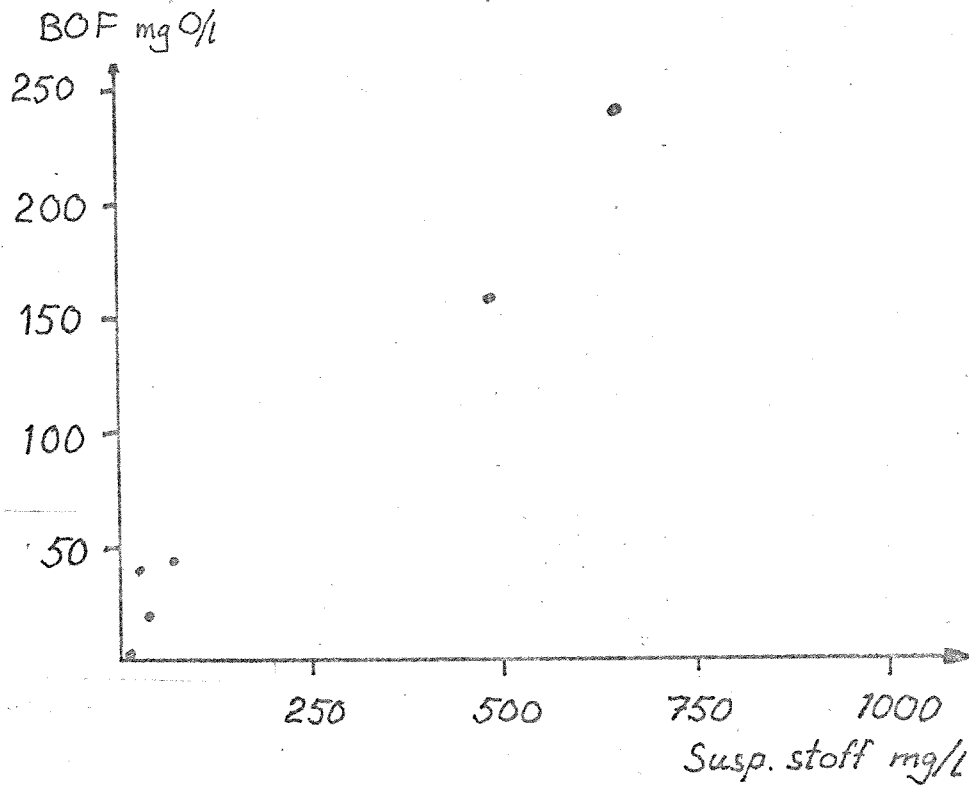


Fig. 2:3 BOD₇ som funksjon av innhold suspendert stoff i biologisk rensset vann.

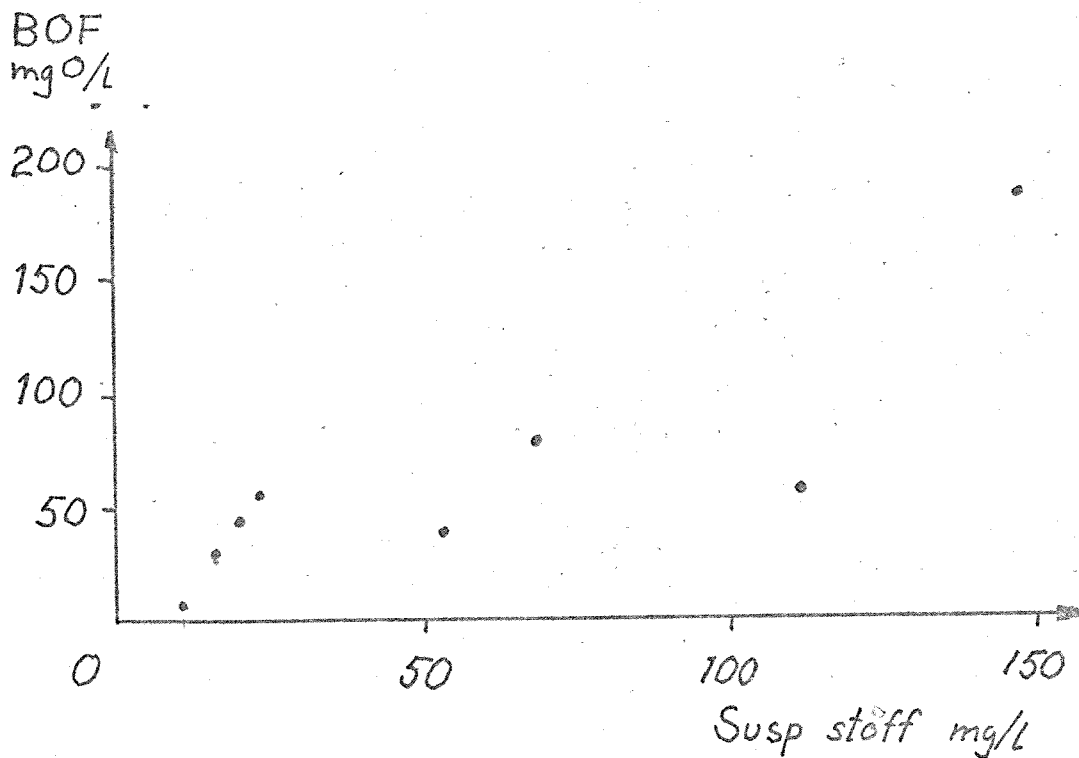


Fig. 2:4 BOD₇ som funksjon av innhold suspendert stoff i kjemisk rensset vann.

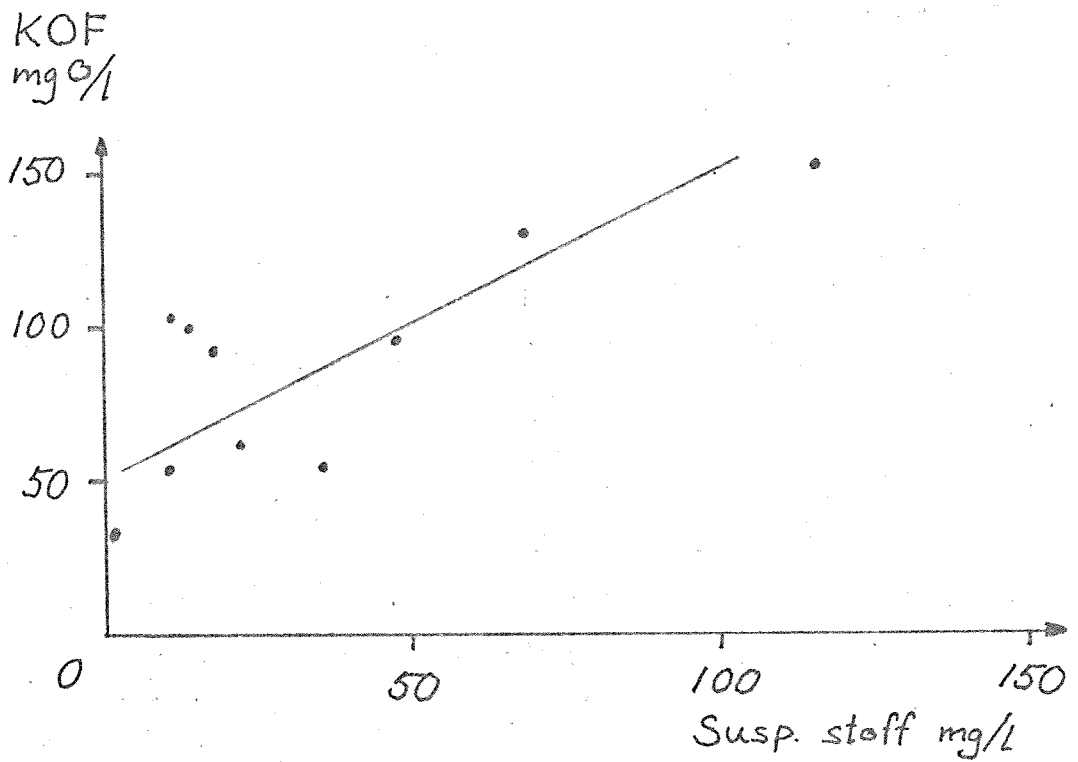


Fig. 2:5 KOF som funksjon av innhold suspendert stoff i kjemisk rensert vann.

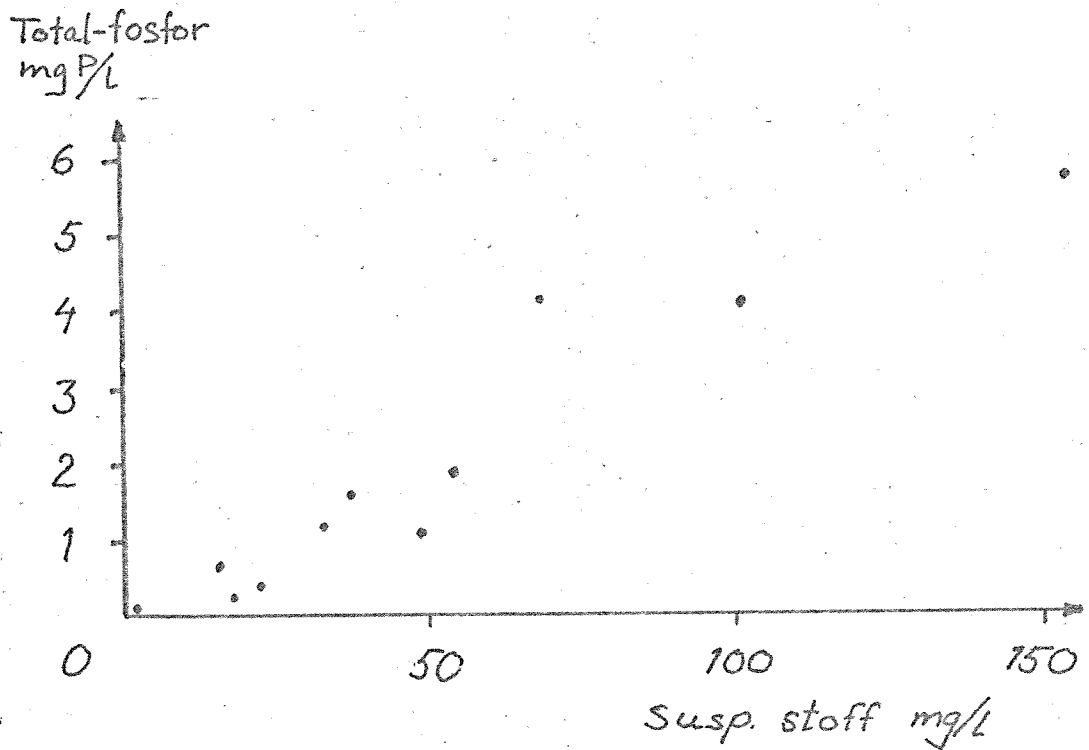


Fig. 2:6 Fosforinnhold i kjemisk rensert vann som funksjon av innhold suspendert stoff.

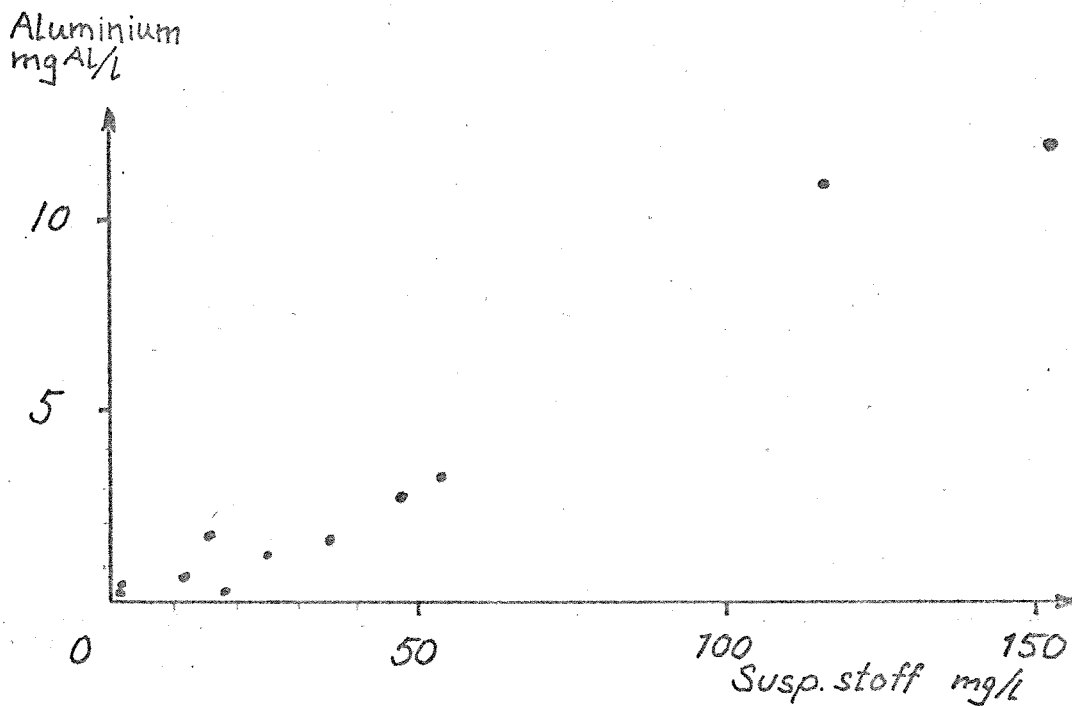


Fig. 2:7 Aluminiuminnhold i kjemisk rensset vann som funksjon av innhold suspendert stoff.

