

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-80093

SILGRAINSYRE SOM FELLINGSMIDDEL FOR AVLØPSVANN

Buhrestua renseanlegg, Nesodden

Oslo, 18. desember 1981

Saksbehandler: siv.ing. Lasse Vråle

For administrasjonen: John Erik Samdal

Lars N. Overrein

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

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

Rapportnummer: 0-80093
Undernummer:
Løpenummer: 1348
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Silgrainsyre som fellingsmiddel for avløpsvann Buhrestua rensenanlegg, Nesodden	Dato: 5. januar 1982
	Prosjektnummer: 0-80093
Forfatter(e): siv. ing. Lasse Vråle	Faggruppe: Behandling av avløpsvann
	Geografisk område: Nesodden
	Antall sider (inkl. bilag): 85

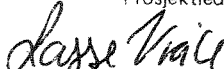
Oppdragsgiver: Elkem A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
-----------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Det ble gjennomført en 80-dagers fullskala undersøkelse ved Buhrestua rensenanlegg på Nesodden hvor avløpsvann ble rensert ved hjelp av silgrainsyre ; et aluminium og jernholdig biprodukt fra Bremanger Smelteverk. Undersøkelsen viste gode renseresultater, og at det er fullt mulig å benytte biprodukt fra industrien, som ellers kan volde skade i resipienten, til positive rensetiltak.

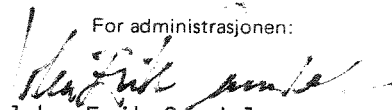
4 emneord, norske:
1. Kjemisk felling
2. Rensing av avløpsvann
3. Industriavløp
4. Slam

4 emneord, engelske:
1. Chemical precipitation
2. Waste Water Treatment
3. Industrial Waste
4. Sludge

Prosjektleder:


Lasse Vråle

For administrasjonen:


John Erik Sandal

Seksjonsleder:


Arild Schanke Eikum

ISBN 82-577-0452-0


Lars N. Overrein

F O R O R D

Det er gjennomført en fullskala undersøkelse ved Buhrestua renseanlegg på Nesodden hvor silgrainsyre ble benyttet som fellingskjemikalium. Silgrainsyre er et jern- og aluminiumsholdig biprodukt ved Bremanger smelteverk som i dag slippes ut i bedriftens nærliggende resipient. Bedriften eies av Elkem A/S og tok initiativ via Magne Dåstøl til å få undersøkt om silgrainsyren kunne egne seg som fellingskjemikalium ved kjemiske renseanlegg.

Etter at en enklere laboratorieundersøkelse ble gjennomført ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller og som viste positive resultater, stilte Nesodden kommune sitt renseanlegg til disposisjon for undersøkelsen. Undersøkelsens varighet ble utvidet fra 20 til nærmere 90 dager og derved ble også en sikrere driftsundersøkelse mulig med forskjellige værtyper. Som kjent influerer regnværsforhold og ledningsnettets funksjon på driftsresultatene.

Undersøkelsen sett under ett har gitt en klar informasjon om at silgrainsyre har en meget god evne til å rense avløpsvann. Det kan imidlertid bli nødvendig å vurdere nærmere om eventuelle tungmetallbidrag i silgrainsyren kan innvirke på slamdisponering i de tilfeller slammet skal anvendes i jordbrukssammenheng, og dessuten hvordan dette sammenlignes med andre aktuelle fellingskjemikalier.

Det må i alle fall være et viktig prinsipp å anvende fellingskjemikalier fra biprodukt fra annen industri og ervervsvirksomhet når dette ellers representerer en forurensningskilde og forholdene taler for dette.

Jeg vil med dette få rette en takk til Nesodden kommune som stilte sitt renseanlegg til disposisjon. Dessuten rettes en spesiell takk til de to meget hjelpsomme driftsoperatørene, Egil Grøstad og Erling Dahlen i Nesodden kommune som har gitt verdifull støtte til prosjektet. En takk rettes også til Arne Lundar som har vært med på laboratorieundersøkelsen som ble gjennomført ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller.

Brekke, 20. november 1981



Lasse Vråle

I N N H O L D

	Side
FORORD	I
1. SAMMENDRAG	1
2. INNLEDNING	3
3. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN	5
3.1 Anleggsbeskrivelse	5
3.2 Beskrivelse av biproduktet "silgrainsyre"	7
3.3 Undersøkelsesopplegg	9
3.4 Undersøkelsens varighet og omfang	11
4. RESULTATER	13
4.1 Renseanleggets virkelige belastning	13
4.1.1 Nedbørsforhold i måleperioden	13
4.1.2 Renseanleggets hydrauliske belastning	14
4.1.3 Renseanleggets spillvannsbelastning/tilføringsgrad	18
4.2 Doseringsmengder	22
4.3 Renseresultater	23
4.3.1 Total fosfor	23
4.3.2 Organisk stoff - KOF	26
4.3.3 Suspendert stoff	29
4.3.4 Endring av alkalitet som følge av kjemikalie-dosering.	31
4.4 Slamproduksjon	34
4.4.1 Generelt	34
4.4.2 Slamvolum som pumpes fra Buhrestua's sedimenteringsbasseng	35
4.4.3 Slamregnskap for Buhrestua renseanlegg	37
4.5 Metallkonsentrasjoner - Tilførsel og fjerning	39
4.5.1 Generelt	39
4.5.2 Metallinnhold i silgrainsyren	41
4.5.3 Metallkonsentrasjoner i innkommende råkloakk og utgående rensset vann.	42
4.5.4 Slamanalyser	43
5. VURDERING AV RESULTATENE	45
5.1 Silgrainsyrens muligheter som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann	45

5.2	Slamproduksjon ved Buhrestua renseanlegg	Side 46
5.3	Eventuelle tungmetallbidrag fra silgrainsyren	47
5.4	Driftsforholdene ved Buhrestua renseanlegg ved bruk av silgrainsyre	50
6.	KONKLUSJONER	51
7.	REFERANSER	53
8.	VEDLEGG	54
	Vedlegg 1. Undersøkelse ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller	
	Vedlegg 2. Nedbørsmålinger ved Bråte Blekslitjern på Nesodden, 1980	
	Vedlegg 3. Metallanalyser av silgrainsyre fra Bremanger benyttet som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg på Nesodden.	
	Vedlegg 4. Typiske metallinnhold i norske og utenlandske renseanlegg.	

- 0 -

T A B E L L E R

Tabell nr.		Side
1	Oversikt over vannføring og kjemikalieforbruk ved Buhrestua renseanlegg i oktober, november og desember 1980.	15
2.	Oversikt over vannføring til Buhrestua renseanlegg i tørrværsdøgn, regnværsdøgn og opptørkingsdøgn i undersøkelsesperioden. Høsten 1980.	17
3.	Forurensningsmengder tilført Buhrestua renseanlegg oktober - desember 1980.	19
4.	Tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff som KOF og beregnet antall personenheter ved Buhrestua renseanlegg i perioden oktober - november 1980.	20
5.	Rensegrad for fosfor ved Buhrestua renseanlegg. Perioden 29.9. til 21.12.80.	24
6.	Rensegrad for organisk stoff ved Buhrestua renseanlegg. Perioden 29.9.80 til 21.12.80.	27
7.	Rensegrad for suspendert stoff ved Buhrestua renseanlegg. Perioden 29.9.80 til 21.12.80.	29
8.	Gjennomsnittlig vannføring, overflatebelastning og renseresultater for suspendert stoff for de ulike perioder.	31
9.	Alkalitetsverdi og prosentvis endring ved Buhrestua renseanlegg.	33

Tabell nr.		Side
10.	Oversikt over pumpeprogram fra sedimenteringsbassenget ved Buhrestua renseanlegg.	36
11.	Oversikt over slamtransport ved Buhrestua renseanlegg på månedsbasis.	38
12.	Metallkonsentrasjoner i råkloakk og rensset utløpsvann ved Buhrestua renseanlegg ved bruk av silgrainsyre.	42
13.	Metallkonsentrasjoner i råkloakk og rensset utløpsvann og prosentvis endring i gjennomsnitt for hver periode ved Buhrestua renseanlegg.	43
14.	Slamanalyser ved Buhrestua renseanlegg ved bruk av silgrainsyre.	44
15.	Gjennomsnittlige renseresultater med hensyn til TOT-P, KOF og suspendert stoff.	45
16.	Fordeling av tungmetaller inn i renseprosessen ved Buhrestua renseanlegg.	48
17.	Noen forskjellige tungmetallkonsentrasjoner i forskjellige råkloakk prøver.	49

- o -

F I G U R E R

Figur nr.		Side
1.	Flyteskjema for Buhrestua renseanlegg.	6
2.	Doseringsopplegg ved bruk av silgrainsyre.	10
3.	Sammenheng mellom døgnvannføring og nedbør til Buhrestua renseanlegg.	16
4.	Konsentrasjon av total fosfor i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.	25
5.	Konsentrasjon av kjemisk oksygenforbruk i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.	28
6.	Konsentrasjon av suspendert stoff i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.	30
7.	Alkalitetsverdier i innløpsvann og utløpsvann som følge av silgrainsyredosering ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.	32
8.	Slammengder i tonn tørrstoff produsert i Buhrestua renseanlegg og vannføring tilført renseanlegget.	40

- o -

1. SAMMENDRAG

Silgrainsyre er et jern og aluminiumsholdig biprodukt som i dag slippes ut fra Bremanger Smelteverk i forbindelse med produksjon av silisiummetall. Utslipet fører til forurensning i nærliggende områder og bedriften er pålagt å rette på disse forholdene.

En måte å redusere utslippet på er å bruke silgrainsyre som fellingskjemialie for rensing av avløpsvann. Forundersøkelser utført med jar-test på NIVA's forsøksstasjon på Kjeller sommeren 1980, viste at mulighetene var til stede, og undersøkelser i fullskala ble bestemt utført på Buhrestua renseanlegg på Nesodden.

15 m³ silgrainsyre ble tilkjørt renseanlegget som er et primærfellingsanlegg av samme type som Sentralanlegg Vest (SRV) i Slemmestad. Renseanlegget har en kapasitet på 4 500 personenheter, men spillvann fra kun 1 500 personenheter kom fram til renseanlegget i perioden oktober til ut i desember. Da ble oksygenpumpestasjon koplet inn. Oppsamlingsnett er dessuten svært utsett slik at store regnvannsmengder belaster renseanlegget. Dette er imidlertid et vanlig problem ved flere norske renseanlegg.

Silgrainsyredoseringen varte i ca. 80 dager fra oktober til og med desember 1980. Normalt benyttes aluminiumssulfat fra Lysaker Kjemiske Fabrikk.

Det ble tatt 25 døgnblandsprøver av inn- og utløpsvann og analysert på en rekke parametere samt en rekke metaller. Det ble også tatt en del analyser av slammet, og slamproduksjonen ble undersøkt.

Renseresultatene med bruk av silgrainsyre er meget gode med ca. 95% rensegrad, for totalfosfor, ca. 70% fjerning av kjemisk oksygenforbruk (KOF) som er et uttrykk for mengde organisk stoff i vannet, og ca. 90% for suspendert stoff. Disse resultatene ble oppnådd på tross av relativt mange døgn med regnvannsbelastning.

Renseresultatene ble oppnådd med en gjennomsnittlig doseringsmengde av silgrainsyre på ca. 140 ml/m³ avløpsvann. Dette tilsvarer 6,2 gram Al/m³ og 11,8 gram Fe/m³. Den gjennomsnittlige alkalitetsverdien i innløpsvannet var ca. 1,65 mekv/l som betegnes som noe "tynt spillvann". Doseringsmengden vil bli noe høyere med mer konsentrert spillvann.

