

Industrivannets innvirkning ved Rambekk kjemiske kloakkrenseanlegg

Fellingskemikalier
Hydrauliske forhold

Sivilingeniør Jens-Erik Pettersen
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg



HPA-22/76

Blindern, Juni 1980

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-79017
Undernummer:	
Løpenummer:	1224
Begrenset distribusjon:	åpen

Rapportens tittel: Industriavløpsvannets innvirkning på Rambekk kjemiske kloakkrenseanlegg. Fellingskjemikalier. Hydrauliske forhold.	Dato: Juni 1980
	Prosjektnummer: HPA-22/75 NIVA 0-79017
Forfatter(e): Jens-Erik Pettersen	Faggruppe:
	Geografisk område: Oppland (Gjøvik)
	Antall sider (inkl. bilag): 85

Oppdragsgiver: NTNFs UTVALG FOR DRIFT AV RENSEANLEGG	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): B-mr.: " gr.15 1521,5969
---	---

Ekstrakt: Se Utvalgets referat

4 emneord, norske:
1. Kjemisk felling
2. Industriavløp
3. Hydraulisk belastning
4. Jar-test
Rambekk
Gjøvik

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

.....
Prosjektleders sign.:

.....
Seksjonsleders sign.:

.....
Instituttstjefs sign.:

ISBN 82-577-0297-8

Forord

Mange kommunale renseanlegg som mottar større mengder industriavløpsvann har store driftsproblemer. Hovedårsakene til dette er at anleggene ikke har de rette prosesskombinasjoner og at det ikke er tatt de nødvendige foranstaltninger under prosjekteringen. Ved de fleste anlegg er det avløpsvann fra næringsmiddelindustri som skaper de største driftsproblemer. I kjemiske fellingsanlegg vil det organiske stoff forstyrre fellingsprosessen og gi dårlige rensresultater både med hensyn på organisk stoff og fosfor.

Ved Rambekk renseanlegg som renses avløpsvannet fra Gjøvik by ble rensresultatene betydelig dårligere i 1978/79, da større områder av byen ble tilknyttet. Det ble antatt at større industriavløp som da ble tilkoblet var en av hovedårsakene til de dårlige resultater.

For å undersøke disse forholdene nærmere, fikk Norsk institutt for vannforskning i oppdrag å utføre omfattende undersøkelser ved anlegget for å kartlegge industriavløpsvannets innvirkning på rensresultatene. Alternative fellingskjemikalier skulle undersøkes og det skulle foretas en vurdering av de hydrauliske forhold ved anlegget.

Ole Jakob Johansen (sign.)
NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg

Blindern, juni 1980

Innholdsfortegnelse

	Side:
FORORD	2
FIGURFORTEGNELSE	5
TABELLFORTEGNELSE	7
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	8
1. INNLEDNING	12
1.1 Orientering	12
1.2 Formål	12
2. BESKRIVELSE AV ANLEGGET	14
3. HYDRAULISK BELASTNING OG RENSERESULTATER	17
3.1 Kontroll av vannføringsmåleren	17
3.2 Registrert gjennomsnittsvannføring	18
3.3 Renseresultater	18
4. SEPTISK SLAM OG SLAMVANN	20
5. BESKRIVELSE AV INDUSTRI TILKOPIET RAMBEKK RENSEANLEGG	21
5.1 Gjøvik meieri	21
5.2 Hedmark og Oppland slakteri	22
5.3 Holmen brenneri	24
6. INNVIRKNING AV INDUSTRIAVLØP VED RENSEANLEGGET	25
6.1 Forventet innvirkning av industriavløp	25
6.1.1 Tidligere erfaringer	25
6.1.2 Innvirkning av avløp fra Gjøvik meieri og Hedmark-Oppland slakteri på felling av kommunalt avløp - jar-test	26
6.2 Analyser av avløpsvann ved renseanlegget i periode med lav vannføring	36
6.3 Konklusjon	37
7. VURDERING AV FLOKKULERINGSFORHOLDENE I ANLEGGET	38
8. VURDERING AV ALTERNATIVE FELLINGSKJEMIKALIER - FORSØK I JAR-TEST	39
8.1 Fellingskjemikalier	39
8.2 Avløpsvann	39
8.3 Utførelse av jar-test	40
8.4 Resultater	40
8.5 Konklusjon	45

9.	KONTROLL AV KONSTRUKSJONSMESSIG UTFORMING AV ANLEGGETS KJEMISKE DEL	46
9.1	Flokkuleringsbasseng	46
9.2	Innløpsarrangement til sedimenteringsbasseng	49
9.3	Utløpsrenner	49
10.	ENDRINGER I ANLEGGETS KJEMISKE DEL	50
10.1	Reduksjon av hastighet på omrører i andre flokkuleringsbasseng	50
10.2	Endring av innløp til sedimenteringsbassengene	50
11.	FORSØK I FULLSKALA	52
11.1	Innledning	52
11.2	Deling av anleggets kjemiske del i to parallelle linjer	52
11.3	Hydraulisk belastnings betydning for utløpskvalitet ved felling med aluminiumsulfat	52
11.3.1	Kjemikaliedosering	54
11.3.2	Prøvetaking, analyser og registreringer	54
11.3.3	Fordeling av hydraulisk belastning	55
11.3.4	Resultater	56
11.3.5	Konklusjon	60
11.4	Sammenlikning av felling med aluminiumsulfat og jernklorid	60
11.4.1	Innledning	60
11.4.2	Fellingskjemikalier og doseringsmengder	60
11.4.3	Erfaring med bruk av jernklorid	61
11.4.4	Kontroll av hydraulisk fordeling	62
11.4.5	Prøvetaking, registrering og analyser	64
11.4.6	Resultater	64
11.4.7	Konklusjon	72
12.	LITTERATUR	73
13.	BILAGSFORTEGNELSE	74

Figurfortegnelse

		Side:
Figur 2.1	Flyteskjema over vannveiene i renseanlegget	15
3.1	Gjennomsnittlig vannføring over døgnet og over arbeidsdagen	19
3.2	Totalfosfor og suspendert stoff i innløp og utløp fra renseanlegget, døgnblandprøver	19
6.1	Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt slakteriavløp - jar-test	31
6.2	Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt meieriavløp	32
6.3	Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt slakteri- og meieriavløp	34
6.4	Rensegrad mht totalfosfor ved felling av kommunalt avløp tilsatt hhv meieriavløp og meieri- og slakteriavløp	35
6.5	Totalfosfor og suspendert stoff i innløp og utløp fra renseanlegget i periode med lav vannføring	36
8.1	Reduksjon av totalfosfor og ortofosfat som funksjon av kjemikaliedose ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test	43
8.2	Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test	43
8.3	Reduksjon av turbiditet som funksjon av kjemikaliedose ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test	43
8.4	Fotografier av fellingsforsøk med aluminiumsulfat og jernklorid - jar-test	44
9.1	Plan av anleggets kjemiske del	47
9.2	Snitt av anleggets kjemiske del	48
10.1	Plan og snitt av innløp til ettersedimenteringsbasseng	51
11.1	Deling av anleggets kjemiske del i to parallelle linjer	53
11.2	Totalfosfor i rensed avløp som funksjon av overflatebelastning	57

Side:

11.3	Suspendert stoff i rensset avløp som funksjon av overflatebelastning	57
11.4	Sammenhørende verdier av totalfosfor og turbiditet i rensset avløpsvann	59
11.5	Frekvenskurver for turbiditet i rensset avløpsvann	59
11.6	Tracerkurver fra utløp av linje 2 og linje 3	63
11.7	Totalfosfor og suspendert stoff ved felling med hhv aluminiumsulfat og jernklorid (2-timers blandprøver)	66
11.8	Totalfosfor og suspendert stoff ved felling med hhv aluminiumsulfat og jernklorid (døgnblandprøver)	67
11.9	Rensegrader av kjemisk oksygenforbruk ved felling med aluminiumsulfat og jernklorid	68
11.10	Frekvenskurver for turbiditet etter rensing med aluminiumsulfat og jernklorid	68
11.11	Siktedyp etter rensing med aluminiumsulfat og jernklorid	68
11.12	pH og turbiditet i rensset avløpsvann	70
11.13	Optimal pH-område for jernklorid	71
11.14	Frekvenskurver for pH i rensset avløpsvann	71

Tabellfortegnelse

		Side:
Tabell 4.1	Totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk i rejekt fra slambehandlingen	20
5.1	Forurensningskonsentrasjoner i avløpsvann fra Gjøvik meieri	21
5.2	Forurensningskonsentrasjoner i avløpsvann fra Hedmark-Oppland slakteri	23
6.1	Analyser fra fellingsforsøk med kommunalt avløp tilsatt industriavløp - jar-test	29
8.1	Analyser på avløpsvann fra Rambekk renseanlegg benyttet til jar-test	40
8.2	Analyser i forbindelse med jar-test på avløpsvann fra Rambekk renseanlegg	42
9.1	Hastighet på flokkuleringsomrørere	46

Sammendrag og konklusjoner

Rambekk renseanlegg som renser avløpet fra Gjøvik by er et mekanisk-kjemisk renseanlegg dimensjonert for 25 000 personekvivalenter og med en aktuell belastning tilsvarende ca 20 000 personekvivalenter.

Anleggets renseeffekt har tildels vært meget dårlig både med hensyn til totalfosfor og organisk stoff. Det ble antatt at industriavløp som tilføres anlegget kunne være årsaken til dårlig renseeffekt. Industriavløpet en antok var av betydning for renseresultatet var i første rekke avløp fra Gjøvik meieri, Hedmark og Oppland slakteri og Holmen brenneri. Av anleggets totale hydrauliske belastning utgjør meieriavløpet gjennom snittlig 4-5% og slakteriavløpet maksimalt ca 13-14%. Avløp fra brenneriet skal normalt ikke tilføres renseanlegget, men ukontrollerte utslipp har forekommet.

På grunnlag av erfaringer i laboratorieskala samt analyser av avløpsvann fra renseanlegget og industribedriftene har en vurdert betydningen av industriavløpets innvirkning på renseresultatene.

For å undersøke om eventuelt hydrauliske forhold kunne være medvirkende årsak til dårlig renseeffekt, har en kontrollert konstruksjonsmessig utforming av anleggets kjemiske del. Kontrollen viste at utløpsrennene var vesentlig kortere enn hva som anbefales i SFTs retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg og at hastigheten på vannstrømmen mellom flokkulerings- og sedimenteringsbassengene var forholdsvis høy. Innløpet til sedimenteringsbassengene ble endret slik at vannhastigheten ble redusert til ca 1/3 av det opprinnelige. Flokkuleringsforholdene i anlegget ble antatt å være ugunstige pga forholdsvis høy omdreinings hastighet på omrørere i siste flokkuleringskammer. Flokkuleringen ble forsøkt forbedret ved å redusere hastigheten på omrørere i ett flokkuleringskammer.

For om mulig å kunne bedre renseeffekten har en på grunnlag av vurdering av alternative fellingskjemikalier i jar-test sammenliknet renseresultater ved felling med jernklorid og aluminiumsulfat ved forsøk i fullskala.

For å klarlegge om utvidelse av renseanlegget var nødvendig, har en vurdert sammenhengen mellom renseresultat og hydraulisk belastning.

Undersøkelsene har resultert i følgende konklusjoner:

1. Ved felling med aluminiumsulfat ved Rambekk renseanlegg dannes fnokker som er følsomme overfor hydraulisk påkjenning. Det er sannsynlig at industriavløpet er en medvirkende årsak til dårlig fnokkdannelse. Forsøk på å bedre flokkuleringsforholdene ved å redusere hastighet på omrører i andre flokkuleringskammer, resulterte ikke i bedret fnokkoppbygging.
2. Erfaringer i jar test indikerer at av industriavløp som tilføres anlegget vil meieri- og brenneriavløpet kunne medføre vesentlig reduksjon i renseeffekt, mens slakteriavløpet sannsynligvis har mindre betydning.
3. I en periode med lav vannføring i renseanlegget har en oppnådd gode renseresultater. Renseanlegget er i denne perioden tilført forholdsvis store mengder meieri- og slakteriavløp, hvilket indikerer at dårlig renseeffekt ikke primært er forårsaket av dette avløpet. Det er imidlertid sannsynlig at industriavløpet gjennom påvirkning av fnokkegenskapene medfører at renseeffekten blir mer følsom overfor variasjoner i hydraulisk belastning.
4. Renseresultater som er oppnådd under fullskala forsøk indikerer at renseeffekten er blitt vesentlig bedre i løpet av forsøksperioden. Det er sannsynlig at utvidelse av innløpet til ettersedimenteringsbassengene er medvirkende årsak til bedret renseeffekt fordi hastigheten på vannstrømmen før endringen var så stor at den medførte oppbryting av fnokker.
5. Vurdering av hydraulisk belastnings innvirkning på renseresultat har gitt følgende resultat:

Gjennomsnittlig overflatebelastning lik $0.62 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ tilsvarende vannføring lik $386 \text{ m}^3/\text{h}$ har resultert i at konsentrasjoner av totalfosfor i rensed avløpsvann har variert mellom ca $0.15\text{--}0.45 \text{ mg/l}$, mens gjennomsnittlig overflatebelastning lik $1.1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ tilsvarende vannføring lik $685 \text{ m}^3/\text{h}$ har resultert i variasjoner av totalfosfor mellom ca $0.3\text{--}0.8 \text{ mg/l}$. Det er grunn til å anta at totalfosforkonsentrasjonen i rensed avløpsvann vil være høyere enn 0.5 mg/l ved belastninger opp mot dimensjonerende vannmengde ($750 \text{ m}^3/\text{h}$) tilsvarende overflatebelastning lik $1.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Pga relativt korte utløpsrenner vil belastninger over dimensjonerende vannmengde sannsynligvis kunne føre til vesentlig reduksjon i renseeffekt.

6. Vurdering av om bedre renseeffekt kunne oppnås ved felling med jernklorid eventuelt jernklorid/kalk i stedet for aluminiumsulfat med forsøk i jar test ga følgende resultat:

- Felling med jernklorid/kalk medførte dårligere renseeffekt enn felling med aluminiumsulfat.
- Ved felling med jernklorid ble det dannet større fnokker med vesentlig høyere sedimenteringshastighet enn ved bruk av aluminiumsulfat. En antok derfor at renseeffekten i renseanlegget kunne bedres ved bruk av jernklorid.

7. Sammenlikning av felling med jernklorid og aluminiumsulfat i fullskala ga følgende resultat:

- Renseeffekten har vært god både ved bruk av jernklorid og aluminiumsulfat med konsentrasjoner av totalfosfor i døgnblandprøver under 0.3 mg/l i rensed avløpsvann.
- Konsentrasjoner av totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk i rensed avløpsvann har i samtlige prøver vært lavest ved felling med jernklorid.
- Kontinuerlig registrering viser at turbiditeten i rensed avløpsvann gjennomgående har vært lavest ved felling med jernklorid.

- Felling med jernklorid har gitt vesentlig bedre siktedyp.
- Optimal fellings-pH for jernklorid synes å ligge i området 5.5 til 6.0.
- Forbruk av jernklorid (i volumenhet) vil sannsynligvis være under 35% større enn forbruk av aluminiumsulfat (i vektenhet).
- Ved felling med jernklorid har en ikke oppnådd så god fnokkoppbygging som observert i jar-test. Dette skyldes sannsynligvis ugunstige flokkuleringsforhold i anlegget. Visuell sammenlikning av aluminium- og jernfnokkene indikerer imidlertid at renseeffekten sannsynligvis vil være mindre følsom overfor variasjoner i hydraulisk belastning ved bruk av jernklorid pga dannelse av mer kompakte fnokker.

1. Innledning

1.1 Orientering

Rambekk renseanlegg er et mekanisk-kjemisk renseanlegg dimensjonert for 25 000 personekvivalenter. Anlegget renser avløpsvannet fra Gjøvik by. Anlegget har vært lavt belastet (ca 5 000 p.e.) inntil slutten av 1978 da et større område av byen ble tilkoblet. Dette forårsaket også at renseanlegget ble belastet med betydelig industriavløp. Den økte tilkobling som var antatt å tilsvare 15 000 personekvivalenter førte til at renseanleggets renseeffekt sank betraktelig både med hensyn til fosfor og organisk stoff. Renseresultatene var imidlertid langt dårligere enn den hydrauliske belastning skulle tilsi.

Det ble derfor antatt at problemene kunne være forårsaket av industriavløp som tilføres anlegget. Industri som er tilknyttet kommunalt nett og som en antok kunne innvirke på fellingen er A/S Hedmark og Oppland slakterier og Gjøvik meieri. Holmen brenneri som også ligger i Gjøvik har eget renseanlegg. Det er imidlertid gjort observasjoner ved Rambekk som tyder på at avløp fra brenneriet er blitt tilført kommunalt avløpsnett.

Anlegget har mottak av septisk slam. Slamvann som tilføres vannveiene i renseanlegget vil også kunne ha negativ innvirkning på fellingsprosessen.

At slamflukten fra ett sedimenteringsbasseng var vesentlig mindre enn fra de øvrige kunne tyde på at evt. forskjeller i konstruksjonsmessig utforming, flokkuleringsforhold eller hydrauliske forhold også kunne være medvirkende årsak til problemene ved anlegget.

1.2 Formål

Norsk institutt for vannforskning fikk i oppdrag av NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg å få klarlagt hovedproblemene til de dårlige renseresultater og foreslå mottiltak. Det ble antatt at de relativt store tilførsler av industriavløpsvann var hovedårsaken til de dårlige renseresultatene. Det skulle derfor legges stor vekt på å få klarlagt dette. For å bedre fellingsresultatene skulle forskjellige fellingskjemikalier benyttes under varierende forhold.

For å klarlegge om utvidelse av renseanlegget var nødvendig skulle sedimenteringsbassengene drives ved forskjellig hydraulisk belastning. En skulle derfor finne en sammenheng mellom renseresultat og hydraulisk belastning. Det skulle foretas en vurdering av anleggets dimensjonering og utforming. Dette var særlig viktig for å klarlegge ugunstige strømningsforhold.

2. Beskrivelse av anlegget

Rambekk renseanlegg er et sekundærfellingsanlegg bygget i 1974. Fig. 2.1 viser flytskjema over vannveiene i anlegget. Mekanisk del (sandfang og forsedimentering) består av to parallelle linjer og kjemisk del av fire parallelle linjer. Anlegget har mottak for septikslam. Frem til høsten 1979, da nytt septikmottak ble tatt i bruk, ble ett sandfang benyttet som luftet lagertank for septik.

Avvanning av fortykket slam foregår i to silbåndpresser. Før avvanning blir septik og internt slam fra anlegget blandet, da dette bedrer avvanningsegenskapene til det interne slammet.

Vannføringen blir målt i parshallrenne som er plassert etter utløp fra forsedimentering.

Alle renseprosesser behandler samme avløpsmengde da det kun er overløp før innløpet til renseanlegget.

Dimensjoneringsgrunnlaget er:

Antall personekvivalenter	:	25 000 pe.
Dimensjonerende tilrenning	:	$Q_{\text{dim}} = 750 \text{ m}^3/\text{h}$
Maksimal tilrenning	:	$Q_{\text{maks}} = 1500 \text{ m}^3/\text{h}$

Overflatebelastninger ved Q_{dim} :

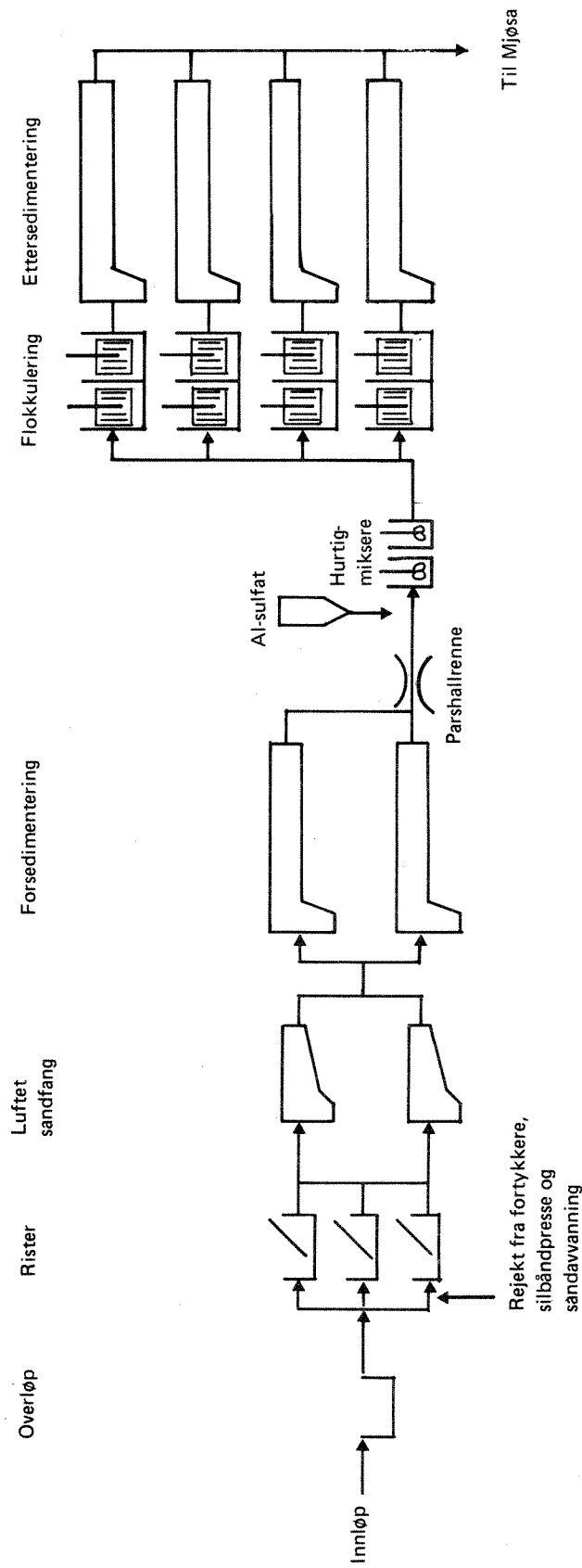
Forsedimentering	:	$2.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$
Ettersedimentering	:	$1.2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$

Oppholdstider ved Q_{dim} :

Forsedimentering	:	1.2 timer
Ettersedimentering	:	2.5 timer

Som fellingskjemikalie benyttes aluminiumsulfat. Aluminiumsulfaten leveres anlegget i tørr form og løses i vann før dosering i anlegget.

Både AVR og Lysaker-aluminium har vært benyttet.



Figur 2.1 Flyteskjema over vannveiene i Rambekk renseanlegg.

Doseringen skjer proporsjonalt med vannføringen og er pH-regulert. pH-reguleringen trer i kraft når pH i flokkuleringsbassengene blir lavere enn 5.8. Doseringsmengden reduseres da til en på forhånd valgt prosent av proporsjonaldoseringen. Når pH overstiger 6.2 vil "normal" proporsjonal dosering igjen tre i kraft.

