

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-203/72

INTERKOMMUNALT RENSEANLEGG I HAMAR

FORSØK I HALVTEKNISK MÅLESTOKK

Delrapport 1

Forsøk med mekanisk - kjemisk rensing

Saksbehandler: tekn.lic. P. Balmér

Medarbeider : siv.ing. O.M. Grini

Rapporten avsluttet: 27. februar 1974

F O R O R D

Den daglige drift og forsøksvirksomhet ved anlegget er blitt ledet av sivilingeniør Olle Morten Grini, Norsk institutt for varmforskning (NIVA). Han har også skrevet hoveddelen av rapportens kapittel 1 - 4.

Ingeniør Egil Ole Murland, Østlandskonsult A/S, har samarbeidet med Grini under forsøksperioden og takkes for en svært verdifull innsats.

Fylkesingeniør B.W. Grundseth og kommuneingeniør F. Blomquist har fulgt forsøksdriften og bidratt med nyttige synspunkter.

Fra Østlandskonsult A/S har ingeniør Plassen og ingeniør J. Jonsen holdt seg underrettet om forsøksdriften og bidratt med verdifulle opplysninger.

Saksbehandler for oppdraget fram til 12/6-73, var sivilingeniør Arne Rosendahl.

Oslo, 27. februar 1974



Peter Balmér

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
INNHALDSFORTEGNELSE	3
TABELLFORTEGNELSE	4
FIGURFORTEGNELSE	6
SAMMENDRAG	7
1. INNLEDNING	8
1.1 Oppdraget	8
1.2 Generell orientering	8
1.3 Fremdrift	9
2. VURDERING AV AVLØPSFORHOLDENE I TILKNYTNINGS- OMRÅDET FOR SENTRALRENSSEANLEGGET	10
2.1 Generelt	10
2.2 Undersøkelser av vannmengder	10
2.3 Analyser av avløpsvannet i ledningsnett	11
2.4 Valg av avløpsvann for forsøkene	15
3. BESKRIVELSE AV FORSØKSANLEGGET - OPPLEGG FOR FORSØKSDRIFTEN	18
3.1 Beliggenhet	18
3.2 Teknisk beskrivelse av forsøksanlegget	18
3.3 Drift av forsøksanlegget	21
3.4 Analyser	23
4. RESULTATER FRA FORSØKSSERIENE	25
4.1 Felling med aluminiumsulfat	25
4.2 Felling med kalk	29
4.3 Felling med jern(III)klorid	33
4.4 Felling med treverdige jernklorid + kalk	34
4.5 Felling med toverdige jernsulfat + kalk	38
4.6 Belastningsforsøk	43
4.7 Slamundersøkelser	45
5. VURDERINGER	52
5.1 Forsøksresultatenes representativitet	52
5.2 Renseresultater	53
5.3 Slammengder	56
5.4 Kjemikalihåndtering	57
5.5 Kostnader	59
5.6 Øvrige faktorer	61
5.7 Valg av fellingskjemikalier	62
TILLEGG 1 A	64
TILLEGG 1 B	66

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:		Side:
2.2	Beregninger av dimensjonerende vannmengde (Q_{DIM}) for hovedrenseanlegget. (Østlandskonsult A/S)	10
2.3.1	Avløpsvannets sammensetning ved prøvetaking 13-14/8-73	13
2.3.2	Avløpsvannets sammensetning ved prøvetaking onsdag/torsdag 17-18/10-73	14
3.2	Tekniske data	21
3.4	Analyseparametre	23
4.1.1	Sammenstilling av hydrauliske data (felling med aluminiumsulfat)	26
4.1.2	Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med aluminiumsulfat)	26
4.2.1	Sammenstilling av hydrauliske data (felling med kalk)	30
4.2.2	Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med kalk)	30
4.3.1	Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(III)klorid).	33
4.3.2	Oversikt over renseeffekten og doseringer (felling med jern(III)klorid)	33
4.4.1	Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(III)klorid + kalk)	35
4.4.2	Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med jern(III)klorid + kalk)	35
4.5.1	Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(II)sulfat + kalk)	39
4.5.2	Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med jern(II)sulfat + kalk)	40

Tabell nr.:		Side:
4.6	Analyseresultater for rensset avløpsvann ved belastningsforsøk	44
4.7.1	Middelverdier for slamvolum, slammengde og tørrstoffkonsentrasjon	45
4.7.2	Slamproduksjon	45
4.7.3	Oppnådd fortykning i slamtank etter ca. ett døgn	50
4.7.4	Resultater fra tungmetallanalyser	50
4.7.5	Utfelt mengde tungmetaller fra avløps- vannet	51
5.1	Gjennomsnittlig sammensetning av av- løpsvannet under forsøksseriene	53
5.2	Konsentrasjon i effluenten og prosentuelle reduksjoner av ulike komponenter ved gunstig drift. Sammendrag av forsøks- resultatene	56
5.5	Kostnader for fellingskjemikalier eksklusive merverdiavgift	59

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		Side:
3.1	Situasjonsplan for forsøksanlegget	19
3.2	Flyteskjema for forsøksanlegget	20
	<u>FELLING MED ALUMINIUMSULFAT</u>	
4.1.1	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	27
4.1.2	Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)	27
4.1.3	Suspendert stoff (SS)	27
4.1.4	Total fosfor (Tot.P)	27
	<u>FELLING MED KALK</u>	
4.2.1	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	31
4.2.2	Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)	31
4.2.3	Suspendert stoff (SS)	31
4.2.4	Total fosfor (Tot. P)	31
	<u>FELLING MED JERN(III)KLORID + KALK</u>	
4.4.1	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	37
4.4.2	Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)	37
4.4.3	Suspendert stoff (SS)	37
4.4.4	Total fosfor (Tot.P)	37
	<u>FELLING MED JERN(II)SULFAT + KALK</u>	
4.5.1	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	41
4.5.2	Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)	41
4.5.3	Suspendert stoff (SS)	41
4.5.4	Total fosfor (Tot.P)	41
4.7.1	Initialsynkehastighet som funksjon av tørrstoffinnhold	48
4.7.2	Flux-konsentrasjonskurve for Al-slam og kalkslam	49
5.1.1	Sammenheng mellom KOF og BOF ₇ for innløpsvann (14 døgnsprøver)	54
5.1.2	Sammenheng mellom KOF og BOF ₇ for utløpsvann	54

SAMMENDRAG

I løpet av september - desember 1973 er det i Hamar utført forsøk i halvteknisk målestokk med mekanisk-kjemisk rensing av kommunalt avløpsvann. Avløpsvannet besto av 50% vann fra Hamar sentrum og Hamar Vest og 50% av tilkjørt vann fra Vang, Stange og Ringsaker. Prøvetakingen i ulike deler av sentralrenseanleggets tilknyttingsområde tyder på at sammensettingen til det benyttede avløpsvannet er representativt.

Ved forsøkene er følgende fellingskjemikalier prøvet: aluminiumsulfat, kalk, jern(III)klorid + kalk og jern(II)sulfat + kalk. Resultatene gjengis i nedenstående tabell.

	Kjemisk oksygenforbruk		Total fosfor		Suspendert stoff	
	(mg O/l)	% red.	(mg P/l)	% red.	(mg/l)	% red.
Al-sulfatfelling	20-80	65-75	0,1-0,3	90-98	5-20	80-95
Kalkfelling	20-80	40-70	0,4-0,5	85-90	15-30	60-80
Felling med tre-verdig jern + kalk	70-150	60-65	0,4-0,7	85-90	15-30	80-85
Felling med to-verdig jern + kalk	40-100	60-70	0,3-0,6	85-90	10-30	80-90

Spesielt ved aluminiumsulfat har en oppnådd en renseeffekt som er meget god, men også med de øvrige fellingskjemikalierne har en oppnådd forholdsvis god rensing.

Det anbefales at en når anlegget skal drives med primær- og sekundærfelling benytter aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Alternativet med å bruke jern(II)sulfat og kalk er økonomisk interessant, og det anbefales derfor at en utformer kjemikaliehåndteringsdelen på en slik måte at en uten større vanskeligheter kan skifte fellingskjemikalie.

1. INNLEDNING

1.1 Oppdraget

I brev av den 20/10 1972 ble NIVA av Østlandskonsult A/S bedt om å hjelpe til med å utføre forsøk med rensing av avløpsvann i pilot-plant målestokk. Forsøkene skulle være et ledd i prosjekteringen av et nytt interkommunalt kloakkrenseanlegg for Hamarområdet.

Etter diskusjoner på NIVA den 11/12-72 (møterefertat av den 14/12-72) ble det fastlagt at NIVAs oppdrag skulle bestå i:

1. Gi råd og veiledning ved oppbygging av forsøksanlegget. Østlandskonsult skulle være ansvarlig for denne del.
2. Gjennomføring av forsøkene. NIVA skulle svare for forsøksopplegg (planlegging, valg av fellingskjemikalier, prøvetaking, analyser, etc.). Innkjøring av forsøksanlegget skulle skje av Østlandskonsult og NIVA skulle bidra med råd og veiledning. Østlandskonsult skulle også svare for den daglige drift av anlegget (tilførsel av kloakkvann, stell og vedlikehold, etc.).
3. NIVA skulle også svare for rapportering av forsøksresultatene og foreta de nødvendige vurderinger for at resultatene kunne benyttes ved utformingen av renseanlegget.

1.2 Generell orientering

Det planlagte interkommunale kloakkrenseanlegg for Hamarregionen er et samarbeidsprosjekt mellom kommunene Hamar, Løten, Ringsaker, Stange og Vang. Anlegget skal være fullt utbygget for mekanisk/kjemisk rensing innen 31. desember 1977. Dimensjonerende belastning er 62 000

personekvivalenter. Anlegget skal senere kunne utvides til biologisk/kjemisk rensing. Det rensede avløpsvannet vil bli ledet ut i Mjøsa.

Hensikten med forsøksdriften er å skaffe til veie informasjon om hvilke renses effekter som kan oppnås med mekanisk/kjemisk rensing (s.k. sekundærfelling) og med biologisk/kjemisk rensing (s.k. etterfelling) ved bruk av ulike fellingskjemikalier.

Så langt som mulig er hensikten også å få informasjon som vil være av verdi ved prosjekteringen av rensenanlegget (valg av fellingskjemikalier, kjemikalieforbruk, slamproduksjon, etc.).

1.3 Fremdrift

Forsøksprogrammet er delt i to perioder. I den første perioden utføres forsøk med mekanisk/kjemisk rensing. Resultatene fra disse forsøk presenteres i denne rapport.

Nedenfor er angitt tidsrommet for driften med de forskjellige fellingskjemikalierne, samt antall dager hver forsøksserie har vart.

<u>Fellingsmiddel</u>	<u>Tidsrom</u>	<u>Antall prøvedøgn</u>
Aluminiumsulfat	7-16/9, 4-7/12-73	9 + 3
Kalk	4-12/11-73	8
Jern(III)klorid	25-27/10-73	2
Jern(III)klorid + kalk	29/10-4/11-73	6
Jern(II)sulfat + kalk	16-23/11-73	7

I den andre perioden vil forsøksanlegget bli drevet som et biologisk/kjemisk anlegg. Denne siste forsøksperioden antas å være fullført i febr. 1974. Rapport beregnes ferdig i løpet av april 1974.

2. VURDERING AV AVLØPSFORHOLDENE I TILKNYTNINGSOMRÅDET FOR SENTRALRENSSEANLEGGET

2.1 Generelt

Det planlagte sentralrenseanlegget vil få et influensområde som er meget stort i areal. Ledningskvalitet og boligstruktur er varierende innen området. Det utføres derfor et omfattende arbeid med å kartlegge avløpsforholdene. Dette arbeidet, som utføres av Østlandskonsult A/S, består vesentlig i å måle avløpsvannmengdene. Det er opprettet 13 stasjoner for kontinuerlig måling av vannføringen i ulike punkter på ledningsnettet. Programmet vil strekke seg over ca. ett år og er ennå ikke fullført. Resultatene fra målingene vil gi grunnlag for bestemmelse av dimensjonerende vannmengde inn på hovedanlegget. Samtidig vil målingene gi oversikt over spesifikk avrenning i forskjellige områder. Resultatene vil også være til god hjelp ved beregning av fortynningsgrader ved overløp i områder med kombinert ledningssystem.

2.2 Undersøkelser av vannmengder

I "Arbeidsrapport nr. 7, forberedende arbeider," fra Østlandskonsult A/S er den dimensjonerende vannmengde (Q_{DIM}) for hovedanlegget i år 1990 og 2010 beregnet. Vannmengdene er også beregnet for hver av de berørte kommunene Hamar, Løten, Ringsaker, Stange og Vang.

Resultatene fra beregningene er vist i tabell 2.2.

Tabell 2.2 Beregninger av dimensjonerende vannmengde (Q_{DIM}) for hovedrenseanlegget. (Østlandskonsult A/S).

	HAMAR		LØTEN		RINGSAKER		STANGE		VANG		TOTALT	
	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010
Spillvann l/s $m^3/d : 19$	81,2	96,3	18,6	28,4	8,2	10,7	40,3	63,0	27,8	47,7	176,1	246,1
	369,5	438,2	84,6	129,2	37,3	48,7	183,4	286,7	126,5	217,0	801,3	1119,8
Industri l/s $m^3/d : 9$	31,9	34,6	3,1	3,1	7,5	15,0	10,1	14,2	9,5	17,0	62,1	83,9
	306,2	332,2	29,8	29,8	72,0	144,0	97,0	136,3	91,2	163,2	596,2	805,5
Innlekk l/s m^3/d	71,6	71,6	8,9	8,9	5,8	5,8	23,9	23,9	11,8	11,8	122,0	122,0
	257,8	257,8	32,0	32,0	20,9	20,9	86,0	86,0	42,5	42,5	439,2	439,2
$Q_{DIM} m^3/h$	933,5	1028,2	146,4	191,0	130,2	213,6	366,4	509,0	260,2	422,7	1836,7	2364,5
%-andel	50,8	43,5	8,0	8,1	7,1	9,0	19,9	21,5	14,2	17,9	100	100

Østlandskonsult oppgir følgende grunnlag for beregningen av belastningsdata:

1. Opplysninger fra kommunene som svar på vårt brev av 21. mars 1973.
2. Opplysninger fra regionplanlegger Kyllingstad.
3. Opplysninger fra tidligere utførte rammeplaner.
4. Supplerende opplysninger fra kommunene ved spesiell forespørsel.
5. Foreløpige verdier fra vannmengdemålinger.

For dimensjonering av rensenanlegget forutsettes benyttet det Svenske Naturvårdsverkets normer:

$$Q_{DIM} = \frac{Q_s}{T_s} + \frac{Q_d}{24} + \frac{Q_i}{T_i}, (m^3/h)$$

hvor

Q_s = spillvann, middel, m^3/d

Q_d = innlekking, m^3/d

Q_i = industriavløp, middel, m^3/d

T_s = antall timer pr. døgn Q_s fordeles over
(velges her 19 h)

T_i = antall timer pr. døgn Q_i fordeles over
(velges her 9 h)"

Tabell 2.2 viser at andelen fra Hamar alene vil utgjøre ca. 50% av den totale belastning på hovedanlegget i år 1990 og at bidragene fra Løten og Ringsaker er beskjedne (< 10%).

2.3 Analyser av avløpsvannet i ledningsnett

Ved en vurdering av avløpsforholdene er det avløpsvannmengdene som normalt er av størst interesse. Avløpsvannets sammensetning er imidlertid også av vesentlig betydning. For å kunne vurdere representativiteten av det avløpsvann som skulle brukes i forsøkene, var det viktig å skaffe seg kjennskap til avløpsvannets sammensetning i ulike deler av det fremtidige tilknytningsområdet for sentralrensanlegget.

Undersøkelser av avløpsvannets sammensetning var opprinnelig ikke planlagt å inngå i undersøkelsen, men det ble tidlig oppdaget at sammensetningen varierte sterkt i ulike deler av tilknytningsområdet, og det ble derfor vurdert som nødvendig å skaffe frem noen opplysninger som kunne klarlegge disse forhold.

To ganger ble det foretatt prøvetaking over døgnet i ulike punkter på ledningsnettets. Prøvene ble tatt som stikkprøver med 3-4 timers mellomrom. Det var lite nedbør i tidsrommet foran undersøkelsene, slik at prøvene burde være representative for forholdene ved tørrværsavrenning.

Prøvetaking mandag/tirsdag 13-14/8-73:

Følgende prøvetakingspunkter ble valgt:

1. Hovedledning fra Hamar, Tyvholmen.
Hoveddelen av Hamars avløpsvann (Hamar sentrum og Hamar vest) inklusive avløpsvannet fra den forurensende industrien er samlet i hovedledningen.
2. Kum i Briskebyen ved Hagens Transport.
Her samles avløp fra Hamar Øst som nå har eget utløp i Mjøsa.
3. Kum ved Strandveien, Åker.
Denne kummen tilføres avløp fra en forholdsvis konsentrert bebyggelse innen Vang kommune. Det er villabebyggelse av noe nyere dato.
4. Kum ved Kjonerud i Stange.
Her kommer avløpet fra et nyere boligfelt med villabebyggelse.

Tabell 2.3.1 angir de høyeste/laveste verdiene som ble målt i løpet av prøvedøgnet.

Tabell 2.3.1 Avløpsvannets sammensetning ved prøvetaking 13-14/8-73.

		Hoved- ledning	Briske- byen	Åker	Kjonerud
pH	maks	9,25	7,4	7,65	7,25
	min	7,15	7,0	7,2	7,0
Alkalitet (mekv/l)	maks	3,8	3,4	4,0	5,4
	min	1,8	2,2	3,3	2,7
KOF (mg O/l)	maks	353	140	205	841
	min	15,9	20,2	47,2	115
SS (mg/l)	maks	144	49	136	388
	min	23	19	18	28
Totalfosfor (mg P/l)	maks	6,2	4,7	6,0	21
	min	0,6	1,0	1,5	6

KOF: Kjemisk oksygenforbruk

SS: Suspendert stoff

En detaljert presentasjon av resultatene finnes i vedlegg 1A. Selv om grunnlaget er noe spinkelt, går det tydelig frem at avløpsvannet fra Kjonerudfeltet har spesielt høye konsentrasjoner, mens vannet fra hovedledningen (Hamar), Briskebyen og Åker stemmer mer overens.

Prøvetaking onsdag/torsdag 17-18/10-73:

I tillegg til de punkter som ble benyttet ved det første prøvedøgnet, ble følgende nye punkter valgt:

5. Slamavskiller ved Flakstadaleva.
Her tilføres avløp fra et nytt boligområde (Kåtorp-feltet) og et større varehus- og motellkompleks (EPA - Olrud Rast).
6. Kum ved lagune ved Svartelva i Løten.
Her tilføres avløp fra bebyggelsen ved Løten jernbanestasjon.
7. Kum på samleledning fra Stange sentrum.
Her samles avløp fra boliger, offentlig virksomhet, handelsvirksomhet og noe industri.
8. Kum på samleledning fra Hjellum.
Her kan spesielt nevnes avløp fra et større slakteri (Johan Tønseth A/S). Ellers vesentlig avløp fra villabebyggelse.

9. Slamavskiller for avløp fra Smeby - Solvang-området.

Det mottas avløp fra boligområder av eldre og nyere dato. Lite industri.

Tabell 2.3.2 viser maksimal-/minimalverdier for analyseresultatene. En detaljert fremstilling finnes i vedlegg 1B.

Tabell 2.3.2 Avløpsvannets sammensetning ved prøvetaking onsdag/torsdag 17-18/10-73.