Analyser av tungmetaller i slammet i renseanlegget viser at konsentrasjonene ligger vesentlig lavere enn det SFT setter som grenseverdi i sine retningslinjer for behandling og disponering av slam med tanke på bruk i jordbruket. Krom og kobolt synes å være en unntagelse i det konsentrasjonene bare ligger 10-20% under kravet. Foretatte sammenligninger viser at avløpsvann fra urbane områder inneholder tungmetallbidrag som er langt høyere enn bidraget fra silgrainsyredoseringen.

Det vil ut fra et prinsipielt syn allikevel være riktig å forsøke å begrense tungmetallbidraget i silgrainsyren ved forskjellige tiltak selv om det synes lavere for enkelte metaller enn det som inneholdes i andre kommersielle fellingsmidler.

Slamproduksjonen er vanskelig å tallfeste i denne undersøkelsen, men flere forhold tyder på at slamproduksjonen er relativt lav og noe lavere enn med bruk av aluminiumssulfat. En mulig forklaring på dette forholdet er at silgrainsyren synes å inneholde noe mer syre slik at man raskere oppnår en optimal pH med en bestemt kjemikaliedosering. En annen mulig forklaring på at slamproduksjonen har vært lav i undersøkelsesperioden er en opplysning fra kommunen sent i rapporteringsfasen om at Oksval pumpestasjon har vært ute av drift fra august 1980 til desember 1980 på grunn av ombygging. Denne pumpestasjonen utgjør ca. 30% av belastningen i rensedistriktet. Dette faller nærmest sammen med undersøkelsesperioden. Det viser igjen hvor viktig det er å se sammenhengen mellom oppsamlingsnett for kloakk og rensesfunksjonen når undersøkelser gjennomføres. Denne siden er tillagt vesentlig mer vekt i denne undersøkelsen enn hva som vanligvis er normalt.

Driftsmessig har det vist seg å være lett i arbeidet med silgrainsyre. Det har ikke oppstått noen problemer under undersøkelsen, og disse forhold taler for at produktet kan egne seg bra som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann.

2. INNLEDNING

Fosfor fra kommunalt og industrielt avløpsvann fører til algeoppblomstring og forurensning av norske vassdrag og sjøer. Fosfor fjernes relativt enkelt i kjemiske fellingsanlegg og det er bygget mange slike anlegg rundt om i Norge i 70-årene. Forskjellige former av aluminium, jern og kalk anvendes som fellingsmiddel som kjøpes inn over kommunale budsjetter.

Eierne av renseanleggene er på kontinuerlig utkikk etter bedre og rimeligere fellingskjemikalier, og i den senere tiden har mange kastet sine øyne på biprodukter fra industrien.

Silgrainsyre er et biprodukt fra Bremanger Smelteverk som inneholder ca. 8% jern og 5% aluminium på volumbasis og lav pH slik at metallene foreligger i en form som egner seg som fellingsmiddel for avløpsvann. Undersøkelser ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller i jar-test har vist at fellingsresultatet kan sammenliknes med hva som oppnås med andre kommersielle fellingsmidler basert på jern. Resultatene er vist i vedlegg nr. 1.

I dag representerer biproduktet et forurensningsproblem i Bremanger. Andre løsninger enn å benytte silgrainsyre som fellingsmiddel krever betydelige investeringer i doseringsutstyr og avvanningsmaskiner og vil gi et slam av anseelige mengder som må legges i tørt deponi.

Elkem som står som eier av Bremanger Smelteverk, ønsket å ta neste steg i prosessen og utprøve silgrainsyre i et fullskala renseanlegg for å påvise fordeler og ulemper med det nye fellingskjemikaliet.

2.1 Målsetting med undersøkelsen

Forundersøkelsene ved Kjeller forsøksstasjon viste at silgrainsyren fra Bremanger Smelteverk ikke kunne avskrives som fellingsmiddel, og parallelle jar-tester med kommersielle fellingsmidler og analytisk ren jernklorid viste tilsvarende egenskaper.

På denne bakgrunn ble det bestemt å prøve ut silgrainsyren i fullskala ved et typisk norsk renseanlegg.

Undersøkelsen burde vare så lenge som mulig for å få flest forskjellige driftssituasjoner. Det ble lagt vekt på følgende forhold:

1. Nødvendig silgrainsyredosering for å oppnå akseptable rensegrader.
2. Driftsforhold, doseringsmetoder og avdekning av eventuelle problemer ved bruk av silgrainsyreproduktet.
3. Innvirkning på slamproduksjon ved renseanlegget og avvannings- og luktforhold.
4. Eventuelle tungmetallkonsentrasjoner i vann- og slamfase.

Undersøkelsen skulle oppfølges med prøvetaking av råkloakken inn til rensing, rensed vann og slamanalyser. Det ble lagt vekt på å trekke sammenligninger med det eksisterende fellingskjemikaliet som ble benyttet ved renseanlegget, som er aluminiumssulfat.

3. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN

Buhrestua renseanlegg på Nesodden kommune ble valgt for gjennomføring av undersøkelsen etter nærmere avveining mellom 4-5 renseanlegg. Det ble lagt vekt på følgende forhold:

1. Enkel renseprosess.
2. Passe stort renseanlegg bygget for 4 500 personenheter.
3. Nær beliggenhet til NIVA som sikter effektiv oppfølging.
4. Positiv interesse for undersøkelsen fra kommunens side.
5. Enkelt ledningsnett for oppsamling av spillvann (kloakk) og liten industripåvirkning.
6. Representativt spillvann med en gjennomsnittlig konsentrasjon "typisk" for norske forhold.
7. Lokal avvanning av slam med oversiktlige slamtransporter.

3.1 Anleggsbeskrivelse

Buhrestua renseanlegg er et primærfellingsanlegg med en hydraulisk linje. Anlegget har følgende komponenter plassert i nevnte rekkefølge:

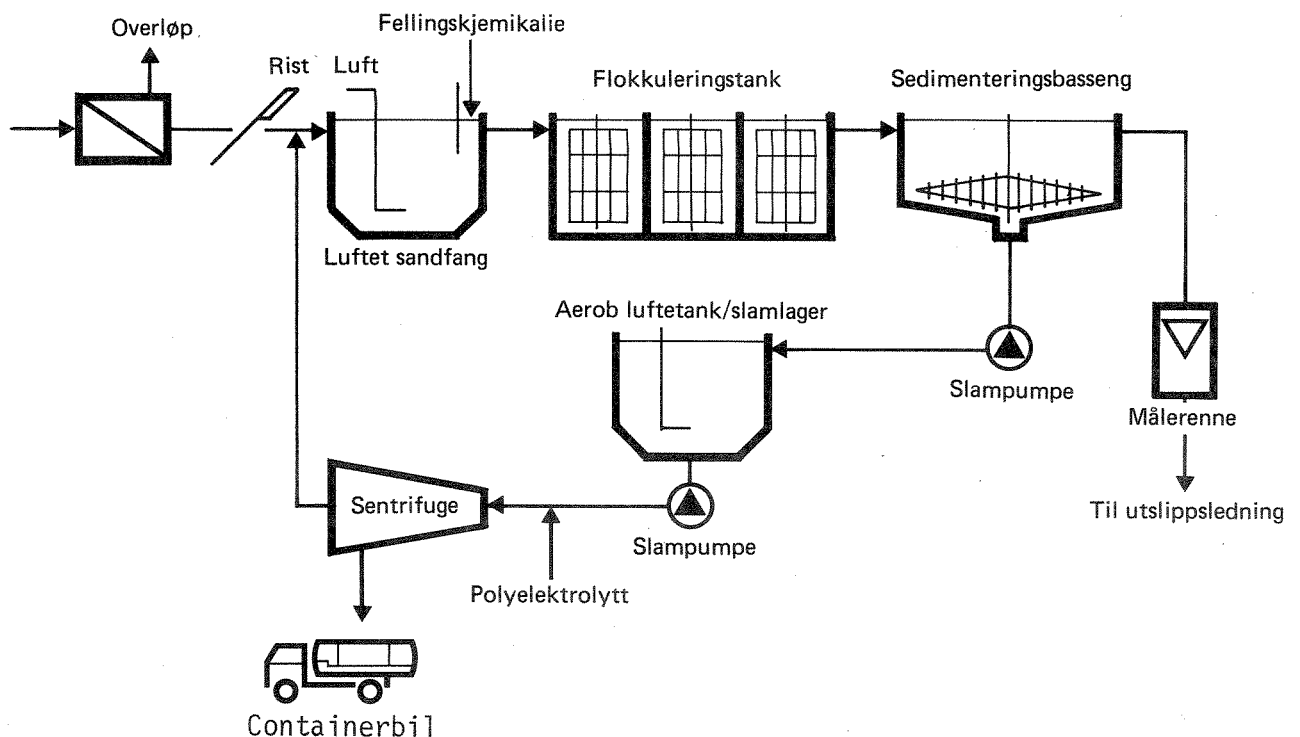
1. Nødløp/overløp
2. Maskinrenset rist
3. Luftet sandfang
4. Kjemikalie-dosering
6. Flokkuleringskamre - 4 stk.

7. Sedimenteringsbasseng

8. Vannmålestasjon

7. Utslippsledning

Prosessoppbyggingen er vist i eget flyteskjema på figur nr. 1.



Figur 1. Flyteskjema for Buhrestua rensanlegg

Kjemikaliedoseringen foregår ved at oppløsningen faller ned ved utløpet av det luftede sandfang uten noen videre hurtig innblanding. Flokkuleringskamrene - 4 i serie er utstyrt med vertikale omrørere på 100 m² med sentral fordeling av prosessvannet. En sirkulær skrape besørger at slammet transporteres til sentrum hvor det pumpes ut til et luftet slamlager. Dette slamlaget har dekanteringsmuligheter og virker delvis som en aerob slamstabiliseringsenhet. Fra slamlaget hvor det også tas inn slam fra andre rensanlegg pumpes slammet til en sentrifuge hvor det avvannes. Slamkaken kjøres til Teigen søppelfyllplass som dekkmasse.

Normalt anvendes aluminiumsulfat fra Lysaker som fellingsmiddel ved Buhrestuarenseanlegg. Dette er et rent aluminiumsulfat som kommer i pulverform og lagres på egen silo. Det benyttes en standard Bolidenoppløser for å løse opp aluminiumsulfatet. Fellingskjemikaliet ble dosert proporsjonalt med vannføring før silgrainsyreundersøkelsen ble gjennomført, men som følge av undersøkelsen ble det installert utstyr slik at doseringen i dag foregår med overstyring fra pH i flokkuleringskammeret.

3.2 Beskrivelse av biproduktet "silgrainsyre"

Ved Bremanger Smelteverk har man en hydrometallurgisk prosess for produksjon av silisiummetall med 90% ferrosilisium som råvare. Prosessen er basert på utlutning av forurensninger med varm jernklorid.

Ferrosilisium har følgende typiske sammensetninger:

90% Si

4% Fe

4% Al

~2% Ca Mg og spor av andre metaller delvis i oksydform.

Ferrosilisium behandles med jern (III)-klorid oppløsning hvorved jern og aluminium som ligger i korngrensene mellom silisiumkrystallene løses ut sammen med øvrige forurensninger. Jern (III)-klorid-oppløsning blir delvis redusert til jern (II)-klorid og den resirkulerende løsning blir derfor oksydert med klorgass. På grunn av de utløste metaller og forurensninger er det nødvendig å ta ut en del strøm av løsningen (bleed).

Bleeden tas ut i form av et avløpsvann, som i uforynnnet form vil ha følgende typiske sammensetning (alle ioner foreligger som klorider):

Jern: ca. 80 g/l (halvparten som toverdige)

Aluminium: " 50-60 g/l

Kalsium: " 10 g/l

Saltsyre: " 35-40 g/l

noe faste silisiumpartikler

Dette avfallsproduktet utgjør den jernholdige oppløsningen som undersøkes, omtalt som "silgrainsyre". Mengden dreier seg i dag om 6 000-8 000 m³/år. Anlegget er imidlertid under utvidelse, og ved en gradvis opptrapping kan en mot midten av 80-årene komme opp i 17 000-18 000 m³/år, som svarer til en produksjon på 28 000 tonn silisium ("Silgrain").