3. Hydraulisk belastning og renseresultater

3.1 Kontroll av vannføringsmåleren (parshallrenna)

Ved oppstartning av prosjektet i mars 1979 ble det opplyst at vannføringsmåleren var kontrollert. Data for vannmengderegistrering viste at vannføringen tildels var meget høy. I nedbørsperioder ble registrert vannmengder på 20-25000 m³ pr. døgn som tilsvarer 830-1040 m³/h i gjennomsnitt over døgnet (konf. $Q_{dim} = 750 \text{ m}^3/\text{h}$).

Under "normale" forhold er registrert døgnvannmengde ca 18000 m³ tilsvarende 750 m³/h i gjennomsnitt pr. døgn. Under prosjektets fremdrift gikk en ut fra at en vesentlig årsak til problemene ved anlegget var høy vannføring. Under de avsluttende fullskalaforsøkene fikk en mistanke om at måleren allikevel var gal fordi registrert kjemikaliedosering var usannsynlig lav i forhold til alkaliteten i avløpsvannet. Vannføringen ble derfor kontrollert.

Kontrollen ble utført ved å senke vannstanden i en linje av anleggets kjemiske del. Avløpsvannet ble ledet utenom anlegget mens en åpnet slusen for den ene linjen og stengte de tre øvrige.

Ved å lede alt avløpet inn i den ene linjen og samtidig registrere antall kubikk-meter som passerte parshallrenna i følge vannmengdetelleverk og hvor mange kubikk-meter som ble fyllt i bassenget kunne en sammenlikne virkelig og registrert vannmengde.

Ved kontrollmålingen fant en følgende:

Fyllt volum i bassenget	:	292 m ³
Registrert volum ved telleverk	:	420 m ³

Dvs at virkelig vannføring bare er 70% av hva som blir registrert.

Det tok 35 minutter å fylle bassenget (gj.sn. vannføring 500 m³/h), en har god kontroll på volumet som ble fyllt. Kontrollen gir derfor god nøyaktighet.

Samtlige vannmengder som er registrert er derfor i det følgende korrigeret med en faktor på 0.7.

3.2 Registrert gjennomsnittsvannføring

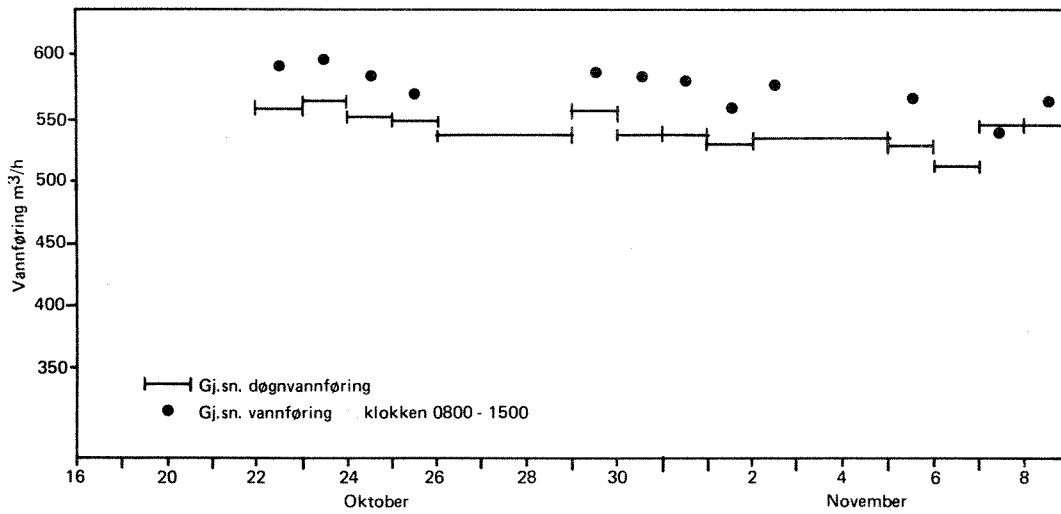
Fig. 3.1 viser gjennomsnittlig vannføring over døgnet og over arbeidsdagen (kl. 0800-1500) i periode med "normal" nedbør. Gj.sn. døgnavannføring er ca $550 \text{ m}^3/\text{h}$. Gjennomsnittet over dagen er ca $570 \text{ m}^3/\text{h}$.

Under perioder med nedbør ligger vannføringen i området $580-730 \text{ m}^3/\text{h}$ i gjennomsnitt pr. døgnet.

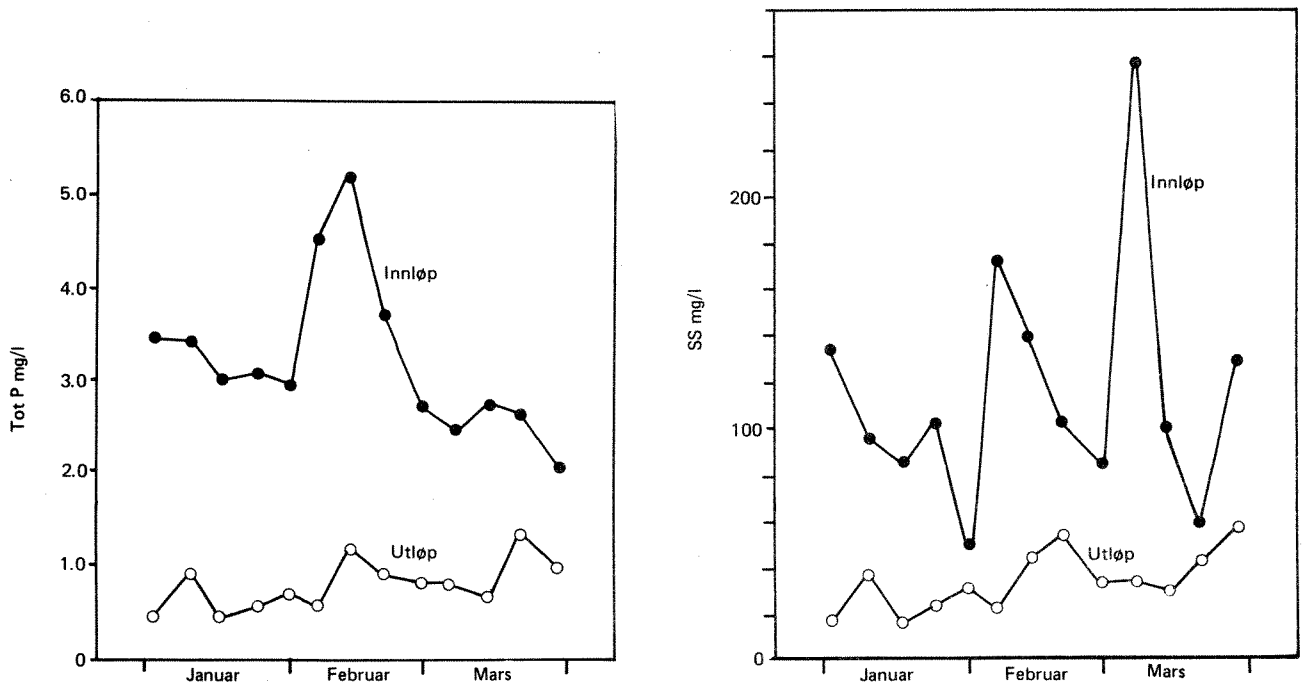
3.3 Renseresultater

I løpet av høsten 1978 ble det ved renseanlegget observert markert økning i konsentrasjoner av totalfosfor og suspendert stoff i utløpet av anlegget.

Fig. 3.2 viser total-fosfor og suspendert stoff i døgnblandprøver for hhv innløp og utløp fra anlegget de tre første månedene av 1979. Ved god drift bør konsentrasjonene av totalfosfor være lavere enn 0.5 mg/l og suspendert stoff lavere enn $20-30 \text{ mg/l}$. Døgnblandprøvene viser at konsentrasjonene tildels er vesentlig høyere enn disse verdiene.



Figur 3.1 Gjennomsnittlig vannføring over døgnet og over arbeidsdagen.



Figur 3.2 Total-fosfor og suspendert stoff i innløp og utløp fra renseanlegget, døgnblandprøver.

4. Septisk slam og slamvann

- Septisk slam

Iflg. fakturaer mottas gjennomsnittlig ca 60 m³ septikslam pr. døgn. En antar at tilført mengde enkelte dager kan være vesentlig høyere.

- Slamvann fra fortykkere

Slamvann fra fortykkere og rejekt fra silbåndpresser blir tilført avløpsvannet ved innløp til renseanlegget. Tilførselen foregår det meste av arbeidsdagen.

Anslått mengde er gjennomsnittlig ca 25 m³/h. Dette tilsvarer ca 4% av "normal" vannføring i anlegget (konfr. pkt. 3.2). Tabell 4.1 viser analyser av kjemisk oksygenforbruk og totalfosfor fra noen prøver av rejektivannet. Prøvene er tatt som stikkprøver.

Tabell 4.1 Totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk i rejekt fra slambehandling, stikkprøver.

Dato	Tot-P mg/l	KOF mg/l
29/6	4.4	823
29/4	2.03	1399
29/11	2.63	625

5. Beskrivelse av industri tilkople Rambekk renseanlegg

De viktigste industriavløp som kan ha innvirkning på fellingsprosessen ved renseanlegget er avløp fra Hedmark og Oppland slakteri og Gjøvik meieri. Holmen brenneri som også ligger i Gjøvik har eget renseanlegg. Observasjoner ved Rambekk tyder imidlertid på at utslipp fra brenneriet til kommunalt avløpsnett forekommer.

I det følgende gis en karakterisering av bedriftene som bygger på opplysninger fra Mjøsaksjonen og fra de enkelte bedrifter.

5.1 Gjøvik meieri

Konsesjon

Bedriften har konsesjon for produksjon av 1200 tonn konsummelk, 100 tonn ost og 80 tonn smør pr. år.

Rensing

Bedriften har ingen intern behandling av avløpsvannet.

Karakterisering av avløp

Tabell 5.1 viser resultater av måling utført av Norske melkeprodu-senters landsforbund den 26.6.1979.

Tabell 5.1 Forurensningskonsentrasjoner i avløpsvann fra Gjøvik meieri 26.6.1979.

pH	BOF ₇ mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	SS mg/l	Vannføring m ³ /d
11.25	1750	3330	31.5	2700	135.5

Vannforbruk i perioden 6.6.-26.6.1979 er ved avlesing av vannmåler registrert til gj.sn. 225 m³/d.

NML har følgende bemerkninger angående produksjonen den 26.6.:

- Vannforbruket (i overkant av 3 liter pr. liter behandlet melk) bør kunne reduseres betraktelig.
- Stikkprøver av filtratet fra hyperfiltreringsanlegget viste en KOF-verdi på 1320 mg O/l. Ved god drift av apparatet burde KOF-verdien vært lavere enn 400-550 mg O/l.
- I tapperiet ble det registrert hyppig spill av melk ved tappemaskinene for konsummelk. Maskinene var ikke utstyrt med oppsamlingsmuligheter for melkespill. Spillet føres ut i eget avløp og er ikke inkludert i målingene.
- Kjølevann for tappemaskinene ble ikke avstengt når maskinene ikke var i bruk.
- pH-målingene viste variasjon fra 4.5 til 12.5, men lå for det meste på den alkaliske siden (tillatt pH-variasjon 6-9).
- Utslipp av organisk stoff var ca 5 ganger større enn kravet i utslippstillatelsen.

Gjennomsnittlig vannforbruk ved meieriet er ca 28 m³/h (225 m³ fordelt over 8 timer). Dette tilsvarer ca 4-5% av den totale hydrauliske belastning ved Rambekk renseanlegg.

5.2 Hedmark og Oppland slakteri

Konsesjon

Bedriften har konsesjon for produksjon av 1600 tonn storfe, sau-, hesteklakt, 3000 tonn griseslakt og 450 tonn foredlet vare pr. år.

Rensing

Avløpet passerer roterende sil og fettfang før tilførsel til kommunalt nett.

Karakterisering av avløp

Tabell 5.2 viser resultater av måling utført av Hedmark og Oppland slakteri den 14.5.-16.5.1979.

Tabell 5.2 Forurensningskonsentrasjoner i avløpsvann fra Hedmark og Oppland slakteri 14.5.-16.5.1979. Proporsjonalblandprøver.

Parameter \ Dato	14.5.	15.5.	16.5.
pH	6,3	6,7	7,5
BOF ₇ mg O/1	850	760	1000
KOF mg O/1	1580	1530	1830
Tot-P mg/l	10,4	8,4	13,6
SS mg/l	512	369	334
Vannføring m ³ /d	137	140	130

Gjennomsnittlig vannforbruk registrert ved avlesning av vannmåler i perioden 17.3.-3.5.1979 er 185 m³/d varierende fra 140 m³/d til 200 m³/d.

Mjøsaksjonen har følgende bemerkninger til bedriften:

- Bedriften har i store trekk gjennomført de krav til interne tiltak som den er pålagt. Sil og fettfang ser ut til å fungere tilfredsstillende.
- Produksjonen var i 1978 4970 tonn slakt. Bedriften har konsesjon på produksjon av 4600 tonn, dvs en overskridelse av konsesjonsrammen på 8%.

- Utslippet av organisk stoff pr. tonn slakt beregnet fra målinger 14.5.-16.5.1979 ligger under krav i utslippstillatelsen (3.7-4.5 kg BOF₇/tonn mot tillatt 5 kg BOF₇/tonn).
- Det påpekes at
 - 1) Blodoppsamlingen kan forbedres betraktelig.
 - 2) Selvlukkende kraner er ikke montert.

Hydraulisk belastning på Rambekk renseanlegg

Avløpet fra slakteriet pumpes til kommunalt nett. Pumpekapasiteten er 75 m³/h. Avløpsmengde tilført kommunalt nett er pr. pumpestart ca 3.5 m³. Maksimal hydraulisk belastning fra slakteriet på Rambekk renseanlegg utgjør 13-14% av renseanleggets totale vannføring. Pga utjevning i ledningsnett og forsedimentering vil belastningen på anleggets kjemiske del normalt være lavere.

5.3 Holmen brenneri

Produksjon

Bedriften har konsesjon for produksjon av:

- 400 000 liter sprit (2400 tonn poteter/år)
- 1 500 tonn potetflakes (56 000 tonn poteter/år)
- 2 000 tonn pommes frites (6 100 tonn poteter/år)

Bedriften har produksjon fra midten av august til midten av juni.

En har ikke grunnlag for å si hvor store mengder av avløpet fra brenneriet som tilføres kommunalt nett og hvor ofte dette skjer.

6. Innvirkning av industriavløp ved renseanlegget

I det følgende gis en oppsummering av hvilken innvirkning en kan forvente av industrien som er tilkopleet renseanlegget.

Erfaringene bygger på forsøk i laboratorieskala. Ut fra disse erfaringene, samt målinger utført ved anlegget, har en vurdert betydningen av industriavløpets innvirkning på fellingsprosessen i anlegget.

6.1 Forventet innvirkning av industriavløp

6.1.1 Tidligere erfaringer

Det er tidligere utført fellingsforsøk i jar-testapparat for å vurdere hvilken innvirkning industriavløp kan ha på fellingen i kommunale renseanlegg (PRA 2.6, Berglind (4)).

Erfaringer fra forsøkene ved felling av hhv meieri-slakteri- og brenneriavløp med aluminiumsulfat som fellingskjemikalium er kort referert:

Slakteriavløp:

20% innblanding i kommunalt avløp ga ingen vesentlig økning i restkonsentrasjonen av totalfosfor i forhold til felling av ren kloakk.

Meieriavløp:

Totalfosfor etter felling økte fra 0.3 mg/l til 2.2 mg/l ved tilsats av 10% meieriavløp til kommunalt avløp. Konsentrasjonene av kjemisk oksygenforbruk og totalfosfor i meieriavløpet som ble benyttet av Berglind var under det halve av tilsvarende parametere målt i avløpet fra Gjøvik meieri (tabell 5.1). Et mer konsentrert meieriavløp vil derfor innvirke betydelig på felling av kommunalt avløp ved blandingsforhold som er vesentlig lavere enn 10%.

Brenneriavløp:

10% innblanding av brenneriavløp til kommunalt avløp førte til at rensegraden mht totalfosfor ble redusert til 0%, dvs ingen reduksjon.

Innholdet av suspendert stoff etter felling var også meget høyt (148 mg/l).

Dette indikerer at brenneriavløp i meget små mengder kan gi vesentlig reduksjon i rensegrad ved kjemiske renseanlegg. Det antas at det er dranken som vil ha størst innvirkning på fellingen. Utslipp av frukt- vann fra potetchipsfremstillingen vil også forstyrre kjemisk felling vesentlig.

6.1.2 Innvirkning av avløp fra Gjøvik meieri og Hedmark-Oppland slakteri avd. Gjøvik på felling av kommunalt avløpsvann - jar test

Avløpsvann benyttet til forsøkene

Analysen av avløpsvann er gitt i tabell 6.1

Kommunalt avløp:

Avløpsvannet ble hentet fra pumpestasjon P1 i Gjøvik som stikkprøve klokken 12.30. Pumpestasjonen har ikke tilførsel av industriavløp. Pga snøsmelting er avløpsvannet meget fortynnet.

Slakteriavløp:

Avløpsvannet ble hentet fra utløpskanalen fra slakteriets renseanlegg som stikkprøve. Ved tidspunkt for prøvetaking var det foregått slaktning av gris i ca tre timer.

Meieriavløp:

Avløpsvannet ble hentet under vasking av tappemaskin for fløte. Til vaskingen benyttet et kombinert vaske- og desinfeksjonsmiddel (Mimcombi) Vaskemiddelet er alkalisk og inneholder 2.5% fosfor.

Meieriavløpet hadde opprinnelig en pH lik 12,3 og alkalitet tilsvarende 188 mekv/l. Før jar-testen ble meieriavløpet nøytralisert med konsentrert svovelsyre til pH = 8,0. Dette reduserte alkaliteten til 71,4 mekv/l. Den høye alkaliteten er vesentlig forårsaket av vaskemiddelet. En prøve av spill fra tappemaskinen hadde alkalitet tilsvarende 6,6 mekv/l. Høy totalfosforkonsentrasjon (330 mg/l) er også vesentlig forårsaket av vaskemiddelet. Uten vaskemiddel er det sannsynlig at totalfosforinnholdet i avløpet ville vært ca 30 mg/l. Innholdet av ortofosfat er relativt lavt i forhold til hva en kan forvente i meieriavløp. Den lave ortofosfatkonsentrasjonen indikerer at nesten all fosforen foreligger i finpartikulær form.

Fellingsforsøket beskrevet her har resultert i meget høye fosforkonsentrasjoner etter felling (ca 17 mg/l ved 5% innblanding av meieriavløp i kommunalt avløp). Tilsvarende konsentrasjoner er ikke observert ved Rambekk renseanlegg. Meieriavløpet benyttet til fellingsforsøkene kan derfor ikke sies å være representativt for innvirkning av meieriavløp ved Rambekk, men vil forhåpentligvis kunne gjøre en nyttig erfaring i forbindelse med andre renseanlegg som har driftsproblemer forårsaket av meieriavløp.

Utførelse av fellingsforsøk

Avløpsvannet ble ristet opp i prøvekanne og fikk sedimentere i 30 minutter. Deretter ble det dekantert over på nye kanner. Til jar-testen ble benyttet 1250 ml begerglass som ble fylt med 1000 ml avløpsvann. Avløpsvannet ble ristet opp før fylling i begerglass. Jar-testen ble kjørt etter følgende prosedyre:

Hurtighetsomrøring:	100 omdr./min	: 1 min
Flokkulering	20 omdr./min	: 14 min
Sedimentering		: 20 min

Prøver av rensset avløpsvann ble tatt vha. hevert i en mengde av 500 ml. Analysering av ortofosfat, totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk (dikromat) er utført ved ANØs laboratorier etter standard metoder. pH er registrert umiddelbart etter jar-test.

Jar-test kombinasjoner

Som fellingsmiddel er benyttet jernklorid ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) i 2% løsning.

Følgende kombinasjoner av industriavløpsinnblanding i kommunalt avløp er undersøkt ved forskjellige kjemikaliedoseringer:

100% kommunalt avløp	Kjemikaliedose (mg/l Fe^{3+}) :	20, 6 og 31,0
100% slakteriavløp	"	31,0
100% meieriavløp	"	41,3
Kommunalt avløp tilsatt:		
5%, 10% og 15% slakteriavløp	"	20, 6 og 31,0
5%, 10% og 15% meieriavløp	"	31,0, 41,3 og 62,0
3%, 6% og 10% meieri- og slakteriavløp	"	31,0 og 62,0

20,6 mg/l Fe^{3+}	tilsvarende	100 mg/l $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
31,0 "	"	150 "
41,3 "	"	200 "
62,0 "	"	300 "

Resultater

Analyser av pH, ortofosfat, totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk fra samtlige fellingsforsøk er gitt i tabell 6.1.

- Felling av 100% slakteriavløp:

Felling med kjemikaliedose tilsvarende 31,0 mg/l Fe^{3+} (fellingpH = 4,6) gir reduksjon av ortofosfat på 52% og reduksjon av totalfosfor på 28%. En har ikke oppnådd noen reduksjon av kjemisk oksygenforbruk.