		Hoved- ledning	Briske- byen	Åker	Kjonerud	Flakstad- elva	Løtten st.byen	Stange sentrum	Hjellum	Solvang Smeby
Vannføring (l/s)	maks	-	-	5,5	3,2	0,8	9,3	-	9,5	6,3
	min			3,0	1,5	0,2	4		3,3	3,8
pH	maks	9,1	7,6	7,7	8,4	8,3	7,3	7,3	7,3	8,1
	min	7,4	7,4	7,5	7,5	7,5	7,1	x) 3,6	7,1	7,5
Alkalitet (mekv/l)	maks	3,5	3,3	3,4	5,2	6,0	2,8	2,7	2,4	3,5
	min	1,7	1,7	2,9	3,3	3,0	1,4	1,3	1,2	2,2
KOF (mg O/l)	maks	554	163	164	545	1740	177	370	1370	193
	min	89,9	40,4	53,9	102	82,3	26,3	61,6	57,9	38,9
SS (mg P/l)	maks	252	140	112	482	292	122	160	206	96
	min	76	32	10	27	30	3	13	42	18
Total fosfor (mg P/l)	maks	6,5	5,9	4,8	20,0	16,0	7,3	5,9	17,0	8,4
	min	2,6	1,4	2,5	5,3	3,1	0,5	1,5	1,4	1,4

KOF: Kjemisk oksygenforbruk

SS: Suspendert stoff

x) pH = 3,6 ble målt kl. 10.00. Det er vanskelig å uttale seg om denne uvanlig lave pH-verdien skyldes en ren tilfeldighet eller et spesielt utslipp fra industri e.l.

De høye konsentrasjonene i avløpet fra Kjonerudfeltet bekreftes av det andre prøvedøgnnet, mens analysene for prøvene fra de andre hentepunktene (hovedledning, Briskebyen og Åker) viser igjen mer "moderate" verdier. Den periodevis høye pH-verdien i avløpsvannet fra hovedutløpsledningen for Hamar går igjen ved begge prøvedøgnene. Dette må skyldes industriutslipp av meget alkalisk karakter, f.eks. alkalisk vaskevann fra bryggeriet.

Analyseresultatene fra det andre prøvedøgn gir grunnlag for følgende vurderinger av avløpsvannet i den øvrige del av tilknytningsområdet:

- a) Avløpsvannet som føres til slamavskilleren ved Flakstadelva (fra bl.a. Kåtorpfeltet og EPA-Olrud Rast) synes periodevis å ha et høyt innhold av organisk materiale (høy KOF-verdi). Selv om analysegrunnlaget er noe spinkelt så er det naturlig å anta at aktiviteten ved EPA og Olrud Rast er avgjørende for sammensetningen av avløpsvannet som føres til slamavskilleren.
- b) Analyseresultatene for avløpsvannet fra Hjellum viser høye KOF-tall. Dette må skyldes slakteribedriften i området. Under prøvetakingen kunne en også observere at avløpsvannet var blodfarget.
- c) Avløpsvannet fra stasjonsbyen i Løten, fra Stange sentrum og fra Solvang synes stort sett å ha en sammensetning lik avløpsvannet fra Briskebyen og Åker.

2.4 Valg av avløpsvann for forsøkene

For at forsøksdriften skal gi mest mulig representative resultater er det nødvendig å tilføre forsøksanlegget et avløpsvann som i sammensetning svarer til det en kan forvente inn på det planlagte sentralrenseanlegget. I sentralrenseanleggets fremtidige tilknytningsområde finnes det i dag et stort antall utslipp. Det ville være praktisk umulig å legge opp til en rutine der en henter vann fra alle utslippspunktene.

Det har derfor vært nødvendig med et forenklet opplegg for henterutinen hvor en har forsøkt å oppfylle følgende krav:

- Avløpsvannets sammensetning skal være representativ
- Hoveddelen av den vannforurensende industri bør være representert
- Avløpsvannet bør hentes fra områder med bebyggelsestyper som er representative
- Avløpsvannet bør hentes fra områder med ledningsnett som er representativt i type og kvalitet

Forsøksanlegget er plassert på Tyvholmen i Hamar like ved hovedutløpsledningen for Hamar by. Denne utløpsledningen betjener i dag Hamar sentrum og Hamar Vest. Det vesentlige av den forurensende industri finnes innen dette området. Her kan nevnes bryggeri, næringsmiddelindustri, slakteri, vaskeri m.m. Østlandskonsult har anslått at avløpsmengden fra hovedutløpsledningen utgjør ca. 50% av den totale avløpsmengde som i første omgang vil bli tilført sentralrenseanlegget.

Det har derfor vært naturlig å la vann fra hovedutløpsledningen utgjøre 50% av det avløpsvann som er brukt ved forsøkene.

Ved valg av punkter for henting av avløpsvann har det vært nærliggende å ta med Briskebyen der avløpsvannet fra Hamar Øst samles.

Avløpsvannmengden fra Vang respektive Stange kommuner vil hver utgjøre 15-20% av avløpsvannmengden inn til det fremtidige anlegget, mens Løten og Ringsaker kommune hver vil utgjøre mindre enn 10%. Avløpsvann fra Vang og Stange kommuner burde derfor være med, mens det er mindre viktig å få med vann fra Løten og Ringsaker.

Avløpsvannet ved Strandveien, Åker (Vang) og ved Kjonerud (Stange) er av Østlandskonsult vurdert til å være forholdsvis representativt for de respektive kommuner.

De utførte prøvetakinger peker på at avløpsvannet fra Briskebyen og fra Strandveien, Åker, stort sett er likt det fra Hamar, mens avløpsvannet fra Kjonerud synes å være betraktelig mer konsentrert. Det finnes dog også andre utslipp med mer konsentrert avløpsvann (Flagstadelva, Hjellum), og det synes derfor riktig å la Kjonerudfeltet være med.

Trekker en inn tidsperspektivet, så er det grunn til å anta at avløpsvannets konsentrasjon vil øke etter som nye og tette ledninger legges og gamle kombi-nertsystemer bygges om. Dette taler også for at Kjonerudfeltet med sitt konsentrerte avløpsvann burde være representert.

Ved forsøkene er det hentet avløpsvann med septiktankbil fra de ovenfor omtalte tre punktene. Bilens tank er fylt opp etter følgende forholdstall:

34% fra Briskebyen
22% fra Strandveien, Åker
44% fra Kjonerud

Denne blandingen utgjør som før nevnt 50% av avløpsmengden inn på forsøksanlegget (ved dagbelastning).

Det valgte opplegg for henting av avløpsvann er ikke uten svakheter, men innenfor en ramme som er praktisk og økonomisk gjennomførbart er følgende forhold oppfylt:

- Mer enn 50% av avløpsvannet som skal inn til sentralrenseanlegget er representert
- All industri av betydning er representert
- Sammensetningen synes å være representativ

Om natten er aktiviteten lav i boligområder, og ingen vannforurensende industri av betydning i Hamar har nattskift. Det synes derfor forsvarlig bare å bruke avløpsvann fra Hamar nattetid, da det er meget vanskelig å ordne med henting av vann. Prøvetakingene tyder på at dette er en forsvarlig fremgangsmåte. (Avløpsvannet fra Kjonerudfeltet er dog forbausende konsentrert også om natten).

3. BESKRIVELSE AV FORSØKSANLEGGET - OPPLEGG FOR FORSØKSDRIFTEN

3.1 Beliggenhet

Figur 3.1 viser en situasjonsplan for forsøksanlegget. På denne planen er hovedutløpsledningen for Hamar tegnet inn. Denne ledningen munner ut i en utløpskum og avløpsvannet ledes videre i en dykket ledning ut i Mjøsa.

Forsøksanlegget er plassert like ved utløpskummen. Avløpsvann fra hovedledningen pumpes over til forsøksanlegget ved hjelp av en pumpe som er senket ned i utløpskummen.

3.2 Teknisk beskrivelse av forsøksanlegget

Overbygning - oppholdsbrakke

For å kunne benytte forsøksanlegget på vinterstid er det blitt satt opp en enkel overbygning. Denne er oppført i tre og var opprinnelig ikke isolert. Etter hvert som det ble kaldere utover høsten oppsto det frostproblemer i anlegget og en fant det nødvendig å isolere vegger og tak.

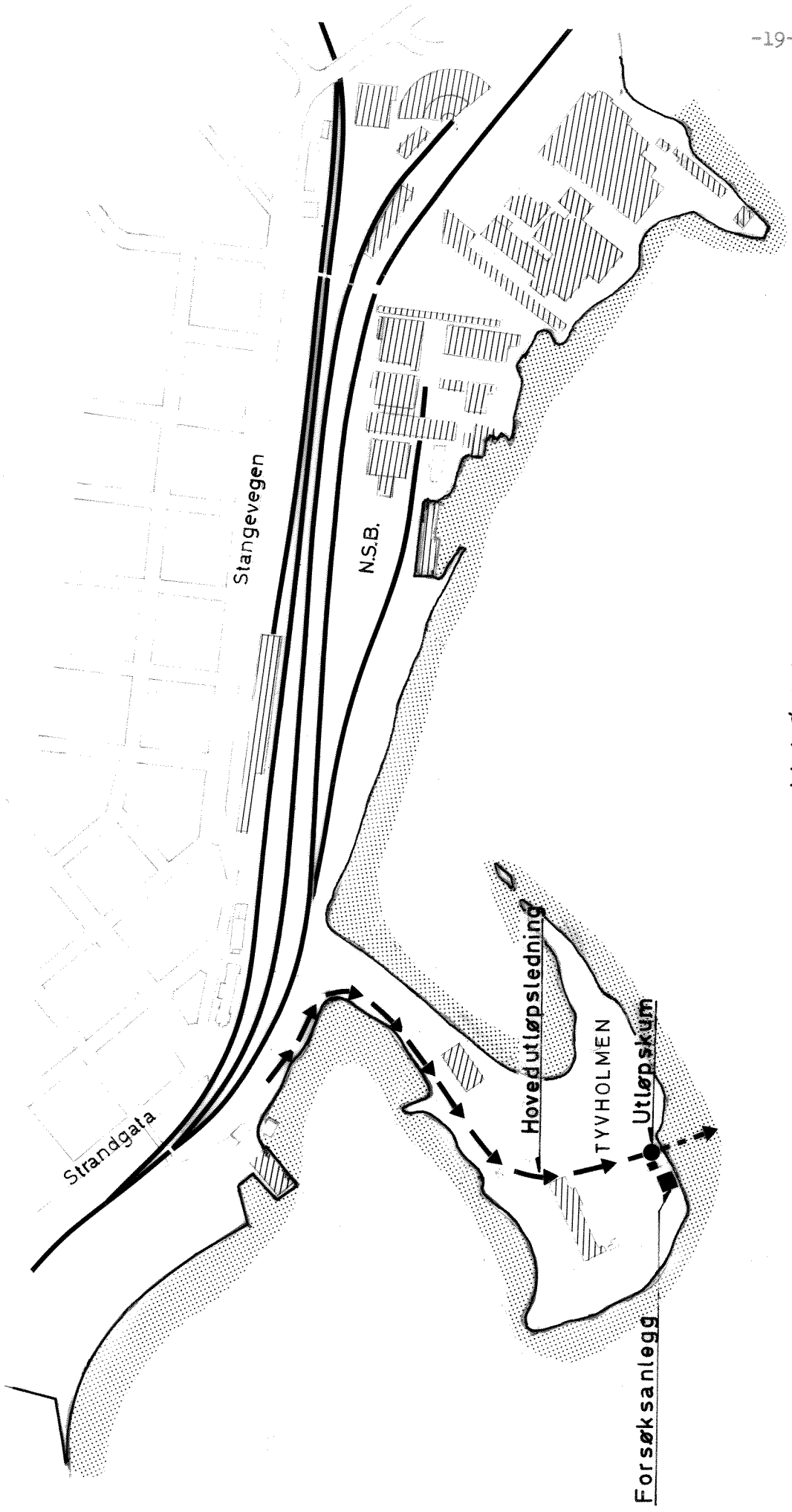
Ved siden av anlegget er det plassert en mobil brakke, innredet som oppholdsrom med WC, dusj, oppvaskbenk, kjøleskap (for prøver) etc.

Anleggskomponenter

Figur 3.2 gir en skjematisk fremstilling av forsøksanleggets oppbygning og den normale vannveien gjennom anlegget når dette drives som et mekanisk-kjemisk anlegg.

Anlegget består av følgende hovedkomponenter når det biologiske rensetrinnet holdes utenfor:

- To tanker for lagring av h.h.v. tilkjørt avløpsvann og avløpsvann pumpet fra hovedutløpsledningen.
- Rister for fjerning av større partikler, filler o.l.
- Overløpskasse med regulerbare V-overløp. Her kan de to avløpsvanntypene blandes i et ønsket forhold.



M J Ø S A

Fig. 3.1 SITUASJONSPLAN FOR FORSØKSANLEGGET

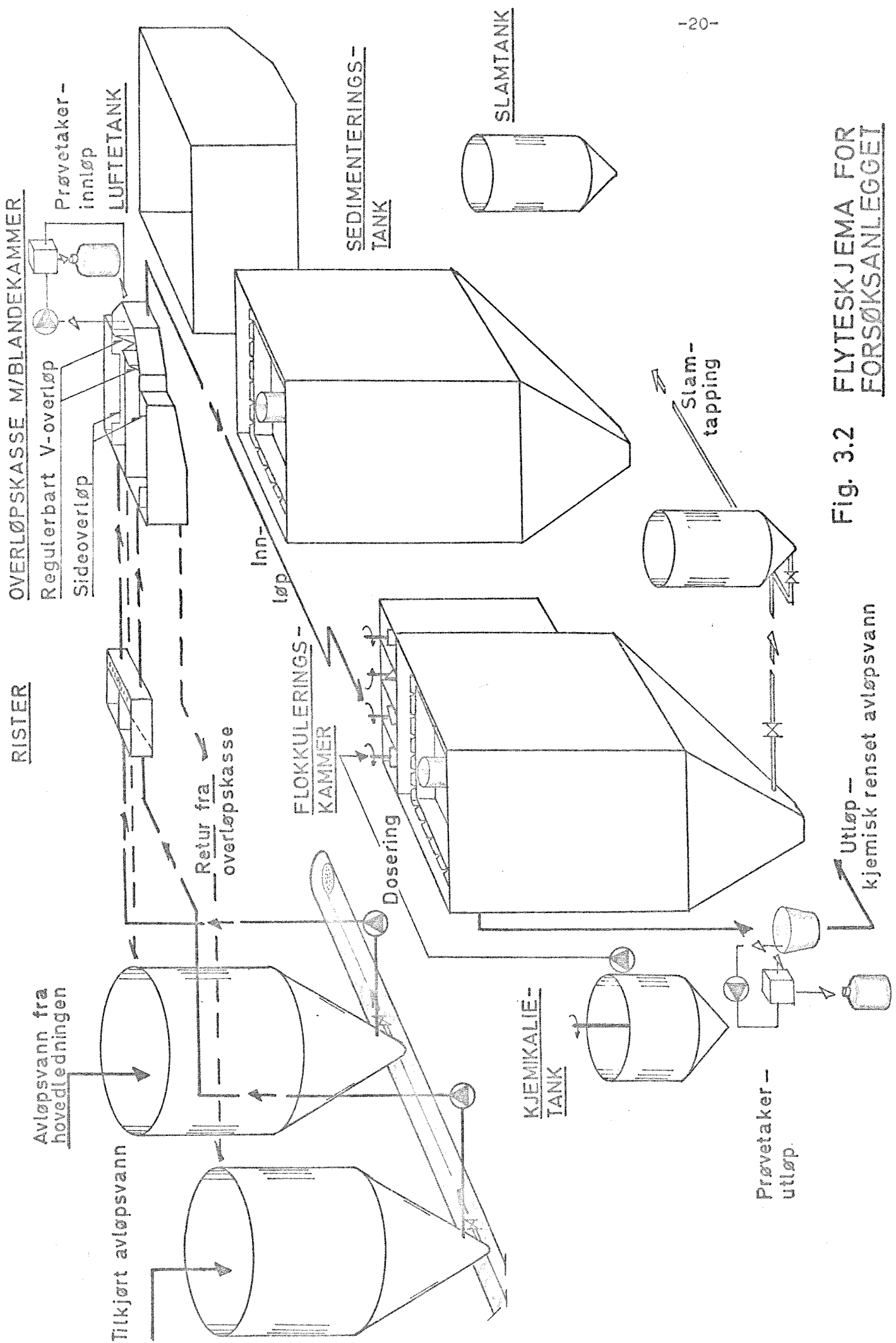


Fig. 3.2 FLYTESKJEMA FOR FORSØKSANLEGGET

- Flokkuleringsenhet. Denne består av et miksekammer hvor kjemikalier blandes med avløpsvannet ved hurtigomrøring, og tre flokkuleringskammer hvor det bygges opp fnokker under langsom omrøring.
- Sedimenteringstank for avskilling av fnokker. Tilføringen av flokkulert avløpsvann skjer sentralt via en sylinder. Sylindere er teleskopisk slik at en kan regulere utslippsdybden i sedimenteringstanken. Ved en oppadrettet vertikal strømming skilles så fnokkene fra vannet og det rensede vann ledes via overløpsrenner til utløp mens fnokkene sedimenterer og danner slam i bunnen av tanken.
- Slamtank. I denne tanken kan en samle opp slam for volummåling, prøvetaking og forsøk.
- Kjemikalietank. Herfra blir kjemikalieløsningen dosert med membranpumpe til flokkuleringsenheten.

I tabell 3.2 er det gitt de viktigste tekniske data for hovedkomponentene i anlegget.

Tabell 3.2 Tekniske data.

Anleggsdel	Volum, m ³	Diameter, m	Netto overflate, m ²
Lagringstank	12		
Miksekammer	0,050		
Flokkuleringskammer	3 x 0,125		
Sedimenteringstank	3,5		1,4
Slamtank	0,135	0,40	

3.3 Drift av forsøksanlegget

Tilførsel av avløpsvann

Fra tankbilen er det blitt tilkjørt avløpsvann to ganger pr. dag - om morgenen (kl. 07 - 08) og midt på dagen (kl. 15). Om natten er anlegget blitt kjørt bare med avløpsvann fra hovedledningen (halv hydraulisk belastning). I helgene er det ikke blitt tilkjørt vann.

Avløpsvann fra hovedledningens utløpskum pumpes over i lagringstanken ved vippestyring fra denne. Vippene er innstilt slik at pumpen slår inn med korte mellomrom. Dermed oppnås en konsentrasjonsvariasjon i avløpsvannet fra lagringstanken som forholdsvis godt svarer til variasjonen i hovedledningen.

De to avløpsvanntypene blandes etter overløpskassa i forholdet 1:1. Den hydrauliske belastning på anlegget er holdt under kontroll gjennom hyppige målinger og justeringer av vannføringen.

Dosering av kjemikalier

Aluminiumsulfat (AVR) i granulert form ble løst i vann etter forholdet 0,1 kg AVR pr. liter løsning.

Kalk ble dosert som 5% løsning (0,05 kg hydratkalk/liter løsning).

Aluminiumsulfat og kalk ble dosert med membran-doseringspumpe (Prominent). Jernkloriden ble fortynnet normalt i forholdet 1:1 før dosering. Doseringen skjedde med en peristaltisk doseringspumpe (Multifix).

Jernsulfat (avrent vare) ble løst i vann og dosert på samme måte som jernkloriden. Løsningens konsentrasjon ble avstemt etter doseringspumpens kapasitet.