Dette jern- og aluminiumsholdige biproduktet fra Bremanger Smelteverk skaper et forurensningsproblem når det slippes ut som avløpsvann i store mengder.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har pålagt bedriften å endre sin praksis for å redusere naturskadene. Et alternativ er å nøytralisere utslippet. Utslippets lave pH-verdi krever store kalkdoseringer som gir store slam-mengder. Slammet må avvannes i egne presser og vil fortsatt utgjøre store masser som må legges i deponi.

Alternativet er å undersøke mulighetene for å anvende det jernholdige biproduktet som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann. Ønsket om redusert eutrofiering i resipientene øker behovet for fosforreduksjon, og treverdig metall-salter og kalk kommer her til anvendelse.

Hvis et biprodukt som skaper forurensningsproblemer i et område med fordel kan anvendes som fellingsmiddel for å redusere forurensningsbelastninger i andre områder, vil dette ha en samfunnsmessig verdi.

Mengdene med silgrainsyre som skulle benyttes ved Buhrestua renseanlegg, ble oppsamlet i egen tank med improvisert utstyr siden håndteringsapparatet ennå ikke var utbygd. 15 m³ silgrainsyre ble oksydert med klor fordi jerninnholdet i størst mulig grad ønskes i treverdig form. Biproduktet inneholder en del rester av ferrosilisium metall i fine partikler. Disse partiklene skapte ingen driftsproblemer i doseringsutstyret ved Buhrestua renseanlegg, men de skal tas hånd om i fremtidig utstyr ved Bremanger Smelteverk. For nærmere kjemisk beskrivelse av produktet vises til eget kapittel under resultater.

Silgrainsyren ble transportert i 200 liters syrefaste fat til Buhrestua renseanlegg og lagret utendørs ved anlegget.

3.3 Undersøkelsesopplegg

Først og fremst er det viktig å få rede på hvor mye silgrainsyre som må innblandes i avløpsvannet pr. m³ og hvilken resulterende renseseffekt som oppnås.

Kommunalt avløpsvann inneholder en rekke forurensede stoffer i form av suspendert stoff, organisk materiale uttrykt som kjemisk oksygenforbruk KOF, fosfor og en rekke andre stoffer og metaller. Når et fellingsmiddel tilsettes vann, felles fosfor ut etter forskjellige mekanismer avhengig av vanntype og anvendte metallsalter. Parallelt med at fosfor felles ut, produseres også forskjellige metallhydroksyder og karbonatfellingene samtidig som en større andel av fine partikler fjernes fra kloakkvannet.

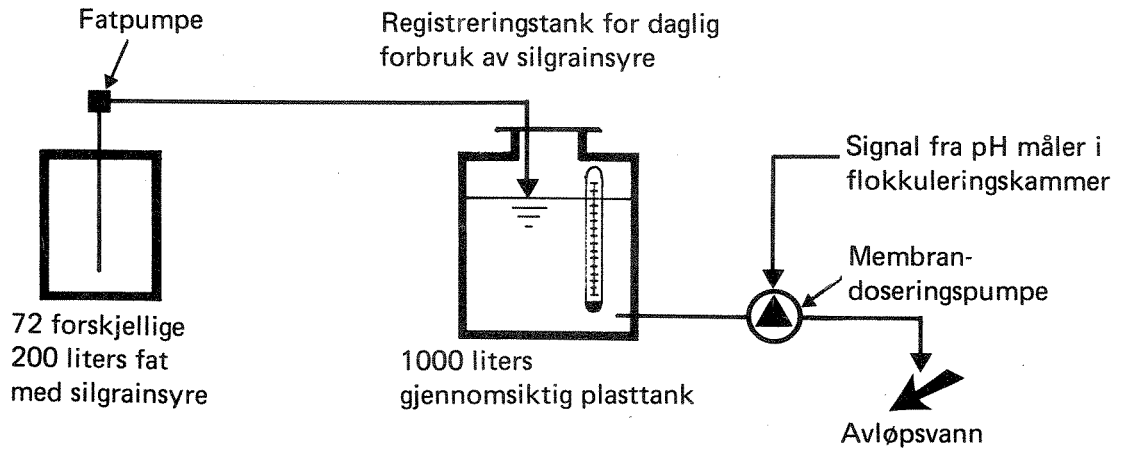
Alle forurensningene som fjernes overføres til slammet som pumpes ut fra sedimenteringsbassenget. Selv om kjemisk felling anvendes primært for å øke rensegraden av fosfor understrekes at en rekke andre stoffer fjernes parallelt.

Når fellingskjemikaliet tilsettes avløpsvann, skjer to ting:

1. Metallkonsentrasjonen av jern og aluminium øker når silgrainsyre anvendes.
2. pH-verdien i prosessvannet senkes.

Utfellingen og derved renseseffekten øker med økende metallkonsentrasjon. For høy dosering gir en pH-verdi lavere enn de optimale områder, og renseseffekten synker. Optimalt pH-område kan variere, men det finnes stort sett innenfor området 5,5 til 6,5.

For å få til dette ble det satt opp en dagtank på 1 000 liter hvor daglig silgrainsyre som gikk med kunne registreres. Figur nr. 2 viser dette systemet.



Figur 2. Doseringsopplegg ved bruk av silgrainsyre.

Resulterende renseeffekt ble bestemt ved hjelp av automatiske prøvetakere på innløp-, vann- og utløpskamre. Innløpsvannets prøve ble tatt i forkant av luftet sandfang, mens utløpsblandprøven ble tatt av fra sedimenteringsbassenget umiddelbart ved siden av utløpsvannet. Vannmålestasjonene var anlagt ved utløpet og bestod av et Thomsen overløp.

3.4 Undersøkelsens varighet og omfang

Nedenfor er vist en oversikt over omfanget av undersøkelsen.

Tidsrom for undersøkelsen: Fra 29.10.80 til 24.12.80, altså
86 døgn.

Antall døgnblandprøver: 25 stykker.

8 analyseparametere på døgnblandprøvene på innløps- og utløpsvann:

1. pH
2. Alkalitet
3. Total fosfor
4. Orto fosfat
5. Kjemisk oksygenforbruk
6. Jern
7. Suspendert stoff
8. Tungmetallanalyser, se nedefor.

Prøvene er analysert ved NIVA i henhold til Norsk standard.

Imidlertid ble tungmetallanalysene opp-prioritert mens undersøkelsene pågikk og omfanget ble vesentlig utvidet.

Følgende metaller ble analysert for alle eller noen av prøvene:

1. Aluminium Al
2. Kobber Cu
3. Nikkel Ni
4. Krom Cr
5. Kadmium Cd
6. Sink Zn
7. Kobolt Co
8. Kalsium Ca
9. Magnesium Mg

I tillegg til disse analysene ble det analysert 8 slamprøver tatt på forskjellige tidspunkter. Slamprøvene ble analysert for de samme tungmetallene som angitt ovenfor. Det ble gjort forsøk på å lage en materialbalanse for tungmetallene i anlegget. Det viste seg imidlertid at konsentrasjonene i innløps- og utløpsvannet ofte var under deteksjonsgrensen slik at noe av grunnlaget falt bort.

Driftsoperatørene ved renseanlegget har gode dataregistreringer for vannføring og interne driftsforhold. Imidlertid mangler enkelte ledd i ekstern slamtilførsel slik at helhetsvurderingen av slamsituasjonen er noe uklar.

Parallelt med dette opplegget var det installert kontinuerlig registrering av utgående turbiditet, ledningsevne, pH og temperatur i utløpsvannet for å ha en ekstra sikkerhet ved bedømmelsen av driftsresultatene.

4. RESULTATER

4.1 Renseanleggets virkelige belastning

For å kunne bedømme silgrain-syrens virkning som fellingsmiddel er det nødvendig å klarlegge renseanleggets virkelige hydrauliske og forureningsmessige belastning parallelt med at rensegradene beregnes. Sammenkobling av disse opplysningene er nødvendig for at konklusjonene skal bli nær almengyldige og overføres til andre renseanlegg. Tradisjonelt har vi vært lite flinke til å se renseanleggenes virkelige belastning i forhold til de resultatene som oppnås. Det er ved kjemisk rensing lettere å oppnå god renseseffekt når belastningen er liten. Med belastning menes her antall personenheter som virkelig belaster renseanlegget, altså den virkelige spillvannsmengden som kommer frem. Hydraulisk belastning på renseanlegget er også viktig for hvilken rensegrad som kan forventes. Den hydrauliske belastning vil vanligvis være større enn belastningen fra antall personenheter fordi fremmedvann fra grunnvann, bekkevann og regnvann også klarer å trenge seg inn i oppsamlingsnettet. Hvis oppsamlingsnettet er dårlig og tar inn mye regnvann, vil dette ofte skape store flomtopper som er svært uheldige for rensesprosessen.

4.1.1 Nedbørforhold i måleperioden

Fremmedvanns-bidraget til Buhrestua renseanlegg stammer fra regnvær. Etter at undersøkelsen ved renseanlegget kom i gang, ble det snart klart at direkte inntak av regnvann på oppsamlingsnettet var meget stort og hadde en kraftig innvirkning på forurenings-konsentrasjonene.

Det er derfor viktig å ha oversikt over nedbør-målingene. Den nærmeste nedbør-målestasjon er nr. 1778 på Blekslitjern hvor det registreres daglige nedbørhøyder (i millimeter av driftsoperatør Hans Hansen). Registreringene bearbejdes av Det norske meteorologiske institutt, og alle målingene for 1980 er vist i vedlegg nr. 2. Målingene viser at det har vært flere nedbør-perioder mens undersøkelsen ved Buhrestua renseanlegg pågikk.

Store deler av regnvannet finner veien til renseanlegget via feiltilkoblede takrenner, veisluk, utette kummer og rør. Det hender også av bekkelukninger er tilkoblet oppsamlingsnettet for kloakk.

Nedbør-målingene som tas ved Bråte/Bleksli, viser bare det totale regnvann-volum som har falt siste døgn. Den totale regnvann-mengden som kommer til renseanlegget vil variere og er avhengig av intensiteten i regnværene. Regnværs-intensitetene måles ved hjelp av plumatic-stasjoner. Det finnes ingen slik på Nesodden, de nærmeste er Vestre Vika og Blindern. Registreringene ved disse stasjonene er undersøkt for samme periode som forsøkene ved Buhrestua renseanlegg pågikk. Selv variasjonene mellom Vestre Vika og Blindern synes å være så store at forholdene på Nesodden ikke kan settes lik noen av disse stasjonene. En nærmere bearbeiding og presentasjon av disse data blir derfor ikke foretatt.