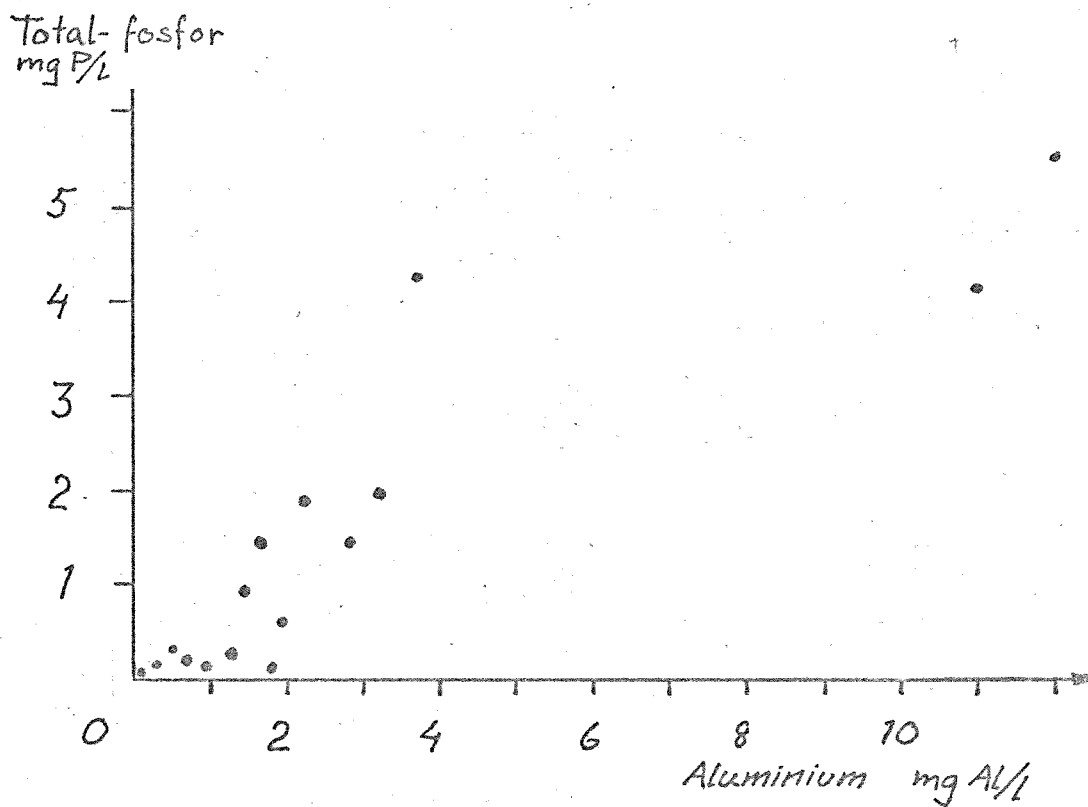


Fig. 2:8 Fosforinnhold i kjemisk rensset vann som funksjon av innhold aluminium.

ing gir en jevnere renseeffekt enn biologisk rensing, mens den biologiske rensingen kan gi høyere rensegrader. Ved biologisk rensing har man en tendens til høyere renseeffekter med høyere konsentrasjoner i innløpsvannet, noe som er blitt iaktatt mange ganger ved biologiske renseanlegg. Ved kjemisk rensing forefaller det imidlertid som om renseeffekten er uberoende av forurensningsgraden i det innkommende avløpsvannet.

Doseringen av fellingskjemikalier var temmelig høy, ca. 180 g/m^3 . Lavere dosering medførte dårligere flokkulering og mer turbid effluent. Ved den anvendte doseringen var pH-verdien i vannet 5,7 - 6,7. Det er mulig at lavere doseringer kunne vært benyttet hvis muligheter til pH-korrigerings med syre hadde vært tilstede.

Kvaliteten på det utgående avløpsvannet, såvel hva gjelder kjemisk rensing som biologisk rensing, er i hovedsaken beroende på hvor bra sluttsedimenteringsstanken formår å avskille suspendert stoff. Dette forholdet fremgår tydelig av figur 2:2 - 2:5, i hvilke BOF resp. KOF er avsatt som funksjon av innhold suspendert stoff i utløpsvannet. Den linje som er lagt inn i figur 2:2 og 2:5 svarer til det KOF-innhold som det suspenderte stoffet har i henhold til slamanalysene. Innhold av fosfor og aluminium i det kjemisk rensede avløpsvannet er også sterkt avhengig av innhold suspendert stoff i utløpsvannet, som fremgår av figurene 2:6 og 2:7. Av figur 2:8 fremgår også en god korrelasjon mellom fosfor og aluminium i kjemisk rensing vann.

Selv om renseenhetene har gått med jevn hydraulisk belastning, har allikevel avløpsvannet blitt av en relativ vekslende kvalitet. Dette beror til en viss grad på vekslende sammensetning i det avløpsvann som kommer til forsøksanlegget, men førts og fremst på en vekslende funksjon hos sedimenteringsenhetene. Sedimenteringsbassengene på forsøksanlegget er oppstrømsbassenger av såkalt Dortmund-type. I disse bassenger kommer vannet inn i et sentralt rør, ledes mot bassengets nedre del, hvoretter det stiger opp mot overløpskanten. Ved stigningen passerer vannet et slamteppe av allerede avskilt slam. Funksjonen hos et liknende sedimenteringsbasseng blir bedre jo tykkere slamteppet er, dvs. jo høyere opp i bassenget dette står. Et høyt nivå hos slamteppet medfører imidlertid også en øket risiko for at man skal få slam i effluenten. Forsøk på å oppnå gode avskilningsgrader kan derfor lett resultere i et motsatt resultat.

Under tiden juni til slutten av august fungerte renseanleggene stort sett meget godt, og bare i et par tilfeller forekom en relativ beskjeden slamflukt. I september fikk man en sterkt øket slamproduksjon volumsmessig i det biologiske og i det kjemiske anlegget. Slamvolumene som skulle tappes, ble - spesielt i det kjemiske anlegget - så store at man tross driftsovervåking langt over normal arbeidstid, med slamtapping 3-4 ganger i døgnet, ikke kunne unngå at slamflukt inntraff ved flere tilfeller i denne perioden. Det avløpsvann som gikk til forsøksresipientene i september og oktober, inneholdt av og til betydelige mengder suspendert stoff, hvilket kan ha medført sedimenteringseffekter i modellelvne.

2.3.2 Slamproduksjon

Den slamproduksjonen som er oppnådd i de ulike renseanleggene, fremgår av tabell 2:2.

Tabell 2:2: Data for slamproduksjon

		<u>Slam fra forsedimentering</u>	<u>Biologisk overskuddsslam</u>	<u>Slam fra kjem.fell.</u>
Slamproduksjon kg TS/d	aug	19	14	26
	sep	21	17	31
	okt	30	35	50
Slamproduksjon g TS/m ³	aug	80	58	109
	sep	88	71	128
	okt	125	145	210
Slamkonsentra. g TS/l	aug	26	11	14
	sep	26	11	4,9
	okt	23	7,1	6,3

Verdiene for slamproduksjonen fra det biologiske anlegget er påvirket av akkumuleringseffekten. Den totale slammengden i det biologiske systemet var omtrent den samme i begynnelsen av august og i slutten av driftsperioden, og derfor blir en veid middelvei over denne tid rettfærdig. Den veide middelvei blir 88 g TS/m³ tilsvarende 21 kg TS/d.

En meget interessant iakttagelse var at konsentrasjonen på det slam som ble tatt fra det kjemiske anleggets sluttsedimentering, gikk sterkt ned i slutten av driftsperioden. Dette medførte at man

istedet for å tappe slam en gang i døgnet, ble tvunget til å tappe slam opp til 3-4 ganger i døgnet. Da man tross dette ikke kunne unngå slamflukt om natten, ble man tvunget til, i oktober måned, å senke den hydrauliske belastningen på det kjemiske anlegget til ca. halvparten av det tidligere. Den mest trolige forklaringen til synkende slamkonsentrasjon under den senere delen av driftsperioden er at vannets temperatur også sank i denne perioden. Dette medfører redusert synkehastighet for slamfnokkene og - som følge herav - økende fluidiseringsgrad hos slamteppet i sedimenteringstanken. Selv om slammets konsentrasjon fra sedimenteringstanken sank betraktelig, kunne dog slammet lett konsentreres gjennom fortykning til normalt nivå, 1,5 - 2,0%. Disse iakttagelser tyder på at man i anlegg med avskillingsenheter av sludgeblanket type bør ha særskilte slamfortykkere.

2.3.3 Slamstabilisering

Under driftsperioden har slamlufterne blitt drevet på den måten at hver av lufterne har fått motta kun en slamtype. Dette vil si slam fra forsedimenteringsenhetene, biologisk overskuddsslam eller slam fra det kjemiske anleggets sluttsedimentering. Slamlufterne er blitt drevet på følgende måte: Hver dag er det fra slamlufteren blitt tappet et like stort volum omblandet slam som tilsvarende det volum ustabilisert slam som skal tilføres. Oppholdstiden i de ulike enhetene er blitt ulik ettersom det volum som fås av de tre slamtypene er ulikt. I tabell 2:3 finnes en sammenstilling på belastningsdata for slamlufterne.

Tabell 2:3: Driftsbetingelser for slamlufterne

	Luftere for slam fra forsediment.			Luftere for bio-log.oversk.slamm			Luftere for slam fra kjem.felling		
	aug	sep	okt	aug	sep	okt	aug	sep	okt
Oppholdstid	27	22	16	58	36	14	19	7	8
Org.belastn.kg FSS/m ³ ,d	0,78	0,93	1,26	0,12	0,21	0,44	0,42	0,45	0,51

Den prosentvise stabiliseringsgraden i en slamlufter kan beregnes iflg. formelen:

$$\eta = 100 \left(1 - \frac{GT \text{ ut}}{GT \text{ inn}} \times \frac{GR \text{ inn}}{GR \text{ ut}} \right)$$

η = stabiliseringsgrad i %

GT inn, GT ut = tørrstoffets prosentvise glødetap i influent resp. effluent.

GR inn, GR ut = tørrstoffets prosentvise gløderest i influent resp. effluent.

I figur 2:9 er stabiliseringsgraden under driftstiden for de ulike slamtypene lagt inn.

Slammet fra forsedimenteringsenhetene inneholder meget ustabilisert organisk materiale. Det er derfor naturlig at høye stabiliseringsgrader kan oppnås. Stabiliseringsgraden er dog høy sammenliknet med de verdier som er rapport av Malina (1). Stabiliseringsgraden for det mekaniske slammet har dog sunket vesentlig under den senere del av driftsperioden. Dette beror med sikkerhet på den temperatursenkning - og på den senkning av oppholdstiden - som har funnet sted. Temperaturen i slamlufterne er gjennom den intensive luftningen praktisk talt lik luftens døgnmiddeltemperatur. At stabiliseringsgraden er så høy som ca. 40% i slutten av driftsperioden da temperaturen lå klart under 10°C , beror antagelig på den lange oppholdstiden i systemet, hvori gjennom en stor del av det slam som befinner seg i slamlufteren ved et visst tidspunkt har gjennomgått stabilisering under betingelser som har rådet i ukene rett før prøvetakingen.

Ser man på stabilisering av overskuddsslammet fra langtidslufteren, finner man en vesentlig lavere stabiliseringsgrad. Dette beror sannsynligvis på at slambelastningen i det biologiske anlegget er så lav at hoveddelen av stabiliseringen rekker å skje allerede der. I slutten av september kunne man iaktta en høyere stabiliseringsgrad. Dette beror på at ved dette tidspunkt hadde innholdet av uorganisk materiale i slammet fra det biologiske anlegget begynt å synke, mens innholdet av uorganisk materiale i slamlufteren fremdeles var det samme som tidligere. Den høyning av stabiliseringsgraden man her kunne iaktta, er således for en større del beroende av fordrøyningen i systemet og av den beregningsmetodikk som er anvendt, og det er tvilsomt om en så markert topp forekommer i virkeligheten. I slutten av driftsperioden nedgår stabiliseringsgraden kraftig, hvilket henger sammen med et øket uttak av slam fra det biologiske anlegget, dvs. kortere oppholdstid og en senket temperatur.

(1) Malina Jr., J.F. og Burton, H.N.: Proc. 19th Ind.Waste Conf., Purdue University (1964) s. 716.

Stabiliserings-
grad, %

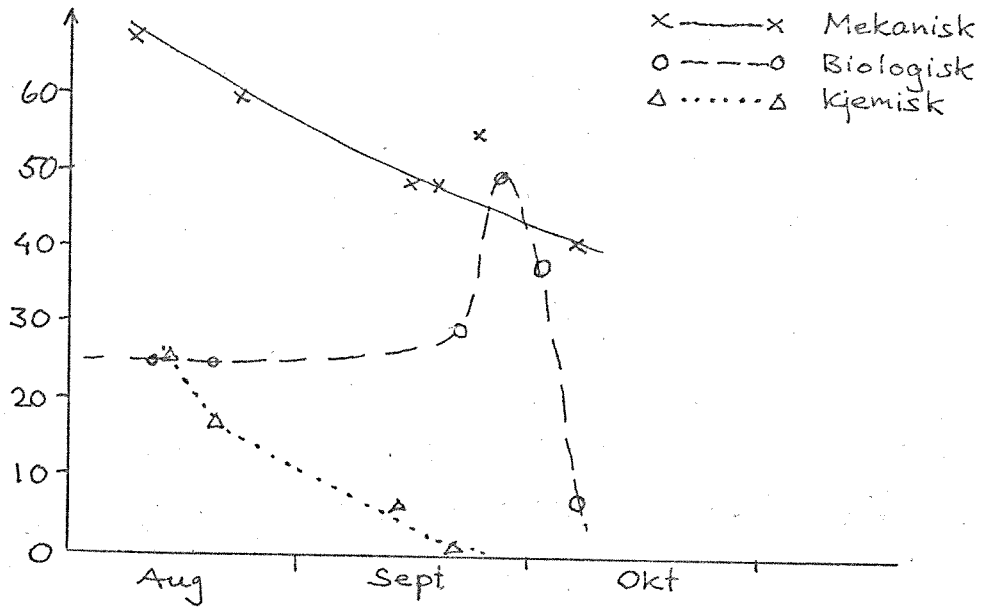


Fig. 2:9 Stabiliseringsgrad for mekanisk, biologisk og kjemisk slam under driftsperioden.

