

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

PRA 2.7

0-59/74

FILTRERING AV KJEMISK RENSET

AVLØPSVANN I STEINFILTER

6. oktober 1976

Saksbehandler: Siv.ing. Lasse Vråle

Medarbeider: Tekn.lic. Peter Balmér

Instituttssjef Kjell Baalsrud

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
1. INNLEDNING	5
2. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN	5
3. TILBAKEBLIKK OG TEORETISKE BETRAKTNINGER	6
3.1 Tidligere forsøk og erfaringer med steinfilter	6
3.2 Sammenfatning av erfaringer med filtrering av biologisk rensset vann i steinfilter	12
4. EKSPERIMENTELL UTFØRELSE	13
4.1 Forsøksanleggets oppbygning	13
4.2 Forsøkets gjennomføring	15
4.3 Prøvetaking, instrumenter og analyser	15
5. RESULTATER	16
5.1 Hydrauliske forhold i steinfilteret	16
5.1.1 Flatebelastning, strømningshastighet og oppholdstid	16
5.1.2 Friksjonstap	17
5.1.3 Tilbakevasking av steinfilteret	19
5.1.4 Prøvetakingspunkt	19
5.2 Filtrering av kjemisk rensset vann - kalkfelling	21
5.2.1 Rensing av vann fra primærfelling	21
5.2.2 Rensing av vann fra sekundærfellingsanlegg	25
5.2.3 Filtrering i steinfilter uten steinlag	25
5.3 Filtrering av kjemisk rensset vann - aluminiumsulfat	31
5.4 Falltapsundersøkelse i steinfilter for forskjellige typer innløpsvann	31
5.5 Tilbakevasking av steinfilteret	35
5.5.1 Kalkfelling	36
5.5.2 Aluminiumfelling	36
6. DISKUSJON	37
7. KONKLUSJON	39
8. SAMMENDRAG	41
9. REFERANSER	43

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.		Side:
1.	Gjennomsnittlige konsentrasjoner i utløpsvann fra langtidslufter og fra steinfilter i perioden juli 1964 til februar 1965	10
2.	Gjennomsnittlige konsentrasjoner i utløpsvann fra aktivt slamlegg, mikrosil, oppstrøms sandfilter og steinfilter ved Letchworth Water Pollution Control Works i perioden fra april 1966 til mars 1967	11
3.	Oversikt over volum i steinfilteret	13
4.	Areal og strømningshastigheter ved $Q=0,83 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ i steinfilterets forskjellige anleggsdeler	17
5.	Renseresultater for steinfilter, målt som stikkprøver over et kort tidsrom. 12.9.75 Kjeller	20
6.	Oversikt over slamforhold og trykktap for ulike typer innløpsvann	34

- o -

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.		
1.	Filtrering av biologisk rensset vann i steinfilter. Catsfield, England	7
2.	Konvensjonelt sakte sandfilter ombygget til steinfilter	8
3.	Modell av steinfilter	8
4.	Forsøksresultater med steinfilter	9
5.	Skjematisk fremstilling av forsøksanlegget	14
6.	Tracerkonsentrasjon i steinfilterets utløp som funksjon av tid etter Rhodamin tilsetning	18
7.	Falltap i steinfilter med rent vann som funksjon av overflatebelastning	18
8.	Skjematisk fremstilling av oppsamlingssystem for kjemisk rensset vann til steinfilter	20
9.	Steinfiltertest nr. 1. Rensing av primærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter	22
10.	Steinfiltertest nr. 2. Rensing av primærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter	23
11.	Renseeffekt i steinfilter. Test 1	24
12.	-"- " -"- Test 2	24

Forts. Figurfortegnelse:

Figur nr.		Side:
13.	Steinfiltertest nr. 3. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter	26
14.	Steinfiltertest nr. 4. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter	27
15.	Renseeffekt i steinfilter. Test nr. 3	28
16.	" " " " Test nr. 4	28
17.	Steinfiltertest nr. 5. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter uten stein	29
18.	Renseeffekt i steinfilteranlegg uten stein. Test nr. 5	30
19.	Steinfilter test nr. 6. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (aluminiumfelling) i steinfilter	32
20.	Steinfilter test nr. 7. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (aluminiumfelling) i steinfilter	33
21.	Falltap gjennom steinfilter for forskjellige avløpsvanntyper	35

- o -

APPENDIX A

44

- o -

## 1. INNLEDNING

På grunn av spredt bosetning i Norge vil de fleste norske renseanlegg bli små. Det har lenge vært behov for en enkel etterbehandling av rensed avløpsvann fra små tettsteder for å øke vannkvaliteten i utslippsvannet. Imidlertid viser erfaringen at mindre renseanlegg både kan være vanskelige å drive, og får dårlig driftsettersyn. Krav om rensemetoder med høyere driftssikkerhet er derfor svært viktig å imøtekomme. Dessuten vil små anlegg bli utsatt for hydrauliske og organiske sjokkbelastninger som lett fører til slamflukt fra anlegget. Dette medfører både senkning i renseanleggets renseevne og høye utslippskonsentrasjoner.

Aktuelle metoder i England for etterbehandling ved mindre renseanlegg har vært:

1. Etterbehandling i "Grassområder"
2.        "-        i Dam
3.        "-        i Sakte sandfilter
4.        "-        i Steinfilter
5.        "-        i Mikrosiler
6.        "-        i Hurtig sandfilter.

Rensemetoder som imøtekommer krav om høy driftssikkerhet med minimum av driftsettersyn, er derfor svært aktuelle for mindre tettsteder.

Filtrering av rensed avløpsvann i steinfilter ble bestemt undersøkt nærmere for å se om denne etterbehandlingsmetoden imøtekommer de ovenstående krav.

## 2. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN

Ved konvensjonelle biologiske og kjemiske renseanlegg går renseprosessen ut på å overføre en størst mulig andel av de finpartikulære og oppløste forurensninger i avløpsvannet til sedimenterbare partikler.

I biologiske renseanlegg skjer det en overgang til biologisk celle-materiale, mens den ved kjemisk felling foregår dels ved flokkulering av mindre partikler til større sedimenterbare fnokker og dels en kjemisk utfelling.

Både ved biologisk og kjemisk rensing er det separasjonsenhetenes evne til å avskille suspendert stoff som bestemmer renseseffekten. Ved en skikkelig utført kjemisk felling er mengden løst fosfor i utløpsvannet av størrelsesorden 50 µg/l, mens den totale mengden løst fosfor i utløpsvannet er 500 µg/l eller mer. Ved biologisk rensing av avløpsvann er det lett å komme ned til et innhold av løst organisk stoff (målt som BOF) i utløpsvannet på under 10 mg O/l. Den totale mengden organisk stoff er imidlertid ofte mellom 15 og 40 mg O/l. Det er åpenbart at hvis man kan minke mengden suspendert stoff i utløpsvannet, så vil også belastningen på resipienten kunne minkes vesentlig. De partikler som ikke avskilles, har lav sedimenteringshastighet, og det vil vanligvis ikke medføre store forbedringen selv om man gjør sedimenteringsbassengene romsligere og dermed reduserer den hydrauliske belastningen ytterligere.

Steinfilter er tidligere særlig anvendt i England i forbindelse med etterbehandling av utløpsvann fra mindre biologiske renseanlegg. Denne undersøkelsen har gått ut på å vurdere i hvilken grad steinfilter egner seg for reduksjon av suspendert stoff og derved for total fosfor og organisk stoff ved kjemiske anlegg.

### 3. TILBAKEBLIKK OG TEORETISKE BETRAKTNINGER

#### 3.1 Tidligere forsøk og erfaringer med steinfilter

Steinfilter er anvendt i England for etterbehandling av biologisk rensed avløpsvann. Steinfilter består i grove trekk av en grunn filterseng av singel, og kan enten bygges inn i eksisterende sedimenteringsbasseng eller installeres i en separat tank.

Undersøkelser utført av Banks (1) (2) fikk særlig stor betydning for utvikling av steinfilteret. Banks' system var lagt opp slik at utløpsvann fra en slamavskiller strømmet vertikalt opp gjennom en 15 cm filterseng med singel med 6 mm - 10 mm steinstørrelse. Filtersengen var

opplagret på et gjennomhullet gulv, og den hydrauliske flatebelastning var  $0,6-1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ .

Sedimentert materiale som akkumuleres i filtersengen, fjernes periodevis ved tilbakevasking som foregår ved senkning av vannivået til under filtersengen. Fig. 1 viser resultater fra de første forsøk som ble kjørt ved Catsfield.

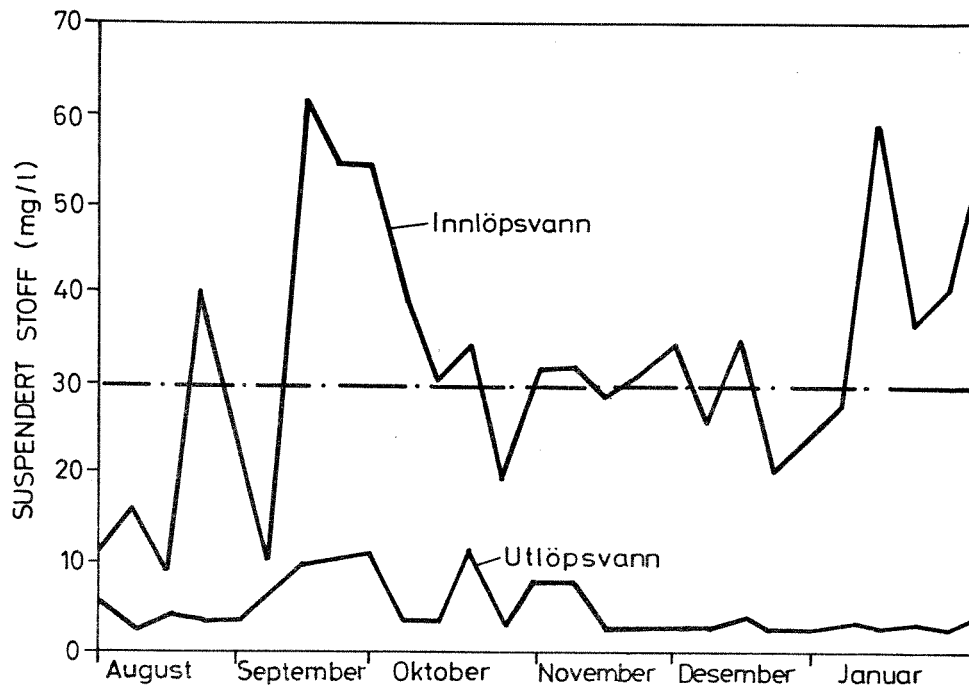


Fig. 1 Filtrering av biologisk rensert vann i steinfilter. Catsfield, England. (1).

Eksperimentene viste at man kunne benytte grovere materiale enn sand med samme renseseffekt med hensyn på suspendert stoff. Fig. 2 viser hvordan et konvensjonelt sakte sandfilter ombygges til et oppstrøms steinfilter.

Senere har Water Pollution Research Laboratory (WPRL) (3) (4) undersøkt steinfilter i liten skala. Modellen som ble benyttet, er vist i fig. 3, og resultatene som ble oppnådd, vises i fig. 4.

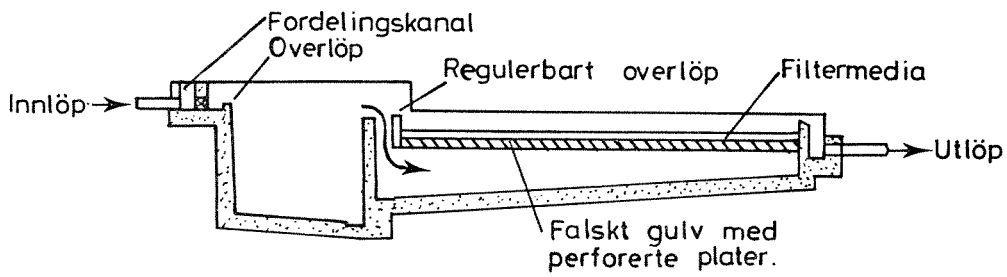


Fig. 2. Konvensjonelt sakte sandfilter ombygget til steinfilter.

Konklusjonen fra disse undersøkelser er at steinfilter med et 15 cm dypt steinlager har en god renseseffekt ved en belastning på  $0,4-0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ .

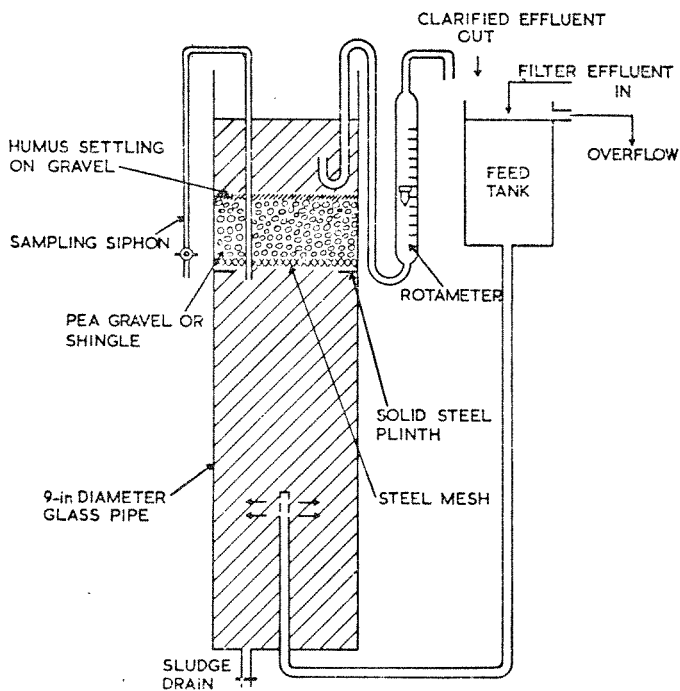


Fig. 3. Modell av steinfilter.