4.1.2 Renseanleggets hydrauliske belastning

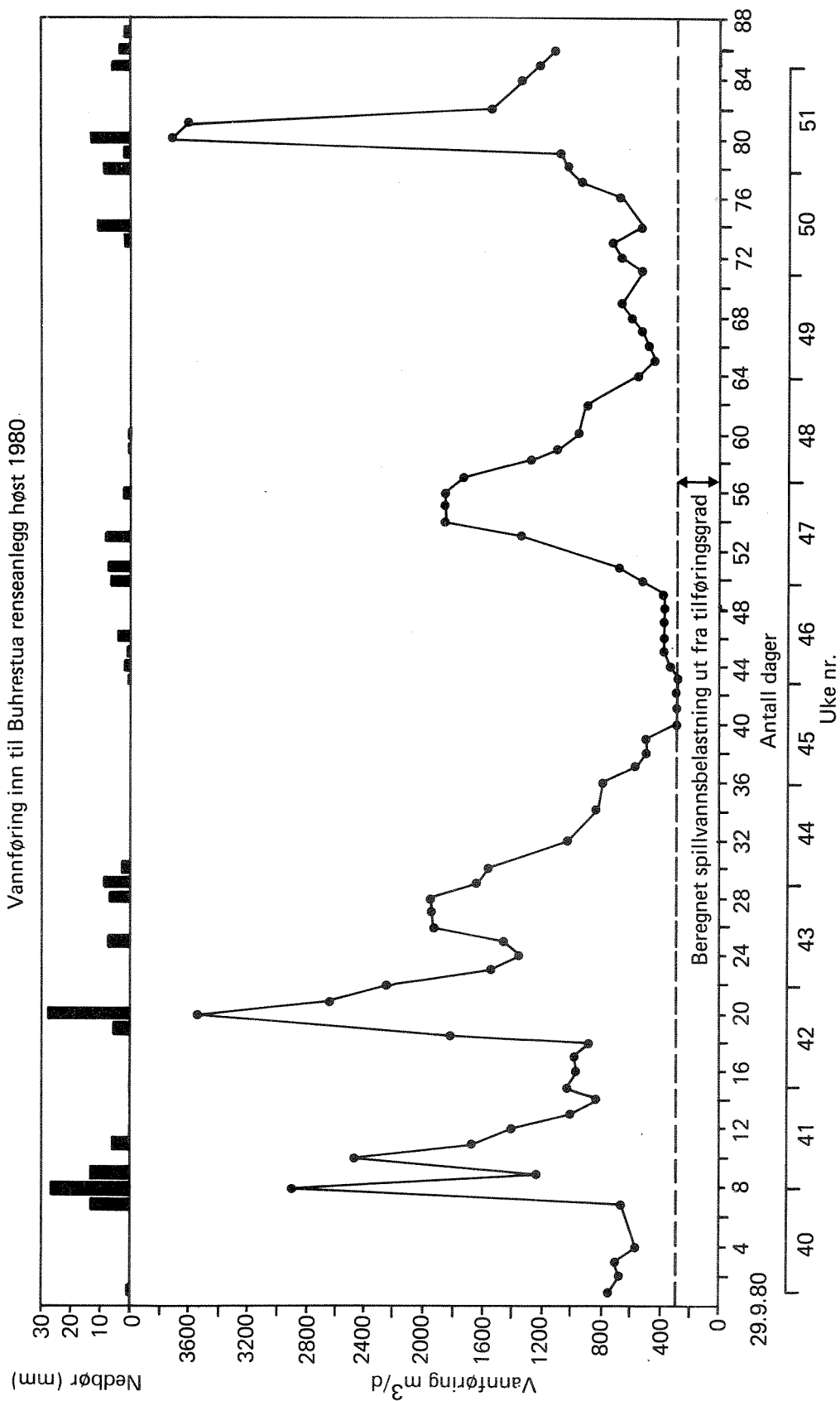
Oppsamlingsnettets for Buhrestua rensedistrikt føres inn i renseanlegget umiddelbart før mekanisk rist. Det er anlagt et overløp/nødløp rett foran renseanlegget. Vannføringen som belaster renseanlegget, måles i et Thomsen V-overløp ved utløpet etter sedimenteringsbassenget. Denne målestasjonen er ikke riktig utformet, og kraftige strømningsforhold kan gi unøyaktige målinger.

Vannføringen registreres daglig av driftsoperatørene og er presentert i tabell 1: Mest overraskende er de store variasjonene i innkommende vannføring. Vannføringen og daglig registrert nedbør er grafisk fremstilt i fig. 3. Det er en klar sammenheng mellom økning i vannføring og nedbør. Søndag 5.10.80 (dag nr. 7) startet regnværsperioden og resulterte i en øyeblikkelig økning i vannføringen. Tirsdag 7.10.80 (dag nr. 9) var regnværet så kraftig at innløpsrennen ble fylt med grus, og innløpet måtte stenges i flere timer. Onsdagen etter måtte vannføringen inn strupes slik at en del gikk i overløp. 17. og 18.10.80 kom en ny kraftig nedbørperiode som igjen førte til stor økning i vannføring inn til renseanlegget. I oppholdsperioden faller døgn-vannføringen fra dag til dag. Det tar 4-5 dager før vannføringen stabiliserer seg på et normalt tørrværsnivå. Denne "opptørkingsperioden" forteller at oppsamlingsnettets må være utett og er påvirket av grunnvannsnivået i grøftene. I de 86 døgnene som ble undersøkt ved Buhrestua, er det registrert nedbør i 29 døgn. Nedbøren har i noen døgn vært så liten at det ikke er registrert økning i vannføringen, delvis fordi vannføringen allerede er høy på grunn av forutgående nedbør. Disse dagene er ikke registrert som

Tabell 1. Oversikt over vannføring og kjemikalieforbruk ved Buhrestua renseanlegg i oktober, november og desember 1980.

Dato 1980	Dag nr.	Målt vann- mengde m ³ /d	Kjemikalieforbruk		Anmerkninger
			ml silgrainsyre m ³ x)		
29.9-30.9	1	721	T	(125)	Aluminiumsulfat g tekn. vare/m ³ -"- -"
30.9- 1.10	2	680	T	(183)	
1.10- 2.10	3	701	T	(184)	
2.10- 3.10	4	569	T		
3.10- 6.10		631	T	236	
6.10- 7.10	8	2899	R	143	
7.10- 8.10	9	1256	R	234	
8.10- 9.10	10	2477	R	185	
9.10-10.10	11	1658	R	138	
10.10-11.10	12	1415	O	153	
11.10-12.10	13	1003	O	181	
12.10-13.10	14	829	T	182	
13.10-14.10	15	1034	T	138	
14.10-15.10	16	945	T	174	
15.10-16.10	17	980	T	168	
16.10-17.10	18	863	T	170	
17.10-20.10		2669	R	132	
20.10-21.10	22	2043	O	97	
21.10-22.10	23	1547	O	112	
22.10-23.10	24	1320	O	98	
23.10-24.10	25	1435	R	126	
24.10-27.10		1960	R	115	
27.10-28.10	29	1926	R	104	
28.10-29.10	30	1550	R	131	
29.10-30.10	31	1258	O	140	
30.10-31.10	32	1094	O	146	
31.10- 3.11		814	T	147	
3.11- 4.11	36	775	T	167	
4.11- 5.11	37	554	T	132	
5.11- 6.11	38	497	T	96	
6.11- 7.11	39	497	T	70	
7.11-10.11		284	T	167	
10.11-11.11	43	271	T	128	
11.11-12.11	44	339	T	115	
12.11-13.11	45	386	T	112	
13.11-14.11	46	361	T	143	
14.11-17.11		353	T	167	
17.11-18.11	50	521	T	132	
18.11-19.11	51	680	T	127	
19.11-20.11	52	514	T	-	
20.11-21.11	53	1343	R	174	
21.11-24.11		1832	R	130	
24.11-25.11	57	1716	O	63	
25.11-26.11	58	1257	O	138	
26.11-27.11	59	1078	O	156	
27.11-28.11	60	967	O	134	
28.11- 1.12		904	O	-	
1.12- 2.12	64	520	T	200	
2.12- 3.12	65	438	T	237	
3.12- 4.12	66	499	T	260	
4.12- 5.12	67	513	T	219	
5.12- 8.12		622	T	236	
8.12- 9.12	71	536	T	242	
9.12-10.12	72	684	T	271	
10.12-11.12	73	711	T	237	
11.12-12.12	74	540	T	272	
12.12-15.12		675	T	221	
15.12-16.12	78	1019	R	157	
16.12-17.12	79	1082	R	212	
17.12-18.12	80	3712	R	75	
18.12-19.12	81	3134	R	106	
19.12-21.12		1569	O	177	
21.12-22.12	84	1348	O	292	
22.12-23.12	85	1201	O	227	
23.12-24.12	86	1137	O	72	Skiftet til Al-sulfat i løpet av dagen

x) T = tørrværsdagn, R = regnværsdagn, O = opptøringsdagn.



Figur 3. Sammenheng mellom døgnvannføring og nedbør til Buhrestua renseanlegg.

regnværsdøgn. Opptørkingsdøgnene defineres som dager da vannføringen synker hurtig etter forutgående regn.

Tabell 2 viser en oppsummering av vannføringen for de enkelte periodene.

Tabell 2. Oversikt over vannføring til Buhrestua renseanlegg i tørrværsdøgn, regnværsdøgn og opptørkingsdøgn i undersøkelsesperioden. Høsten 1980.

Type vannføringsdøgn	Antall døgn	Gjennomsnittlig vannføring m ³ /d	Total vannføring m ³	%
Tørrværsdøgn (T)	47	559	26268	28
Regnværsdøgn (R)	21	2027	42574	45
Opptørkingsdøgn (O)	18	1346	24234	26
Hele perioden	86	1088	93590	100

Tabellen forteller at store mengder regnvann trenger inn på oppsamlingsnettet og belaster renseanlegget. I alt ble 93 590 m³ avløpsvann rensert i løpet av undersøkelsesperioden som varte i 86 døgn. Hvis tørrværsvannføringen trekkes fra regnværs- og opptørkingsdøgnenes vannføring, finner vi hvilken ekstra regnvann-mengde som belaster renseanlegget.

Fremmedvann-inntaket i form av regnvær som har belastet Buhrestua, er vist nedenfor.

Vannføringstype	Ekstra regnvannsinntak gjennomsnitt pr. døgn m ³ /d	totalt i perioden m ³	Prosent av hele vannet %
Regnværsdøgn	1468	30828	33
Opptøringsdøgn	787	14166	15
Sum	-	44994	48

For hele undersøkelsesperioden er 48 prosent av den rensede vannmengden uønsket regnvann. 33 prosent av disse kom som direkte inntak under nedbør-døgnene mens de resterende 15 prosent trengte inn på nettet de påfølgende 3-4 døgnene etter regnværene.

Disse prosent-tallene påvirkes om det kommer mye eller lite regn. For å få representative uttrykk for oppsamlingsnettets evne til å separere regnvannet og avløpsvannet kan vi beregne prosent inntak basert på de gjennomsnittlige døgnvannføringer i de forskjellige periodene.

Under nedbørperiodene utgjør regnvannet 72 prosent av døgnvannføringen. Under opptørkingsdøgnene kommer et ytterligere regnvannsbidrag som utgjør 58 prosent i gjennomsnitt. Dette er selvfølgelig høyest første døgnet og lavest siste døgnet.

Det er også nødvendig å sammenligne hvordan inntaket av avløpsvann står i forhold til hva renseanlegget er beregnet for hydraulisk. Buhrestua renseanlegg er dimensjonert for 4500 personenheter. Sedimenteringsbassenget er vanligvis den mest kritiske enheten i forhold til hydraulisk belastning. Arealet i sedimenteringsbassenget er 100 m^2 , og med en anbefalt overflatebelastning på $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ for Q_{dim} gir dette en gjennomsnittlig maksimal kapasitet på $120 \text{ m}^3/\text{h}$ eller på døgnbasis $2880 \text{ m}^3/\text{døgn}$. Denne beregningen viser at på tross av stort inntak av regnvann er det ennå ledig kapasitet ved Buhrestua renseanlegg. For tørrværsdøgnene har den hydrauliske belastningsgraden vært 19 prosent. For regnværsdøgnene blir belastningsgraden 70 prosent med de samme forutsetningene. For hele perioden har den hydrauliske kapasiteten bare blitt overskredet 3 dager.

