

KJEMISK FELLING MED KALK OG SJØVANN

Delrapport 1

Kontrollerte forsøk utført ved
hjelp av jartest i Imhoffglass

4. januar 1977

Saksbehandler: Siv.ing. Lasse Vråle

Medarbeider: Tekn.lic. Peter Balmér

Instituttssjef Kjell Baalsrud

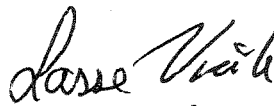
F O R O R D

"Kjemisk felling med kalk og sjøvann" er et delprosjekt under "PRA 2.1 Forsøksanlegget på Kjeller".

Prosjektet føyer seg inn i rekken av de undersøkelser som vedrører egenskaper av fellingskjemikalier som anvendes ved kjemisk felling av avløpsvann.

Felling med kalk og sjøvann har pågått kontinuerlig ved Sandvika renseanlegg siden sommeren 1974. Den foreliggende rapport beskriver fellingsforsøk med kalk og sjøvann utført i laboratorieskala under kontrollerte forhold. Parallelt blir det foretatt undersøkelser av denne fellingsmetoden ved drift i full skala. Resultatene av denne undersøkelsen vil bli rapportert senere.

Brekke, 3. januar 1977


Lasse Vråle

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
1. INNLEDNING	7
2. HENSIKT MED UNDERSØKELSEN	8
3. LITTERATURSTUDIUM	9
3.1 Kalkprodukter for kjemisk felling	9
3.2 Kjemiske reaksjoner	11
3.2.1 pH-hevning	11
3.2.2 Kalsiumkarbonatutfelling	11
3.2.3 Fosfatutfelling	12
3.2.4 Fjerning av organiske fosforforbindelser	13
3.2.5 Magnesiumhydroksyduutfelling	13
3.2.6 Reaksjoner med ammonium	14
3.3 Spesielle forhold ved renseprosesser med kalkfelling	15
3.3.1 Betydningen av magnesium ved kalkfelling	15
3.3.2 Kinetikk ved fosforfjerning med lav og høy pH	16
3.3.3 Oppløst kalsium som funksjon av pH	18
3.3.4 Klaring av rensset avløpsvann	18
3.3.5 Fjerning av tungmetaller	20
3.4 Felling med kalk og sjøvann	21
4. FORSØKSOPPSTILLING OG GJENNOMFØRING	23
4.1 Problemstilling	23
4.2 Jartest i Imhoffglass	24
4.2.1 Avløpsvannprøve	26
4.2.2 Fellingskjemikalier	26
4.2.3 Doseringsmetode for fellingskjemikalier	28
4.2.4 Doseringsmengder og gjennomføring av forsøket	29

	Side:
5. RESULTATER OG DISKUSJON	31
5.1 Observasjoner i blandvannet etter sjøvannsinnblanding	31
5.1.1 Salinitet og temperatur	31
5.1.2 pH i sjøvannsblandet avløpsvann	33
5.1.3 Slam i vannprøvene før kalktilsetning	33
5.2 Teoretiske beregninger av sammensetningen av sjøvannsinnblandede prøver	34
5.3 Renseresultater i vannfasen etter kalktilsetning	36
5.3.1 Fosforreduksjon i avløpsvannet	36
5.3.2 Reduksjon av organisk stoff	45
5.4 Resultater i slamfasen etter kalktilsetning	47
5.4.1 Slamvolum-produksjon	47
5.4.2 Slamtørrstoff-produksjon	53
5.4.3 Slammets kjemiske sammensetning	55
5.5 Bakteriologiske undersøkelser	56
6. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	58
7. SUMMARY	60
8. REFERANSER	64
APPENDIX - ANBEFALINGER TIL VIDERE ARBEID	66

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:

1	Karakteristiske trekk ved forskjellige kalktyper	10
2	Analyse av avløpsvannprøve. Festningen renseanlegg	26
3	Analyse av sjøvannsprøver. Sandvika renseanlegg	27
4	Doseringsforhold ved kjemisk felling med kalk og sjøvann ved jartest i Imhoffglass	29
5	Flokkulerings- og sedimenteringsforhold ved forsøket	30
6	Salinitet i blandvannet i begrene	31
7	Temperatur i blandvannet i begrene	32
8	pH verdi i avløpsvannet etter sjøvannsinnblanding	33

Tabell nr.:		Side:
9	Slammengder fra kjemikalietilsetning - ml/liter	34
10	Teoretisk beregnede konsentrasjoner i sjøvannsinnblandede prøver	35
11	pH i avløpsvannet etter felling	36
12	Fosforkonsentrasjoner i avløpsvannet etter felling	37
13	Reduksjon av organisk stoff	45
14	Slamvolum ved sjøvannsfelling som funksjon av sedimenteringstid	48
15	Totalt tørrstoff i slamprøven pr. liter avløpsvann	53
16	Slammets kjemiske sammensetning	55
17	Bakteriologiske undersøkelser av rensset avløpsvann	56

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		
1	Kalkdosering for å oppnå $\text{pH} \geq 11.0$ som funksjon av avløpsvannets alkalitet	12
2	Kalkfelling og fosforreduksjon i avløpsvann som funksjon av pH	13
3	Kalkfelling og kalsium og magnesium konsentrasjoner i avløpsvann	14
4	Effekten av pH og reaksjonstid på fosforutfelling	17
5	Kalsium og magnesium konsentrasjoner ved kalkfelling	19
6	Forsøksoppstilling for jartest i Imhoffglass	24
7	Skisse av jartestomrører i Imhoffglass	25
8	Skjematisk tidsskjema for forsøkets gjennomføring	30
9	Salinitet i sjøvannsinnblandet avløpsvann som funksjon av % innblanding	32
10	pH i utløpsvannet som funksjon av kalk og sjøvannstilsetning	38
11	pH-senking i kalkfellingsprosessen som følge av sjøvannsinnblanding	38
12	Fosforreduksjon som funksjon av kalkdosering for div. % sjøvannsinnblanding	39

Figur nr.:		Side:
13	Fosforreduksjon som funksjon av kalkdosering for 10% og 15% sjøvannsinnblanding	40
14	Fosforreduksjon som funksjon av pH i utløpsvannet for div. % sjøvann	42
15	Total fosforreduksjon som funksjon av pH i utløpsvannet	44
16	Total fosforreduksjon som funksjon av tilsatt sjøvannsmengde for forskjellige kalkdoseringer	46
17	Slamvolum som funksjon av sedimenteringstid for div. % sjøvannsinnblanding	49
18	Slamvolum som funksjon av sedimenteringstid og forskjellig kalkdosering og sjøvannstilsetning	51
19	Slamvolumproduksjon som funksjon av sjøvannsinnblanding	52
20	Slamtørrstoffproduksjon som funksjon av sjøvannsinnblanding	54
21	Slamtørrstoffproduksjon som funksjon av kalkdosering	54
22	Konsentrasjon av Fekal coli ved kjemisk felling med kalk og sjøvann	57

1. INNLEDNING

Den stadig økende anvendelse av kjemisk felling i forbindelse med rensing av avløpsvann har stimulert en søking etter rimeligere og bedre fellingsmidler. Metallsaltene av aluminium, jern og kalk er mest anvendt og har alle sine fordeler og ulemper. Aluminiumsulfat er det teknisk mest optimaliserte.

Tradisjonelt har mye av forskningen til nå vært basert på isolerte studier av begrensende forhold innen en større helhet som en renseprosess representerer. For eksempel er mange av undersøkelsene med kjemisk felling basert på undersøkelser kun på fellingsresultatene i vannfasen hvor man kan finne marginale effekter som får avgjørende vekt for valg av kjemikalier.

Imidlertid er forhold som kjemikaliemengder, krav til flokkuleringsintensitet, fnokkenes sedimenteringshastighet og tilhørende flatebelastning i sedimenteringsbasseng, rensegrad i vannfase, bakteriologiske forhold i vannfase og slamfase, fjerning av tungmetaller, slamproduksjon, slambehandling, slamstabilitet, luktforhold og slamutnyttelse alle forhold som er svært viktige for valg av fellingskjemikalier.

Kalk er et fellingsmiddel som har mange fordeler. Det har imidlertid vist seg at en mange steder må bruke høye doser for å oppnå gode renseresultater, og dette har også gitt stor slamproduksjon.

Flere undersøkelser har vist at det ved kalkfelling er et samband mellom utfelling av magnesiumhydroksyd og renseresultat. De fleste norske avløpsvann har lavt innhold av magnesium. For å felle ut det magnesium som finnes, må en opp i høy pH med stor kalkdosering som resultat.

Det er derfor lokkende å ta opp Føyns gamle tanke om å benytte sjøvann som magnesiumskilde. I stedet for å bruke elektrolyse for å skape et alkalisk miljø, kan en bruke kalk.

Kjemisk felling med kalk og sjøvann har vært anvendt i praksis ved Sandvika renseanlegg i Bærum siden høsten 1974. Erfaringene med prosessen har vært meget gode med høy rensegrad, på Tot-P større enn 95% og BOF 60-80%.

2. HENSIKT MED UNDERSØKELSEN

Gjennom driften ved Sandvika renseanlegg har man oppnådd mange praktiske erfaringer med kalk og sjøvannsfelling.

Det er imidlertid mange forhold ved felling med kalk og sjøvann som det er behov for å klarlegge nærmere. Hensikten med denne undersøkelse var

1. Å finne den tilnærmet optimale dose av kalk og sjøvann.
2. Å få innsikt i de mekanismer som gjør det mulig å oppnå gode rensegrader ved lavere kalkdoser når sjøvann tilsettes.
3. Å finne hvor mye slam som dannes ved felling med kalk og sjøvann.
4. Å få et grovt bilde av hygieniske forhold ved felling med sjøvann og kalk.

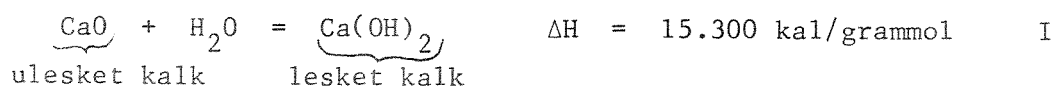
3. LITTERATURSTUDIUM

3.1 Kalkprodukter for kjemisk felling

Kalk foreligger i ulike former, men ikke alle er like effektive som fellingsmiddel. Teknisk kalk kommer i to hovedformer som begge er anvendt ved renseanlegg - nemlig ulesket kalk (brent kalk) og lesket kalk (hydratkalk). Større anlegg finner det lønnsomt å kjøpe ulesket kalk og foreta lesking i eget utstyr ved renseanlegget. Ulesket kalk er billigere både i innkjøp og transport. De fleste mindre anlegg anvender imidlertid hydratkalk.

Ulesket kalk har vært anvendt direkte uten forutgående lesking som kalktilsetning ved renseanlegg. Dette fører til at uopløst kalk lett fester seg på bassengkanten og renner. Dessuten fører det til at kun en mindre andel av kalken blir utnyttet som fellingsmiddel.

Når ulesket kalk tilsettes vann, skjer det en stor varmetvikling, og den kjemiske reaksjonen er som følger:



Ved tilsetting av ulesket kalk i store mengder vann som f.eks. ved dosering av ulesket kalk til avløpsvann, blir imidlertid temperaturstigningen svært liten.

Karbidkalk kan også anvendes som fellingsmiddel for avløpsvann, og undersøkelser om dette er rapportert av Vråle (25).

Det knytter seg mange spørsmål til valg av kalktype, doseringsform og doseringsprinsipp som må vurderes nøye når kalk skal anvendes som fellingsmiddel.

Tabell 1 gir en oversikt over karakteristiske trekk for forskjellige kalktyper. Tabellen er hentet fra Culp og Culp (1).

Tabell 1. Karakteristiske trekk ved forskjellige kalktyper.

CHEMICAL		SHIPPING DATA		PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS		
Common Name Formula	Available Forms	Containers and Requirements	Appearance and Properties	Weight lb/cu ft (Bulk Density)	Commercial Strength	Solubility in Water g/100 ml at 25°C
Quicklime CaO	Pebble Crushed Lump Ground Pulverized	Moisture proof bags, 80-100 lb Wood bbl Bulk C/L Store dry Max. 60 days Keep container closed	White (light gray, tan) lumps to powder Unstable, caustic ir- ritant Slakes to hydroxide slurry evolving heat Air slakes to CaCO ₃ Sat. Sol. pH 12.4	55-75 To calculate hopper capac- ity - use 60 Sp. G., 3.2-3.4	70-96% CaO (Below 88% can be poor quality)	Reacts to form Ca(OH) ₂ Each lb of quick- lime will form 1.16-1.32 lb. of Ca(OH) ₂ , with 2-12% grit, de- pending on purity
Recovered Lime CaO	Pellets	Bulk delivery direct from kiln to stor- age bin	Light gray, tan Same properties as quicklime		75-90% CaO	Same as quicklime
Dolomitic Lime CaO·MgO (MgO content varies)	Pebble Crushed Lump Ground Pulverized	Bags, 50-60 lb Bulk C/L bbl	Same appearance and properties as quicklime, except MgO slakes slowly	Pebble, 60-65 Ground, 50-75 Lump, 50-65 Powder, 37-63 Avg. 60 Sp. G., 3.2-3.4	CaO 55-57.5% MgO 37.6-40.5%	Slakes to form Ca(OH) ₂ slurry plus MgO, which slakes slowly
Hydrated Lime Ca(OH) ₂	Powder (passes 200 mesh)	Bags, 50 lb. Bbl, 100 lb. Bulk, C/L (Store dry)	White, 200-400 mesh. powder, free of lumps Caustic, dusty irritant Absorbs H ₂ O and CO ₂ from air to form Ca(HCO ₃) ₂ Sat. Sol. pH 12.4	35 to 50 To calculate hop- per capacity use 40 Some 20-30 use 23 Sp. G., 2.3-2.4	Ca(OH) ₂ 82-98% CaO 62-74% (Std. 70%)	0.18 at 0°C 0.16 at 20°C 0.15 at 30°C 0.077 at 100°C
Carbide Lime Ca(OH) ₂	Powder 70-90% (200 mesh) Slurry	Bulk	Coarse, gray powder Gray slurry (35% solids)	35 to 55	95% Ca(OH) ₂	Same as Ca(OH) ₂
Dolomitic Hydrated Lime Ca(OH) ₂ + Mg(OH) ₂ Content of MgO and Mg(OH) ₂ varies	Monohydrated powder slaked at atmos. press. Dihydrate powder slaked at high press. & temp.	Bags, 50 lb. Bbl Bulk, C/L (Store dry)	Tan to white powder free of lumps (-200 mesh) Caustic, dusty irritant Sat. Sol. pH 12.4	Monohydrate 25-37 Dihydrate 27-43 To calculate hop- per capacity, use 40 Sp. G., 2.65-2.75	Monohydrate Ca(OH) ₂ -62% MgO-34% Dihydrate Ca(OH) ₂ -54% Mg(OH) ₂ -42% (approx.)	Same as Ca(OH) ₂
Limestone (Unburned lime) CaCO ₃	Powder Granules Ground	Bags, 50 lb. 80 lb. 100 lb. Drums Bulk, C/L	White amorphous powder Sat. Sol. pH 9-9.5	Powder 35 to 60 Granules 100 to 115 Sp. G., 2.65-2.75	96-99%	0.0013 at 20°C 0.002 at 100°C
Dolomite CaCO ₃ ·MgCO ₃	Lump or crushed Granular Ground Powder	Bags, 50 lb. Drums Bulk, C/L	White, gray, tan Sat. Sol. pH 9-9.5	87 to 95 Sp. G., 2.8-2.9	Varies	Approx. same as limestone

(For å overføre kalkdosering uttrykt som CaO til Ca(OH)₂,
multipliser med 1,393. For å overføre Ca(OH)₂ til CaO, multi-
pliser med 0,757.)

3.2 Kjemiske reaksjoner

3.2.1 pH-hevning

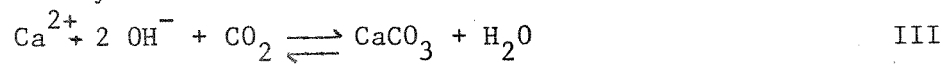
Hovedhensikten med tilsetning av kalk er å heve vannets pH-verdi. Kalken vil ved oppløsning i vann ioniseres, og konsentrasjonen av fri $[\text{OH}]^-$ ioner vil øke, og pH-verdien vil øke tilsvarende.



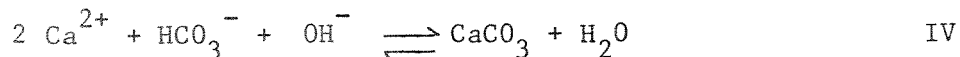
3.2.2 Kalsiumkarbonatutfelling

Hevning av pH i avløpsvannet vil føre til flere kjemiske reaksjoner. En av de viktigste av disse er utfelling av kalsiumkarbonat som er avhengig av vannets alkalitet:

Karbondioksyd:

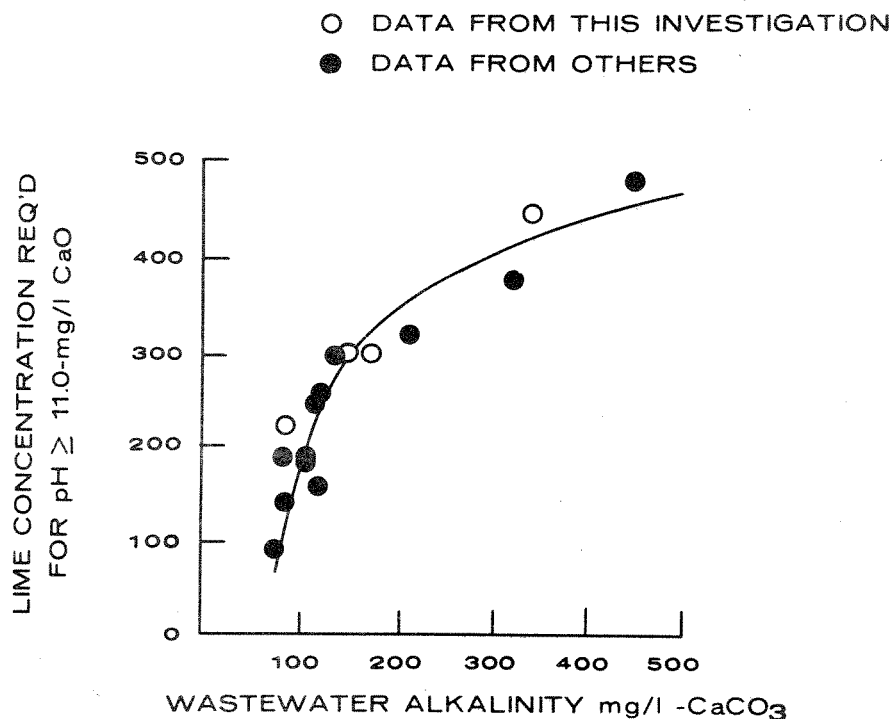


Hydrogenkarbonathardhet:



Av dette følger at jo større vannets alkalitet er, jo mer alkali medgår for å heve pH i vannet, og jo mer kalsiumkarbonat vil bli utfelt.

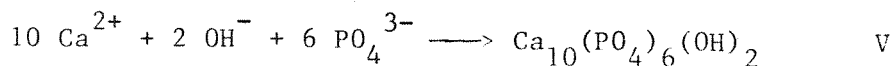
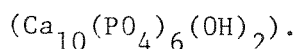
Figur 1 er hentet fra Mulbarger et al. (2) og illustrerer dette forholdet meget klart.



Figur. 1. Kalkdosering for å oppnå pH > 11.0 som funksjon av avløpsvannets alkalitet. (2)
(1 mekv./l = 50 mg CaCO₃/l)

3.2.3 Fosfatutfelling

Simultant med kalsiumkarbonatutfelling blir fosfationene (orto-fosfat) utfelt etter forskjellige mekanismer i form av komplekse kalsiumforbindelser mellom kalsium og hydroksylionene. Den vanligste forbindelsen ansees være kalsiumhydroksydatitt



Reaksjonen er p.g.a. krystalldannelsen m.m. ikke reversibel. Utfellingen skjer hurtigere og fullstendigere når pH øker. Stamberg et al. (3) viser fosfatfelling grafisk i figur 2.

En ser av figuren at innholdet av løst fosfor er lavt allerede ved en pH på ca. 10 mens en må opp til en pH på ca. 11,5 for at en skal få god fjerning av partikulært fosfor.