Stabiliseringsgraden ved luftning av det kjemiske slammet var relativt lav, sammenliknet med det mekaniske slammet. Dette beror på at oppholdstiden i denne slamlufteren var vesentlig kortere. Under den senere del av driftsperioden nedgikk stabiliseringsgraden praktisk talt til null, hvilket hovedsaklig berodde på den meget korte oppholdstiden som man fikk på grunn av den store produksjonen av slam i denne perioden.

Det mål på stabiliseringsgraden som her er anvendt, er den gjengse benevnelse, men er dog fra mange synspunkter mindre velegnet. Som et første forsøk på å nå frem til andre måltall for stabiliseringsgrad og stabiliseringshastighet, har noen forsøk med oksygenforbruksmålinger blitt utført. Resultatet gis i tabell 2:4.

Tabell 2:4: Oksygenforbruk i slamluftere

Datum:	Luftere for slam fra forsediment.		Luftere for bio- log.oversk.slam		Luftere for slam fra kjem.felling	
	kg O/m ³ ,d	kg O/kg TS,d	kg O/m ³ ,d	kg O/kg TS,d	kg O/m ³ ,d	kg O TS,d
27.8	1,2	0,08	0,11	0,007	0,36	0,02
14.9	1,0	0,06	0,14	0,009	0,29	0,05
17.9	0,8	0,06	< 0,10	< 0,005	0,37	0,08
20.9	5,2	0,19	0,14	0,01	0,40	0,08
1.10	1,6	0,14	0,31	0,03	1,40	0,18

Av tabellen fremgår at oksygenforbruket er størst i den lufteren som stabiliserer mekanisk slam og minst i den som stabiliserer biologisk slam. Et interessant resultat er at i slamlufteren med kjemisk slam kan man konstatere en betydelig aktivitet, også i slutten av undersøkelsesperioden, selv om stabiliseringsgraden - målt på konvensjonell måte - var 0. Om man prøver å sammenlikne stabiliseringsgraden med oksygenforbruket, hvilket kun er mulig for slamlufteren med mekanisk slam der man har hatt en vesentlig stabilisering, så finner man at oksygenforbruket er ca. 2½ ganger den nedbrutte mengde organisk substans.

For sammenlikning av verdiene i tabell 2:4, kan man notere at oksygenforbruket i stabilisert humus (kompost) av Allenspech (2) angis til 0,0005 kg O/kg tørrstoff,d.

(2) Allenspech, H.: Internationale Arbeitsgemeinschaft Müllforschung, Informationsblatt No. 35 (1969).

For å kontrollere hvorvidt noen utløsning skjer under prosessen, har enkelte analyser på fosfor og organisk substans blitt utført på slamvannet. Innholdet av fosfor i slamvannet er lavt, både i slamlufteren for biologisk vann og slamlufteren for kjemisk slam. I slamlufteren for mekanisk slam er fosforinnholdet i slamvannet noe høyere, men savner fremdeles kvantitativ betydning.

Innholdet av organisk substans målt som KOF er i slamvannet noe høyere enn i utløpsvannet fra de respektive renseanlegg, men totalt sett er utløsningen av organisk substans ubetydelig.

Vedrørende driften av slamlufterne bør noteres at overflatelufferne luftning av mekanisk slam er ugunstig da filler og liknende i slammet raskt bygger opp på lufferne og forstyrrer driften. Dekantering av slamvann fra lufferne går bra og et relativt rent slamvann kan oppnås under forutsetning av at slammet får stå en 5-6 timer før dekantering. Det skal spesielt noteres at det kjemiske slammets fnokker ikke synes å ødelegges av den lange intensive luftingen, men sedimenterer fortsatt bra når luftingen stenges av.

3. EKSPERIMENTELLE BIOLOGISKE UNDERSØKELSER

3.1 Forsøksresipientene: Beskrivelse og forsøksbetingelser

3.1.1 Kort beskrivelse av forsøksresipientene

Forsøksresipientene består av 12 stk. 30 m lange, 20 cm brede renner i glassfiberarmert polyeste ρ . Som resipientvann benyttes et næringsrikt elvevann (Nitelva) og et næringsfattig innsjøvann (vann fra den kommunale vannforsyning (Nordbysjøen). Ved hjelp av doseringsutstyr tilsettes ønskede mengder av ulike typer rensset kloakkvann til resipientene. For mer detaljert beskrivelse henvises til intern NIVA-rapport: "B-1/69. Forsøksstasjonen, Kjeller. Beskrivelse, formål og bruk", januar 1971.

3.1.2 Fysiske og fysikalske betingelser. Doseringer

Vannføringen i rennene var 0,5 l/s. Med en vannhøyde på 5 cm ga dette en gjennomsnittlig vannhastighet på 5 cm/s og en gjennomsnittlig oppholdstid i rennene på 10 min. Strømningsforholdene blir å karakterisere som rolig turbulent.

Temperaturen i Nitelvvannet varierte til dels sterkt fra dag til dag. Fra slutten av juni til midt i august varierte døgnmiddeltemperaturen fra 15 til 24°C. Det var imidlertid bare i første halvdel av juli at døgnmiddeltemperaturen oversteg 20°C. Høyeste registrerte temperaturdifferens mellom to etterfølgende døgn var 3°C. Fra midten av august til slutten av september sank temperaturen fra 17 til 9°C.

Temperaturkurven for innsjøvannet hadde et mer stabilt forløp. Fra slutten av juni til begynnelsen av september steg temperaturen jevnt fra 8 til 15°C, for deretter å avta til 12°C i slutten av september.

Forøvrig kan det bemerkes at været i forsøksperioden var preget av høy lufttemperatur, sol og få regnværsdager.

Rennene hadde følgende vanntyper (senere benyttede forkortelser er satt i parentes).

Renne nr.

R1	Nitelvvann (N)	
R2	Nitelvvann (N)	
R3	N + 15% Mekanisk behandlet kloakkvann	(N 15M)
R4	N + 5% " " "	(N 5M)
R5	N + 15% Kjemisk rensset kloakkvann	(N 15K)
R6	N + 5% " " "	(N 5K)
R7	N + 15% Biologisk rensset kloakkvann	(N 15B)
R8	Innsjøvann	(I)
R9	I + 5% M	(15 M)
R10	I + 1% M	(I 1M)
R11	I + 5% K	(I 5K)
R12	I + 1% K	(I 1K)

Bakgrunnen for de valgte doseringer til elvevannet er at slike belastninger er og kan bli aktuelle i Nitelva ved lave vannføringer. De benyttede doseringer for innsjøvannet ble valgt for å kunne sammenlikne de to resipientene ved samme belastning, og ut fra den antakelse at innsjøvannet ville gi utslag ved lavere belastninger enn det næringsrike elvevannet. Kapasiteten av anlegget tillot bare én renne med tilsats av biologisk rensset kloakkvann.

Rennene ble satt i gang 23. juni 1971, med unntak av R1 som ble startet 22. april 1971. Forsøkene ble avsluttet 20. oktober 1971.

3.1.3 Kjemiske forhold

Analyseresultater av Nitelvvann og innsjøvann er vist i tabell 3.1.1. I tabellen er det angitt aritmetisk middelværdi (\bar{x}), standardavviket (δ) og prosentvis standardavvik ($\frac{\delta \cdot 100}{\bar{x}}$) for de enkelte komponentene. Tallene er basert på 10 prøveserier i tidsrommet 30/6 til 7/10 1971, med unntak av ledningsevnen for Nitelvvann som er basert på 97 døgnmiddelværdier i det samme tidsrom.

Tabell 3.1.1 Analysar av Nitelvvann og Innsjøvann.

	Nitelvvann			Innsjøvann		
	\bar{x}	δ	$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$	\bar{x}	δ	$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$
Turbiditet, J.T.U.	15	19	127	1,2	0,5	42
Dikromattall, mg O/l	14	5	36	12	2	17
Ortofosfat, $\mu\text{g P/l}$	73	55	75	4	2	50
Total fosfor, $\mu\text{g P/l}$	110	40	36	12	4	33
Nitrat, $\mu\text{g N/l}$	250	150	60	120	50	42
Fritt ammonium, mg N/l	0,3	0,1	33	<0,005	-	-
Total nitrat, mg N/l	1,6	0,9	56	0,8	0,6	75
Surhetsgrad, pH	7,0	0,3	-	6,1	0,5	-
Spes.ledn.evne, 20°C, $\mu\text{S/cm}$	73	9	12	42	5	12

Den spesifikke elektrolytiske ledningsevne (κ_{20}) lå rundt 40 $\mu\text{S/cm}$ i innsjøvannet. I elvevannet var middelerdien 73 $\mu\text{S/cm}$, med variasjoner i området 50 til 90 $\mu\text{S/cm}$. Midt i oktober (etter resipientforsøkene avslutning) steg den til over 100 $\mu\text{S/cm}$. Analyseresultatene for avløpsvannet fra renseanleggene er vist i tabell 3.1.2. På grunn av tekniske problemer ble renseanleggenes effektivitet noe dårligere fra midten av august og resten av sesongen. Av denne grunn er analyseresultatene her delt i to grupper for beregning av middelerdi og standardavvik. Den første perioden går fra 30. juni til 20. august 1971, og den andre fra 14. september til 5. oktober. Dette medfører at antallet av verdier for enkelte komponenter egentlig har vært for lite til at standardavviket er særlig meningsfylt. Det er imidlertid også benyttet for antall fra 3 til 6 for å få en enhetlig fremstilling. Verdier basert på mindre enn 6 enkeltverdier, er merket med x) for å antyde at disse er beheftet med stor usikkerhet. De øvrige verdier er basert på 6 til 11 enkeltverdier.

I tillegg til parametrene i tabellen, ble det tatt enkelte nitratanalyser av de ulike avløpsvann.

Tabell 3.1.2 Analyser av avløpsvann.
 Verdier beregnet ut fra mindre enn 6 enkeltverdier er merket med x).

	M		B		K	
	\bar{x}	δ	\bar{x}	δ	\bar{x}	δ
Periode:	$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$		$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$		$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$	
30/6-20/8 1971						
K ₂ O (μ S/cm)	385	54	366	36	453	40
Turbiditet (J.T.U.)	71	88	17	23	10	10
Dikromat (mg O/l)	150	72	63	37	70	33
Orto-fosfat (μ g P/l)	4100	1400	5400	1800	437	462
Total-fosfor (μ g P/l)	4600	1600	5600	1600	636	534
Total N (mg N/l)	18 ^{x)}	6	28 ^{x)}	10	17 ^{x)}	5
Periode:	$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$		$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$		$\frac{\delta \cdot 100\%}{\bar{x}}$	
14/9-5/10 1971						
K ₂ O (μ S/cm)	476	47	439	38	525	16
Turbiditet (J.T.U.)	30 ^{x)}	18	11 ^{x)}	1	(39)	-
Dikromat (mg O/l)	285 ^{x)}	50	70 ^{x)}	7	118 ^{x)}	39
Orto-fosfat (μ g P/l)	7200 ^{x)}	200	7500 ^{x)}	900	241 ^{x)}	272
Total-fosfor (μ g P/l)	8400 ^{x)}	1000	7400	2800	2800 ^{x)}	1900
Total N (mg N/l)	34 ^{x)}	2	36 ^{x)}	10	31 ^{x)}	1

I mekanisk og kjemisk behandlet avløpsvann var nitratverdiene stort sett mindre enn 10 $\mu\text{g N/l}$ (på grunn av anaerobe forhold). I det biologiske anlegget var det betydelig nitrifikasjon fra slutten av juli til begynnelsen av oktober, med nitratverdier fra 1 til 40 mg N/l.

Aluminiumsinnholdet i kjemisk rensset avløpsvann lå for det meste i området 2 - 4 mg Al/l. Forøvrig henvises det til eget kapittel om renseanleggene.

I tabell 3.1.3 er ført opp beregnede parametre for de enkelte resipienter. Beregningene er basert på de aritmetiske middelveidene av resipient- og kloakkvannsanalysene samt de aktuelle blandingsforhold. For disse beregnede tallene er det ikke teoretisk mulig å angi standardavviket. Man kan likevel få et visst skjønn på variasjonene ved å sammenlikne med tabellene 3.1.1 og 3.1.2.

pH ble målt direkte i resipientene. Verdiene, spesielt for innsjøvannet, viste tydelige periodiske variasjoner (sannsynligvis grunnet kalking ved vannverket). Middelveid og standardavvik alene vil da være en lite egnet fremstillingsmåte. I tabell 3.1.4 er derfor oppført samtlige enkeltmålinger av pH.