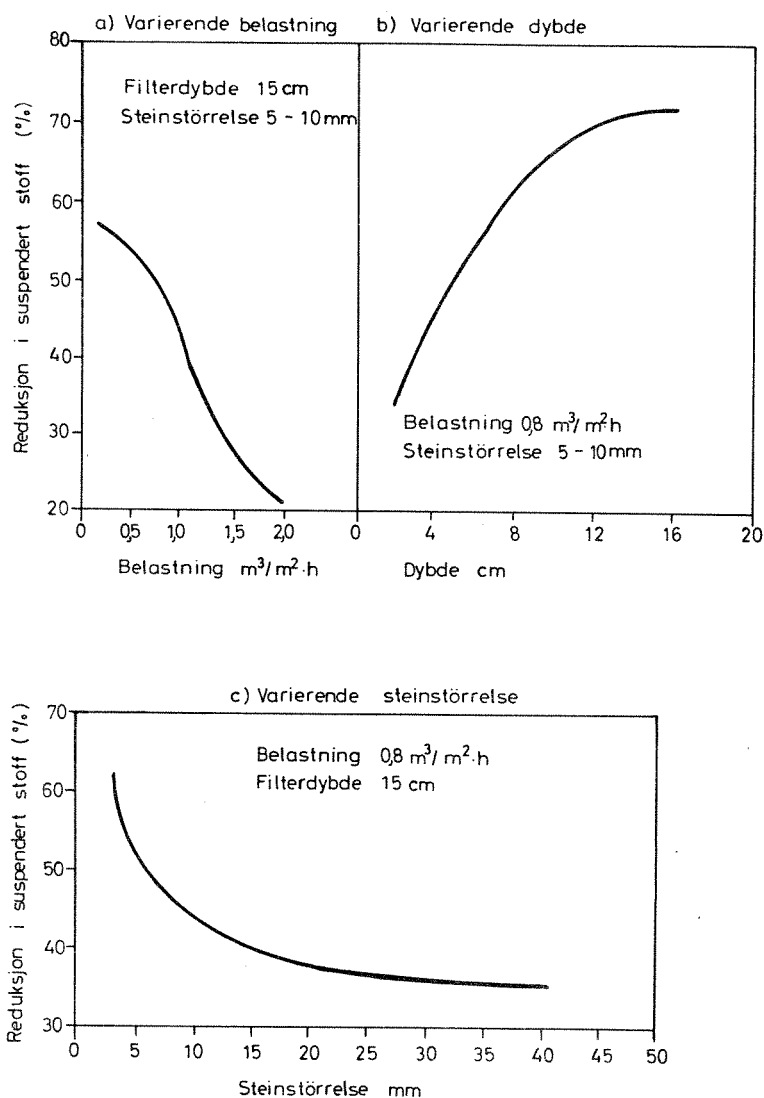


Fig. 4. Forsøksresultater med steinfilter.

Truesdale et al. (5) undersøkte steinfilter i halvteknisk skala i forbindelse med en biologisk langtidslufter. Filteret bestod av en filterseng med 5-10 mm steinstørrelse og 15 cm dybde. Det var montert i en sylindrisk tank med diameter 68 cm og dybde 152 cm. Resultater fra forsøket er presentert i tabell 1.

Den hydrauliske belastning under forsøket var  $2,0 m^3/m^2 \cdot h$ , dvs. betraktelig høyere enn det som ble anbefalt av Banks. Filtervask ble utført en gang pr. uke.

Tabell 1. Gjennomsnittlige konsentrasjoner i utløpsvann fra langtidslufter og fra steinfilter i perioden juli 1964 til februar 1965.

Constituent	Effluent from		Per cent removed by clarifier
	Aeration plant	Clarifier	
Suspended solids* (mg/l) .. .. .	212	39.8	81
Suspended solids† (mg/l) .. .. .	97.5	41.1	58
Biochemical oxygen demand* (mg/l) .. .. .	62.5	17.3	73
Ammonia* (mg N.l) .. .. .	8.8	9.8	(-10)
Oxidized nitrogen* .. .. . (mg N.l) .. .. .	13.5	11.8	13

\*From analysis of 24-h composite samples

†From data obtained from continuous records and from analysis of 24-h composite samples

Truesdale og Birkbeck (6) rapporterer at minst 15 cm vanndybde over filteret er nødvendig for å forhindre overflateforstyrrelser fra vind og regn på det sedimenterte materialet som hviler på toppen av filter-sengen. Banks (3) har anbefalt 30 cm vanndybde over filteret som minimum.

Ved Letchworth rensaneanlegg i England, som er et aktivt slamanlegg, ble både mikrosiler, oppstrøms sandfilter og steinfilter undersøkt av Truesdale og Birkbeck (7). I dette systemet strømmet utløpsvann vertikalt opp gjennom filteret som bestod av et 15 cm tykt lag med 6-9 mm singel montert i en sylindrisk tank med dybde 1,5 m og diameter 0,68 m. Over filteret var vannedybden 30 cm. Utløpsvannet fra det biologiske rensaneanlegget ble pumpet til filteret. Filteret ble tilbakevasket og avslammet en gang pr. uke. Belastningen gjennom steinfilteret ble justert til mellom 0,5 og 1,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h. Resultatene av forsøket (7) er vist i tabell 2.

Som man ser, oppnås en betydelig positiv effekt på utløpsvannet ved alle tre metodene.

Tabell 2. Gjennomsnittlige konsentrasjoner i utløpsvann fra aktivt slambelegg, mikrosil, oppstrøms sandfilter og steinfilter ved Letchworth Water Pollution Control Works i perioden fra april 1966 til mars 1967.

Constituent	Effluent from			
	Activated-sludge plant	Micro-strainer	Immediatum filter	Pebble-bed clarifier
5-day BOD (mg/l)*	19.2	9.5	9.0	10.8
Permanganate value (mg/l)	12.6	10.6	9.6	10.6
Ammonia (mg N/l)	12.4	11.6	10.6	10.8
Oxidized nitrogen (mg N/l)	20.6	20.8	20.3	20.3
Surface-active matter (mg/l as Manoxol OT)	1.1	1.1	1.0	1.0
Suspended solids (mg/l)	17.2	6.6	6.9	9.0
Rate of treatment (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ·d) ..		263**	310	16.5
(gal./ft <sup>2</sup> ·h) ..		224**	264	14.1

\* All BOD's were determined by the modified method employing ATU to inhibit nitrification in the bottle

\*\* Per unit area of filtering fabric

I USA studerte Jordan (8) mekanismer involvert i forbindelse med steinfilter. Denne modellundersøkelsen ble utført på singel med 4-11 mm i diameter og 70 cm filterseng. Kolonnene hadde en diameter på 10 cm. Forsøket ble kjørt med vesentlig lavere hydraulisk belastning ( $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ) og nedstrømsrettet vannføring. Dessuten ble filteret satt i drift 65 dager før undersøkelsen ble gjennomført for å sikre biologisk kultur på singelen.

Jordan (8) fant at årsakene til reduksjonen av suspendert stoff synes å være adsorpsjon. Han fant høy korrelasjon mellom partiklenes overflate-spenning ("electrophoretic mobility") og økende turbiditetsreduksjon. På grunnlag av studier av spesifikt overflateareal av partikkelinnholdet i vannet kunne han også påvise at det ikke var noen forandring i partiklenes størrelsesfordeling etter å ha passert filteret.

Heiple (9) utførte modellstudie av filtrering av normalt overflatevann gjennom singel og fant blant annet:

- 1) Reduksjon i turbiditet varierte mellom 36-90%
- 2) Filtreringseffektiviteten var størst i lav-turbiditetsvann hvor partiklene hovedsakelig var av kolloidal størrelse

- 3) Intet særlig falltap oppstod gjennom filteret etter nesten et års drift
- 4) Økende driftstid i filteret hadde en markert positiv effekt på turbiditetsreduksjonen.

### 3.2 Sammenfatning av erfaringer med filtrering av biologisk rensset vann i steinfilter.

1. Normale belastningsforhold er  $0,6-1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ , og reduksjon av suspendert stoff på 40-50% kan ventes ved denne belastning.
2. Filtersengen er vanligvis 15 cm dyp og består av singel av 6-9 mm kornstørrelse.
3. Dypere filtersenger er anvendt med forbedret renseeffekt for suspendert materiale.
4. Med dyp større enn 20 cm erfares vanskeligheter med filtervask, og friksjonstapet øker hurtig når utløpsvannet igjen passerer det "vaskede" filteret. Finere filtermateriale har også vært anvendt med bedret effekt, men igjen fant man større vanskeligheter ved å tilbakevaske filteret (6).
5. Steinfilteret vil gradvis igjettettes med slam, og tilbakevasking vil bli nødvendig. Tilbakevasking utføres en eller to ganger pr. uke ved å senke vannivået under filtersengen. Spylevannsforbruket er ca.  $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2$ . I tillegg må singelen i filteret utskiftes med visse mellomrom. Banks (2) rapporterer at tilbakevasking av steinfilteret krever ca. 1,0 mann-time pr.  $1000 \text{ m}^3$  avløpsvann.

#### 4. EKSPERIMENTELL UTFØRELSE

##### 4.1 Forsøksanleggets oppbygning

Steinfilteret er bygget som en separat enhet og er vist i fig. 5. Filteret er sirkulært med en diameter på 0,68 m, areal = 0,374 m<sup>2</sup>. Steinfilterets dybde er 0,15 m. Filtermaterialet består av singel fra Skedsmo pukkverk, og kornstørrelsen varierer fra 5-9 mm i diameter. Bunnplaten som opplagrer steinlaget, består av en plastplate, ca. 1,5 cm tykk, som er gjennomboret med hull på 5 mm som innbyrdes har en avstand på 2 cm i et kvadratisk rutenett. Under steinfilteret er bunnen konisk utformet. Vannivået over steinlaget reguleres av et sirkulært overløp med en diameter på 25 cm, og vandybden er ca. 28 cm.

Steinfilterets porevolum er målt til ca. 47%. En oversikt over volumene i forsøksanlegget er vist i tabell 3.

Tabell 3. Oversikt over volum i steinfilteret.

<u>Komponent</u>	<u>Volum, m<sup>3</sup></u>
1. Volum av steinlaget	0,056
2. Porevolum i steinlaget	0,026
3. Volum under steinfilteret	0,062
4. Vannvolum over steinlaget	0,104
Sum volum 2+3+4	0,192
Volum i slanger fra tønne	0,003
Totalt volum fra prøvetakspunkt til prøvetakspunkt	0,195

Renset avløpsvann pumpes fra en tank med kontinuerlig overløp via en monopumpe fram til steinfilteret. Vannet strømmes inn i bunnen av anlegget og opp gjennom den koniske delen. Vannet fordeles gjennom hullene i plastplaten og strømmes deretter vertikalt opp gjennom porene i steinlaget. Vannet renner ut via et sirkulært overløp.

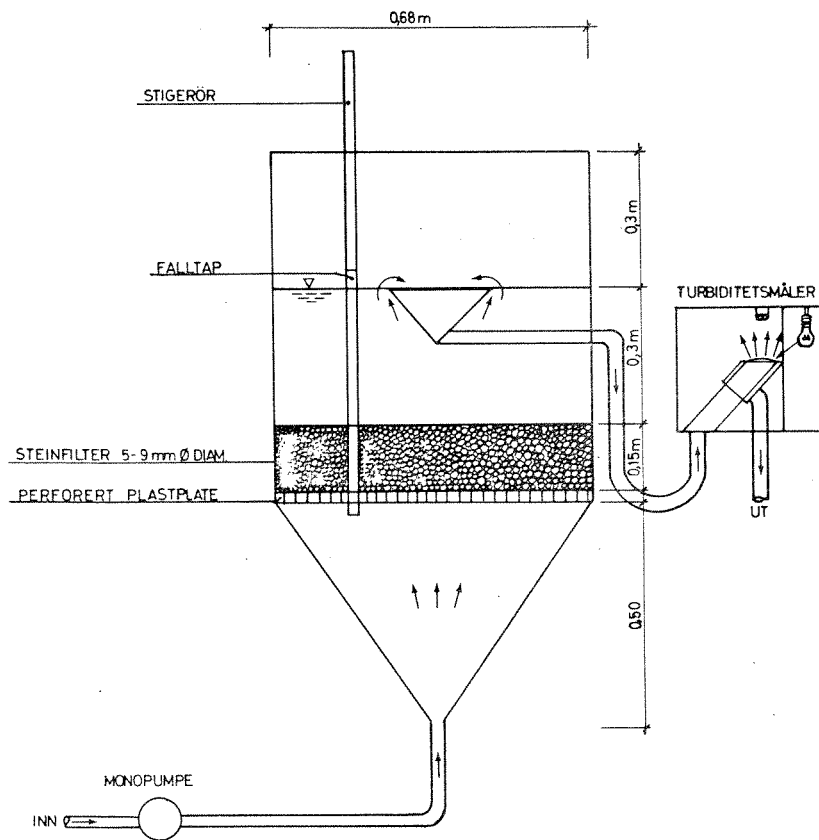


Fig. 5. Skjematisk fremstilling av forsøksanlegget.

#### 4.2 Forsøkets gjennomføring

Det var ønskelig å anvende kjemisk rensset avløpsvann både med primærfelling, sekundærfelling med kalk og aluminiumsulfat. Planen var å se hvilke rensegrader man kunne oppnå med hensyn til KOF og total fosfor som følge av redusert suspendert stoff i utløpsvannet.