- Felling av 100% meieriavløp:

Felling med kjemikaliedose tilsvarende 41,3 mg/l Fe^{3+} (fellingpH = 7,9) har gitt god reduksjon av ortofosfat (98%). Reduksjonen av totalfosfor er bare 28%, og reduksjon av kjemisk oksygenforbruk 48%. Avløpsvannet var etter fellingsforsøk meget turbid. Sammenligning av forurensnings-

Tabell 6.1 Analysar fra fellingsforsøk med kommunalt avløp tilsatt indu-
striavløp - jar-test

% avløp	Kjemikalie- dose mg/l Fe ³⁺	pH	Alk mekv/l	Orto-P(filtr.)		Tot-P		KOF (Dikr.)	
				mg/l	% red.	mg/l	% red.	mg/l	% red.
100%K		7,4	1,16	1,27		2,47		85	
100%S		7,3	1,03	2,96		6,30		1305	
100%M		8,0	71,4	2,90		3,30		3165	
100%K	20,6	5,9		0,066	95	1,25	49	36	58
	31,0	4,3		0,012	99	2,12	14	75	12
100%S	31,0	4,6		1,42	52	4,57	27	1310	0
100%M	41,3	7,9		0,055	98	237,1	28	1650	48
5%S,95%K	20,6	5,8		0,009		0,19	93	75	49
	31,0	4,6		0,010		2,87	0	130	11
10%S,90%K	20,6	5,7		0,006		0,31	89	105	49
	31,0	4,5		0,013		2,36	17	190	8
15%S,85%K	20,6	5,8		0,005		0,30	90	150	44
	31,0	4,4		0,126		2,59	15	240	10
5%M,95%K	31,0	6,8		0,857		16,75	11	180	25
	41,3	6,6		0,553		17,35	8	160	33
	62,0	6,3		0,590		18,03	4	170	29
10%M,90%K	31,0	7,1		2,20		34,77	1	250	36
	41,3	6,9		2,04		34,06	3	255	35
	62,0	6,7		1,95		32,28	8	245	38
15%M,85%K	31,0	7,2		2,70		44,22	14	360	34
	41,3	7,1		2,81		44,30	14	345	37
	62,0	6,9		2,43		44,72	13	360	34
3%S,3%M,94%K	31,0	6,5		0,375		12,86	0	170	21
	62,0	5,3		0,008		0,44	96	75	65
6%S,6%M,88%K	31,0	6,8		0,815		18,86	16	240	30
	62,0	6,4		0,313		17,46	22	240	30
10%S,10%M,80%K	31,0	7,1		0,983		18,8	47	350	32
	62,0	6,7		0,865		21,9	38	330	36

M = Meieriavløp

S = Slakteriavløp

K = Kommunalt avløp

konsentrasjoner etter fellingsforsøk med innblanding av meieriavløp i kommunalt avløp, viser at restkonsentrasjonen av ortofosfat er vesentlig lavere ved felling av rent meieriavløp. Prosentvis reduksjon av totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk er også høyere ved felling av rent meieriavløp. Restkonsentrasjonene er imidlertid meget høye.

- Felling av kommunalt avløp tilsatt slakteriavløp:

Resultater fra fellingsforsøket er illustrert i figur 6.1. En har gjennomgående oppnådd dårligst renseresultat ved høyeste kjemikaliedose (31,0 mg/l Fe^{3+}). Det ble observert dårlig fnokkoppbygging ved denne doseringsmengden.

Ved kjemikaliedose tilsvarende 20,6 mg/l Fe^{3+} er reduksjonen av ortofosfat tilfredsstillende. Økning av slakteriavløpskonsentrasjonen fra 5% til 15% gir ingen signifikant endring av rensegraden for totalfosfor (ca 90%). Restkonsentrasjonen av kjemisk oksygenforbruk øker markant med økende slakteriavløpskonsentrasjon. Dette skyldes at slakteriavløpet har et vesentlig høyere innhold av organisk stoff enn kommunalt avløp. Den prosentvise reduksjonen er forholdsvis konstant, men med en tendens til dårligere rensegrad ved 15% slakteriavløpskonsentrasjon.

- Felling av kommunalt avløp tilsatt meieriavløp:

Resultater fra fellingsforsøket er illustrert i figur 6.2. Økning av meieriavløpskonsentrasjonen fra 5% til 15% har resultert i drastisk konsentrasjonsøkning av samtlige parametre. Prosentvis reduksjon av totalfosfor er meget dårlig allerede ved 5% meieriavløpskonsentrasjon. Fordobling av kjemikaliedosen fra 31,0 mg/l til 62,0 mg/l Fe^{3+} har ikke medført vesentlig endring i renseseffekt. Samtlige fellingsforsøk resulterte i et meget turbid avløpsvann. En medvirkende årsak til dårlig renseseffekt kan være for høy fellingspH som er forårsaket av meieriavløpets høye alkalitet. Det bemerkes at meieriavløpet brukt i disse jar-test-forsøk neppe er representative for det normale meieriavløp fra Gjøvik meieri, idet forurensningsparametrene er langt høyere enn normalt.

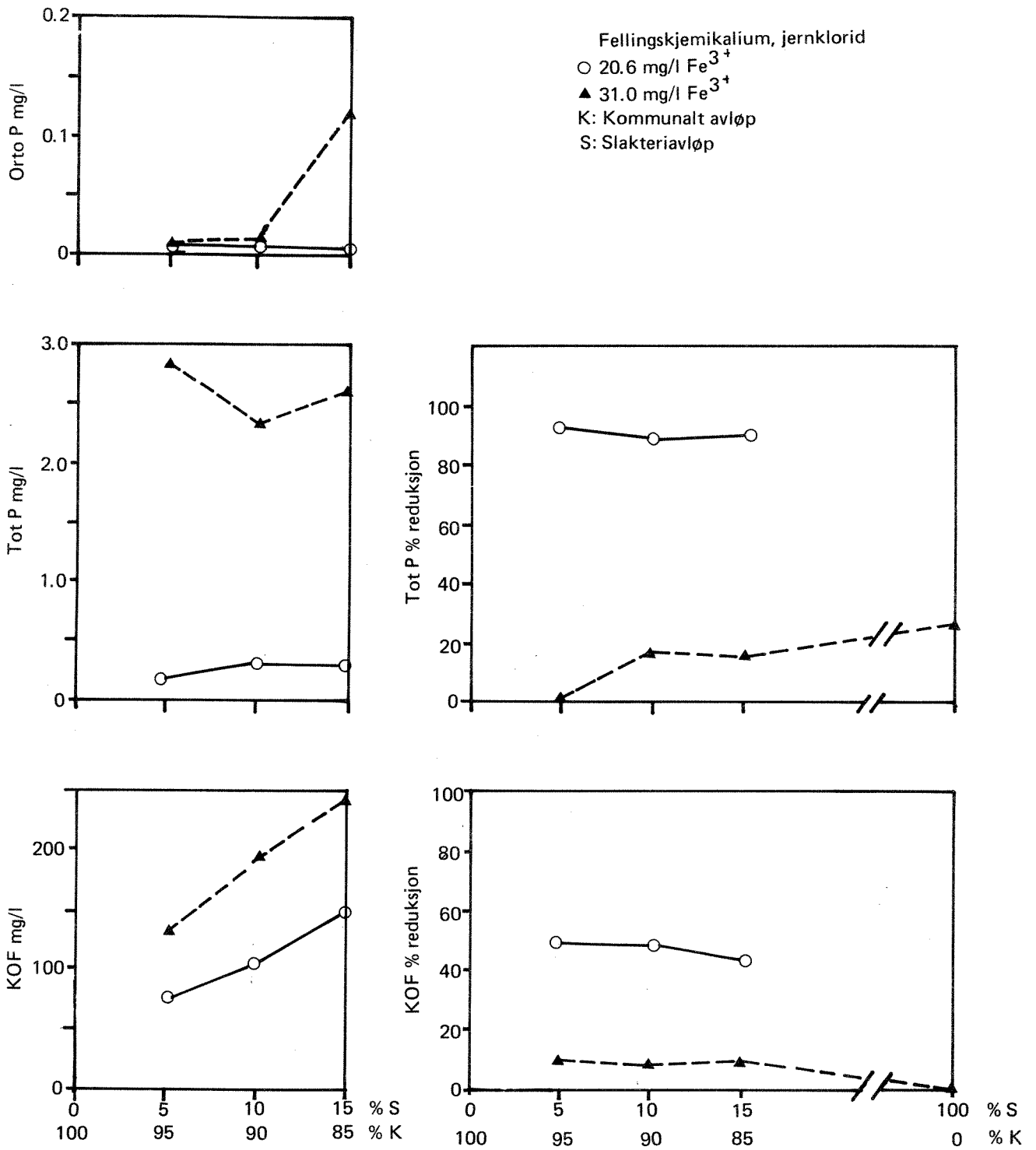


Fig. 6.1 Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt slakteriavløp - jar-test.

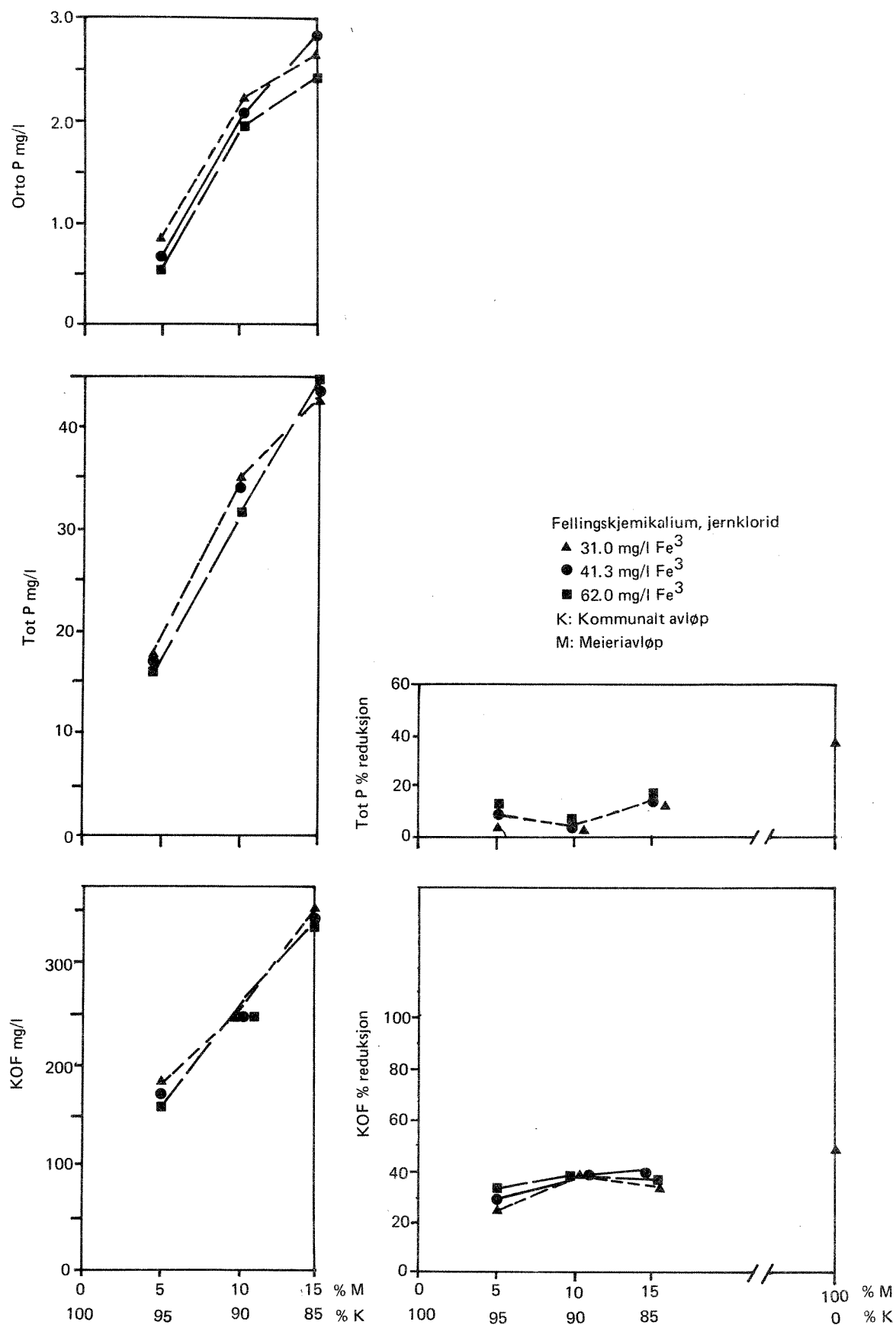


Fig. 6.2 Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt meieriavløp - jar-test.

- Felling av kommunalt avløp tilsatt meieri- og slakteriavløp:

Resultater fra fellingsforsøket er illustrert i figur 6.3.

Ved kjemikaliedose tilsvarende 31,0 mg/l Fe^{3+} har en ved å øke industriavløpskonsentrasjonen fra 6% til 20% (10% meieri- og 10% slakteriavløp) bedret renseeffekten mht. total-fosfor.

Restkonsentrasjonene er imidlertid for samtlige forurensningsparametre meget høye.

En fordobling av kjemikaliedosen til 62,0 mg/l Fe^{3+} har ved 6% industriavløpskonsentrasjon resultert i vesentlig høyere renseeffekt for samtlige parametre enn hva som ble oppnådd ved dose tilsvarende 31,0 mg/l Fe^{3+} .

Det gode renseresultatet kunne også observeres visuelt ved god fnokkoppbygging som resulterte i en klar vannfase. En økning i industriavløpskonsentrasjonen fra 6% til 12% har resultert i en drastisk reduksjon i renseeffekt.

Det er sannsynlig at høy fellings-pH er medvirkende årsak til dårlig renseeffekt. En ser av tabell 6.1 at fellings-pH ved 6% industriavløpskonsentrasjon og kjemikaliedose på 61,0 mg/l Fe^{3+} er vesentlig lavere enn ved de øvrige forsøkene.

Figur 6.4 viser rensegrader for totalfosfor ved felling av kommunalt avløp tilsatt meieriavløp sammenlignet med tilsvarende rensegrader for kommunalt avløp tilsatt meieri- og slakteriavløp.

Resultatene indikerer at slakteriavløpet kan ha positiv innvirkning på felling av meieriavløp: Ved blandingsforhold på 10% meieriavløp og 90% kommunalt avløp ble oppnådd bare 1% reduksjon av totalfosfor, mens et blandingsforhold på 10% meieriavløp, 10% slakteriavløp og 80% kommunalt avløp ga 47% reduksjon av totalfosfor.

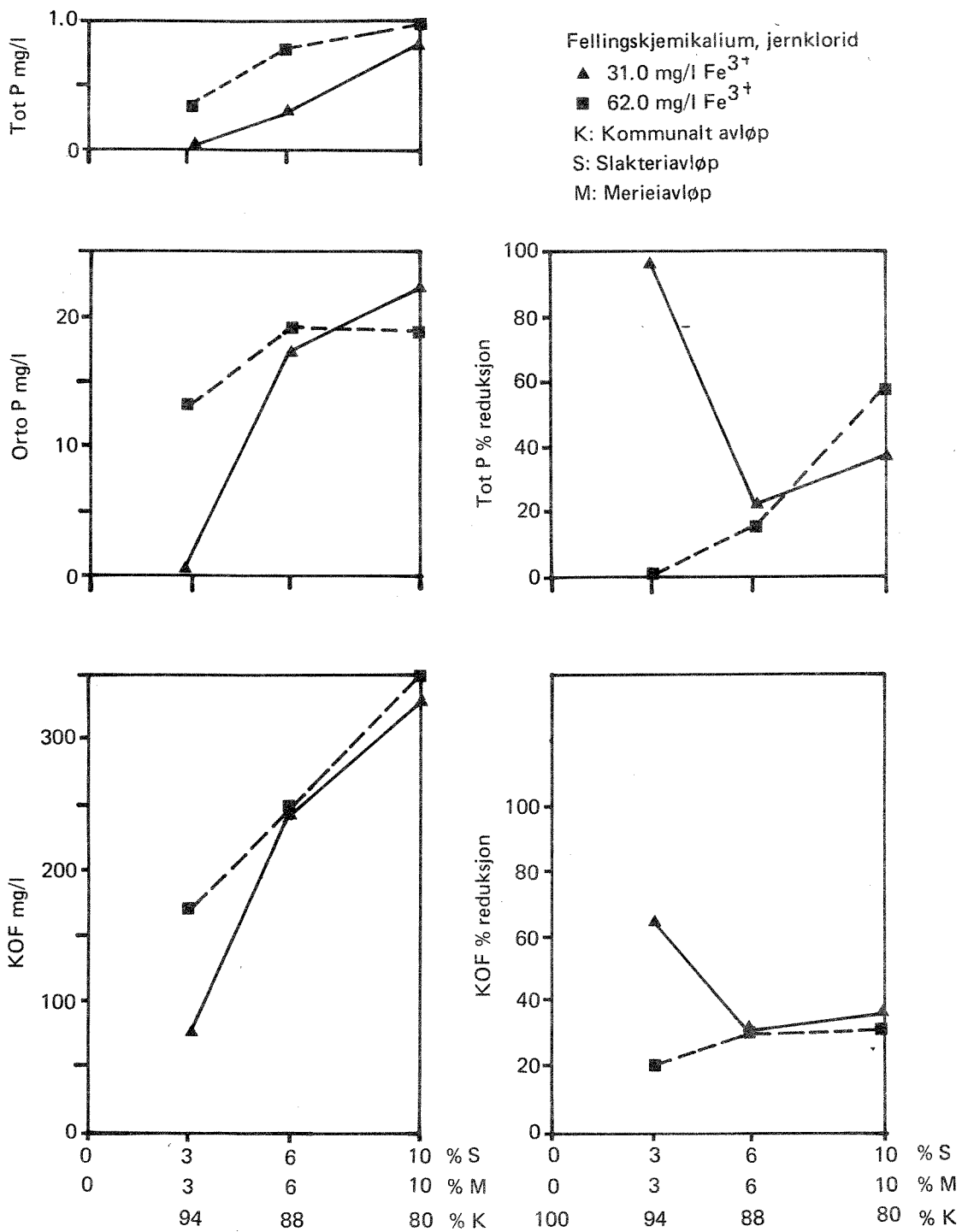


Fig. 6.3 Forurensningskonsentrasjoner og rensegrader etter felling av kommunalt avløp tilsatt slakteri- og meieriavløp - jar-test.

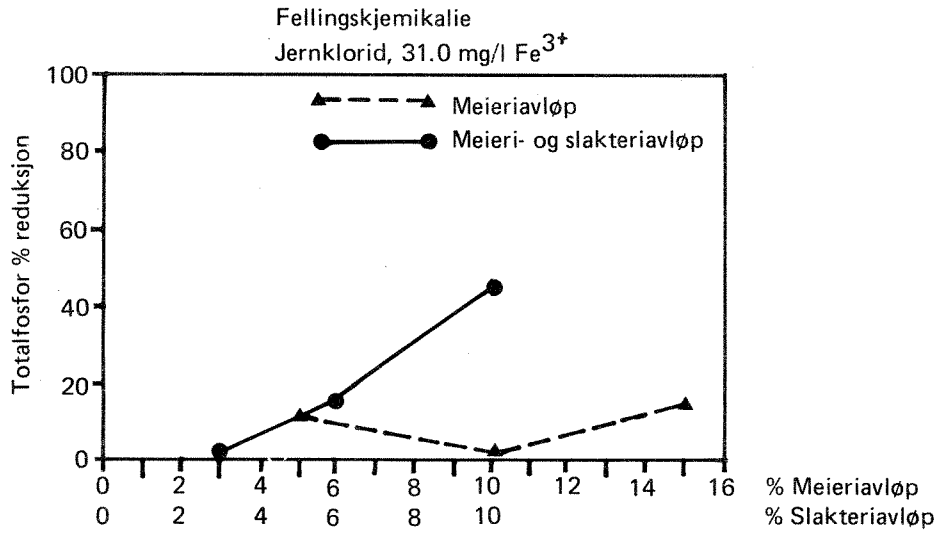


Fig. 6.4 Rensegrad mht. total-fosfor ved felling av kommunalt avløp tilsatt hhv. meieri og meieri- og slakteriavløp.

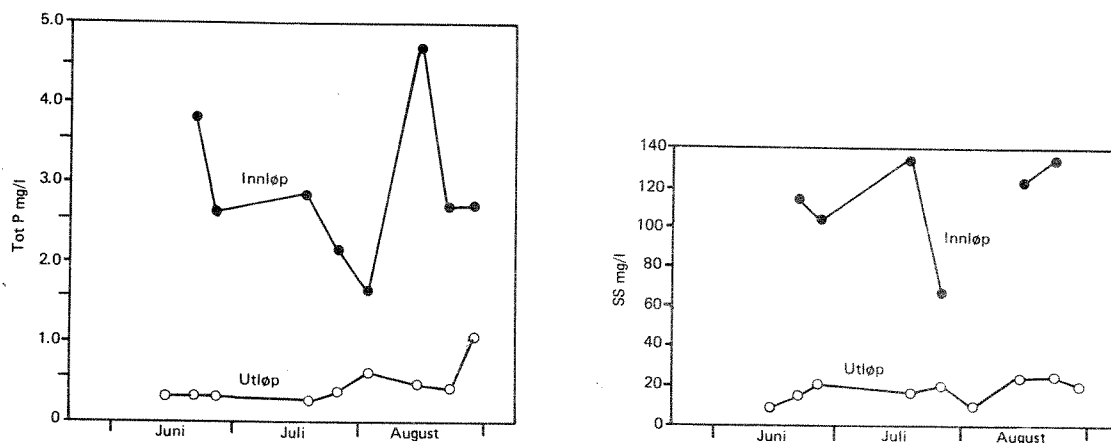
6.2 Analyser av avløpsvann ved renseanlegget i periode med lav vannføring

I perioden juni-august 1979 var vannføringen ved anlegget redusert til ca halvparten av normalt. Årsaken til dette var havari av den største pumpestasjonen i avløpsnettlet. Meieri- og slakteriavløp er i denne perioden tilført anlegget, mens evt utslipp fra brenneriet blir ledet til den havarerte pumpestasjonen og vil derfor ikke kunne komme til Rambekk.

Fig. 6.5 viser totalfosfor og suspendert stoff i døgnblandprøver for innløp og utløp fra renseanlegget i juni, juli og august. Innløpsprøvene er tatt før rejekt fra slambehandlingen tilføres anlegget.

Utløpskonsentrasjonene av både totalfosfor og suspendert stoff er jevnt over akseptable og gir ikke indikasjoner på at industriavløpet reduserer renseeffekten vesentlig.

Totalfosfor i utløp for siste prøve i august er relativt høy. Sammenlikner en verdiene for totalfosfor og suspendert stoff, tyder det på at utfelling av løst fosfor har vært dårlig. Det er mulig at dette skyldes feil dosering av aluminiumsulfat.



Figur 6.5 Total-fosfor og suspendert stoff i innløp og utløp fra renseanlegget i periode med lav vannføring, døgnblandprøve.

6.3 Konklusjon

Erfaringer fra felling i jar-test indikerer at:

- Avløp fra Gjøvik meieri (anslått hydraulisk belastning på 4-5%) vil kunne ha vesentlig innvirkning på fellingsprosessen ved Rambekk renseanlegg.
- Avløp fra Hedmark og Oppland slakteri (hydraulisk belastning under 14%) har trolig liten innvirkning på fellingsprosessen.
- Avløp fra Holmen brenneri kan ha vesentlig innvirkning på fellingsprosessen.
- Dersom meieriavløp fører til sterk reduksjon i rensegrad mht. totalfosfor, vil tilførsel av slakteriavløp kunne ha positiv innvirkning på renseresultatet.

Analyser av avløpsvann fra renseanlegget over en forholdsvis lang periode (3 måneder) hvor belastningen av meieri- og slakteriavløp samt rejeekt fra slambehandlingen er vesentlig høyere enn normalt, indikerer at problemene med høye fosforkonsentrasjoner i utløp fra renseanlegget ikke primært er forårsaket av dette avløpet. Undersøkelsene ved Gjøvik meieri (konf. pkt. 5.1) viser at utslippet fra bedriften kan reduseres betraktelig. Da undersøkelser i laboratorieskala indikerer at meieriavløpsmengder tilsvarende belastningen ved Rambekk kan innvirke på renseresultatene, vil en reduksjon av utslippet gi større garanti for bedre driftsstabilitet fordi det er sannsynlig at industriavløpet fører til at rensegraden blir mer følsom overfor variasjoner i hydraulisk belastning.