3.2.4 Fjerning av organiske fosforforbindelser

Råkloakk inneholder vanligvis bare mellom 50 til 80% fosfor i ortofosfatform, og det er nødvendig å forklare at rensegrader på 95% eller bedre med hensyn på total fosfor kan oppnås. Forklaringen ligger i at en del organisk bundet fosfor foreligger i partikulær form som ved fellingen omslutes og fjernes sammen med det utfelte materialet.

Hydrolyse til ortofosfat med påfølgende utfelling som apatitt og adsorpsjon til utfelt kalsiumkarbonat og magnesiumhydroksyd har vært framført som mulige forklaringer til fjerning av pyro- og polyfosfat og organiske fosforforbindelser (3).

3.2.5 Magnesiumhydroksydudfelling

Den omfattende fjerning av suspendert stoff og den derav følgende fjerning av organisk fosfor ved høy pH, synes å henge sammen med dannelsen av gelatinaktig magnesiumhydroksyd. Magnesiumhydroksyd synes å virke som et flokkuleringsmiddel som fjerner partikulært organisk stoff, kalsiumkarbonat og apatitt, og medvirker til at vannet får lav turbiditet.

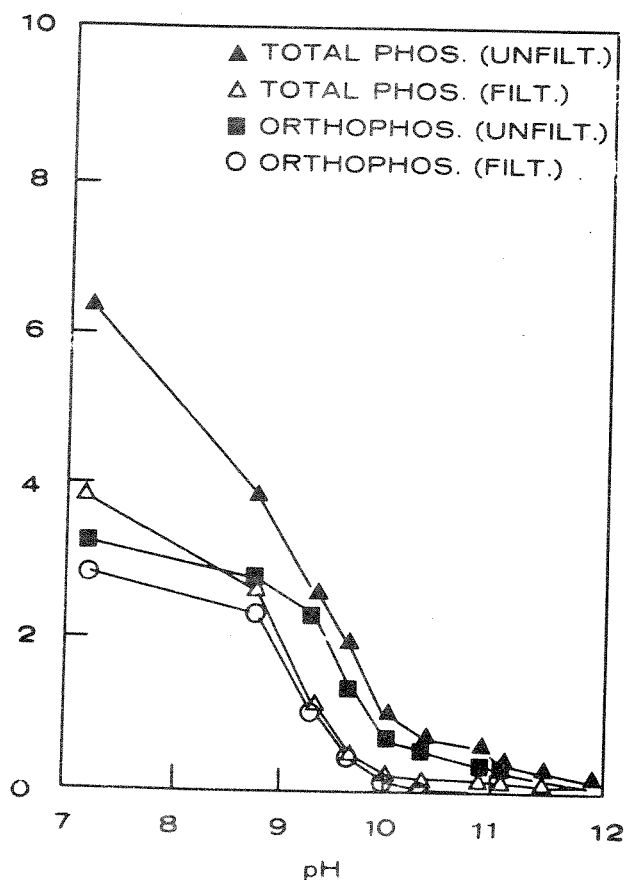


Fig. 2.
Kalkfelling og fosfor-
reduksjon i avløpsvann
som funksjon av pH (2).

Avløpsvann inneholder alltid magnesium. Ved høy pH kan dannelsen av magnesiumhydroksyd finne sted i henhold til likning VI.



En må derfor ha en høy pH-verdi for å få en nevneverdig utfelling av magnesiumhydroksyd. Dette forhold fremgår av figur 3 (3).

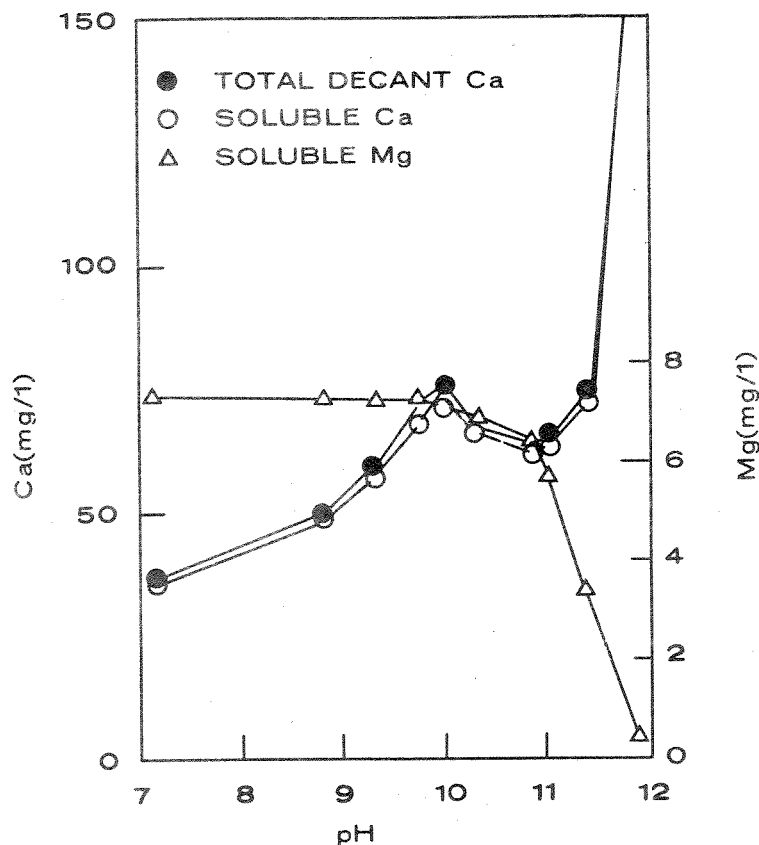


Fig. 3. Kalkfelling og kalsium og magnesium konsentrasjoner i avløpsvann. (3)

3.2.6 Reaksjoner med ammonium

Ved kalktilsetning øker pH i vannet. Avløpsvannets ammoniuminnhold står i likevekt med ammoniakk, og når pH øker, vil en større andel foreligge som flyktig ammoniakk-gass.



Ovennevnte forhold er den kjemiske forutsetning for nitrogenfjerning ved amoniakkavdrivning.

3.3 Spesielle forhold ved renseprosesser med kalkfelling

3.3.1 Betydningen av magnesium ved kalkfelling

Mange forskere har rapportert om fordeler ved å øke pH for å utfelle magnesium som magnesiumhydroksyd, eller ved å tilsette små mengder med magnesiumsalt. Flentje (4) var kanskje den første (1927) til å foreslå anvendelse av magnesiumklorid som et naturlig fellingsmiddel ved rensing av drikkevann ved høy pH for å fjerne farge, turbiditet og bakterieinnhold.

Den neste viktige publikasjon som bekrefter magnesiumens rolle som et viktig og effektivt fellingsmiddel, er utført av LeCompte (5). Han var i stand til å rense utløpsvann fra celluloseindustrien ved å anvende kalk og magnesium.

Arbeidet av Marske et al. (6) ved Salem, Oregon, demonstrerer klart at 15-20 mg/l av magnesium resulterer i en markert bedring i utløpsvannskvaliteten ved et felles renseanlegg for kommunalt avløpsvann og avløpsvann fra frukt- og grønnsak-bearbeidende industri. De fant at med tilsetning av magnesium kunne kalkbehovet reduseres og allikevel oppnå den samme renseseffekt.

A.P. Black og medarbeidere fra University of Florida utviklet et system for resirkulering av magnesium i vannrensing. Deres studier førte til den konklusjon at magnesium var av stor betydning ved fjerning av suspendert stoff, farge og turbiditet. En delvis forklaring på forbedringen som magnesium medfører, er effekten på zeta-potensialet for de suspenderte partiklene og deres "electrophoretic mobility" (7). Siden kalsiumkarbonat har en negativ ladning i vann, vil disse partiklene bli nøytralisert av den positive ladningen til magnesiumhydroksyd. Derved hjelper magnesiumhydroksyd til å sammenslutte flere partikler til å produsere en tyngre hurtig-sedimenterende kalsiumkarbonat-fnökk omsluttet med magnesiumhydroksyd "gel". Dette forhold hjelper til ved sedimentering og avvanning. Black (7) hevder videre at kalkfelt slam som inneholder magnesiumhydroksyd, vil være lettere å avvanne enn vanlig biologisk slam.

Mulbarger (2) antok i sin utredning som omhandlet kalkslam, rekalsinering og resirkulering, at høyt innhold av magnesiumhydroksyd i slammet vil hemme slamfortykkings-egenskapene. Forsøk utført av Black (8), Thompson (9), Stamberg (3), LeCompte (5), Albertson (10), O'Farrell (11), og Tofflemire (12) viser imidlertid at kalkfelt slam har gode sedimenteringsegenskaper og er lett å avvanne.

3.3.2 Kinetikk ved fosforfjerning ved lav og høy pH

Ferguson et al. (13, 14) undersøkte nøyaktig innbyrdes avhengighet mellom pH, tid og "seed" på grad og hastighet for fosforutfellingen. Under pH 9 fant man at CaCO_3 ikke ble fullstendig utfelt, og at utfellingen av fosfat som kalsiumfosfat fant sted over mange timer. Se figur 4.

Ved pH 10 og 11 fant man hurtig utfelling av kalsiumfosfat. Man fant også at økt karbonatinnhold i avløpsvannet reduserte hastigheten for fosforutfelling. Man trodde at karbonat påvirket kjernedannelsen og krystallveksten for kalsiumfosfat.

De samme forfatterne har også undersøkt virkningen av magnesium på fosforfjerning. Ved pH 8,0 vil tilstedeværelsen av magnesium redusere hastigheten for fosforutfelling, hovedsakelig ved å endre kalsiumhydroksydatitt krystallveksten ved å konkurrere med magnesium om en plass i krystallstrukturen. Ved pH 9,5 fant de en betydelig forbedring i fosforfjerningen ved tilsetning av magnesium fordi både kalsiumkarbonat og kalsiumfosfat blir utfelt ved denne pH-verdi.

I avløpsvann med høyere fosforkonsentrasjoner er det mulig at karbonat ikke vil utfelles fullstendig ved pH-verdier på 10 eller lavere. Det synes som om fosfor blir adsorbent på overflaten av de voksende kalsiumkarbonat krystallkjernene og derved forhindrer videre krystallvekst og således hindrer utfellingen av kalsiumkarbonat (3). Kalkslammet som dannes ved pH-verdier på 10 eller lavere, synes å være gelatinaktig og ha dårlige sedimenteringsegenskaper. Når pH heves over 10, blir sedimenterings- og avvaningsegenskapene forbedret (15).

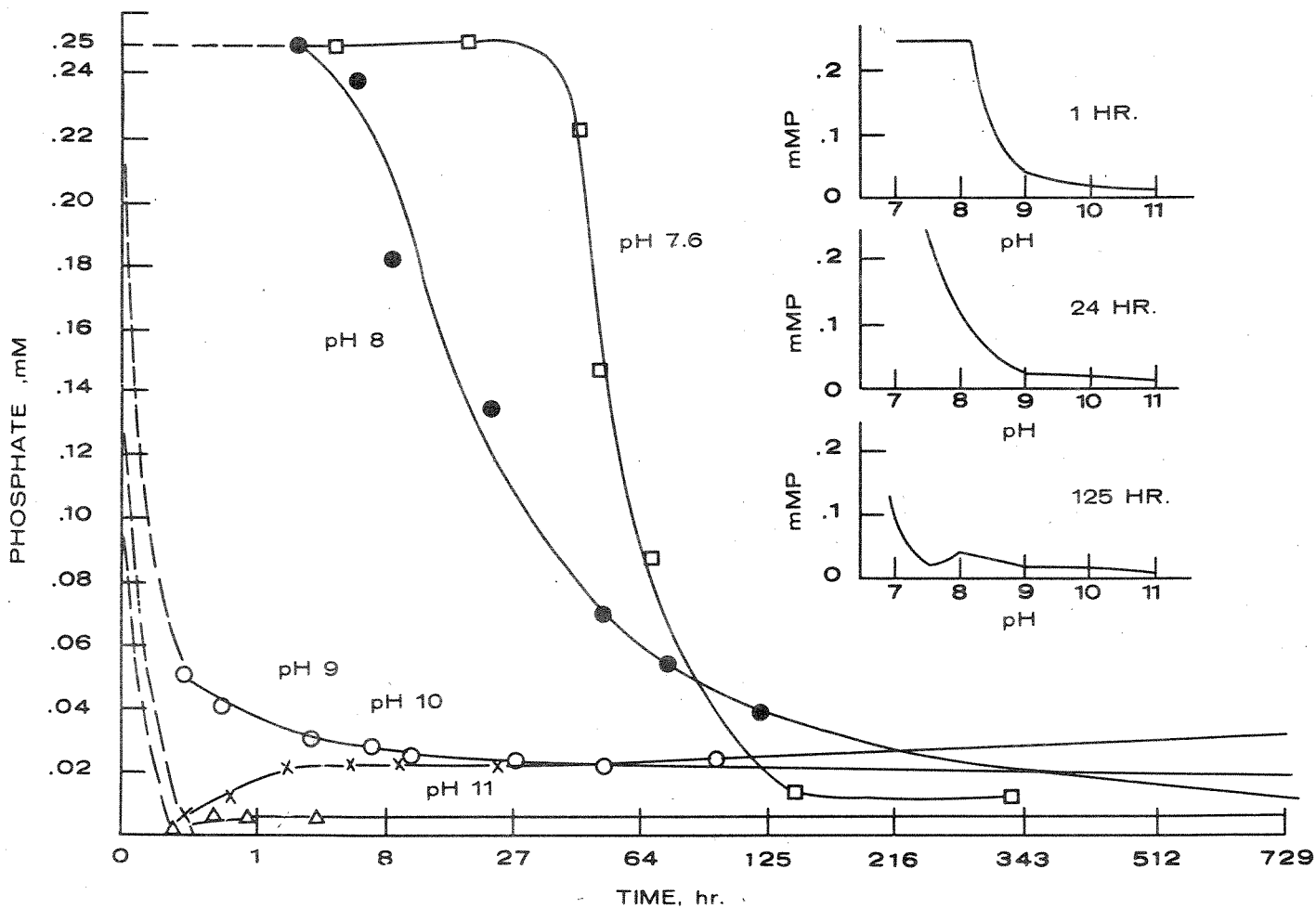


Fig. 4. Effekten av pH og reaksjonstid på fosforutfelling.
 Startbetingelser $CO_{3t} = 0.0038$ M, $Ca_t = 0.0020$ M,
 $PO_{4t} = 0.00025$ M, $T = 29 \pm 1$ °C. (13, 14)

3.3.3 Oppløst kalsium som funksjon av pH

Det ble observert (3) at det totale, opprinnelige kalsiuminnhold (ikke sedimenterbare partikler og oppløst) kun øker i liten grad ved kalktilsetning til pH 10. Kalsium fra kalktilsetningen utfeller fosfatene og karbonatene i vannet. Over pH 10 avtar den oppløste kalsiumkonsentrasjonen selv om kalk tilsettes, og det ikke foreligger noe igjenværende fosfor som kan utfelles. Denne nedgangen i kalsium skyldes utfelling av bikarbonat-alkalitet som kalsiumkarbonat. Ved pH 11,5 er bikarbonat-alkaliteten i det nærmeste helt fjernet, og følgelig vil ytterligere tilsetning av kalk proporsjonalt øke avløpsvannets innhold av kalsium-ioner i supernatanten.

3.3.4 Klaring av rensset avløpsvann

Ved moderat alkalitetsinnhold i avløpsvann (2 til 3 m.ekv./l) slik som ved Washington (11), er fullstendig utfelling av bikarbonat-alkaliteten nødvendig for at en ved høye flatebelastninger skal oppnå et rensset vann med lav turbiditet.

På den annen side vil avløpsvann med høy alkalitet (7 m.ekv./l) (16) danne nok kalsiumkarbonat allerede ved pH 9,5 til 10 til å produsere slamfnokker med nok kalsiumkarbonatinnhold for å tillate høye flatebelastninger. Imidlertid rapporterer forfatterne om uklart avløpsvann forårsaket av suspenderte partikler når pH var lavere enn 11,5. Målinger av magnesium-, kalsium- og fosforioner viste at klart utløpsvann og gode fosforreduksjoner ble oppnådd ved pH 11,5 eller større fordi magnesium da ble utfelt som magnesiumhydroksyd (figur 5). Det ble konkludert med at utfelling av magnesiumhydroksyd var nødvendig for å gi klart vann og god fosforreduksjon.

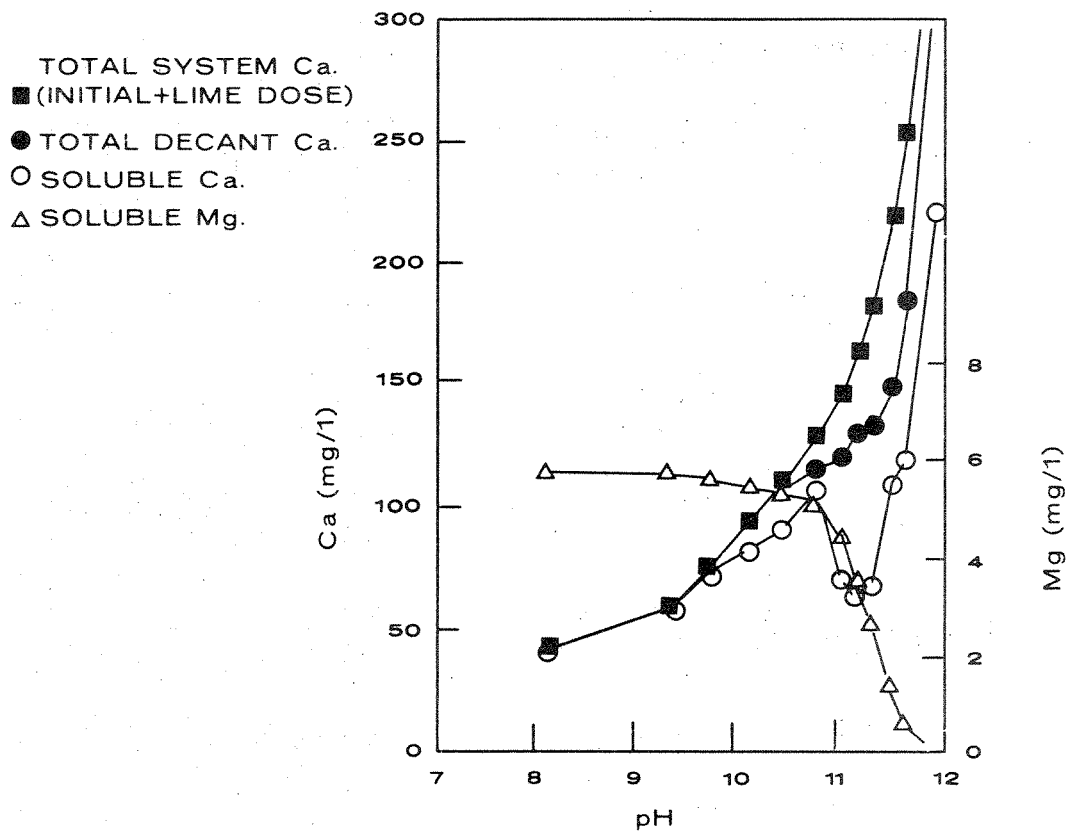


Fig. 5. Kalsium og magnesium konsentrasjoner ved kalkfelling. (11)

3.3.5 Fjerning av tungmetaller

Kommunalt avløpsvann uten innblanding av industriavløpsvann har lavt innhold av tunge metaller. Sink og kobber er normalt de tungmetaller som fins med høyest konsentrasjon, 100-300 µg/l, mens innholdet av krom, kobolt, nikel, mangan, bly, kadmium og kvikksølv normalt er én til to størrelsesordener lavere. Når man har industrielle utslipp til det kommunale nettet, kan konsentrasjonen av ett eller flere tunge metaller være høy.

Litteraturen viser at tungmetaller kan fjernes fra avløpsvann ved forskjellige mekanismer som kjemisk felling, medfelling, adsorpsjon m.m.

Ved mekanisk rensing er fjerning av tunge metaller normalt beskjedent. Ved aktivslamprosessen vil de høye konsentrasjoner av suspendert stoff i luftebassenget gi mulighet for en binding av tunge metaller. Ved aktivslamprosessen vil det være en risiko for forgiftning av det aktive biologiske materialet.

Fjerning av tunge metaller ved kjemisk rensing av kommunalt avløpsvann er undersøkt ved forsøk i halvteknisk målestokk av Frederiksen og Balmér (24). Forsøkene er utført som sekundærfelling med aluminiumsulfat (fellings-pH 6,5, jern(III)klorid (pH 6,0), jern(III)klorid + kalk (pH 8,5) og kalk (pH 11,3) som fellingsmiddel.