Man tok sikte på å anvende samme flatebelastning som i ettersedimenteringsbasseng og å holde denne parameter konstant i løpet av forsøket. En flatebelastning på  $20 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  eller ca.  $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  ble anvendt ved filtrering av avløpsvann gjennom steinfilteret. Steinlagets tykkelse (0,15 m) og singeltype (5-9 mm) ble holdt konstant ved forsøkene. I tillegg ble også vannivået over filteret holdt konstant. Forskjellige innløpsvanntyper er den variable parameter i forsøket, og man studerte effekten av rensegrad, falltaps-oppbygging, filterets rengjøringsprosess og filtreringsintervall mellom tilbakevasking.

Man oppnådde automatisk en varierende tørrstoffmengde inn til steinfilteret for samme prøveserier. Disse variasjoner var ukontrollert og skyldes varierende driftsresultat fra de kjemiske renseanlegg. Hver serie ble avbrutt på den tid man antok filteret burde tilbakevaskes. Filtertap og andre viktige forhold ble registrert i forsøksperioden.

#### 4.3 Prøvetaking, instrumenter og analyser

Oppholdstiden i steinfilteret er liten slik at prøver av innløpsvann og utløpsvann tilnærmet antas å omfatte samme vanntype. I tillegg vil kjemisk rensset avløpsvann neppe gjennomgå hurtige variasjoner med hensyn på kjemisk innhold. Den kontinuerlige falltaps-oppbygning kan medføre endret rensegrad. Disse momenter er uttrykk for at selv stikkprøver kan være representative. Resultatene er imidlertid basert på døgnprøver.

Analysene ble utført ved forsøksstasjonen på Kjeller. Hovedparametrene var følgende:

1. pH
2. Kjemisk oksygenforbruk (dikromat) på ufiltrert prøve (KOF)
3. Total fosfor (tot-P)
4. Ortofosfat (orto-P)
5. Suspendert stoff.

Ortofosfat ble bare analysert i kortere perioder.

## 5. RESULTATER

### 5.1 Hydrauliske forhold i steinfilteret

#### 5.1.1 Flatebelastning, strømningshastighet og oppholdstid

Ved hovedforsøkene på Kjeller ble det benyttet en flatebelastning på  $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ .

Innstrømmende avløpsvann vil inneholde kolloidale partikler som ikke lar seg sedimentere i foregående basseng. Partiklene i vannet utsettes for forskjellige hastigheter på grunn av at tverrsnittet forandres flere steder langs vannets strømningslinje.

Tabell 4 viser en oversikt over areal og tilsvarende strømningshastighet på forskjellige punkter i forsøksanlegget. Det fremgår av tabellen at strømningshastigheten i innstrømningsrøret er relativt høy, 17 cm/s, mens den vertikale hastigheten i bassenget under og over steinfilteret er som i et normalbelastet sedimenteringsbasseng (0,02 cm/s). Beregningen viser derimot at strømningshastigheten gjennom hullene i den bærende plastplaten er en del høyere, 0,5 cm/s, mens den vertikale strømningshastighet i selve steinlaget er ca. en tiendepart av hastigheten i hullene og ca. dobbelt så høy som i bassenget under og over steinfilteret.

Den reelle oppholdstid uttrykker vannets virkelige oppholdstid som alltid vil være mindre enn teoretisk oppholdstid på grunn av kortslutningsstrømmer. Vannets reelle oppholdstid i steinfilteret fra et sted på innløpsledningen før monopumpen ble bestemt ved dosering av Rhodamin som tracer. Fig. 6 viser hvordan tracer-konsentrasjonen varierte i steinfilterets utløpsvann som funksjon av tid etter dosering.



Tabell 4. Areal og strømningshastigheter ved  $Q = 0,83 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$   
i steinfilterets forskjellige anleggsdeler.

Anleggsdel	Areal $\text{m}^2$	Teoretisk strømnings- hastighet cm/s	Teoretisk flatebelastning $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	Avstand i strømnings- retning, m	Teoretisk oppholdstid
Innstrømningsrør (slange)	$4,90 \cdot 10^{-4}$	17,0	612	-	1 min.
Kjegle under filter nederst	$4,90 \cdot 10^{-4}$	17,0	612	0	12 min.
øverst	0,374	0,022	0,8	0,50	
Bærende filterplate (plast) med huller (840 stk.)	0,016	0,52	18,7	0,015	3 sek.
Steinfilter vertikal komponent totalt	0,374	0,022	0,8	0,15	5 min
netto	0,173	0,047	1,7		
Basseng over steinfilter	0,374	0,022	0,8	0,28	20 min.

#### 5.1.2 Friksjonstap

Det ble lagt stor vekt på at steinfilterets friksjonstap ble klarlagt for vann uten innhold av suspendert stoff. Rentvann fra tappekran ble anvendt ved forsøket. Falltaptet ble målt ved hjelp av vannivået i et pleksiglass rør som var montert igjennom steinfilteret. Falltaptet ble registrert direkte ved avlesning av trykkforskjellen mellom vannet under og over steinfilteret. Fig. 7 viser falltaptet som funksjon av økende flatebelastning gjennom steinfilteret. Det fremgår at falltaptet er relativt lite selv ved høye flatebelastninger. Dette skyldes at steinlaget har et relativt stort porevolum (ca. 47%). Friksjonstapet i steinfilteret vil vise helt andre verdier når avløpsvann med forskjellig innhold av suspendert stoff pumpes gjennom filteret.

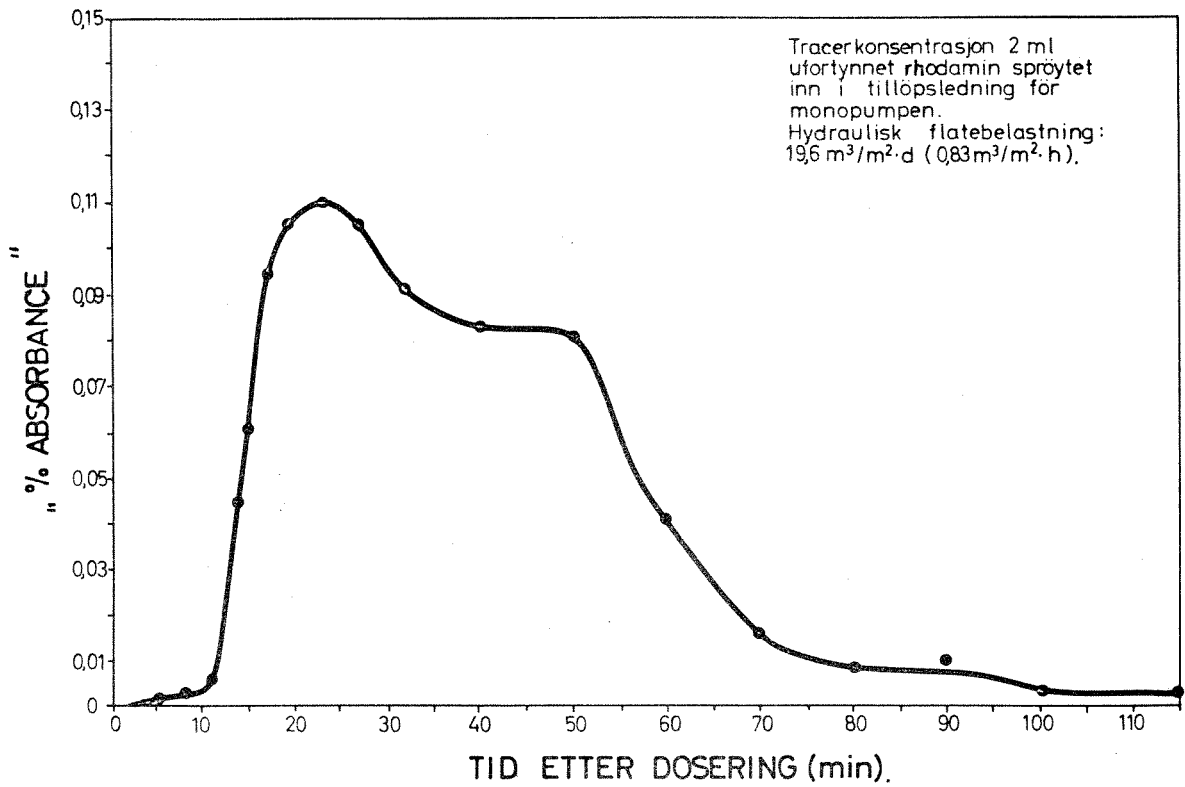


Fig. 6. Tracerkonsentrasjon i steinfilterets utløp som funksjon av tid etter Rhodamin tilsetning.

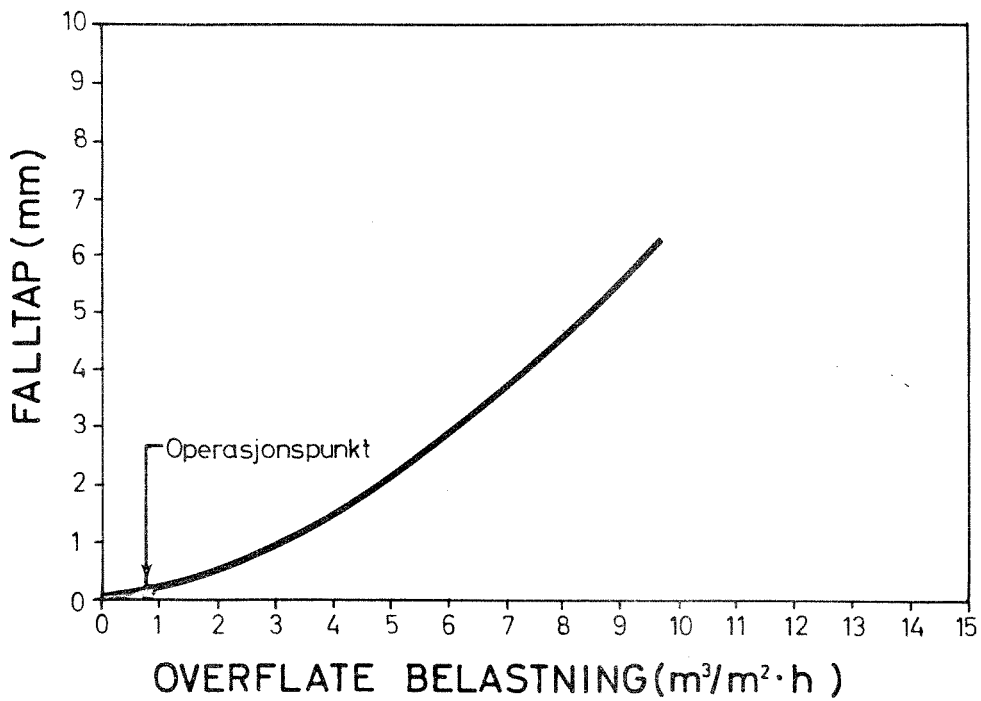


Fig. 7. Falltapp i steinfilter med rent vann som funksjon av overflatebelastning. Kornstørrelse: 5-9 mm, dybde: 15 cm.

### 5.1.3 Tilbakevasking av steinfilteret

Forurensningsmengden som fjernes fra utløpsvannet, akkumuleres i steinfilteret. Slamlagringskapasiteten i steinfilteret er begrenset til filterets porevolum. Slammet oppsamles også på toppen av filteret. Parallelt med at slammet akkumuleres i steinfilteret, øker friksjonstapet gjennom filteret. I praksis kan friksjonstapet i seg selv bli en begrensende faktor for filterets drift slik at tilbakevasking må foretas. Steinfilterets rensegrad er en annen viktig faktor. Normalt vil man finne at rensegraden øker når trykktapet øker. Men når trykktapet øker, vil faren for kanalisering i slammet oppstå. Det vil si at vannet hovedsakelig vil strømme gjennom et fåtall kanaler som dannes i akkumulert slam, og strømningshastigheten i disse kanalene kan bli langt større enn om vannet fordelte seg likt.

Ved anvendelse av steinfilter passerer avløpsvannet normalt vertikalt opp gjennom steinlaget. Dette medfører at det meste av slammet akkumuleres i filterets nedre sone. Tilbakevaskingen skjer ved at vannstanden senkes ned under filternivået og steinlaget spyles.

### 5.1.4 Prøvetakingspunkt

Det var svært viktig å avklare hvor vannprøvene på steinfilterets innløps- og utløpsvann burde tas. Det ble foretatt en serie med stikkprøver på forskjellige punkter i systemet for å avklare dette. Fig. 8 viser prøvetakingspunkter som inngikk i denne testen. Resultatene fra denne undersøkelsen er vist i tabell 6.

Prøvetakingspunkt nr. 2 og 3 under og over selve steinfilteret bør normalt vise renseeffekten i steinfilteret. Men en viss sedimenteringseffekt antas å finne sted under filteret, og dette slam kan suges inn i prøven. I de videre forsøkene er det anvendt døgnprøver som er tatt i prøvepunktene 1 og 4.