4.1.3 Renseanleggets spillvannsbelastning/tilføringsgrad

Vannføringen inn til renseanlegget er ofte kraftig fortynnet med grunnvann, infiltrasjonsvann og regnvann og er et dårlig uttrykk for den virkelige kloakkbelastningen som omtales som spillvann. Rensegrad og kjemikaliebehov må sees i forhold til den virkelige spillvannsbelastning. Slamproduksjonen vil også være avhengig av disse forhold. I tidligere rapporter (1) og (2) er det redegjort for hvordan den virkelige spillvannsbelastningen kan beregnes, ofte omtalt under begrepet "tilføringsgrad". Vi kan ikke komme inn på dette her, bare kort si at fosfor- og nitrogentilførselen i innløpsvannet benyttes parallelt for å beregne spillvannsmengden. Resultatene av tilførselsberegningene er vist i tabell 3.

Tabell 3. Forurensningsmengder tilført Buhrestua rensesanlegg oktober - desember 1980.

Dato	Dag	Vann- føring	x)	Konsentrasjoner			Massetransport		
				Tot-P	Tot-N	KOF	Tot-P	Tot-N	KOF
1980	nr.	m ³ /d		g P/m ³	g N/m ³	g O/m ³	kg P/d	kg N/d	kg O/d
29.9	1	721	T	5,8	27,2	250	4,18	19,6	180
30.9	2	680	T	5,9	30,4	290	4,01	20,7	197
1.10	3	701	T	5,0	25,0	230	3,50	17,5	161
2.10	4	569	T	7,7	27,0	410	4,38	15,4	233
6.10	8	2899	R	2,3	12,7	130	6,67	36,8	377
7.10	9	1256	R	1,4	13,0	80	1,67	16,3	100
9.10	11	1658	R	1,7	12,7	70	2,82	21,1	116
10.10	12	1415	O	2,4	14,2	110	3,40	20,1	156
11.10	13	1003	O	3,6	18,0	150	3,61	18,1	150
12.10	14	829	T	3,6	21,4	180	2,98	17,1	149
13.10	15	1034	T	4,3	20,0	250	4,45	20,7	259
14.10	16	945	T	3,5	20,6	200	3,31	19,4	189
15.10	17	980	T	3,5	20,9	150	3,43	20,5	147
16.10	18	863	T	3,9	22,1	170	3,36	19,1	147
20.10	22	2043	O	1,8	10,8	90	3,68	22,1	184
21.10	23	1547	O	1,5	10,5	85	2,32	16,2	131
22.10	24	1320	O	2,3	12,9	120	3,03	17,0	158
18.11	51	680	T	1,4	13,8	75	0,95	9,38	51
19.11	52	514	T	3,1	17,1	110	1,59	8,79	57
26.11	59	1078	O	2,9	13,7	110	3,12	14,8	118
27.11	60	967	O	2,9	14,9	120	2,80	14,4	116
17.12	80	3712	R	3,6	16,4	190	13,4	60,9	705
18.12	81	3134	R	1,9	8,6	140	5,95	26,9	439
19.12-)82+									
21.12)83		1569	O	4,9	20,8	460	7,69	32,6	721
Gjennomsnitt 1338				3,37	17,7	174	-	-	-

x) T = tørrværsdøgn, R = regnværsdøgn, O = opptørkingsdøgn.

Fredag 12.12.80 ble en del av rensedistriktet knyttet til rensesanlegget ved at Oksval pumpestasjon ble satt i drift. Fra dette tidspunkt øker tilførslene og spillvannsbelastningene. Det foreligger bare 3 målinger etter denne innkoblingen, og derfor foretas beregningene for tidsrommet før innkoblingen av Oksval.

Erfaringen viser at nedbørsdøgn med forutgående tørrvær spyles ut sedimentert slam og øker tilførselen unormalt. I døgn nr. 9 ble innløps-luken stengt noen timer og resulterte i lave tilførsler. Holdes slike unormale døgn utenom, kan gjennomsnittlige tilførsler beregnes. Hvis 2,5 g P/p.d., 12 g N/p.d og 120 g O/p.d legges til grunn som spesifikk forurensningsmengde, kan antall tilførte personenheter beregnes. Resultatet er vist i tabell 4 når døgn nr. 8 og 9 holde utenom.

Tabell 4. Tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff som KOF og beregnet antall personenheter ved Buhrestua rensanlegg i perioden oktober-november 1980.

Parameter	Tilførsler inn i rensanlegg gjennomsnitt	Tilførte personenheter
Tot-P	3,50 kg P/døgn	1400 PE
Tot-N	19,0 kg N/døgn	1580 PE
KOF-O	170 kg O/døgn	1420 PE

Beregningene synes å være i god overensstemmelse, og gjennomsnittlig tilførte personenheter kan derfor anslås til 1470 PE. Dette gjelder imidlertid før perioden da Oksval pumpestasjon var ute av drift. Det må imidlertid tas forbehold om hvor nøyaktig vannmåleren registrerer vannføringen.

Nesodden kommune har i et nylig utarbeidet notat beregnet eksisterende belastning til Buhrestua rensanlegg pr. 1.1.81 til 4357 personenheter hvorav 3987 er bosatt befolkning.

Det kan tenkes at belastningen er noe lav fordi pendlerprosenten er relativt høy på Nesodden. Man kan imidlertid ikke se bort fra at store deler av kloakken i Buhrestua rensedistrikt ikke kommer frem til rensesanlegget, men belaster grunnvannet og lokale transportårer i området.

På bakgrunn av disse beregningene kan den virkelige spillvannsbelastningen anslås. Hvis det forutsettes 200 l/p.d, altså uten fremmedvanns-bidrag, tilsvarer 1470 personenheter en spillvannsføring på $294 \text{ m}^3/\text{d}$. Denne vannføringen er tegnet inn på fig. 3 som en konstant belastning. I virkeligheten varierer også spillvannsbelastningen noe fra døgn til døgn, men neppe mer enn 20 prosent. Et unntak gjelder ferier etc. eller perioder da nødoverløp o.l. er i funksjon.

En annen måte er å kontrollere forurensnings-konsentrasjonene. Med de spesifikke forurensnings-parametre som benyttes og 200 l/p.d kan det ufortynnede spillvannets konsentrasjoner beregnes til følgende:

	Spesifikk forurensning	Spesifikk spillvannsmengde	Konsentrasjon
Tot-P	2,5 g P/p.d	200 l/p.d	12,5 mg P/l
Tot-N	12 g N/p.d	200 l/p.d	60 mg N/l
KOF	120 g O/p.d	200 l/p.d	600 mg O/l

Ut fra teorien om konstant masse transport får vi

$$\text{Spillvann } Q_s = \frac{C_2 \cdot Q \text{ vannføring ved rensesanlegget}}{C_1}$$

$$Q_{\text{basert P}} = \frac{1338 \cdot 3,37}{12,5} = 1338 \cdot 0,2696 = 360 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{\text{basert N}} = \frac{1338 \cdot 17,7}{60} = 1338 \cdot 0,2950 = 394 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{\text{basert KOF}} = \frac{1338 \cdot 174}{600} = 1338 \cdot 0,2900 = 388 \text{ m}^3/\text{d}$$

Dette gir i gjennomsnitt en spillvannsmengde på $380 \text{ m}^3/\text{d}$. Sammenlignes den totale vannføring i undersøkelsesperioden, $93\,590 \text{ m}^3/\text{d}$, med spillvannsbelastningen i samme periode, beregnet til $25284 \text{ m}^3/\text{d}$, finner vi at spillvannet bare utgjør 27 prosent. Resten er fremmedvann.

4.2 Doseringsmengder

I Buhrestua renseanlegg foregår hele renseprosessen i et trinn som består av kjemikalie innblanding i sakte omrøring i fire flokkuleringskamre og sedimentering i et kvadratisk basseng med roterende skrape. Papir, filler, etc. fjernes i mekanisk rensert rist og sand, kaffegrut, eggeskall, etc. fjernes i luftet sandfang. For-sedimenteringsbasseng finnes ikke, og prosessen omtales derfor som primærfelling.

Silgrainsyren doseres og innblandes i utløpet ved luftet sandfang. Doseringmengden er viktig. Jo mer som tilsettes, jo lavere blir prosess pH-verdien, og jo større blir metall-ione konsentrasjonen som deltar i fellings- og flokkuleringsprosessen. Med andre ord jo høyere dosering, jo bedre renseresultat innen visse grenser. For høy dosering skaper for lav pH-verdi for optimal felling og resulterer i dårligere renseresultat. Hvor stor kjemikaliedoseringen skal være, blir et avveiningsspørsmål mellom økonomi og rensegrad. Også slam-mengdene øker med økende dosering, i alle fall så lenge pH-verdien er innenfor fellingsområdet.

Avløpsvannets konsentrasjon og alkalitetsverdi bestemmer nødvendig doseringsmengde av fellingsmiddelet.

Doseringsmengden av silgrainsyren ble daglig registrert som gjennomsnittlig døgnforbruk. Spesifikk døgnmengde ble beregnet. Doseringen ble foretatt med en membran stempelpumpe og styrt etter vannføring den første del av perioden og med overstyring etter resulterende pH-verdi i andre del av perioden. En reguleringsfeil førte til at første del av perioden ikke gikk med konstant dosering etter vannføring. De spesifikke doseringsmengdene er vist i tabell 1 angitt som ml ufortynnet silgrainsyre pr. behandlet m³ avløpsvann.

Tabellen viser at doseringen har variert. I perioden fra start 3.10.80 til 5.11.80 er variasjonene noe vilkårlige på grunn av feilen i systemet. Gjennomsnittsdoseringen i denne perioden er 150 ml/m³

Fra 5.11.80 ble pH-styrt dosering introdusert, og fellings pH ble innstilt på 6.2. Doseringene har variert, men etter et system. I perioder med tørrvær blir avløpsvannet konsentrert, og den spesifikke dosering øker. Gjennomsnittlig dosering i denne perioden har vært 170 ml/m³. Dette tilsvarer 14.3 gram Fe/m³

og 7.5 gram Al/m³.

Kjemikalie-behovet ved Buhrestua renseanlegg har vært vanskelig å forutsi og skyldes følgende forhold:

- vannføringen til renseanlegget varierer kraftig
- i tørrværsperioder kommer det relativt lite vann inn til rensing, mens vannføringen øker drastisk opptil 8 ganger i regnværsdøgn
- kjemikalie forbruket blir tilsvarende øket når doseringen styres proporsjonalt med vannføringen
- når doseringen styres etter pH-verdien i prosessen, vil kjemikalieforbruket jevnes ut ved at doseringen pr. m³ øker i tørrvær på grunn av høyere konsentrasjon og relativt sett minker i regnvær på grunn av lavere konsentrasjon.

4.3 Renseresultater

Kjemisk felling og flokkulering har en gunstig innvirkning på reduksjon av følgende forurensningsparametere:

- total fosfor, organisk stoff - KOF og suspendert stoff.

For total nitrogen er rensegraden liten, normalt bare ca. 10-15% og omtales ikke. En eventuell rensegrad, positiv eller negativ, med hensyn til metaller omtales under avsnitt 4.4.