Ved undersøkelsene er både vannfase og slam analysert. Materialbalanseberegninger viser at prøvetaking og analyser er representative. Hvis en ser bort fra seksverdig krom som gjennomgående blir fjernet dårlig, viser resultatene at ved høye konsentrasjoner, ca. 1000 µg/l, får en bedre fjerning ved økende fellings-pH. De beste rensegradene får man derfor ved felling med kalk og de dårligste ved felling med aluminiumsulfat og jern(III)klorid. Ved konsentrasjoner i størrelsesorden 100 µg/l fikk man for de fleste metallene fortsatt best fjerning ved høy pH. Ved naturlig forekommende konsentrasjoner var det ingen entydige tendenser i resultatene.

Resultatene kan indikere at en ved kalkfelling har hydroksydutfelling av tunge metaller som dominerende mekanisme, mens andre fenomener som f.eks. adsorpsjon til organisk partikulært materiale i avløpsvannet har større relativ betydning ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

3.4 Felling med kalk og sjøvann

I forbindelse med Føyns arbeider med kloakkrensing (18) inngikk sjøvann som en viktig del av prosessen. Føyns rensemetode kan beskrives ved at avløpsvann blandes med sjøvann og utsettes for elektrolyse i et kar med atskilte elektroderom. Ved katoden blir miljøet alkalisk. Derved skjer det en utfelling av kloakkvannets oppløste fosfater, idet disse reagerer med sjøvannets kalsium- og magnesiumsalter. Dessuten felles det magnesiumhydroksyd, og det utvikles hydrogengass i katoderommet. Gassutviklingen flottes som skrapes av ved overflaten.

Rensemetoden ble prøvet i teknisk målestokk i et renseanlegg som ble bygd ved Huk på Bygdøy. Imidlertid viste det seg at rensemetoden hadde en del driftsproblemer. (Blant annet ble det under elektrolysen litt etter litt dannet et belegg av kalsiumkarbonat på katodeplatene. Dette hadde den uønskede virkning at det, når det ble for tykt, hindret avgivelsen av hydrogengassen i en form som var nødvendig for flotasjonsprosessen. Derved avtok cellens renseeffekt.)

Henriksen (19) undersøkte den kjemiske fellingsprosessen i sammenheng med utfelling av ortofosfat for å se hvilken komponent som er aktiv ved Føyns elektrolytiske renseprosess. Henriksen brukte samme fremgangsmåte som Packham (20) gjorde i sine forsøk. Imidlertid tok Henriksens undersøkelser sikte på å undersøke hvilke fellingsmidler som mest effektivt utfelte ortofosfat. Ved kalk- og sjøvannsfelling, er imidlertid hovedproblemet å få utfelte fosforpartikler til å sedimentere effektivt. Henriksen påviste at magnesium er den aktive komponenten i forbindelse med den kjemiske utfellingen i Føyns elektrolytiske renseprosess.

Tanken på å anvende sjøvann som hjelpekoagulant ved kjemisk felling av avløpsvann var basert på antagelsen om at magnesiuminnholdet i avløpsvannet spiller en viktig rolle ved kalkfellingprosessen. Flere forsøk viste at urene kalktyper som teknisk kalk ofte inneholder noe magnesium,

og derfor kan gi bedre renseresultat enn analytisk ren kalk. Man spekulerte også på om de varierende renseresultatene som oppnås med kalkfelling fra forskjellige områder, var forårsaket av varierende innhold av magnesium i råvannet. Det litteraturstudium som er utført i forbindelse med denne rapporten, viser at disse antagelsene var riktige.

Føyn (18) hevdet at sjøvann er den billigste magnesiumkilde vi har. I stedet for å anvende den mer problemfylte elektrolyseprosessen for å heve pH mente Vråle (17) det ville være interessant å undersøke hvordan sjøvannstilsetning til konvensjonell kalkfelling innvirket på renseresultatet. Jartest forsøk med kalk og sjøvann i Bærum kommune i 1972 gav lovende resultater. Disse forsøk inspirerte til at man ved bygging av Sandvika renseanlegg i Bærum utførte dette anlegg slik at felling med kalk og sjøvann kunne utføres i praksis. Renseanlegget ble utformet som et primærfellingsanlegg, og det ble installert en pumpe for sjøvannsdosering.

Høsten 1974 undersøkte Vråle driften ved anlegget, og resultatene fra denne undersøkelsen er rapportert (22, 23). Man fant at tilsetning av sjøvann på 5-10% av avløpsvannmengden reduserte kalkdoseringen ned mot det halve, og at man dessuten kunne oppnå bedre renseresultater enn med kalk alene.

Høsten 1975 fant man en systematisk feil ved kalkdoseringen og en feilregistrering av vannmåleren, som begge førte til at de erfaringer man til da hadde gjort, ble ennå mer positive.

Camirand et al. (21) rapporterer om undersøkelser med tilsetning av sjøvann og kalk til avløpsvann. Camirand et al. fant at på grunn av at det kolloidale zetapotensial reduseres, vil tilsetning av sjøvann til avløpsvann redusere mengden med kalk som er nødvendig for å oppnå et godt resultat.

4. FORSØKSOPPSTILLING OG GJENNOMFØRING

4.1 Problemstilling

Forsøket ble lagt opp slik at kun en parameter av gangen ble variert. For å få til dette i praksis er det nødvendig med mange parallelle forsøk slike som f.eks. foretas ved en jartest. Man eliminerer bevisst flere viktige driftsparametre som sedimenteringsforstyrrelser, slamavdrag, avløpsvann variasjoner og mangelfullt driftsettersyn etc. Slike forhold kan være svært viktige ved vurderingen av hensiktsmessigheten av en rensemetode. Disse forholdene kan imidlertid bedre undersøkes ved et eksisterende renseanlegg i full målestokk.

Av samme grunn kan resultatene ved dette forsøksopplegget ikke betraktes som representative for anlegg i full målestokk. Det verdifulle med et jartestopplegg er at den relative virkning av ulike variabler kan studeres under kontrollerte forhold.

Siden denne rensemetoden involverer to fellingsmidler er det nødvendig å gjennomføre flere individuelle jartester. Man la derfor opp til et system hvor kalkdosering og sjøvannsmengden var variabler.

Avløpsvannets karakter varierer sterkt avhengig av det tidspunkt på døgnet som prøven tas. Derfor er det en betingelse at hele forsøket gjennomføres på samme avløpsvanns prøve. Imidlertid vil avløpsvannets sammensetning forandre seg som funksjon av tiden og det er derfor helt nødvendig å gjennomføre hele forsøksopplegget i løpet av få timer.

Det var også ønskelig å studere sammenhengen mellom rensegrad i vannfasen og slammengdeproduksjon ved forskjellige doseringsforhold. Slamfnoekene er svært skjøre og forstyrrelser som tapping av slam etter avsluttet felling ble ansett som uheldig

og tidkrevende. En kom derfor fram til at jartest utført i imhoffglass var den enkleste og beste løsning.

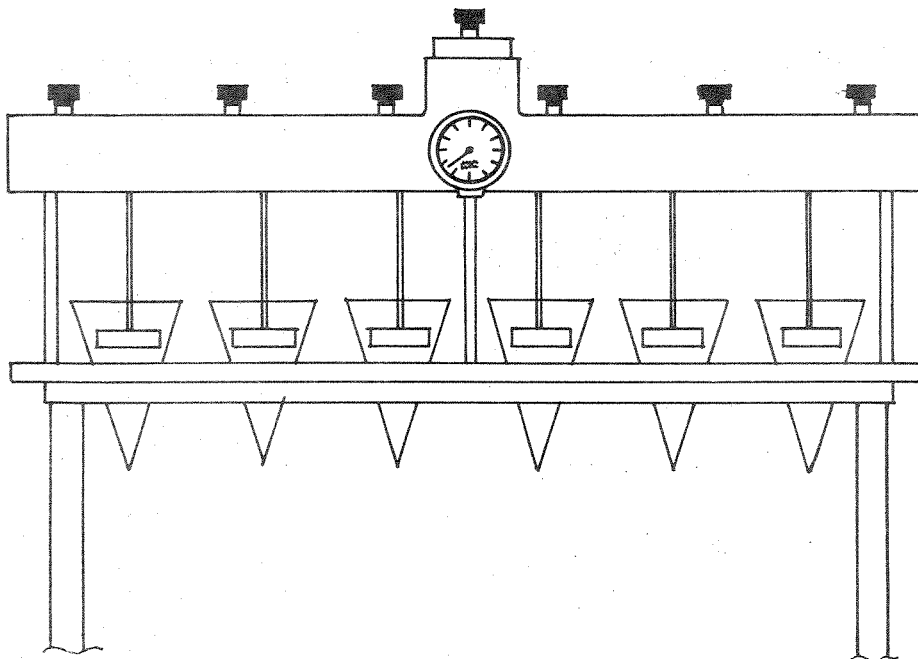
Forsøk på å undersøke reelle G-verdier i flokkuleringsforløpet vil være meget vanskelig i slike kone glassbegre. Imidlertid har dette mindre interesse i denne undersøkelsen siden alle begerne blir utsatt for samme flokkuleringsforhold.

4.2 Jartest i imhoffglass

Undersøkelsen ble gjennomført i NIVAs kloakklaboratorium i Gaustadalléen tirsdag 25.5.1976. Jartestapparatet var av konvensjonell type Phipps and Bird.

Hele forsøksopplegget omfatter 36 Imhoffglass. Disse koniske glassene krever et eget spesialbord med 36 hull plassert i et kvadrat på 6x6 hull. Hullene er slik plassert at jartestomrøreren kan anvendes direkte i Imhoffbegerne. Figur 6 viser forsøksoppstillingen. Figur 7 viser hvordan jartestomrøreren er plassert i Imhoffglassene.

Figur 6. Forsøksoppstilling for jartest i Imhoffglass.



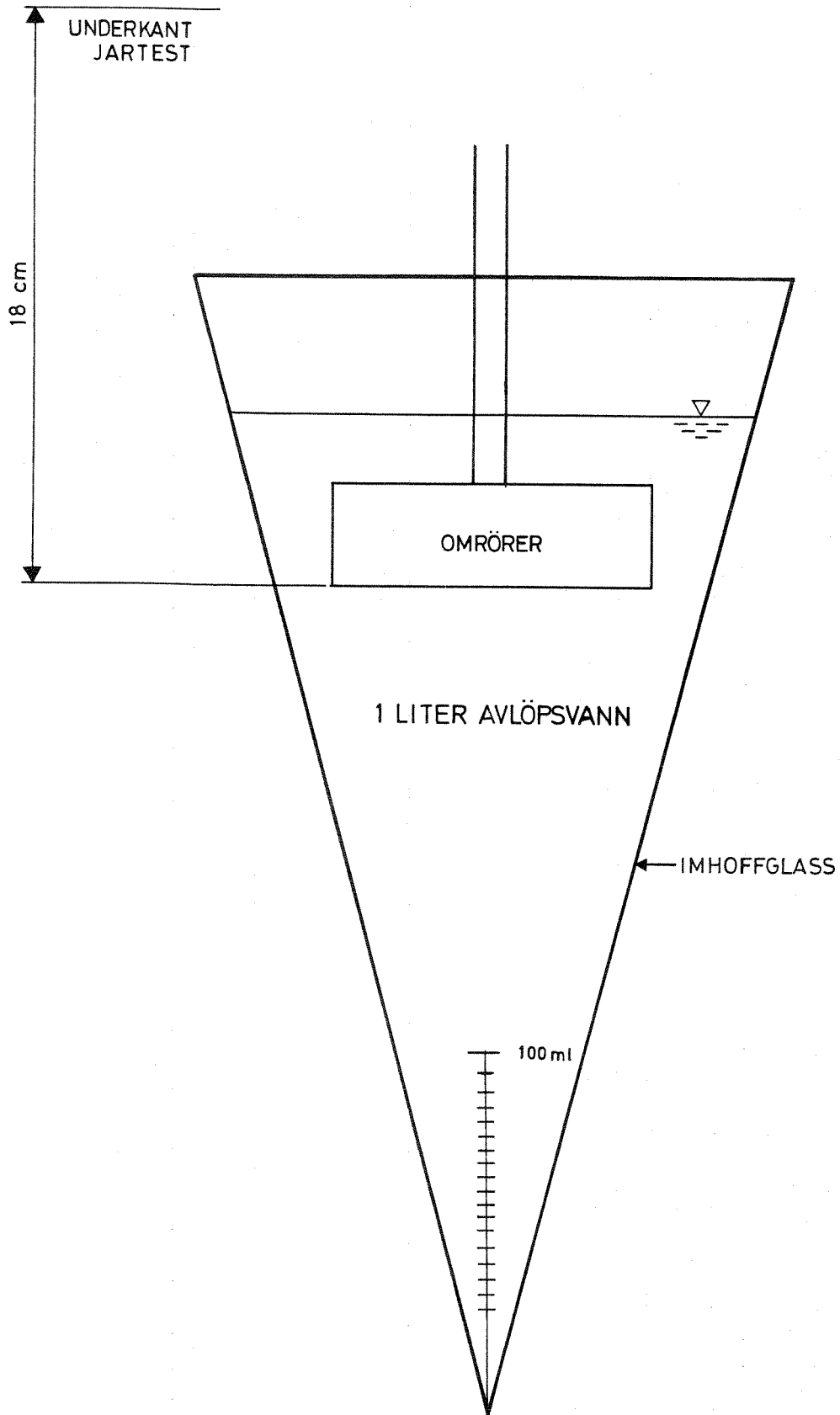


Fig. 7. Skisse av jartestomrører i Imhoffglass.

4.2.1 Avløpsvannprøve

Avløpsvann ble hentet fra Festningen renseanlegg kl. 8.00 samme dag som undersøkelsen skulle gjennomføres. Vannet ble tatt fra overflaten i sandfanget på renseanlegget og transportert i to lukkede kanner. Prøvevolumet utgjorde ca. 45 liter. Tabell 2 viser kjemiske analyser av avløpsvannprøven.

Tabell 2. Analyse av avløpsvannprøve tatt 25.5.1976 kl. 8.00
Festningen renseanlegg

Salinitet S °/oo	0.5
Temperatur (ved forsøket 25.5) C°	19
pH	8.6
TOT-P	5.9 mg P/1
Orto-P	3.5 mg P/1
KOF	289 mg O/1
Kalsium Ca	14.0 mg Ca/1
Magnesium Mg	2.4 mg Mg/1
Totalt tørrstoff	566 mg/1
Alkalitet	28.7 ml 0.1N HCl/1

4.2.2 Fellingskjemikalier

Forsøket involverer to separate fellingskjemikalier, henholdsvis kalk og sjøvann, hvor magnesiumet i sjøvannet antas å utgjøre den aktive faktor.

Analysisk ren hydratkalk Ca(OH)_2 ble anvendt selv om tidligere forsøk har indikert at teknisk hydratkalk kan gi vel så gode fellingsresultater. Analysisk ren kalk ble anvendt av hensyn til opplegget. Man unngår derved å introdusere noen ukjente mengder med f.eks. magnesium eller karbonat via kalkdoseringen. Det kan imidlertid være nyttig å undersøke disse forhold senere i sammenheng med mer praktiske anvendelsesforhold.

Sjøvannsprøven ble tatt fra Sandvika renseanlegg lørdag 8.5.1976 kl. 11.00. Sjøvannet som tas inn ved Sandvika renseanlegg pumpes fra ca. 2 meters dyp fra munningen (ca. 200 meter ovenfor elvas utløp i Bærumsbassenget) av Sandvikselva. Det var lavvann da prøven ble tatt. Tabell 3 viser en kjemisk analyse av sjøvannet.

Tabell 3. Analyse av sjøvannsprøver. Tatt 8.5.76 kl. 11.00
Sandvika renseanlegg

Salinitet S ‰	24.4
Temperatur (ved forsøket 25.5.) C°	23.9
pH	7.8
TOT-P	0.022 mg P/l
Orto-P	0.031 mg P/l
Kalsium Ca	87 mg Ca/l
Magnesium Mg	710 mg Mg/l
Totalt tørrstoff	22600 mg/l
Alkalitet	20.8 ml 0.1 N HCl/l

Det antas at magnesiuminnholdet i sjøvannet er av størst betydning ved sjøvannsdoseringen. Avløpsvannet vil inneholde magnesium som bakgrunnskonsentrasjon og det er å anta at også denne mengden er viktig og vil bidra som fellingsmiddel. Analysen av Festningen avløpsvann viser at bakgrunnskonsentrasjonen av magnesium er 2.4 mg Mg/l.

Til sammenligning kan det nevnes at magnesiuminnholdet i råkloakken ved Sandvika renseanlegg før sjøvannstilsats vanligvis inneholder 4-5 mg Mg/l.

Sjøvannet som her ble benyttet inneholder 710 mg Mg/l og er noe lavere enn normalt for et vann med 24.4 ‰ salinitet. Normal magnesiumkonsentrasjonen på grunnlag av salinitet:

$$\text{Magnesium ved } 24.4 \text{ ‰ sal.: } 1350 \times \frac{24.4}{35} = 941 \text{): mg Mg/l.}$$

På bakgrunn av den høye magnesiumkonsentrasjonen ser man at selv

små innblandinger med sjøvann vil øke magnesiumkonsentrasjonen i blandvannet drastisk.

4.2.3 Doseringsmetode for fellingskjemikalier

Ved kalk og sjøvannsfelling er to fellingskjemikalier involvert i prosessen. Tidligere erfaring har vist at doseringsprinsippene ved tilsats av forskjellige fellingskjemikalier kan være svært viktige for rensresultatet.

Ved dette forsøket ble hydratkalken tilsatt som slurry ved hjelp av en Kipps automat. Kalkslurrien inneholdt 20 gram $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /l som tilsvarer 2% løsning. Kippsautomaten hadde et volum på 5 ml slik at hver dosering med automaten tilsvarte 100 mg. Kalkmengdene ble målt ut i eget doseringsbeger før tilsats til prosessvannet. Fordelen ved å anvende en Kipps automat er at slurrien ved hver utveiling kan ristes så suspensjonen blir homogen. Slurrien som ble anvendt ved forsøket den 25.5.1976 ble lagt opp på Kjeller ca. 14 dager tidligere.

På grunnlag av teoretiske beregninger skal kalsiuminnholdet i kalkslurrien være:

$$20 \text{ gram/liter som } \text{Ca}(\text{OH})_2$$
$$20 \times \frac{40}{74} = 10.800 \text{ mg } \text{Ca}^{++}/\text{l}$$

Et åpent spørsmål ved dosering av kalk og sjøvann er rekkefølgen mellom doseringskjemikaliene og betydningen av hurtig innblanding av kjemikaliene. I dette forsøket ville man ikke undersøke disse forhold og valgte å ferdigblande avløpsvann og sjøvann i riktige proporsjoner før kalken ble dosert. Det totale volum i hvert beger utgjorde 1 liter.

I praksis betød dette at sjøvann og avløpsvann ville være blandet uten at det kontrollerte fellingsforsøket ble gjennomført før opptil 2-3 timer senere.

Hver jartestserie ble utført etter et bestemt tidsprogram. Ved oppstartning ble de utmålte kalkmengdene tilsatt avløpsvann/sjøvannsblandingen under kraftig omrøring.

4.2.4 Doseringsmengder og gjennomføring av forsøket

Forsøket var lagt opp slik at 6 individuelle jartestserier skulle kjøres etter hverandre med et programmert tidsintervall. I hver jartest inngår 6 beger og hver av disse ble tilsatt fra 0 til 500 mg Ca(OH)_2 til 1 liter prosessvann. Hver jartest serie hadde en bestemt sjøvannsinnblanding slik at innblandingsprosenten varierte fra 0 til 15 prosent. Tabell 4 viser doseringsforholdet i hele forsøket.

Tabell 4. Doseringsforhold ved kjemisk felling med kalk og sjøvann ved jartest i Imhoffglass

Serie nr.	Sjøvannsmengde i %	Beger nr. Kalkdosering mg Ca(OH)_2 /l					
		1	2	3	4	5	6
1	0	0	100	200	300	400	500
2	1	0	100	200	300	400	500
3	2.5	0	100	200	300	400	500
4	5	0	100	200	300	400	500
5	10	0	100	200	300	400	500
6	15	0	100	200	300	400	500

Ved utførelse av hver jartest ble kalken tilsatt det ferdig blandede prosessvannet ved tid $t=0$. Tabell 5 viser hvilke flokkuleringsforhold som ble anvendt.