Doseringen av de ulike kjemikalier har enkelte ganger medført en del tekniske problemer. Her kan nevnes gjentetting av slanger og variasjoner i doseringspumpenes kapasitet. P.g.a. hyppig kontroll har dette ikke hatt betydning for forsøksdriften.

Prøvetaking

Ved innløpet og ved utløpet av det kjemiske rensetrinnet er det montert automatiske prøvetakere (se figur 3.2) for døgnprøvetaking.

Prøvetakeren består av en pumpe og en enhet med magnetventil. Det pumpes vann kontinuerlig gjennom enheten og etter bestemte tidsintervaller åpner magnetventilen og et bestemt prøvevolum slippes ned i prøveflaska. (Tidsintervallene var ett minutt ved dagbelastning, to minutter ved nattbelastning, dvs. proporsjonal prøvetaking).

I tillegg til den automatiske prøvetakingen ble det tatt en del stikkprøver for å registrere driftsforholdene ved det aktuelle tidspunkt.

Prøvetaking av slam ble utført i slamtanken. Det ble registrert hvor stort slamvolum som til enhver tid ble tappet samtidig som det ble tatt stikkprøver av slammet for analysering. I løpet av hver forsøksserie ble det samlet en blandprøve av slammet.

3.4 Analyser

Analyseprogram

I tabell 3.4 er analyseparametrene, prøvetyper m.m. angitt.

Som det fremgår av tabellen er det forsøkt å analysere i størst mulig utstrekning i Hamar, slik at en har fått frem resultater på et tidlig tidspunkt.

Tabell 3.4 Analyseparametre.

Analyseparameter	Analysested	Døgnprøve		Stikkprøver			Slamprøver	
		Urenset	Kjemisk rensset	Lagertank, hentet vann	Lagertank, Hamarvann	Sedimenteringsbasseng	Stikkprøve slamtank	Blandprøve
pH	H	x	x	x	x	x		
Alkalitet	H	x	x	x	x			
Kjemisk oksygenforbruk	N	x	x					
Biokjemisk oksygenforbruk	N	x	x					
Total fosfor	N	x	x					
Ortofosfat	H		x					
Ortofosfat filtrert prøve	H	x	x	x	x			
Suspendert stoff	H	x	x	x	x			
Totalt tørrstoff	H,N						x	x
Tungmetaller	N							x
Restkonsentrasjon fellingsmiddel	N		x					
Siktedyp	H					x		

N: Analysen er utført ved NIVAs hovedlaboratorium, Oslo

H: " " " " anlegget (Hamar)

Betydningen av analyseparametrene

De ulike analyseparametrene kan tillegges følgende betydning:

- pH (surhetsgrad). For de fleste fellingskjemikalier finnes det et definert pH-intervall hvor utfellingen av forurensningskomponentene er optimal.
- Alkalitet målt som mekv/l gir et uttrykk for avløpsvannets innhold av hydrogenkarbonat. Hydrogenkarbonat svarer for den dominerende delen av bufferegenskapene til kommunalt avløpsvann.
- Kjemisk oksygenforbruk (KOF) målt som mg O/l. KOF-tallet er et mål på avløpsvannets innhold av organisk materiale.
- Biokjemisk oksygenforbruk (BOF) målt som mg O/l. BOF-tallet er et mål på avløpsvannets innhold av biologisk nedbrytbart organisk materiale.
- Totalfosfor (Tot. P) angitt som mg P/l. Totalfosforkonsentrasjonen angir vannets totale innhold av fosforforbindelser (organisk bundet fosfor, polyfosfater, pyrofosfater og ortofosfater).
- Ortofosfat (Orto-P) målt som mg P/l på filtrert prøve. Orto-P angir avløpsvannets innhold av uorganisk fosfor i løst form. Innholdet av orto-P i det rensede vannet gir et godt bilde av hvor godt utfellingen av fosfor skjer. Totalfosforanalysen viser derimot hvor godt hele prosessen (utfelling og avskilling) virker.
- Suspendert stoff (SS) målt som mg/l er et mål på mengden suspendert materiale i vannet. SS i effluenten viser hvor godt flokkulering og avskilling skjer i renseanlegget.
- Siktedypet i sedimenteringsbassenget gir ofte et godt bilde av renseprosessen. Jo bedre siktedyp, desto bedre rensing.
- Tørrstoffinnhold (TS) uttrykt som g TS/l ble målt for slammet. TS-innholdet gir sammen med totalt volum tappet slam uttrykk for slamproduksjonen i anlegget.
- Tungmetaller i slammet. Analysen angir det totale innhold av respektive tungmetall.

4. RESULTATER FRA FORSØKSSERIENE

4.1 Felling med aluminiumsulfat

Denne forsøksserien består totalt av 12 prøvedøgn. 9 av disse utgjør den første prøveserien som ble utført ved anlegget. I denne serie ble det ikke tatt BOF-analyser og analysene på suspendert stoff kan mistenkes å inneholde en systematisk feil. Av denne grunn ble det kjørt 3 prøvedøgn i tillegg etter at det oppsatte forsøksprogrammet var fullført.

I de følgende tabeller og figurer er hvert prøvedøgn nummerert som følger:

Prøvedøgn nr.	Tidsrom
1	Fre/lør 7-8/9-73 kl. 09-09
2	Lør/søn 8-9/9-73 " "
3	Søn/man 9-10/9-73 " "
4	Man/tir 10-11/9-73 " "
5	Tir/ons 11-12/9-73 " "
6	Ons/tor 12-13/9-73 " "
7	Tor/fre 13-14/9-73 " "
8	Fre/lør 14-15/9-73 " "
9	Lør/søn 15-16/9-73 " "
10	Tir/ons 4-5/12-73 kl. 11-10
11	Ons/tor 5-6/12-73 " 10-09
12	Tor/fre 6-7/12-73 " 09-09

Som fellingsmiddel ble det benyttet teknisk aluminiumsulfat granulert av type AVR fra BOLIDEN AB i Sverige.

Hydraulisk belastning

Forsøksanlegget er konstruert ut fra en dimensjonerende hydraulisk belastning på $1 \text{ m}^3/\text{h}$. De aktuelle dagbelastninger lå nær denne verdi, mens nattbelastningene var nær $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$.

Tabell 4.1.1 gir en sammenfatning av de hydrauliske data i løpet av forsøksserien. Det er oppført middelerverdi og ytterverdier for prøvedøgnene. Dag- og nattbelastninger er behandlet hver for seg. Tabellen

viser at de hydrauliske forhold har vært stabile gjennom forsøksserien, de avvik som har forekommet er ubetydelig og uten praktisk betydning ved vurdering av resultatene.

Tabell 4.1.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med aluminiumsulfat).

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass.(h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
	Maksimumsverdi	1,13	0,57	0,36	0,73	3,3	6,9	0,81
Middelverdi	1,09	0,55	0,34	0,68	3,2	6,4	0,78	0,39
Minimumsverdi	1,05	0,51	0,33	0,66	3,1	6,1	0,75	0,36

Resultater

Tabell 4.1.2 gir en oversikt over doseringen og de viktigste rense-resultater. Analyseresultater for KOF, BOF, total-fosfor og suspendert stoff er også vist i histogram, figur 4.1.1 - 4.1.4.

Tabell 4.1.2 Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med aluminiumsulfat).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering mg AVR/l	
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	166	99	40	-	-	-	4,4	0,4	91	226	228
2	73	22	70	-	-	-	2,9	0,12	96	237	237
3	68	17	75	-	-	-	2,8	0,09	97	237	237
4	178	47	74	-	-	-	4,6	0,11	98	200	202
5	163	36	78	-	-	-	5,2	0,2	96	212	210
6	192	85	56	-	-	-	4,9	0,18	96	297	115
7	217	< 80	>63	-	-	-	5,0	0,17	97	221	133
8	127	42	67	-	-	-	4,4	0,3	93	175	131
9	105	38	67	-	-	-	4,4	0,31	93	145	91
10	305	80	74	163	56	66	5,4	0,33	94	205	145
11	265	72	73	140	55	61	5,0	0,70	86	180	140
12	232	80	66	136	53	61	4,4	0,31	93	200	136

pH og siktedyp i sedimenteringsbasssenget ble målt flere ganger hvert døgn.

pH-verdien har ligget i området 5,9 - 6,6. Det synes som om noe bedre resultater oppnås i den laveste delen av pH-området. Materialet er imidlertid for lite for å kunne dra sikre slutninger.

FELLING MED ALUMINIUMSULFAT

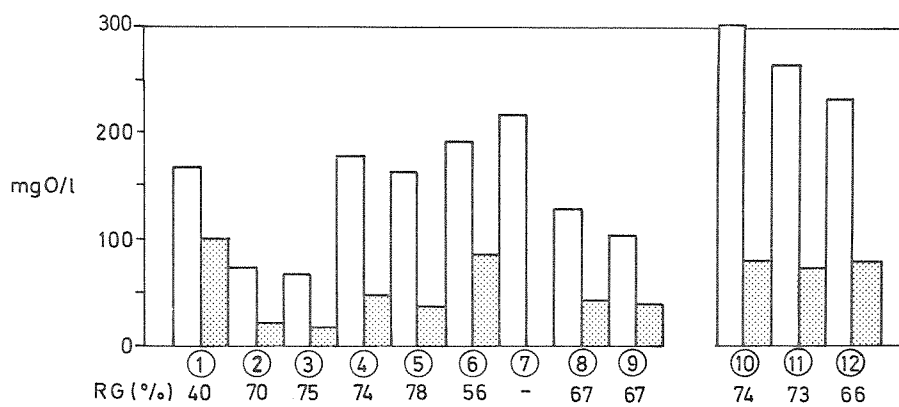


Fig.4.1.1 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

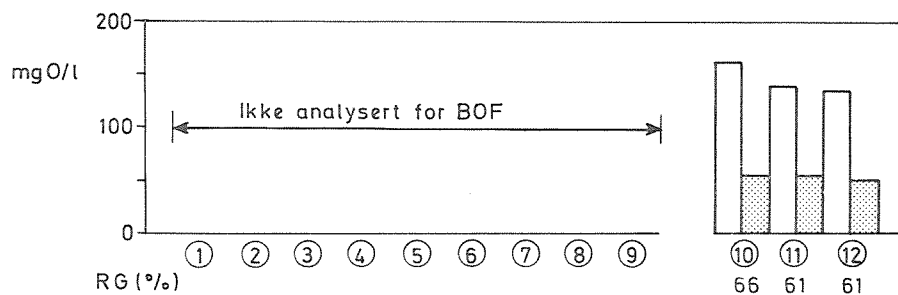


Fig.4.1.2 Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)

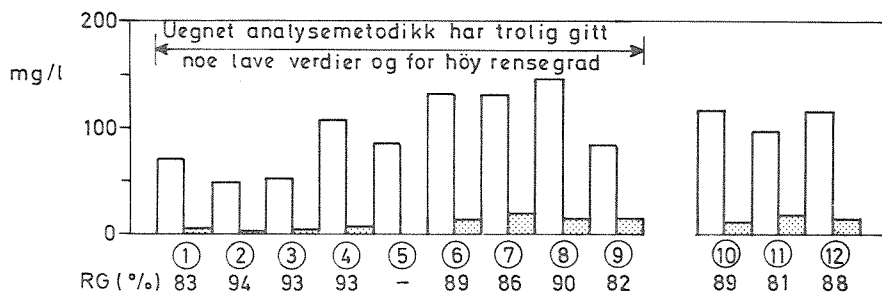


Fig.4.1.3 Suspensert stoff (SS)

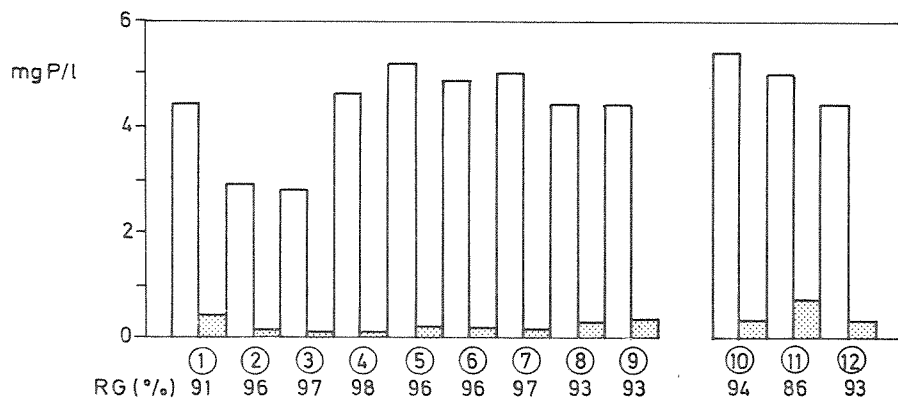


Fig.4.1.4 Totalfosfor (Tot.P)

Tegnforklaring:

- Dögnpröve - inntöp
- ▨ Dögnpröve - uttöp
- ① nr. 1
- RG Renssegrad

Ved normal drift ble det målt siktedyp i området 0,7 - 1,5 meter, men tidvis kunne siktedypet være vesentlig dårligere. Under de første døgnene etablerte det seg periodevis et klart avgrenset slamteppe like under bassengets overløpsrenner. Dette hadde ingen negativ innvirkning på renseeffekten. Et slikt slamteppe kan tvert imot virke som et filter og redusere innholdet av suspendert stoff i utløpsvannet.

Denne effekten er betinget av at sedimenteringsbassenget virker etter vertikalstrømningsprinsippet. Det er prøvd å unngå dannelsen av slamteppe, fordi dette kan gi altfor gode resultater.

Enkelte prøvedøgn har lave konsentrasjoner i innløpsvannet. (Prøvedøgn 2, 3 og 9). Grunnen til dette er at det i helgene ble benyttet bare Hamarvann som har lavere konsentrasjon enn det tilkjørte avløpsvann.

Diskusjon av resultatene

Utfellingen av fosfor har gått meget godt. Konsentrasjonen av ortofosfat har gjennomgående vært lavere enn 0,03 mg P/l. Det utfelte fosforet har latt seg avskille meget godt, hvilket avspeiles i de lave verdiene for total fosfor, suspendert stoff og aluminium i effluenten. Det har ved forsøkene ikke vært vanskelig å oppnå total fosforkonsentrasjoner på 0,3 mg P/l eller lavere, med tilsvarende reduksjoner på mer enn 90%.

Reduksjonen av organisk stoff, målt som KOF, har ved de fleste prøvedøgn vært 65 - 75%, og tilsvarende effluentkonsentrasjoner har ligget i området 20 - 80 mg O/l. Renseeffekten synes å være forholdsvis uavhengig av konsentrasjonen i innkommende vann. Det er et begrenset analysemateriale for BOF-fjerning i denne forsøksserie. Det samlede materialet peker på at prosentuell BOF-fjerning er lik eller noe lavere enn den prosentuelle KOF-fjerningen. BOF-fjerningen kan derfor anslås til 60 - 65%.

Tallene for suspendert stoff er for prøvedøgn 1 - 9 noe for lave p.g.a. en systematisk analysefeil. Kontroll av dette forhold peker på at tallene for innløpsvann er ca. 20 mg/l og tallene for effluenten ca. 5 mg/l for lave. Innholdet av suspendert stoff i effluenten kan allikevel karakteriseres som meget lavt.

Ved forsøkene er det brukt dagdoseringer av aluminiumsulfat på 145 - 300 mg/l og nattdoseringer 90 - 240. Resultatene peker på at når dagdoseringene er ca. 200 mg/l eller høyere så oppnår en meget gode resultater og at en viss forverring inntreer ved lavere dosering. Visuelle observasjoner (siktedyp m.m.) under forsøksdriften indikerer også at en hadde jevnest og best drift når doseringen var 200 mg/l eller høyere. Nattetid kan en senke doseringen. Til hvilket nivå doseringen kan senkes er ikke helt klarlagt, men vi anslår det til ca. 140 mg/l. Hvis vi antar at en har "dagkarakter" på avløpsvannet i 18 h/døgn og "nattkarakter" 6 h/døgn og at middeltilrenningen nattetid er halvparten av middeltilrenningen dagtid, vil dette innebære en middel dosering av ca. 190 mg/l.

4.2 Felling med kalk

Forsøksserien består totalt av 8 prøvedøgn, nummerert som følger:

Prøvedøgn nr.	Tidsrom
1	Tor/fre 4-5/10-73 kl. 09-09
2	Fre/lør 5-6/10-73 " "
3	Lør/søn 6-7/10-73 " "
4	Søn/man 7-8/10-73 " "
5	Man/tir 8-9/10-73 " "
6	Tir/ons 9-10/10-73 " "
7	Ons/tor 10-11/10-73" "
8	Tor/fre 11-12/10-73" "

Som fellingsmiddel ble benyttet teknisk hydratkalk fra Steens kalkbrenneri. Kalken ble dosert som 5% løsning.

Hydraulisk belastning

Tabell 4.2.1 gir en sammenfatning av de hydrauliske data i løpet av forsøksserien. Dag- og nattbelastninger er behandlet hver for seg. Tabellen angir den midlere verdi for alle prøvedøgnene sammen med den høyeste respektive laveste verdien som har forekommet i det tidsrommet forsøksserien varte. En ser at den hydrauliske belastningen har variert lite fra døgn til døgn, samtidig som middelveirdiene er tilnærmet de samme som ved Al-fellingen.

Tabell 4.2.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med kalk).

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass.(h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
Maksimumsverdi	1,11	0,59	0,38	0,69	3,5	6,5	0,79	0,42
Middelverdi	1,08	0,55	0,35	0,68	3,2	6,4	0,77	0,39
Minimumsverdi	0,99	0,54	0,34	0,64	3,15	5,9	0,71	0,38

Resultater

Tabell 4.2.2 gir oversikt over doseringen, konsentrasjoner og rens-effekter for KOF, BOF og total fosfor. Analyseresultatene for KOF, BOF, total fosfor og suspendert stoff er også vist i figurene 4.2.1 - 4.2.4.

Tabell 4.2.2 Oversikt over rens-effekter og doseringer (felling med kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering (mg kalk/l)	
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	88	56	36	-	52	-	4,6	0,47	90	479	437
2	258	147	43	-	>90	-	4,8	1,4	71	388	319
3	87	51	41	-	44	-	4,2	0,42	90	496	402
4	91	29	68	-	28	-	2,8	0,44	84	442	521
5	121	34	72	-	50	-	5,2	0,47	91	524	460
6	103	39	62	-	64	-	4,3	0,42	90	511	443
7	126	47	63	-	53	-	4,0	0,51	87	526	464
8	189	71	62	-	84	-	4,9	1,8	63	422	300

Diskusjon

Fosforutfellingen har vært meget god under hele forsøksserien med ortofosfatkonsentrasjoner i effluenten på 0,03-0,1 mg P/l. Noen direkte sammenheng mellom pH-verdi og fosforutfelling kan ikke leses ut fra resultatene. Effluentens pH har imidlertid hele tiden vært høy, 11,2-11,6.