En kan ikke se bort fra at utslipp fra Holmen brenneri har vært en vesentlig årsak til problemene ved anlegget. Da en ikke har opplysninger om sammensetning og mengder som tilføres kommunalt nett, kan en ikke vurdere den negative innvirkning brenneriavløpet har på renseresultatene ved Rambekk renseanlegg.

7. Vurdering av flokkuleringsforholdene i anlegget

Flokkulering i jar-test ved ulik hydraulisk påkjenning

Forsøkene ble utført ved å flokkulere avløpsvann fra renseanlegget etter at aluminiumsulfat var tilsatt avløpsvannet.

Flokkuleringen ble utført i to 1000 ml begerglass ved 20 omdreininger pr. minutt. Det ene begerglasset hadde fire vertikale ledevegger (baffles), det andre ingen. Ledevægger gir større turbulens i avløpsvannet under flokkuleringen.

Visuell sammenlikning viste at det i begerglass uten ledevegger blir dannet større fnokker enn i begerglass med ledevegger. Dette indikerer at fnokkoppbyggingen er følsom overfor hydraulisk påkjenning.

Sammenlikning av fnokkoppbygging ved flokkulering i jar-test og i anleggets flokkuleringsbasseng

Forsøket ble utført ved flokkulering i to begerglass uten ledevegger ved 20 omdreininger pr. minutt. Det ene glasset ble fylt med avløpsvann fra utløp av anleggets flokkuleringsbasseng, det andre med avløpsvann umiddelbart etter tilsetning av aluminiumsulfat.

Ved flokkulering ble det dannet større fnokker i avløpsvannet som var tatt umiddelbart etter aluminiumtilsetning.

Dette indikerer at flokkuleringsforholdene i anlegget ikke er optimale og at fnokker som er brutt i stykker vanskelig lar seg bygge opp igjen.

8. Vurdering av alternative fellingskjemikalier — forsøk i jar-test

En ønsket å vurdere om jernklorid evt. jernklorid/kalk (felling ved høy pH) kunne gi bedre renseresultater enn aluminiumsulfat.

8.1 Fellingskjemikalier

Kjemikalier benyttet til forsøkene var:

	Gunstig pH-område
- Aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 15-16 \text{ H}_2\text{O}$)	5.5-6.3
- Jernklorid ($\text{FeCl}_3 \times 6 \text{ H}_2\text{O}$)	5.0-6.0
- Jernklorid/kalk	ca 9.0 (> 8.5)

Kjemikaliene ble tilsatt i følgende doseringsmengder:

- Aluminiumsulfat:

Dose: 8.6 mg/l, 12.9 mg/l og 17.2 mg/l som Al^{3+} tilsvarende
100 g/m³, 150 g/m³ og 200 g/m³ aluminiumsulfat
($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 15-16 \text{ H}_2\text{O}$).

- Jernklorid:

Dose: 18.6 mg/l, 28.9 mg/l og 37.2 mg/l som Fe^{3+} tilsvarende
90 g/m³, 140 g/m³ og 180 g/m³ jernklorid ($\text{FeCl}_3 \times 6 \text{ H}_2\text{O}$).

- Jernklorid/kalk:

Kalk ble først tilsatt som 10% slurry tilsvarende 200 mg/l kalk.
Jernklorid ble tilsatt i samme mengder som for jernklorid alene.

Aluminiumsulfat og jernklorid ble tilsatt i 2% løsning.

8.2 Avløpsvann

Avløpsvannet som ble benyttet til forsøkene ble tatt som stikkprøve fra innløp til anleggets kjemiske del klokken 11.00.

Tabellen gir resultater av analyser på avløpsvannet.

Tabell 8.1 Analyser på avløpsvann fra Rambekk renseanlegg benyttet til jar-test

pH	Alk mekv/l	Tot-P mg/l	Orto-P mg/l	KOF mg/l
7.0	2.2	2.9	1.9	267

8.3 Utførelse av jar-test

Jar-testen ble kjørt i 1 000 ml Imhofglass etter følgende prosedyre:

Hurtiginnblanding: 100 omdr/min i 1 min
Flokkulering : 20 omdr/min i 14 min
Sedimentering : 20 min

Prøver for analyser ble tatt vha hevert i en mengde av 500 ml.

Analysering av pH, alkalitet, turbiditet og ortofosfat (ufiltrert) ble utført umiddelbart etter jar-test.

Totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk er analysert ved NIVAs laboratorier.

Analysene er utført etter standard metoder benyttet ved NIVA.

8.4 Resultater

Analyseresultater er gitt i tabell 8.2.

Fig. 8.1 viser reduksjon i totalfosfor og ortofosfat for de alternative fellingsmidlene som funksjon av doseringsmengde.

Fnokkegenskaper

Visuell sammenlikning av felling med hhv aluminiumsulfat og jernklorid viste at jernfelt avløpsvann dannet større slampartikler med vesentlig høyere sedimenteringshastighet. Fotografier (fig. 8.4) er tatt etter fire minutters flokkulering og 1½ minuttss sedimentering ved felling i 1 000 ml begerglass. I venstre begerglass benytttes aluminiumsulfat (12.9 mg/l Al³⁺), i høyre jernklorid (28.9 mg/l Fe³⁺). Dette tilsvarer omtrent samme Al/P - Fe/P mol-forhold.

Tabell 8.2 Analyser i forbindelse med jar-test på avløpsvann fra Rambekk rensesanlegg

Kjemikaliedose Parameter	før felling	Fellingskjemikalier								
		Aluminiumsulfat mg/l Al ³⁺			Jernklorid mg/l Fe ³⁺			Jernklorid/kalk mg/l Fe ³⁺ /kalk		
		8.6	12.9	17.2	18.6	28.9	37.2	18.6/200	28.9/200	37.2/200
pH	7.0	6.5	6.3	5.7	6.4	6.3	5.7	9.2	8.9	8.1
Alk. (mekv/l)	2.2									
Turb. (NTU)	59	33	28	27	32	20	20	52	50	48
Orto-P (mg/l)	1.56	0.57	0.06	0.02	0.13	<0.005	0.01	0.4	0.2	0.1
Tot-P (mg/l)	2.9	0.6	0.4		0.6	0.2		0.6	0.3	0.2
KOF (mg/l)	267		143			88.4			124	
Slamvol (mg/l)	3	20	40	60	25	40	55	28	35	38

Ortofosfat

Jernklorid/kalk ga dårligst utfelling av ortofosfat. For aluminiumsulfat og jernklorid ga doseringsmengder på hhv 12.9 mg/l Al³⁺ og 28.9 mg/l Fe³⁺ god utfelling.

Totalfosfor

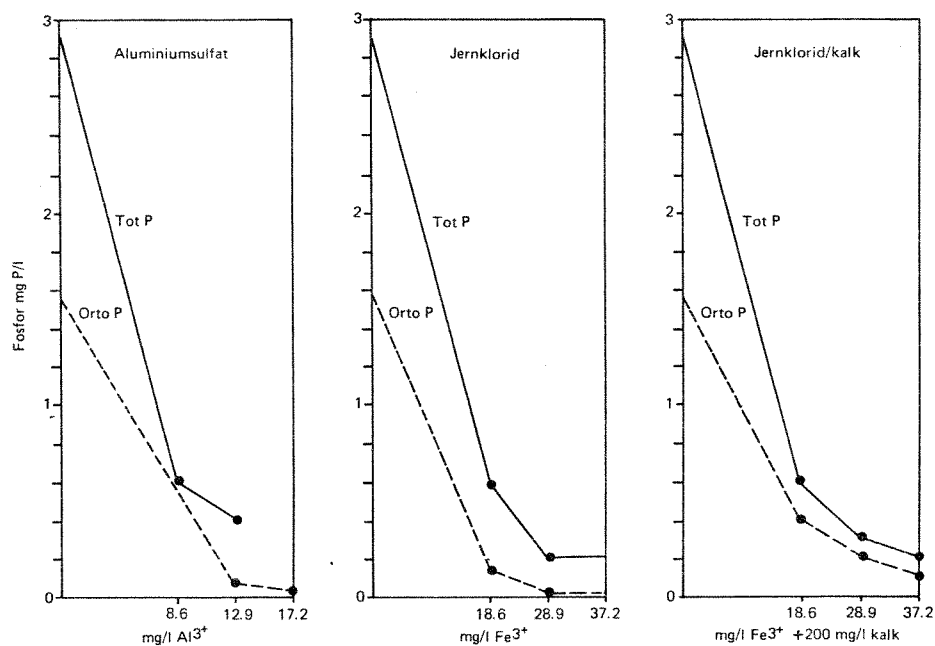
Best reduksjon ble oppnådd ved jernklorid. Reduksjonen har imidlertid vært tilfredsstillende for alle kjemikaliealternativene ved nest høyeste doseringsmengde.

Kjemisk oksygenforbruk

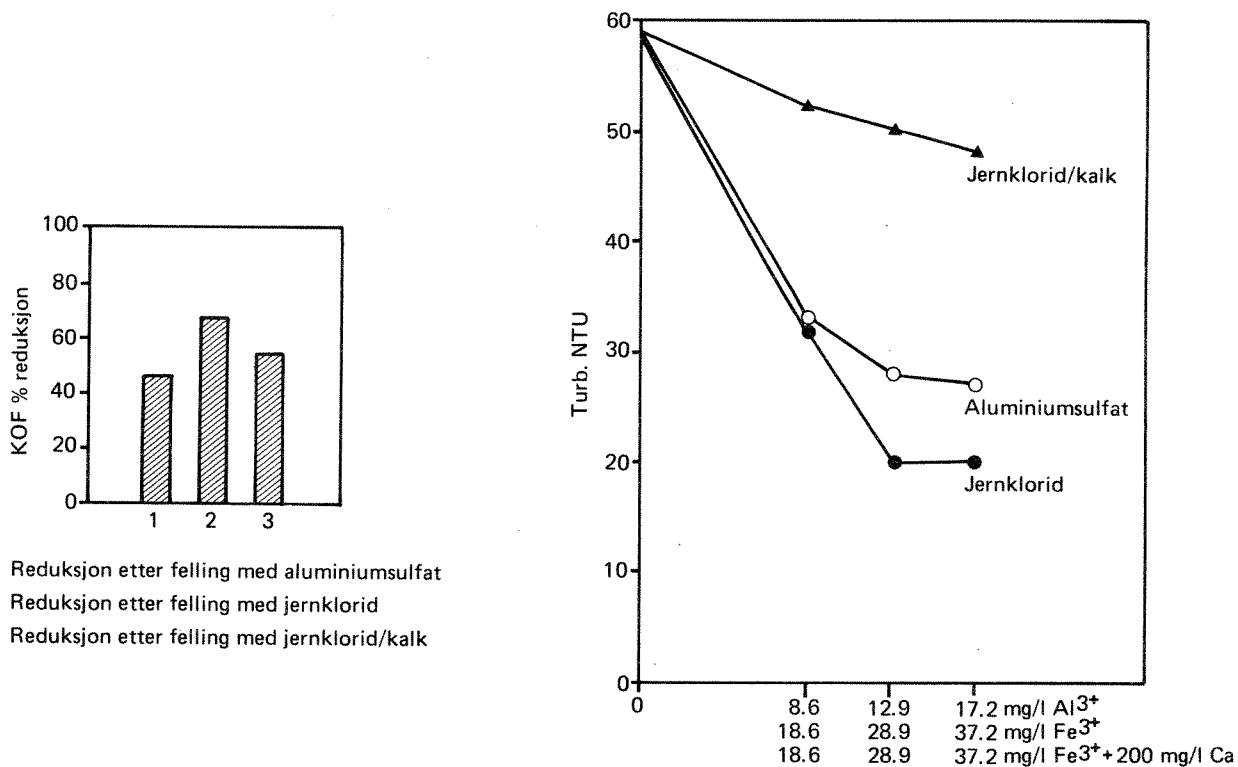
Fig. 8.2 viser prosentvis reduksjon etter felling. Størst reduksjon er oppnådd ved jernklorid, lavest reduksjon ved aluminiumsulfat.

Turbiditet

Fig. 8.3 viser reduksjon etter felling som funksjon av kjemikaliedosering. Turbiditeten er et uttrykk for vannets grumsethet. Best reduksjon ble oppnådd ved jernklorid, dårligst ved jernklorid/kalk.

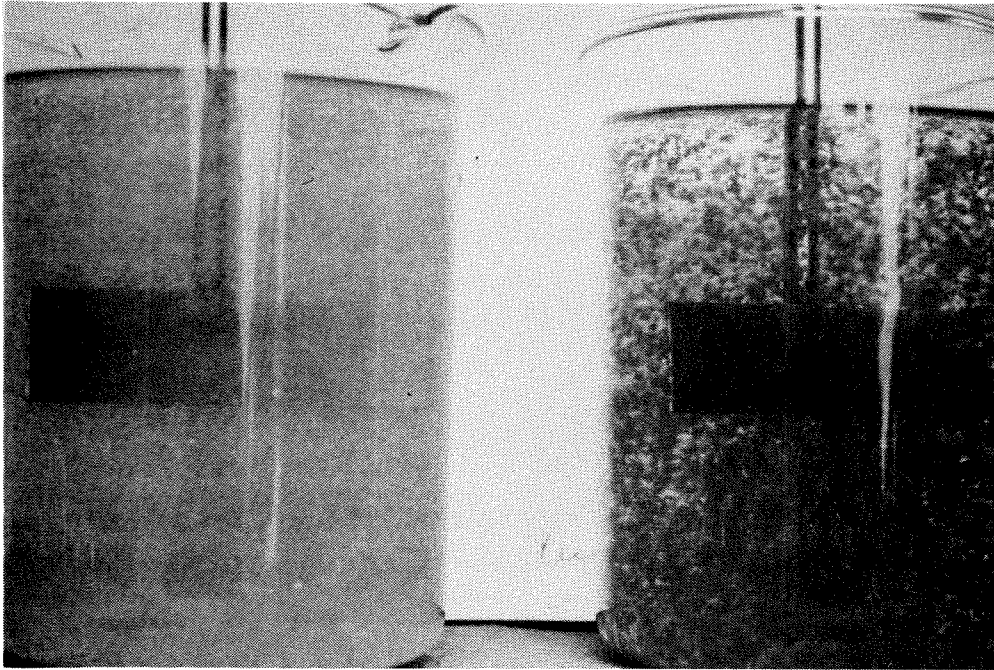


Figur 8.1 Reduksjon av total-fosfor og orto-fosfat som funksjon av kjemikaliedose ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test.



Figur 8.2 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test.

Figur 8.3 Reduksjon av turbiditet som funksjon av kjemikaliedose ved felling av avløpsvann fra renseanlegget - jar-test.



Etter fire minutters flokkulering



Etter ett og et halvt minnuds sedimentering

Figur 8.4 Fotografier av fellingsforsøk med avløpsvann fra renseanlegget.
I venstre begerglass benyttes aluminiumsulfat, i høyre jernklorid.

8.5 Konklusjon

En har ved bruk av jernklorid oppnådd best resultater både mht reduksjon i totalfosfor, kjemisk oksygenforbruk og turbiditet.

Observasjoner viser at det ved felling med aluminiumsulfat dannes fnokker som har langt dårligere sedimenteringsegenskaper enn ved felling med jernklorid. Det er derfor sannsynlig at en vil oppnå bedre renseeffekt i anlegget ved bruk av jernklorid.

9. Kontroll av konstruksjonsmessig utforming av anleggets kjemiske del

Observasjoner ved anlegget og i jar-test-forsøkene indikerte at forhold i anleggets kjemiske del kunne være medvirkende årsak til problemene med dårlige renseresultater i anlegget. Det ble foretatt kontroller av detaljer i anlegget som ble antatt å ha størst betydning for den dårlige renses-effekten.

Det gjøres oppmerksom på at en på tidspunktet da kontrollen ble utført, forutsatte at vannføringen var vesentlig høyere enn den i realiteten var fordi vannføringsmåleren var gal. Ved vurdering av strømningshastigheter etc ble det opprinnelig benyttet en vannføring på $900 \text{ m}^3/\text{h}$ som etter vannmengdemåleren var en normal verdi. På grunn av feil vannmengdemåler er den benyttede verdi korrigert til $630 \text{ m}^3/\text{h}$.

Figurene 9.1 og 9.2 viser plan og snitt av anleggets kjemiske del.

9.1 Flokkuleringsbasseng

Den midlere oppholdstid i flokkuleringsenhetene ved en vannføring på $630 \text{ m}^3/\text{h}$ er 33 minutter. Ved to flokkuleringskamre i serie skal det i følge de nye retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg (SFT) være en oppholdstid på 40 min. Oppholdstiden vil trolig ikke være kritisk før en kommer ned mot ca 15 min.

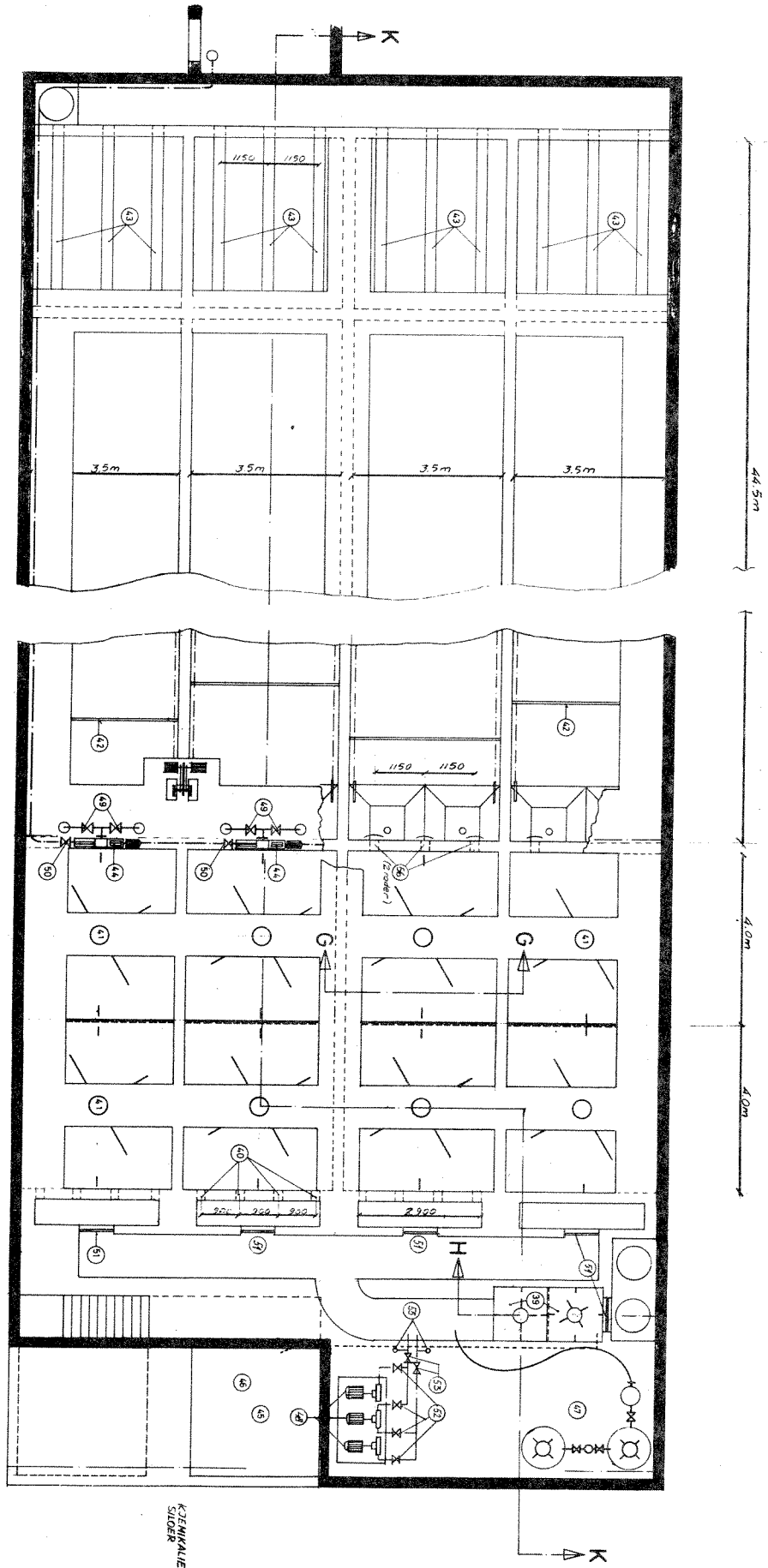
Hastighet på flokkuleringsomrørere:

Omdreinings- og periferihastighetene er angitt i tabell 9.1.

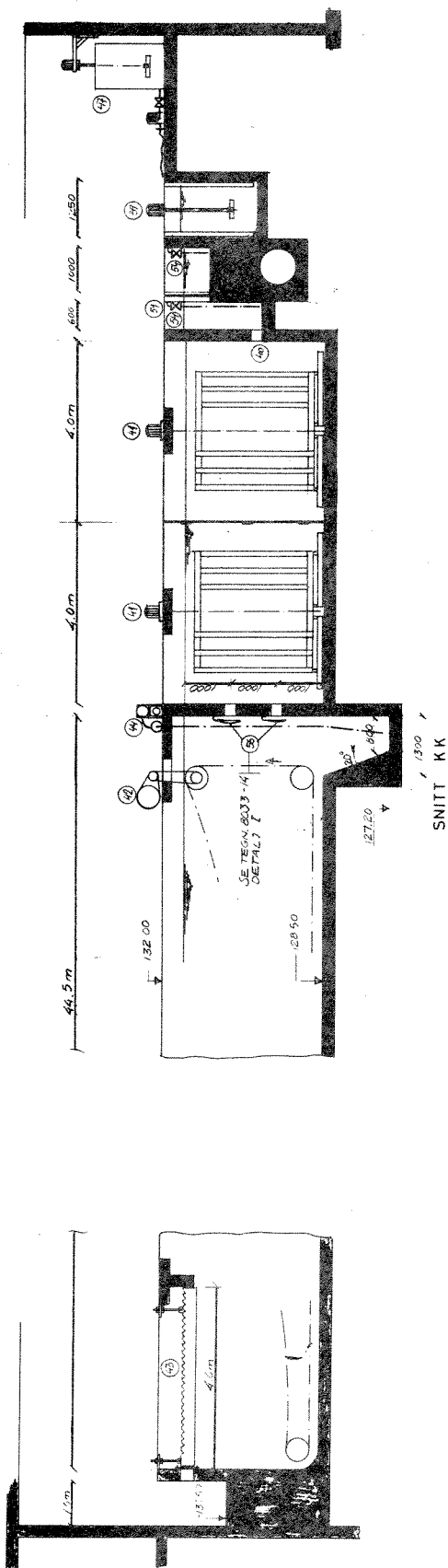
Tabell 9.1 Hastigheter på flokkuleringsomrørere

	Flokk- kammer / linje	1	2	3	4
Mot Mjøsa	1	1.7(22.4)	2.5(32.7)	2.1(28)	2.1(26)
	2	2.1(28)	2.0(26)	2.0(26)	1.9(25.3)

Tallene angir omdreining pr. minutt og periferihastighet, cm/s (angitt i parentes).