Tabell 5. Flokkulerings- og sedimenteringsforhold
ved forsøket

Hurtig omrøring	:	1 min.	100 RPM
Sakte omrøring	:	14 min.	20 RPM
Sedimenteringstid	:	20 min.	
Total tid	:	35 min.	

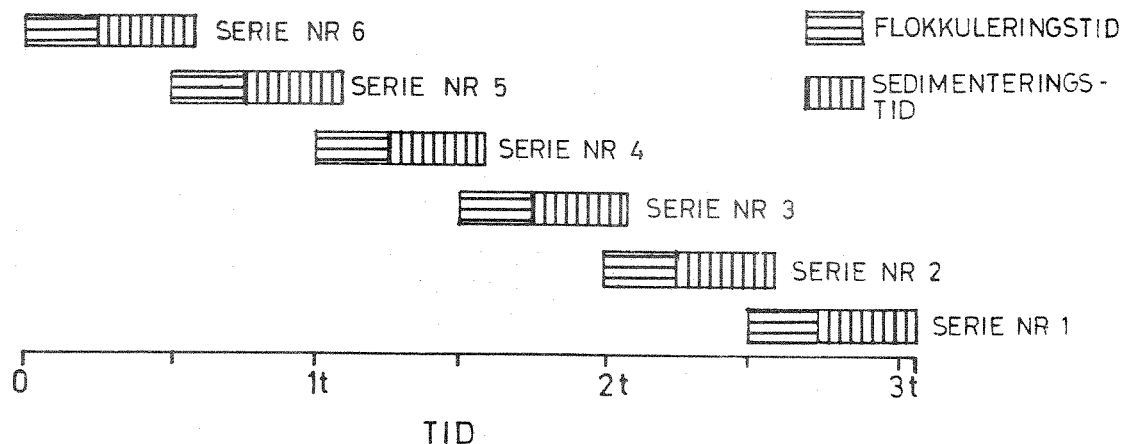
Etter 35 min. suges det ut en prøve av vannfasen.

Det må bemerkes at på grunn av praktiske forhold ble kalken tilsatt avløpsvannet før jartestapparatet ble satt ned i begerne. Dette førte til at hurtigomrøringen i begerne ikke ble startet før etter ca. 30 sekunder.

På grunn av eventuelle reaksjoner mellom avløpsvann og sjøvann ble forsøket startet opp ved at serie seks med 15% sjøvannsinnblanding ble utført først. Derved ville eventuelle ukontrollerte reaksjoner mellom disse vanntypene få kortest mulig tid til å reagere siden disse seriene hadde størst sjøvannsinnblanding.

Seriene ble utført med 30 minutters mellomrom. Figur 8 viser skjematisk hvordan hele undersøkelsen ble utført tidsmessig.

Figur 8. Skjematisk tidsskjema for forsøkets gjennomføring



5. RESULTATER OG DISKUSJON

5.1 Observasjoner i blandvannet etter sjøvannsinnblanding

5.1.1 Salinitet og temperatur

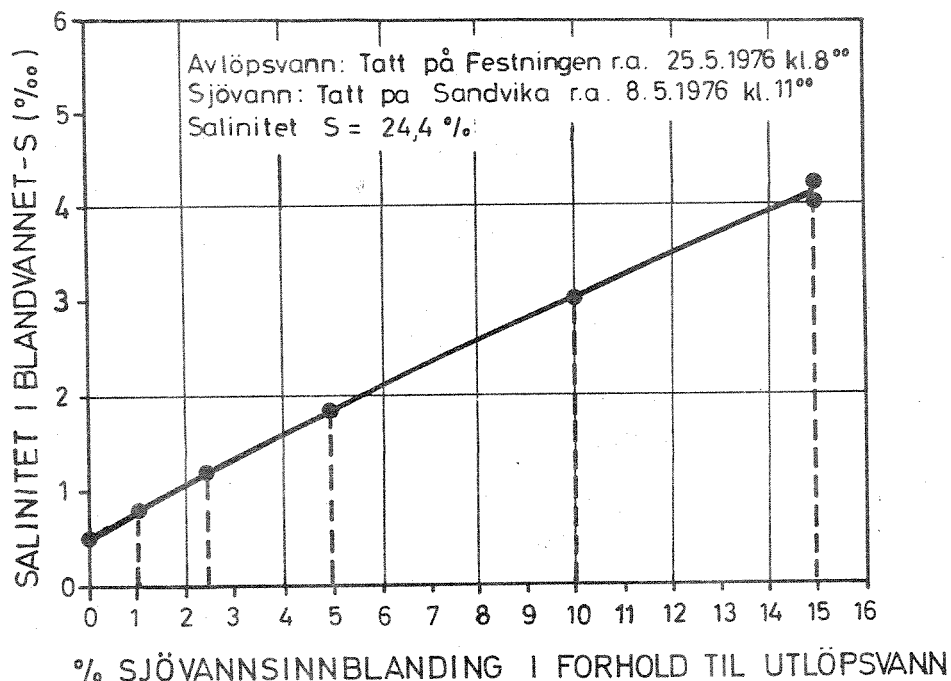
Etter at sjøvann var innblandet i avløpsvannet i henhold til de fastsatte prosentsetser, men før kalktilsats, ble salinitet og temperatur målt i alle 36 beger. Tabell 6 viser resultatene av salinitetsmålingene.

Tabell 6. Salinitet i blandvannet i begerne [S^o/oo]

Serie	% sjøvanninnblanding	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
1	0 %	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
2	1 %	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
3	2.5 %	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
4	5 %	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
5	10 %	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
6	15 %	4.0	4.0	4.0	4.0	4.2	4.2

Som man ser av tabellen er saliniteten omtrent lik i alle seriene. Alle avvik vil være et uttrykk for feilmåling eller feilinnblanding. Figur 9 viser et nesten liniært forhold mellom % innblandet sjøvann og ^o/oo salinitet i blandevannet.

Figur 9. Salinitet i sjøvannsinnblandet avløpsvann som funksjon av % innblanding



I tabell 7 vises den temperatur som ble målt i begerne etter sjøvannsinnblandingen. Siden romtemperaturen under forsøket bare var noen grader høyere kan man anta at temperaturene er representative for forsøksbetingelsene.

Tabell 7. Temperatur i blandvannet i begerne (C°)

Serie	% sjøvannsinnblanding	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
1	0 %	19.3	19.3	19.2	19.2	19.2	20.0
2	1 %	18.7	18.7	18.6	18.6	18.7	18.7
3	2.5 %	18.9	18.6	18.6	18.7	18.6	18.6
4	5 %	19.0	19.0	19.0	18.8	19.4	19.2
5	10 %	19.5	19.4	19.4	19.6	19.7	19.9
6	15 %	20.0	19.8	20.0	20.0	20.1	20.2

5.1.2 pH i sjøvannsinblandet avløpsvann

pH-verdien i avløpsvannet etter innblanding med sjøvann ble også registrert før noen innblanding av kalk fant sted. Tabell 8 viser resultatene fra denne målingen.

Tabell 8. pH verdi i avløpsvannet etter sjøvannsinblanding

Serie	% sjøvannsinblanding	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
1	0 %	8.6	8.6	8.5	8.5	8.5	8.5
2	1 %	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4	8.3
3	2.5 %	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4	8.4
4	5 %	8.2	8.2	8.3	8.3	8.3	8.3
5	10 %	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2
6	15 %	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2

Sjøvannets pH-verdi var lavere enn avløpsvannet, og dette medførte at pH-verdien senkes som følge av sjøvannsinblanding.

5.1.3 Slam i vannprøvene før kalktilsetning

Siden Inhoffglass ble anvendt nettopp for å følge opp volumet av det produserte slamm ved fellingsforsøket, var det enkelt å avlese slamvolumene før felling. Slamvolum ble avlest etter at blandvannet fikk anledning til å sedimentere i 30 minutter. Man kan se at denne slammengden tilsvarer slamproduksjonen ved forsedimentering. Tabell 9 fremstiller slammengdene som ble observert.

Tabell 9. Slammengder før kjemikalietilsats - ml/liter

Serie	% sjøvannsinn- blanding	Beger nr.					
		1	2	3	4	5	6
		Slammengder i ml/liter					
1	0 %	19	5	2	3	2	2
2	1 %	1	3	11	9	9	11
3	2.5 %	2	2	3	3	0.5	0.5
4	5 %	1.5	2	2	4	1	1
5	10 %	0.5	0.5	0.5	2.2	1	1
6	15 %	1	1.5	2.5	2.5	2.5	4

Tabellen viser at slammengdene før kjemikalietilsats varierer meget og at det ikke finnes noen spesiell tendens. Variasjonene skyldes at avløpsvannet er svært homogent. Det lille prøvevolumet på en liter fører til at ujevne mengder med papir etc. fordeler seg i begerne og forårsaker variasjoner.

5.2 Teoretiske beregninger av sammensetningen av sjøvannsinnblandede prøver

Forsøket omfatter 36 forskjellige blandinger mellom avløpsvann og sjøvann hvorav hver serie på 6 er like. Siden både avløpsvannet og sjøvannet er analysert med hensyn på flere fysiske og kjemiske parametre, er det mulig å beregne innholdet i disse prøvene. Disse resultatene fremgår av tabell 10.

Tabell 10. Teoretisk beregnede konsentrasjoner i sjøvannsinblandede prøver.

Parameter	Avløpsvann	Sjøvann	% innblandet sjøvann						
			0	1	2.5	5	10	15	
			Konsentrasjon						
Tot-P mg P/l	5.9	0.022	5.9	5.8	5.7	5.6	5.3	5.0	
Orto-P mg P/l	3.5	0.031	3.5	3.4	3.4	3.3	3.2	2.9	
Kalsium mg Ca/l	14.0	87	14.0	14.7	15.8	17.6	21.3	25.0	
Magnesium mg Mg/l	2.4	710	2.4	9.8	20.1	37.8	73.4	108.5	
Totalt tørrstoff mg/l (homogen prøve)	566	22.590	566	786	1117	1667	2768	3869	
Alkalitet ml 0.1-N HCl/l	28.7	20.0	28.7	28.6	28.5	28.3	27.8	27.4	

Tabellen viser at både totalfosfor og ortofosfatkonsentrasjoner blir redusert med en faktor som tilsvarer sjøvannets fortykning siden sjøvannet i sammenligning med avløpsvannet er relativt rent.

Kalsium-innholdet ved sjøvannsinnblanding øker bare i liten grad. Derimot viser magnesiumkonsentrasjonen en drastisk økning fra 2.4 mg Mg/l ved 0% innblanding til 108.5 mg Mg/l ved 15% innblanding. Vannets tørrstoffinnhold vil også øke drastisk på grunn av sjøvannets høye saltinnhold.

5.3 Resultater i vannfasen etter kalktilsetning

5.3.1 Fosforreduksjon i avløpsvannet

Fosforreduksjonen i avløpsvann med kalkfelling vil være en funksjon av dosert kalkmengde. Dette gjelder inntil restmengden av fosfor når en bestemt nedre konsentrasjonsgrense. Forsøkene var slik lagt opp at 6 parallelle jartester med økende innhold av sjøvann ble utført for å studere den relative virkning på fosforreduksjonen.

pH-verdien i vannet etter kalkdosering er en svært viktig faktor for renseresultatet og oppnådde pH-verdier er presentert i tabell 11.

Tabell 11. pH i avløpsvannet etter felling.

% innblandet sjøvann	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l					
	0	100	200	300	400	500
0	8.2	10.0	11.05	11.50	11.68	11.70
1	8.0	10.0	11.05	11.46	11.66	11.80
2.5	7.95	10.05	10.85	11.35	11.38	11.70
5	7.85	10.05	10.55	11.0	11.25	11.46
10	7.70	9.9	10.35	10.55	10.50	11.00
15	7.65	9.8	10.20	10.35	10.36	10.45

Figur 10 fremstiller pH i utløpsvannet grafisk. Figuren viser tydelig hvordan pH trykkes ned når sjøvannsinnblandingsprosenten øker. Ved 100 mg Ca(OH)₂/l kalkdosering er pH omtrent identisk for alle doseringene, mens pH-kurven viser en utflatende tendens over denne pH-verdien for økende sjøvannskonsentrasjon.

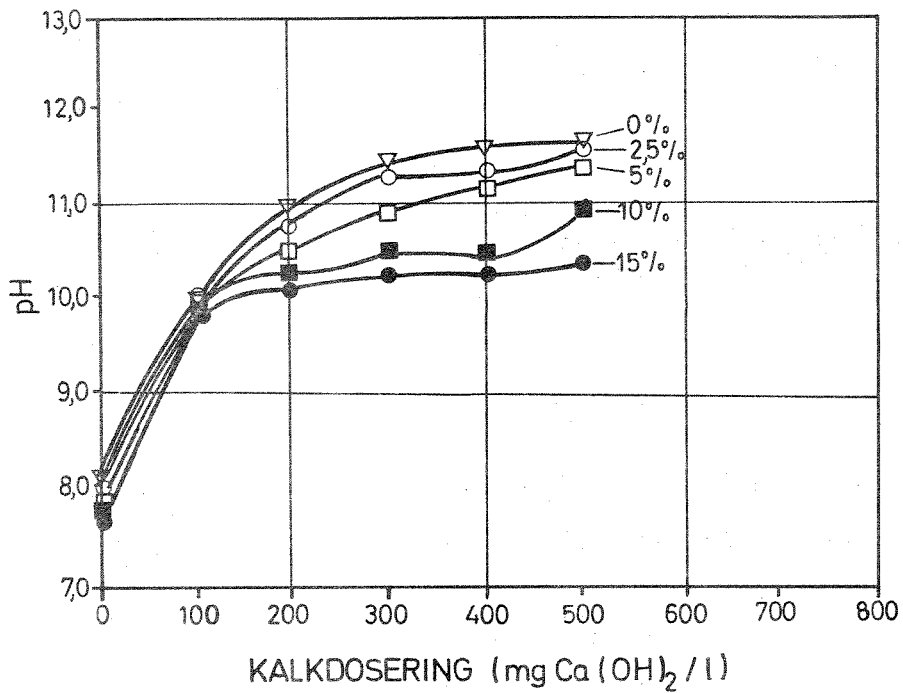
Figur 11 viser resulterende pH-verdi plottet som funksjon av sjøvannsinnblanding. Kurven viser tydelig at for kalkdoseringer over 200 mg Ca(OH)₂/l fører den økende sjøvannsinnblanding til lavere pH i fellingssteget siden økende utfelling av magnesium forbruker [OH⁻]-ioner. (Sjøvannets alkalitet er lavere enn avløpsvannet. Fallende pH-verdi skyldes utfelling av magnesiumhydroksyd som forbruker [OH⁻]-ioner.)

Den praktiske betydningen av dette er at pH-verdien i sjøvannsprosessen ligger vesentlig lavere enn ved ren kalkfelling. Spørsmålet videre blir i hvilken grad pH eller magnesiumhydroksyd-utfelling er viktig for et godt renseresultat. Normalt ligger nødvendig pH-verdi på 11,5 for et godt fellingsresultat ved ren kalkfelling.

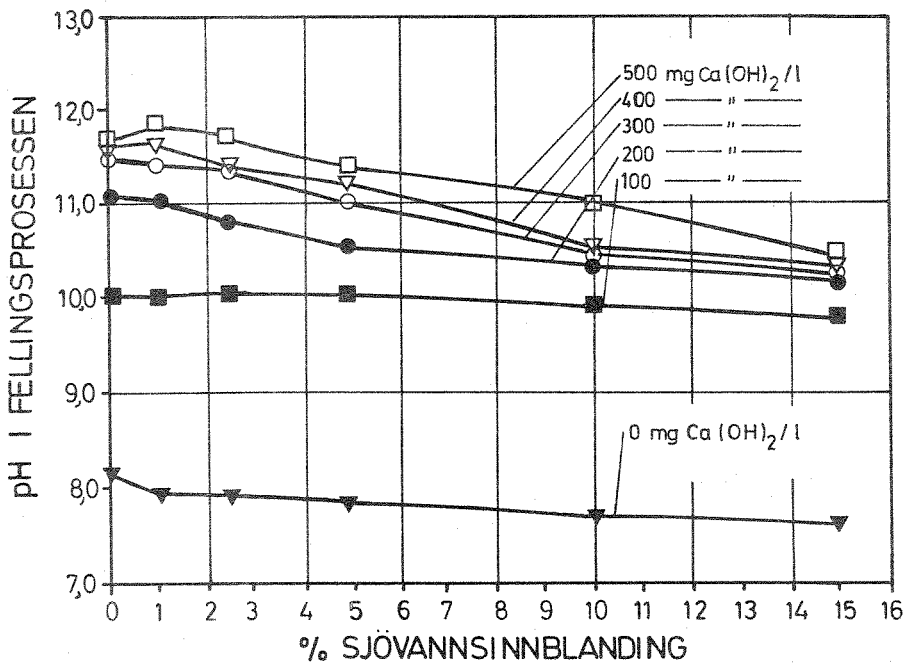
Fig. 12 og 13 fremstiller fosforreduksjonen som funksjon av kalkdosering for forskjellige sjøvannsinnblandinger, og resultatene er vist i tabell 12. 0% sjøvannsinnblanding tilsvarer ren kalkfelling. Det bemerkes at forsøkene ble utført med analytisk ren kalk for ikke å introdusere noen fremmed magnesium. Felling med teknisk kalk kan vise et noe annet resultat.

Tabell 12. Fosforkonsentrasjoner i avløpsvannet etter felling.