FELLING MED KALK

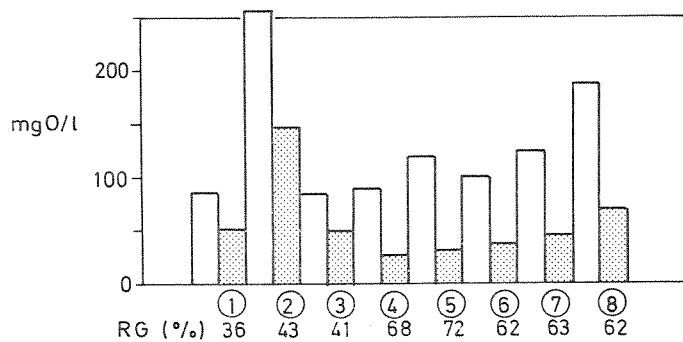


Fig.4.2.1 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

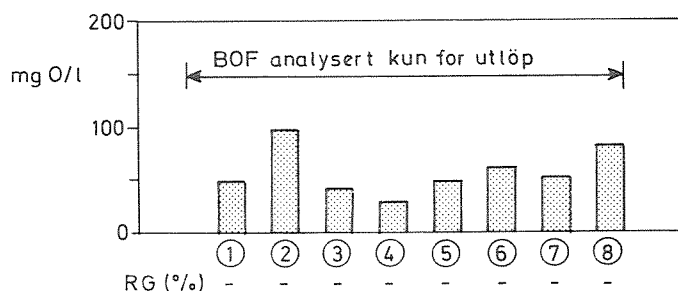


Fig.4.2.2 Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)

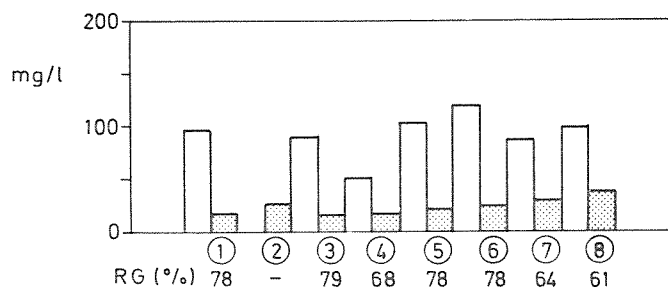


Fig.4.2.3 Suspendert stoff (SS)

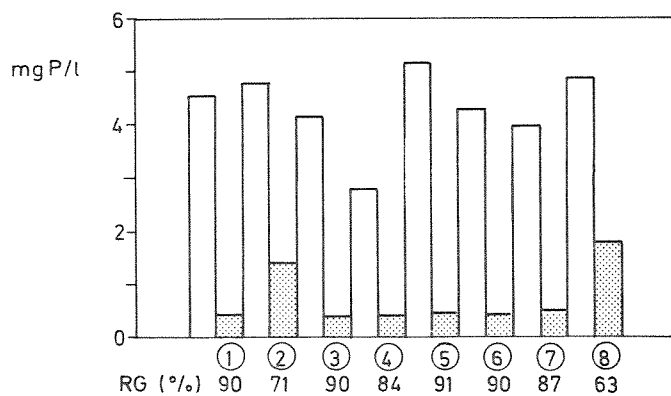


Fig.4.2.4 Total fosfor (Tot.P)

Tegnforklaring:
 □ Dögnpröve - inlöp
 ▨ " " - utløp
 ① " " - nr.1
 RG Rensegrad

Fjerning av total fosfor har vært tilfredsstillende med effluentkonsentrasjon på 0,4-0,5 mg P/l som tilsvarer en reduksjon på 85-90%.

At fjerningen av total fosfor ble dårligere enn ved felling med aluminiumsulfat skyldes til dels at fnokkene ikke lot seg avskille like godt. Innholdet av suspendert stoff i effluenten var altså høyere ved felling med kalk.

Fjerning av organisk stoff er noe vanskelig å vurdere. Målt som KOF er renseseffekten sterkt varierende i området 35-70%. BOF-tallene antyder vesentlig lavere renseseffekter. (Det er ikke tatt BOF-analyser på innløpsvannet, men korrelasjonen mellom BOF og KOF på innløpsvann er så god (se figur 5.1) at det likevel er mulig å gjøre en vurdering). Relasjonen mellom BOF og KOF for effluenten avviker sterkt fra det samband som finnes ved de øvrige forsøksserier, se figur 5.2. Enten må det her foreligge en systematisk feil i BOF- eller KOF-analysene, det kan også tenkes at en ved denne serie har fått nitrifikasjon i inkubasjonsperioden ved BOF-mengden. Analyseresultatene for organisk stoff må derfor brukes med forsiktighet, men det synes som om fjerningen av organisk stoff er noe lavere ved kalkfelling enn ved felling med aluminiumsulfat. Tilsvarende er funnet ved forsøk på NIVAs forsøksanlegg på Kjeller.

De angitte renseseffektene er oppnådd ved kalkdoseringer som under dagtid har vært 450-520 g/m³ og nattetid har vært 400-520 g/m³. To døgn har doseringene vært lavere med dagdoseringer på 390 resp. 420 g/m³, noe som har ført til vesentlig lavere renseseffekter. Det synes som om man dagtid må bruke en dosering på minst 480 g/m³, mens man nattetid burde kunne nøye seg med en dosering på ca. 400 g/m³. Hvis en bruker samme forutsetninger ved beregning av døgnmiddel som er angitt i avsnitt 4.1, blir midlere dosering over døgnnet ca. 470 g/m³.

4.3 Felling med jern(III)klorid.

Denne forsøksserie består bare av to prøvedøgn.

Prøvedøgn nr.	Tidsrom
1	Tor/fre 25-26/10-73 kl. 09-09
2	Fre/lør 26-27/10-73 " "

Som fellingsmiddel ble benyttet konsentrert jern(III)klorid løsning s.k. Ferri-Floc II fra Bohus-EKA AB i Sverige. Denne oppgis å inneholde 14,5 vekts-% Fe.

Under innkjøringsperioden viste det seg at en måtte bruke svært høye doseringer for å få et akseptabelt fellingsforløp.

Hydraulisk belastning

Den hydrauliske belastningen de to prøvedøgnene fremgår av tabell 4.3.1.

Tabell 4.3.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(III)klorid).

	Hydraulisk belastning		Oppholdstid i flokkulering		Oppholdstid i sedimentering		Overflatebelastning i sedimentering	
	(m ³ /h)		(h)		(h)		(m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
Prøvedøgn 1	1,07	0,52	0,35	0,72	3,27	6,7	0,76	0,37
Prøvedøgn 2	1,07	0,53	0,35	0,71	3,27	6,6	0,76	0,38

Av tabellen fremgår at den hydrauliske belastning har vært lik den ved de øvrige forsøksseriene.

Resultat

Resultatene fremgår av tabell 4.3.2.

Tabell 4.3.2 Oversikt over renseeffekten og doseringer (felling med jern(III)klorid).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			Tot.P (mg P/l)			Susp.stoff (mg/l)			Dosering (mg Fe/l)	
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	344	82	76	5,8	0,6	90	186	21	89	60	55
2	224	84	62	5,7	1,8	68	140	64	54	77	76

Diskusjon

Under innkjøringsperioden ble det klarlagt at det ikke var mulig å få akseptable renseeffekter ved lavere doseringer enn de som ble benyttet. En dosering på 60 - 75 mg Fe/l som ble brukt de to prøvedøgnene er økonomisk uakseptabel også om resultatene hadde vært gode. Når dessuten resultatene ikke var spesielt gode, ble det vurdert som uhensiktsmessig å fortsette forsøksserien.

Erfaringer fra forsøk på Kjeller peker også på at det trengs svært høye doseringer av jern(III)klorid ved sekundærfelling.

Andre ulemper med jern(III)kloridfelling er at en kommer ned i et område med lav pH (5,0 - 5,7) der avløpsvannet er svakt buffret, hvilket medfører ustabil drift. De lave pH-verdiene vil også øke risikoen for korrosjon.

4.4 Felling med treverdig jernklorid + kalk

Det ble kjørt i alt 6 prøvedøgn, nummerert som følger:

<u>Prøvedøgn nr.</u>	<u>Tidsrom</u>
1	Man/tir 29-30/10-73 kl. 09-09
2	Tir/ons 30-31/10-73 " "
3	Ons/tor 31/10-1/11-73 " "
4	Tor/fre 1-2/11-73 " "
5	Fre/lør 2-3/11-73 " "
6	Lør/søn 3-4/11-73 " "

Ved forsøksdriften ble det benyttet konsentrert jern(III)kloridløsning, såkalt Ferrifloc II (Bohus-EKA AB, Sverige) med et innhold av 14,5 vekts-% Fe. Kalken var lesket hydratkalk fra Steens kalkbrenneri. (Altså de samme typer kjemikalier som tidligere ble benyttet).

Hydraulisk belastning

Tabell 4.4.1 gir en sammenfatning av de hydrauliske belastninger i løpet av forsøksserien. For henholdsvis dag- og nattbelastningene har en ført opp middelveidien og den maksimale/minimale dag/natt-belastning som har forekommet i tidsrommet.

Tabell 4.4.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(III)klorid + kalk).

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass. (h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
Maksimumsverdi	1,09	0,59	0,35	0,73	3,3	6,9	0,78	0,42
Middelveidi	1,08	0,55	0,35	0,68	3,2	6,4	0,77	0,39
Minimumsverdi	1,07	0,51	0,34	0,64	3,2	5,9	0,76	0,36

Tabellen viser at det har vært stabile hydrauliske forhold i løpet av den tiden forsøksserien har vært, og at middelbelastningen er den samme som ved de tidligere forsøksseriene.

Resultater

Tabell 4.4.2 gir en oversikt over doseringer og oppnådde resultater.

Tabell 4.4.2 Oversikt over renseseffekter og doseringer (felling med jern(III)klorid + kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering			
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	(mg Fe/l)		(mg kalk/l)	
										Dag	Natt	Dag	Natt
1	231	113	51		94		5,5	1,6	66	30	31	138	130
2	193	77	60	107	36	66	5,8	0,7	88	39	33	138	113
3	409	148	64	242	112	53	6,6	0,7	89	44	32	138	107
4	172	69	60	99	34	66	5,1	0,34	93	45	37	148	133
5	182	75	59	105	40	62	5,3	0,6	89	30	22	132	93
6	223	76	66	143	43	70	5,6	0,7	87	29	26	123	119

Doseringen for jern(III)klorid er angitt som rent jern - mg Fe/l.

I figur 4.4.1 - 4.4.4 finnes resultatene for KOF, BOF, total fosfor og suspendert stoff frenstilt i histogramform.

Diskusjon

Bortsett fra første prøvedøgn synes utfellingen av fosfor å ha vært god med ortofosfatinnhold i effluenten på under 0,1 mg P/l.

Total fosforinnholdet var imidlertid ikke helt tilfredsstillende; bare for ett prøvedøgn ble det registrert total fosforinnhold under 0,5 mg P/l. Typiske total fosforkonsentrasjoner i effluenten var 0,6 - 0,7 mg P/l med tilsvarende renseeffekter på mellom 85 og 90%. Det forholdsvis høye fosforinnholdet skyldes at fnokkene ikke har hatt tilstrekkelig gode sedimenteringsegenskaper. Det - i forhold til serien med aluminiumsulfatfelling - høye innholdet av suspendert stoff gjenspeiler seg i at siktedypet ved gunstig drift ikke var bedre enn 70 - 90 cm.

Forholdene for felling burde ha vært gode med pH-verdier mellom 8,5 og 9,5, hvilket anses å være et gunstig område (1).

Fjerningen av organisk stoff synes å ligge mellom 60 og 70%, målt både som BOF og KOF.

De doserte mengdene jern(III)klorid var i denne forsøksserien vesenlig lavere enn ved bruk av jern(III)klorid alene. Dette er i overensstemmelse med erfaringene fra NIVAs forsøksstasjon på Kjeller. Doseringen har vært 30 - 45 mg Fe/l. Under innkjøringsdøgnene prøvde man doseringer rundt 30 mg Fe/l, men fikk da ikke noe tilfredsstillende resultat. Med doseringer på 40 - 45 mg Fe/l fikk man bedre resultater. De to siste døgnene ble doseringen senket på nytt til ca. 30 mg Fe/l og vi fikk resultater som var på linje med 40 - 45 mg Fe/l. For å holde pH-verdien ved 9,0 - 9,5, måtte en tilsette 120 - 140 mg/l hydratkalk. De overnevnte doseringer relaterer seg til dagforhold. Om natten kunne doseringene senkes noe.

FELLING MED JERN(III) KLORID OG KALK

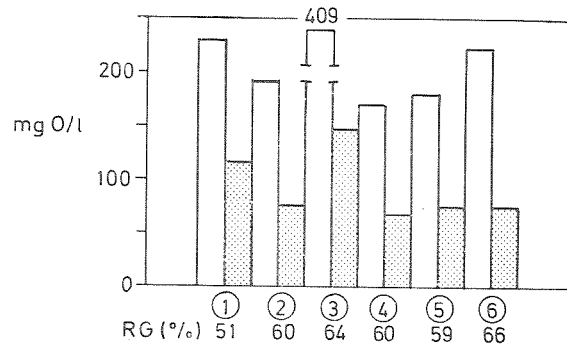


Fig.4.4.1 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

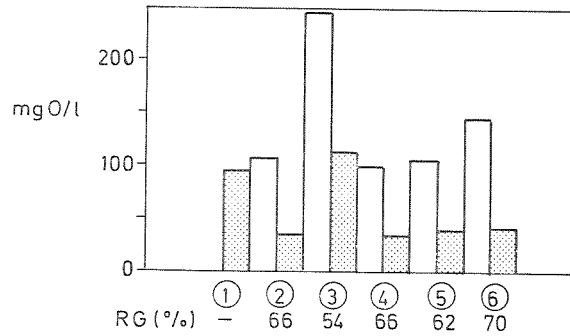


Fig.4.4.2 Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)

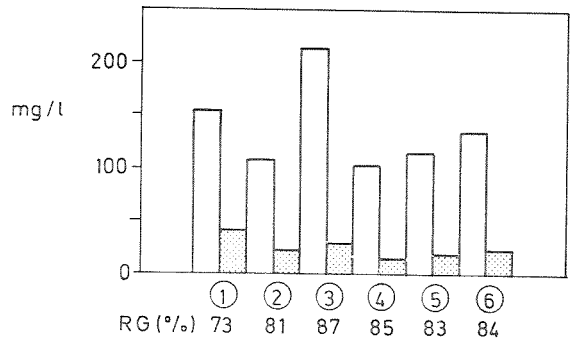


Fig.4.4.3 Suspensert stoff (SS)

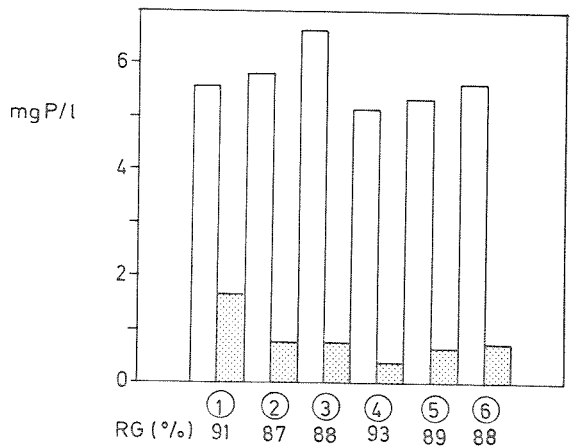


Fig.4.4.4 Total fosfor (Tot.P)

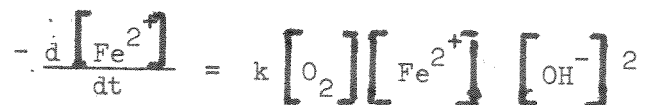
Tegnforklaring:
 □ Dögnpröve - inntöp
 ■ " " utløp
 ① " " nr.1
 RG Rensegrad

Resultatene peker på at en kan oppnå forholdsvis gode resultater ved en tilsats av 40 - 45 mg Fe/l under dagtid sammen med ca. 130 mg/l hydratkalk. Det er mulig at det går an å senke jern-doseringen til ca. 30 mg Fe/l, hvilket også skulle medføre en senkning av nødvendig kalktilsats med ca. 20 mg/l, men det er ikke vist med sikkerhet at samme renses effekter kan oppnås ved de lavere doseringene.

Hvis en utgår fra en dagdosering på 40 mg Fe/l og 130 mg/l kalk og en nattdosering på 30 mg Fe/l og 110 mg/l kalk, skulle en få en middeldosering på 39 mg Fe/l og 125 mg/l hydratkalk (beregnet etter samme forutsetninger som angitt i 4.1).

4.5 Felling med toverdige jernsulfat + kalk

Toverdig jern har betraktelig større løselighet i vann enn treverdige jern (løselighetsproduktet for $\text{Fe}(\text{OH})_2$ er ca. 10^{-15} sammenliknet med ca. 10^{-33} for $\text{Fe}(\text{OH})_3$). Kalken ble tilsatt fordi oksydasjonshastigheten for toverdige jern til treverdige øker sterkt med økende pH-verdi, etter likningen (2).



Det toverdige jernet ble tilsatt foran kalken fordi andre undersøkelser (3) tyder på at fosforet blir mer effektivt utfelt hvis det treverdige jernet genereres homogent i avløpsvannet. I praksis betyr dette at det toverdige jernet helst skal være fullstendig innblandet innen det blir oksydert til tre-verdig. For å oksydere jernet trengs det forholdsvis lite oksygen. Beregnet etter formelen



finner en at det for å oksydere 40 mg toverdige jern til treverdige behøves knapt 6 mg oksygen. For å sikre at tilstrekkelig oksygen var til stede ble det blåst inn luft i miksekammeret.

Det ble kjørt 7 prøvedøgn, nummerert som følger:

Prøvedøgn nr.	Tidsrom
1	Fre/lør 16-17/11 kl. 09-09
2	Lør/søn 17-18/11 " "
3	Søn/man 18-19/11 " "
4	Man/tir 19-20/11 " "
5	Tir/ons 20-21/11 " "
6	Ons/Tor 21-22/11 " "
7	Tor/fre 22-23/11 " "

Det ble benyttet jern(II)sulfat levert som avrent vare fra KRONOS TITAN A/S, Fredrikstad. Produktet oppgis å inneholde 18 vekts-% Fe.

Kalken var hydratkalk fra Steens kalkbrenneri.

Hydraulisk belastning

Tabell 4.5.1 gir en sammenfatning av de hydrauliske belastninger i løpet av forsøksserien. Middelerdien for dag- og nattbelastningen er oppført sammen med de høyeste/laveste dag/natt-belastninger som har forekommet i perioden.

Tabell 4.5.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(II)sulfat + kalk)

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass. (h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
Maksimumsverdi	1,10	0,56	0,41	0,80	3,3	6,6	0,78	0,40
Middelerdi	1,09	0,54	0,41	0,83	3,2	6,5	0,78	0,39
Minimumsverdi	1,07	0,53	0,42	0,85	3,2	6,3	0,76	0,38

Tabellen viser at det har vært stabil belastning i anlegget fra prøvedøgn til prøvedøgn. Middelerdien er tilnærmet den samme som ved de tre foregående forsøksseriene.

Resultater

Tabell 4.5.2 angir de oppnådde resultater sammen med doseringsmengdene. Analyseresultatene for KOF, BOF, total fosfor og suspendert stoff er også vist grafisk i figurene 4.5.1 - 4.5.4.

Tabell 4.5.2 Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med jern(II)sulfat + kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering			
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	(mg Fe/l)		(mg kalk/l)	
										Dag	Natt	Dag	Natt
1	310	128	59	177	77	56	5,7	1,3	77	47	49	125	102
2	131	64	51	78	34	56	4,1	0,6	85	50,5	47,5	137	105
3	90	33	63	61	17	72	3,8	0,27	93	36	36	115	115
4	270	100	63	139	64	54	4,9	1,1	78	41	35	120	120
5	244	67	73	137	38	72	5,0	0,46	91	47	40	149	122
6	255	82	68	132	62	53	5,2	0,6	89	50	37	144	115
7	216	63	71	121	35	71	5,2	0,43	92	45	36	123	118

Doseringen av jern(II)sulfat er angitt som rent jern - mg Fe/l.