Figur 9.1 Plan over anleggets kjemiske del.



Figur 9.2 Snitt gjennom anleggets kjemiske del.

Går en ut fra anbefalte G-verdier (turbulent hastighetsgradient) ved flokkulering (SFT (1)), kommer en frem til at periferihastigheten på padlere i første flokkuleringskammer burde være ca 19 cm/s (G-verdi = 50 sek^{-1}) og i andre flokkuleringskammer ca 7 cm/sek (G-verdi = 10 sek^{-1}).

Ved kort oppholdstid i flokkuleringsbassenget anbefales relativt intens omrøring i første kammer etterfulgt av kraftig reduksjon i siste kammer.

Sammenlikning av anbefalte verdier med de reelle viser at hastigheten på flokkuleringsomrørere i andre kammer er alt for høy.

9.2 Innløpsarrangement til sedimenteringsbasseng

Innløpet fra flokkuleringsbasseng til sedimenteringsbasseng besto av seks rør med diameter 20 cm. (Fig. 10.1.) Foran hvert rør var plassert en skål. Hastigheten på vannstrømmen tilsvarer ved $630 \text{ m}^3/\text{h}$ ca 23 cm/sek, mens den anbefalte hastighet bør være ca 10 cm/sek. Innløpet ble derfor anbefalt endret (konf pkt 10.2).

9.3 Utløpsrenner

Hvert basseng har tre utløpsrenner à 4 meter. Belastning ved Q_{maksdim} ($1500 \text{ m}^3/\text{h}$) tilsvarer $15.6 \text{ m}^3/\text{h}$ pr. meter overløpskant. Anbefalt belastning er $10 \text{ m}^3/\text{h}$ pr. meter overløpskant. Ved enden av utløpsrennene på tvers av bassengene ligger en betongbjelke dykket 33 cm under overflaten.

En antok at korte utløpsrenner og den dykkede betongbjelken ville forsterke problemene med slamflukt ved høye belastninger, I følge SFTs retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg skal utløpsrennene ved denne type anlegg strekke seg over ca 1/2 - 2/3 av bassengets lengde.

10. Endringer i anleggets kjemiske del

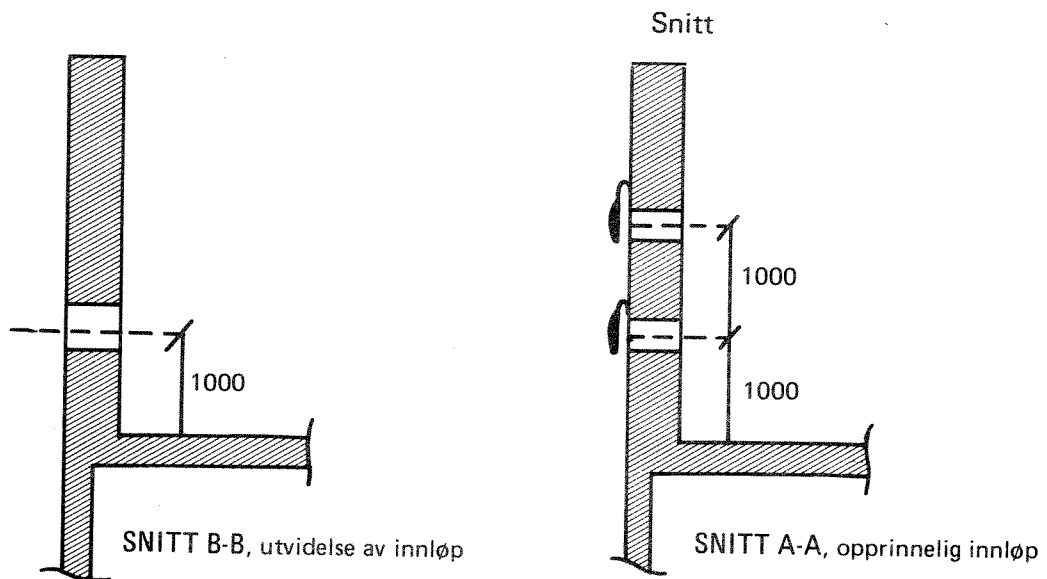
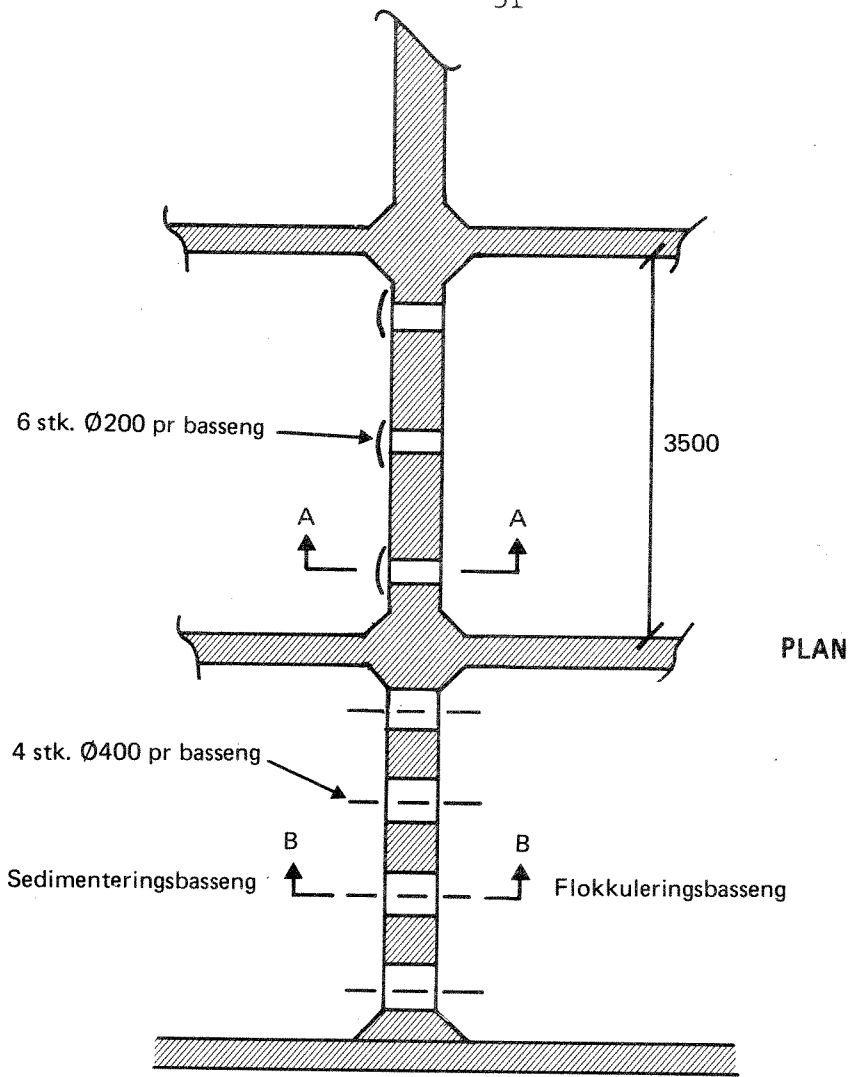
10.1 Reduksjon av hastighet på omrører i andre flokkuleringskammer

I en av linjene (linje 4, tabell 9.1) ble hastigheten på omrørere i andre flokkuleringskammer redusert til ca 1 omdr/min ved å skifte motor. Dette tilsvarer en periferihastighet på ca 13 cm/sek.

Sammenlikning av fnokkstørrelse i øvrige basseng viste imidlertid at fnokkoppbyggingen ikke var blitt bedre, hvilket indikerer at slammet har meget dårlige "flokkuleringsegenskaper".

10.2 Endring av innløp til sedimenteringsbassengene

For å redusere hastigheten på vannstrømmen mellom flokkulerings, og sedimenteringsbasseng, ble innløpsarealet utvidet med fire sirkulære hull à 40 cm (fig. 10.1). Dette tilsvarer en reduksjon i hastighet til ca 1/3 av opprinnelig. Under ombyggingen ble det observert markert forskjell i siktedyp i utløp av parallelle bassenger med hhv opprinnelig og endret innløp, hvilket indikerer at innløpsutformingen har hatt betydning for utløpskvaliteten. Hastigheten gjennom åpningene har tidligere vært så stor at de fleste av fnokkene er blitt revet istykker.



Figur 10.1 Plan og snitt av opprinnelig og endret innløp til etter-sedimenteringsbasseng.

11. Forsøk i fullskala

11.1 Innledning

Forsøk i laboratorieskala indikerte at det ved felling med aluminiumsulfat dannes lette fnokker som er følsomme overfor hydraulisk påkjenning og som lett brytes i stykker. Vurdering av alternative fellingskjemikalier i jar-test viste at det ved bruk av jernklorid ble dannet fnokker som var vesentlig større og tyngre.

Forsøkene i fullskala tok sikte på å undersøke om renseeffekten ved anlegget kunne forbedres ved å benytte jernklorid. Samtidig ville en vurdere hvilken betydning variasjoner i hydraulisk belastning hadde på kvaliteten på det rensede vann.

Forsøkene ble utført etter at innløpet til sedimenteringsbassengene var endret. Hastighet på flokkuleringsomrørere var som vist i tabell 9.1.

En har kun konsentrert seg om anleggets kjemiske del. Analysedata gir derfor ikke uttrykk for anleggets totale rensegrad.

11.2 Deling av anleggets kjemiske del i to parallelle linjer

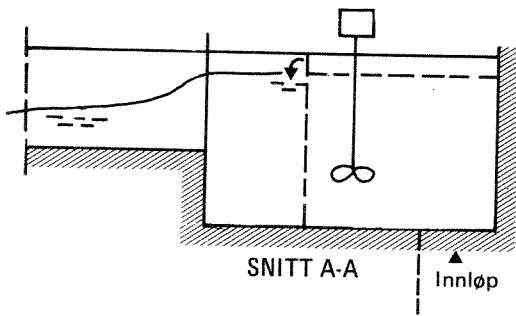
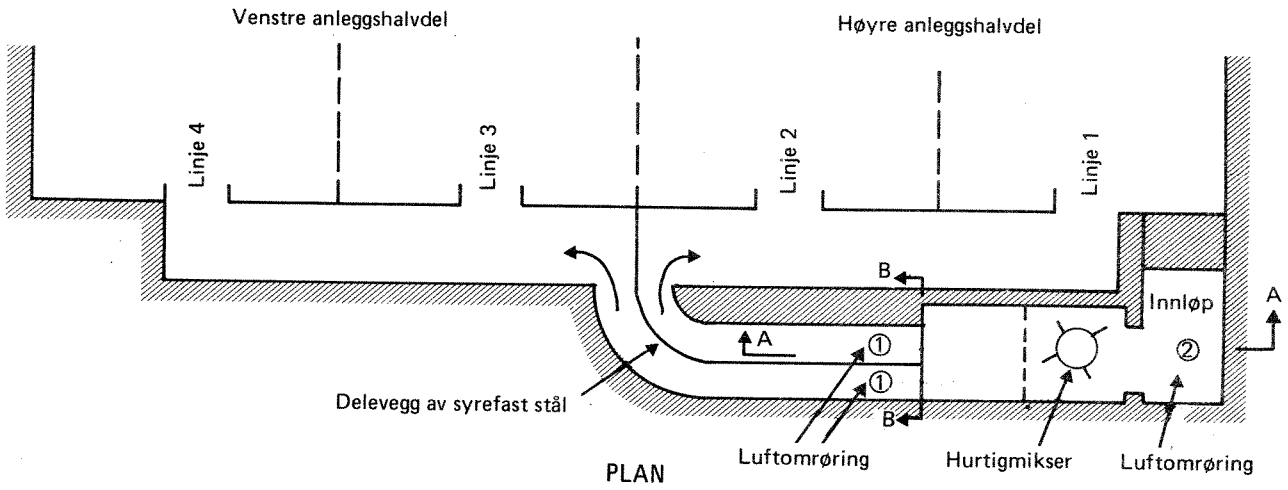
Anlegget ble delt i to parallelle linjer à to sedimenteringsbasseng ved en skillevegg i tilløpskanalen til bassengene (fig. 11.1). Ved enden av skilleveggen ble installert rektangulæroverløp som kunne reguleres i høyden uavhengige av hverandre slik at den hydrauliske belastningen kunne varieres innen hver anleggshalvdel (snitt B-B fig. 11.1).

11.3 Hydraulisk belastnings betydning for utløpskvalitet ved felling med aluminiumsulfat

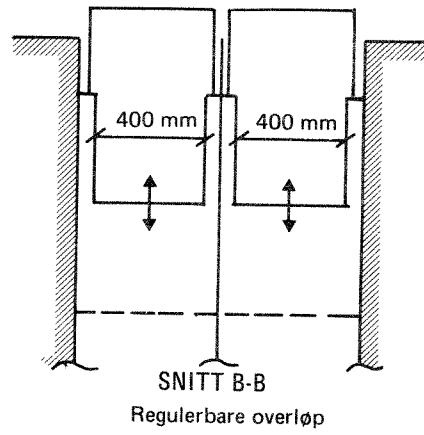
Forsøket ble utført ved å justere overløpene ved delingen av anlegget slik at høyere anleggshalvdel fikk tilført mer avløpsvann enn venstre.

Forsøkene ble kjørt i tidsrommet 19.10.-2.11. For karakterisering av utløpskvalitet er benyttet suspendert stoff og totalfosfor samt turbiditet.

- ① Kjemikaliedosering ved forsøk med jernklorid og aluminiumsulfat
- ② Kjemikaliedosering ved forsøk med bare aluminiumsulfat



Snitt forfra



Figur 11.1 Deling av anleggets kjemiske del i to parallelle linjer.

11.3.1 Kjemikaliedosering

Det ble benyttet aluminiumsulfat fra Lysaker Kjemiske Fabrik. Aluminiumsulfaten ble tilsatt avløpsvannet før delingen av anlegget og innblandet i vannmassene ved luftomrøring etterfulgt av hurtigomrøring (konf. fig. 11.1).

Proporsjonaldoseringsmengden av aluminiumsulfat ble stilt til 150 g/m^3 . Ved kontroll av doseringsinnstilling viste det seg at denne var feilkalibrert slik at doseringen var 200 g/m^3 i forhold til registrert vannføring. Pga feil kalibrert vannføringsmåler, konf pkt 3.1, var "virkelig" dosering:

Proporsjonaldosering: 285 g/m^3
pH-regulert : 71 g/m^3
(ang. pH-regulering konf pkt 2).

11.3.2 Prøvetaking, analyser og registreringer

Prøver av avløpsvann fra innløpet til anleggets kjemiske del samt fra utløp av hvert sedimenteringsbasseng ble tatt som blandprøver vha tidsstyrte prøvetakere av typen Ulma 120.

Prøvetakingen ble startet samtidig med forsøksstart fredag 19.10. og prøver ble tatt inn hhv mandag, onsdag og torsdag i den første uken og mandag, onsdag, torsdag og fredag den andre uken. I tillegg ble det hver ukedag tatt to-timers blandprøver. Døgnblandprøvene ble tatt i intervall på 20 minutter og to-timers blandprøver i intervall på 2 minutter.

Samtlige prøver er analysert for suspendert stoff, totalfosfor og ortofosfat. To-timers blandprøver er også analysert for alkalitet.

Samtlige analyser er utført etter standard metoder benyttet ved NIVA.

Turbiditeten (NTU) og pH ble registrert i intervall på ca 10 minutter pr. time fra hvert utløp. Praktisk opplegg for dette er nærmere beskrevet av Damhaug (7).

For registrering av turbiditet ble benyttet gjennomstrømningsturbidimeter av typen Surfacescatter 5.

Gjennomsnittlig vannføring i aktuelle prøvetakingsperioder er registrert ved avlesing av telleverk for total vannmengde gjennom anlegget.

Gjennomsnittlig dosering av aluminiumsulfat i gram pr. m³ er bestemt ved samtidig å registrere total vannføring og antall omdreininger på doserings-skruen for aluminiumsulfat.

11.3.3 Fordeling av hydraulisk belastning

En hadde forutsatt å kontrollere forholdet mellom belastningene på hver halvdel av anlegget ved å registrere vannstandshøyden over hvert overløp. Dette lot seg imidlertid ikke gjøre pga for stor oppstuvning av vannmassene nedstrøms overløpene.

For å bestemme forskjell i hydraulisk belastning ble det installert skarpkantede overløp i samtlige utløpsrenner, samt kjørt tracerforsøk vha rhodamine. Disse forsøk og målinger er beskrevet i bilag 1.

Til beregning av overflatebelastninger² i aktuelle perioder har en kommet frem til følgende formler:

$$\text{Linje 1 og 2} \quad F_1 = F_2 = 1.93 \cdot 10^{-3} Q_{\text{total}}$$

$$\text{Linje 3} \quad F_3 = 1.48 \cdot 10^{-3} Q_{\text{total}}$$

$$\text{Linje 4} \quad F_4 = 1.09 \cdot 10^{-3} Q_{\text{total}}$$

Linjenummerne refererer seg til fig. 11.1.

11.3.4 Resultater

I tabell 1 og 2 (bilag 2) er gitt samtlige analysedata og registreringer samt beregnede midlere overflatebelastninger for 2-timers prøver og døgn-blandprøver. Turbiditetsverdiene angir gjennomsnittet i løpet av to timer.

Kontinuerlig registrering av pH viser at pH i utløp har ligget innen optimalt pH-område for aluminiumsulfat (ca 5.5-6.2).

Den 29.10. stanset hurtigmikseren for innblanding av aluminiumsulfat. Dette førte til utilstrekkelig innblanding av fellingskjemikaliet med den følge at venstre anleggshalvdel hadde høyere dosering enn høyre. pH i venstre halvdel av anlegget har gjennomgående vært 0.1-0.2 enheter lavere enn i høyre halvdel. Det kan imidlertid ikke observeres at dette har hatt betydning for utløpskvaliteten.

Utfelling av ortofosfat har vært omtrent fullstendig for samtlige prøver.

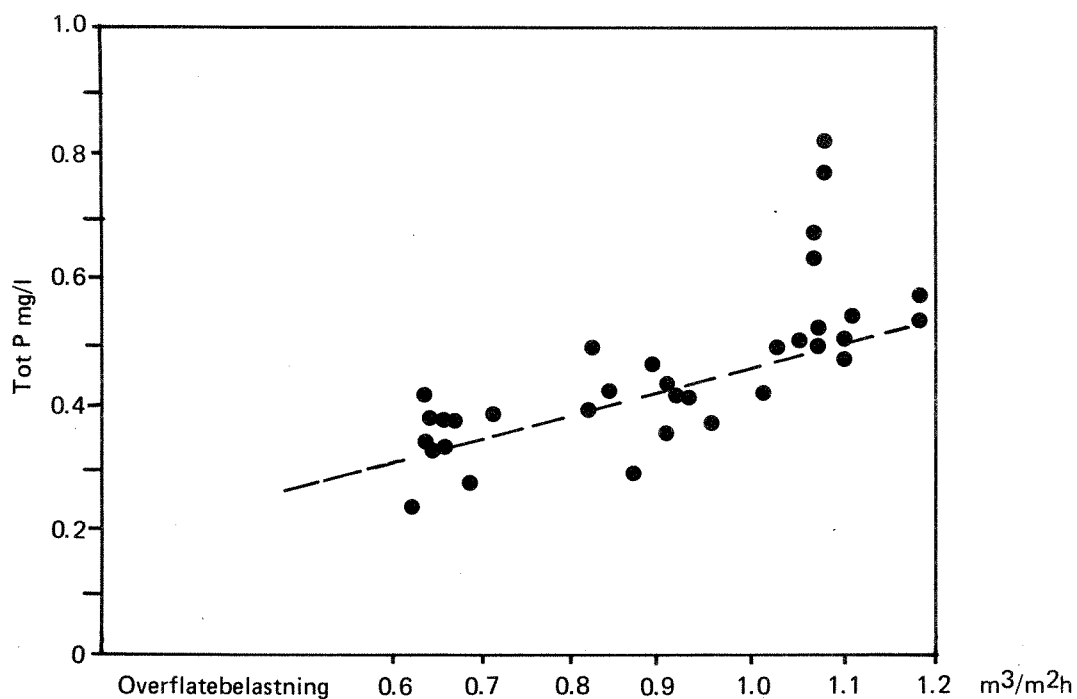
Totalfosfor

Fig. 11.2 viser utløpskonsentrasjoner av totalfosfor i to-timers blandprøver som funksjon av overflatebelastning. Resultatene viser en markert og tilnærmet lineær økning i konsentrasjoner fra laveste til høyeste belastning.

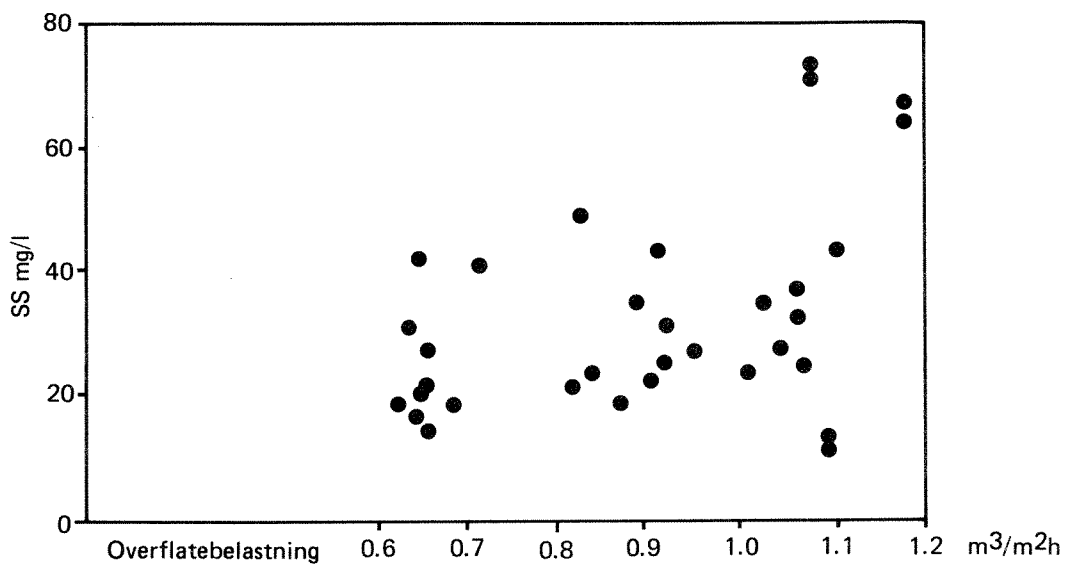
Suspendert stoff

Fig. 11.3 viser utløpskonsentrasjoner av suspendert stoff i to-timers blandprøver som funksjon av overflatebelastning. Variasjonene er forholdsvis store uavhengig av hydraulisk belastning.