3.2 Kvantitative bestemmelser av begroing

Som parametre for mengden av begroing i rennene ble benyttet glødetap og klorofyll (a+b). Prøver til organisk karbon er også tatt, men det har foreløpig ikke vært mulig å få dem analysert. Videre ble det foretatt enkelte analyser på ATP, som er en aktuell biomasseparameter.

3.2.1 Glødetap

Fig. 3.2.1 viser glødetap (g/m^2) i elvevannsresipientene som funksjon av tiden.

Man ser tydelig at kurvene deler seg i to adskilte grupperinger. Referenserennen og renner belastet med kjemisk behandlet avløpsvann har en jevn, men forholdsvis svak økning i glødetap i hele forsøksperioden. Resipientene med mekanisk og biologisk avløpsvann har en raskere tilvekst, og ligger stort sett på et nivå to til tre ganger verdiene for den førstnevnte gruppering.

Tabell 3.1.3 Kjemiske og fysikalske parametre for forsøksresipienten beregnet ut fra aritmetiske middelerverdier for resipient- og kloakkvannstypene.

30/6-20/8-71	κ_{20}	Turb. J.T.U.	Dikromat mgO/l	orto-PO ₄ µgP/l	tot.-P µgP/l	tot.N mgN/l
N	73	15	14	73	110	1,6
N 15M	119	23	34	680	780	4,1
N 5M	88	18	21	270	330	2,4
N 15K	130	14	22	130	190	3,9
N 5K	92	15	17	91	140	2,4
N 15B	117	15	21	870	930	5,6
I	42	1,2	12	4	12	0,8
I 5M	59	4,7	19	210	240	1,7
I 1M	45	1,9	13	45	58	1,0
I 5K	63	1,6	15	26	43	1,6
I 1K	46	1,3	13	8	18	1,0
14/9-5/10-71						
N	73	15	14	73	110	1,6
N 15M	133	17	55	1200	1400	6,5
N 5M	93	16	28	440	525	1,6
N 15K	141	19	30	98	510	6,0
N 5K	95	16	19	81	240	3,1
N 15B	128	14	22	1200	1200	6,8
I	42	1,2	12	4	12	0,8
I 5M	64	2,6	26	370	430	2,5
I 1M	46	1,5	15	78	96	1,1
I 5K	66	(3,1)	17	16	150	2,3
I 1K	47	1,6	13	6	40	1,1

Tabell 3.1.4 pH-verdier i forsøksresipientene.

Resipient	N	N	N	N	N	N	I	I	I	I	I
Dato 1971		15M	5M	15K	5K	15B		5M	1M	5K	1K
25/6	7,1	6,9	6,9	6,3	6,6	6,9	6,6	6,5	6,5	6,2	6,3
29/6	6,4	6,6	6,6	6,2	6,3	6,5	5,5	5,7	5,4	5,3	5,4
30/6	7,3	7,1	6,9	5,9	6,3	6,9	5,7	6,3	5,8	5,7	5,6
1/7	6,7	7,0	6,8	6,2	6,4	6,8	5,8	6,1	5,7	5,6	5,5
5/7	7,3	7,3	7,4	6,3	6,6	6,8	5,6	6,1	5,7	5,5	5,5
6/7	7,2	6,9	7,0	5,5	6,3	6,4	5,7	6,3	5,9	5,5	5,6
10/8	6,8	7,5	7,3	6,9	6,9	7,0	5,5	6,9	6,9	5,7	5,5
17/8	7,2	7,4	7,4	6,8	7,0	7,1	6,7	6,9	6,8	6,6	6,6
20/8	7,3	7,4	7,4	6,6	7,0	7,2	6,6	6,9	6,7	6,6	6,6
3/9	6,9	7,3	7,2	6,7	6,8	7,0	6,2	6,6	6,4	6,2	6,2
16/9	6,9	7,6	7,3	6,6	6,7	6,6	6,2	7,1	6,5	6,3	6,3
13/10	6,9	7,2	7,1	6,5	6,8	7,0	7,0	7,2	7,1	6,6	6,7
20/10	6,8	7,1	6,9	6,4	6,6	6,8	6,3	6,7	6,4	6,2	6,3
\bar{x}	7,0	7,2	7,1	6,4	6,6	6,8	6,1	6,6	6,3	6,0	6,0
δ	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,2	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5
høyest	7,3	7,6	7,4	6,9	7,0	7,2	7,0	7,2	7,1	6,6	6,7
lavest	6,4	6,6	6,6	5,5	6,3	6,4	5,5	5,7	5,4	5,3	5,4

FIG. 3.2.1 GLØDETAP I ELVEVANNRESERVENTENE

SOM FUNKSJON AV TIDEN

GLØDETAP g/m²

450
400
350
300
250
200
150
100
50
0

- Renne 2: Niteluvann ○-○
 3: + 15% Melc. beh. kloakkvann ■-■
 4: + 5% " " □-□
 5: + 15% Kj. " ▲-▲
 6: + 5% " " △-△
 7: + 15% Biol. " ●-●

23/6-71 10 20 30 40 50 NB! 98 DØGN 27/9-71

FORSØKSPERIODE

ENKELTFORSØKSDAG

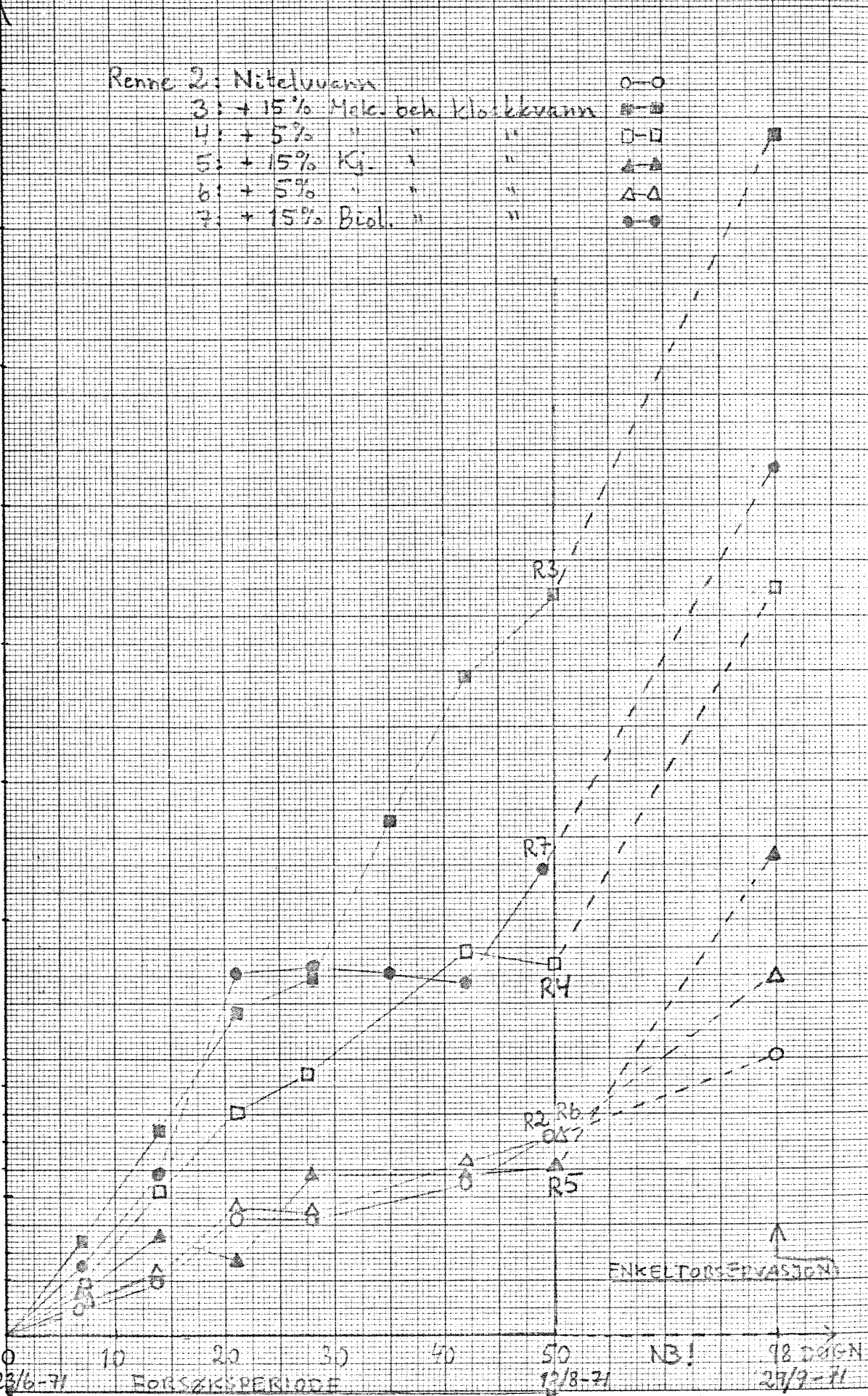


Fig. 3 viser tilsvarende data for innsjøvannresipientene. Her skiller R9 (5% mekanisk behandlet kloakkvann) seg tydelig ut fra de andre rennene, og ligger jevnt over på verdier ca. tre ganger de øvrige.

3.2.2 Klorofyll

Fig. 3.2.2 viser klorofyll (mg/m^2) i elvevannsresipientene som funksjon av tiden. Man finner her de samme grupperingene som før glødetapskurvene. Tendensene er imidlertid enda mer markert. De to grupperingene skiller seg fra hverandre med en faktor i området 3 til 5. Dette har i høy grad sin årsak i at sedimenteringsfaktoren innvirker i meget mindre grad på klorofyllmengden enn på glødetapet.

Man kan merke seg at man ved hjelp av klorofyllmålingene registrerte en topp etter ca. 3 uker for referanserennen (R2) og en etterfølgende nedgang. Dette er i god overensstemmelse med visuelle observasjoner. Disse forhold lot seg ikke registrere ved hjelp av glødetap som parameter. Fig. 3.2.4 viser tilsvarende tall for innsjøvannresipientene. I likhet med fig. 3.2.3, skiller R9 seg ut, men forskjellen fra R8, R11 og R12 er meget større for klorofyll enn for glødetapet. Dessuten registrerer man en markert klorofylløkning også i R10 (1% mekanisk behandlet kloakk), noe som også kunne observeres visuelt. Videre registreres en viss økning også i R11 og R12 mot slutten av forsøksperioden. Enkeltobservasjonen etter 98 døgn skiller seg noe ut fra det tidligere mønster. Årsakene til dette er kompliserte, men det har sammenheng med blant annet løsriving (drift) og beiting, uten at det finnes grunnlag for kvantisering av disse effekter. Det kan også bemerkes at måleusikkerheten ble større med tiden, fordi begroingen etter hvert fikk en mer ujevn distribusjon.

3.2.3 ATP

ATP som biomasseparameter ble i år forsøksvis brukt på den fastsittende begroing i rennene. ATP-metoder beskrevet i litteraturen, er for det meste anvendt på planktoniske organismer. De nødvendige metodiske modifikasjoner for anvendelse på benthos er ennå ikke avklart, og de følgende resultater må derfor ses som innledende forsøk.

Fig. 3.2.5 viser registrert ATP-innhold i elvevannsresipientene den 14. og 21. juli 1971. Den 14. juli finner man de høyeste verdiene i R3, R4 og R7 - de samme renner som også hadde de høyeste verdier for

FIG. 3.2.2 KLOROFYLL I ELVEVANNRESPIENTENE
SOM FUNKSJON AV TIDEN

KLOROFYLL mg/m²

Renne 2: Niteluvann

3: +15% Mek. beh kloakkvann

4: +5% " " " "

5: +15% Kj. " " " "

6: +5% " " " "

7: +15% Biol. " " " "

○-○

■-■

□-□

▲-▲

△-△

●-●

1500

1400

1300

1200

1100

1000

900

800

700

600

500

400

300

200

100

0
23/6-71

Forløpsperiode

12/8-71

NB!