Undersøkellesperioden er delt opp i tre serier:

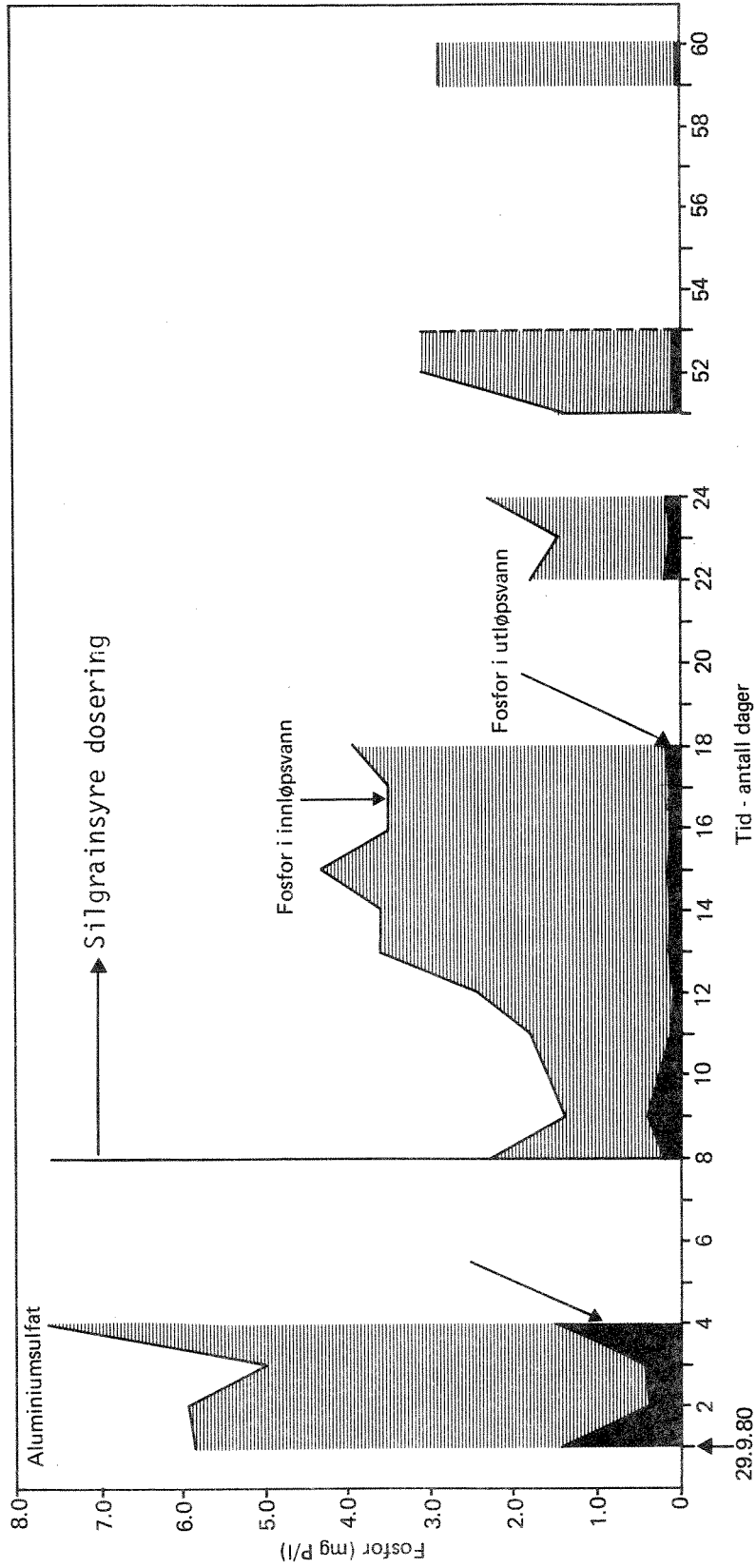
1. Innledende serie med aluminiumssulfat dosering som normalt anvendes ved analyser.
2. Silgrainsyre dosering uten pH-styring.
3. Silgrainsyre dosering med pH-styring.

4.3.1 Total fosfor

De viktigste analyseresultatene og data er vist i tabell 5 og er grafisk fremstilt i figur 4.

Tabell 5. Rensegrad for fosfor ved Buhrestua rensanlegg.
Perioden 29.9. til 21.12.80.

Døgn nr.	Vannføring m ³ /d	Dosering	INN		UT		Rensegrad %	Merknad
			TOT-P		TOT-P			
			mg P/l	ORTO	mg P/l	ORTO		
1	721	125 g/m ³	5.8	(3.5)	1.4	0.3	76	Aluminiumsulfat fra Lysaker
2	680	183 g/m ³	5.9	3.9	0.35	0.1	94	
3	701	184 g/m ³	5.0	3.4	0.4	<0.1	92	
4	569	-	7.7	2.6	1.4	0.2	82	
Gjennomsnitt	669	164 g/m ³	6.1	3.35	0.89	0.16	86	
8	2899	143 ml/m ³	2.3	0.8	0.2	<	91	Silgrain-syre uten pH-styring Relativt våt periode med to kraftige regnvær
9	1256	234 "	1.4	0.4	0.4	<	71	
11	1658	138 "	1.7	0.8	0.1	<	94	
12	1415	153 "	2.4	1.1	0.1	<	96	
13	1003	181 "	3.6	1.1	0.15	<	95	
14	829	182 "	3.6	1.5	0.1	<	97	
15	1034	138 "	4.3	2.2	0.15	<	97	
16	945	174 "	3.5	1.7	0.1	<	97	
17	980	168 "	3.5	1.8	0.1	<	97	
18	863	170 "	3.9	2.1	0.15	<	96	
22	2043	97 "	1.8	0.7	0.2	<	89	
23	1547	112 "	1.5	0.8	0.1	<	93	
24	1320	98 "	2.3	0.9	0.2	<	91	
Gjennomsnitt	1369	142 ml/m ³	2.75	1.22	0.16	<	93	
51	680	127 ml/m ³	1.4	0.8	0.038	<	97	Silgrain-syre med pH-styring
52	514	- "	3.1	2.0	0.029	<	99	
53	1343	174 "	-	-	0.011	0.15	-	
59	1078	156 "	2.9	1.6	0.045	<	98	
60	967	134 "	2.9	1.8	0.037	<	99	
80	3712	75 "	3.6	2.1	0.12	<	97	
81	3134	106 "	1.9	1.2	0.14	<	93	
82-83	1569	177 "	4.9	3.2	0.15	<	97	
Gjennomsnitt	1624	136 ml/m ³	2.59	1.81	0.07	<	97	



Figur 4. Konsentrasjon av total fosfor i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.

Resultatene viser meget god fjerning av total fosfor med Bremangers silgrainsyre. Aluminiumssulfat fra Lysaker gav 164 g/m^3 i gjennomsnitt en konsentrasjon av TOT-P i utløpsvannet på 0.89 mg P/l og rensegrad 86%. Tilsvarende tall for silgrainsyre i serie 2 var at 142 ml/m^3 gav 0.16 mg P/l ut og 93% rensegrad. Med pH-styring av silgrainsyre doseringen ble tallene 136 ml/m^3 0.07 mg P/l og 97%. Resultatene må sees på bakgrunn av regnvørsbelastningen i de forskjellige seriene. På tross av store variasjoner i innløpsvannmengden og forurensningskonsentrasjonene, er utløpskonsentrasjonene meget jevne og gode med silgrainsyre. Det er ingen tvil om at silgrainsyren har en god evne til å fjerne fosfor fra kommunalt avløpsvann, og de anvendte doseringene er meget moderate.

Det ble også tatt analyser av ortofosfat som er fremstilt i tabell 5. Disse analysene er viktige i de tilfeller da renseresultatet er dårlig. Lav ortofosfat i utløpet forteller at fellingsprosessen går bra, men at sedimenteringsforløpet er dårlig. Høy ortofosfat i forhold til total fosfor i resultatene forteller at fellingsprosessen går dårlig. I denne undersøkelsen har prosessen gått meget bra hele tiden, og ortofosfat er knapt påvist i utløpsvannet så lenge silgrainsyre ble anvendt som fellingsmiddel.

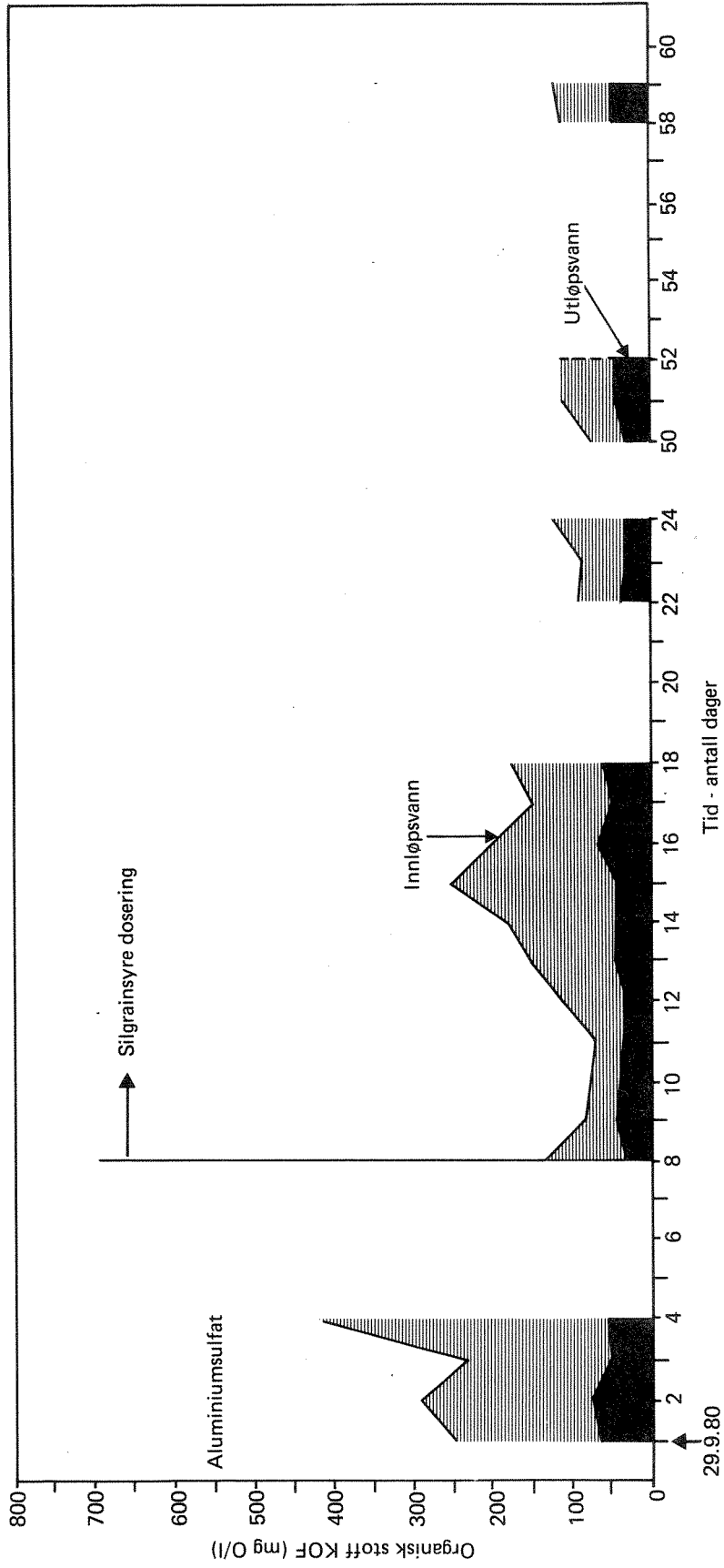
4.3.2 Organisk stoff - KOF

Rensegrad for organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk med dikromat KOF er vist i tabell 6 og er grafisk fremstilt i figur 5. Resultatene er meget gode på tross av at innløpsvannet har vært fortynnet med regnvann.

Utløpskonsentrasjonene for KOF er meget stabile, og nivåene 61 mg O/l for aluminiumssulfat, 43 mg O/l for silgrainsyre uten pH-styring og 39 mg O/l for silgrainsyre med pH-styring betegnes som lave. Tilsvarende rensegrader er 79%, 69% og 77%. Prosentreduksjonen er avhengig av hvor fortynnet innløpsvannet har vært.

Tabell 6. Rensegrad for organisk stoff ved Buhrestua renseanlegg.
Perioden 29.9.80 til 21.12.80.