Registrert gjennomsnittlig dosering av aluminiumsulfat ligger mellom 100-125 g/m³, mens proporsjonaldoseringsmengden er opptil 285 g/m³, dvs periodevis meget høy overdosering. Det er sannsynlig å anta at dette har forårsaket dannelse av forholdsvis store mengder hydroksyd som er årsak til høye konsentrasjoner av suspendert stoff.



Figur 11.2 Total-fosfor i rensed avløp som funksjon av overflatebelastning.



Figur 11.3 Suspendert stoff i rensed avløp som funksjon av overflatebelastning.

Blandprøver

Konsentrasjoner av suspendert stoff og totalfosfor i blandprøver (tabell 2 i bilag 2) er tildels usannsynlig lave når en sammenlikner med kurver for turbiditet (konf fig. 11.5). Dette kan skyldes utilstrekkelig omblending i prøvekaner før uttak til analysering.

Turbiditet

Fig 11.4 viser sammenlikning av totalfosfor i to-timers blandprøver av rensed avløpsvann med turbiditet målt kontinuerlig over samme periode. Korrelasjonen mellom totalfosfor og turbiditet er god. En kan derfor benytte turbiditeten til å vurdere konsentrasjonene av totalfosfor i utløpet.

I fig 11.5 har en fremstilt kontinuerlig registrert turbiditet som frekvenskurver. Kurvene bygger på 10 døgns kontinuerlig registrering, og viser tre forskjellige overflatebelastninger. Overflatebelastningene er gjennomsnittet i løpet av registreringsperioden.

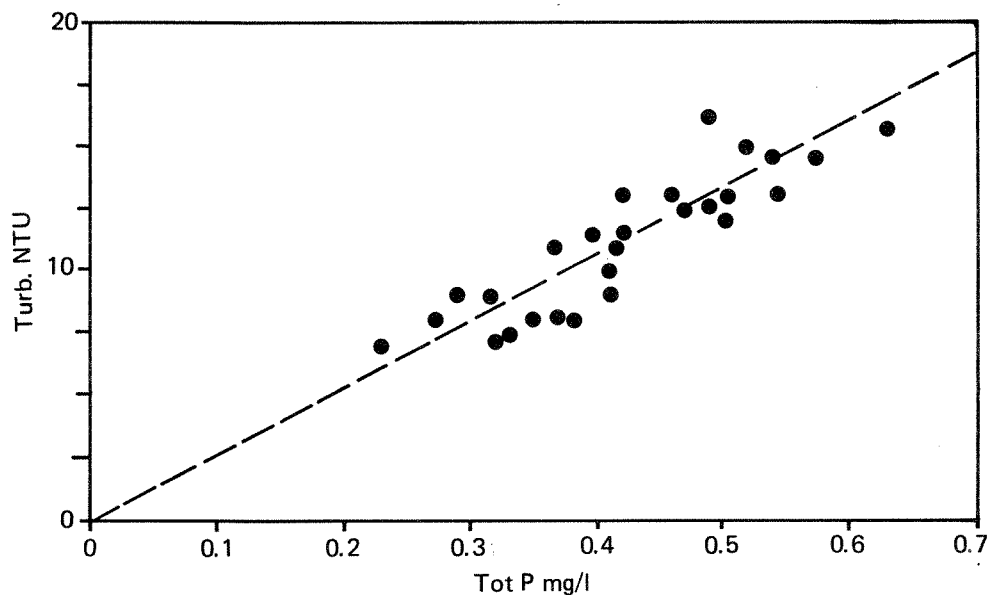
Hver frekvenskurve viser variasjonsområdet for turbiditeten i det rensede avløpsvannet. Y-aksen indikerer hvor lenge turbiditeten har vært mindre enn en gitt verdi.

Pga god korrelasjon mellom turbiditet og totalfosfor kan en benytte kurvene til å vurdere hvordan totalfosforkonsentrasjonen i rensed avløpsvann varierer med overflatebelastningen.

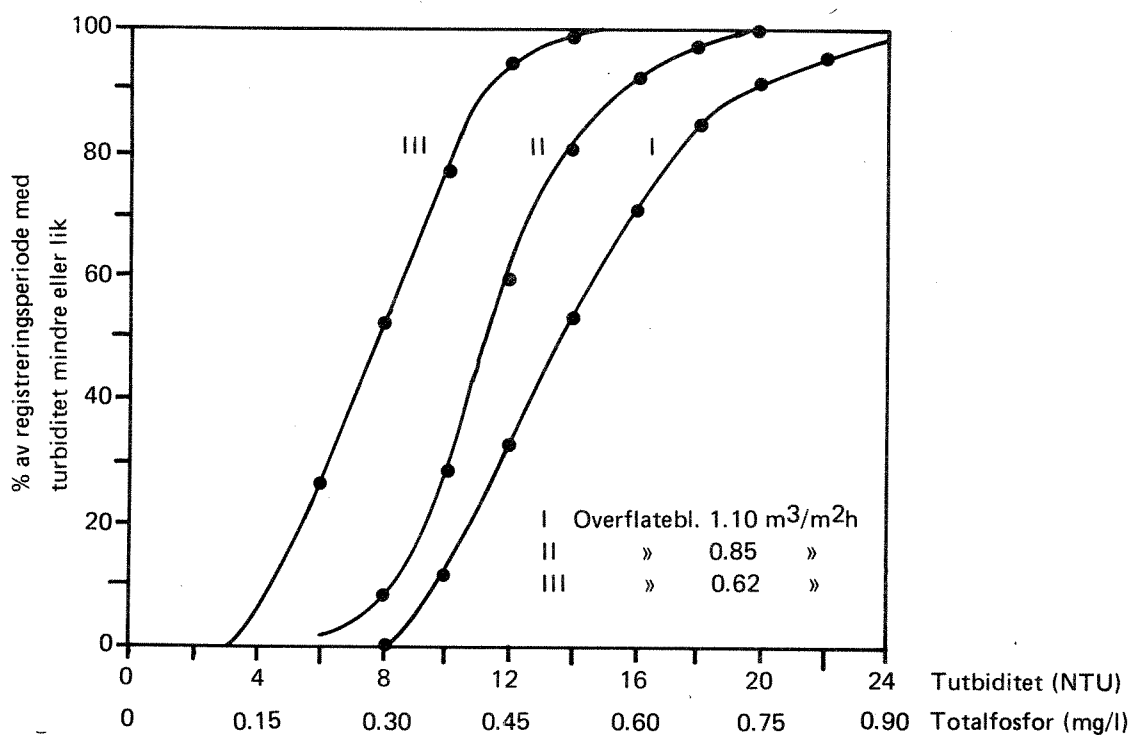
Økt hydraulisk belastning gir markert økning av fosforkonsentrasjonene.

Ved gjennomsnittlig overflatebelastning lik $0.62 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ tilsvarende vannføring lik $386 \text{ m}^3/\text{h}$ (teoretisk oppholdstid i sedimenteringsbassenget på 4.8 timer), har konsentrasjonene variert mellom ca 0.15-0.45 mg/l, mens overflatebelastning på $1.1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ tilsvarende vannføring lik $685 \text{ m}^3/\text{h}$ (teoretisk oppholdstid på 2.7 timer) har resultert i konsentrasjoner mellom ca 0.3-0.8 mg/l. Tenker en seg en blandprøve tatt over samme periode som turbiditetsregistreringen, ville fosforkonsentrasjonen i denne ved overflatebelastning 1.1 m/h ligge et sted mellom 0.3-0.8 mg/l, sannsynligvis

ca 0.5 mg/l. Det er grunn til å anta at en ved belastninger opp mot dimensjonerende vannmengde ($750 \text{ m}^3/\text{h}$) vil ha problemer med å holde konsentrasjonene i rensed avløp under 0.5 mg/l.



Figur 11.4 Sammenhørende verdier av total-fosfor og turbiditet i rensed avløpsvann.



Figur 11.5 Frekvenskurver for turbiditet i rensed avløpsvann.

11.3.5 Konklusjon

Konsentrasjonene av totalfosfor i rensset avløpsvann vil variere markant med vannføringen i anlegget. Resultatene gir imidlertid ikke indikasjon på at fjerning av fosfor byr på vesentlige problemer. Det er sannsynlig at utvidelse av innløpet til ettersedimenteringsbassengene har bedret forholdene i anlegget. Dette begrunnes med at det ble observert markant forskjell i siktedyp under ombyggingen. Det antas at konsentrasjonene av totalfosfor i rensset avløp vanskelig kan holdes under 0.5 mg/l ved vannføringer opp mot dimensjonerende vannføring, 750 m³/h som tilsvarer en overflatebelastning på 1.2 m³/m²h.

11.4 Sammenlikning av felling med aluminiumsulfat og jernklorid

11.4.1 Innledning

Forsøkene ble kjørt i tiden 27.11.-14.12. Dette var noe senere enn forutsatt pga problemer med styringssignalene for proporsjonaldosering av jernklorid. Umiddelbart før forsøksstart havarerte den største pumpestasjonen i avløpsnettlet med den følge at vannføringen ble drastisk redusert.

Sammenlikningen av fellingskjemikaliene ble utført ved at en samtidig doserte hhv aluminiumsulfat og jernklorid i hver halvdel av anlegget. Opprinnelig hadde en tenkt å kjøre med forskjellig hydraulisk belastning på hvert sedimenteringsbasseng innen hver halvdel. Dette lot seg ikke gjøre pga den lave vannføringen. For å øke overflatebelastningen ble ett sedimenteringsbasseng i hver halvdel (linje 1 og linje 4, fig. 11.1) holdt avstengt i hele forsøksperioden. Hver linje ble belastet likt.

I perioden 27.11.-7.12. ble jernklorid dosert i venstre anleggshalvdel og aluminiumsulfat i høyre. Deretter ble fellingsmidlene byttet om slik at jernklorid ble dosert i høyre anleggshalvdel og aluminiumsulfat i venstre.

Kjemikaliene ble tilsatt umiddelbart etter deling av anlegget og blandet i vannmassene ved luftinnblåsing (konf fig. 11.1).

11.4.2 Fellingskjemikalier og doseringsmengder

- Aluminiumsulfat fra Lysaker Kemiske Fabrik
Aktiv bestanddel 3.3 mol/kg

- Ferriklor 12 levert av Ferriklor AB
Jernkloriden foreligger hovedsakelig som treverdige jern.
Aktiv bestanddel 3.1 mol/ml
Jernkloriden leveres i flytende form
Veskens spesifikke vekt er 1.47-1.48 kg/liter

Dosering av aluminiumsulfat:

Vannmengdeproporsjonalt 190 g/m^3
pH-regulert 95 g/m^3
(Ang. pH-regulering konf pkt 2).

Dosering av jernklorid:

Vannmengdeproporsjonalt 177 ml/m^3

Jernkloriden ble dosert vha stempelpumpe av typen MicroMax levert av Varla Industrier AB.

Proporsjonaldoseringen ble styrt av et forvalgstelvek. Forvalgstelveket ble innstilt slik at pumpen doserte innstilt proporsjonaldoseringsmengde for hver annen m^3 avløpsvann som passerte vannføringsmåleren.

11.4.3 Erfaring med bruk av jernklorid

Jernkloriden er meget korrosiv. Ved temperaturer under ca -5°C begynner den å krystallisere.

Under forberedelsene til forsøkskjøringen fikk en erfare en del problemer som bør tas hensyn til ved bruk av jernklorid:

Jernkloriden ble oppbevart utendørs i en 8 m^3 tank av glassfiberarmert polyester. Uttaket i bunne av tanken var imidlertid av metall. Det er sannsynlig at uttaket ville blitt tæret opp i løpet av forsøksperioden. En måtte derfor støpe uttaket inn i plast og i stedet legge uttaket til toppen av tanken.

Pga sen forsøksstart satte det inn med kuldegrader som førte til at jernkloriden begynte å krystallisere til en tykk "grøt". En var derfor nødt til å isolere tanken. Dette ble gjort ved å bygge et reisverk over tanken og kle dette med glassvatt. Ved å steame tanken utvendig klarte en å "tine" jernkloriden. Ved å plassere en vifteovn på 1 000 W under den isolerte tanken ble jernkloriden holdt flytende under hele forsøksperioden.

Jernkloriden ble tilført anlegget vha stempelpumpe via plastledning. Veskenivået i tanken lå høyere enn doseringspunktet i anlegget. En fikk erfare under innkjøringen at plastslangen virket som hevert. Dette førte til sterk overdosering, uavhengig av innstilling av stempelpumpen. For å hindre dette ble plastslangen ført opp over veskenivået i tanken og luftet i høyeste punkt.

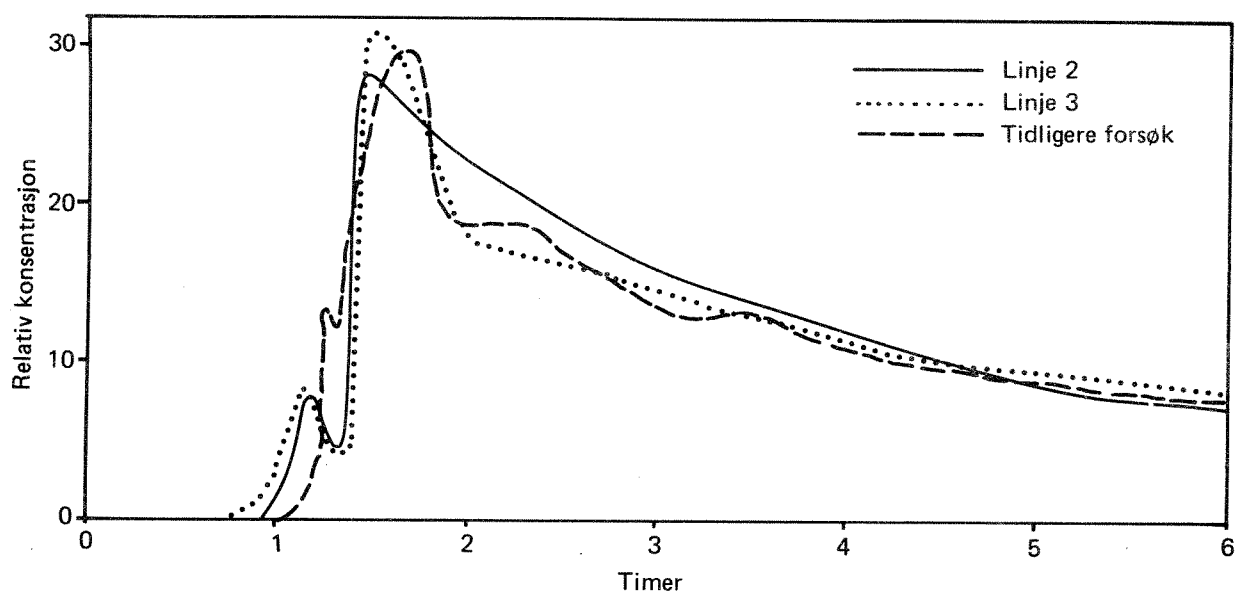
11.4.4 Kontroll av hydraulisk fordeling

For å kontrollere om vannføringen i hver halvdel av anlegget var den samme, ble det kjørt tracerforsøk etter samme prosedyre som beskrevet i bilag 1.

Det ble benyttet 25 ml Rhodamine B i hver anleggshalvdel.

Fig. 11.6 viser resultat av forsøket som indikerer at belastningen er tilnærmet den samme i hver anleggshalvdel.

På figuren er også tegnet inn resultat fra tidligere tracerforsøk (konf linje 4, figur i bilag 1). Sammenlikning av kurvene indikerer at vannføringene i bassengene har vært omtrent like. Sammenlikner en registrerte vannføringer under de to forsøkene, kommer en frem til følgende resultat:



Figur 11.6 Tracerkurver for kontroll av hydraulisk fordeling.

(Med registrerte vannføringer menes 70% av vannføring ifølge måleren, konf kontroll av vannføringsmåleren pkt 3.1).

Gjennomsnittlig registrert total vannføring i løpet av forsøket: $280 \text{ m}^3/\text{h}$

Beregnet vannføring ifølge tidligere tracerforsøk (bilag 1)

(2 x vannføring i linje 4) : $210 \text{ m}^3/\text{h}$

Registrert total vannføring under tidligere tracerforsøk : $609 \text{ m}^3/\text{h}$

Tallene viser at om vannføringsmåleren stemmer ved ca $600 \text{ m}^3/\text{h}$, vil den ved vannføring på ca $200 \text{ m}^3/\text{h}$ vise ca 33% for mye. (Virkelig vannføring er 25% lavere enn registrert). Parshallrenna, eller vannføringsmåleren, vil altså ved store variasjoner i vannføringen være meget unøyaktig.

Ved beregning av kjemikaliedosering og overflatebelastning har en her korrigert størrelsene ved å multiplisere registrert dosering med en faktor lik 1.33 og registrert vannføring med en faktor lik 0.75.

11.4.5 Prøvetaking, registrering og analyser

Prøvetaking og registrering av pH og turbiditet ble utført etter samme mønster som beskrevet i pkt 11.3.2 ved to-timers blandprøver i løpet av arbeidsdagen samt døgnblandprøver. I tillegg ble siktedypet i utløpet fra hver linje registrert hver formiddag.

Registrering av gjennomsnittlig vannføring og dosering av aluminiumsulfat ble utført etter samme metode som beskrevet tidligere. Dosering av jernklorid ble kontrollert en gang pr. dag vha målesylinder. Doseringsmengden har holdt seg forholdsvis konstant under hele forsøksperioden.

Prøver av innløps- og utløpsvann er analysert for totalfosfor, ortofosfat, suspendert stoff og alkalitet. Noen av døgnblandprøvene ble også analysert for kjemisk oksygenforbruk (dikromat). Analysene er utført ved byveterinæren i Gjøvik og ved NIVAs laboratorier.

Samtlige analyser er utført etter standard metoder benyttet ved NIVA.

11.4.6 Resultater

Tabell 3 og 4, bilag 2, gir oversikt over samtlige analyser samt registrert aluminiumdosering og beregnet gjennomsnittlig overflatebelastning i aktuelle prøvetakingsperioder.

Analyseresultater

- Ortofosfat:

Utfellingen av ortofosfat har vært omtrent fullstendig for samtlige prøver av utløpsvannet.

- Totalfosfor og suspendert stoff:

Fig. 11.7 viser totalfosfor og suspendert stoff i innløp og utløp fra hver linje i to-timers blandprøver. Innholdet av totalfosfor og suspendert stoff i utløpet er ved begge fellingsmidlene lave. Det er imidlertid en markert forskjell i utløpskvaliteten fra hver linje med laveste konsentrasjoner i jernfelt avløpsvann.

Totalfosfor og suspendert stoff i døgnblandprøver er vist i fig. 11.8. Verdiene viser samme tendens som i to-timers blandprøver.

- Kjemisk oksygenforbruk:

Fig. 11.9 viser prosentvis reduksjon av kjemisk oksygenforbruk. Jernklorid har gjennomgående gitt størst reduksjon.

Registreringer

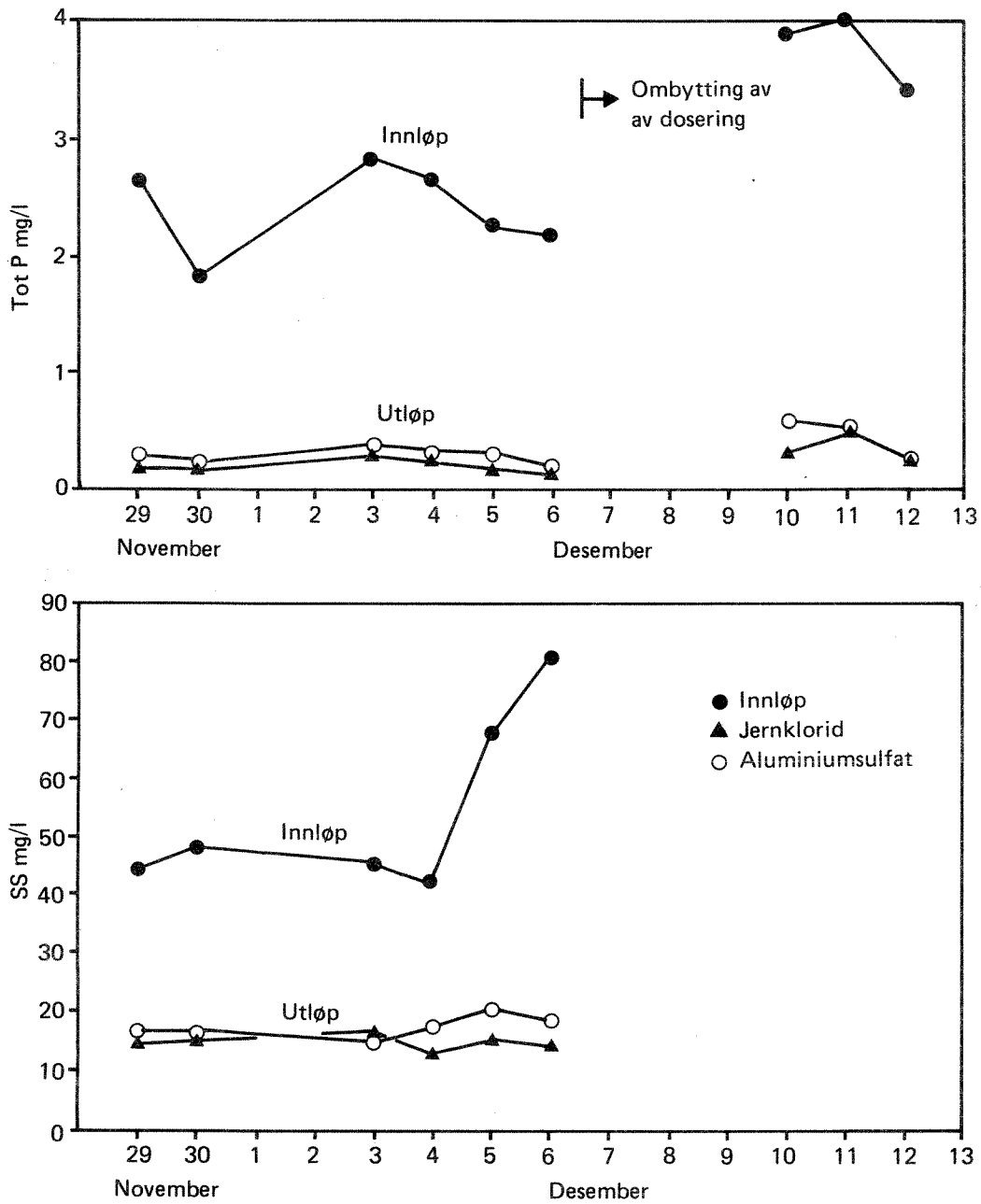
Turbiditet

Fig. 11.10 gir turbiditet i utløp fra hver linje i perioden 27.11.-7.12. Kurvene er fremstilt som frekvenskurver (nærmere forklart i pkt 11.3.4).