98 DØSN

29/9-71

R2 ENKELTGRYASJON

R5

R6

R7

R4

R3

FIG. 3.2.3 GLØDETAP FOR INNSIØVANN-RESIPTENTENE SOM

FUNKSJON AV TIDEN

- Renne 8 : Innsjøvann : ○-○
- 9 : +5% Mek. beh. kloakkvann : ■-■
- 10 : +1% " " " : □-□
- 11 : +5% Kj. " " : ▲-▲
- 12 : +1% " " " : △-△

GLØDETAP g/m²

120
110
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0

25/6-71

FORSØKSPERIODE

27/8-71

N31

DØGN

ENKELTSCERVASJON

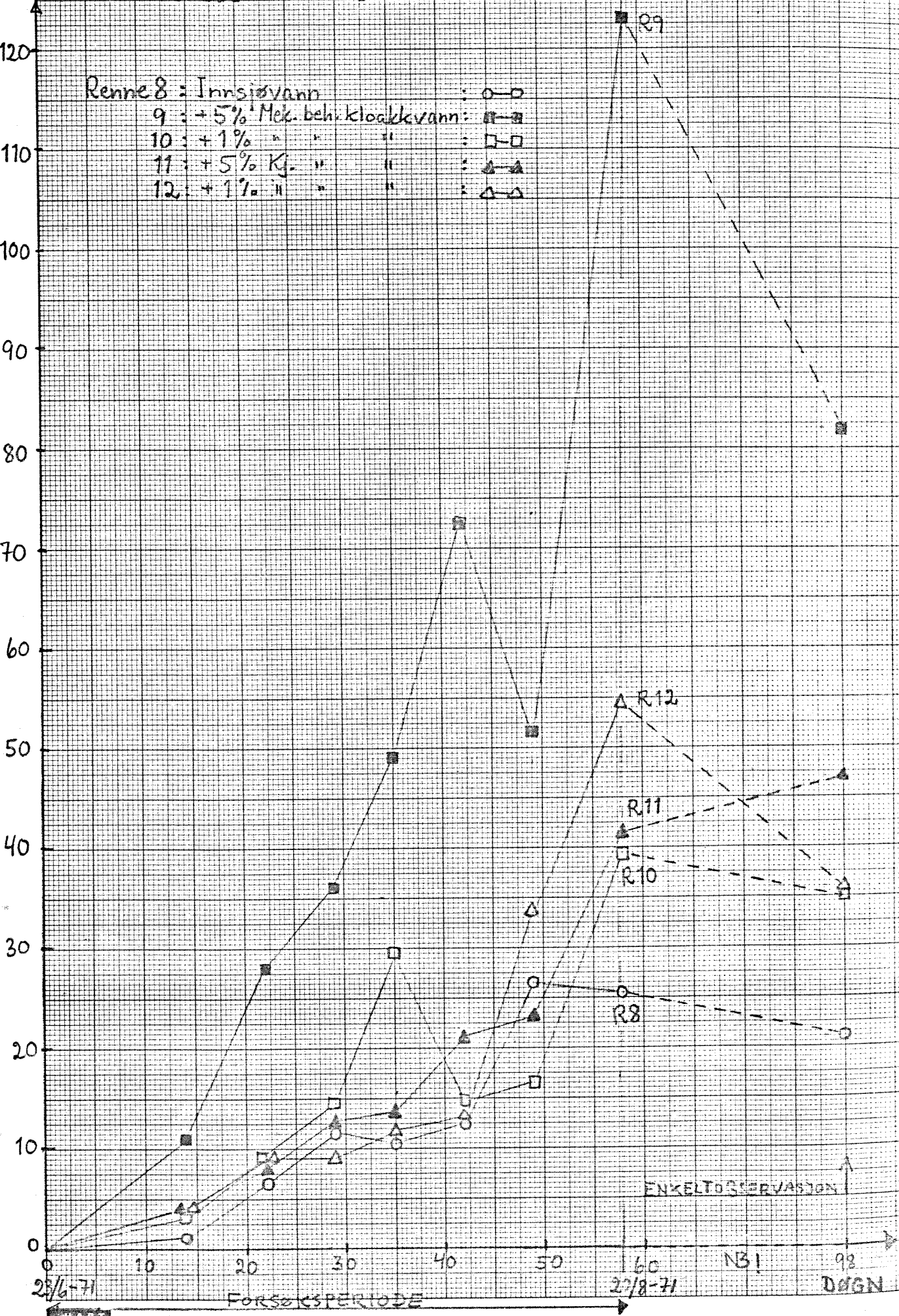


FIG. 3.2.4 KLOROFYLL I INNSJØVANN-RESIDENTENE

SOM FUNKSJON AV TIDEN

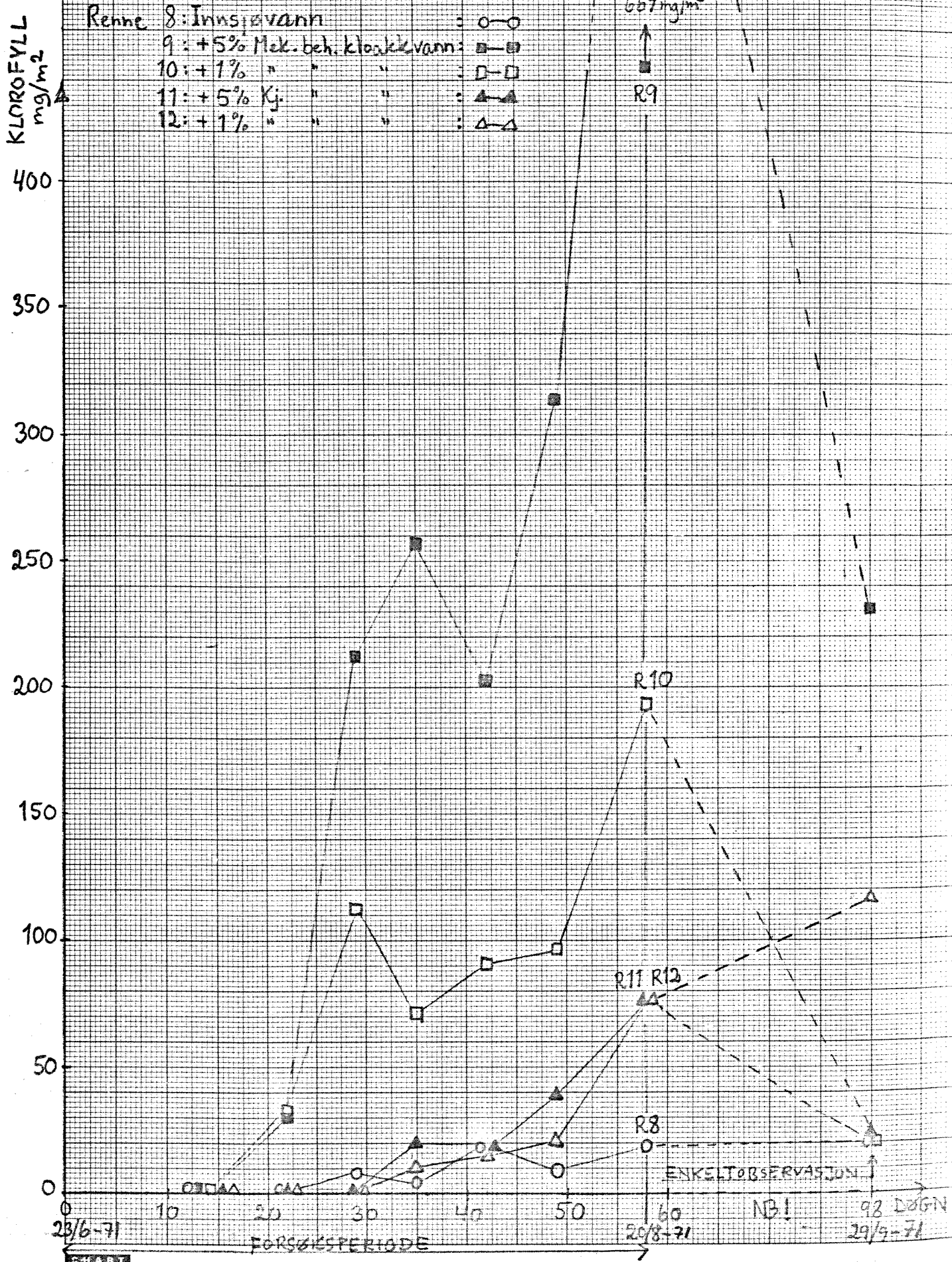


FIG. 3.2.5

ATP-INNHOLD I ELVEVANNRESIDENTENE

mg ATP/m²

180
170
160
150
140
130
120
110
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0

Renne 2: Nitelravn

3: + 5% Mek. beh. kloakkvann

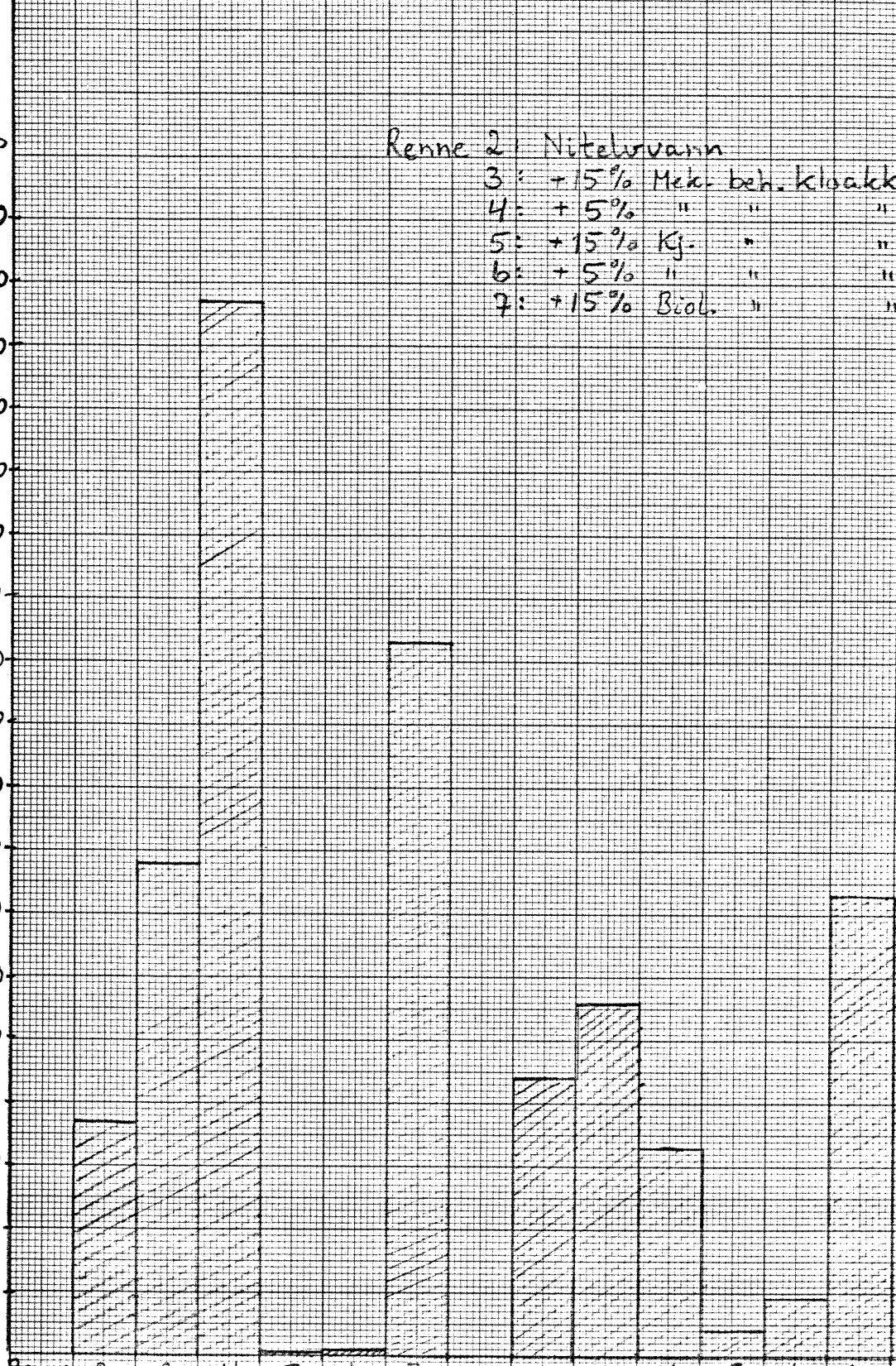
4: + 5% " " "

5: + 15% Kj. " "

6: + 5% " " "

7: + 15% Biol. " "

Renne 2 3 4 5 6 7 2 3 4 5 6 7
← 14/7 → ← 21/7 →



gløderest og klorofyll på tilsvarende tidspunkt (jfr. fig. 3.2.1 og 3.2.2). Det mest iøynefallende med dataene er imidlertid de ekstremt små verdier som ble registrert i renner med tilsats av kjemisk behandlet avløpsvann. Den samme tendens er også tydelig for målingene fra den 21. juli. Det kan antydes to mulige forklaringer på dette: 1. ATP-ekstraktet inneholder kjemiske komponenter som inhiberer enzymreaksjonen. 2. Begroing og sedimenter inneholder kjemiske komponenter som binder ATP i en slik grad at det vanskelig lar seg ekstrahere (forslagsvis Al, Fe, tungmetaller). Dette er forhold som bør undersøkes nærmere, ikke minst med henblikk på mulige fysiologiske og økologiske effekter.

Fig. 3.2.6 viser ATP-data for innsjøvannresipientene. R9 har et meget høyt ATP-innhold sammenliknet med de øvrige renner. R10 ligger også markert høyere enn bakgrunnsrennen (R8), noe som også var tilfellet for klorofyllinnholdet (fig. 3.2.4). Renner med kjemisk behandlet kloakkvann ligger på omtrent samme nivå som kontrollrennene; verdiene er imidlertid meget små og usikre, i likhet med klorofyllverdiene fra samme tidspunkt.

3.2.4 Gjenvækstforsøk

Når renneforsøkene har pågått noen uker, vil ofte løsrivingen fra benthos tilnærmet oppveie og til og med overskride dannelsen av ny biomasse. Mengden av benthos vil da ikke lenger gi informasjon om produksjonen. Det ble antatt at nyetablering på renskrapte flater ville gi et bedre uttrykk for produksjonen. Bestemmelser av gjenvækst ble foretatt ukentlig i tre uker fra den 18. august til 8. september 1971. Den gjennomsnittlige tilvekst i perioden, uttrykt som økning av glødetap og klorofyll pr. m² og døgn, er vist i tabell 3.2.1.

Tabell 3.2.1. Gjenvækst i perioden 18. august til 8. september 1971.