Døgn nr.	Vannføring m ³ /d	Dosering	INN	UT	Rensegrad %	Merknad	
			KOF mg O/1	KOF mg O/1			
1	721	125 g/m ³	250	65	74	Aluminiumsulfat fra Lysaker	
2	680	183 "	290	75	74		
3	701	184 "	230	50	87		
4	569		410	55	87		
Gjennomsnitt	669	164 g/m ³	295	61	79		
8	2899	143 ml/m ³	130	32	75	Silgrain-syre uten pH-styring Relativ våt periode	
9	1256	234 "	80	44	45		
11	1658	138 "	70	38	46		
12	1415	153 "	110	35	68		
13	1003	181 "	150	48	68		
14	829	182 "	180	41	77		
15	1034	138 "	250	42	83		
16	945	174 "	200	65	68		
17	980	168 "	150	47	69		
18	863	170 "	170	55	68		
22	2043	97 "	90	38	58		
23	1547	112 "	85	33	61		
24	1320	98 "	120	39	68		
Gjennomsnitt	1369	142 ml/m ³	137	43	69		
51	680	127 ml/m ³	75	31	59		Silgrain-syre med pH-styring Relativ våt periode
52	514	-	110	41	63		
53	1343	174 "	-	42	-		
59	1078	156 "	110	48	56		
60	967	134 "	120	42	65		
80	3712	75 "	190	38	80		
81	3134	106 "	140	28	80		
82-83	1569	177 "	460	44	90		
Gjennomsnitt	1624	136 ml/m ³	172	39	77		



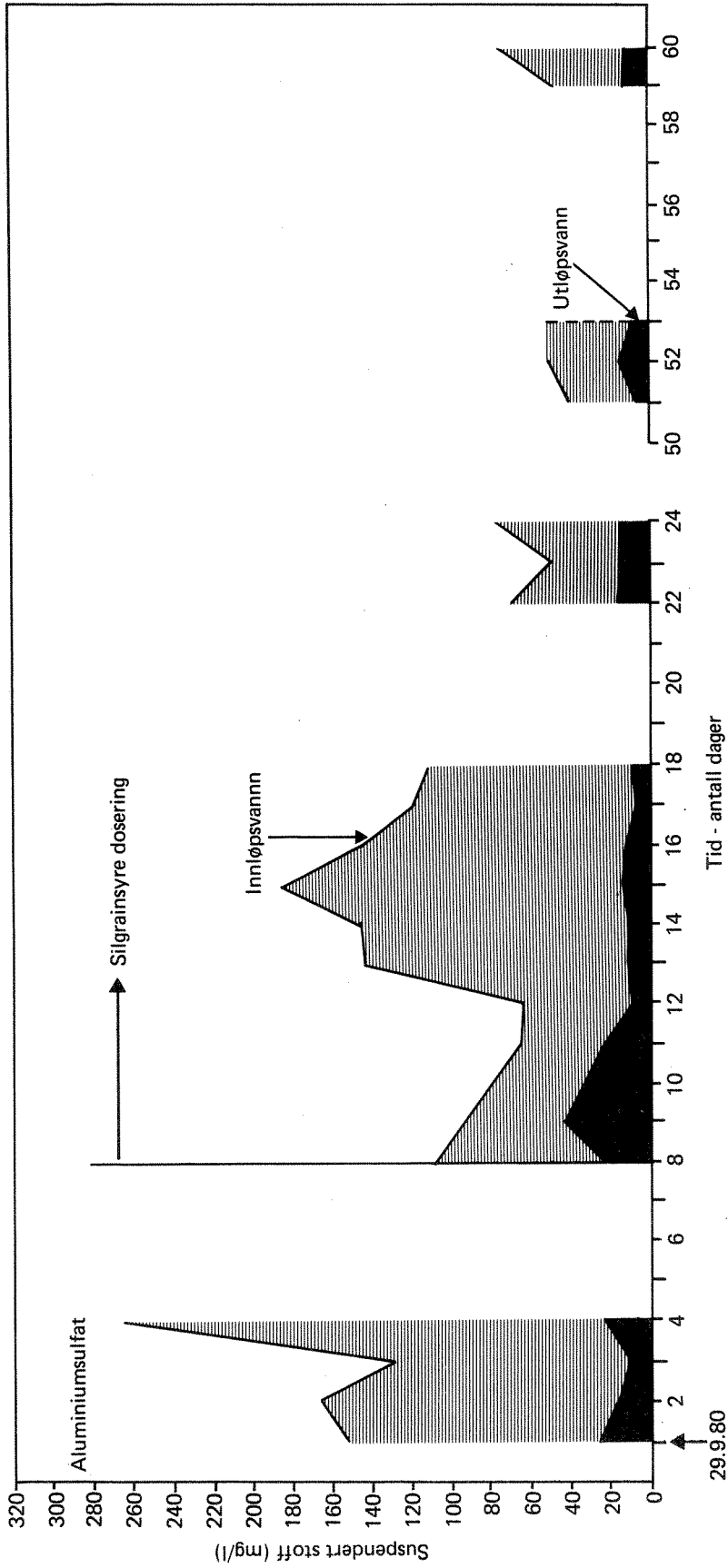
Figur 5. Konsentrasjon av kjemisk oksygenforbruk i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.

4.3.3 Suspendert stoff

Rensegrad for suspendert stoff ved renseanlegget er vist i tabell 7 og er grafisk fremstilt i figur 6. Det er først for fremst utslippskonentrasjonene som gir uttrykk for hvor godt flokkulerings- og sedimenteringsprosessen har fungert. Den hydrauliske overflatebelastningen er en meget viktig parameter som må trekkes inn når resultatet bedømmes. På tross av store variasjoner i den hydrauliske belastning, synes ikke konsentrasjonen av suspendert stoff i utløpsvannet å ha variert mye.

Tabell 7. Rensegrad for suspendert stoff ved buhrestua renseanlegg. Perioden 29.9.80 til 21.12.80.

Døgn nr.	Vannføring m ³ /d	Dosering	INN	UT	Rensegrad %	Merknad	
			Suspendert stoff mg/l	Suspendert stoff mg/l			
1	721	125 g/m ³	153.0	26.7	83	Aluminiumsulfat fra Lysaker	
2	680	183 "	165.0	16.0	90		
3	701	184 "	130.0	10.0	92		
4	569		263.0	23.3	91		
Gjennomsnitt	669	164 g/m ³	178	19.0	89		
8	2899	143 ml/m ³	109.0	24.5	78	Silgrain-syre uten pH-styring Relativt våte døgn	
9	1256	234 "	95.3	42.0	56		
11	1658	138 "	65.3	24.7	62		
12	1415	152 "	62.7	10.0	64		
13	1003	181 "	145.0	11.0	92		
14	829	182 "	146.0	10.5	93		
15	1034	138 "	185.0	15.5	92		
16	945	174 "	143.0	11.0	92		
17	980	168 "	119.0	6.0	95		
18	863	170 "	111.0	10.0	91		
22	2043	97 "	68.0	14.0	79		
23	1547	112 "	48.0	11.5	76		
24	1320	98 "	76.0	14.0	82		
Gjennomsnitt	1369	142 ml/m ³	105.6	15.6	85		
51	680	127 ml/m ³	40.0	3.3	92		Silgrain-syre med pH-styring Relativt våte døgn
52	514	-	45.3	16.6	63		
53	1343	174 "	-	8.0	-		
59	1078	156 "	47.0	13.5	71		
60	967	134 "	75.5	11.5	85		
80	3712	75 "	130.0	8.7	93		
81	3134	106 "	122.0	8.8	93		
82-83	1569	177 "	451.0	6.8	98		
Gjennomsnitt	1624	136 ml/m ³	130.1	9.6	93		



Figur 6. Konsentrasjon av suspendert stoff i innløpsvann og utløpsvann ved bruk av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.

Sedimenteringsbassenget som er kvadratisk, har et areal på 100 m^2 . Ut fra dette kan overflatebelastninger beregnes. Resultatene er vist i nedenforstående tabell 8.

Tabell 8. Gjennomsnittlig vannføring, overflatebelastning og renseresultater for suspendert stoff for de ulike perioder.

Serie	Vannføring	Gjennomsnittsverdier			
		Overflatebelastning	Inn suspendert stoff	Ut suspendert stoff	Rensegrad %
Aluminiumsulfat	669 m^3/d	0.28 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	178 mg/l	19.0 mg/l	89
Silgrainsyre uten pH-styring	1369 m^3/d	0.57 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	105 mg/l	15.6 mg/l	85
Silgrainsyre med pH-styring	1624 m^3/d	0.68 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	130 mg/l	9.6 mg/l	93

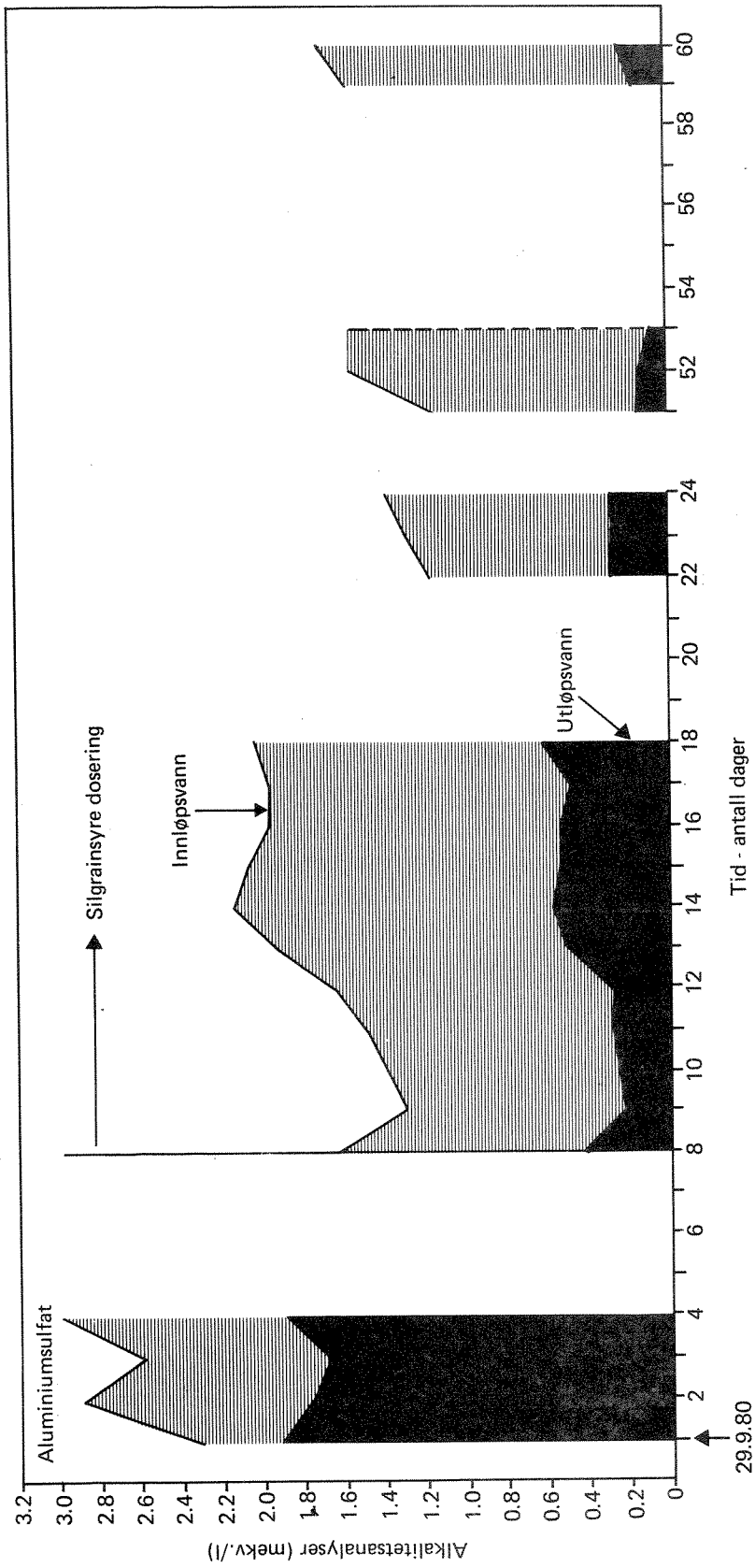
Overflatebelastningen har for enkelte døgn vært opp i $1.55 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ uten at dette gikk ut over rensegraden for suspendert stoff. Normalt anbefales 1.3 og 2.0 for henholdsvis Q_{dim} og Q_{maksdim} for dimensjonering av renseanlegg.