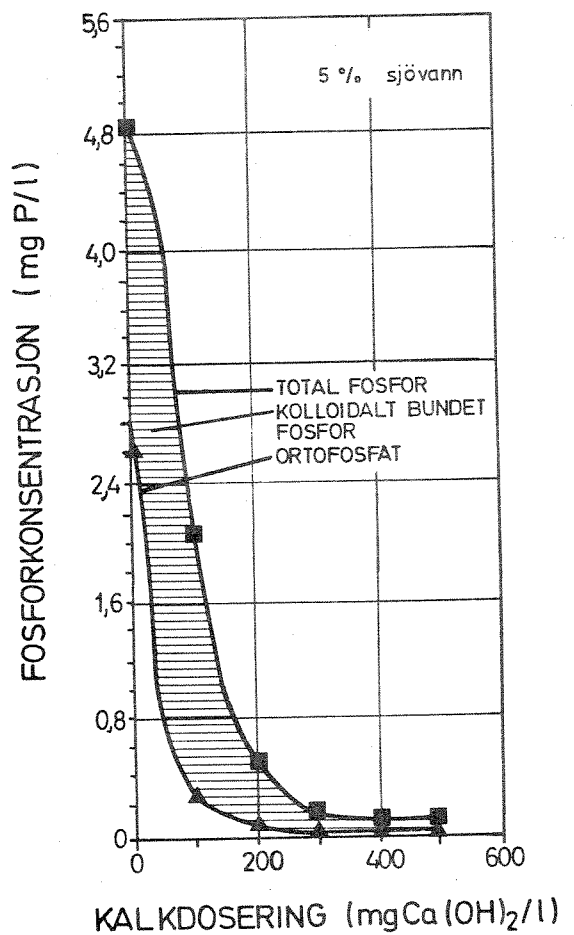
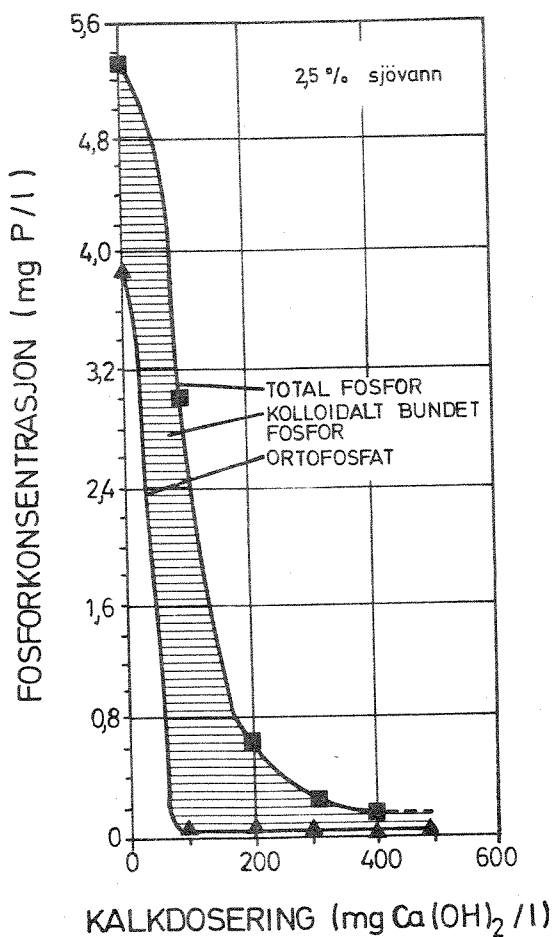
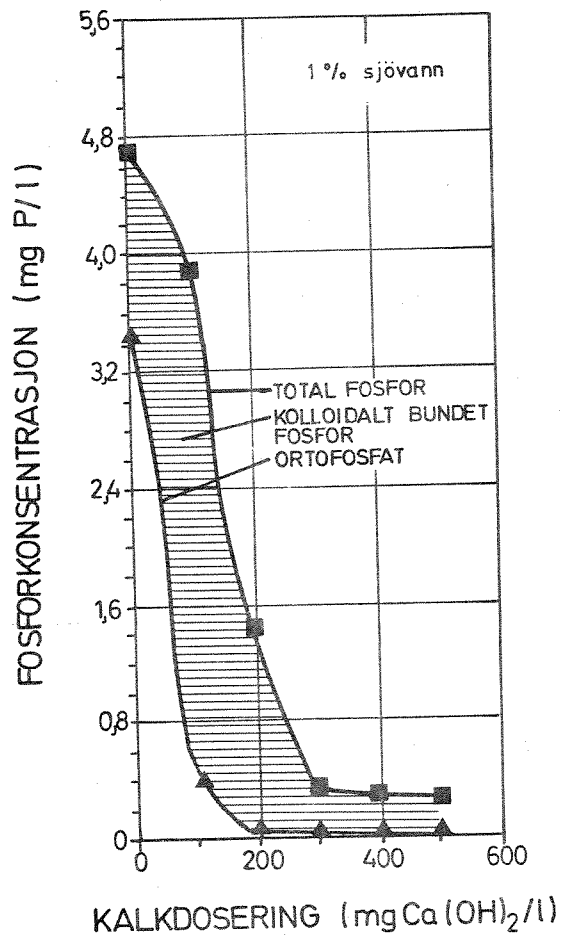
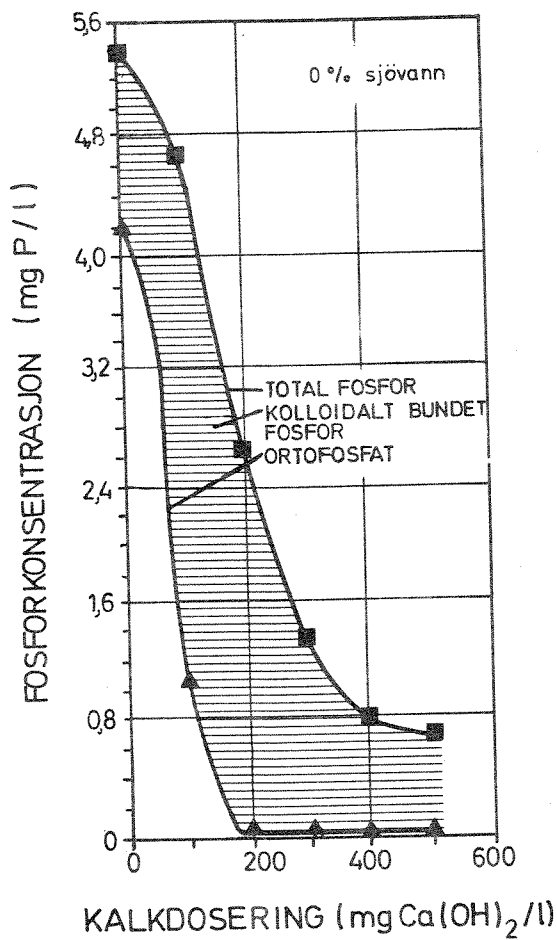
% innblandet sjøvann	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l											
	0		100		200		300		400		500	
	Fosforkonsentrasjon mg P/l											
	Tot-P	Orto-P	Tot-P	Orto-P	Tot-P	Orto-P	Tot-P	Orto-P	Tot-P	Orto-P	Tot-P	Orto-P
0	5.4	4.2	4.7	1.1	2.7	0.039	1.4	0.012	0.8	0.090	0.7	0.007
1	4.7	3.4	3.9	0.38	1.4	0.02	0.335	0.010	0.285	0.011	0.27	0.009
2.5	5.4	3.8	3.0	0.039	0.7	0.019	0.23	0.016	0.18	0.018	-	0.009
5	4.8	2.7	2.1	0.27	0.5	0.105	0.17	0.016	0.135	0.010	0.155	0.009
10	4.8	2.8	1.6	0.38	0.7	0.059	0.19	0.029	0.135	0.022	0.11	0.026
15	4.2	2.7	1.8	0.07	0.5	0.058	0.16	0.041	0.12	0.026	0.081	0.026



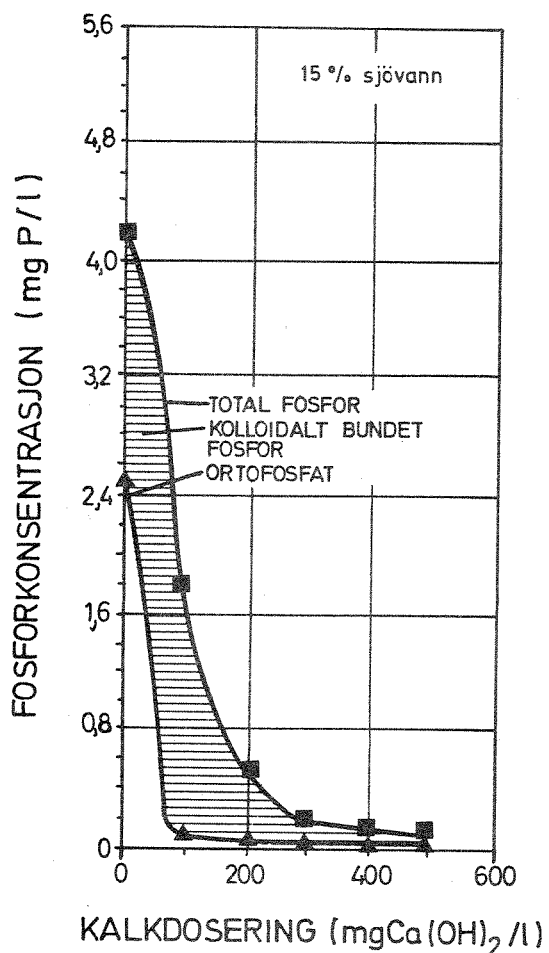
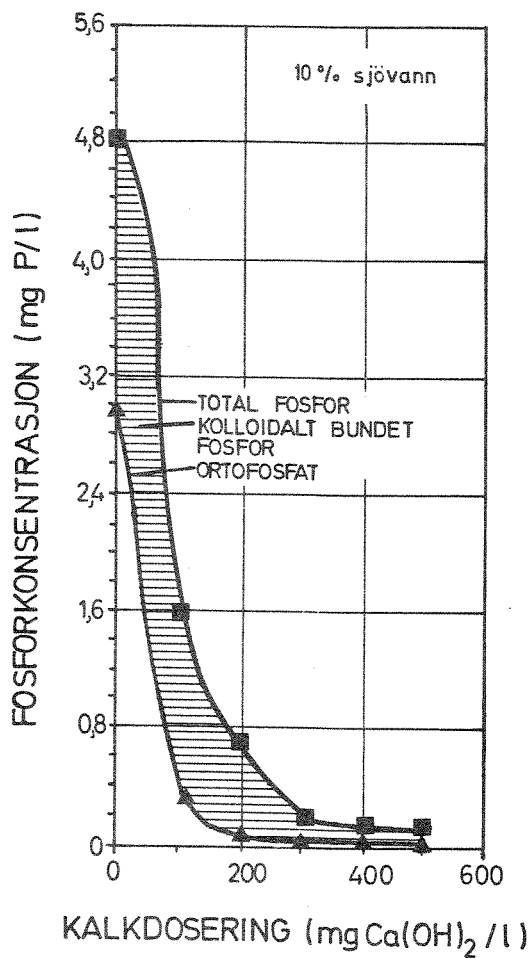
Figur 10. pH i utløpsvannet som funksjon av kalk og sjøvannstilsats



Figur 11. pH-senking i kalkfellingprosessen som følge av sjøvannsinnblanding



Figur 12. Fosforreduksjon som funksjon av kalkdosering for 0%, 1%, 2.5% og 5% sjøvannsinnblanding



Figur 13. Fosforreduksjon som funksjon av kalkdosering for 10% og 15% sjøvannsblanding

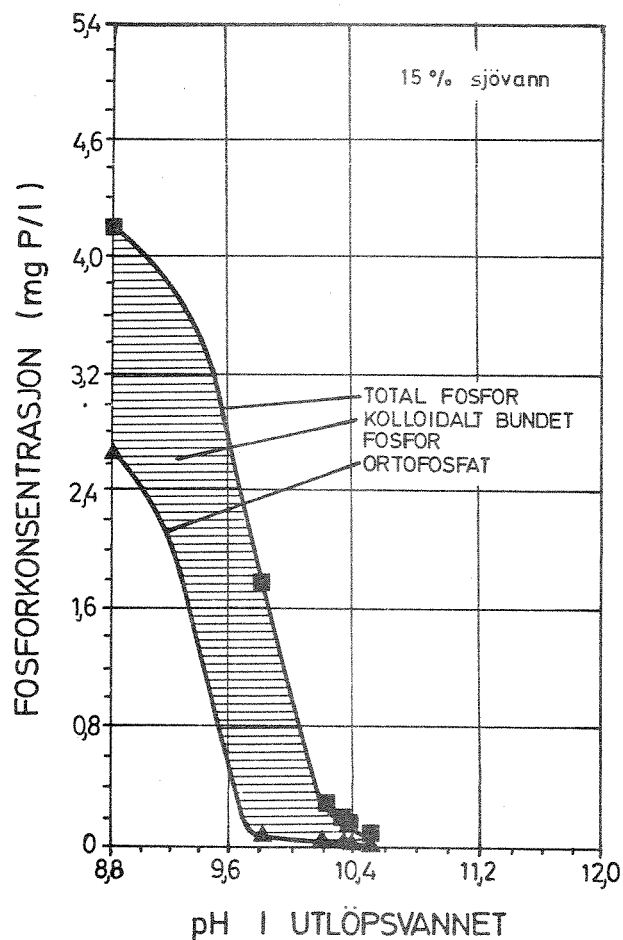
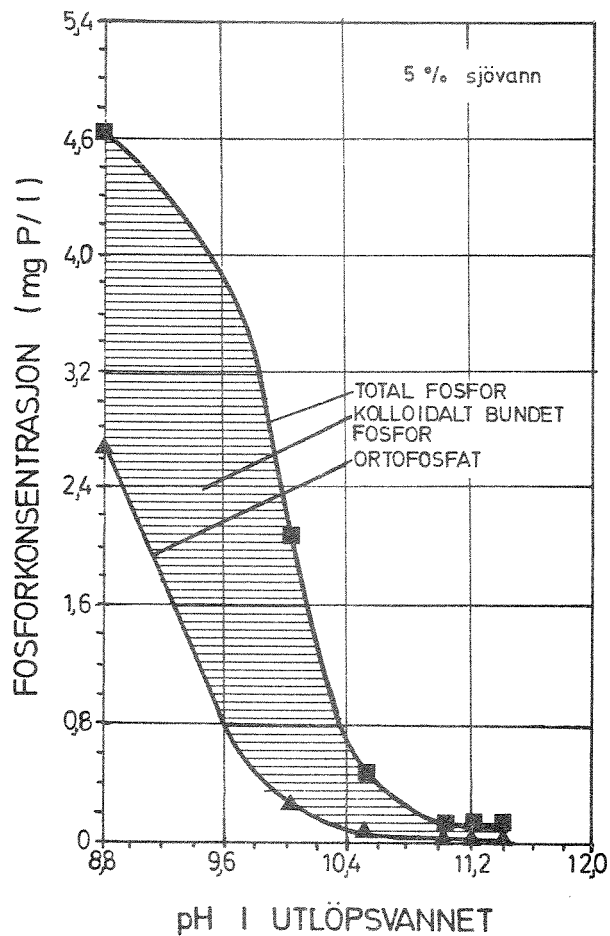
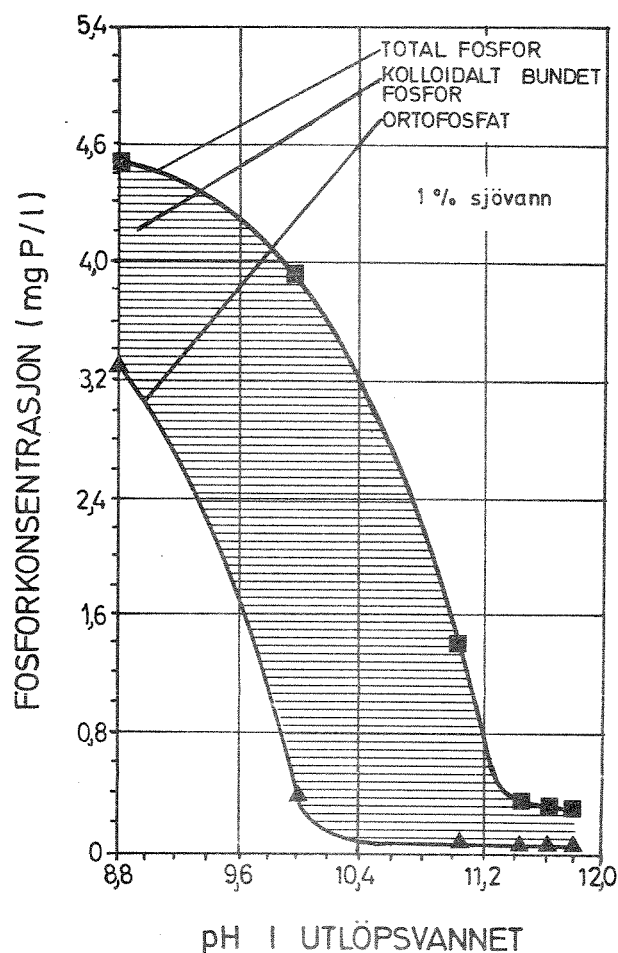
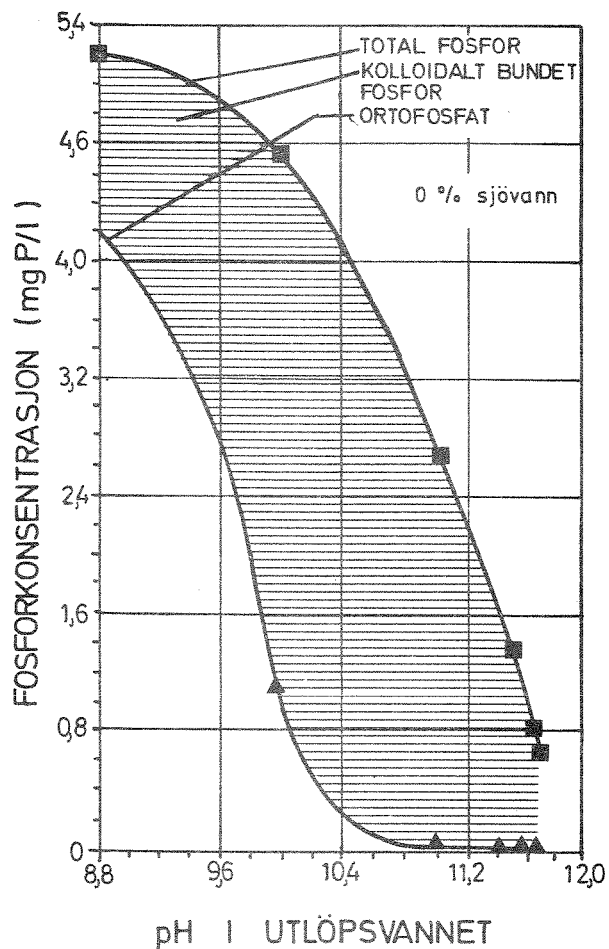
Kurven med 0% sjøvannsfelling demonstrerer imidlertid klart hva som skjer ved kjemisk felling med kalk. Allerede ved 200 mg Ca(OH)_2 /l er den løste fosforkonsentrasjonen

(i form av ortofosfat) lavere enn 0.04 mg P/l mens totalfosforkonsentrasjonen fortsatt er hele 2.7 mg P/l. Dette betyr at praktisk talt all fosfor er utfelt, men foreligger kolloidialt bunnet i små fnokker som ikke sedimenterer. Disse forholdene er helt i overensstemmelse med tidligere omtalte forhold og viser at for å optimalisere fellingsprosessen ved kalkfelling må flokkulerings- og sedimenteringsforhold tillegges stor vekt.

Kurven viser videre at totalfosforkonsentrasjonen synker gradvis inntil 400 til 500 mg Ca(OH)_2 er nådd. Her flater kurven ut og resultatet synes å stabilisere seg rundt 0.60 mg P/l.

Forsøkene viser at økende innblanding av sjøvann gir lavere fosforkonsentrasjon i utløpsvannet ved samme kalkdosering. Man ser at sjøvannet har en markert positiv påvirkning av renseresultatet.

Figur 14 viser fosforreduksjon som funksjon av pH i utløpsvannet for de samme sjøvannsinnblandingene. Fra disse kurvene ser man at restkonsentrasjonen av totalfosfor når et minimumsområde og at pH-hevning ut over dette område ikke fører til øket rensegrad.



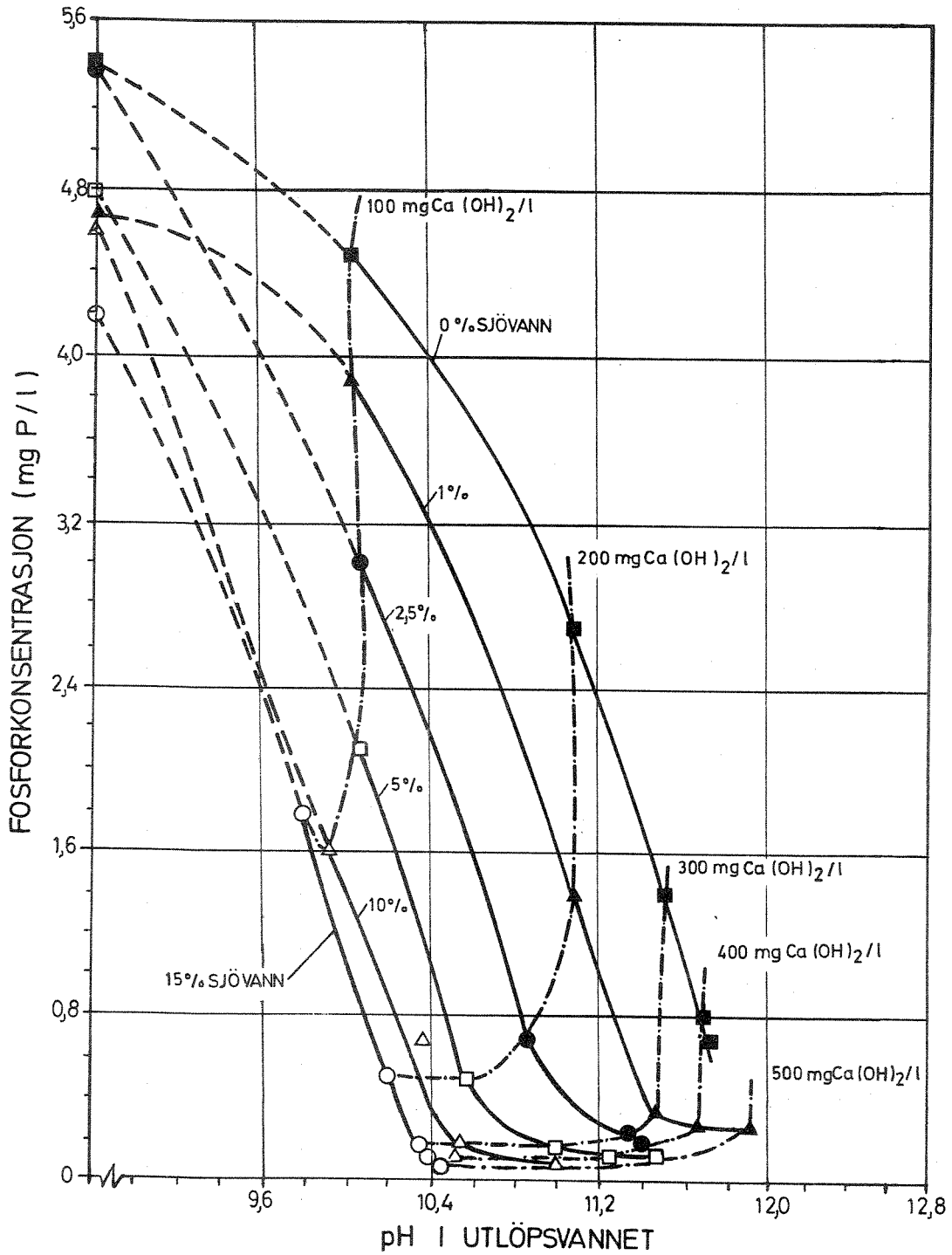
Figur 14. Fosforreduksjon som funksjon av pH i utløpsvannet for 0%, 1%, 5% og 15% sjøvann

Det er to viktige forhold som endres når sjøvann doseres. Først og fremst øker magnesiumkonsentrasjonen i råvannet, men samtidig forbruker utfellingen av magnesium hydrok-syd OH⁻ ioner som fører til lavere fellings-pH. (Det er viktig å understreke at lavere pH ikke skyldes høyere alkali-tet i sjøvannet. Alkaliteten er omtrent like stor i sjøvann og avløpsvann, muligens noe høyere i avløpsvann).