Resipienttype	Elvevann						Innsjøvann				
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Renne nr.											
Tilsats	-	15%	5%	15%	5%	15%	-	5%	1%	5%	1%
		M	M	K	K	B		M	M	K	K
Glødetap, g/m ² /døgn	2,0	6,2	3,0	2,0	1,4	3,6	0,6	3,2	1,7	1,5	1,7
Klorofyll, mg/m ² /døgn	5	25	11	5	5	13	0,3	5	0,9	0,7	2,4

FIG. 3.2.6 ATP-INNHOLD I INNSJØVANN-RESIDENTENE

ATP mg/m²

Renne 8 : innsjøvann
 9 : +5% Mek. beh kloakkvann
 10 : +1% " " "
 11 : +5% Kj. " "
 12 : +1% " " "

34
 32
 30
 28
 26
 24
 22
 20
 18
 16
 14
 12
 10
 8
 6
 4
 2
 0

Renne 8 9 10 11 12 8 9 10 11 12
 ← 15/7 → ← 22/7 →

For elvevannsresipientene finner man de samme tendenser som i hovedforsøket. Rennene 3, 4 og 7 har den største gjenveksten, mens R2, R5 og R6 ligger på tilnærmet samme nivå.

Av innsjøvannsresipientene er gjenveksten i R9 markert høyest. De andre belastede rennene viser også høyere verdier enn referanserennen. Den forholdsvis høye gjenveksten i R12 er vanskelig å forklare. Det kan nevnes at beiteeffekten tilsynelatende var mindre i renne 12 enn i renne 11.

3.2.5 Løsrevet begroing (drift)

Den akkumulerte biomasse i benthos vil ofte gi svært sparsomme informasjoner om produksjonen. Det er derfor av interesse å bestemme den del av produksjonen som løsrives og blir ført vekk med vannmassene. Dette byr imidlertid på store metodiske problemer, spesielt når bakgrunnsverdiene for partikler i vannet er høye (jfr. NIVA-rapporter M2-1/F16 og M2-1 1/68). Periodisk store løsrivninger kompliserer også bestemmelsene.

Bestemmelser av drift ble foretatt ved hjelp av planktonnett og glassfiberfiltre. Filtrene ble benyttet for å få med den delen av driften som passerte planktonnettet. Resultatene viste at bakgrunnsverdiene i vannet for parametrene tørrvekt og gløderest var omtrent like store som verdiene ved rennes utløp. I forsøksperioden var det til og med en gjennomgående senkning av de nevnte parametrene gjennom rennesystemet. Dette indikerer at sedimenteringen av partikler mer enn oppveier driften fra rennene. For klorofyll kunne man imidlertid registrere nettoøkninger. Selv om dataene er sparsomme, viser de at driften med klorofyll som parameter ligger i samme størrelsesorden som gjenveksten i tabell 3.2.1. Tabell 3.2.2 viser en del av dataene fra driftsoppsamlingsforsøkene.

Man kan her merke seg at tallverdiene av de negative glødetapverdiene ligger på omtrent det samme nivå som de positive verdiene ved gjenvekstforsøkene (tabell 3.2.1). Dette antyder at glødetapverdiene i høy grad er influert av sedimenteringen.

Tabell 3.2.2. Løsrevet begroing, vist som netto løsrivning
pr. m² og døgn.

Renne nr.	2	8	9	9	10	11	11	12
Dato	6/10	13/10	12/10	20/10	14/10	13/10	19/10	18/10
Glødetap, g/m ² /døgn	- 0,8	- 0,8	+ 0,7	- 3,8	- 1,5	- 0,7	- 0,5	- 1,3
Klorofyll, mg/m ² /døgn	5	2,5	24	6	15	0,3	2,0	3,0

Oppsamlingsmetoden ser ut til å kunne gi verdifulle informasjoner om produksjonen av biomasse i rennene, og gir dessuten informasjoner om sedimenteringen i rennene. Ved de nåværende biomasseparametre er det imidlertid ikke mulig å få noen mål for den heterotrofe del av begroingen. Det er mulig at innføring av ATP-målinger vil kunne gi informasjoner om dette. ATP-målinger vil dessuten sannsynligvis være lettere å utføre på løsrevet biomasse, fordi forholdet mellom organismer og dødt materiale åpenbart er større i driften enn i benthos. Ulempen ved driftsoppsamlingene er at metoden er meget tidkrevende, og at hyppige prøvetakinger er nødvendige fordi løsrivningen kan variere sterkt med tiden.

3.2.6 Kort diskusjon

Hvis man setter som krav til en rensemetode at avløpet skal føre til minst mulig økning av biomasseproduksjonen i resipienten, er det tydelig at kjemisk behandling tilfredsstiller dette kravet betydelig bedre enn mekanisk og biologisk behandling. Grunnen til dette er imidlertid langt fra klarlagt. Hovedbegrunnelsen for anvendelse av kjemisk behandling er gjerne oppgitt å være fosfatfjerningen. I ellevannsresipientene, som under forsøket hadde en gjennomsnittlig bakgrunnsverdi for ortofosfatkonsentrasjonen rundt 70 µg P/l, er det lite trolig at fosfat har vært begrensende vekstfaktor. En forklaring kan være at den kjemiske felling fjerner også andre viktige vekstfremmende komponenter, som de øvrige rensemetoder ikke fjerner. Man kan heller ikke utelukke at man ved den kjemiske fellingen har tilsatt eller anriket stoffer som i alle fall til en viss grad virker veksthemmende. Uten at man her går nærmere inn på hvilken forklaring som er mest sannsynlig, er det lett å innse at det er viktig å få avklart disse spørsmål.

Videre er det klart at biomassebestemmelser alene ikke kan avgjøre brukbarheten av en rensemetode. Det er kun en delinformasjon som må sammenholdes med andre økologiske effekter, eksempelvis organismsammensetningen. Nettopp innenfor økosystemforskning vil det i årene som kommer, være behov for betydelig forskningsmessig innsats for å klargjøre effekter av forurensninger, slik at man blir i stand til å velge rensemetoder ut fra økologiske kriterier.

3.3 Kvalitative undersøkelser av begroing

3.3.1 Innledning

Målsettingen med denne del av renneforsøkene har vært:

- a) Beskrive eventuelle forskjeller i de rennesamfunn som etablerer seg i to ulike resipientvanntyper ved påvirkning med husholdningskloakk av forskjellig mengde og kvalitet.
- b) På grunnlag av resultatene fra a), drøfte konsekvensene som kan forventes i vassdragene (her spesielt Nitelva) ved tilsvarende belastning som i rennene.

Det endelige siktemålet er å få et grunnlag for å vurdere om resultatene fra slike modellforsøk kan være til hjelp i vassdragsforvaltningen, dvs. gjøre en i stand til å forutsi virkningene av definerte belastninger.

I denne rapport vil hovedvekten bli lagt på punkt a). Materialet er behandlet og vurdert relativt uavhengig av resultatene fra de andre delundersøkelsene (måling av produksjon og biomasse, registrering av hvirvelløse dyr). Grunnen er bl.a. ønsket om å se hva som kan komme ut av en slik kvalitativ undersøkelse alene.

Med hensyn til forsøksbetingelsene, vises til punkt 3.1.

3.3.2 Materiale og metoder

Innsamlingsmetodikken er basert på den antakelse at noen vesentlig endring av miljøet ikke vil skje i rennenes lengderetning; m.a.o. at selvrensningen vil være av underordnet betydning for samfunnets sammensetning. I praksis vil dette si at en prøve fra et tilfeldig valgt mindre avsnitt skulle kunne betraktes som representativ for

hele rennen (ved et gitt tidspunkt). Tidligere erfaringer tilsier imidlertid at forholdene vil være noe spesielle i de øverste metrene og i umiddelbar nærhet av utløpet (sedimentering, strømningsforhold). Videre kan tilfeldige variasjoner spille en rolle hvis avsnittene som prøvene innsamles fra, er for små. Følgelig er de kvalitative prøver innsamlet for hånd i renneavsnittet 10 - 20 m, etter visuell vurdering av hovedkomponentene i samfunnet.

Innsamling av prøver er i hovedsaken foretatt med 1 - 2 ukers mellomrom, første gang 30. juni, og siste gang 7. oktober. I forbindelse med prøveinnsamlingen er det gitt en makroskopisk beskrivelse av rennesamfunnene, støttet av fargefotografier av representative utsnitt. I noen grad er det mikroskopert på levende materiale, men det meste av det detaljerte analysearbeidet må foretas på prøver fiksert i 2% formalin. Nærværende rapport baserer seg på de makroskopiske observasjonene og summarisk analyse av samfunnenes hovedkomponenter.

3.3.3 Resultater

Renne 1 (Elvevann). Stort sett var det ensartede forhold langsetter rennen på de enkelte observasjonsdager gjennom hele forsøksperioden, unntatt i øvre 6 - 7 m, der en art av algeslekten Vaucheria etablerte seg tidlig og var til stede i varierende mengde hele tiden. Helt i begynnelsen var det dessuten dominans av trådformede grønnalger (Spirogyra spp. og Ulothrix sp.) i øvre halvdel. I ca. én måned fra begynnelsen av juli var det dominans av en coccal blågrønnalge (cf. Aphanothece sp.). Denne veksten redusertes i betydning i løpet av august, og var praktisk talt borte i begynnelsen av september. Fra slutten av juli opptrådte et Palmella-stadium av en grønnalge, og denne arten var dominerende fra midten av august til omtrent midten av september. Fra dette tidspunkt til 7. oktober, da observasjonene ble innstilt, var trådformede grønnalger (bl.a. Spirogyra spp.) fremtredende ved siden av den palmelloide grønnalgen. Heterotrofe organismer var ikke på noe tidspunkt iøyefallende. Ved en enkelt anledning ble det lokalt observert tendens til anaerobe forhold i sedimentene. Forøvrig var disse aerobe.

Renne 2 (Elvevann). Med unntak for en periode da det inntraff hurtige forandringer i begroingens karakter, og for de øverste metrene, var det på et gitt tidspunkt relativt ensartede forhold i rennens

lengderetning. Trådformede grønnalger (Spirogyra, Oedogonium) dominerte frem til midten av juli; deretter fulgte en periode med fremvekst og til slutt dominans av blågrønnalger cf. Aphanothece sp. fra slutten av juli. Denne arten var dominerende i biomasse inntil midten av august, men ble i økende grad tilslammet, samtidig som det var fremvekst av samme palmelloide grønnalge som i R1. I slutten av august og begynnelsen av september inntraff en periode med sparsom begroing. I de siste fem ukene dominerte den palmelloide grønnalgen til dels fullstendig. Muligens bortsett fra 7. oktober, ble det observert lite heterotrof vekst. Den 15. september var det stor forekomst av krepsdyret Eurycercus cf. lamellatus, som er en viktig beiteorganisme. Sedimentene var hele tiden aerobe.

Renne 3 (Elvevann + 15% mekanisk rensset kloakkvann). Spesielle forhold gjorde seg gjeldende i de øvre 4 - 6 m, forøvrig var det bare tilfeldige variasjoner langssetter rennen. Fra begynnelsen av juli dominerte diatoméen Nitzschia sp. (cf. N. palea) sammen med Vorticella sp. (klokkedyr, ciliat), deretter blågrønnalger (Oscillatoria spp.) sammen med Nitzschia sp. frem til begynnelsen av oktober, da den sistnevnte hadde gått tilbake i betydning. Mye heterotrof vekst ble registrert fra begynnelsen av juli, for det meste Vorticella, men også trådformede skjedbakterier (chlamydobacteriaceae) og Beggiota sp. (svovelbakterie), foruten mye frittlevende bakterier og ciliater og noe slimaggregater av bakterier (Zoogloea-liknende). Sedimentene var anaerobe under begroingsmattene fra midten av juli og gjennom resten av observasjonstiden.

Renne 4 (Elvevann + 5% mekanisk rensset kloakkvann). Heller ikke denne rennen viste noen systematiske forskjeller i lengderetningen på de enkelte observasjonsdager, når unntas de øvre 5 - 6 m. Frem til midten av juli var Nitzschia cf. palea dominerende sammen med trådformede grønnalger. Siden ble det noe varierende for de enkelte renneavsnitt (ikke systematisk), men mest fremtredende var Oscillatoria spp. (samme som i R1), Nitzschia og trådformede grønnalger. Blant disse var Oscillatoria og Nitzschia dominerende frem til midten av august; derfra og ut perioden overtok grønnalgene i økende grad. Vorticella var hele tiden til stede, mens det tilsynelatende ikke var så mye av andre heterotrofe. Fra slutten av juli var det stadig forekomst av anaerobe sedimenter.

Renne 5 (Elvevann + 15% kjemisk rensset kloakkvann). I hvertfall de nedre 20 m av rennen var relativt ensartet med hensyn til begroings-samfunnenes sammensetning. Frem til midten av juli ble det registrert dominans av blågrønnalgene Lyngbya sp. og Pseudanabaena cf. catenata. Fra siste del av juli til slutten av august var det mest av Oscillatoria spp., men også en del Nitzschia sp. I samme periode inntraff en episode i rennens øvre 10 m med dominans av samme palmelloide grønnalge som tidligere nevnt under R1 og R2. Den 3. september var det i hele rennen nesten bart sediment, uten synlig vekst av alger. Fra midten av september dominerte igjen Oscillatoria spp. sammen med Nitzschia sp. En representant for chlamydoacteriaceae (skjedebakterier) var også forholdsvis fremtredende i samme tidsrom. Vorticella sp. spilte også en rolle i denne perioden. Anaerobe sedimenter ble observert en enkelt gang i løpet av undersøkelsen.