Diskusjon

Utfellingen av fosfor har vekslet betraktelig i forsøksperioden. Tar en utgangspunkt i effluentens innhold av ortofosfat i filtrert prøve som mål på fosforutfellingen finner en at denne har vekslet mellom lave verdier som 0,04, 0,06 og 0,02 mg P/l for prøvedøgn 3, 5 og 7 respektive, og forholdsvis høye verdier som 0,14, 0,11 og 0,14 mg P/l for prøvedøgn 2, 4 og 6. For prøvedøgn 1 var ortofosfatinnholdet usedvanlig høyt, 0,5 mg P/l.

I hvilken utstrekning en med analyse av filtrerte prøver virkelig registrerer løst fosfor er usikkert. En kan f.eks. tenke seg at en har variasjoner i flokkuleringsgrad og at en enkelte døgn har meget fine partikler av utfelt fosfor som passerer gjennom filteret.

Tross forholdsvis høye ortofosfatkonsentrasjoner i effluenten har fjerningen av total fosfor under 5 av de 7 prøvedøgene vært akseptabel med konsentrasjoner på 0,27 - 0,60 mg P/l, tilsvarende renseeffekter på 85 - 93%. Det synes som om det er mulig å oppnå lavere total fosforkonsentrasjoner med toverdigg enn med treverdigg jern som fellingsmiddel i kombinasjon med kalk. Materialet er imidlertid for lite for sikre konklusjoner.

FELLING MED JERN(II) SULFAT OG KALK

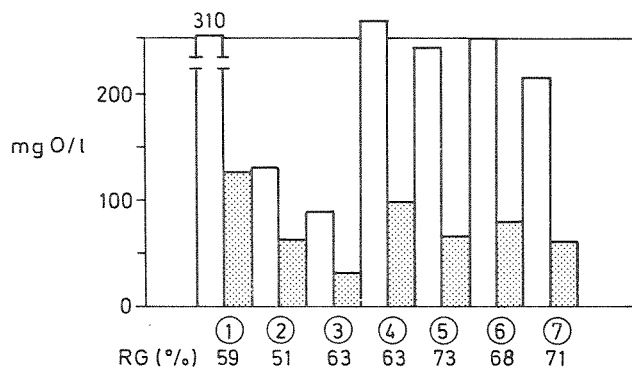


Fig.4.5.1 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

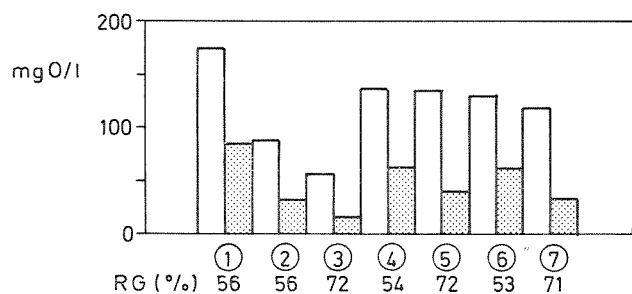


Fig.4.5.2 Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)

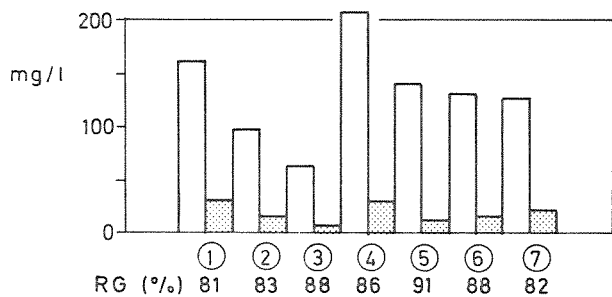


Fig.4.5.3 Suspensert stoff (SS)

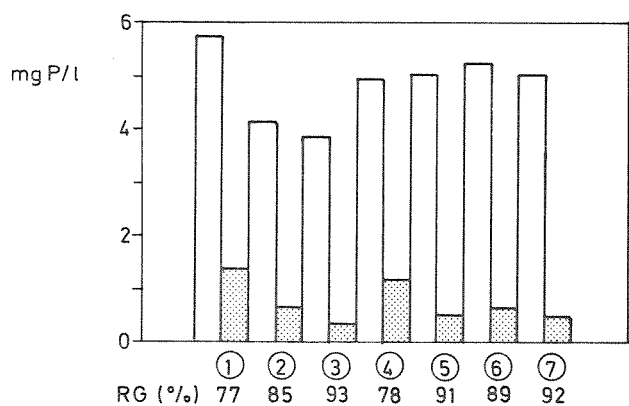


Fig.4.5.4 Total fosfor (Tot.P)

Tegnforklaring :

- Dögnpröve - inntöp
- ▒ " " - utløp
- ① " " - nr. 1
- RG Rensegrad

Hvorfor resultatene for to av prøvedøgnene er vesentlig dårligere vet vi ikke. Betrakter man analysematerialet kan man se at innholdet av suspendert stoff i innløpsvannet var høyere disse to døgn enn de øvrige og at alkalitetsdifferansen mellom innløp og utløp var større. At disse forhold skulle ha noen nevneverdig betydning for total fosforreduksjonen er usikkert. Forholdsvis store variasjoner i renseeffekter ved bruk av to- og treverdig jern i kombinasjon med kalk er også konstatert ved undersøkelser ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller.

Under forsøkene lå pH-verdien alt overveiende omkring 9,5, og skulle derfor gi gunstige betingelser for utfellingen. Orienterende målinger av oksydasjonshastigheten ved de aktuelle fellingsbetingelsene peker på at det toverdige jernet ble oksydert til treverdig på 3 - 4 minutter. Målinger av oksygenkonsentrasjoner gjennom anlegget pekte i samme retning.

Fosforinnholdet i effluenten skyldes i første rekke utilstrekkelig avskilling av suspendert stoff. Imidlertid har innholdet av suspendert stoff vært forholdsvis lavt, (8 - 23 mg/l) under 5 av de 7 døgnene. Beregninger av fosforinnholdet i det suspenderte stoffet peker på at dette er høyere enn fosforinnholdet i slammet som helhet. Det suspenderte stoffet som har gått ut med effluenten har bestått av meget små partikler. Dette kan også være årsaken til at siktedypet, tross lavt innhold av suspendert stoff, i effluenten, ikke har vært større enn 70 - 90 cm.

Fjerningen av organisk stoff i fellingstrinnet, målt som KOF, har vært 60 - 70%. Hvis organisk stoff måles som BOF har den prosentuelle renseseffekten vært omtrent den samme.

Innholdet av fellingsmiddel i effluenten er direkte avhengig av mengden suspendert stoff. Med den avskilling av suspendert stoff som har vært oppnådd ved forsøkene, synes jerninnholdet i effluenten å være omtrent 2 mg Fe/l.

Gjennom visuelle iaktakelser av fellingsprosessen under innkjøringsperioden, fant man at en måtte dosere ca. 45 mg Fe/l for å oppnå akseptable resultater. Om natten kunne man operere med lavere doseringer, ca. 35 mg Fe/l. Et av prøvedøgnene har en brukt en lavere dosering, 36 mg Fe/l, og renseseffektene dette døgn var utmerkede. En kan derfor ikke

avgjøre om det kan være mulig å operere med doseringer som er lavere enn de her brukte. Den kalkmengde som har blitt tilsatt for å høyne pH-verdien har gått opp til 120 - 150 mg/l dagtid og 100 - 120 mg/l hydratkalk om natten.

Gjennomsnittlige doseringer over døgnet kan da settes til ca. 43 mg Fe/l og 130 mg/l hydratkalk.

4.6 Belastningsforsøk

Under hver forsøksserie ble det utført enkle belastningsforsøk. Den hydrauliske belastning ble økt til henholdsvis 2 og 3 m³/h. Dette tilsvarer 2 og 3 ganger den normale dagbelastning. Tilsvarende overflatebelastninger i sedimenteringsbassenget blir da 1,4 og 2,1 m/h.

Forsøkene var av kort varighet, omkring 4 timer. (Unntak er det første belastningsforsøket med Al-felling. Her varte forsøkene i 6 timer).

Under forsøkets gang ble det tatt delprøver av det rensede utløpsvannet på følgende måte:

En tom prøveflaske ble ved forsøkets begynnelse plassert under prøvetakeren. Etter 2 timer ble det oppsamlede prøvevolum tatt vekk for analysering. Den tomme prøveflasken ble på nytt satt under prøvetakeren og en ny delprøve ble samlet i løpet av de neste 2 timene. (3 timers-intervall ved det første forsøket med Al-felling).

Ved disse forsøkene ble det altså nødvendig å bryte døgnprøvetakingen for utløpsvannet i det tidsrommet forsøkene varte. Disse, noe reduserte døgnprøvene, er benyttet som referanse for delprøvene fra belastningsforsøkene.

Som analyseparametre ble valgt suspendert stoff (SS) og ortofosfat på ufiltrert prøve. Denne siste parametren gir ikke uttrykk for den totale fosforkonsentrasjonen i prøven, men er en egnet parameter for en relativ bedømmelse av de oppnådde resultater.

Tabell 4.6 viser analyseresultatene fra forsøkene. De tilsvarende verdier for døgnprøvene er gitt i parentes.

Tabell 4.6 Analyseresultater for rensed avløpsvann ved belastningsforsøk.

Forsøks-serie	Dato for belastningsforsøk	Hydraulisk belastning	Tidsrom for oppsamling av delprøve	SS(mg/l)	Orto-P(mg P/l) ufiltrert prøve
I Al-felling	11/9-73	2 m ³ /h	0. - 3. time 3. - 6. "	x) 16 x) 8(-)	0,3 0,03 (0,03)
	13/9-73	3 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. " 4. - 6. "	x) 15 x) 20(x) 19 xx) 104	0,24 0,2 (0,07) 1,7
	7/12-73	3 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. "	25 27 (14)	0,24 (0,15) 0,30
II Kalkfelling	8/10-73	2 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. "	41,5(17) 42,5(17)	0,42 (0,24) 0,34
	10/10-73	3 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. "	66 (32) 51	0,6 (0,25) 1,15
III Fe(III) + kalk-felling	30/10-73	2 m ³ /h	0. - 2. time 0. - 4. "	33 (22) 18	0,43 (0,09) 0,3
	1/11-73	3 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 3. "	22 15	0,6 (0,3) -
IV Fe(II) + kalk-felling	20/11-73	2 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. "	23 (13) 51	0,4 (0,2) 0,56
	23/11-73	3 m ³ /h	0. - 2. time 2. - 4. "	65 (23) 71	0,64 (0,13) 0,53

x) Noe lavere verdier, se diskusjon, avsnitt 4.1. () - angir tilsvarende analyseresultat for døgnprøve.
xx) Slamteppe i overløp.

Belastningsforsøkene var av orienterende natur. Man må være forsiktig med å dra altfor langtgående slutninger av materialet.

Undersøkelsene ved aluminiumsulfatfelling den 11/9 og 13/9 er noe spesielle fordi det sannsynligvis var etablert et slamteppe i sedimenteringstanken ved disse forsøk.

Det synes klart at med samtlige fellingskjemikalier så forverres resultatene når en øker den hydrauliske belastningen. Ved de fleste forsøkene syntes det som om en fikk et "hydraulisk sjokk" når en økte belastningen på anlegget, slik at rensegraden sank betraktelig etter belastningsøkningen for siden å gradvis forbedres. Forverringen av resultatene er forholdsvis moderat - selv ved de høyeste belastningene synes en ha operert med 70 - 80% renseeffekt med hensyn på fosfor.

Det er ikke mulig av det foreliggende materialet å dra noen slutt-satser hvorvidt systemet er mer eller mindre følsomt ved bruk av ett fellingskjemikalie sammenliknet med et annet. Det sies ofte at fnokker fra kalkfelling avskilles lettere ved høye hydrauliske belastninger enn fnokker for felling med aluminiumsulfat. Det foreliggende materialet bekrefter ikke dette.

4.7 Slamundersøkelser

Slamproduksjon

Tabell 4.7.1. angir middelveidier for slamvolum og slammengde tappet pr. døgn ved de fire forøksseriene. Ut fra disse verdiene er midlere tørrstoffkonsentrasjon beregnet.

Tabell 4.7.1 Middelveidier for slamvolum, slammengde og tørrstoffkonsentrasjon.

	Al-felling	Kalk-felling	Fe(III)+kalk-felling	Fe(II)+ kalk-felling
Slamvolum (l/døgn)	330	236	293	287
Slammengde (kg tørrstoff/døgn)	4,15	9,1	4,4	5,4
Tørrstoffkonsentrasjon (% TS)	1,26	3,85	1,5	1,9
Antall døgn	8	8	6	8

Beregningen av tallene i tabell 4.7.1 forutsetter at det ikke er noen akkumulering (positiv eller negativ) av slam i anlegget. En mindre akkumulering vil ha forholdsvis liten betydning når slamtappingen skjer over 6 - 8 døgn. I tabell 4.7.2. er slammengdene angitt som gTS/m^3 avløpsvann. Tallene er fremkommet gjennom at produsert tørrstoffmengde er dividert med gjennomsnittlig hydraulisk belastning pr. døgn.

Tabell 4.7.2. Slamproduksjon.

	Slamproduksjon gTS/m^3 avløpsvann
Al-felling	211
Kalk-felling	466
Fe(III)+kalkfelling	226
Fe(II)+kalkfelling	276

De volumer slam som er tappet ut fra sedimenteringsbassenget har vært lavest ved kalkfelling og høyest ved aluminiumsulfatfelling.

De produserte slammengder, målt som tørrstoff, har vært lavest for felling med aluminiumsulfat og høyest ved felling med kalk. Slamproduksjonen ved felling med aluminiumsulfat - 210 g TS/m³ er meget høy sammenliknet med hva en ofte ser benyttet ved dimensjonering. I tillegg til slamproduksjonen fra den kjemiske fellingen, kommer slamproduksjonen i det mekaniske rensetrinnet. Denne antas ofte å være 50-60 g TS pr. person og døgn. Hvis en antar at spesifikke avløpsvannmengder er 400-600 l/p.ekv.d. skulle dette tilsvare 100-150 g TS/m³. Den totale slamproduksjonen ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel skulle derfor bli i størrelsesorden 310-360 g TS/m³, og tilsvarende høyere for de andre fellingskjemikaliene.

Slamproduksjonen (som tørrstoff) kan synes høy, men den er, f.eks. ved Al-felling, bare ca. 25% høyere enn hva som teoretisk kan beregnes av avløpsvannets sammensetning og tilsatte kjemikaliemengder. Slamproduksjonen er lik den som er målt ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller.

Fortykkingsforsøk

Sedimenteringsforsøkene ble utført i den tidligere beskrevne slamtanken (se figur 3.2). Denne er sirkulær med indre diameter 40 cm og netto volum 135 liter. Effektiv høyde er 114 cm.

Forsøkene ble utført på følgende måte: slammet ble tappet over i slamtanken med stor hastighet for å oppnå god omrøring og dermed et homogent slam i tanken. Deretter ble det hurtigst mulig tatt ut en prøve for måling av tørrstoff. Differansen mellom vannoverflaten og det synkende slamteppet ble målt som funksjon av tiden. I figur 4.7.1 er resultatene fra forsøkene vist i diagrams form, hvor initialsynkehastigheten er gitt som funksjon av tørrstoffinnholdet målt ved forsøkets begynnelse.

Initialsynkehastigheten er definert som følger: hvis sedimenteringskurven for et slam (synkedistanse som funksjon av tiden) tegnes, så vil dette innenfor et forholdsvis kort tidsrom være lineær for siden å gå over i en krum kurve. Sedimenteringskurven har altså innenfor dette begrensede tidsintervallet en konstant helningsvinkel som her er betegnet som initialsynkehastigheten. Normalt vil initialsynkehastigheten avta med økende TS-innhold.

En forutsetning for korrekte verdier er at veggeffektene ikke påvirker sedimenteringsforløpet. Med en diameter på 40 cm vil vegg-effektene være små.

Initialsynkehastigheter som funksjon av slammets konsentrasjon er vist i figur 4.7.1. Av figuren fremgår det at kalkslammet har spesielt høy sedimenteringshastighet sammenliknet med de tre andre slamtypene. Slam fra Al-fellingen synes å ha noe bedre sedimenteringsegenskaper enn slam fra fellingen med treverdige jern og kalk.

Forsøkene med slam fra Fe(II)+kalkfellingen falt noe uheldig ut. Årsaken er at TS-verdiene lå innenfor et noe snevert konsentrasjonsintervall. På grunn av dette har det ikke vært mulig å tegne opp noen kurve for dette slammet.

Det bør bemerkes at disse fortykkingsforsøkene strakte seg over hele forsøksseriens varighet. Dermed vil slammets karakter skifte noe under forsøkene, (ulike doseringsmengder, forandring av avløpsvannets sammensetning o.l.), og dermed må en forvente en del spredning i resultatene.

Et unntak herfra er forsøkene med Al-felt slam. Her ble forsøkene utført i løpet av en dag med suksessiv tapping og fylling av slamtanken. Det ble utført to forsøk med Al-slam senere (6/12) og resultatene er avmerket i figur 4.7.1 (merket 6/12). Disse viser noe lavere verdier enn de som er lagt til grunn ved opptegningen av kurven.

Fra initialsynkehastighets-konsentrasjonskurven kan en beregne og tegne opp flux-konsentrasjonskurver. (Flux er konsentrasjon ganger initialsynkehastighet og har altså dimensjonen $ML^{-2}T^{-1}$). Flux-konsentrasjonskurver for Al-slam og kalkslam finnes i figur 4.7.2.

Ved å dra tangenter til denne kurve kan en av skjæringspunktene med ordinaten og abscissen finne ~~sanhørende verdier for flux og konsentrasjon for fortykket slam.~~

De i figur 4.7.2 antydde tangentene peker på at en for Al-slam burde dimensjonere en kontinuerlig fortykker for ca. $0,6 \text{ kg TS/m}^2 \cdot \text{h}$ hvis en ønsker seg en tørrstoffkonsentrasjon på 1,5%. Nøyer man seg med 1,0% TS, kan fortykkeren dimensjoneres for ca. $1,3 \text{ kg TS/m}^2 \cdot \text{h}$. Ved fortykking av kalkslam er det åpenbart at en kan oppnå høy konsentrasjon ved meget høy tørrstoffbelastning på fortykkeren. Det er et meget begrenset materiale som foreligger for slammet og en må være forsiktig med å legge altfor stor vekt på de ovennevnte tallene.