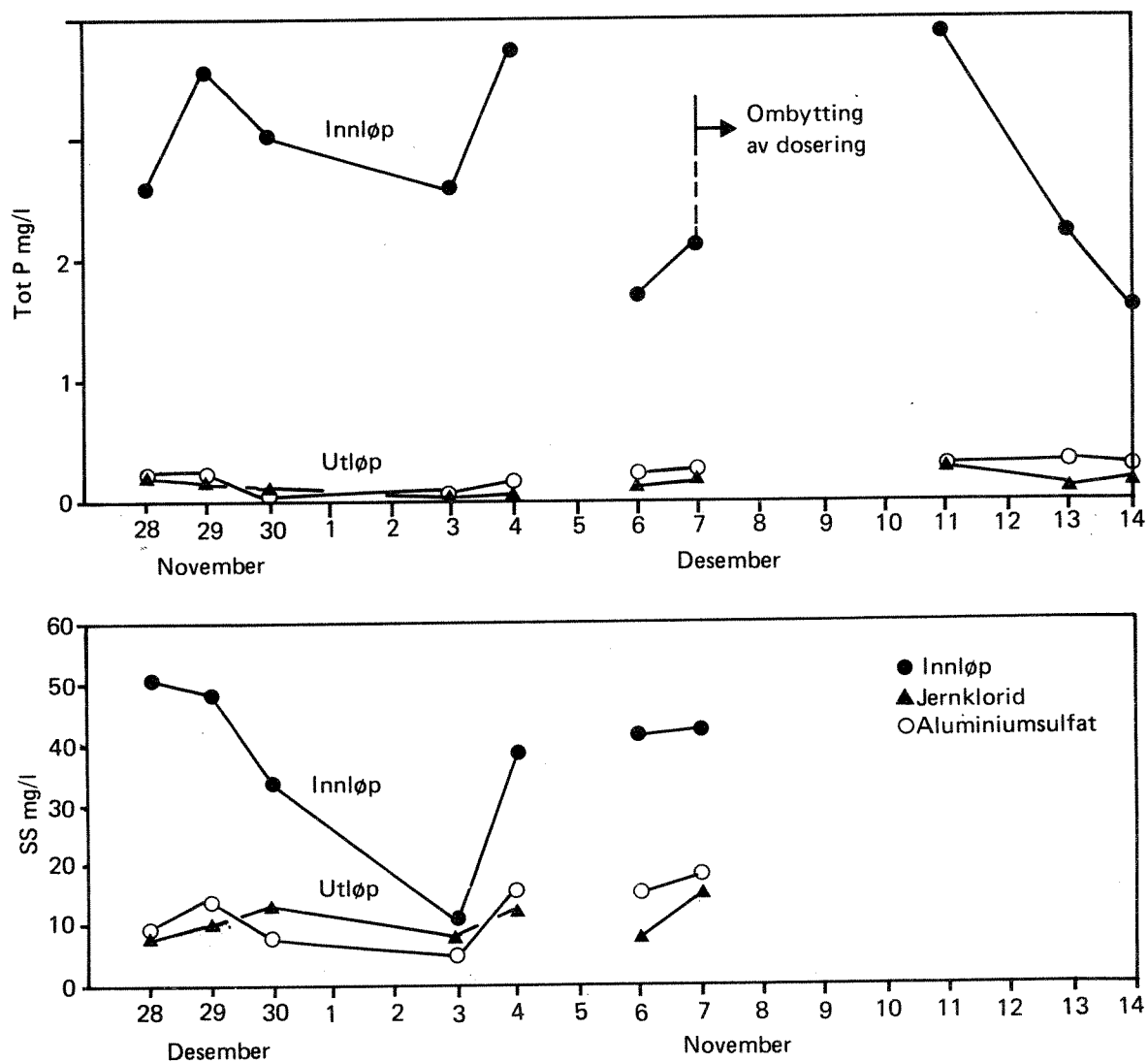
Tidligere sammenlikning av turbiditet og totalfosfor ved felling med aliminiumsulfat viser at turbiditeten er et godt uttrykk for totalfosforkonsentrasjonene. Det er sannsynlig at tilsvarende sammenheng finnes ved bruk av jernklorid.

En ser av kurvene at turbiditeten i jernfelt avløpsvann gjennomgående har vært markert lavere enn i aluminiumsfelt avløpsvann.

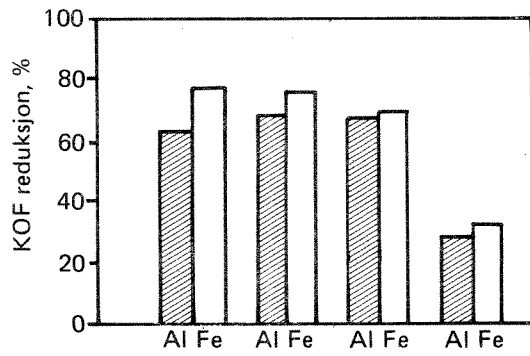
Siktedyp (fig. 11.11) indikerer at jernklorid gir vesentlig klarere vann enn aluminiumsulfat.



Figur 11.7 Total-fosfor og suspendert stoff før og etter felling med hhv jernklorid og aluminiumsulfat, 2-timers blandprøve.



Figur 11.8 Total-fosfor og suspendert stoff før og etter felling med hhv jernklorid og aluminiumsulfat, døgnblandprøver.



Figur 11.9 Rensegrader av kjemisk oksygenforbruk ved felling med jernklorid og aluminiumsulfat, døgnblandprøver.

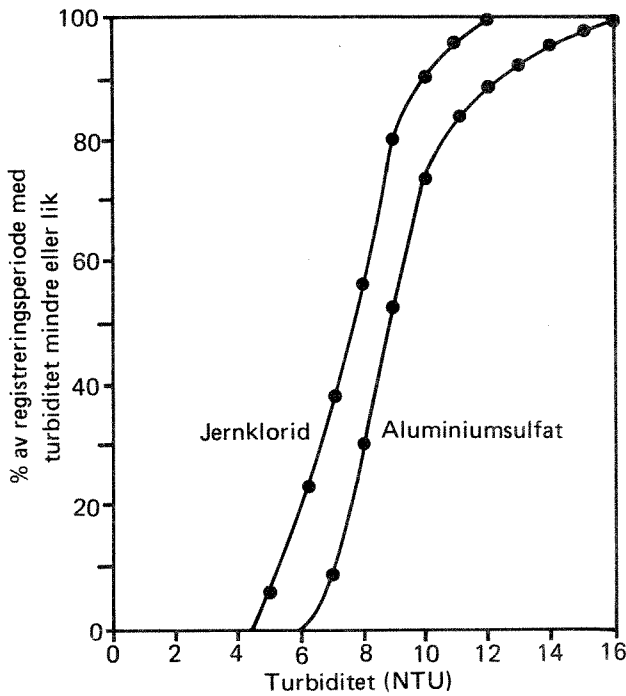
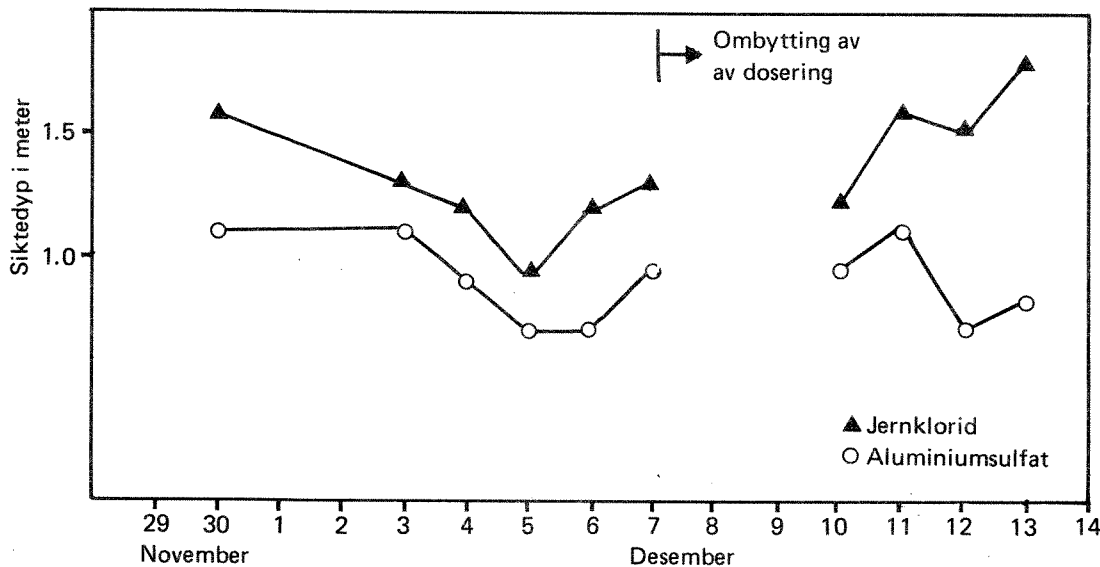


Fig. 11.10 Frekvenskurver for turbiditet etter rensing med jernklorid og aluminiumsulfat.



Figur 11.11 Siktedyp etter rensing med jernklorid og aluminiumsulfat.

Optimal pH for jernklorid

Fig. 11.12 viser pH og turbiditet i utløp ved hhv for høy og for lav dosering av jernklorid. (Resultatene er fra innkjøringsperioden og den sterke overdoseringen skyldes at doseringsslangen for jernklorid virket som hevert.) Tilsvarende verdier for aluminiumsulfat viser at fellingsbetingelsene i anlegget har vært konstante. I fig. 11.13 har en plottet samhørende verdier for pH og turbiditet. Figuren indikerer at jernklorid bør doseres slik at pH holdes i området 5.5 til 6.0 (vanligvis hevdes at optimalt pH-område er fra 5.0 til 6.0).

Registrert pH i forsøksperioden

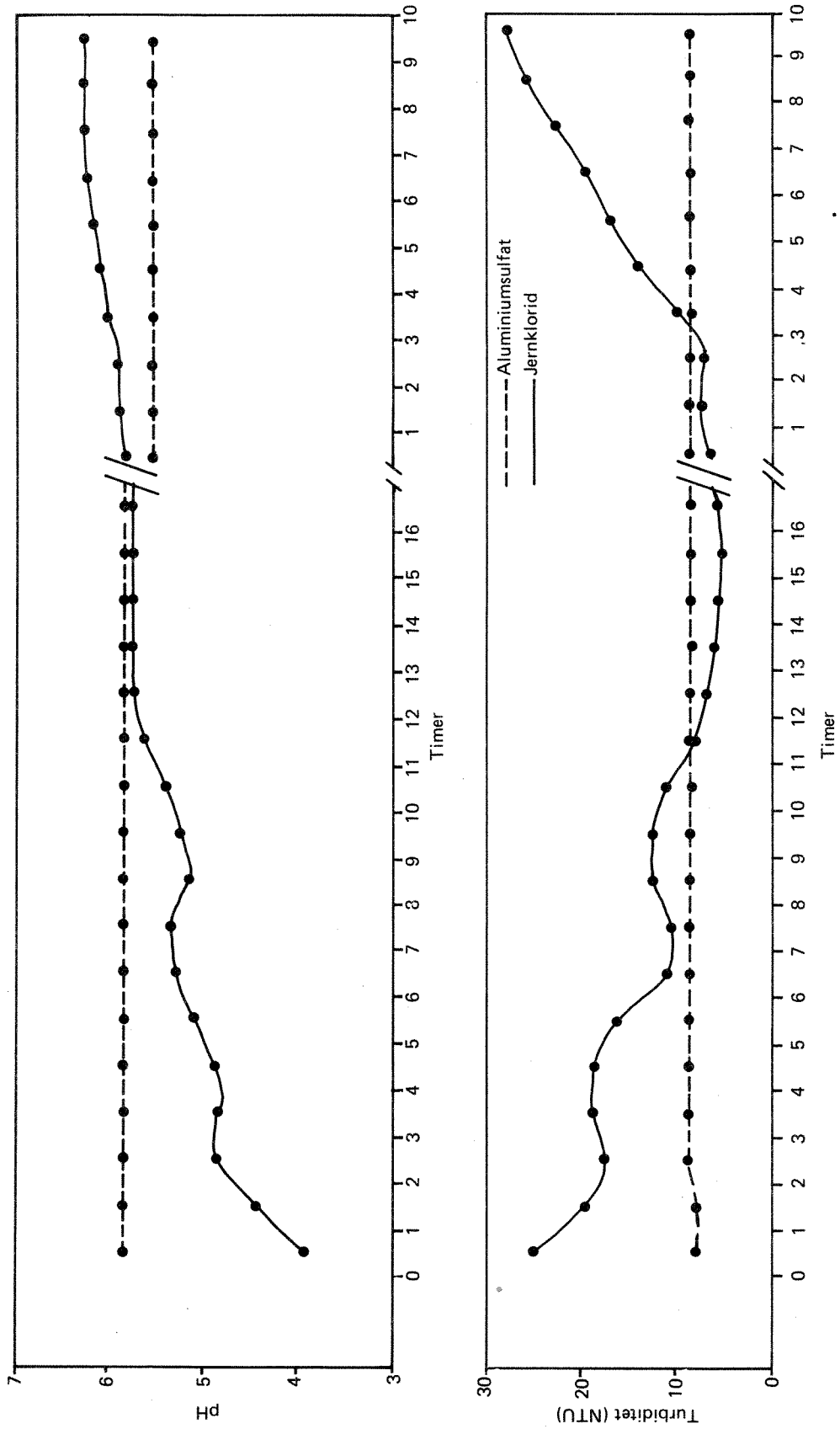
Fig. 11.14 viser frekvenskurver for pH i utløp ved felling med hhv jernklorid og aluminiumsulfat i perioden 27.11. til 7.12. Kurvene er fremstilt på samme måte som frekvenskurver for turbiditet. En ser at pH ved felling med aluminiumsulfat har vært mer konstant enn ved felling med jernklorid. Dette skyldes at doseringen er pH-regulert.

pH for jernklorid har ligget mellom ca 5.3 og 5.9.

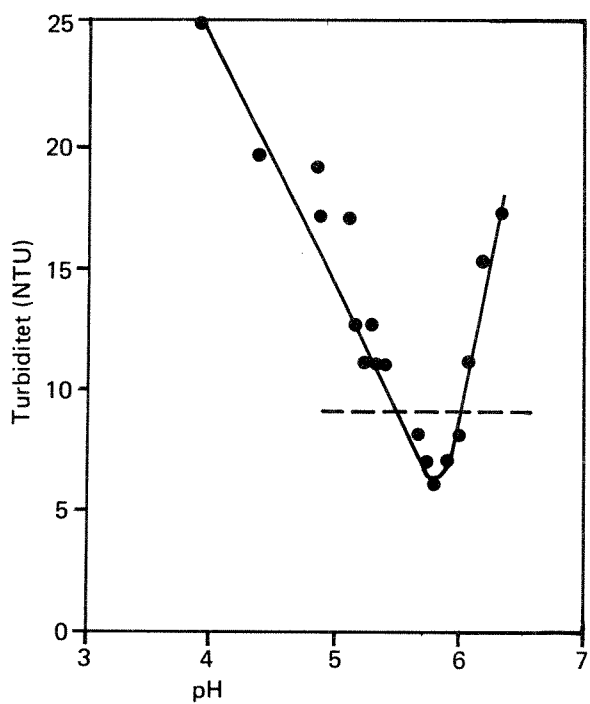
Visuell vurdering av fnokkegenskaper

Størrelsen på både aluminium og jernfnokkene var i siste flokkuleringskammer ca 1 til 3 mm. Størrelsen på jernfnokkene var vesentlig mindre enn hva som ble oppnådd i tidligere forsøk i jar-test (konf fig. 8.4). Dette kan skyldes flokkuleringsforholdene i anlegget.

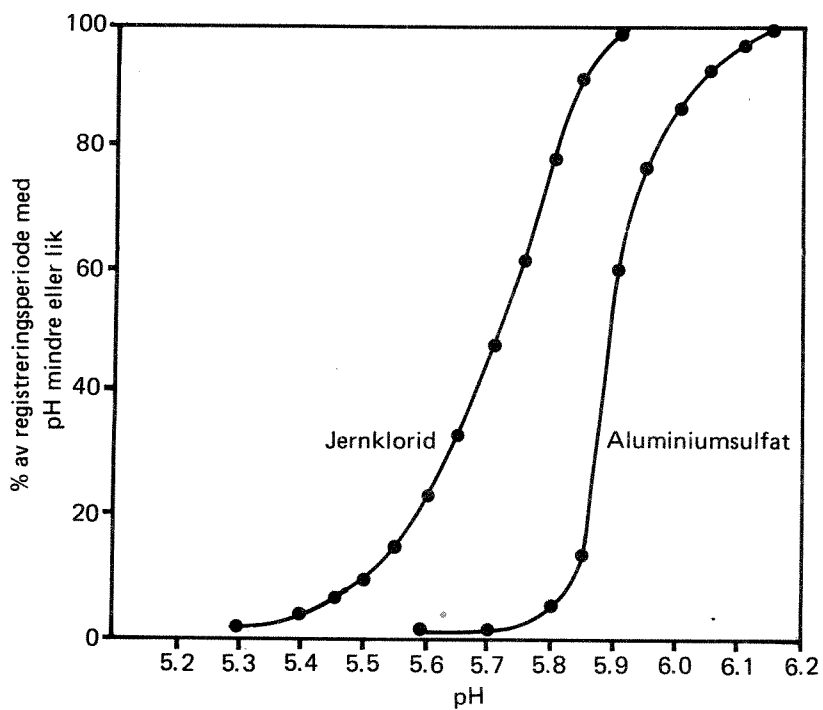
Jernfnokkene virket kompakte i forhold til aluminiumfnokkene som hadde mer uregelmessig form. Det er sannsynlig at aluminiumsfnokkene lettere vil påvirkes av strømningsforholdene i sedimenteringsbassengene.



Figur 11.12 pH og turbiditet i renset avløpsvann registrert i samme periode.



Figur 11.13 Optimalt pH-område for jernklorid.



Figur 11.14 Frekvenskurver for pH i rensat avløpsvann.

Forholdet mellom doseringsmengder av jernklorid og aluminiumsulfat

Pga problemer med telleverket for antall omdreininger av doseringsskruen for aluminiumsulfat, har en ikke data for total forbrukt mengde av aluminiumsulfat i løpet av forsøksperioden. Sammenlikner en gjennomsnittlige doseringsmengder i aktuelle prøvetakingsperioder (tabell 3 og 4, bilag 2) ser en at forholdet mellom ml/m^3 av jernklorid og g/m^3 av aluminiumsulfat ligger i området 1.0-1.3. Fra 27.11. til 3.12. har gjennomsnittlig doseringsforhold vært lik 1.38 og fra 5.12. til 7.12. lik 1.15.

Det er sannsynlig å anta at forbruket av jernklorid (volumenhet) har vært under 35% større enn forbruket av aluminiumsulfat (vektenhet).

11.4.7 Konklusjon

- Utløpskvaliteten har vært tilfredsstillende ved felling med både aluminiumsulfat og jernklorid.
- Jernklorid har gitt lavest konsentrasjoner av både totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk i rensset avløpsvann.
- Turbiditeten i rensset avløpsvann har vært lavest ved bruk av jernklorid.
- Jernklorid har gitt vesentlig bedre siktedyp.
- Det er sannsynlig at renseeffekten vil være mer følsom overfor variasjoner i hydraulisk belastning ved felling med aluminiumsulfat enn ved felling med jernklorid.
- Optimal fellings-pH for jernklorid synes å ligge i området 5.5-6.0.
- Forbruk av jernklorid (i volumenhet) vil sannsynligvis være under 35% større enn forbruk av aluminiumsulfat (i vektenhet).

12. Litteratur

1. Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg, SFT
2. Veiledning for driftsovervåking av kommunale renseanlegg.
Rapport 4, Nordforsk-prosjektet Drift av renseanlegg (1979)
3. Berglind, L.: Behandling av avløpsvann fra næringsmiddelindustri i kommunale renseanlegg. Delrapport 2. PRA 2.6.
0-9/74 NIVA (1977).
4. Berglind, L.: Behandling av avløpsvann fra næringsmiddelindustri i kommunale renseanlegg. PRA 26. 2.6.
0-9/74, NIVA (1975)
5. Ødegaard, H., Thorsen, T. og Skoglund, L.:
Rensing av avløpsvann (1976)
6. Damhaug, T.: Instrumentering og styring av kjemiske renseanlegg.
NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg (1980).
7. Nybruket, S.: Mjøsaksjonen, Status for industrien i Oppland,
Intern arbeidsrapport (1979).

13. Bilagsfortegnelse

Bilag 1 Fordeling av hydraulisk belastning ved fullskalaforsøk

Bilag 2 Analysedata fra fullskala forsøk

Tabell 1: Analyser og registreringer fra forsøk med varierende hydraulisk belastning, 2-timers blandprøver

Tabell 2: Analyser og registreringer fra forsøk med varierende hydraulisk belastning, døgnblandprøver

Tabell 3: Analyser og registreringer ved sammenligning av aluminiumsulfat og jernklorid, 2-timers blandprøver

Tabell 4: Analyser og registreringer ved sammenligning av aluminiumsulfat og jernklorid, døgnblandprøver.

B I L A G 1

BILAG 1

FORDELING AV HYDRAULISK BELASTNING VED FULLSKALA FORSØK

Kontroll av hydraulisk fordeling er utført ved tracerforsøk og ved å installere overløp i utløpsrenner.