I forhold til hva man er vant til ved vanlig kalkfelling, nemlig at pH er uhyre viktig for et godt fellingsresultat, burde en pH-senkning som følge av øket sjøvannsinnblanding i prinsippet være betenkelig. Imidlertid viser undersøkelsen at dette er ubegrunnet siden pH-senkningen er forårsaket av større utfelling av magnesiumhydroksyd som er viktig for å få kolloidalt bundet fosfor i vannfasen til å sedimentere.

I figur 15 er total fosforkonsentrasjon plottet som funksjon av pH i utløpsvannet for hver serie med sjøvannsinnblanding. Her ser man imidlertid meget klart at man oppnår bedre og bedre renseresultat for større sjøvannsinnblanding for samme fellings-pH. Imidlertid viser forsøket en praktisk begrensning i laveste total fosforkonsentrasjon på rundt ca. 0.10 til 0.15 mg P/l (ufiltrerte prøver).

Kurvene er forbundet med stiplede linjer som angir dosert kalkmengde. Disse stiplede kurvene viser at når sjøvannsinn-blanding økes ut over en viss mengde vil total fosforkonsen-trasjon i vannfasen ikke bli bedret, men vil vise en ut-flatende tendens.



Figur 15. Total fosforreduksjon som funksjon av pH i utløpsvannet

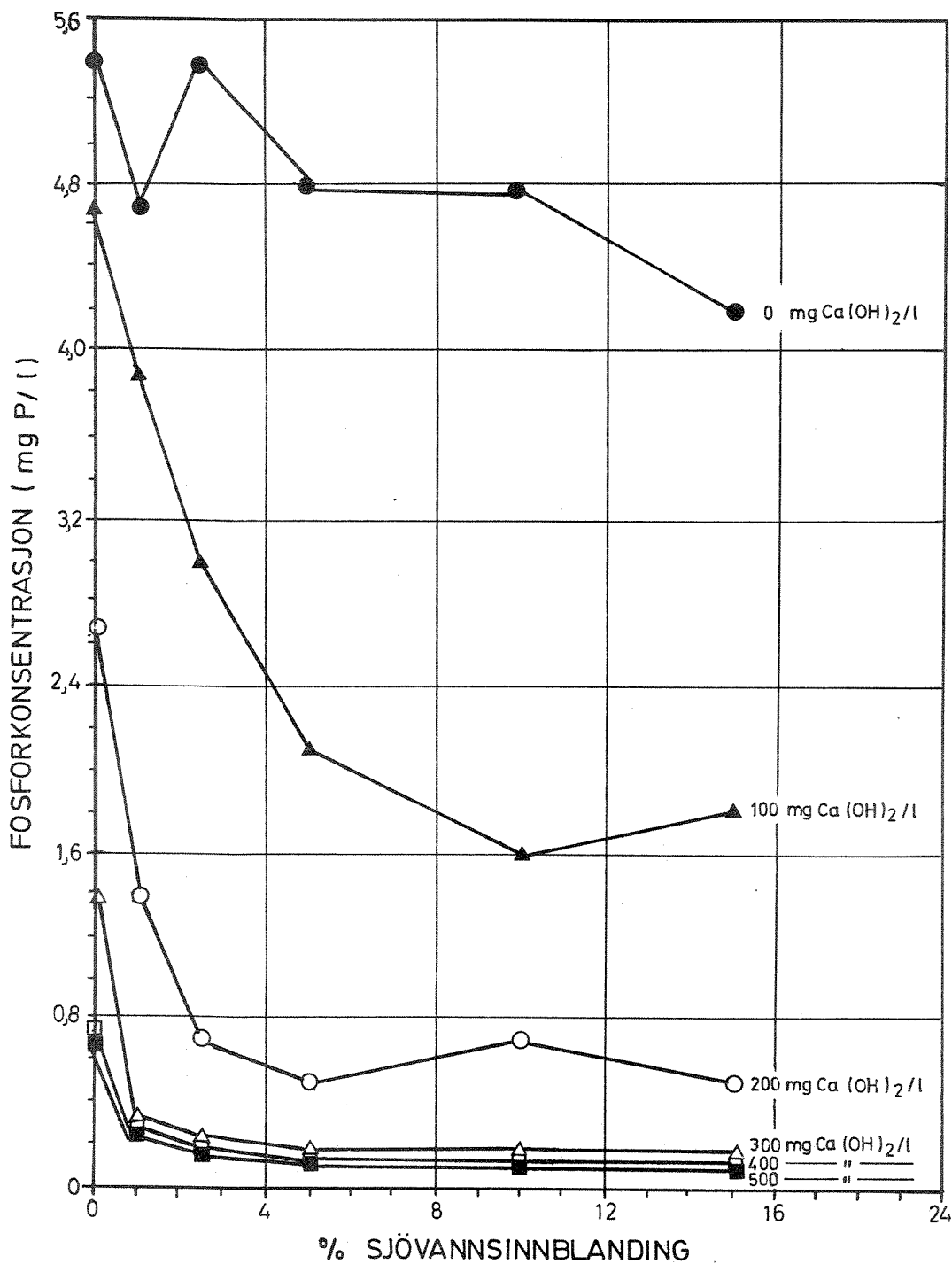
En god totaloversikt for samspillet mellom dosert kalk og sjøvann med hensyn på total fosfor fremkommer i figur 16. Denne kurven viser at det beste resultat med hensyn på total fosfor med minst mulig doserte fellingsmidler synes å være ca. 300 mg Ca(OH)₂/l og ca. 2-3% sjøvannsblanding. Undersøkelsen viser videre at ingen av kalkdoseringmengdene viser noe endret renseresultat utover en sjøvannsinnblanding på ca. 4-5%.

5.3.2 Reduksjon av organisk stoff

For å oppnå et uttrykk for reduksjon av organisk stoff ved sjøvannsfelling, ble utløpsvannet analysert med hensyn på KOF - kjemisk oksygenforbruk. Resultatene er vist i tabell 13. Fellingsresultatene fra forsøkene med 0, 1, 2.5 og 5 prosent sjøvann viser en KOF-reduksjon i samme størrelsesorden. Reduksjoner er i gjennomsnitt ca. 40% som er langt lavere enn normalt. Imidlertid viser forsøket best fellingsresultat ved ca. 300 og 400 mg Ca(OH)₂/l, mens tilsetning av 500 mg kalk ved liten sjøvannsinnblanding synes å gi dårligere resultat. De lave rensegrader m.h.p. organisk stoff skyldes trolig at avløpsvannet ved Festningen renseanlegg inneholder en større andel løst organisk stoff enn normal boligkloakk. De høyere KOF-tallene ved dosering av 500 mg/l Ca(OH)₂ ved lav sjøvannsdosering kan muligens skyldes at man ved disse betingelser får de høyeste pH-verdiene, hvilket kan gi en viss hydrolyse av organisk materiale. De høyere KOF-verdiene ved økende sjøvannsinnblanding skyldes trolig interferens ved analysen fra høye klorid-ionekonsentrasjoner.

Tabell 13. Reduksjon av organisk stoff.

% innblandet sjøvann	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l					
	0	100	200	300	400	500
	KOF-konsentrasjon mg G/l					
0	223	218	185	158	148	157
1	211	223	187	168	155	164
2.5	213	202	160	154	154	168
5	224	214	175	168	171	158
10	182	219	191	181	174	172
15	277	197	179	178	175	171



Figur 16. Total fosforreduksjon som funksjon av tilsatt sjøvannsmengde for forskjellige kalkdoseringer

5.4 Resultater i slamfasen etter kalktilsetning

Slamproduksjon ved kjemisk felling er en viktig faktor ved vurdering av renseprosessen. Tradisjonelt har felling med kalk vært kjent for stor slamproduksjon, basert på tørrstoff. Slam fra kalkfelling har et høyt tørrstoffinnhold. Dette betyr at slamvolumet allikevel kan være mindre enn ved andre fellingsmidler. Kalkslam sedimenterer i de fleste tilfeller hurtig, og slammets er mindre gelé-aktig og voluminøst enn f.eks. aluminiumhydroksyd-slam. Kalkslammets sedimenteringsegenskaper synes å være avhengig av CaCO_3 -innholdet. Når andelen av magnesiumhydroksyd øker, vil slammets få en mer gelé-aktig og voluminøs karakter. Dette påvirker slammets sedimenteringshastighet og slamegenskaper. Siden økende mengder med sjøvannsinnblanding fører til økende andel magnesiumhydroksyd i slammets, vil slammets egenskaper forandres. Dette kan studeres i de etterfølgende målingene.

5.4.1 Slamvolum-produksjon

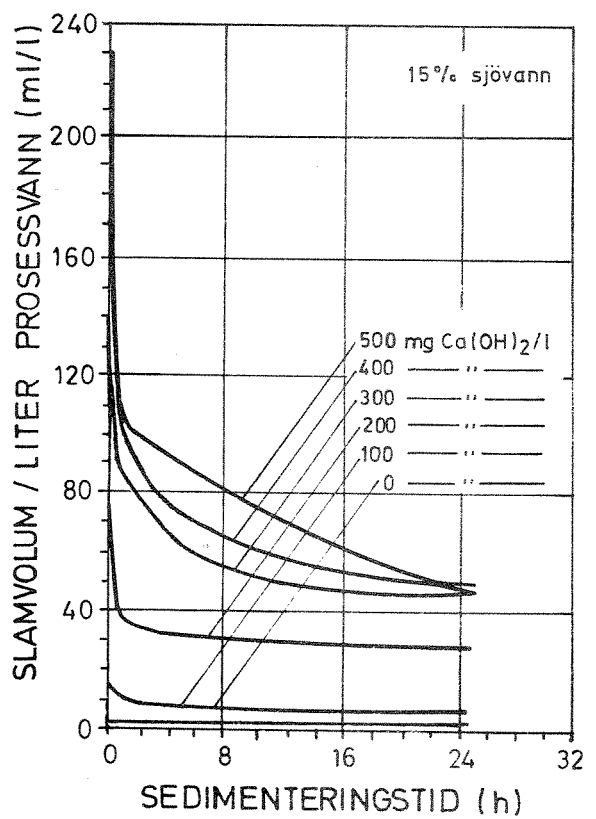
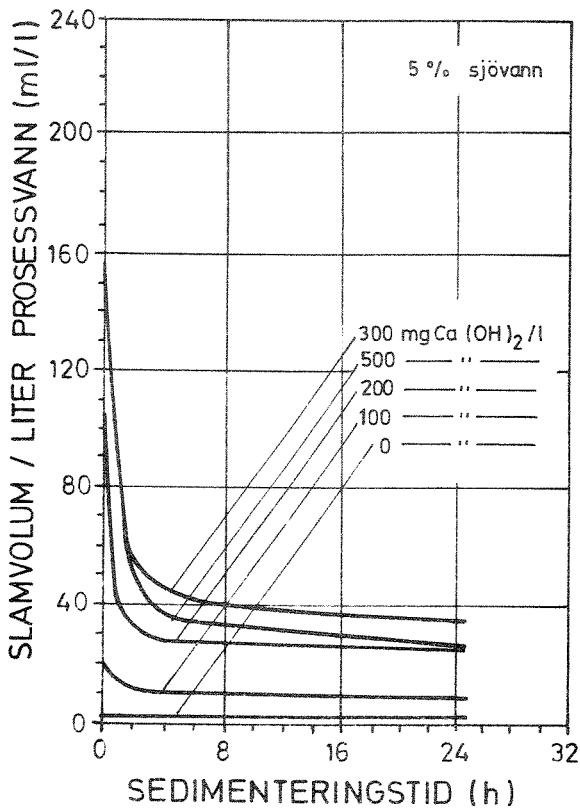
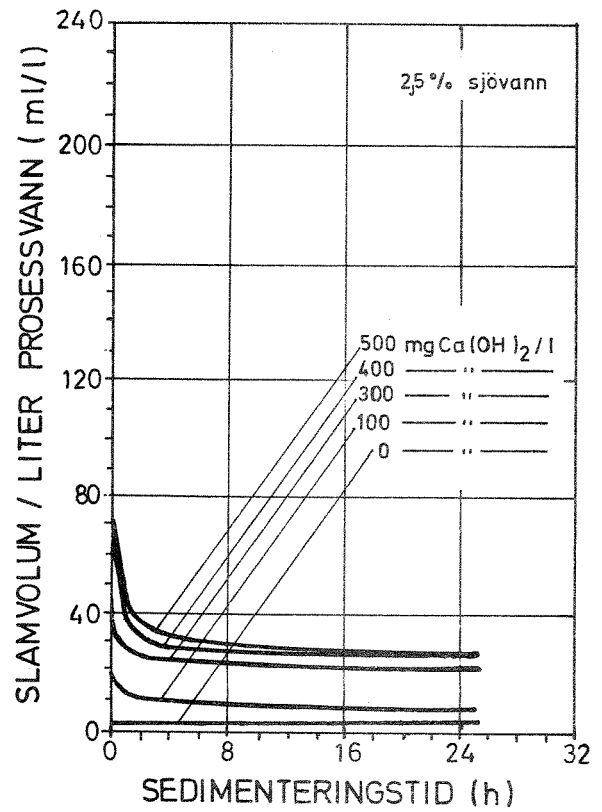
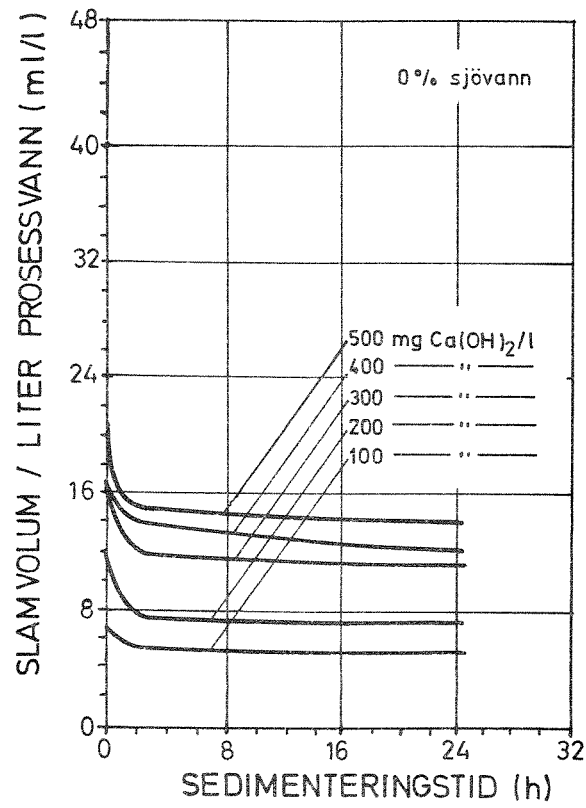
Slamvolum ved kjemisk felling er svært avhengig av sedimenteringstid. For å studere hvordan slamvolumet varierer med økende tilsetning av kalk og sjøvannsdosering, ble den kjemiske felling utført i Imhoffglass. Dette muliggjør en direkte undersøkelse på prøvene uten fare for slamfnokk-oppbryting. Tabell 14 viser oversikt over slamvolumet etter økende sedimenteringstid.

Figur 17 viser slamsedimenteringskurver for seriene med 0%, 2.5%, 5% og 15% sjøvann. Kurvene viser en hurtig sedimentering av slammets for seriene med intet eller lite sjøvann. Etter c. 4 timer forblir slamvolumet konstant. Dett gjelder uansett kalkdoseringen. Derimot viser resultatene for økende sjøvannsmengde at lengre sedimenteringstid er nødvendig før slamvolumet blir konstant særlig når kalkdoseringen øker. For 500 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ og 15% sjøvann er slamvolumet fortsatt synkende etter 24 timers sedimentering.

Figur 13 viser at slamvolumet kan bli meget stort når sjøvannsinnblandingen er stor. Figuren viser samtidig betydningen av sedimenteringstid (fortykningstid) på slamvolumet når magnesiuminnholdet i slammets blir særlig høyt.

Tabell 14. Slamvolum ved sjøvannsfelling som funksjon av sedimenteringstid.