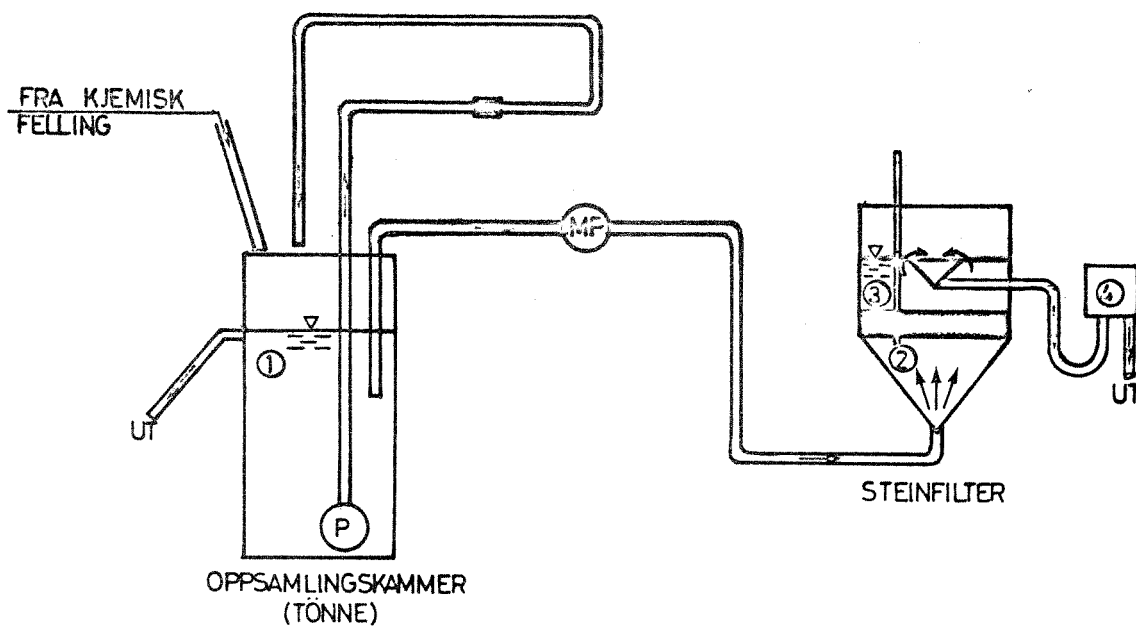


Fig. 8. Skjematisk fremstilling av oppsamlingssystem for kjemisk rensset vann til steinfilter.

Tabell 5. Renseresultater for steinfilter , målt som stikkprøver over et kort tidsrom. 12.9.1975 Kjeller.

Parameter	Kl.	Pkt.1 Tønne	Pkt.2 Under filter	Pkt.3 Over filter	Pkt.4 Kanne etter filter
Tot-P	10.00	1,20	0,93	0,95	1,06
	11.00	1,15	1,18	0,88	1,05
mg P/l	12.00	1,09	1,09	0,79	0,82
Orto-P	10.00	0,011	0,007	0,009	0,019
	11.00	0,020	0,008	0,013	0,020
mg P/l	12.00	0,019	0,009	0,021	0,021
KOF	10.00	84	98	90	88
	11.00	90	95	78	143
mg O/l	12.00	96	90	84	178
Susp.stoff	10.00	87	68	58	59
	11.00	83	73	41	104
mg/l	12.00	82	62	61	62
Turbiditet	10.00	32	33	21	23
	11.00	32	28	20	23
JTU	12.00	29	30	18	18
pH	10.00	11,7	11,5	11,6	11,6
	11.00	11,5	11,5	11,5	11,5
	12.00	11,5	11,5	11,5	11,5

## 5.2 Filtrering av kjemisk rensset vann - kalkfelling

### 5.2.1 Rensing av vann fra primærfelling

I filtertest nr. 1 og 2 ble kjemisk rensset vann fra primærfelling med kalk pumpet inn på steinfilteret. Karakteristisk for rensset vann fra kalkfelling er utløpsvannets høye pH-verdi. Det forhindrer all form for biologisk aktivitet i steinfilteret. Resultatene fra forsøkene er presentert i appendix 1. En grafisk fremstilling av filtertest 1 og 2 er vist i fig. 9 og 10, hvor konsentrasjonene med hensyn på fosfor, kjemisk oksygenforbruk (KOF) og suspendert stoff i innløps- og utløpsvann er vist.

Forsøkene viser at både fosfor, KOF og suspendert stoff konsentrasjonene synker ved filtrering i steinfilter, og at rensegraden kan variere en del. Særlig i test nr. 2 har variasjonene i innløpsvannet vært store, og konsentrasjonen i utløpsvannet synes å følge samme variasjonsmønster. Som det fremgår av figurene, foreligger bare en liten del av fosformengden som passerer filteret, i løst form. Dette betyr at en stor del kolloidalt bundet fosfor passerer porene i steinfilteret.

I fig. 11 og 12 er rensegraden fremstilt som funksjon av filtreringstiden for primærkalkfelt vann. Figurene viser prosent rensegrad både for total fosfor, KOF og suspendert stoff. Alle parametre viser en fallende rensegrad som funksjon av tiden.

Falltapet i steinfilteret øker gradvis etter som fnokker avsettes som slam i filteret. Når trykktapet overstiger en viss grense som synes karakteristisk for hver slamtype (ved samme hydrauliske belastning og filtermedia), kanalisierer slammene. Det vil si at vannet plutselig begynner å strømme i et fåtall kanaler med større hastighet. Nettovirkingen på falltapet er at dette synker drastisk. En detaljert oppfølging av sammenhengen mellom renseeffekt og filtertap er ikke utført.

Total fosfor ble fjernet i varierende grad. Rensegraden varierte mellom 65 og 10%. Likedan synes suspendert stoff og KOF å variere en del. I test nr. 2 var KOF reduksjonen på ca. 10%.

Det synes som om fjerningen av suspendert stoff og fosfor er større enn KOF, hvilket er i overensstemmelse med hva en kunne vente, siden en relativt stor andel av KOF foreligger i løst form ved kalkfelling.

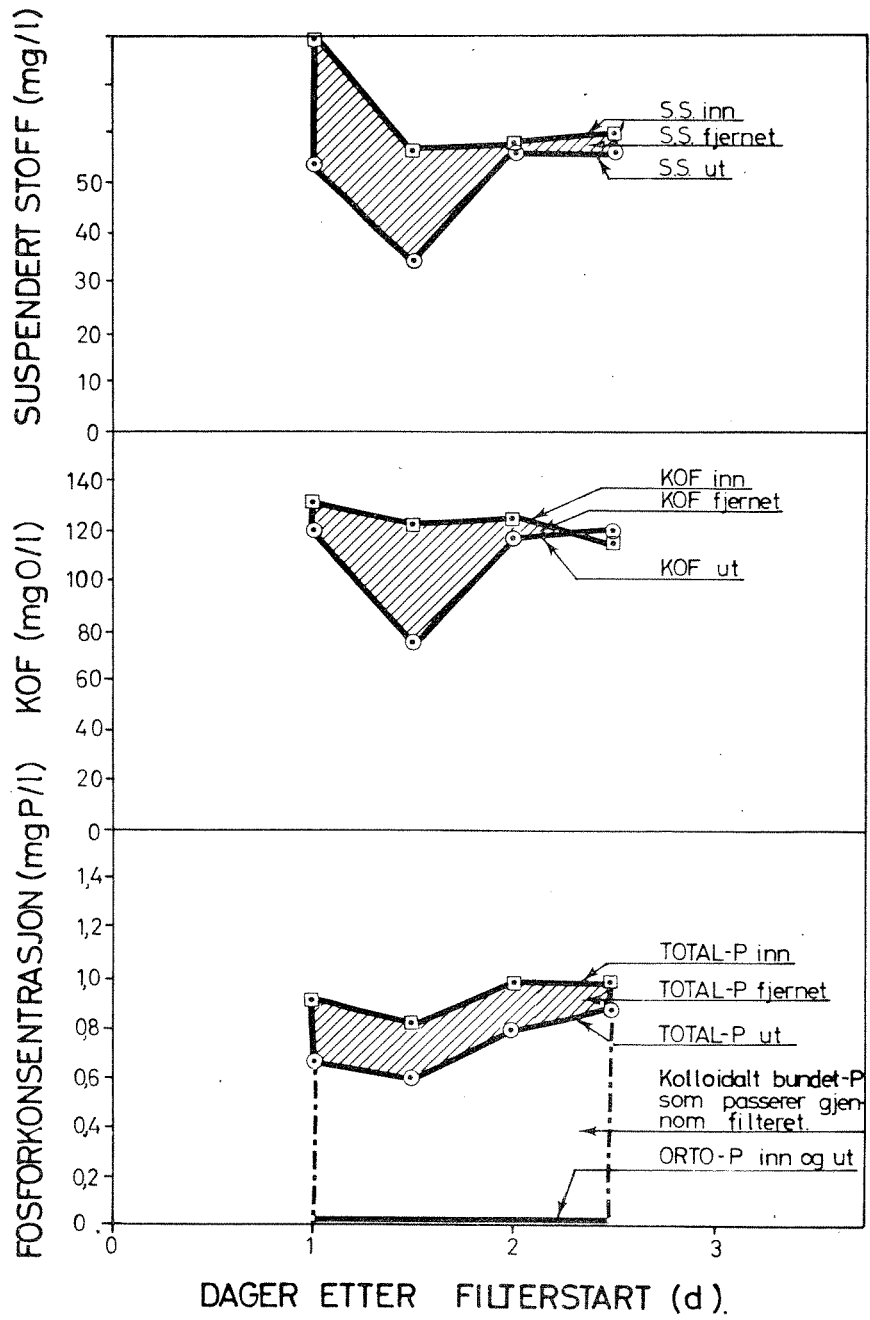


Fig. 9. Steinfiltertest nr. 1.  
Rensing av primærfelt avløpsvann (kalkfelling)  
i steinfilter.

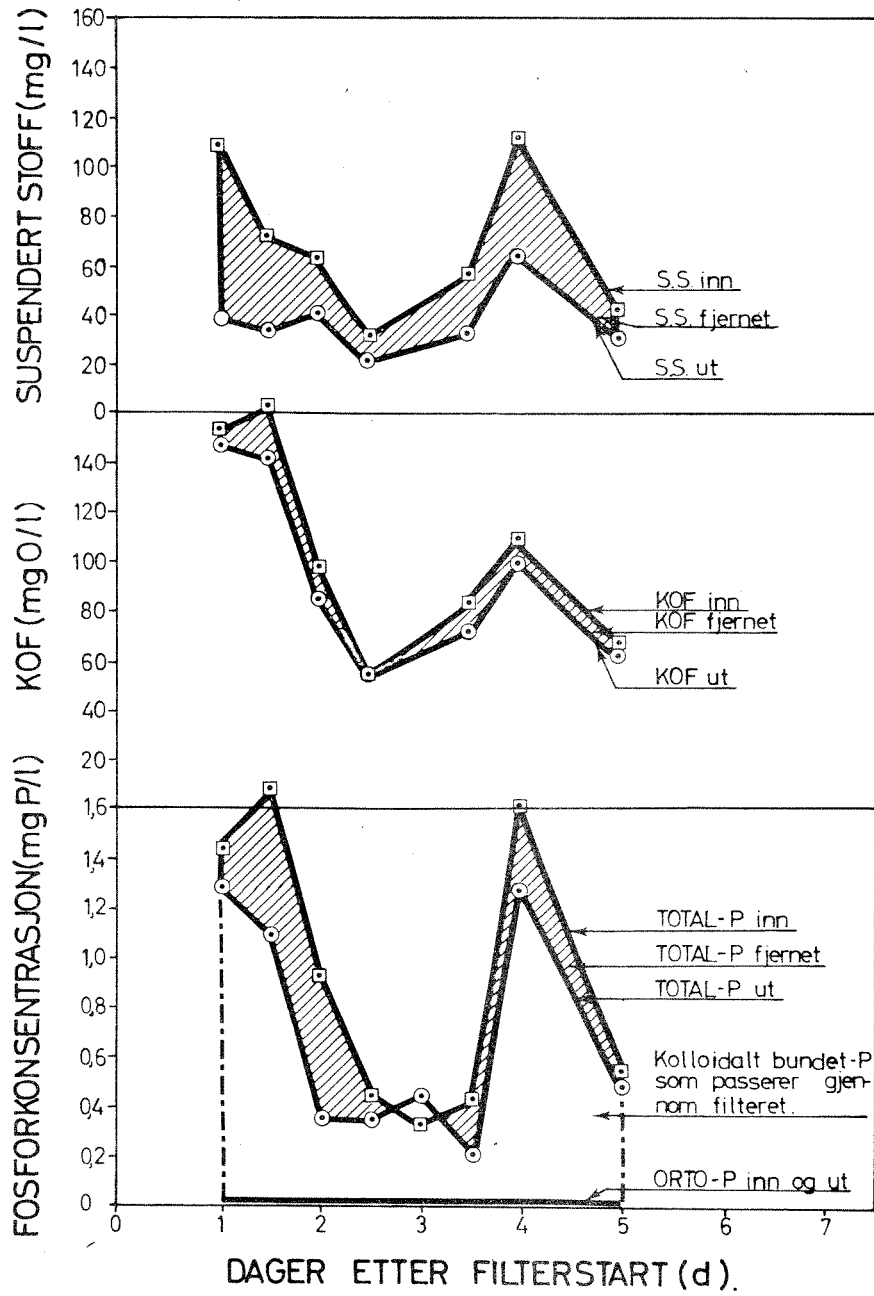


Fig. 10. Steinfiltertest nr. 2.  
Rensning av primærfelt avløpsvann (kalkfelling)  
i steinfilter.