Tracerforsøk

Beregning

Ved å tilsette samme mengde tracer i innløp til hver anleggshalvdel og registrere konsentrasjonen i utløp fra hvert av sedimenteringsbassengene som funksjon av tiden, kan den hydrauliske fordelingen beregnes på følgende måte:

Tilsatt mengde tracer: $M = \int QCdt$

Q = vannføring

C = konsentrasjon av tracer i avløpsvannet

t = tiden

Ved samme mengde tracer tilsatt i hver anleggshalvdel er:

$$\begin{array}{cc} \text{høyre anl.halvdel} & \text{venstre anl.halvdel} \\ M = \int Q_1 C_1 dt + \int Q_2 C_2 dt & = \int Q_3 C_3 dt + \int Q_4 C_4 dt \end{array}$$

Q_1, C_1 er vannføring og konsentrasjon i linje 1 osv. (konf. fig. II.1)

Er vannføringen gjennom anlegget konstant, og forholdet mellom vannføringene innen hhv. høyre og venstre anleggshalvdel kjent, kan hydraulisk fordeling på hver halvdel beregnes:

$$Q_1 = x_1 Q \text{ høyre} \quad Q_3 = x_3 Q \text{ venstre} \quad x = \text{forholdstall}$$

$$Q_2 = x_2 Q \text{ høyre} \quad Q_4 = x_4 Q \text{ venstre}$$

$$Q \text{ høyre} \left[x_1 \int C_1 dt + x_2 \int C_2 dt \right] = Q \text{ venstre} \left[x_3 \int C_3 dt + x_4 \int C_4 dt \right]$$

eller for praktiske formål:

$$(1) \quad \frac{Q \text{ venstre}}{Q \text{ høyre}} = \frac{x_1 \int C_1 dt + x_2 \int C_2 dt}{x_3 \int C_3 dt + x_4 \int C_4 dt}$$

- Utførelse av forsøk

Som tracer ble benyttet flytende Rhodamine B. Mengde pr. anleggshalvdel ble valgt til 50 ml utblandet i ca. 10 liter vann.

Traceren ble tilsatt samtidig i hver halvdel umiddelbart etter delingen ved innløpet. Innblanding i avløpsvannet ble utført ved luftinnblåsing.

Prøvetaking i utløp fra hver av bassengene foregikk i 6 timer etter følgende frekvens.

1. time: hvert 5. minutt fra alle basseng
2. " : hvert 10. minutt fra linje 1 og 2, hvert 5. minutt fra linje 3 og 4
3. " : ca. hvert 15. minutt fra alle basseng
4. " : ca. hvert 20. minutt fra alle basseng
5. " : to prøver
6. " : en prøve

Prøvene ble tatt i 2-drams glass. Konsentrasjonsvariasjonene av Rhodamine B i avløpsvannet ble bestemt i et Turner fluorometer. Fluor-essensen er tilnærmet proporsjonal med konsentrasjonen av Rhodamine, en kan derfor benytte avlesningen direkte ved beregning av hydraulisk fordeling. Figur 1 viser relativ konsentrasjonsvariasjon av Rhodamine i utløpet fra sedimenteringsbassengene.

Bruk av formel (1) forutsetter konstant vannføring. Nedenfor er gitt gjennomsnittlig vannføring registrert diverse ganger i løpet av forsøket ved avlesning av vannmengdemåler:

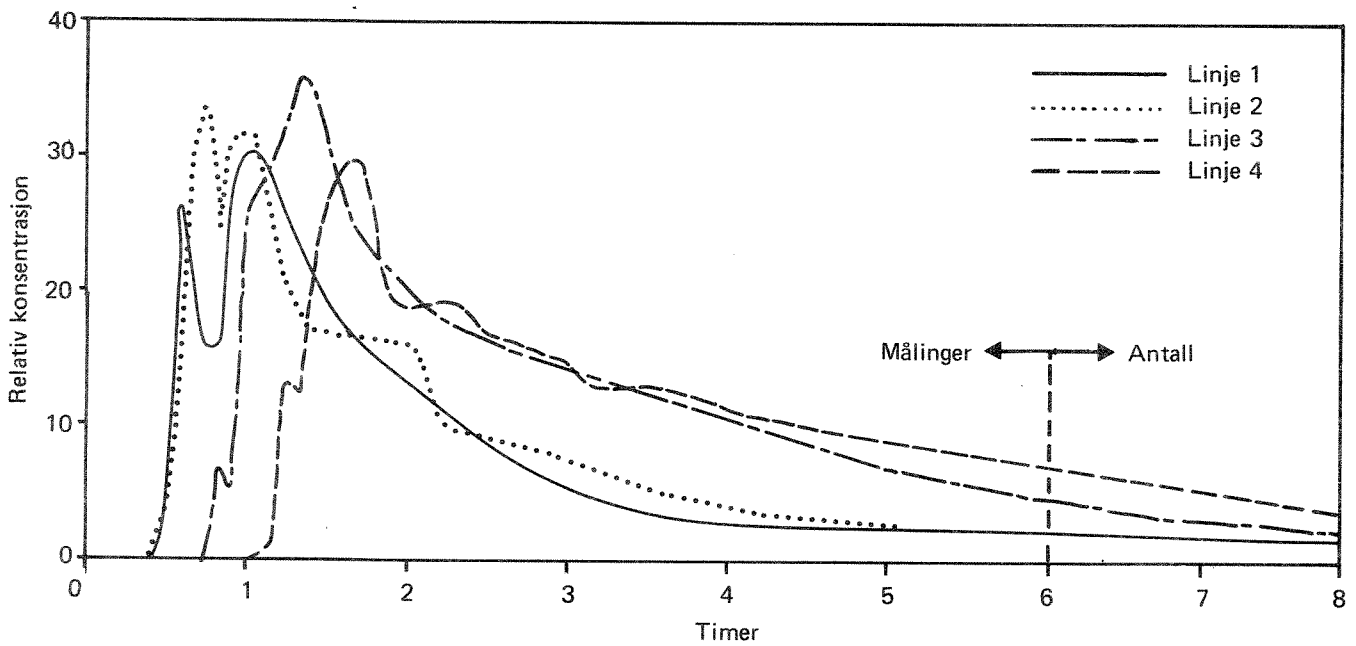
Tid etter forsøksstart (minutter):

	0	25	50	60	70	90	140	160	220	240	260
Gj.sn. vannf. (m ³ /h)	620	627	610	625	602	617	610	602	590	607	

Registrert variasjon fra midlere vannføring i løpet av tracerforsøket er ca $\pm 6\%$. Vannføringen har vært forholdsvis konstant. Forutsetningene for bruk av formel (1) antas derfor å være tilstede.

Forholdstallene x_1 t.o.m. x_4 er bestemt ved å installere skarpkantede overløp i samtlige utløpsrenner. Beregnede forholdstall er gitt i tabell 1. Variasjoner i forholdstallene gir lite utslag på beregnet fordeling v.h.a. formel (1) som gir følgende resultat:

$$\frac{Q_{\text{venstre}}}{Q_{\text{høyre}}} = \frac{x_1 \sum C_1 dt + x_2 \sum C_2 dt}{x_3 \sum C_3 dt + x_4 \sum C_4 dt} = 0,7$$



Figur 1. Relative konsentrasjoner av Rhodamine B i utløp fra ettersedimenteringsbassengene.

Kontroll v.h.a. overløp i utløpsrenner

I hver utløpsrenne ble installert skarpkantede overløp laget i tre med følgende dimensjoner:

høyde: 4,5 cm

bredde: 30 cm

Vannføringen i utløpsrennene er beregnet etter følgende formel:

$$Q = 1,95 \cdot B \cdot h^{1,5}$$

Q = vannføring

B = overløpets bredde

h = vannstandshøyde over overløpskant

I tabell 1 er gitt beregnede vannføringer i hver linje samt forholdet mellom vannføringene i og innen hver anleggshalvdel ved tre anledninger. Tabellen gir også registrert total vannføring i anlegget umiddelbart etter måling av vannstandshøyder.

Registrert vannføring viser øyeblikkssituasjonen og angir kun størrelsesorden av vannføringen. Differansen mellom registrert og beregnet vannføring er under 8%. Forholdet mellom vannføringene i hhv. venstre og høyre anleggshalvdel varierer mellom 0,64 og 0,72, mens tilsvarende forhold registrert i tracerforsøket er 0,7. Totalvannføringen i anlegget ved kontroll av hydraulisk fordeling er i størrelsesorden den samme som registrerte vannføringer i aktuelle prøvetakingsperioder (konf. tabell 1 og 2 i bilag 2). En antar derfor at beregnet fordeling er representativ for hele forsøksperioden.

Tabell 1. Beregnet vannføring og forholdstall vha. overløp i utløpsrenner

Regi- strert vann- føring m ³ /h	Beregnet vannføring m ³ /h					Forholdstall				
	Høyre anleggshalvdel		Venstre anleggshalvdel		Totalt	$\frac{Q_{\text{venstre}}}{Q_{\text{høyre}}}$	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄
	Linje 1	Linje 2	Linje 3	Linje 4						
567	161	166	121	89	537	0,64	0,49	0,51	0,58	0,42
567	176	180	144	111	611	0,72	0,49	0,51	0,56	0,44
553	175	171	132	97	575	0,66	0,51	0,49	0,58	0,42

$$x_1 = \frac{Q_1}{Q_{\text{høyre}}} \quad x_2 = \frac{Q_2}{Q_{\text{høyre}}} \quad x_3 = \frac{Q_3}{Q_{\text{venstre}}} \quad x_4 = \frac{Q_4}{Q_{\text{venstre}}}$$

Linje nr. refererer seg til figur 11.1

Vha. forholdstallene kan en beregne vannføringen i hver linje ut fra totalvannføringen i anlegget. Dette gir følgende resultat:

$$\frac{Q_{\text{venstre}}}{Q_{\text{høyre}}} = 0,64 \quad \frac{Q_{\text{venstre}}}{Q_{\text{høyre}}} = 0,72$$

Vannføring linje 1; Q ₁ :	0,299 Q _{total}	0,284 Q _{total}
" " 2; Q ₂ :	0,311 "	0,296 "
" " 3; Q ₃ :	0,226 "	0,244 "
" " 4; Q ₄ :	0,164 "	0,176 "

Største registrerte variasjon er ca.7%.

Til beregning av vannføringer i aktuelle prøvetakingsperioder har en benyttet følgende formler:

$$\begin{aligned} \text{linje 1 og 2: } Q_1 &= Q_2 = 0,30 \cdot Q_{\text{total}} \\ \text{linje 3} \quad Q_3 &= 0,23 \cdot " \\ \text{linje 4} \quad Q_4 &= 0,17 \cdot Q_{\text{total}} \end{aligned}$$

Tilsvarende overflatebelastninger (areal av sedimenteringsbasseng : 155,75 m²) er:

$$\begin{aligned} F_1 &= F_2 = 1,93 \cdot 10^{-3} Q_{\text{total}} \\ F_3 &= 1,48 \cdot 10^{-3} " \\ F_4 &= 1,09 \cdot 10^{-3} " \end{aligned}$$

B I L A G 2

Tabell 1. Analyser og registreringer fra forsøk med varierende hydraulisk belastning, 2-timers blandprøver

Dato	Kl	Analyse- sted	Turbi- ditet NTU	SS mg/l	Tot-P mg/l	Orto-P mg/l	pH	Alkali- tet mekv/l	Alu- minium g/m ³	Vann- føring m ³ /h	Overflate- belastning m ³ /m ² ·h
22.10.	12-14	Innløp		90	2,96	1,35	6,8	1,78		560	
		Utløp 1	33	72	0,82	-0	5,55	0,84			1,08
		" 2	34	71	0,77	-0	5,55	1,02			1,08
		" 3	24	49	0,49	0,006	5,55	0,71			0,83
		" 4	16	42	0,37	0,003	5,55	0,51			0,61
23.10.	11-13	Innløp		149	3,91	1,70	6,8	1,51		614	
		Utløp 1	14,5	64	0,57	-0	5,8	0,80			1,19
		" 2	14,5	67	0,54	-0	5,8	1,00			1,19
		" 3	13	43	0,42	-0	5,8	0,73			0,91
		" 4	8	41	0,38	-0	5,8	0,73			0,67
24.10.	11-13	Innløp		222	3,43	0,23		1,51		557	
		Utløp 1	16	25	0,49	-0	5,8	0,60			1,08
		" 2	15	25	0,52	-0	5,8	0,58			1,08
		" 3	11,5	22	0,39	-0	5,8	0,49			0,82
		" 4	7,5	17	0,33	-0	5,8	0,44			0,61
25.10.	11-13	Innløp		69	3,49	0,77	6,8	1,78		569	
		Utløp 1	13	12	0,50	0,003	5,8	0,44			1,10
		" 2	12,5	11	0,47	0,004	5,8	0,51			1,10
		" 3	13	23	0,42	-0	5,8	0,42			0,84
		" 4	9	15	0,32	0,006	5,8	0,36			0,84
26.10.	10.30- 12.30	Innløp		65	3,19	1,76	6,85	2,06		554	
		Utløp 1	12,5	35	0,49	0,01	5,7	0,56			1,07
		"	13	35	0,46	0,008	5,7	0,73			0,82
		" 4	10	31	0,41	0,007	5,7				0,60
29.10.	12-14	Innløp		50	3,01	1,8				563	
		Utløp 1	12	28	0,50	0,017	5,9				1,09
		" 3	8	22	0,35	-0	5,7				0,83
		" 4	7	20	0,32	-0	5,7				0,61
30.10.	12-14	Innløp		64	3,19	2,09		1,55		571	
		Utløp 1	13	37	0,63	0,002	5,9	0,71			1,10
		" 3	9	31	0,41	0,009	5,8	0,64			0,85
		" 4	8	27	0,37	0,014	5,8				0,62
31.10.	11-13	Innløp		89	3,78	0,905	6,6	1,51		595	
		Utløp 1	13	43	0,54	-0	5,9	0,80			1,15
		" 3	11	27	0,37	-0	5,7	0,51			0,88
		" 4	8	18	0,27	-0	5,7				0,65
1.11.	11-13	Innløp		84	2,23	0,094			106	542	
		Utløp 1	11	24	0,42	-0	5,9				1,05
		" 3	8,5	19	0,29	-0	5,7				0,80
		" 4	7	19	0,23	-0	5,7				0,59
2.11.	09.00- 11.30	Innløp		77	2,90	0,65	6,6		107	572	
		Utløp 1		33	0,67	0,006	5,9				1,10
		" 3		26	0,41	-0	5,7				0,85
		" 4		21	0,37	-0	5,7				0,62

Tabell 2. Analyser og registreringer fra forsøk med varierende hydraulisk belastning, døgnblandprøver

Dato	K1	Analyse- sted	Turbi- ditet NTU	SS mg/l	Tot-P mg/l	Orto-P mg/l	pH	Alkali- tet mekv/l	Alu- minium g/m ³	Vann- føring m ³ /n	Overflate- behandling m ³ /m ² ·h	
19.- 22.10.	16-12	Innløp		11	1,06	0,69			↑	573		
		Utløp 1		8,8	0,11	~0					1,11	
		" 2		14	0,13	~0					1,11	
		" 3		14	0,10	~0					0,85	
22.10.	12-11	" 4		11	0,13	~0					0,62	
		Innløp		33	2,22	1,40			123	550		
		Utløp 1		16	0,19	~0			↓		1,06	
		" 2		15	0,20	~0				1,06		
" 3		17	0,15	0,006			0,81					
" 4		19	0,15	~0			0,60					
24.- 25.10.	11-11	Innløp		40	1,91	0,95				547		
		Utløp 1		30	0,25	~0			↓		1,06	
		" 2		27	0,34	~0				1,06		
		" 3		31	0,38	~0				0,81		
" 4		21	0,19	~0			0,60					
25.- 29.10.	14-11	Innløp		8	1,32	1,05				535		
		Utløp 1		12	0,23	~0			↓		1,03	
		" 3		1,5	0,07	~0				0,79		
		" 4		8	0,17	~0				0,58		
29.- 31.10.	13-11	Innløp		21	1,91	1,20					540	
		Utløp 1		15	0,25	~0			↓		1,04	
		" 3		15	0,18	~0				0,80		
		" 4		8	0,14	~0				0,59		
31.10.- 1.11.	13-11	Innløp		48	2,39	1,54					536	
		Utløp 1		15	0,39	~0			↓		1,03	
		" 3		14	0,24	~0				0,79		
		" 4		20	0,22	~0				0,58		
1.-2.11.	13-11	Innløp		46	2,05	1,00				106	515	
		Utløp 1		19	0,47	0,002			↓		0,99	
		" 3		39	0,36	~0				0,76		
		" 4		19	0,34	~0				0,56		
19.- 2.11.		Utløp 1										1,07
		" 2									1,07	
		" 3									0,82	
		" 4									0,60	

Innløp: Innløp til kjemisk del

Utløp 1-4: Refereres til linjenr. fig. 11.1

Tabell 3. Analysar og registreringar ved sammenligning av aluminiumsulfat og jernklorid, 2-timers blandprøver

Dato	Kl	Analyse- sted	Turbi- ditet NTU	SS mg/l	Tot-P mg/l	Orto-P mg/l	pH	Alkali- tet mekv/l	Alu- minium g/m ³	Overflate- belastning m ³ /m ² ·h	Anmerking
29.11.	9-11	Innløp		45	2,63	0,56		2,40			Jerndosering: 177 ml/m ³
		Ut Al	7,5	16	0,26	0,018	5,8	0,73		0,61	
		Ut Fe	5,5	14	0,15	0,007	5,55	0,42		0,61	
30.11.	9-11	Innløp		48	1,87	0,686		2,78	153		
		Ut Al	7,5	16	0,22	0,015	5,9	0,73			
		Ut Fe	5,5	15	0,14	0,006	5,65	0,53			
3.12.	9-11	Innløp		45	2,82	1,04		2,55	136		
		Ut Al	9	14	0,34	0,007	5,9	0,73		0,56	
		Ut Fe	8	16	0,30	0,006	5,5	0,33		0,56	
4.12.	10-12	Innløp		42	2,66	0,934		2,0			
		Ut Al	13	17	0,27	0,010	5,95	0,67			
		Ut Fe	10	13	0,18	0,006	5,6	0,27			
5.12.	11-12	Innløp		68	2,22	0,697		2,13	141		
		Ut Al	14	20	0,27	0,012	6,05	0,64		0,84	
		Ut Fe	9,5	15	0,16	0,006	5,7	0,18		0,84	
6.12.	10-12	Innløp		81	2,17	0,74		2,20	156		
		Ut Al	10	18	0,16	0,016	5,9	0,67		0,72	
		Ut Fe	9	14	0,10	0,009	5,7	0,36		0,72	
10.12.	9-11	Innløp			3,89						Ombytting av dosering
		Ut Fe			0,27						
		Ut Al			0,59						
11.12.	9-11	Innløp			4,00						
		Ut Fe			0,48						
		Ut Al			0,51						
12.12.		Innløp		60	3,38	1,33					
		Ut Fe		8	0,17	<0,01					
		Ut Al		5	0,17	<0,01					

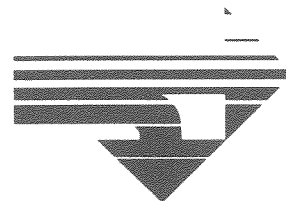
Innløp: Innløp til kjemisk del
 Ut Fe : Renset avløp, Jernklorid
 Ut Al : " " , Aluminiumsulfat

Tabell 4. Analyser og registreringer ved sammenligning av aluminiumsulfat og jernklorid, døgnblandprøver

Dato	Kl	Analyse- sted	KOF mg/l	SS mg/l	Tot-P mg/l	Orto-P mg/l	Alkali- tet mekv/l	Alu- minium g/m ³	Overflate- belastning m ³ /m ² ·h	Anmerkning
27.- 28.11.	9-9	Innløp		50	2,6	0,9				Jerndosering: 177 ml/m ³
		Ut Al		9	0,18	<0,01				
		Ut Fe		8	0,19	<0,01				
28.- 29.11.	9-11	Innløp	173,9	48	3,54	1,82	2,44	171		
		Ut Al	63,9	14	0,20	0,007	0,82		0,56	
		Ut Fe	39,5	10	0,17	0,10	0,38		0,56	
29.- 30.11.	11-11	Innløp	132,6	33	3,01	1,80	2,53	171		
		Ut Al	40,9	7,9	0,06	0,022	0,84		0,53	
		Ut Fe	29,9	13	0,11	0,019	0,78		0,53	
30.11.- 3.12.	11-9	Innløp		11	2,57	1,63	2,31	153		
		Ut Al		4,9	0,09	0,008	0,80		0,67	
		Ut Fe		7,5	0,04	0,016	0,51		0,67	
3.- 4.12.	11-10	Innløp	126,9	38	3,72	2,45	2,58			
		Ut Al	40,5	15	0,15	0,019	0,91			
		Ut Fe	38,5	13	0,09	0,007	0,60			
5.- 6.12.	11-10	Innløp	87,5	41	1,73	0,542	2,09	113		
		Ut Al	62,5	15	0,19	0,007	0,73		0,48	
		Ut Fe	58,9	8,4	0,09	0,007	0,53		0,48	
6.- 7.12.	10-12	Innløp		42	2,18	1,14	2,31	147		
		Ut Al		18	0,21	0,011	0,87		0,62	
		Ut Fe		15	0,15	0,008	0,56		0,62	
8.- 11.12.		Innløp			3,88			150		Ombytting av dosering
		Ut Fe			0,25				0,52	
		Ut Al			0,26				0,52	
12.- 13.12.		Innløp			2,19	0,795	2,50			
		Ut Fe			0,056	0,007	0,62		0,48	
		Ut Al			0,29	0,008	0,88		0,48	
13.- 14.12.		Innløp			2,92	1,57	2,47			
		Ut Fe			0,12	0,006	0,42		0,51	
		Ut Al			0,26	0,007	0,05		0,51	

Innløp: Innløp til kjemisk del
 Ut Fe : Renset avløp, Jernklorid
 Ut Al : " " , Aluminiumsulfat

NTNF's UTVALG FOR DRIFT AV RENSEANLEGG



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

B-nr. 1521.5969	Forsk.inst. navn Utvalg for drift av renseanlegg P.b. 333 Blindern, Oslo 3	NTNF-gruppe 15	Åpen/Foreløpig konfidensiell/Konfidensiell Åpen
Tittel INDUSTRIAVLØPSVANNETS INNVIRKNING VED RAMBEKK KJEMISKE KLOAKKRENSANLEGG Fellingskjemikalier Hydrauliske forhold			
Internt rapp.nr. HPA-22/76			
Forfatter(e) Jens-Erik Pettersen			Antall sider 85
			Dato Juni 1980
Oppdragsgiver NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg			

Referat, maks. 40 ord

Rambekk renseanlegg (sekundærfelling) renser avløpet fra Gjøvik. Det har vært problemer med å oppnå gode renseresultater. En har undersøkt mulig innvirkning av meieri- og slakteriavløp på renseresultatene. Felling med alternative kjemikalier (aluminiumsulfat, jernklorid, jernklorid/kalk) er vurdert. En har også undersøkt betydningen av hydraulisk belastning for renseresultater samt kommentert detaljer og endringer av konstruksjonsmessig utforming.

4 Emneord a maks. 23 karakterer

Kjemisk felling
Industriavløp
Hydraulisk belastning
Jar-test