% inn- blandet sjøvann	Sedimen- terings- tid	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l					
		0	100	200	300	400	500
		ml slamvolum					
15	10 min.	1.0	13	72	155	200	230
	30 min.	1.5	12	52	110	145	155
	1 h	1.5	10	38	90	105	105
	5 h	1.2	7	32	64	74	92
	24 h	1.0	6	28	48	50	48
10	10 min.	1.0	14	75	165	212	200
	30 min.	1.5	15	50	120	135	135
	1 h	1.5	9	32	35	105	85
	4 h	1.2	7	23	65	65	50
	24 h	1.0	5	19	40	38	41
5	10 min.	2.0	20	80	135	155	145
	30 min.	2.0	15	60	98	10.5	95
	1 h	2.0	14	42	70	70	68
	4 h	2.0	10	30	47	37	38
	24 h	1.5	8	28	35	28	28
2.5	20 min.	2.5	15	40	60	75	70
	30 min.	2.5	12	34	50	60	60
	1 h	2.0	11	26	40	45	45
	4 h	2.0	9	23	28	27	32
	24 h	2.0	6.5	20	28	25	26
1	10 min.	2.0	7.5	30	46	54	54
	30 min.	2.0	6	22	30	36	38
	1 h	2.0	6	21	29	32	35
	3.5 h	1.7	5	20	25	30	32
	24 h	1.5	4	18	24	27	28
0	10 min.	18	7	12	18	21	22
	30 min.	17	6.5	10	15	17	18
	1 h	16	6	9	13	15	16
	3 h	15	5.5	7.5	12	14	15
	24 h	13	5	7	11	12	14

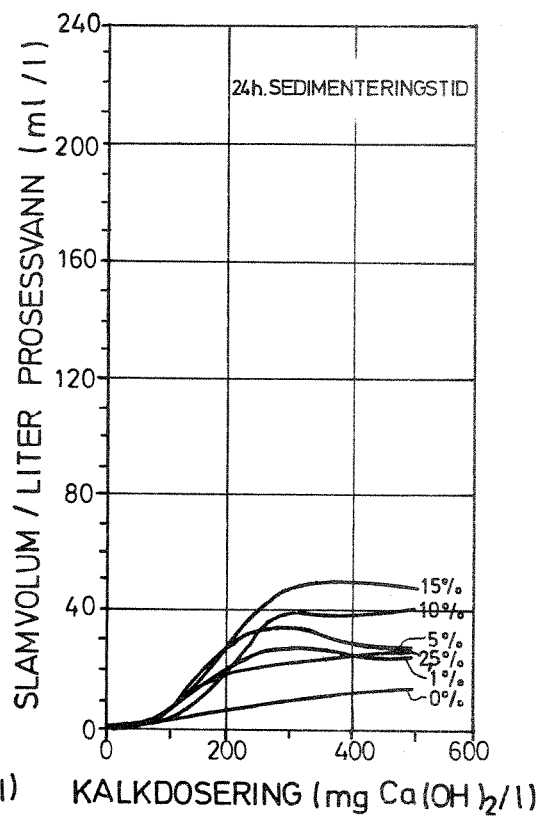
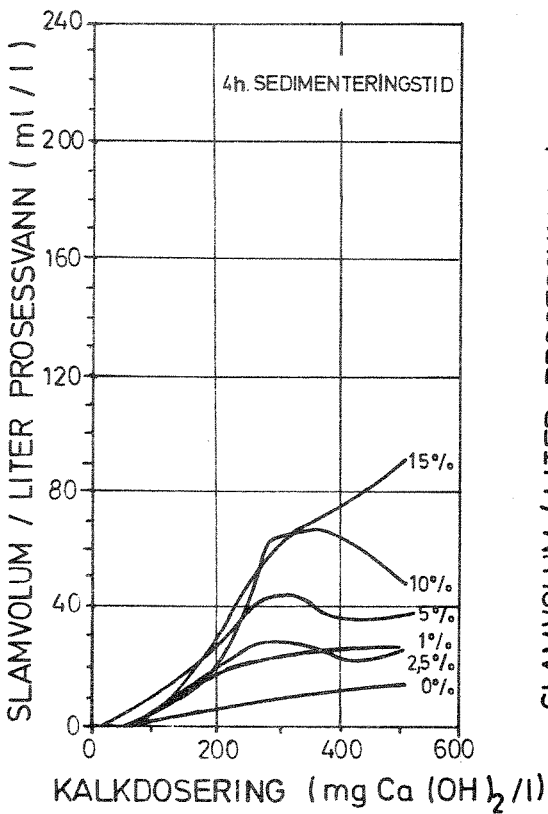
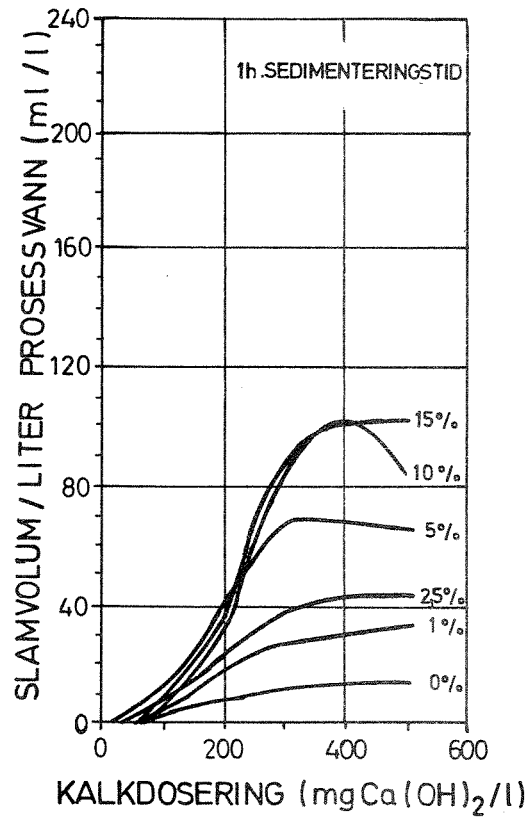
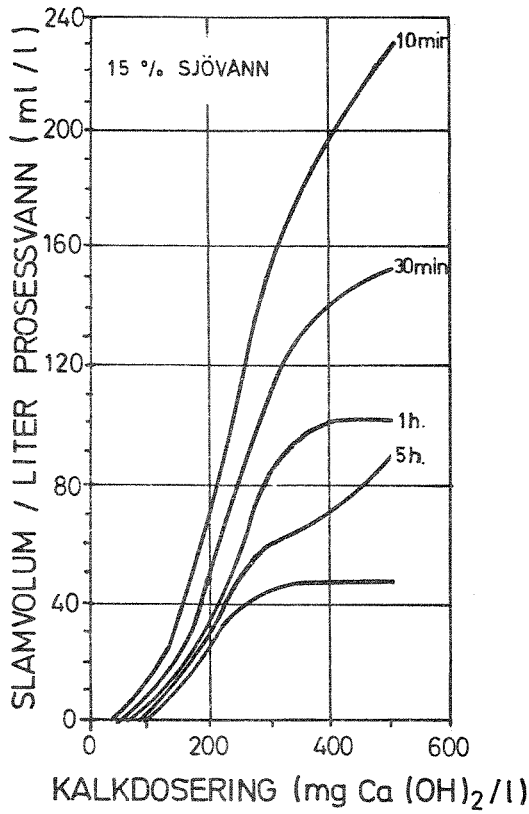


Figur 17. Slamvolum som funksjon av sedimenteringstid for 0%, 2.5%, 5% og 15% sjøvannsinnblanding

Det totale slamvolumet er av stor betydning og figur 18 viser også hvordan dette varierer som funksjon av kalkdosering og sjøvannsinnblanding for henholdsvis 1 time, 4 timer og 24 timers fortykningstid. Denne figuren viser klart at slammets egenskaper endrer seg radikalt når magnesiumkonsentrasjoner øker. Selv bare 1% sjøvannsinnblanding gir en fordobling av slamvolumet forutsatt samme kalkdosering.

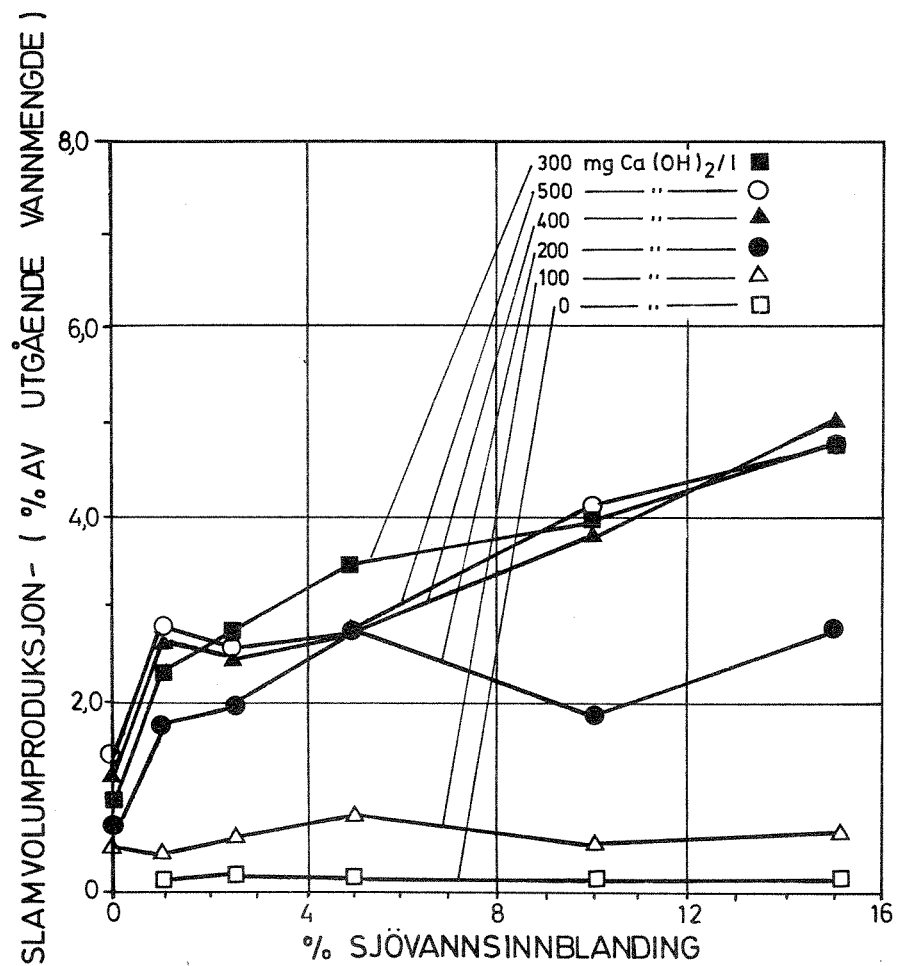
Figur 18 viser at slamvolumet for 1%, 2.5% og 5% for både 400 og 500 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ etter 24 timers fortykning er omtrent like stort, nemlig ca. 28 ml/liter (2.8% av blandvannsmengden). For 0% sjøvannsinnblanding er slamvolumet ca. 14 ml/liter for samme kalkdosering. For 200 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ og 0% sjøvann er slamvolumet 7 ml/liter (men da er fosforreduksjonen ikke tilfredsstillende), mens både 1%, 2.5% og 10% sjøvannsinnblanding og 200 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ gir 20 ml/liter slam. På grunnlag av dette kan man si at 500 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ ren kalkfelling sammenlignet med 250 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$ og 2.5% sjøvannsinnblanding gir ca. 1.5 ganger større slamvolumproduksjon.

Figur 19 viser slamvolumproduksjon i % av utgående vannmengde som funksjon av % sjøvannsinnblanding og økende kalkdosering.



Figur 18. Slamvolum som funksjon av sedimenteringstid og forskjellig kalkdosering og sjøvannstilsats

Figur 19. Slamvolumproduksjon som funksjon av sjøvannsinnblanding
(Før fortykking.)



5.4.2 Slamtørrstoffproduksjonen

Slamtørrstoffproduksjonen ble bestemt ved at slammet ble fjernet fra bunnen av Imhoffglasset. Det ble tatt ut et bestemt volum, enten 45 ml, 50 ml eller 95 ml, som ble slikvalgt at det rommet noe mer enn hele slamvolumet. Disse slamprøvene ble målt med hensyn på totalt tørrstoff. Resultatene av tørrstoffmengden i slammet er vist i tabell 15.

Tabell 15. Totalt tørrstoff i slamprøven pr. liter avløpsvann.

% innblandet sjøvann	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l					
	0	100	200	300	400	500
Totalt tørrstoff mg TTS/l						
0	202	157	239	327	356	374
1	67	131	372	468	526	583
2.5	103	176	350	441	425	449
5	131	200	356	470	508	530
10	180(45)	256	323	745(95)	720(95)	805(95)
15	232(45)	305(45)	427(45)	787(95)	825(95)	755(95)

Alle prøvene gjelder 50 ml slamprøver hvor intet er angitt. Tallene i parentes angir avvikende prøvevolum.

Figur 20 fremstiller slamtørrstoffproduksjonen som funksjon av % sjøvannsinnblanding mens fig. 21 fremstiller slamtørrstoffproduksjonen som funksjon av dosert kalkmengde. Differansen mellom kurvene for hver kalkdosering i figur 20 uttrykker derved den virkelige slamproduksjon som følge av økt kjemikaliedosering.

Grunnlaget for disse resultatene er usikkert, men en kan slutte av dette at tørrstoffproduksjonen synes å være i samme størrelsesorden for 500 mg Ca(OH)₂/l med 0% sjøvannstilsetning og for 200 mg Ca(OH)₂/l med 2.5% dosert sjøvannstilsetning.

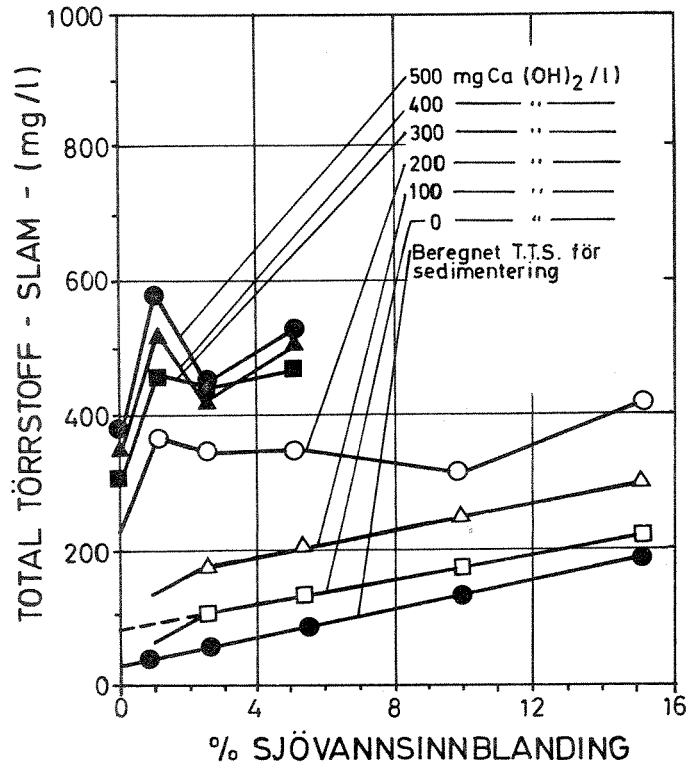


Fig. 20. Slamtørrstoffproduksjon som funksjon av sjøvannsblanding

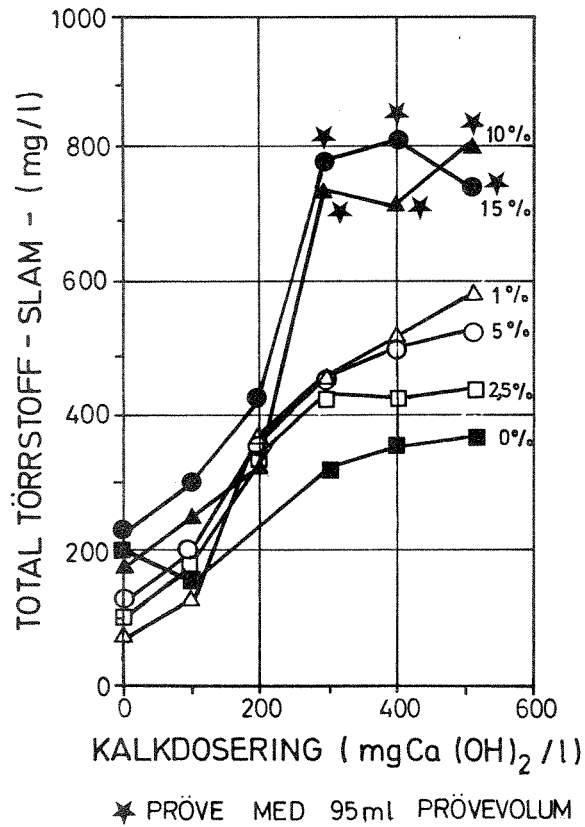


Fig. 21. Slamtørrstoffproduksjon som funksjon av kalkdosering

5.4.3 Slammets kjemiske sammensetning

For å skaffe oversikt over slammets kjemiske sammensetning ble slam oppsluttet og analysert med hensyn på totalfosfor, kalsium og magnesium. Tabell 16 viser disse resultater.

Tabell 16. Slammets kjemiske sammensetning.

Prøve nr.	Kalkdosering mg Ca(OH) ₂ /l	sjøvanns- dosering	pH	Tot-P mg P/g	Kalsium mg Ca/g	Magnesium mg Mg/g
4	300	0 %	11.50	14.9(1.5)	181(18)	9.9(1)
6	500	0 %	11.70	14.9(1.5)	193(19)	2.8(3)
22	300	5 %	11.00	19.3(1.9)	130(13)	83.5(8)
24	500	5 %	11.46	6.6(0.7)	139(14)	87.7(9)

Tallene i parentes uttrykker vektprosent av tørrstoff.

Disse resultatene viser at slammet fra ren kalkfelling inneholder Tot-P på 1.5%, kalsium på ca. 18-19% og magnesium på ca. 1-3%. Økning av kalkdosering fra 300 til 500 mg Ca(OH)₂/l viser i dette tilfelle bare små endringer i kalsium og magnesiuminnholdet i slammet.

Det er imidlertid helt klart at sjøvannsinnblanding fra 0 til 5% innblanding påvirker slammets sammensetning drastisk mens forandring i kalkdosering fra 300 til 500 mg Ca(OH)₂/l betyr langt mindre.

Resultatene under pkt. 5.4 vedrørende slamfasen viser at tilsats av sjøvann til avløpsvannet ved kjemisk felling med kalk hurtig endrer slammets egenskaper. Dette skyldes sannsynligvis at slammets prosentvise sammensetning mellom Ca, Mg og organisk stoff blir forandret.

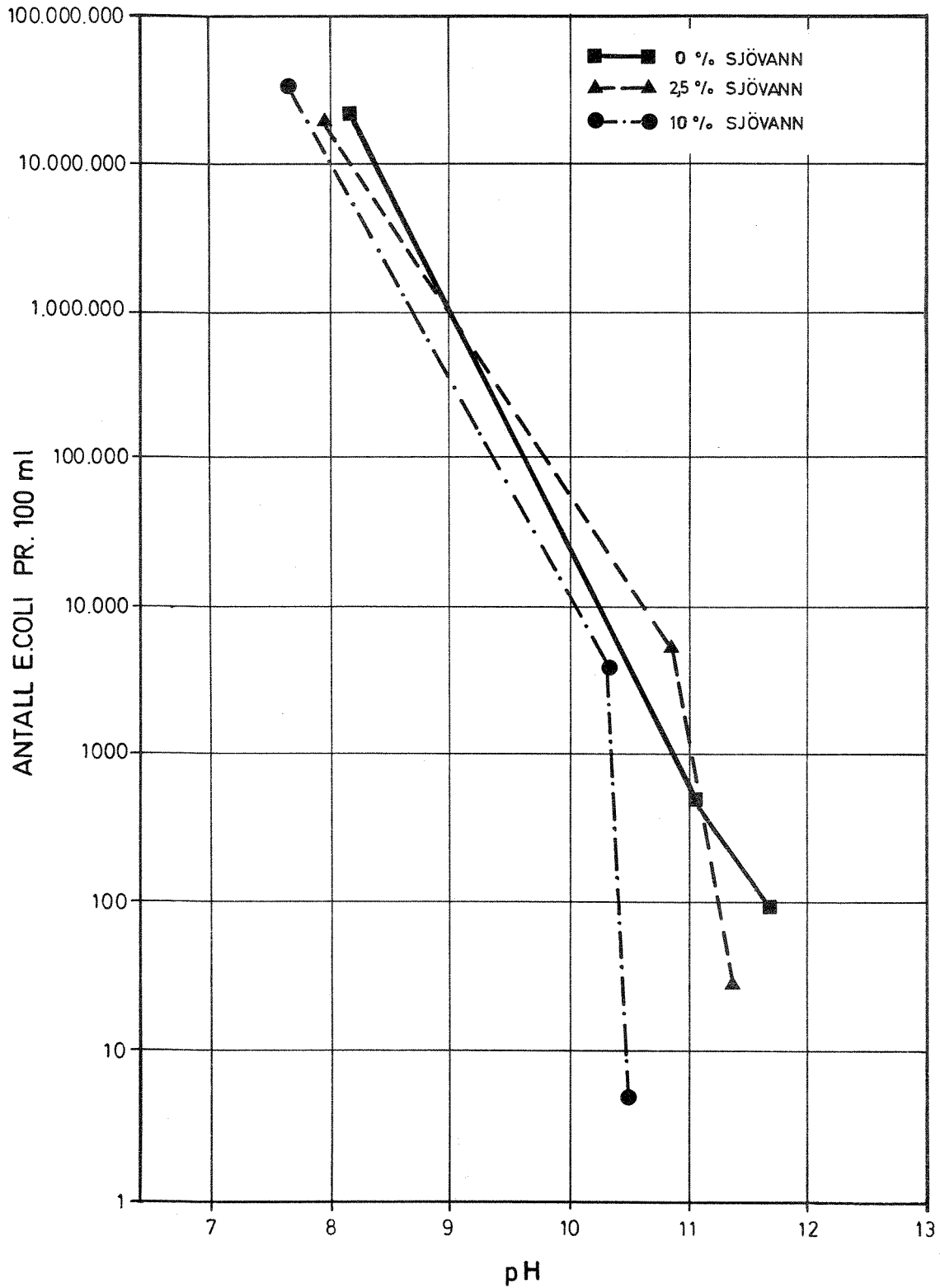
5.5 Bakteriologiske undersøkelser

For å skaffe oversikt over de bakteriologiske forholdene i det rensede vannet, ble 6 av de 36 begerne i systemet valgt ut for analyse på fekal coli. Alle prøvene ble nøytralisert 2 timer etter avsluttet felling før den bakteriologiske undersøkelsen ble utført. Tabell 17 viser resultatene fra undersøkelsen.