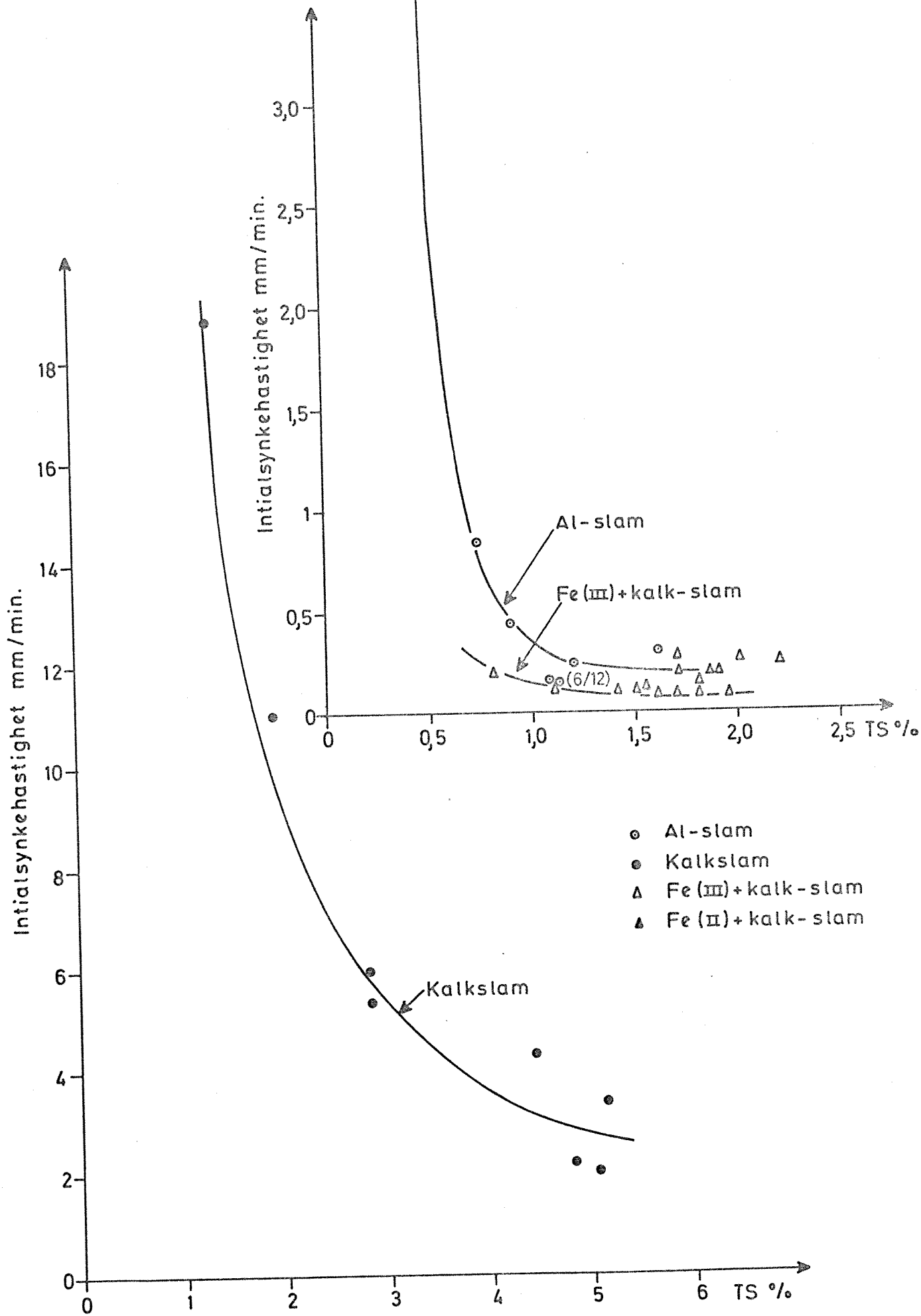


Fig.4.7.1 Intialsynkehastighet som funksjon av tørrstoffinnhold

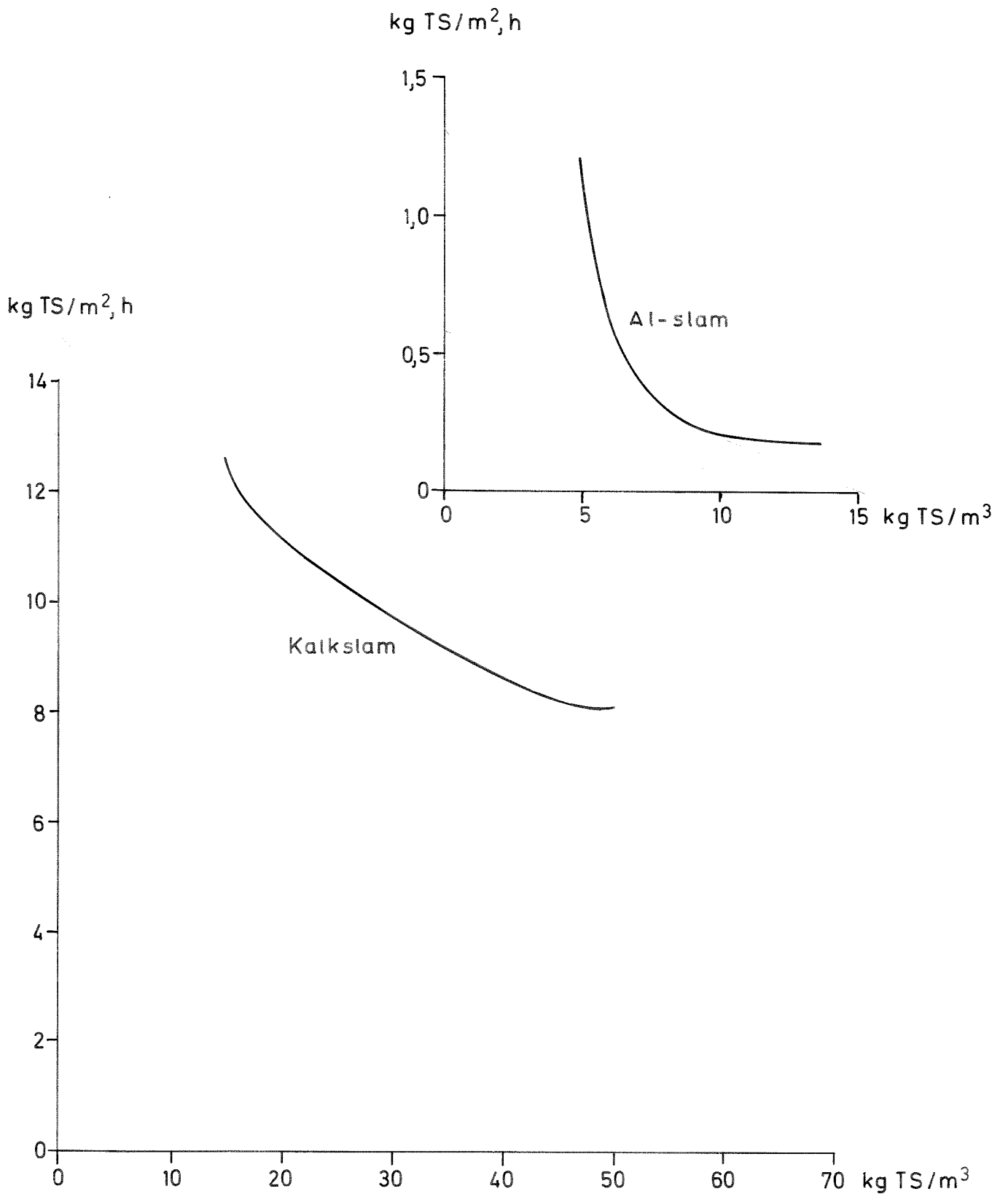


Fig. 4.7.2 Flux-konsentrasjonskurve for Al-slum og kalkslam

Ved dimensjonering av fortykkere må en også ta hensyn til at den hydrauliske belastningen på fortykkeren ikke må overskrides.

Som et supplement til disse sedimenteringsforsøkene ble det utført noen enkle fortykkingsforsøk hvor en lot slam stå i slamtanken i ca. ett døgn. Det ble tatt prøver av det fortykkede slam i bunnen av tanken. Resultatene er vist i tabell 4.7.3.

Tabell 4.7.3 Oppnådd fortykking i slamtank etter ca. ett døgn.

Slamtype	% TS ved start	Varighet (timer)	% TS ved slutt
Al-felt	1,36	21,5	1,8
"	1,01	21	1,4
Kalkfelt	5,52	22	10,2
Fe(III)+kalk-felt	0,82	22,5	1,2
Fe(II)+kalk-felt	1,74	24	2,8

Av tabellen fremgår det at kalkslam kan fortykkes til høyere konsentrasjoner enn de tre andre slamtypene. Forsøkene tyder på at Al-slam vanskelig kan fortykkes til et tørrstoffinnhold over 1,5 - 2 prosent. Som resultatene fra tidligere antydte så ser det ut til at slam fra felling med toverdig jern + kalk fortykkes lettere enn slam som er felt med treverdig jern + kalk.

Resultater fra tungmetallanalyser

Under hver forsøksserie ble det tatt en blandprøve av slammet. Denne ble så analysert for følgende metaller: kobber, nikkel, sink, bly, krom og kadmium. Resultatene er gitt i tabell 4.7.4.

Tabell 4.7.4 Resultater fra tungmetallanalyser.

	Kobber mg Cu/ kg TS	Nikkel mg Ni/ kg TS	Sink mg Zn/ kg TS	Bly mg Pb/ kg TS	Krom mg Cr/ kg TS	Kadmium mg Cd/ kg TS
Al-felt	510	< 40	540	140	180	< 12
Kalk-felt	180	32	340	130	160	20
Fe(III)+ kalk felt	1560	88	3500	-	350	29
Fe(II)+ kalk felt	260	63	480	84	180	13

Sammenliknet med tall som er rapportert fra utlandet synes tungmetallinnholdet å være lavt. Ett unntak er verdiene fra felling med treverdig jern og kalk hvor kobber- og sinkinnholdet er betraktelig høyere enn i de øvrige slamtypene. Det er neppe anledning til å tro at en skulle fjerne tungmetaller mer effektivt i denne periode. Enten må det ha skjedd noen spesielle utslipp i løpet av denne forsøksserien eller så inneholder fellingsmidlet tungmetaller. Disse forhold vil bli nærmere undersøkt.

Tallene i tabell 4.7.4 er i tabell 4.7.5 omregnet for å antyde hvilke mengder av tungmetaller en har fjernet fra avløpsvannet.

Tabell 4.7.5 Utfelt mengde tungmetaller fra avløpsvannet.

Fellingskemikalier	Utfelt mengde tungmetall ug/l					
	Kobber	Nikkel	Sink	Bly	Krom	Kadmium
Al-sulfat	110	< 8	120	30	40	< 2
Kalk	85	15	150	60	75	49
Fe(III) + kalk	320	18	720	-	70	6
Fe(II) + kalk	70	18	130	20	50	4

5. VURDERINGER

5.1 Forsøksresultatenes representativitet

Under samtlige forsøksserier har forsøksanlegget rent teknisk virket godt. Ikke under noen av forsøksseriene har det vært nevneverdig nedbør som har kunnet påvirke avløpsvannets sammensetning.

De ytre forholdene har med andre ord vært like under forsøksseriene.

Den hydrauliske belastningen på forsøksanlegget har i samtlige forsøksserier vært lik.

Hvis en ser på avløpsvannets sammensetning under de ulike forsøksseriene, finner en at det har vekslet forholdsvis mye fra dag til dag. Dette skyldes to forhold. Lørdags/søndags-døgn og søndags/mandags-døgn har anlegget vært drevet bare med vann fra Hamar, hvilket har lavere konsentrasjon av samtlige forurensningskomponenter enn det tilkjørte vann. Lørdags/søndags-døgn og søndags/mandags-døgn inngår imidlertid i hver forsøksserie. Det andre forholdet er at det tilkjørte vannets kvalitet har vekslet forholdsvis sterkt fra dag til dag. Den gjennomsnittlige sammensetningen av avløpsvannet med hensyn til de viktigste komponentene fremgår av tabell 5.1.

I tabellen er forsøkene med aluminiumsulfatfelling oppdelt i 2 perioder - 9 døgn fra forsøk i september og 3 døgn av forsøk i desember.

Når en betrakter tallene i tabell 5.1 ser en at den første serien med aluminiumsulfatfelling og serien med kalkfelling har hatt betraktelig lavere innhold av organisk stoff enn de øvrige forsøksseriene. Variasjonene i alkalitet og fosforinnhold mellom de 5 seriene har imidlertid vært betraktelig mindre.

Det er selvsagt en svakhet i materialet at avløpsvannsammensetningen ikke har vært helt lik i forsøksseriene. Stort sett må en konstatere at forutsetningene for en sammenlikning er forholdsvis gode.

BOF-analyser finnes ikke for samtlige døgnprøver, men som det ses i figur 5.1.1 og 5.1.2, er det god korrelasjon mellom KOF og BOF-verdiene, slik at mulighetene for en vurdering er til stede.

Tabell 5.1 Gjennomsnittlig sammensetning av avløpsvannet under forsøksseriene.

	KOF (mg O/l)	Total fosfor (mg P/l)	Alkalitet (mekv/l)
Al-sulfatfelling Prøvedøgn 1-9	143	4,3	2,6
Al-sulfatfelling Prøvedøgn 10-12	267	4,9	2,6
Kalkfelling	133	4,4	2,8
Felling med Fe(III)+kalk	235	5,6	2,9
Felling med Fe(II)+ kalk	216	4,8	2,6

5.2 Renseresultater

Gjennomsnittlige resultater for de vanligste forurensningskomponenter ved god drift på forsøksanlegget er gjentatt i tabell 5.2.1.

Resultatene fra felling med jern(III)klorid er ikke tatt med fordi erfaringene viser at dette ikke er noe aktuelt alternativ.

På grunn av oppholdstidene i mottakingstankene og i overløpskassen, kan det avløpsvannet som tilføres forsøksanleggets kjemiske rensetrinn (og døgnprøvetakeren for innløp) karakteriseres som mekanisk renset. De totale renseeffekter i forsøksanlegget blir følgelig noe større enn det som er angitt. Dersom en er interessert i å beregne de totale renseeffekter, så kan en anta følgende reduksjoner for det mekaniske

BOF₇ mg O/l

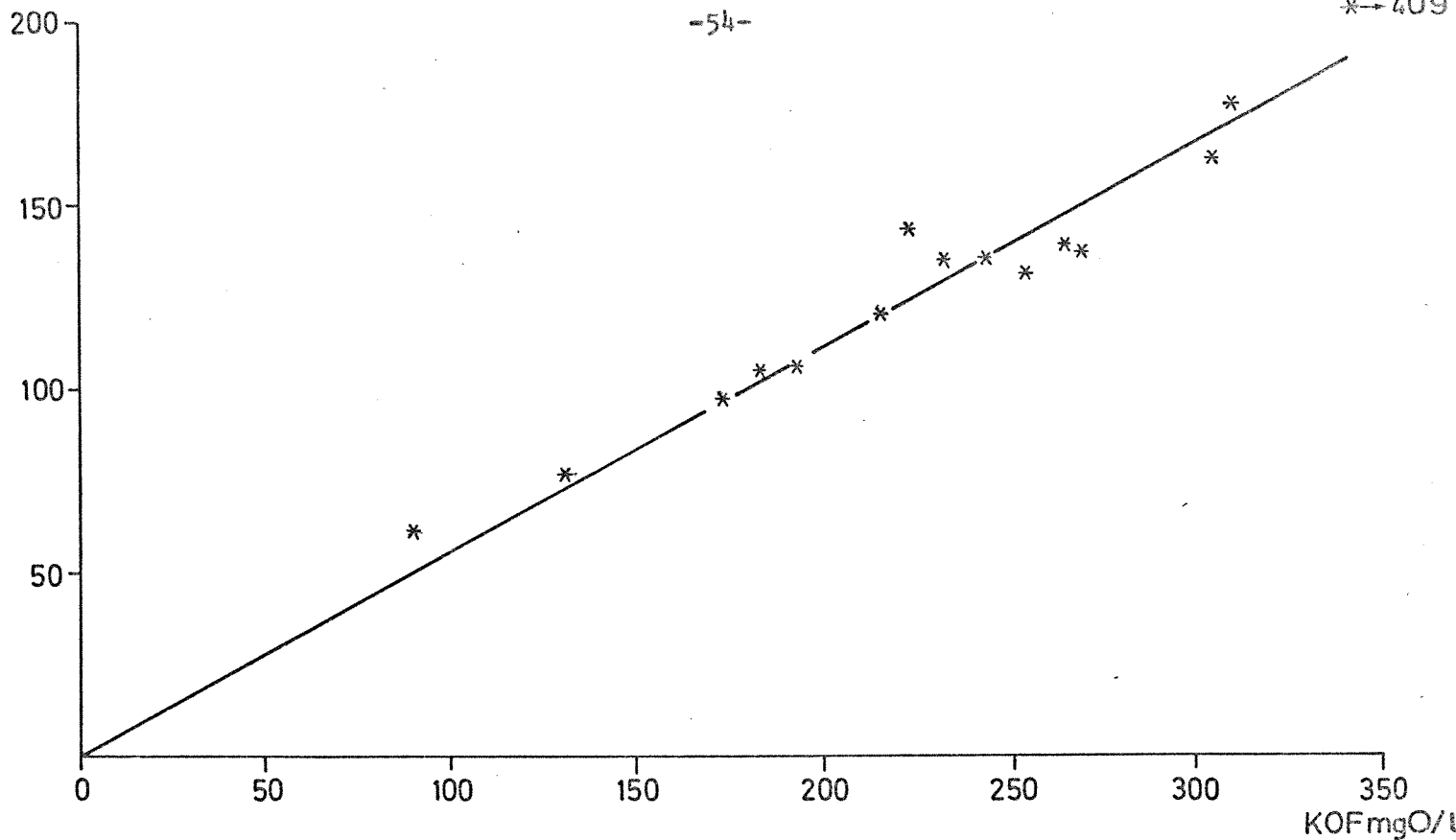


Fig. 5.1.1 Sammenheng mellom KOF og BOF₇ for inntløpsvann (14 døgnprøver)

BOF₇ mg O/l

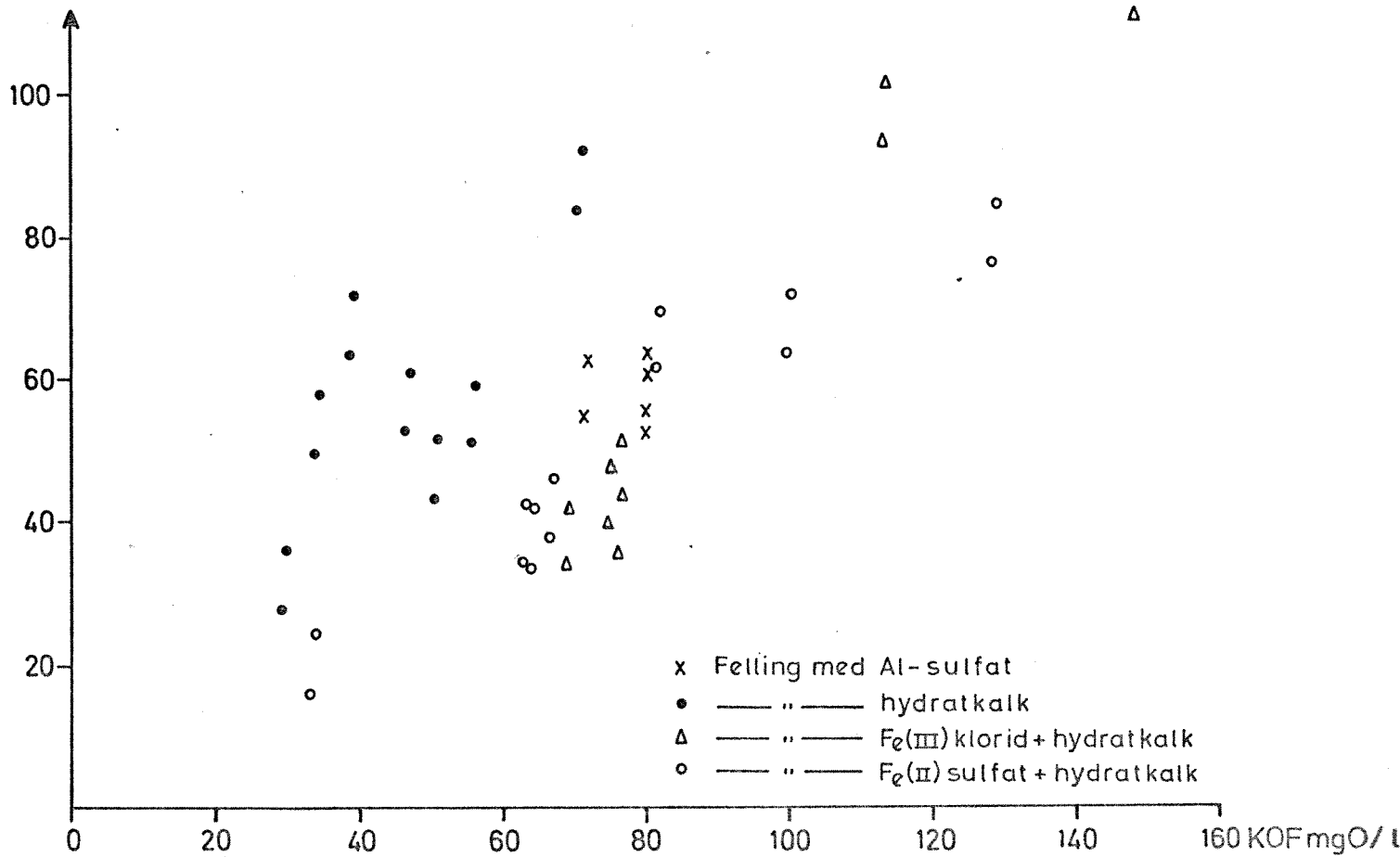


Fig. 5.1.2 Sammenheng mellom KOF og BOF₇ for utløpsvann

rensetrinnet:

- 50-60% for suspendert stoff
- 25-35% for organisk materiale (BOF₇)
- 5-15% for total fosfor

Av tabell 5.2 fremgår tydelig at en har oppnådd de beste rens-effektene ved felling med aluminiumsulfat. Dette er mest åpenbart når det gjelder fjerning av total fosfor, der en med aluminiumsulfatfelling under 10 av de 12 prøvedøgnene har hatt total fosforinnhold på 0,33 mg/l eller mindre. Når det gjelder fjerning av organisk stoff er spredningen i forsøksresultatene stor for samtlige benyttede fellingskjemikalier. Det synes imidlertid som om aluminiumsulfat også her gir en noe bedre fjerning enn de øvrige fellingskjemikaliene. Forskjellen i fjerning av organisk stoff ved de forskjellige fellingskjemikaliene som forsøksresultatene antyder bekrefte-s av de resultater som foreligger fra forsøk ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller. Det er derfor sannsynlig at de her påviste differansene er reelle, selv om spredningen er for stor til at en kan dra sikre konklusjoner ut fra det foreliggende materialet.

En faktor av viss betydning er også det visuelle inntrykket en får av det rensede avløpsvannet. Dette har ikke vært helt i tråd med det kjemiske analysene, fordi en her har iaktatt størst klarhet (målt som siktedyp) ved felling med kalk. Stort siktedyp og et godt visuelt inntrykk har en også hatt ved felling med aluminiumsulfat. Det visuelle inntrykket ved bruk av tre-verdig jern og to-verdig jern i kombinasjon med kalk har vært dårligere.

En viktig faktor ved vurderingen av renseseffektene er den stabilitet en har hatt i driften. Med aluminiumsulfat som fellingsmiddel har en oppnådd jevnt over meget tilfredsstillende renseseffekter. Også med kalk har driften vært forholdsvis stabil, men resultatene har vært i gjennomsnitt noe dårligere. Ved bruk av tre-verdig og to-verdig jern + kalk har en oppnådd sterkt varierende innhold av fosfor i effluenten, f.eks. har total fosforkonsentrasjonen ved felling med to-verdig jern + kalk variert fra 0,27 mg P/l til 1,3 mg P/l, til tross

Tabell 5.2: Konsentrasjon i effluenten og prosentuelle reduksjoner av ulike komponenter ved gunstig drift. Sammendrag av forsøksresultatene.

	Kjemisk oksygenforbruk		Total fosfor		Suspendert stoff	
	(mg O/l)	% red.	(mg P/l)	% red.	(mg/l)	% red.
Al-sulfatfelling	20-80	65-75	0,1-0,3	90-98	5-20	80-95
Kalkfelling	20-80	40-70	0,4-0,5	85-90	15-30	60-80
Felling med tre-verdig jern + kalk	70-150	60-65	0,4-0,7	85-90	15-30	80-85
Felling med to-verdig jern + kalk	40-100	60-70	0,3-0,6	85-90	10-30	80-90

for at doseringen har vært omtrent lik ved samtlige prøvedøgn, og betingelsene når det gjelder pH og oksygentilførsel har vært oppfylte.

5.3 Slammengder

Ved de tapperutiner som har vært brukt i forsøksanlegget, har en fått størst volumer uttappet slam ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel og minst ved kalk. Kalkslammet synes å ha så gode fortykkingssegenskaper at det i prinsipp skulle kunne pumpes direkte fra sedimenteringsbassengene til avvanningsutstyret. Av praktiske hensyn vil en sannsynligvis la dette slam gå via en fortykker. Slam fra aluminiumsulfatfelling og fra felling med to-verdig jern og kalk, synes å ha lave synkehastigheter og fortykkeren må derfor dimensjoneres for en lav belastning. Det synes imidlertid som om slammet fra felling med to-verdig jern og kalk kan fortykkes til høyere sluttkonsentrasjoner enn slam fra aluminiumsulfatfelling. De volumer som skal avvannes etter fortykking vil derfor sannsynligvis bli større ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel enn ved bruk av toverdig jern og kalk. Hvis de relative volumene skal anslås, så vurderer vi at slamvolumene etter fortykking blir 30 - 40% større ved aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Ved bruk av kalk som fellingsmiddel vil slamvolumene etter for-

tykking bli betraktelig lavere. Dette vil sannsynligvis være av mindre betydning fordi avvanningsutstyret ved bruk av kalk som fellingsmiddel sannsynligvis vil bli dimensjonert etter de tørrstoffmengder som skal avvannes og ikke etter det volum som skal avvannes.

Etter avvanning vil en få mest slam å frakte bort fra renseanlegget ved bruk av kalk som fellingsmiddel og minst ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Hvis en antar at slam fra aluminiumsulfatfelling kan avvannes til 20% tørrstoff, at slam fra felling med to-verdig jern + kalk også kan avvannes til 20% TS (her savner vi totalt erfaringsmateriale) og at slam fra felling med kalk kan avvannes til 27% TS, vil en ved bruk av to-verdig jern + kalk få 10% og ved bruk av kalk 33% mere slam (vektmessig) å frakte bort fra renseanlegget.

Det er en rekke usikkerhetsfaktorer som finnes når det gjelder å anslå de volumer slam en får etter fortykking og etter avvanning, og det må derfor tas forbehold for de her nevnte tallene. Det synes imidlertid som om man ved dimensjonering av slambehandlingsdelen burde bruke høyere tall på produsert tørrstoffmengde fra det kjemiske trinnet enn hva som tidligere har vært vanlig.

5.4 Kjemikaliehåndtering

Aluminiumsulfat er et fellingsmiddel som er enkelt å håndtere. Hvis en antar at avløpsvannmengdene i den tid det er aktuelt å drive anlegget med bare kjemisk felling kommer til å være ca. 20 000 m³/døgn, skulle årsforbruket av aluminiumsulfat bli ca. 1 400 tonn pr. år. Hvis en antar at en får ca. 20 tonn aluminiumsulfat pr. leveranse, betyr dette at en i gjennomsnitt må ha en kjemikalieleveranse hver 5. til 6. dag. Forholdene virker slik at det er ønskelig med to siloer for lagring av aluminiumsulfat hvis en bruker standardstørrelsen på ca. 50 m³.

Erfaringer peker på at det i første rekke er avløpsvannets alkalitet som bestemmer dosen av aluminiumsulfat. Med det avløpsvann som finnes i Hamar, synes det derfor som om en burde prøve å erstatte noe av den

nødvendige aluminiumsulfatdosen med svovelsyre. Man burde derfor hvis en velger aluminiumsulfat som fellingsmiddel, ha plass for en svovelsyretank på ca. 30 m^3 .

Kalk er noe vanskeligere å håndtere enn aluminiumsulfat. Hvis en foretar de nødvendige foranstaltninger ved utforming av silo- og doseringsanordninger, burde det imidlertid gå an å håndtere kalk uten vanskeligheter. Erfaringer med kalk som fellingsmiddel peker på at en lett får et ubehagelig støvproblem hvis en ikke tar spesielle forholdsregler.

Hvis en bruker de samme forutsetninger som ovenfor ved aluminiumsulfat vil årsforbruket av hydratkalk bli ca. 3 400 tonn. Med leveringsmengder på 20 tonn av gangen, vil dette bety omtrent en kjemikalietransport annen hver dag. To siloer synes ønskelig også i dette fall. Silovolum må avveies i forhold til leveringssikkerheten.

De ovenfor angitte tallene henfører seg til hydratkalk. Det burde imidlertid også være mulig å bruke ulesket kalk (CaO). Dette vil teoretisk bety 24% mindre kjemikalieforbruk, men man må i dette tilfelle også installere utstyr for lesking av kalken før den doseres. Dette er imidlertid en håndtering som ved enkelte renseanlegg ikke har falt heldig ut.

Hvis en vil anvende jern(III)klorid + kalk som fellingsmiddel, må en foruten silo for kalken, ha en tank av korrosjonsbestandig materiale for jern(III)kloriden, som hvilket leveres i flytende form. Det synes imidlertid som om bruk av jern(III)klorid ikke er aktuell og derfor blir ikke dette vurdert nærmere her.

Ved bruk av jern(II)sulfat og kalk som fellingsmiddel må en også håndtere to fellingskjemikalier. Vedrørende kalken, gjelder samme sak som ovenfor og årsforbruket vil bli ca. 950 tonn. Hvis en kan sikre seg tilstrekkelig leveringssikkerhet (f.eks. under ferieperioder), burde det være forsvarlig å bruke bare en silo for kalken. Hvis en bruker ulesket kalk, vil en kunne oppnå tilsvarende reduksjoner i kjemikalieforbruk som er nevnt tidligere. Jern(II)sulfat leveres for tiden i såkalt

avrent form. Dette er en halvfast masse som ikke er mulig å håndtere i silo. En må derfor basere seg på at denne oppløses i vann og doseres til avløpsvannet i væskeform. Dette kompliserer uten tvil den interne kjemikaliehåndteringen. Ifølge opplysninger fra leverandøren av jern(II)-sulfat vil en kunne framstille et granulert produkt. Dette skulle kunne håndteres i silo og løses i oppløser av en liknende type som brukes for aluminiumsulfat. Hvis det er mulig å få jern(II)sulfat levert som granulert, skulle betenkelighetene for håndtering av dette kjemikalie ikke være store. Årsforbruket av jern(II)sulfat i granulert form skulle være ca. 1 000 tonn.

5.5 Kostnader

Kostnader for de aktuelle fellingskjemikalierne er innhentet av Østlandskonsult A/S. I tabell 5.5 er kjemikaliepriser og kjemikaliekostnadene pr. m³ avløpsvann angitt sammen med de doseringsmengder som er funnet nødvendige ut fra forsøksresultatene.

Hvis en antar at avløpsvannmengden er ca. 20 000 m³/d vil dette bety at kalk blir ca. 150 000 kr. dyrere og jern(II)sulfat + kalk ca. 115 000 billigere pr. år enn aluminiumsulfat. Hvis en kan få ulesket kalk levert til samme pris som lesket, skulle dette bety at kostnadene for kalk blir omtrent det samme som for aluminiumsulfat. Kostnadene for

Tabell 5.5 Kostnader for fellingskjemikalier eksklusive merverdiavgift.

Fellingsmiddel	Nødvendig dosering g/m ³	Kjemikaliekostnad kr/tonn tekn.vare	Kjemikaliekostnad øre/m ³ avløpsvann
Aluminiumsulfat	190	360	6,84
Hydratkalk	470	190	8,93
Jern(III)klorid + kalk	39 125	446 ^x 190	14,38
Jern(II)sulfat + kalk	43 130	120 ^{xx} 190	5,33

x Løsning med 14,5 vekts-% Fe. Pris oppgitt i Sv.kr. omregnet til N.kr. etter kurs 1,25.

xx Såkalt avrent vare med 18 vekts-% Fe.

felling med jern(II)sulfat + kalk skulle da gå ned til ca. 4,7 øre/m³, hvilket under samme forutsetninger som ovenfor skulle bety en kjemikaliekostnad som var ca. 160 000 kr. rimeligere enn aluminiumsulfat.

Som nevnt under avsnitt 5.4 kan sannsynligvis en del av aluminiumsulfatdoseringsen med fordel erstattes med svovelsyre. Svovelsyren kan leveres ved anlegget til en kostnad av 320 kr./tonn (etter oppgave fra Borregaard A/S). Ved å erstatte 50 mg pr. liter av aluminiumsulfat med svovelsyre, skulle dette bety en besparelse på ca. 80 000 kr. pr.

år.

Både bruk av ulesket kalk og bruk av svovelsyre vil bety ekstra investeringer ved anlegget. Disse er imidlertid ubetydelige sammenliknet med de besparelser som kan gjøres.

Hvilke differanser i kostnader en vil få i slamhåndteringen ved bruk av ulike fellingskjemikalier, er umulig å angi. Vi vet ikke f.eks. hva som blir forskjellen i polymerforbruk ved avvanning av de forskjellige slamtypene. Det man vet er imidlertid at man ved bruk av jern(II)sulfat + kalk som fellingsmiddel vil få større slammengder å transportere bort fra anlegget enn ved bruk av aluminiumsulfat. Hvis man antar at avløpsvannmengdene er ca. 20 000 m³/d, vil en med de tall som er angitt i avsnitt 4.7 og 5.3 få ca. 12 000 tonn avvannet slam pr. år å transportere bort ved felling med aluminiumsulfat. Ved bruk av jern(II)sulfat og kalk skulle en få ca. 1 200 tonn slam i tillegg og ved bruk av kalk ca. 4 000 tonn slam i tillegg. Antar man at hvert lass i gjennomsnitt kan ta 8 tonn slam, skulle dette bety 150 respektive 500 lass ekstra pr. år. Kostnadene for dette vil være avhengig av en hel rekke faktorer og er umulige å anslå nå. Hvis en antar at borttransportkostnadene er 100 kr. pr. lass skulle dette bety merkostnader på 15 000 respektive 50 000 kr. pr. år. Bare for å antyde hva en faktor som polymerforbruk betyr, kan man peke på at en forandring i polymerforbruk på 1 kg/tonn TS vil bety en kostnadsforandring på ca. 60 000 kr./år ved de slammengder en får ved felling med aluminiumsulfat.

En kan tenke seg at det i fremtiden kan komme til å bli stilt krav til desinfisering av avløpsvannet. Desinfisering av avløpsvann skjer normalt gjennom klorering. Klorets desinfiserende virkning er sterkt avhengig

av pH. Ved de pH-verdier som er aktuelle ved felling med aluminiumsulfat kan en påregne en effektiv virkning av klorret, mens en ved de pH-verdier som er aktuelle ved felling med kalk og ved felling med to-verdig jern + kalk, må regne med at klorret har vesentlig dårligere virkning. Ved felling med kalk vil dette imidlertid trolig ikke ha noen betydning fordi de høye pH-verdiene som brukes ved kalkfelling vil i seg selv gi en god desinfisering av avløpsvannet. Med andre ord vil en, hvis en må desinfisere avløpsvannet, kunne spare klorkostnaden ved bruk av kalk som fellingsmiddel. Hvor vidt en ved klorering av en effluent fra felling med jern(II)sulfat + kalk kan oppnå tilfredsstillende desinfisering er usikkert.

Kjemikaliekostnadene for klorering av effluenten fra felling med aluminiumsulfat er usikkert, men vi anslår dem til å ikke overstige $0,5 \text{ øre/m}^3$. En vil imidlertid få tilleggs kostnader for ekstra plassbehov for håndtering av klorgass, og eventuelt må en også bygge et oppholdsbasseng for det klorerte avløpsvannet hvis en ikke kan oppnå tilstrekkelig oppholdstid i utløpsledningen.

5.6 Øvrige faktorer

De andre faktorer som kan få betydning ved valg av fellingskjemikalier er resipientforhold og slammetts brukbarhet for jordbruksformål.

Når kalk anvendes som fellingsmiddel vil effluenten ha en høy pH-verdi, større enn ca. 11,2. Ved utledning i resipienter må en derfor sørge for at avløpsvannet blir tilstrekkelig fortynnet, eller så må det nøytraliseres.

Vedrørende resipientpåvirkningene, foruten de som skyldes avløpsvannets alkalioverskudd, finnes det i dag ikke noe materiale som peker i favør eller disfavør av noe bestemt fellingsmiddel.

Aspekter vedrørende de ulike slamtynenes brukbarhet for jordbruksformål, må vurderes av jordbrukssakkyndige.

5.7 Valg av fellingskjemikalier

Kalk alene gir som fellingsmiddel, sammenliknet med aluminiumsulfat, dårligere renseeffekter. Når kalken ikke synes å by på noen økonomiske fordeler, vil den neppe være aktuell som fellingsmiddel.

Vurderingen av aluminiumsulfat som fellingsmiddel mot to-verdig jern + kalk er noe vanskeligere. Aluminiumsulfat er brukt ved primærfelling og sekundærfelling i en årrekke og erfaringene er stort sett gode. To-verdige jernsalter har vært brukt med hell i samband med simultanfelling, men det er meget beskjeden erfaring ved primær- og sekundærfelling. Det er derfor interesseant å konstatere at det lykkes å oppnå gode resultater ved forsøkene ved bruk av jern(II)sulfat + kalk som fellingsmiddel. Resultatene er imidlertid ikke så gode som ved felling med aluminiumsulfat og driften synes også å være mindre stabil.

Med nåværende priser vil bruk av jern(II)sulfat + kalk stille seg rimeligere enn aluminiumsulfat. Ulempen er at en må håndtere to kjemikalier ved renseanlegget, hvilket vil by på merarbeid .

Håndtering av jern(II)sulfat i den form den kan kjøpes i dag, såkalt avrent vare, byr imidlertid på problemer. Det er derfor tvilsomt om de besparelser i innkjøpskostnader for kjemikalier som oppnås med jern(II)sulfat oppveier ulempene.

Hvis jern(II)sulfat i fremtiden blir levert i form av et lett oppløsbart granulat, vil de ovennevnte betenkelighetene i hovedsaken bortfalle.

Av de erfaringer vi har med ulike fellingsmidler, synes det som om det er lettere, spesielt under mindre gunstige betingelser, å oppnå akseptable renseeffekter med aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

Når sentralrenseanlegget skal tas i bruk vil det først bli drevet som et primærfellingsanlegg uten noen spesielle foranstaltninger for flokkulering. Betingelsene for felling vil ikke være ideelle og det finnes derfor god grunn til å velge aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

Når anlegget er utbygd som sekundærfellingsanlegg vil mulighetene for å gjennomføre den kjemiske fellingsprosessen under kontrollerte forhold, være bedre. Hvis jern(II)sulfat på dette tidpunkt finnes tilgjengelig i granulert form og man har fått bedre kjennskap til sekundærfelling med jern(II)sulfat + kalk, slik at gode renses effekter kan opprettholdes med større sikkerhet enn ved de her rapporterte forsøkene, kan jern(II) sulfat + kalk anbefales som fellingsmiddel. Som forholdene er i dag vil vi imidlertid anbefale aluminiumsulfat som fellingsmiddel også for sekundærfelling.