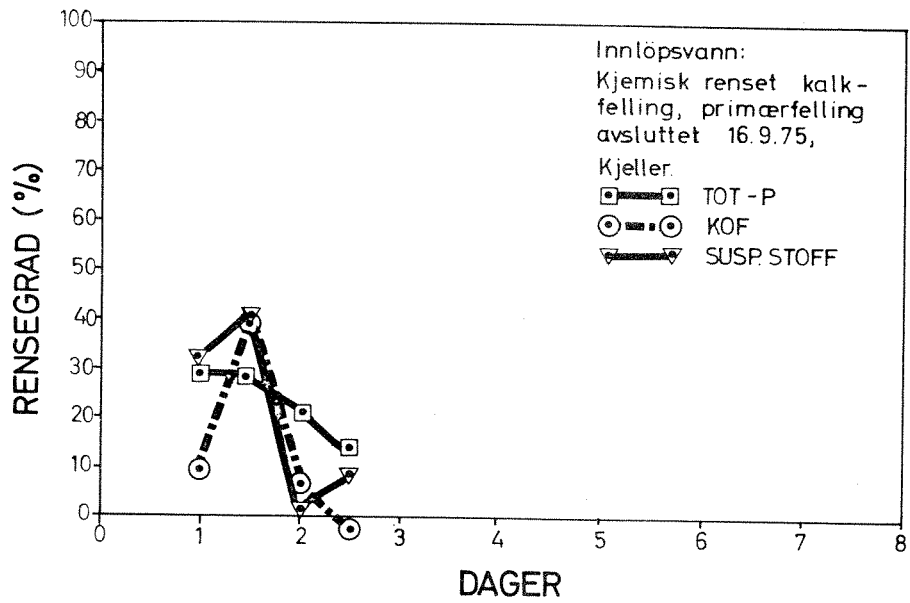


Fig. 11. Renseeffekt i steinfilter. Test nr. 1

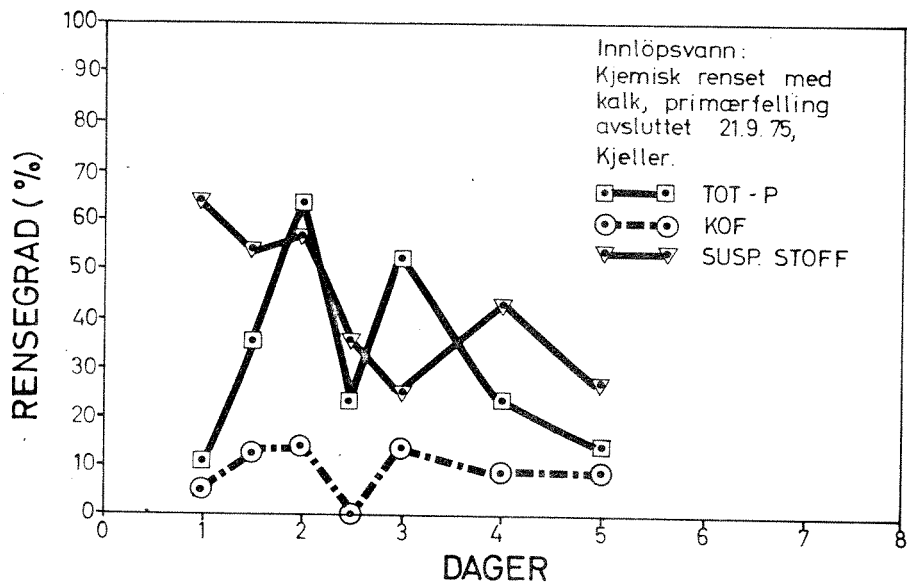


Fig. 12. Renseeffekt i steinfilter. Test nr. 2.



### 5.2.2 Rensing av vann fra sekundærfellingsanlegg

Det var antatt at utløpsvann fra sekundærfellingsprosessen inneholdt noe lavere konsentrasjoner av suspendert stoff enn vann fra primærfellingsprosessen. Imidlertid viste det seg at det av prosesstekniske årsaker fant sted store variasjoner, slik at det ikke forekom noen markert forskjell mellom primær- og sekundærfelt vann med hensyn til suspendert stoff. Resultatene er vist i fig. 13 og 14 og representerer filtertest nr. 3 og 4. Fig. 15 og 16 viser markert reduksjon av suspendert stoff og total fosfor i steinfilteret. Reduksjonen av kjemisk oksygenforbruk er derimot like beskjeden som ved innløpsvann fra primærfellingen, nemlig ca. 10-15%. Rensegraden både med hensyn til suspendert stoff og total fosfor var i beste fall 50-60%. Filteret var enkelt å tilbakevaske.

### 5.2.3 Filtrering i steinfilter uten steinlag

Dette forsøk inngår som filtertest nr. 5 og 6 og er foretatt for å utelukke renseseffekter i andre deler av systemet enn selve steinlaget. Hele steinlaget ble fjernet mens filteranlegget inklusiv den bærende plastplaten (gjennomhullet med 0,5 cm diameter hull, 840 stk.) ellers var komplett. Sekundærfelt vann fra kalkfelling ble pumpet inn på anlegget som i foregående test. Som man ser av fig. 17 og 18 oppnådde man en ikke ubetydelig rensesgrad etter første og andre dag. Derimot falt rensesgraden betydelig den tredje dag.

Denne filtertesten er meget viktig fordi den indikerer at andre forhold enn selve steinlaget i anlegget også er med på å bedre rensesgraden. Dette er forhold som i praksis ikke nødvendigvis kan tilskrives steinfilteret.

Det er mye som tyder på at en av grunnene til at man oppnår en renseseffekt ved anvendelse av steinfilter, er at sedimenteringsforholdene i sedimenteringsbassenget forbedres. Forsøk med "steinløse" steinfilter har indikert dette (10).

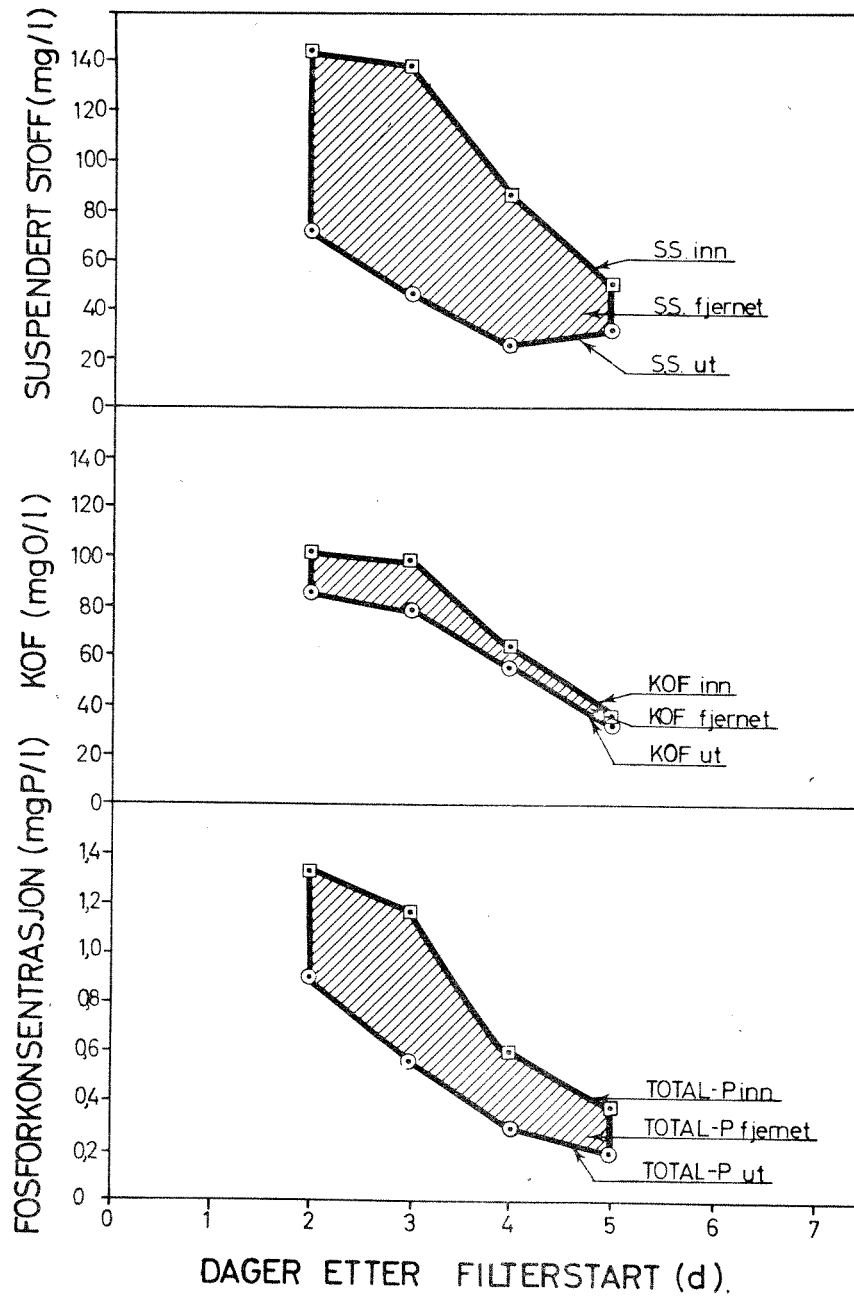


Fig. 13. Steinfilter test nr. 3. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter.

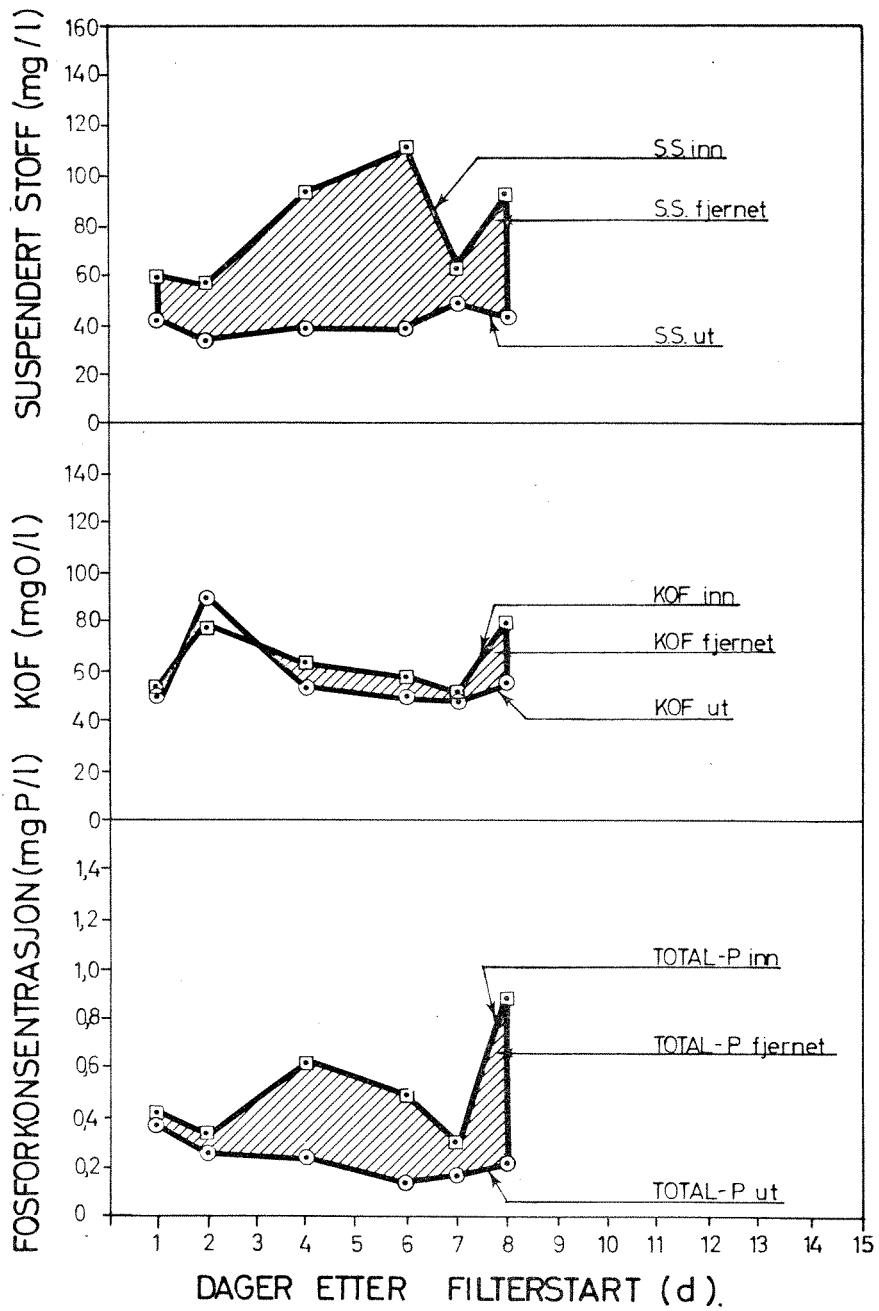


Fig. 14. Steinfilter test nr. 4. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling) i steinfilter.