Renne 6 (Elvevann + 5% kjemisk rensset kloakkvann). Det ble registrert noe variasjon i lengderetningen på de enkelte observasjonsdager, men i hovedsaken var det ensartede samfunn i de nedre 25 m. I juli var det dominans av blågrønnalger (mest Oscillatoria spp. og Lyngbya sp., men også noe Pseudanabaena cf. catenata, dertil mye Nitzschia sp. og litt coccale og trådformede grønnalger. I slutten av juli var det lite vekst av alger, mens det i august var dominans av tidligere nevnte palmelloide grønnalge i rennens øvre halvdel. Samtidig dominerte Oscillatoria spp. nedenfor. Den 18. august var det en del cf. Aphanothece sp. I begynnelsen av september var det lite begroing. Fra midten av september dominerte først et annet Palmella-stadium sammen med Nitzschia sp. og andre diatoméer, deretter Oscillatoria spp. på slutten av perioden. Karakteristisk for rennen var relativt hurtig vekslende samfunn med tiden; men strengformede matter av Oscillatoria spp. var hele tiden til stede i større eller mindre grad. Anaerobe sedimenter ble bare registrert ved en enkelt anledning.

Renne 7 (Elvevann + 15% biologisk rensset kloakkvann). På grunn av svikt i renseanlegget var de øvre 10 - 15 m av rennen til dels preget av sedimenterte kloakkvannspartikler. Forøvrig var det forholdsvis homogene forhold og samfunn. I begynnelsen av juli var det dominans av trådformede grønnalger, foruten Nitzschia sp. og Vorticella sp. I ca. tre uker fra midten av juli var Oscillatoria spp. og Nitzschia mest fremtredende, men trådformede grønnalger (Spirogyra spp. o.a.)

utgjorde en ikke ubetydelig komponent. I resten av forsøks tiden var begroingen preget av trådformede grønnalger; mest Spirogyra, men også mye Stigeoclonium cf. tenuis. Det ble gjort spredte registreringer av trådformede bakterier (Chlamydoacteriaceae og Beggiotoa) og frittlevende ciliater. Vorticella var bare fremtredende i begynnelsen. Fra juli og ut ble det gjort stadige observasjoner av anaerobe sedimenter, unntatt den 7. oktober.

Renne 8 (Innsjøvann). Det tok nesten seks uker før annen begroing enn Leptothrix cf. discophora (jernbakterier) ble synlig makroskopisk, og det ble ingen særlig vekst før i midten av august. Frem til dette tidspunkt var Leptothrix dominerende (sammen med rødbrunt sediment som kom i løpet av første uke og var til stede i alle springvannsrennene i hele perioden). I resten av tiden (frem til 7. oktober) dominerte trådformede grønnalger (Mougeotia spp., Spirogyra spp. og Oedogonium sp.), ispedd diatoméen Tabellaria flocculosa.

Renne 9 (Innsjøvann + 5% mekanisk rensset kloakkvann). Litt varierende forhold i øvre 10 m, men ellers var det relativt homogent nedetter rennen. En viss vekst ble observert fra midten av juli, men denne ble først tydelig i slutten av juli. To arter av Tribonema (Xanthophyceae = Gulgrønnalger) var til stede hele tiden. Frem til begynnelsen av september dominerer disse sammen med Spirogyra spp. og Nitzschia sp., deretter sammen med Stigeoclonium cf. tenuis. Leptothrix cf. discophora var til stede i mindre mengder hele perioden. Grønne flagellater var fremtredende i enkelte prøver, spesielt i begynnelsen. Frittlevende og trådformede bakterier ble regelmessig observert, men aldri i særlige mengder. Vorticella sp. fantes fra midten av august, men ble først et betydelig innslag den siste måneden. Anaerobe sedimenter er bare konstatert én gang.

Renne 10 (Innsjøvann + 1% mekanisk rensset kloakkvann). Det ble ofte observert forskjeller mellom rennens øvre og nedre halvdel, spesielt kunne de øvre 5 - 10 m skille seg ut. Avsnittet fra 10 m og nedover var likevel som regel temmelig homogent, sett undet ett. Frem til midten av august ble det registrert dominans av Tribonema spp., med en isolert stor forekomst av Nitzschia sp. I samme periode fantes det moderate mengder av Leptothrix cf. discophora og kimstadier av grønnalger. Fra begynnelsen av september og ut tiden, dominerte

Stigeoclonium cf. tenue sammen med Tribonema spp., men i noe ujevn forekomst, spesielt nederst i rennen. Litt Leptothrix ble observert ved hver prøveinnsamling. Vorticella sp. ble bare funnet 29. september og 7. oktober.

Renne 11 (Innsjøvann + 5% kjemisk rensset kloakkvann). Bortsett fra øvre 5 - 10 m var det relativt homogent langsetter rennen på de enkelte observasjonsdatoer. Veksten begynte først å bli synlig i begynnelsen av august. Gjennom hele forsøksperioden var Leptothrix til stede i mindre mengder, men mest fremtredende inntil 7. oktober var Microspora sp. og dernest en del frittlevende, skjededannende eller zoogloøse bakterier, foruten en skiftende forekomst av Tribonema spp., trådformede grønnalger, o.a. Ved den siste prøvetakingen dominerte en trådformet bakterie (cf. Sphaerotilus natans). En del Eurycercus cf. lamellatus ble observert på sle på slutten av perioden. Vorticella ble ikke registrert.

Renne 12 (Innsjøvann + 1% kjemisk rensset kloakkvann). Stort sett ble det på innsamlingstidspunktene registrert ensartede forhold i rennens nedre 20 m. Veksten var beskjedent frem til begynnelsen eller midten av august. Herfra og ut observasjonsperioden dominerte ulike trådformede grønnalger og Tabellaria flocculosa. I siste halvdel av august var det mest av Tribonema spp. I tiden etter dominerte etter tur følgende: Mougeotia sp; Microspora sp. sammen med Spirogyra spp.; Oedogonium sp. og til slutt Spirogyra spp., Mougeotia spp. og Oedogonium sp. sammen. Et variert samfunn av diatoméer var til stede i alle prøver. Det var også Leptothrix cf. discophora, men det var lite av denne etter midten av september. Karakteristisk for denne rennen var relativt hurtig varierende samfunn.

3.3.4 Diskusjon

Resultatene viser, spesielt for rennene med ellevann, at kloakkvannsbelastningen har avgjørende betydning for rennesamfunnenes oppbygning og for forholdene i sedimentene. Med hensyn til de sistnevnte, er det regelmessig konstatert utvikling av anaerobe sedimenter i R3, R4 og R7. Mest utpreget var dette i R3. Utviklingen mot anaerobe forhold kan ikke skyldes primærbelastningen med organisk stoff alene. Vel så viktig er sannsynligvis den høyere produksjonen og større biomasse i

disse rennene. (Jfr. resultatene fra de kvantitative undersøkelsene. Bemerk også forskjellen mellom R4 og R9, som begge var belastet med 5% mekanisk rensset kloakkvann). Ved siden av at veksten i seg selv representerer nedbrytbart organisk stoff, vil den binde sedimentet med dettes innhold av organisk stoff, og slik bidra til stagnerende forhold.

Den heterotrofe begroingen (bakterier, sopp, ciliater) var særlig fremtredende i R3, noe mindre i R4. I R5 spilte Vorticella sp. en viss rolle den siste måneden, og dette gjaldt også for R9. I R7 var Vorticella derimot bare fremtredende i begynnelsen av forsøket. Innslaget av frittlevende bakterier har vært vanskelig å bedømme, men når det gjelder filamentøse eller zoogløse former, var disse ikke særlig tallrike annet enn i R3. Dertil er de i moderate mengder regelmessig blitt observert i R9 og R11; mer sporadisk i R5 og R7. At slike organismer stort sett har vært av relativt underordnet betydning, kan formodes å ha sammenheng med bl.a. lav strømhastighet. Frittlevende ciliater var det mer eller mindre av i alle elvevannsrennene, mest i R3 og R4, dernest i R7. I innsjøvannsrennene var det derimot lite; å dømme etter den innledende bearbeidelse av prøvene.

Også algesamfunnene var markert forskjellige fra renne til renne. Innledningsvis kan man bemerke at utviklingen var noe annerledes i de to elvevannsrennene (R1 og R2) som var startet med åtte ukers mellomrom, selv om det også var mange likhetspunkter. Tidspunktet for igangsettelsen spiller derfor en rolle. For begge disse rennene viste resultatene at det "upåvirkede" algesamfunnet var dominert av henholdsvis grønnalger (palmelloide eller trådformede) og den coccale blågrønnalgen cf. Aphanothece sp. I den hardeste belastede rennen, R3, var det dominans av Nitzschia sp. (N. cf. palea) og Oscillatoria spp. hver for seg eller sammen. Noe av det samme fantes i R4 og R7, som i flere henseende viste liknende algesamfunn, men her med et tydelig islett av grønnalger. Denne økede variasjon gjaldt særlig R7. I begge rennene som var belastet med kjemisk rensset kloakkvann, var det mørkblå matter av Oscillatoria spp. som tilsynelatende dominerte meste parten av tiden. Nærmere analyse viste imidlertid et mer variert samfunn, der særlig Nitzschia sp. og nok et par blågrønnalger til tider gjorde seg gjeldende.

Før de opptredende arter er nærmere definert, er det ikke hensiktsmessig å drøfte resultatene i detalj. Det kan likevel pekes på at R3, R4 og R7 syntes å ha de gunstigste vilkår for algevekst. Videre tyder resultatene på at enkelte av de registrerte arter av Oscillatoria og den registrerte arten av Nitzschia begunstiges av et miljø preget av høyt innhold av både organisk stoff og næringsalter (R3 og R4). Under disse forhold ble grønnalgene utkonkurrert, men hevdet seg til gjengjeld best i det naturlige elvevann og i rennen med biologisk rensset kloakkvann.

Innsjøvannsrennene viste andre algesamfunn enn elvevannsrennene, også i de tilfellene da belastningene var identiske (R4/R9 og R6/R11). Dette må ha sammenheng med at basismediene (vanntypene) er forskjellige, uten at forbindelsen med bestemte kjemiske og andre miljøfaktorer skal diskuteres her. Humusinnholdet og surhetsgraden kan øve vesentlig innflytelse, og dessuten vil podingen av rennen være annerledes enn i rennene med elvevann.

At veksten kom sent i R8 og R12, kan bl.a. bero på relativt liten tilførsel av kim, men kan også ha sammenheng med at vannet fra ledningsnettets var et dårlig vekstmedium og at det løse sediment fra ledningsnettets var lite egnet som substrat for algeveksten.

I innsjøvannsrennene gjorde heterotrof vekst seg relativt lite gjeldende, bortsett fra i R9 og på slutten av forsøket i R11. I R9 og R10 kan man ellers merke seg forekomsten av Stigeoclonium cf. tenue, som er kjent for å kunne være knyttet til kloakkvannsbelastede lokaliteter. Forøvrig er det også andre kvalitative forskjeller mellom rennesamfunnene, men ingen som kan sees å ha vesentlig praktisk interesse.

3.3.5 Konklusjon

Forutsetningen for et slikt forsøk som dette er at resultatene har relevans til forholdene i resipienten. Det er et omfattende faglig problem å bedømme i hvilken grad dette er tilfellet. Her skal det bare pekes på at det er arbeidet med den resipientvanntypen (Nitelva) og med belastningskategorier og -mengder som kan være aktuelle. Forsøkene har også foregått under fysiske forhold som er utbredt i resipienten. Det skulle således være et rimelig grunnlag for ovennevnte forutsetning.

Hvis man nå ser bort fra den usikkerheten som er til stede, kan man på grunnlag av resultatene av de kvalitative undersøkelsene, konkludere med følgende:

- 1) Ved tilsvarende belastninger som i R3, R4 og R7 vil det være større risiko for dannelse av anaerobe sedimenter i elven enn ved tilførsel av kjemisk rensset kloakkvann i de konsentrasjoner som er benyttet i R5 og R6.
- 2) Belastning med mekanisk og biologisk rensset kloakkvann i de benyttede mengder vil gi god grobunn for heterotrof vekst (bakterier, sopp, fastsittende og frittlevende ciliater). Det samme gjelder den høyeste belastningen med kjemisk rensset kloakkvann.
- 3) Selv i det plantenæringsrike Nitelvvannet gir tilførsel av 5 - 15% mekanisk rensset eller 15% biologisk rensset kloakkvann tydelig øket algevekst. I de tilfennene da avløpsvannet også er rikt på organisk stoff er det i første rekke veksten av enkelte arter av blågrønnalgeslekten Oscillatoria som ble stimulert, ved siden av en art av diatomé-slekten Nitzschia. I miljøer som primært preges av god tilgang på næringsalter, hevdet grønnalgene seg i konkurransen.

3.4 Undersøkelser av makrozoobenthos

3.4.1 Metoder

Til innsamling av prøver har vi benyttet en sugepumpe og et sylindereformet rør (d = ca. 8 cm) til å avgrense bunnarealet med. Prøvene er tatt omtrent like langt fra utløpet som innløpet.

Ved beregningen av tallmaterialet, har vi benyttet en relativ skala fra 1 til 100. Tallmaterialet til beregningen av de relative størrelsene er absolutte, slik at man har med absolutt kvantitet å gjøre. Dette muliggjør en sammenlikning av gruppene av organismer, både kvantitativt og kvalitativt, fra tid til tid og fra sted til sted. Vanligvis har vi ikke absolutte verdier, og da er det bare gruppenes relative dominans som kan sammenliknes fra sted til sted og fra tid til tid.