Disse anbefalingene gjelder for den tid sentralrenseanlegget skal drives som primær- og sekundærfellingsanlegg. Hva som er de beste fellingskjemikalier når anlegget skal drives som etterfellingsanlegg, kan vi ikke uttale noe om før forsøkene med biologisk-kjemisk rensing er gjennomført.

Økonomien ved et så stort anlegg som sentralrenseanlegget i Hamar vil være sterkt avhengig av kjemikalieprisene. Disse kan forandres og det vil derfor være ønskelig å prosjektere kjemikaliehåndteringsdelen slik at en ikke låser seg til en bestemt fellingskjemikalie. En burde imidlertid kunne basere kjemikaliehåndteringen på den forutsetningen at kjemikalierne skal kunne håndteres i silo.

LJA
28.2.74

T I L L E G G 1 A

Analyseresultater fra stikkprøvetakning i 4 punkter på
avløpsnettet utført mandag/tirsdag 13.-14.8.73.

Følgende prøvetakningspunkter ble valgt:

1. Hovedutløpsledning fra Hamar, Tyvholmen.
2. Kum i Briskebyen ved Hagens Transport.
3. Kum ved Strandveien, Åker.
4. Kum ved Kjonerud i Stange.

T I L L E G G 1 A: Resultater fra stikkprøvetakingen av råklonk mandag/tirsdag 13.-14.8.73

Prøvepunkt	Prøve tatt kl.	pH	Alkalitet (m ekv/l)	KOF (mg O/l)	SS (mg/l)	Tot-P (mg P/l)
Hovedutløpsledning på Tyvholmen	(13.8.) 1230	9,3	3,8	343	144	6,2
	" 1530	7,4	2,0	353	124	4,8
	" 1900	9,1	2,9	126	94	4,1
	" 2145	7,2	2,3	155	89	4,2
	(14.8.) 0020	7,2	1,9	83	84	2,4
	" 0330	7,2	2,1	74	52	2,1
	" 0700	7,2	1,8	16	23	0,6
	" 0930	7,6	2,5	227	98	5,2
Kum i Briskebyen	(13.8.) 1200	7,3	2,9	140	48	4,7
	" 1500	7,1	2,7	85	49	3,8
	" 1800	7,2	2,8	107	37	3,9
	" 2100	7,0	2,5	130	45	4,3
	" 2345	7,1	3,4	58	33	3,0
	(14.8.) 0245	7,4	2,3	32	25	1,6
	" 0615	7,1	2,3	20	19	1,0
	" 0850	7,2	2,6	107	36	3,8
Kum ved Strandveien, Aker	(13.8.) 1200	7,3	3,8	188	82	6,0
	" 1500	7,2	3,5	137	45	4,8
	" 1830	7,4	4,0	201	62	6,0
	" 2100	7,3	3,6	127	52	4,8
	" 2400	7,5	3,7	80	106	3,8
	(14.8.) 0300	7,7	3,3	47	18	1,5
	" 0630	7,4	3,8	84	77	2,1
	" 0900	7,4	3,7	205	136	5,3
Kum ved Kjonerud i Stange	(13.8.) 1230	7,2	3,7	457	268	19,0
	" 1520	7,1	3,2	385	154	16,0
	" 1845	7,0	2,9	841	176	10,0
	" 2130	6,8	2,7	485	222	10,0
	(14.8.) 0015	7,2	4,3	307	94	8,4
	" 0315	7,3	3,7	118	28	6,1
	" 0640	7,1	3,9	115	35	6,0
	" 0915	7,3	5,4	754	388	21,0

T I L L E G G 1 B

Analyseresultater fra stikkprøvetakning i 9 punkter på
avløpsnettets utført onsdag/torsdag 17.-18.10.73.

I tillegg til de 4 prøvetakningspunktene som ble benyttet
ved den første prøveserien, ble følgende 5 nye punkter
valgt:

5. Slamavskiller ved Flakstadelva i Ringsaker.
6. Kum ved lagune ved Svartelva i Løten.(Avløp fra
bebyggelse ved Løten jernbanestasjon.)
7. Kum på samleledning fra Stange sentrum.
8. Kum på samleledning fra Hjellum.
9. Slamavskiller før avløp fra Smeby-Solvang-området.

T I L L E G G 1 B: Resultater fra stikkprøvetakning av råkloakk onsdag/torsdag 17.-18.10.73

Prøvepunkt	Prøve tatt kl.	pH	Alkalitet (m ekv/l)	KOF (mg O/l)	SS (mg/l)	Tot-P (mg P/l)	Avlest vannføring (l/s)
Hovedutløpsledning på Tyvholmen	(17.10.) 1530	9,1	3,5	554	218	6,9	-
	" 2100	7,5	2,1	181	204	4,9	-
	(18.10.) 0145	7,4	1,7	90	76	2,6	-
	" 0800	9,1	3,4	454	234	4,7	-
	" 1125	8,7	2,6	490	252	6,5	-
Kum i Briskebyen	(17.10.) 1130	7,5	2,9	163	55	4,9	-
	" 1735	7,4	2,8	109	43	4,8	-
	" 2215	7,4	2,8	93	49	4,4	-
	(18.10.) 0600	7,4	1,7	40	140	1,4	-
	" 0905	7,6	3,3	127	32	5,9	-
Kum ved Strandveien, Åker	(17.10.) 1440	7,6	2,9	74	42	3,2	4,3
	" 2015	7,5	3,4	85	58	4,8	4,5
	(18.10.) 0100	7,6	3,1	58	10	2,5	3,0
	" 0740	7,7	3,1	54	13	2,9	3,0
	" 1055	7,5	3,4	164	112	4,7	5,5
Kum ved Kjonerud i Stange	(17.10.) 1415	7,5	3,5	391	304	19,0	2,1
	" 1925	7,7	3,8	460	188	10,2	2,9
	" 2350	7,9	4,0	335	98	9,0	2,0
	(18.10.) 0720	7,5	3,3	102	27	5,3	1,5
	" 1035	8,4	5,2	545	482	20,0	3,2
Slamavskiller ved Flakstadelva	(17.10.) 1200	7,9	4,0	286	115	7,1	0,8
	" 1800	7,5	3,7	1740	292	6,3	0,7
	" 2230	7,8	3,8	161	78	6,5	0,7
	(18.10.) 0615	7,7	3,0	82	30	3,1	0,2
	" 0930	8,3	6,0	465	286	16,0	0,4
Kum ved lagune ved Svartelva	(17.10.) 1300	7,3	2,5	177	104	7,3	9,3
	" 1840	7,2	2,3	135	122	3,4	7,4
	" 2310	7,1	1,9	56	18	2,1	4,1
	(18.10.) 0650	7,2	1,4	26	3	0,5	4,9
	" 1000	7,3	2,8	173	66	4,8	5,4
Kum på samleledning fra Stange sentrum	(17.10.) 1400	7,1	2,7	370	160	4,8	-
	" 1905	7,3	2,3	62	101	4,1	-
	" 2330	7,3	1,9	62	29	2,3	-
	(18.10.) 0705	7,3	1,3	80	13	1,5	-
	" 1020	3,6	0	243	80	5,9	-
Kum på samleledning fra Hjellum	(17.10.) 1425	7,1	1,2	421	182	3,3	9,5
	" 2000	7,3	1,5	71	74	2,3	5,6
	(18.10.) 0045	7,3	1,2	58	42	1,4	3,4
	" 0730	7,3	2,2	883	164	7,0	3,3
	" 1045	7,2	2,4	1870	206	17,0	7,7
Slamavskiller for avløp fra Smeby-Solvang	(17.10.) 1500	7,6	2,6	169	85	4,3	6,3
	" 2030	8,1	2,9	149	71	5,3	6,2
	(18.10.) 0115	7,6	2,2	39	18	1,4	3,8
	" 0750	7,9	3,5	171	73	8,4	5,5
	" 1100	7,5	2,4	193	96	4,8	6,3

Tabell 2.2 Beregninger av dimensjonerende vannmengde (Q_{DIM}) for hovedrenseanlegget. (Østlandskonsult A/S).

	HAMAR		LØTEN		RINGSAKER		STANGE		VANG		TOTALT	
	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010
Spillvann l/s	81,2	96,3	18,6	28,4	8,2	10,7	40,3	63,0	27,8	47,7	176,1	246,1
$m^3/d : 19$	369,5	438,2	84,6	129,2	37,3	48,7	183,4	286,7	126,5	217,0	801,3	1119,8
Industri l/s	31,9	34,6	3,1	3,1	7,5	15,0	10,1	14,2	9,5	17,0	62,1	83,9
$m^3/d : 9$	306,2	332,2	29,8	29,8	72,0	144,0	97,0	136,3	91,2	163,2	596,2	805,5
Innlekk l/s	71,6	71,6	8,9	8,9	5,8	5,8	23,9	23,9	11,8	11,8	122,0	122,0
m^3/d	257,8	257,8	32,0	32,0	20,9	20,9	86,0	86,0	42,5	42,5	439,2	439,2
$Q_{DIM} m^3/h$	933,5	1028,2	146,4	191,0	130,2	213,6	366,4	509,0	260,2	422,7	1836,7	2364,5
%-andel	50,8	43,5	8,0	8,1	7,1	9,0	19,9	21,5	14,2	17,9	100	100

Tabell 2.3.2 Avløpsvannets sammensetning ved prøvetaking onsdag/torsdag 17-18/10-73.

	Hoved- ledning	Briske- byen	Åker	Kjonerud	Flakstad- elva	Løten st.byen	Stange sentrum	Hjellum	Solvang Smeby
Vannføring	-	-	5,5 3,0	3,2 1,5	0,8 0,2	9,3 4	-	9,5 3,3	6,3 3,8
	maks								
	min								
pH	9,1 7,4	7,6 7,4	7,7 7,5	8,4 7,5	8,3 7,5	7,3 7,1	7,3 x) 3,6	7,3 7,1	8,1 7,5
	maks								
	min								
Alkalitet (mekv/l)	3,5 1,7	3,3 1,7	3,4 2,9	5,2 3,3	6,0 3,0	2,8 1,4	2,7 1,3	2,4 1,2	3,5 2,2
	maks								
	min								
KOF (mg O/l)	554 89,9	163 40,4	164 53,9	545 102	1740 82,3	177 26,3	370 61,6	1870 57,9	193 38,9
	maks								
	min								
SS (mg P/l)	252 76	140 32	112 10	482 27	292 30	122 3	160 13	206 42	96 18
	maks								
	min								
Total fosfor (mg P/l)	6,5 2,6	5,9 1,4	4,8 2,5	20,0 5,3	16,0 3,1	7,3 0,5	5,9 1,5	17,0 1,4	8,4 1,4
	maks								
	min								

KOF: Kjemisk oksygenforbruk

SS: Suspendert stoff

x) pH = 3,6 ble målt kl. 10.00. Det er vanskelig å uttale seg om denne uvanlig lave pH-verdien skyldes en ren tilfældighet eller et spesielt utslipp fra industri e.l.

Tabell 3.4 Analyseparametre.

Analyseparameter	Ana-lyse- sted	Døgnprøve		Stikkprøve			Slamprøve	
		Urenset	Kjemisk renset	Lagertank, hentet vann	Lagertank, Hamar- vann	Sedimenterings- basseng	Stikkprøve slamtank	Blandprøve
pH	H	x	x	x	x	x		
Alkalitet	H	x	x	x				
Kjemisk oksygenforbruk	N	x	x					
Biokjemisk oksygen- forbruk	N	x	x					
Total fosfor	N	x	x					
Ortofosfat	H		x					
Ortofosfat filtrert prøve	H	x	x	x	x			
Suspendert stoff	H	x	x	x	x			
Totalt tørrstoff	H,N						x	x
Tungmetaller	N							x
Restkonsentrasjon fellingmiddel	N		x					
Siktedyp	H					x		

N: Analysen er utført ved NIVAs hovedlaboratorium, Oslo

H: " " " " anlegget (Hamar)

Tabell 4.1.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med aluminiumsulfat).

	Hydraulisk belastning (m^3/h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass.(h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
	Maksimumsverdi	1,13	0,57	0,36	0,73	3,3	6,9	0,81
Middelverdi	1,09	0,55	0,34	0,68	3,2	6,4	0,78	0,39
Minimumsverdi	1,05	0,51	0,33	0,66	3,1	6,1	0,75	0,36

Tabell 4.1.1.2 Oversikt over renseeffekter og doseringen (felling med aluminiumsulfat).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering mg AVR/l	
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	166	99	40	-	-	-	4,4	0,4	91	226	228
2	73	22	70	-	-	-	2,9	0,12	96	237	237
3	68	17	75	-	-	-	2,8	0,09	97	237	237
4	178	47	74	-	-	-	4,6	0,11	98	200	202
5	163	36	78	-	-	-	5,2	0,2	96	212	210
6	192	85	56	-	-	-	4,9	0,18	96	297	115
7	217	< 80	>63	-	-	-	5,0	0,17	97	221	133
8	127	42	67	-	-	-	4,4	0,3	93	175	131
9	105	38	67	-	-	-	4,4	0,31	93	145	91
10	305	80	74	163	56	66	5,4	0,33	94	205	145
11	265	72	73	140	55	61	5,0	0,70	86	180	140
12	232	80	66	136	53	61	4,4	0,31	93	200	136

Tabell 4.2.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med kalk).

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass.(h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
Maksimumsverdi	1,11	0,59	0,38	0,69	3,5	6,5	0,79	0,42
Middelverdi	1,08	0,55	0,35	0,68	3,2	6,4	0,77	0,39
Minimumsverdi	0,99	0,54	0,34	0,64	3,15	5,9	0,71	0,38

Tabell 4.2.2 Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering (mg kalk/l)	
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	88	56	36	-	52	-	4,6	0,47	90	479	437
2	258	147	43	-	>90	-	4,8	1,4	71	388	319
3	87	51	41	-	44	-	4,2	0,42	90	496	402
4	91	29	68	-	28	-	2,8	0,44	84	442	521
5	121	34	72	-	50	-	5,2	0,47	91	524	460
6	103	39	62	-	64	-	4,3	0,42	90	511	443
7	126	47	63	-	53	-	4,0	0,51	87	526	464
8	189	71	62	-	84	-	4,9	1,8	63	422	300

Tabell 4.3.2 Oversikt over renseeffekten og doseringer (felling med jern(III)klorid).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)		Tot.P (mg P/l)		Susp.stoff (mg/l)		Dosering (mg Fe/l)			
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt
1	344	82	76	5,8	0,6	186	21	89	60	55
2	224	84	62	5,7	1,8	140	64	54	77	76

Tabell 4.4.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(III)klorid + kalk).

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass. (h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
	Maksimumsverdi	1,09	0,59	0,35	0,73	3,3	6,9	0,78
Middelverdi	1,08	0,55	0,35	0,68	3,2	6,4	0,77	0,39
Minimumsverdi	1,07	0,51	0,34	0,64	3,2	5,9	0,76	0,36

Tabell 4.4.2 Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med jern(III)klorid + kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)			BOF (mg O/l)			Tot. P (mg P/l)			Dosering (mg Fe/l)			
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	Dag	Natt	Dag	Natt
1	231	113	51		94		5,5	1,6	66	30	31	138	130
2	193	77	60	107	36	66	5,8	0,7	88	39	33	138	113
3	409	148	64	242	112	53	6,6	0,7	89	44	32	138	107
4	172	69	60	99	34	66	5,1	0,34	93	45	37	148	133
5	182	75	59	105	40	62	5,3	0,6	89	30	22	132	93
6	223	76	66	143	43	70	5,6	0,7	87	29	26	123	119

Doseringen for jern(III)klorid er angitt som rent jern - mg Fe/l.

Tabell 4.5.1 Sammenstilling av hydrauliske data (felling med jern(II)sulfat + kalk.)

	Hydraulisk belastning (m ³ /h)		Oppholdstid i flokkulering (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass. (h)		Oppholdstid i sedimenteringsbass. (h)		Overflatebelastning i sedimenteringsbass. (m/h)	
	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt	Dag	Natt
	Maksimumsverdi	1,10	0,56	0,41	0,80	3,3	6,6	0,78	0,40	
Middelverdi	1,09	0,54	0,41	0,83	3,2	6,5	0,78	0,39		
Minimumsverdi	1,07	0,53	0,42	0,85	3,2	6,3	0,76	0,38		

Tabell 4.5.2 Oversikt over renseeffekter og doseringer (felling med jern(II)sulfat + kalk).

Prøvedøgn nr.	KOF (mg O/l)		BOF (mg O/l)		Tot. P (mg P/l)		Dosering					
	Innløp	Utløp	% red.	Innløp	Utløp	% red.	(mg Fe/l)		(mg kalk/l)			
							Dag	Natt	Dag	Natt		
1	310	128	59	177	77	56	5,7	1,3	47	49	125	102
2	131	64	51	78	34	56	4,1	0,6	50,5	47,5	137	105
3	90	33	63	61	17	72	3,8	0,27	36	36	115	115
4	270	100	63	139	64	54	4,9	1,1	41	35	120	120
5	244	67	73	137	38	72	5,0	0,46	47	40	149	122
6	255	82	68	132	62	53	5,2	0,6	50	37	144	115
7	216	63	71	121	35	71	5,2	0,43	45	36	123	118

Doseringen av jern(II)sulfat er angitt som rent jern - mg Fe/l.

Tabell 4.6 Analyseresultater for rensed avløpsvann ved belastningsforsøk.

Forsøks- serie	Dato for belastningsforsøk	Hydraulisk belastning	Tidsrom for oppsamling av delprøve	SS(mg/l)	Orto-P(mg P/l) ufiltrert prøve
I Al-felling	11/9-73	2 m ³ /h	0. - 3. time	x) 16	0,3
			3. - 6. "	x) 8(-)	0,08 (0,03)
	13/9-73	3 m ³ /h	0. - 2. time	x) 15	0,24
			2. - 4. "	x) 20(x) 19)	0,2 (0,07)
			4. - 6. "	xx) 10 ⁴	1,7
II Kalkfelling	7/12-73	3 m ³ /h	0. - 2. time	25	0,24 (0,15)
			2. - 4. "	27 (14)	0,30
	8/10-73	2 m ³ /h	0. - 2. time	41,5(17)	0,42 (0,24)
			2. - 4. "	42,5(17)	0,34
			0. - 2. time	66 (32)	0,6 (0,25)
			2. - 4. "	51	1,15
III Fe(III) + kalk- felling	30/10-73	2 m ³ /h	0. - 2. time	33 (22)	0,43 (0,09)
			0. - 4. "	18	0,3
IV Fe(II) + kalk- felling	20/11-73	2 m ³ /h	0. - 2. time	22	0,6 (0,3)
			2. - 3. "	15	-
			0. - 2. time	23 (13)	0,4 (0,2)
			2. - 4. "	51	0,56
			0. - 2. time	65 (23)	0,64 (0,13)
			2. - 4. "	71	0,58

x) Noe lavere verdier, se diskusjon, avsnitt 4.1. () - angir tilsvarende analyseresultat for døgnprøve.

xx) Slamteppe i overløp.