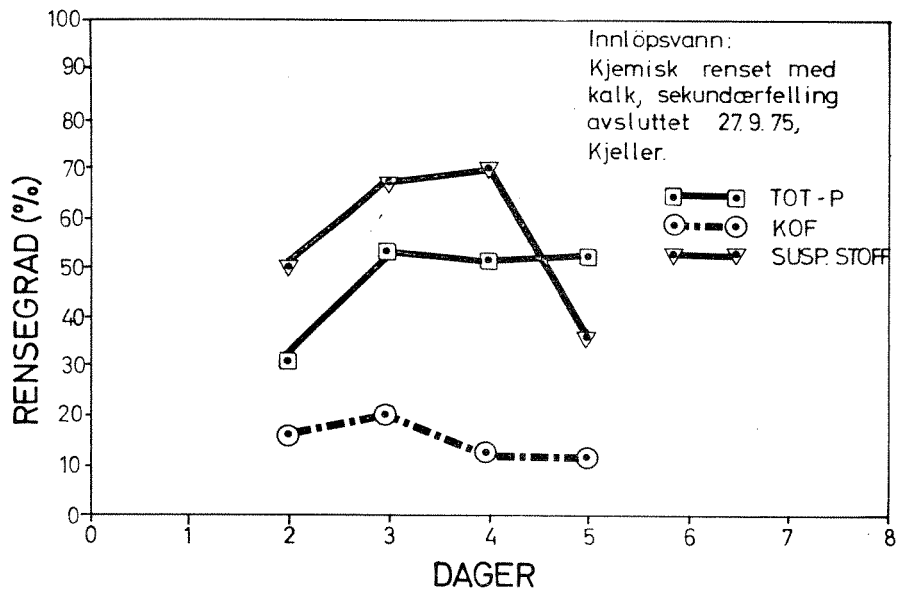


Fig. 15. Renseeffekt i steinfilter. Test nr. 3

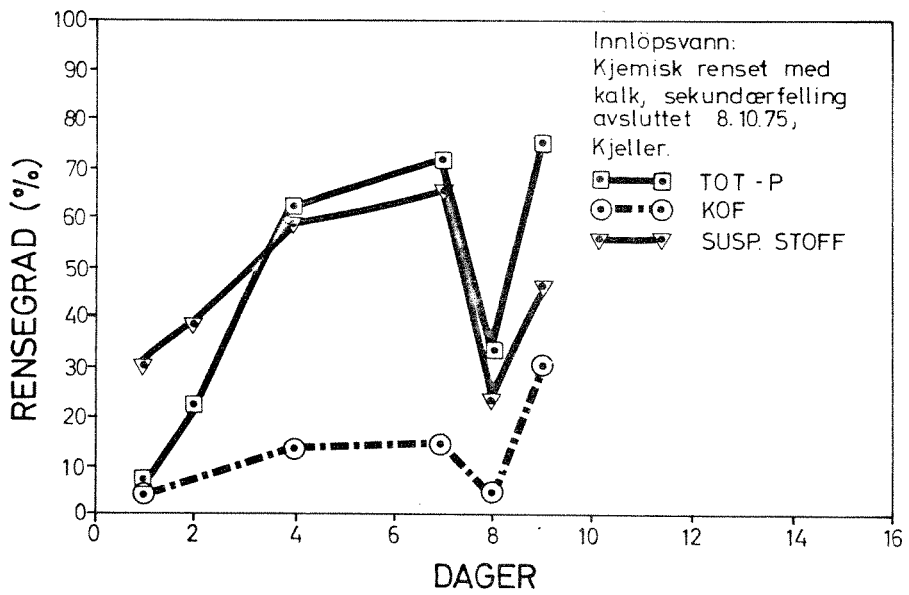


Fig. 16. Renseeffekt i steinfilter. Test nr. 4.

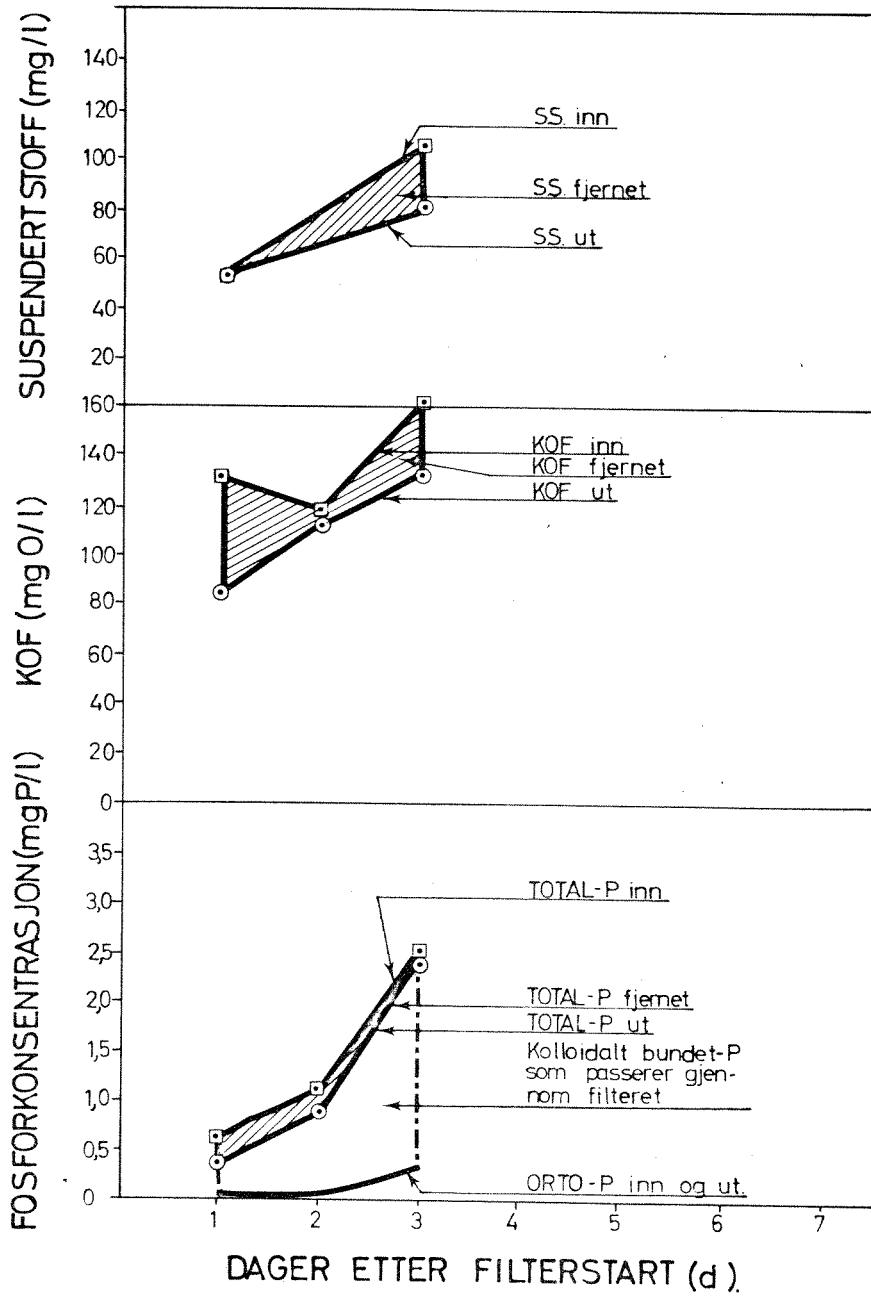


Fig. 17. Steinfiltertest nr. 5.  
Rensning av sekundærfelt avløpsvann (kalkfelling)  
i steinfilter uten stein.

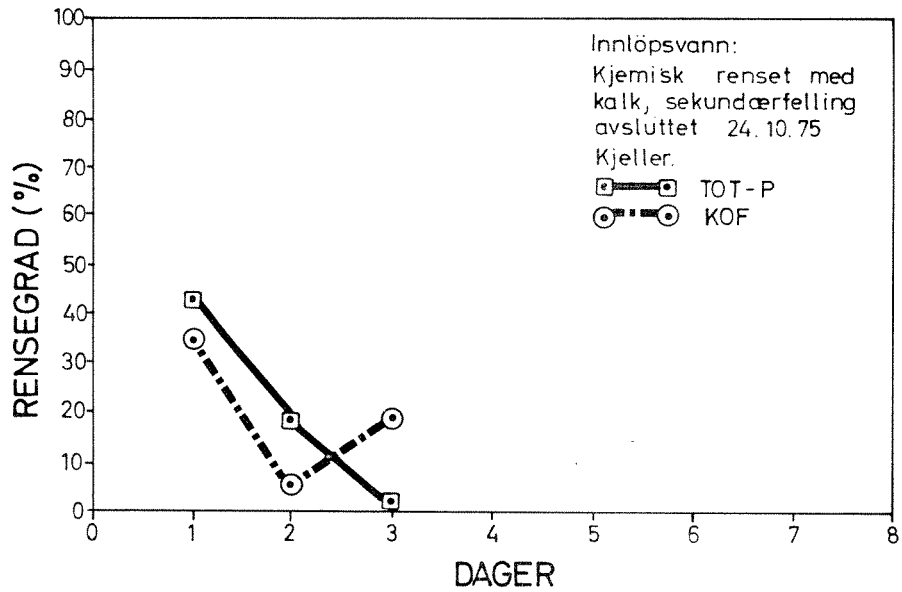


Fig. 18. Renseeffekt i steinfilteranlegg uten stein.  
Test nr. 5.

### 5.3 Filtrering av kjemisk rensset vann - aluminiumsulfat

Innløpsvann rensset med aluminiumsulfat som fellingsmiddel ble også ansett som viktig å få undersøkt i sammenheng med steinfilter. Kun sekundærfelt vann fra det kjemiske rensetrinnet ble forsøkt. En av hovedforskjellene mellom utløpsvann fra kalkfelling og aluminiumsfelling er at pH-verdien ligger i området 6,0-7,0. Det betyr at biologisk aktivitet kan oppstå i filteret etter en rimelig tid.

Resultatene fra steinfiltertest nr. 6 og 7 er vist i fig. 19 og 20. Konsentrasjonene i innløps- og utløpsvannet av suspendert stoff, KOF og total fosfor er presentert som funksjon av dager etter filterstart. Det fremgår av resultatene fra filtertest nr. 6 at relativt lite KOF og Tot-P ble fjernet selv om fjernet mengde suspendert stoff er relativt stor. Derimot viser filtertest nr. 7 relativt bra reduksjon av KOF, Tot-P og suspendert stoff forholdsvis tidlig i måleperioden, mens rensegraden synes å synke en del etter 5-6 dagers filtrering uten tilbakevasking.

### 5.4 Falltapsundersøkelse i steinfilter for forskjellige typer innløpsvann

Det viste seg i løpet av undersøkelsen at falltaptet i steinfilteret var en viktigere parameter enn på forhånd antatt. En bedre oppfølging av denne parameter kan være interessant ved eventuelle fremtidige undersøkelser.

Generelt kan man si at falltaptet var relativt lite. Vertikalt oppadrettet strømningsretning i steinfilteret har en tendens til å "lette" filtermassen slik at man med normale vanntyper for filtrering neppe oppnår at filteret "går tett".

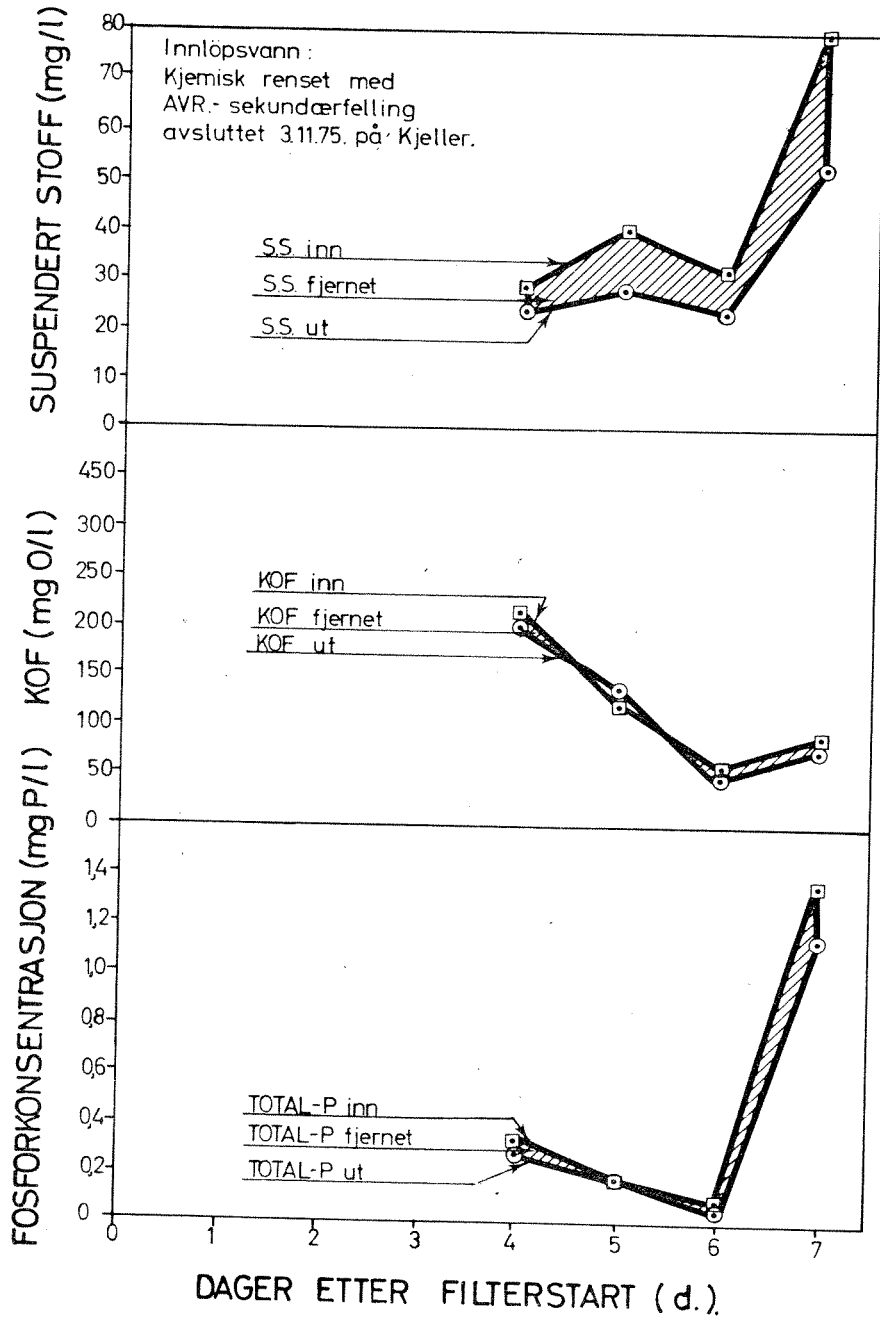


Fig. 19. Steinfilter test nr. 6. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (aluminiumfelling) i steinfilter.