3.4.2 Forsøksbetingelser

Doseringer av resipientvann og avløpsvann til rennene er beskrevet i kap. 3.1.2.

Forsøksopplegget gir grunnlag for å sammenlikne de to resipientene ved identiske belastninger, og ulike belastninger for den enkelte resipient. Dette kan illustreres slik (forkortelser som i kap. 3.1.2):

Belastning Resipient	1M	5M	15M	1K	5K	15K	15B	N	I
N		R4	R3		R6	R5	R7	R2	
I	R10	R9		R12	R11				R8

Det fremgår av oppstillingen at de to resipientene kan sammenliknes parvis for R4/R9, R6/R11 og R2/R8. Effekten av ulike belastninger til Nitelvvann kan vurderes ut fra R2, R3, R4, R5, R6 og R7, og for innsjøvann ut fra R8, R9, R10, R11 og R12. R1 faller ut av sammenlikningsrekken, da den ble satt i gang ca. to måneder før de øvrige rennene.

3.4.3 Resultater og diskusjon

Resultatene av makrozoobenthos-undersøkelsene er stilt sammen i tabell 3.4.1.

De to resipientvanntypene kan man som nevnt sammenlikne parvis for R4/R9 og R6/R11 og R2/R8.

R4/R9 (N 5M og I 5M)

R4 viser en utvikling fra Nematoda til Oligochaeta Cladocera og Chironomidae. R9 viser en utvikling fra Nematoda og Cladocera til Chironomidae, Cladocera og Oligochaeta.

Ved en belastning på 5% mekanisk rensset kloakk synes de to resipienters makrobenthos å klare seg bra. Uheldige virkninger ble ikke observert.

R6/R11 (N 5K og I 5K)

R6 viser ingen gruppeforskyvninger i tid, men en økning i antall individer. R11 viser hverken gruppeforskyvning i tid eller økning av individ- antallet, men Chironomidae og Oligochaeta mangler. Innsjøvannets Chironomidae- og Oligochaeta-fauna synes å bli slått ut av kjemisk rensset kloakkvann, og de andre gruppene viser en stagnasjon.

R2/R8 (N og I)

R2 har de samme organismegruppene som en finner i R6 og R6. Individ-
antallet ser imidlertid ut til å øke ved kloakktilsetning.

R8 har de samme organismegruppene som R2, men et mindre individantall.

R2 og R8 bekrefter ovenstående konklusjon om at innsjøvann og Nitelvvann
virker forskjellig overfor kjemisk rensset kloakkvann.

Hver av de to resipientvanntypene kan så sammenliknes for seg med hensyn
til ulike belastninger:

R2/R4 (N og N 5M)

R4 og R2 viser tilnærmet lik utvikling (omtalt ved diskusjonen av R4/R)
og R2/R8.

R2/R3 (N og N 15M)

I R3 virker belastningen tydelig hemmende på makrobentnos. Belastningen
er for stor, og en utdøing av flere grupper er uunngåelig.

R2/R6 (N og N 5K)

Omtalt ved behandling av R6/R11 og R2/R8.

R2/R5 (N og N 15K)

Kjemisk rensset vann medfører ikke hemmende virkninger på makrobenthos.
Økningen fra 5 til 15% belastning synes ikke å ha noen effekt (i mot-
setning til mekanisk behandlet kloakkvann).

R2/R7 (N og N 15B)

Det biologisk rensede vannet viser ingen hemmende effekt på makrobenthos.

R8/R10 (I og I 1M)

1% mekanisk kloakkvann har stort sett en positiv virkning for makrobenthos.
For Chironomidae er effekten uklar.

R8/R9 (I og I 5M)

Omtalt under R4/R9 og R2/R8.

R8/R12 (I og I 1K)

Belastningen virker hemmende på Chironomidae og Oligochaeta.

R8/R11 (I og I 5K)

5K gir den samme effekt som 1K. Chironomidae og Oligochaeta forsvinner, eller klarer ikke å ta seg opp. Dette var ikke tilfellet med Nitelvvann som resipient.

3.4.4 Konklusjon

Undersøkelsen har vist:

- 1) De to resipientene tåler begge en belastning på 5% mekanisk rensed kloakk uten at det skjer vesentlige forandringer med den tilstedeværende makrobenthos.
- 2) Chironomidae og Oligochaeta blir slått ut av kjemisk rensed vann med innsjøvann som resipient, men ikke med Nitelvvann som resipient.
- 3) Med Nitelvvann som resipient virker 15% belastning med mekanisk rensed kloakk hemmende - resipientens makrobenthos tåler det ikke. Derimot viser resipientens makrobenthos at den tåler godt 15% belastning av kjemisk og biologisk rensed kloakk.
- 4) Før en nærmere analyse av resipientbelastningen på makrobenthos fortsetter, må en klarlegge kolonisasjonsmulighetene hos gruppene for de to resipientene.
- 5) For å få mulighet til å avgjøre om denne fremgangsmåten kan brukes generelt, bør en supplere med noen flere kobinasjoner, parallelle feltundersøkelser og laboratorieeksperimenter.

Tabell 3.4.1 Mengdebestemmelse av makrozoobenthos.

	13/7	13/7	13/7	16/7	16/7	16/7	29/7	13/8	11/10
<u>Renne 1</u>									
Chironomidae	50	5	50				5	5	20
Copepoda	1	0	0				1	0	0
Cladocera	10	0	10				30	0	5
Ostracoda	0	20	0				0	0	5
Oligochaeta	30	100	50				50	0	5
Nematoda	1	0	0				0	0	0
<u>Renne 2</u>									
Chironomidae				10	20		10	50	20
Copepoda				1	60		10	0	10
Cladocera				2	1		0	1	10
Oligochaeta				5	4		20	0	20
Nematoda				0	0		0	1	0
<u>Renne 3</u>									
Chironomidae			0	0	0		0	0	1
Copepoda			0	0	0		0	0	0
Cladocera			0	0	0		5	0	0
Ostracoda			0	0	0		0	0	0
Oligochaeta			0	0	0		0	0	2
Nematoda			10	0	0		0	10	5
<u>Renne 4</u>									
Chironomidae				2	1	2	1	1	50
Copepoda				2	0	0	5	2	0
Cladocera				10	0	0	100	100	100
Ostracoda				0	0	5	0	0	0
Oligochaeta				0	0	0	100	100	20
Nematoda				10	50	50	0	5	0

Forts.

Tabell 3.4.1 forts.

	13/7	13/7	13/7	16/7	16/7	16/7	29/7	13/8	11/10
<u>Renne 5</u>									
Chironomidae				1	2	50	20	5	50
Copepoda				50	0	1	1	50	10
Cladocera				0	0	1	0	0	2
Ostracoda				0	0	0	0	0	0
Oligochaeta				0	2	1	50	100	100
Nematoda				0	0	2	0	1	0
<u>Renne 6</u>									
Chironomidae				5				5	100
Copepoda				0				2	0
Cladocera				5				100	10
Ostracoda				0				0	0
Oligochaeta				10				50	50
Nematoda				1				2	1
<u>Renne 7</u>									
Chironomidae				5			20	5	50
Copepoda				10			1	1	0
Cladocera				50			100	100	50
Ostracoda				0			0	0	0
Oligochaeta				0			20	80	10
Nematoda				100			0	0	0
<u>Renne 8</u>									
Chironomidae							15	1	50
Copepoda							0	20	0
Cladocera							10	100	15
Ostracoda							0	0	0
Oligochaeta							2	5	10
Nematoda							0	0	5

Forts.

Tabell 3.4.1 forts.

	13/7	13/7	13/7	16/7	16/7	16/7	29/7	13/8	11/10
<u>Renne 9</u>									
Chironomidae				1			0	100	20
Copepoda							1	30	0
Cladocera							50	30	100
Ostracoda							0	0	0
Oligochaeta							0	0	50
Nematoda							15	1	0
<u>Renne 10</u>									
Chironomidae							1	50	5
Copepoda							0	0	10
Cladocera							1	50	100
Ostracoda							0	0	0
Oligochaeta							5	10	15
Nematoda x							0	0	0
<u>Renne 11</u>									
Chironomidae							0	0	0
Copepoda							0	5	0
Cladocera							50	100	80
Ostracoda							0	0	0
Oligochaeta							0	0	0
Nematoda							20	0	2
<u>Renne 12</u>									
Chironomidae							1	0	0
Copepoda							1	0	0
Cladocera							30	100	0
Ostracoda							0	0	0
Oligochaeta							0	1	0
Nematoda							1	0	0

4. SAMMENDRAG

4.1 Renseanleggene

a) De rensetekniske enhetene på forsøksanlegget, en slamavskiller, en langtidslufter og et direktefellingsanlegg, har vært i drift fra begynnelsen av juni til slutten av oktober.

b) Fjerning av organisk substans, målt som KOF og BOF, har vært av samme størrelsesorden ved både biologisk og kjemisk rensing (felling med Al-sulfat). Ved høye halter organisk stoff i influenten, synes dog biologisk rensing å gi bedre rensesgrad.

c) Biologisk rensing gir en fosforfjerning av samme størrelsesorden som mekanisk rensing, mens kjemisk rensing kan fjerne mer enn 90% av tilført fosfor.

d) Okulært bedømt har det kjemisk rensede vannet vært av en klart bedre beskaffenhet enn det biologisk rensede vannet.

e) Slamproduksjonen fra de ulike renseprosessene var i middeltall

mekanisk rensing		96 g tørrstoff/m ³
biologisk	"	88 g tørrstoff/m ³
kjemisk	" x	241 g tørrstoff/m ³

x innbefatter slam fra forsedimentering + det kjemiske fellingssteget.

f) Konsentrasjon på de ulike slamtypene var

slam fra slamavskiller (mekanisk slam)	25 g tørrstoff/l
biologisk overskuddsslam (biolog.slam)	10 g tørrstoff/l
slam fra kjemisk felling (kjem.slam)	4- 16 g tørrstoff/l

g) De slamvolumer som man måtte ta ut fra det kjemiske fellingssteget, økte drastisk under den senere delen av driftsperioden, sannsynligvis p.g.a. at lavere temperaturer medførte lavere synkehastigheter.

- h) Stabiliseringen av slammet beror meget på oppholdstid og temperatur, samt av beskaffenheten til det organiske materialet som tilføres. Effektene av disse faktorer har man ikke kunnet skille. Det er dog klart at stabiliseringsgraden synker sterkt når temperaturen i slamlufteren synker ned mot 10°C - hvis ikke meget lange oppholdstider brukes.

4.2 Eksperimentelle biologiske undersøkelser

- a) I forsøksresipienter er det gjennomført undersøkelser av forurensningsvirkninger, betinget av ulike typer rensed husholdningskloakkvann.

Det ble benyttet to typer resipientvann: næringsrikt ellevann (Nitelva) og næringsfattig innsjøvann (kommunal vannforsyning). Mekanisk, biologisk og kjemisk rensed kloakkvann ble benyttet til belastning av resipientene.

- b) I en periode på 50 døgn ble det foretatt ukentlige bestemmelser av tørrvekt, glødetap og klorofyll for å få et kvantitativt mål for sedimenter og begroing i forsøksresipientene.

Mekanisk behandlet avløpsvann ga markerte økninger i begroingsmengden ved 5 og 15% tilsats. Eutrofieringssymptomer vist også ved 1% tilsats til innsjøvannet.

Biologisk rensed avløpsvann ga en meget markert økning i begroingsmengden ved 15% tilsats til ellevann.

Kjemisk rensed avløpsvann syntes i liten grad å øke mengden av begroing. Under det meste av forsøksperioden var mengden begroing tilnærmet lik den i referenserennene.

Enzymatisk bestemmelse av adenosintrifosfat (ATP), som brukes som mål for levende biomasse, viste usedvanlig små verdier i begroinger fra renner belastet med kjemisk rensed kloakkvann. Det er ikke avklart hvorvidt dette skyldes analytiske forstyrrelser eller har fysiologiske årsaker.

- c) De kvalitative undersøkelsene av begroingen viste at alle de benyttede avløpsvanntypene hadde konsekvenser for sammensetningen av organismesamfunnet.

Både mekanisk, biologisk og kjemisk rensed avløpsvann i ellevannsresipientene stimulerte fremvekst av blågrønnalger (spesielt

enkelte arter innen slekten Oscillatoria) og en art av diatomé-slekten Nitzschia. Biologisk rensing førte dog til en relativ dominans av grønnalger.

Heterotrofe organismer (spesielt en art av den kolonidannende ciliatslekten Vorticella) var mest iøyenfallende ved belastning med mekanisk behandlet kloakkvann, men kunne også være fremtredende i de andre belastede rennene. I slutten av forsøksperioden dannet kolonier av den trådformede bakterien Sphaerotilus natans iøyenfallende begroing ved 5% tilsats av kjemisk rensset avløpsvann til innsjøvann.

- d) Zoologiske undersøkelser av benthos viste at Nitelvvann kunne tilsettes 5% mekanisk og 15% biologisk og kjemisk rensset kloakkvann uten at det medførte vesentlige forandringer i sammensetningen av makrobenthos. 15% mekanisk behandlet kloakkvann virket svært hemmende på makrobenthos. Chironomidae og Oligochaeta ble slått ut av kjemisk rensset vann med innsjøvann som resipient, men ikke med Nitelva som resipient.
- e) Undersøkelsene har vist at ikke bare avløpsvannets- uten også resipientvannets egenskaper er av avgjørende betydning for resipientens respons ved belastning med avløpsvann.