Tabell 17. Bakteriologiske undersøkelser av rensed avløpsvann

Prøve nr.	Kalkdos.	Sjøvannsd.	Fecal coli antall/100 ml	pH	
1	0 mg Ca(OH) ₂ /l	0 %	210x10 ⁵	8.2	2.1x10 ⁷
3	200 - " - " -	"	500	11.05	5x10 ²
5	400 - " - " -	"	91	11.68	9.1x10 ¹
13	0 - " - " -	2.5 %	190x10 ⁵	7.95	1.9x10 ⁷
15	200 - " - " -	"	5800	10.85	5.8x10 ³
17	400 - " - " -	"	30	11.38	3x10 ¹
25	0 - " - " -	10 %	340x10 ⁵	7.70	3.4x10 ⁷
27	200 - " - " -	"	4x10 ⁴	10.35	4x10 ⁴
29	400 - " - " -	"	5	10.50	5x10 ⁰

Figur 22 viser en logaritmisk fremstilling av fekal coli konsentrasjon som funksjon av pH i utløpsvannet. Denne figuren viser hovedsaklig at høyere pH gir utløpsvann med lavere fekal coli konsentrasjon. Dette gjelder imidlertid ikke når kalkdoseringen kommer opp i 400 mg/l. Da viser resultatene lavest konsentrasjon med 10 % sjøvann på tross av at pH-verdien er 11.6 ved 0% sjøvann og 10.5% ved 10% sjøvannstilsats. Spørsmålet som oppstår er i hvilken grad redusert innhold av bakterier i vannfasen er et uttrykk for bedret utfelling slik at bakterier overføres til slamfasen, eller i hvilken grad bakteriedødelighet oppstår som følge av høy pH eller en kombinasjon av de to.



Figur 22. Konsentrasjon av Fekal coli ved kjemisk felling med kalk og sjøvann

6. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Erfaringer fra drift av Sandvika kloakkrenseanlegg indikerer at en ved felling med kalk kan senke doseringene kraftig hvis avløpsvannet blandes med 5-10% sjøvann.

Hensikten med undersøkelsen har vært:

1. Å finne den tilnærmede optimale dose av kalk og sjøvann.
2. Å få innsikt i de mekanismer som gjør det mulig å oppnå gode rensegrader ved lavere kalkdosering når sjøvann tilsettes.
3. Å finne hvor mye slam som dannes ved felling med kalk og sjøvann.
4. Å få et grovt bilde av hygieniske forhold ved felling med sjøvann og kalk.

For å oppnå dette ble det utført kjemisk felling med jartest i Imhoff-glass. Det ble utført seks separate jartester som totalt omfattet 36 begre med forskjellige blandingsforhold mellom avløpsvann, sjøvann og kalk. Fellingen ble utført på avløpsvann fra Festningen renseanlegg i Oslo. For å unngå forandringer i utløpsvannet ved lagring, som skulle føre til ulike forsøksbetingelser, ble alle 6 jartestene gjennomført i løpet av 3 timer.

Den praktiske gjennomføringen av forsøket ble foretatt i NIVA's laboratorium i Gaustadalléen 25. Kalkdoseringen varierte fra 0, 100, 200, 300, 400 til 500 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$, mens man ved alle alternativer tilsatte sjøvann som 0, 1, 2.5, 5, 10 og 15% av prøvevolumet.

Forsøket viser at økende innblanding av sjøvann har en markert innvirkning på rensegrad, slammengder og slamegenskaper. Resultatene demonstrerer at ortofosfat utfelles meget lett, men at avskillingsprosessen er avgjørende fordi det partikulært utfelte fosfor ikke sedimenterer før pH heves over 11.5. Ved denne pH blir magnesiumhydroksyd-utfellingen betydelig (se figur 12 og 13). Økning av magnesiumkonsentrasjonen ved å tilsette sjøvann fører til at total fosfor-konsentrasjonen reduseres selv om pH-verdien senkes (figur 15).

Følgende konklusjoner kan trekkes på grunnlag av forsøket:

1. Undersøkelsen viser at innblanding av små mengder sjøvann i kommunalt avløpsvann ved felling med kalk gir vesentlig bedre rensesresultat med hensyn på total fosfor.
2. Ved samme kalkdosering gir en økende sjøvannsinnblanding suksessivt bedre rensesresultater. Sjøvannsinnblanding ut over ca. 5% gir imidlertid bare en beskjeden forbedring.
3. Ved samme pH i det rensede vann vil en få et bedre rensesresultat ved økende sjøvannsinnblanding.
4. Det bedre rensesresultat skyldes bedre avskilling av partikulært stoff ved innblanding av sjøvann, noe som er forårsaket av utfelling av $Mg(OH)_2$ som virker som et flokkuleringsmiddel.
5. Innblanding av 2-3% sjøvann i det undersøkte kommunalt avløpsvann sammen med 200-300 mg $Ca(OH)_2$ /l synes ekvivalent med eller gir bedre rensesgrad enn 500 mg $Ca(OH)_2$ /l ved konvensjonell kalkfelling.
6. Ved disse betingelser gir den kjemiske fellingsprosess med kalk og sjøvann et slamvolum som er ca. 1.5 ganger større og en slamtørrstoff-mengde som er omtrent lik de mengder man oppnår ved konvensjonell kalkfelling.
7. En større innblanding av sjøvann vil gi større slamvolum. Dette er forårsaket av et større innhold av magnesiumhydroksyd. Magnesiumhydroksyd gir en mer voluminøs slamtype.
8. Slammets kjemiske sammensetning endrer seg markert ved innblanding av sjøvann. Forholdet mellom kalsium, magnesium og total fosfor uttrykt i vektprosent forandrer seg fra 18-19% Ca, 1-3% Mg og 1.5% P for ren kalkfelling til 13-14% Ca, 8-9% Mg og 1.9-0.7% P ved 5% innblanding av sjøvann.

9. Bakteriologiske undersøkelser indikerer at kjemisk felling med kalk og sjøvann reduserer antall E. coli til under 100 pr. 100 ml vannvolum.
10. Hovedkonklusjon er at felling med kalk og sjøvann fremstår som et interessant alternativ til de fellingskjemikalier som nå brukes. Undersøkelsene bør fortsettes med henblikk på å gi grunnlag for planlegging av fullskala anlegg.

7. SUMMARY

Sandvika treatment plant is located just outside Oslo in Norway, and has since 1974 applied lime and seawater as coagulant for treatment of domestic wastewater. The treatment plant is designed for 8000 persons and consists of the following units: Screw-pumps, mechanically cleaned screen, aerated gritchamber, rapid-mixing unit, flocculation basins and sedimentation basin. The effluent is discharged to the fjord close by. The sludge from the lime precipitation is trucked to another treatment plant where the sludge is dewatered and finally trucked to a sanitary landfill in the same county.

The amount of seawater added is approximately 5% of the discharge. The amount of lime added to the wastewater is 250 mg Ca(OH)_2 /l. This process gives a final effluent with a total phosphorus concentration of 0.15 to 0.30 mg P/l.

The reason for using seawater addition is to increase the magnesium concentration in the wastewater. The wastewater in this part of Norway is usually low in magnesium, varying between 3 and 7 mg Mg/l. Seawater contains a large amount of magnesium (1350 mg Mg/l for salinity of 35 ‰) and represents therefore a stable and cheap magnesium source, where seawater is available.

Magnesium is believed to play a very important role in connection with lime precipitation. Investigations have shown that precipitation of orthophosphate is complete already at a pH of 10.3, but the precipitate will not settle until a certain amount of magnesium is precipitated around pH = 11.5. As the magnesium concentration is increased, a lower lime dose is required, since magnesiumhydroxide is precipitated at a lower pH.

The main purpose of this investigation can be summarized in the following:

1. To find the optimal combination of lime and seawater addition.
2. To understand some of the mechanisms involved in chemical treatment with lime and seawater.
3. To find the amount of sludge produced in the lime - seawater precipitation.
4. To obtain an indication of the hygienic quality of the effluent from a lime - seawater precipitation-process.

In order to study these aspects, 6 separate jartests applying different doses of lime and seawater were undertaken. In the first test no seawater was added, and the lime dose was increased in the following steps - 0, 100, 200, 300, 400 and 500 mg Ca(OH)_2 /l. The same procedure was repeated in the other jartests, but with increasing amount of seawater addition in the following way:

Jartest No.	1	0% seawater
"	"	2 1% -"-
"	"	3 2.5% -"-
"	"	4 5% -"-
"	"	5 10% -"-
"	"	6 15% -"-

The same wastewater was used for all the jartests, and raw wastewater was collected from Festningen treatment plant in Oslo. The whole experiment was completed in three hours in order to reduce any possible effect of change in the wastewater batch, making the results less

representative. In order to study the amount of sludge produced in the lime - seawater precipitation, the jarrest was undertaken in Imhoff-glass beakers. In this way the volume of sludge could be read directly.

The results from the experiment demonstrate clearly that addition of seawater to lime precipitation has a marked effect on the effluent quality, amount of sludge and the sludge characteristics.

Ortho-phosphate is readily precipitated, but the precipitation products will not settle until pH is increased above 11.5 (see figure No. 12 and 13). Increased magnesium concentration with seawater addition results in reduced total phosphorus concentration in the effluent in spite of a lower pH in the effluent (see figure No. 15).

The following conclusions can be drawn, based on this investigation:

1. The investigation shows that addition of a small amount of seawater in lime precipitation of wastewater gives a better quality of the effluent with regard to total phosphorus.
2. With the same amount of lime addition, increased amount of seawater addition will successively give a better effluent quality up to about 5% addition. Increased seawater addition above 5% only gives marginal improvements in effluent quality.
3. At the same precipitation-pH, presence of seawater will give a better quality effluent.
4. The better effluent quality with seawater addition is caused by better separation of non-set-able precipitated phosphorus products. This is due to increased precipitation of $Mg(OH)_2$ which serves as a coagulant.
5. Addition of 2-3% seawater to the wastewater investigated (that was low in magnesium) in addition to 200-300 mg $Ca(OH)_2/1$ seems to be equivalent to or better than a lime dose of 500 mg $Ca(OH)_2/1$ applied as conventional lime precipitation.

6. Under these conditions the lime and seawater precipitation produces a sludge volume approximately 1.5 times larger than the volumes obtained with conventional lime precipitation (500 mg $\text{Ca(OH)}_2/1$) and approximately the same amount of sludge solids.
7. A larger addition of seawater will give a larger sludge volume. This is mainly due to a larger amount of precipitated Mg(OH)_2 . Magnesiumhydroxide gives a more voluminous sludge type.
8. The composition of the sludge will change with addition of seawater. The relation between calcium, magnesium and phosphorus will change from 18-19% Ca, 1-3% Mg and 1.5% P with conventional lime precipitation to 13-14% Ca, 8-9% Mg and 1.9-0.7% P with 5% seawater addition.
9. Examinations of E. coli indicate that chemical precipitation with lime and seawater reduces the number of E. coli to below 100 per 100 ml.
10. The main conclusion is that precipitation with lime and seawater seems to be a very interesting alternative to other chemicals used in chemical treatment. Additional work must be undertaken in order to optimize the process for full scale application.

8. REFERANSER

1. Culp, R.L. and G.L. Culp, 1971: Advanced Wastewater Treatment. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
2. Mulbarger, M.C., E. Grossman, R.B. Dean and O.L. Grant, 1969: Lime clarification, recovery, reuse and sludge dewatering characteristics. J. Wat. Pollut. Control Fed., 41: 2070.
3. Stamberg, J.B., D.F. Bishop, H.P. Warner and S.H. Griggs, 1970: Lime precipitation in municipal wastewaters. Chem. Eng. Prog. Sym. series 67: 310.
4. Flentje, M.E., 1927: Calcium reclamation by excess lime treatment of effluent. J. Am. Wat. Wks. Ass. 17, 253. From Thompson et al. (9).
5. LeCompte, A.R., 1966: Water reclamation by excess lime treatment of effluent. TAPPI 49: 121A.
6. Marske, D.M., D.R. Evans, K.L. Hansen, 1972: High quality treatment of combined municipal, fruit and vegetable processing wastes. Presented at the 45th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, Atlanta, Georgia.
7. Thompson, C.G., J.E. Singley and A.P. Black: Magnesium Carbonate: A recycled coagulant. J. Am. Wat. Wks. Ass., Feb. 1972, 93.
8. Black, A.P. and F.A. Eidsness, 1957: Carbonation of water softening plant sludge. J. Am. Wat. Wks. Ass., 49: 1343.
9. Thompson, C.G., J.E. Singley and A.P. Black, 1972: Magnesium Carbonate: A recycled coagulant. J. Am. Wat. Wks. Ass., Jan. 1972, 11.
10. Albertson, O.E. and R.J. Sherwood, 1969: Phosphate extraction process. J. Wat. Pollut. Control Fed., 41: 1476.
11. O'Farrell, T.P., D.F. Bishop and S.M. Bennett, 1969: Advanced waste treatment at Washington D.C., 65th AICHE meeting, Cleveland, Ohio.
12. Tofflemire, T.J. and L.J. Hetling, 1973: Treatment of a combined wastewater by the low-lime process. J. Wat. Pollut. Control Fed., 45: 210.

13. Ferguson, J.F. and P.L. McCarty, 1971:
Effects of carbonate and magnesium on calcium phosphate precipitation. *Env. Sci. & Tech.* 5: 534.
14. Ferguson, J.F., D. Jenkins and W. Stumm, 1970:
Calcium phosphate precipitation in wastewater treatment. *Am. Inst. Chem. Eng.* 67: 279.
15. Black, S.A. and W. Lewandowski, 1969:
Phosphorus removal by lime addition to a conventional activated sludge plant. Ontario Water Resources Commission, Res. Pub. 36.
16. Berg, E.L. and R.T. Williams, 1971:
Single stage lime clarification of secondary effluent. *Water and Waste Engineering*, March, 1970.
17. Vråle, L. 1973: Fellingsforsøk med sjøvann. Upublisert notat. Sept. 1973.
18. Føyn, E., 1956: Elektrolytisk kloakkrensing. *Teknisk Ukeblad* nr. 19.
19. Henriksen, A., 1960: The coagulation process applied to phosphate removal. Special Report No. 4. Water Research Association.
20. Packham, R.F. 1960: The coagulation process; Part 1 - The effect of pH on the coagulation of dilute mineral suspensions with aluminiumsulphate. Medmenham, Water Research Association Technical Paper No. 14.
21. Camirand W.M. et al. 1974: Get ready for uniflow filters. *Water and Wastes Engineering*, Oct. 1974, p.31.
22. Vråle, L., 1975: Rensing av avløpsvann med kalk og sjøvann. *Industri og Miljø*, nr. 5.
23. Vråle, L., 1975: Kjemisk felling med kalk og sjøvann. Driftsproblem ved avlopsreningsverk. Elfte nordiska symposiet NORDFORSK, Miljövärdsssekretariatet, Publikasjon 1975:9.
24. Frederiksen, O.F. og P. Balmér, 1974: Fjerning av tungmetaller ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. NIVA-rapport O-40/71-C, PRA 2.1 Nov. 1974.
25. Vråle, L., 1975: Karbidkalk som fellingsmiddel for avløpsvann. NIVA-rapport O-94/75. Sept. 1975.

---oOo---

A P P E N D I X

APPENDIX

ANBEFALINGER TIL VIDERE ARBEID

På bakgrunn av denne undersøkelsen kan følgende anbefalinger til videre arbeid gis.

1. Undersøkelser vedrørende vannbehandlingen.
- 1.1 Metoder for dosering av kalk og sjøvann
Man tenker seg her forslag til teknisk løsning av en enkel doseringsmetode for de tilsetninger som er nødvendige ved kalk- og sjøvannsprosessen.
- 1.2 Doseringssted og doserings-rekkefølge for involverte fellingskjemikalier.
Satsvis kontra kontinuerlig dosering av fellingskjemikalie undersøkes samt hensiktsmessig doseringspunkt i anlegget utredes.
- 1.3 Krav til flokkuleringsintensitet og -tid.
Her vil hovedhensikten være å studere optimale flokkuleringsforhold med tanke på utforming av flokkuleringsbasseng.
- 1.4 Ømfintlighet for fnokkoppbryting og muligheter for fnokkenes gjenoppbygging.
Denne undersøkelsen bør bestå i å finne ut hvor viktig det er med god innblanding av kalken. Det kan f.eks. undersøkes om kalk som er tilsatt meget tidlig i renseprosessen, vil reformere nye fnokker etter å ha passert rensetekniske enheter i anlegget, som fører til fnokkoppbryting.
- 1.5 Dimensjonerende flatebelastninger i sedimenteringsbasseng.
Optimal kalkfelling er kjent for å gi fnokker med stor sedimenteringshastighet i motsetning til fnokker fra aluminiumsulfat-felling. Det foreligger imidlertid noe motstridende opplysninger om dette, som bør undersøkes nærmere.

1.6 Resirkulering av kalkslam.

Resirkulering av kalkslam har vært utført ved flere utenlandske renseanlegg med varierende resultat (10,11). En slik fremgangsmåte bør også undersøkes ved et eksisterende kalkfellingsanlegg.

1.7 Magnesium som en resirkulert koagulant.

Dette er en prosess som er antydnet av amerikanske forskere (7, 9), og som bør kunne tilpasses kalk- og sjøvannsprosessen.

1.8 Bakteriologiske forhold i vannfasen.

Klorering av avløpsvann er lite anvendt ved norske kommunale renseanlegg. Ved utenlandske renseanlegg hvor myndighetene stiller krav til gode bakteriologiske forhold i utløpsvannet, reiser det seg en økende grad av skepsis mot klorering på grunn av faren for klorerte organiske stoffer i utløpsvannet.

Undersøkelser har vist at kalkfelling alene kan gi like gode bakteriologiske forhold i utløpsvannet som ved klorering.

En slik tilleggs-effekt bør undersøkes nærmere i sammenheng med felling med kalk og sjøvann.

1.9 Kalkfelling med tilsetning av ren magnesium eller polyelektrolytter.

Forsøk har vist at ortofosfat utfelles allerede ved pH 10.0 til 10.3. Imidlertid må en tilsette dobbelt så store kalkdoseringer for at nok magnesium skal utfelles (ved høy pH) for å få partikulært fosfor til å sedimentere. Det kan derfor være interessant å øke magnesium innholdet i avløpsvannet både ved tilsetning av magnesium i form av magnesiumklorid eller dolomittkalk. Alternativt kan en tilsette polyelektrolytter for å øke fnokkenes sedimenteringshastighet.

2. Undersøkelser vedrørende slambehandlingen.

2.1 Slammets stabilitet.

Undersøkelser i forbindelse med kalkstabilisering har indikert at kalkfelt slam i motsetning til kalkstabilisert slam er kjemisk stabilt for en lengre periode (30 dager). Det vil derfor være nyttig å undersøke nærmere disse forhold fordi dette i praksis kan bety at ingen separat stabiliseringsprosess er nødvendig når kalkfelling anvendes.

2.2 Slammets bakteriologiske forhold.

Det er dokumentert mange steder at høy pH i et slam vil føre til bedret bakteriologisk kvalitet. Det er viktig å bringe klarhet i en mer detaljert oversikt over hvilke resultater som kan forventes i et kalkfelt slamprodukt.

2.3 Slammets avvanningsegenskaper.

Fortykkings- og avvanningsegenskaper i kalkfelt slam er kjent for å være gode. Erfaringer har vist at det er mulig å oppnå høye tørrstoff konsentrasjoner i kalkfelt slam både i fortykkingstrinnet og i avvanningstrinnet. Dette skulle tilsi at enkle avvanningsmetoder som f.eks. tørkesenger eller filterduk bør kunne anvendes, som gir interessante muligheter for små renseanlegg.

På den annen side vil innblanding av sjøvann føre til økt innhold av magnesiumhydroksyd, og dette kan forringe kalkslammets avvanningsegenskaper.

2.4 Slammets anvendelse i jordbruk.

Kalkfelt slam har flere egenskaper som gjør at en anvendelse i jordbruk bør undersøkes nærmere.

Kalkfelt slam uten biologisk stabilisering kan i prinsippet betraktes som et råslam, men vil som tidligere omtalt være kjemisk stabilt i en periode som er lengre enn den normale oppholdstid slammet har i et renseanlegg. Det vil være svært viktig å undersøke hvilken effekt denne slamtype vil ha i en jordresipient.

I tillegg kan det være viktig å bringe klarhet i hvilke komposterings effekter som kan oppnås i et slikt slam, f.eks. ved lagring i hauger.

3. Fellingsprodukter og fellingsmekanismer.

Det er viktig å bringe klarhet i hvilke fellingsprodukter og fellingsmekanismer som virker i forbindelse med kalk- og sjøvannsfelling. Den foreliggende rapport har gitt resultater som sier en del om disse forhold. Det er mulig å bearbeide disse data videre, men det er også viktig å foreta flere undersøkelser på dette området.

---o0o---