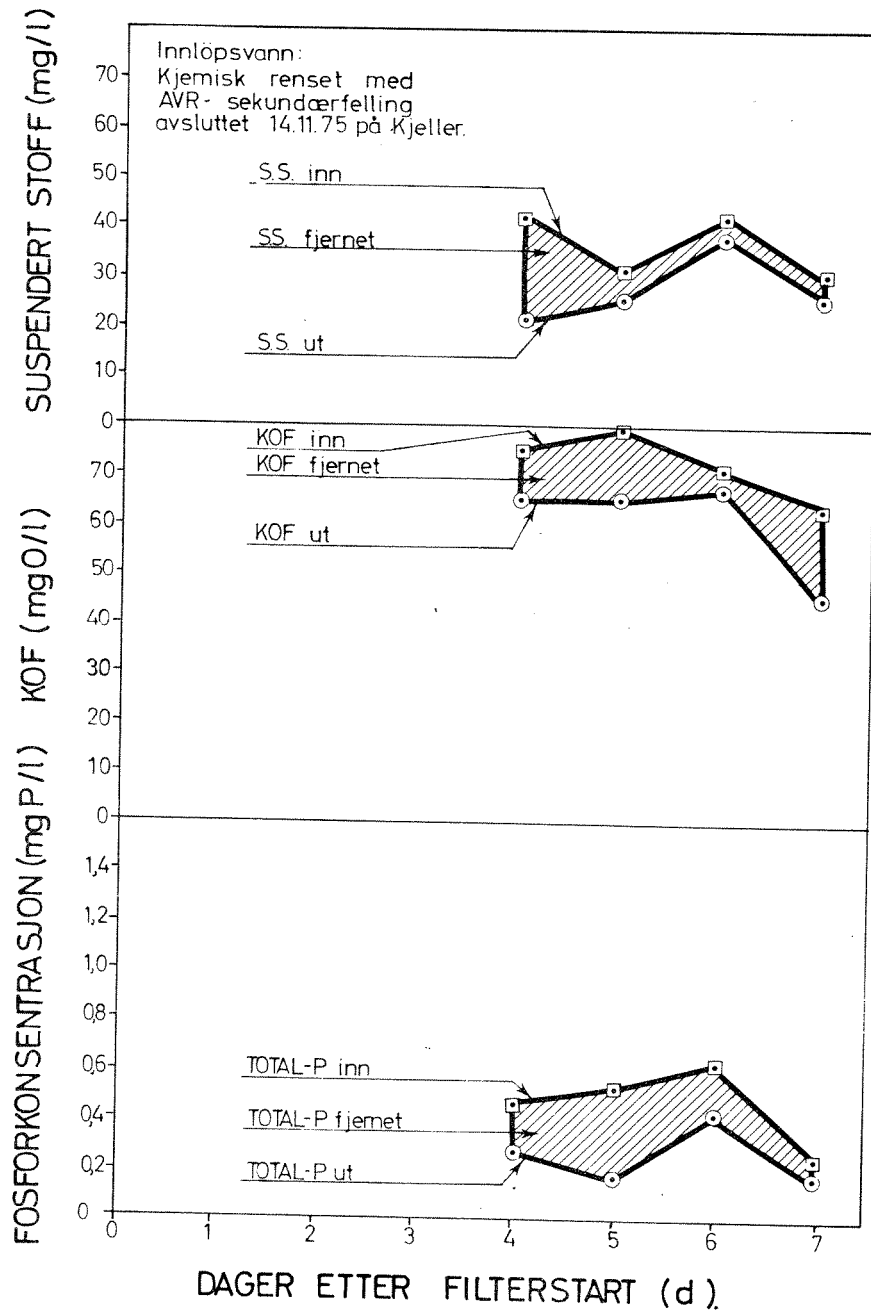


Fig. 20. Steinfilter test nr. 7. Rensing av sekundærfelt avløpsvann (aluminiumfelling) i steinfilter.

Ved rentvanns-filtrering viste dette steinfilter et falltap på ca. 2 mm, mens det høyest registrerte falltap med rensset avløpsvann var 40 mm (alt registrert ved en flatebelastning på  $0,83 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ). De forskjellige typer avløpsvann viste en forskjellig falltapsutvikling, og dette forhold beskriver helt spesifikke sider ved de forskjellige slamtyper.

Fig. 21 viser falltapsutviklingen for flere av filtertestene. En normal falltapsutvikling ved filteret synes å være en gradvis oppbygging av falltapedet etter som slam akkumuleres i steinfilterporene. Etter en stund begynner slam også å akkumuleres på toppen av filteret, og tykkelsen av slam ved en normal filterdrift kan være opptil 3-5 cm. Når falltapedet når en viss grense, kanalisierer slammet. Det vil si at vannet plutselig finner et fåtall ganger i slammassen hvor vannet nødvendigvis må strømme med større hastighet enn når det finfordeles. Resultatet er et drastisk fall i friksjonstapet.

Hver slamtype synes å ha karakteristiske trekk i denne sammenheng. Noen karakteristika er presentert i tabell 6 basert på observasjonene.

Tabell 6. Oversikt over slamforhold og trykktap for ulike typer innløpsvann.

Slamtype/vanntype	Anmerkninger
1. Primærfelt ved kalkfelling	Falltap stiger til 10-30 mm før kanalisering og holder seg senere i området rundt 10-12 mm i falltap.
2. Sekundærfelt ved kalkfelling	Falltap stiger bare til ca. 3-4 mm. Kanalisering skjer meget tidlig med fortsatt falltap som nevnt ovenfor.
3. Sekundærfelt ved aluminiumsulfat	Falltapedet stiger til høyere verdier enn ved kalkfelling. Kanalisering skjer i området rundt 40 mm. Falltapedet synker til rundt 10 mm og kan begynne å stige igjen.

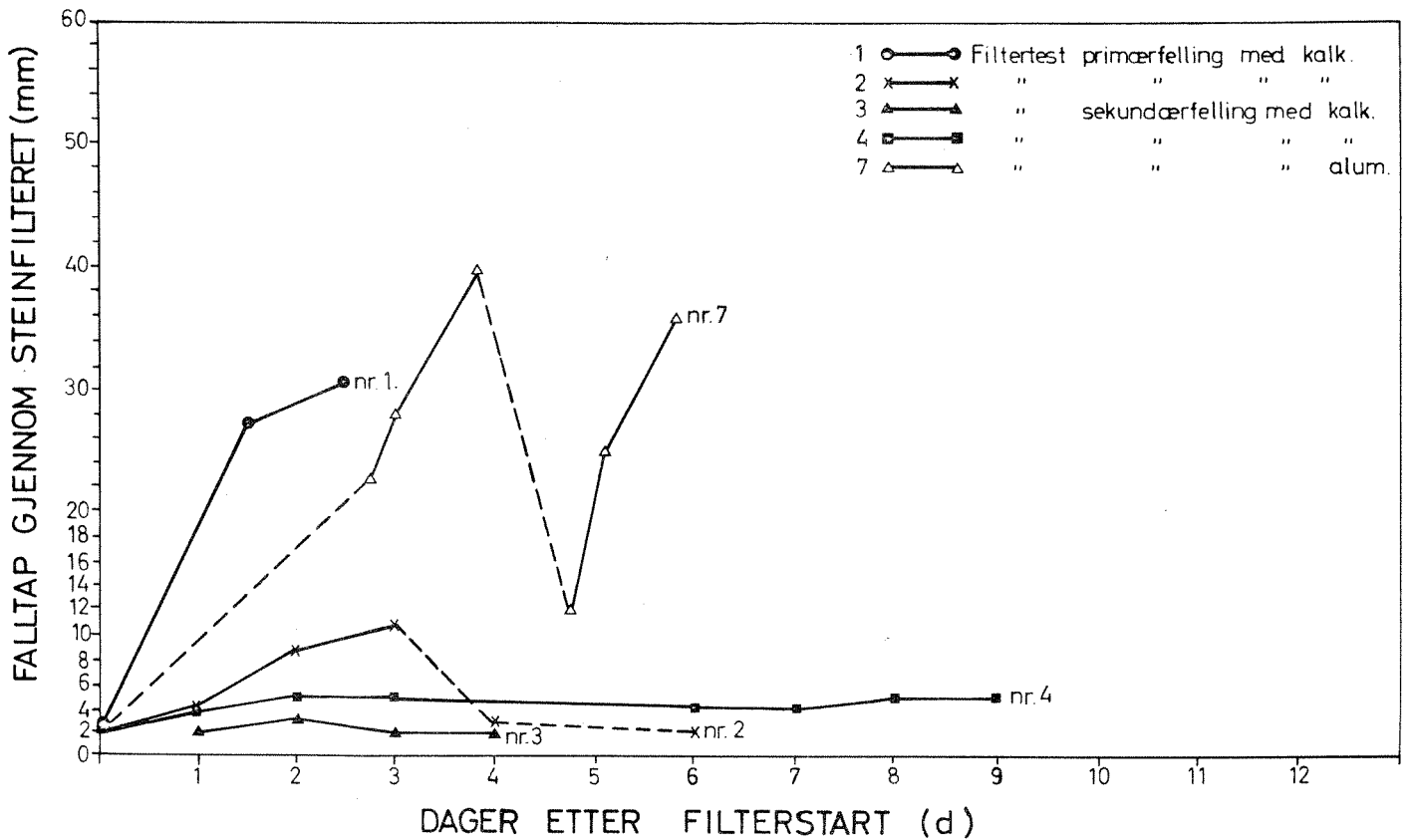


Fig. 21. Falltap gjennom steinfilter for forskjellige avløpsvanntyper.

### 5.5 Tilbakevasking av steinfilteret

Normalt foregår tilbakevaskingen ved at monopumpen stanses, og vannet i filteranlegget tappes ut i bunnen av anlegget. Slammet rives derved med, men spyling med slange kan være nødvendig, avhengig av slamtypen i anlegget. Spylingen ble foretatt med vannslange med normalt trykk. Vannføringen ved tilbaketappingen var ca. 0,7 l/s hvilket tilsvarer ca. 1,8 l/s pr. m<sup>2</sup> filterflate. Ved forsøk med kjemisk rensset vann med aluminiumsulfat ble det også forsøkt med oppstrøms tilbakevasking av filteret. Heller ikke dette tilbakevaskingsprinsippet førte til særlig god rengjøring på tross av store tilbakespylingshastigheter i filteret. Nøkkelen til en god rengjøring i filteret forutsetter fluidisering av filtersengen, noe som ikke er praktisk for så store grus-typer som i steinfilteret.

### 5.5.1 Kalkfelling

Ved filtrering av vann fra kalkfelling var man engstelig for at det ble utfelt kalsiumkarbonat i filtermediet. Etter at forsøkene med filtrering av kalkfelt avløpsvann ble avsluttet, kunne man visuelt ikke påvise utfelling av kalsiumkarbonat på steinlaget. Både primærfelt og sekundærfelt vann fra kalkfelling viste seg lett å tilbakevaske. Mesteparten av slammene drenerte ut av filteret ved nedtappingsfasen, og kun en enkel spyling var påkrevd. Denne spylingen ble utført i løpet av 2 minutter. Inspeksjon av steinlaget etter tilbakevasking viste at steinlaget var fritt for slam.

### 5.5.2 Aluminiumfelling

Ved tilbakevasking av steinfilteret etter filtrering av kjemisk rensset vann fra aluminiumsulfatfelling, fant man etter nedtapping av filteret at det fortsatt er store mengder med slam på toppen av filteret.

Etterspyling med slange var påkrevd i en lengre tidsperiode. Raking i filteret viste at det fortsatt lå slam dypere i filteret selv etter lengre tids spyling. En omrøring av steinmassene parallelt med spyling er påkrevd for at filteret skal bli rent. Prosessen tar ca. 20-30 minutter. Det er vanskelig å påvise, uten forutgående undersøkelser, om vanskelighetene med tilbakevasking skyldes biologisk aktivitet i filteret eller slammets fysiske egenskaper. Man er mest tilbøyelig til å tro at den sistnevnte årsak er av størst betydning.

## 6. DISKUSJON

Undersøkelsen viser at det er mulig å oppnå rensegrader på opptil 50-60% med hensyn på suspendert stoff og total fosfor ved filtrering av kjemisk rensset utløpsvann i steinfilter. Rensegraden for SS, KOF og Tot-P kan imidlertid variere meget i løpet av filtreringsperioden, avhengig av utløpsvannets karakter og filterets tilstand.

Erfaringene fra de utførte forsøk viser at det er en viss del av det partikulære materialet som fjernes ved filtreringen, og ikke at en fjerner til et visst nivå.

Rensegraden som ble oppnådd ved steinfilteret, varierte meget. Det er forhold som indikerer at trykktapet har en viss sammenheng med disse forholdene. Det kan kanskje være påkrevd å undersøke om rensegraden faller vesentlig når kanalisering oppstår.

Analyser av ortofosfat viste at kun en liten del av fosforet forelå i oppløst form. Denne fosformengde var, som ventet, omtrent uforandret ved passering gjennom steinfilteret.

Derimot viser det seg svært vanskelig å tilbakevaske steinfilteret ved behandling av kjemisk rensset utløpsvann med aluminium som fellingsmiddel. En spylingsperiode på 20-30 min. kan være nødvendig for å få slammet ut av steinlaget.

Ved denne undersøkelsen ble det anvendt en flatebelastning som er svært lik den man finner ved ettersedimenteringsbasseng. Det vil si at et steinfilter som utsettes for den samme flatebelastning, i praksis må dekke hele overflaten i et sedimenteringsbasseng. Dette kan føre til reduserte muligheter for driftsettersyn i sedimenteringsbasseng som er utstyrt med skrapeverk. Det vil være mer praktisk om kun en tredjedel av bassengets utløpsende forsynes med steinfilter. Det vil imidlertid innebære en tre ganger så høy flatebelastning på filteret.

Steinfilteret vil i praksis ha en driftsrutine hvor tilbakevasking av filteret skjer ved nedtapping av vannstandsnivået i sedimenteringsbassenget i tillegg til manuell spyling. Det innebærer en driftsstans i denne bassenglinjen hvis nedtappingen ikke kan kombineres med slamtapping. Siden avløpsvannet normalt tilføres renseanlegget kontinuerlig, betyr dette at renseanlegget må være så stort at man helst har flere enn to bassenger i parallell. Det er imidlertid neppe aktuelt å anvende steinfilter ved så store renseanlegg. Man vil heller i slike tilfeller anvende mer avanserte rensetrinn med høyere renseeffekt. Konklusjonen er da at renseanlegg som kan anvende steinfilter, bør være så små at slamtapping fra sedimenteringsbassenget skjer samtidig med tilbakevasking av filteret.

Et forhold som er viktig å merke seg, er at man også oppnådde en god rensegrad i en kort tidsperiode når steinfilteret ble anvendt uten steinlag, men kun med den perforerte bærende plastplaten. Dette kan være forårsaket av bedre hydrauliske forhold ved sedimenteringsfasen.

Sparham (10) bekrefter dette forhold ved å vise til forsøk med "Steinfilter uten stein". Han hevder dessuten at på grunn av den omfattende tilbakevaskingsprosessen med steinfilteret er det ikke mulig å anvende filteret på anlegg med bassengareal større enn ca.  $10 \text{ m}^2$ . Hvis disse steinløse steinfiltrene var like effektive, vil ulempene ved tilbakevasking av steinfilteret elimineres.

## 7. KONKLUSJON

1. Forsøkene med filtrering av kjemisk rensset avløpsvann i steinfilter viser at man for utløpsvann både fra aluminium- og kalkfelling kan oppnå forbedrede renseeffekter. Med en flatebelastning på ca.  $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$  kunne man påvise renseeffekter mellom 10-60% i filteret både med hensyn på suspendert stoff og total fosfor. Derimot var det vanskelig å oppnå rensegrader på over 10-15% for kjemisk oksygenforbruk. Steinstørrelsen i filteret varierte mellom 5 og 9 mm i diameter.
2. Rensegradene viser seg å variere meget i løpet av en filtreringsperiode. Steinfilterets renseeffekt er sannsynligvis svært avhengig av innløpsvannets karakter og filterets tilstand. Det virker som om rensegraden i gjennomsnitt har en fallende tendens for økende filter-operasjonstid før tilbakevasking.
3. Steinfilterets operasjonstid mellom tilbakevasking vil normalt være avhengig av innløpsvannets konsentrasjon av suspendert stoff. Forsøkene viser at det er mulig å ha steinfilteret i kontinuerlig drift for en uke.

Slam sedimenterer først i filtersengens porer og deretter på toppen av filteret. Filtreringsperioden blir avbrutt når slammets kanalisering. Derfor synes steinfilterets operasjonstid mer avhengig av slammets fysiske egenskaper enn den akkumulerte slammengde basert på tørrstoff.

4. Det kunne ikke påvises markerte forskjeller i renseeffekt i steinfilteret for de tre innløpsvanntypene primærfelt og sekundærfelt vann med kalk, og sekundærfelt vann med aluminiumsulfat.
5. Derimot viste det seg at falltap og tendens til kanalisering i slammet i steinfilteret varierte markert for de tre vanntypene. Ved sekundærfelling med kalk kanaliserte slammets tidlig for et lavt falltap uten at dette gikk ut over rensegraden. Med innløpsvann fra

primærfelling med kalk ble trykktapet høyere før kanalisering oppstod, mens sekundærfelling med aluminiumsulfat gav høyest falltap før kanalisering oppstod. Man antar at disse forhold gir uttrykk for fysiske egenskaper i slamtypene.

6. Den viktigste observasjonen ved undersøkelsen synes å være en markert forskjell i steinfilterets muligheter for rengjøring. Tilbakevasking av steinfilteret ved behandling av både primærfelt og sekundærfelt avløpsvann med kalk var relativt enkel. Derimot viste det seg at tilbakevaskingsprosessen ved filtrering av vann fra aluminiumfelling var langt mer komplisert, og at en etterspyling med raking i steinfilteret var nødvendig for å få slammet ut av steinfilteret.

Begrunnelsen for å bruke etterbehandling ved mindre renseanlegg må være at en får en vesentlig bedre renseeffekt (og at det er behov for denne), eller at en kan forbedre driftssikkerheten. Steinfilteret synes ikke å oppfylle disse krav i noen større utstrekning. I tillegg oppstår driftsvanskeligheter. Fremtidig forskning i Norge for å bedre avskillingen ved mindre renseanlegg bør derfor i første rekke innrettes på andre metoder.

For etterbehandling av rensset avløpsvann fra små renseanlegg kan renseprinsipper som grassområder, dambehandling eller en modifisert form for sandfiltrering ha større interesse enn anvendelse av steinfilter. Disse rensemetoder bør undersøkes nærmere.



## 8. SAMMENDRAG

Filtrering av biologisk rensed avløpsvann i steinfilter har særlig vært anvendt i England som etterbehandling ved små renseanlegg. Metoden består i at det monteres et falskt gulv i sedimenteringsbassenget. Over dette gulvet fylles det opp med et 15 cm dypt steinlag med kornstørrelse varierende mellom ca. 5 mm og 12 mm. Vannivået over steinlaget er ca. 30 cm. Vannet passerer vertikalt opp gjennom steinlaget. Slam akkumuleres i porene mellom steinene og på toppen av filteret. Slammet må vaskes ut av filteret ved at vannivået senkes under filterbunnen. Samtidig må filteret spyles rent. Slamtappingen i filteret, som vanligvis foregår en gang pr. uke, ble i England ofte foretatt samtidig med slamtapping av sedimenteringsbassenget.

Hovedmomentene for anvendelse av steinfilter har vært at metoden gir en betydelig reduksjon i suspendert stoff i utløpsvannet (50-60% i SS, avhengig av flatebelastning). Dette medfører en parallell reduksjon av organisk materiale og total fosfor selv om denne reduksjonen ikke er proporsjonal med SS-reduksjonen på grunn av at en del av forurensningene foreligger i løst form.

I tillegg er installasjon av steinfilter lav i investeringskostnader, og det er hevdet at metoden egner seg ved små renseanlegg.

Det ble gjennomført forsøk på Kjeller hvor et separat steinfilter ble oppbygd i henhold til de konvensjonelle dimensjoner. Det ble anvendt en konstant flatebelastning overensstemmende med erfaringene fra England og svært nær den flatebelastning man finner ved normalt belastet ettersedimenteringsbasseng. Hovedhensikten med forsøket var å undersøke hvordan kjemisk rensed avløpsvann lot seg etterbehandle i steinfilter. Innløpsvann både fra primærfelt og sekundærfelt avløpsvann med kalk og sekundærfelt vann med aluminiumsulfat ble undersøkt. Vannet ble pumpet inn i steinfilteret ved hjelp av en monopumpe med hydraulisk variator. Anleggets rensegrad ble undersøkt ved døgnprøver på innløps- og utløpsvannet. Hvert forsøk ble avsluttet med slamtapping, og gjennomsnittlig filtreringsperiode var ca. en uke.

Resultatene viste at man kunne oppnå reduksjoner i forurensninger basert på suspendert stoff og total fosfor, nemlig ca. 50-60% både for aluminium- og kalkfelt avløpsvann. Organisk stoff, uttrykt ved KOF, ble, som ventet, redusert i langt mindre grad, ca. 10%.

Det viste seg at rensegraden varierte meget. Dette synes å være forårsaket både av forhold i innløpsvannet og av filterets tilstand.

Imidlertid viste det seg at rengjøring av steinfilteret etter forfelling med aluminiumsulfat krevde relativt omfattende arbeidsinnsats. Rengjøringsprosessen ved felling med kalk, derimot, viste ikke de samme vanskeligheter som ved aluminiumsulfatfelling. Den høye pH-verdi i innløpsvannet vil dessuten forhindre all form for biologisk aktivitet i steinfilteret.

På grunnlag av denne undersøkelsen synes det som om man bør arbeide videre for å finne enkle rensemetoder for etterbehandling av avløpsvann fra små renseanlegg. Filtrering av avløpsvann med automatisk tilbakespyling bør undersøkes nærmere. Likedan bør dammer som etterbehandling av avløpsvann etter mindre renseanlegg studeres nærmere.

9. REFERANSER

1. Banks, D.H.: Survr. munic. Cty. Engr., 1964, 123, No. 3745, 21.
2. Banks, D.H.: Survr. munic. Cty. Engr., 1965, 125, No. 3789, 45.
3. "Clarification of Humus-tank Effluents in upward-flow Pebblebeds". Water Pollution Research (1964) p. 88.
4. "Clarification of Humus-tank Effluents in upward-flow Pebblebeds". Water Pollution Research (1965) p. 112.
5. Truesdale, G.A. et al.: The treatment of sewage from small Communities. Proc. Inst. Sewage Purif., 1966, p. 34.
6. Truesdale, G.A. and Birkbeck, A.E.: Tertiary Treatment Processes for Sewage works Effluents. Wat. Pollut. Control 1967, p. 371.
7. Truesdale, G.A. and Birkbeck, A.E.: Tertiary Treatment of Activated Sludge Effluent. Wat. Pollut. Control 1968, p. 483.
8. Jordan, R.M.: Electrophoretic studies of Filtration, J. Am. Wat. Wks. Ass., June 63.
9. Heiple, R.L.: Effectiveness of Coarse-Grained Media for Filtration. J. Am. Wat. Wks. Ass., p. 749 (juni 1959).
10. Sparham, V.R.: Improved settling tank efficiency by upward flow clarification. J. Wat. Pollut. Control Fed., 42, p. 801 (May 1970).

---oOo---

APPENDIX nr. 1

Resultater fra steinfilter forsøk

Filter test	Dato	Posfor-resultater				KOF, mg O/l		Susp.stoff, mg/l	
		Tot-P, mg P/l		Orto-P, mg P/l		Inn	Ut	Inn	Ut
		Inn	Ut	Inn	Ut				
	1975								
Nr. 1 Primærfelt med kalk	15.09	0,918	0,648	0,014	0,015	133	120	80	54
	15.09 x)	0,816	0,584	0,009	0,015	123	74	57	34
	16.09	0,99	0,78	0,013	0,016	126	118	58	57
	16.09 x)	0,99	0,86	0,014	0,017	116	120	61	56
Nr. 2 Primærfelt med kalk	17.09	1,44	1,28	0,019	0,010	154	146	108	38
	17.09 x)	1,69	1,09	0,018	0,020	164	142	72	33
	18.09	0,92	0,34	0,013	0,016	98	84	63	40
	18.09 x)	0,44	0,34	0,009	0,010	54	54	31	20
	19.09	0,32	0,44	0,005	0,011		75		34
	19.09 x)	0,42	0,20	0,009	0,007	83	71	56	31
	20.09	1,65	1,27			109	99	111	63
21.09 x)	0,54	0,46			67	61	41	30	
Nr. 3 Sekundærfelt med kalk	24.09	1,331	0,895			102	86	144	72
	25.09	1,171	0,550			98	78	138	46
	26.09	0,595	0,292			64	56	87	26
	27.09	0,372	0,179			36	32	50	32
Nr. 4 Sekundærfelt med kalk	30.09	0,405	0,378			54	52	60	42
	1.10	0,338	0,263			78	90	57	35
	3.10	0,624	0,238			62	54	94	39
	6.10	0,487	0,137			58	50	112	39
	7.10	0,255	0,169			52	50	63	49
	8.10	0,893	0,223			80	56	93	43
Nr. 5 Sekundærfelt med kalk. Steinfilter kjørt uten steinlag	22.10	0,647	0,367	0,007	0,007	131	85	53	53
	23.10	1,101	0,894	0,009	0,014	119	113		
	Mek.renset avløpsv. 23.10	5,068		1,969		231		175	
	24.10	2,505	2,447	0,213	0,358	165	133	106	82
	Mek.renset avløpsv. 24.10	4,264		1,876		155		93	
Nr. 6 Sekundærfelt med AVR	30.10 x)	0,320	0,331	0,012	0,011			27	31
	31.10	0,338	0,283	0,007	0,007	216	200	29	24
	1.11	0,169	0,175	0,005	0,003	120	136	40	28
	2.11	0,092	0,051	0,0018	0,0009	57	49	32	23
	3.11	1,363	1,133	0,038	0,009	87	75	81	53
	3.11 x)	0,183	0,151	0,0016	0,0015			31	18
Nr. 7 Sekundærfelt med AVR	11.11	0,472	0,272	3,0	3,0	75	65	42	21
	12.11	0,543	0,163	6,6	2,0	79	65	31	25
	13.11	0,632	0,408	0	0,45	71	67	42	38
	14.11	0,243	0,169	0,9	0,45	63	45	30	25

x) = stikkprøve.