På tross av høyere overflatebelastning i periodene med silgrainsyre, er rensegradene sammenlignbare med perioder med aluminiumsulfat.

4.3.4 Endring av alkalitet som følge av kjemikalie dosering

Alkalitetsanalyser uttrykker vannets evne til å motstå pH forandring når en syre eller base tilsettes vannet. Når et surt fellingskjemikalie som aluminiumsulfat, jernklorid eller silgrainsyre doseres synker pH-verdien. For å få optimal felling, er en avhengig av å senke pH i vannet ned til et gunstig pH område som vanligvis finnes i område 5.5 til 6.5. Jo høyere bufferevne vannet har, jo høyere er alkalitetsverdien, og jo mer kjemikalier må doseres for å få en gunstig pH.

Tabell 9 viser en oversikt over avløpsvannets alkalitet i innløps- og utløpsvann og er grafisk fremstilt i figur 7.



Figur 7. Alkalitetsverdier i innløpsvann og utløpsvann som følge av silgrainsyredosering ved Buhrestua renseanlegg høsten 1980.

Tabell 9. Alkalitetsverdi og prosentvis endring ved Buhrestua rensanlegg.

Døgn nr.	Vannføring m ³ /d	Dosering	Alkalitet mekv. IL		Endring %
			INN	UT	
1	721	125 g/m ³	2,33	1,91	18
2	680	183 "	2,89	1,76	39
3	701	184 "	2,59	1,69	35
4	569		2,97	1,88	37
Gjennomsnitt	669	164 g/m ³	2,70	1,81	33
8	2899	143 ml/m ³	1,62	0,41	75
9	1256	234 "	1,15	0,22	81
11	1658	138 "	1,47	0,28	81
12	1415	153 "	1,64	0,28	83
13	1003	181 "	1,92	0,51	73
14	829	182 "	2,12	0,59	72
15	1034	138 "	2,06	0,53	74
16	945	174 "	1,96	0,53	73
17	980	168 "	1,97	0,48	76
18	963	170 "	2,04	0,62	70
22	2043	97 "	1,16	0,27	77
23	1547	112 "	1,28	0,26	80
24	1320	98 "	1,39	0,27	81
Gjennomsnitt	1359	143 ml/m ³	1,68	0,40	76
51	680	127 ml/m ³	1,10	0,13	88
52	514	-	1,53	0,12	92
53	1343	174 "	-	0,07	-
59	1078	156 "	1,54	0,18	88
60	967	134 "	1,70	0,22	87
80	3712	75 "	1,94	0,66	66
81	3134	106 "	1,39	0,37	73
82-83	1569	177 "	2,17	0,51	76
Gjennomsnitt	1624	136 ml/m ³	1,62	0,28	83

Tabellen viser hvordan alkalitetsverdien har endret seg under de ulike forhold, og hvilken prosentvis endring som skjer fra innløp til utløp som følge av kjemikalie doseringen.

4.4 Slamproduksjon

4.4.1 Generelt

Kjemikalie doseringen øker slamproduksjonen både på grunn av at en større andel av partiklene i avløpsvannet flokkuleres og sedimenteres; partikler som ellers er for små, og fordi doseringen skaper utfellingsprodukter som sedimenteres som slam. Når kjemikalie doseringen økes, utfelles mer av forurensningskomponentene, primært fosfor, og rensegraden øker. Slamproduksjonen øker også fordi mer hydroksydsлам utfelles.

For ethvert fellingskjemikalie ønskes en lavest mulig slamproduksjon. Slamproduksjonen ved bruk av ulike fellingskjemikalier bør helst sammenlignes ved samme rensegrad.

Slamproduksjonen kan måles både på basis av tørrstoff i slammet og som volum av slammet.

Buhrestua renseanlegg har egen sentrifuge-avvanning av alt slam. Renseanleggets interne slamproduksjon skjer i sedimenteringsbassenget. En eksenterskruepumpe transporterer slammet fra bassengets slamlomme til aerob stabiliseringsenhet. Imidlertid mottar Buhrestua renseanlegg slam fra hovedvannverket og et simultanfellingsanlegg, Bjørnmyrdalen. Dette er ufortykket slam som tas inn i den samme aerobe stabiliseringstanken og blandes med internt slam. Buhrestua renseanlegg har ikke slamfortykker. Fra stabiliseringstanken pumpes blandslammet til sentrifugen. Polyelektrolytt tilsettes, og slamkaken faller ned i en containertank som kjøres og tømmes ved Teigen søppelfyllplass i søndre del av kommunen.

4.4.2 Slamvolum som pumpes fra Buhrestua's sedimenteringsbasseng

Renseanleggets interne slamproduksjon skjer i sedimenteringsbassenget. En eksenterskruepumpe transporterer slammet fra bassengets slamlomme til aerob stabiliseringsenhet. Eksternt slam tilsettes og blandes inn i aerob stabiliseringsenhet.

Renseprosessens egen slamproduksjon kan måles ved hjelp av den slammengden som pumpes ut av sedimenteringsbassenget. Eksenterskruepumpen gir en tilnærmet konstant slammengde pr. time pumpen arbeider. Arbeidstiden reguleres av en tidsbryter. Denne var innstilt på grunnlag av erfaring med bruk av aluminiumssulfat. Hvis pumpen arbeider for lenge, pumpes det ut et større volum enn om det er slam til stede i sedimenteringsbassenget, og slammet blir fortynnet med vann fra sedimenteringsbassenget. Dette kan testes ved å måle slamvolum i 1-liters målesylinder etter 30 minutter. Mye slamvann må dekanteres i den aerobe slamstabiliseringsenhet før sentrifugering.

Ved tidligere bruk av aluminiumssulfat ble det produsert så mye slam at eksisterende pumpesyklus med 9 innslag i døgnet (ca. 3 min. pumping pr. innslag) gav et slam som ved 30 minutters sedimentering sjelden gav noen slamfase.

Ved overgang til silgrainsyre ble det registrert at slammet ble tynnere som følge av mer slamvann i utpumpet slam. Slamvolum tester viste 600 ml slam og 400 ml vann.

Den 17.11.80 ble pumpefrekvensen senket til 6 innslag pr. døgn (samme pumpetid pr. innslag som før). Dette gav et slam med 930 ml til 970 ml slamfase i en 1000 ml målesylinder etter 30 minutter sedimentering.

Den 18.11.80 ble det igjen rapportert om mye vann i slammet. Vannføringen hadde da vært lavere i en periode på grunn av mindre nedbør. Det synes å være helt klart at høyere vannføring som følge av nedbør gir en høyere total slamproduksjon.

Ut fra gjennomsnittsforholdene så vi oss nødt til å senke pumpetiden ytterligere og nå til 2 innslag pr. døgn (fra og med 18.11.80).

Undersøkelsen viste at hver gang slampumpen slår inn, pumpes ca. $0,170 \text{ m}^3$.

Tabell 10 viser en oversikt over pumpeprogrammet ved Buhrestua renseanlegg.

Tabell 10. Oversikt over pumpeprogram fra sedimenteringsbassenget ved Buhrestua renseanlegg.

Tidsrom prøvetaking	Slamtype	Slampumpe innslag pr. døgn	Slam pr. døgn utpumpet m ³ /d	Gjennomsn. tørrstoff %	Tørrstoff kg/d
30.9.80	Aluminiumsulfat	9	8,7	3,7	322
9.10.80 16.10.80	Silgrain	9	8,7	1,18	102
23.10.80	Silgrain	6	5,8	1,01	58
24.11.80	Silgrain	2	1,9	2,33	44
18.12.80 19.12.80 22.12.80	Silgrain	2	1,9	5,22	99
				Gjennomsn.	76

Tørrstoffproduksjon i den kjemiske renseprosessen er beregnet ut fra målt tørrstoff i slammet og den daglige utpumpede slammengden.

Tabell 10 viser at tørrstoffkonsentrasjonen var relativt høy ved prøven tatt av aluminiumsulfat slam 30.9.80. Dette tyder på at selv med 9 pumpe innslag i døgnet som betyr at 8,7 m³/d pumpes fra sedimenteringsbassenget til slamlager gir et relativt høyt slamnivå i sedimenteringsbassenget. En større mengde slam i sedimenteringsbassenget vil være med på å komprimere slammet i bunnen av slamloppen. 3,7% tørrstoff i aluminiumsfelt slam betegnes nemlig som relativt høyt for denne slamtypen. Forsøk i 1-liters målesylindere bekreftet at det ikke kunne påvises noen vannfase i dette slammet når det ble sedimentert i 30 minutter.

Ved overgang til sigrainsyre viser slammet vesentlig lavere tørrstoffkonsentrasjon ved samme slampumpefrekvens. Målingene i 1-liters målesylindere bekreftet også at mer vann kom med i slammet.

Tabellen viser at først når pumpefrekvensen ble satt ned til 2 ganger pr. døgn tilsvarende $1,9 \text{ m}^3$ slam/d, økte tørrstoffkonsentrasjonene. Parallelt med disse observasjonene bekreftet driftsoperatøren hele tiden inntrykket av at slamproduksjonen ble lavere i denne perioden. Antall timer som sentrifugen måtte kjøres gikk også ned.

Imidlertid kan også forhold på oppsamlingsnettets innvirke kraftig på slamproduksjonen. Det er helt klart at varierende fremmedvannsinntak f.eks. i form av regn også virker inn på slamproduksjon. Det er derfor nødvendig å se slamproduksjonen i renseanlegget i en større sammengeng.

4.4.3 Slamregnskap for Buhrestua renseanlegg

Alle slamtransporter til og fra Buhrestua renseanlegg registreres av kommunens driftsavdeling. Volumregistreringene er relativt nøyaktige, men det foreligger få analyser av tørrstoffkonsentrasjonene. For å sette opp et slammengde-regnskap, har det vært nødvendig å gjøre noen forutsetninger med hensyn til tørrstoffkonsentrasjonene i slam som kjøres til renseanlegget fra Bjørnmyrdalen renseanlegg og hovedvannverket.

I første omgang forsøkte vi å se på slamproduksjonen på ukebasis. Det viser seg at dette ikke er mulig, fordi den interne lagerkapasitet er for stor, og det var ikke mulig å ha disse under kontroll med det utstyr vi rådte over. Dessuten er det nødvendig å sammenligne slamproduksjonen før og etter perioden med silgrainsyre dosering. Dette gjør det nødvendig å trekke inn et slamregnskap basert på månedsbasis fra januar 1980 til og med april 1981.

Tabell 11 viser slamregnskapet ved Buhrestua renseanlegg. Slam transporteres til renseanlegget fra Bjørnmyrdalen renseanlegg, et simultanfellingsanlegg som benytter aluminiumsulfat av typen AVR som fellingsmiddel. Det er forutsatt en gjennomsnittlig tørrstoffkonsentrasjon på dette slammet på 28 kg/m^3 slam. Dette tallet er hentet fra NIVA's undersøkelser på Bjørnmyrdalen renseanlegg rapportert av Haugan (3). Slammet transporteres i en kommunal bil som tar maksimalt 6 m^3 . Videre transporteres det slam fra hovedvannverket Bråte/Blekstøi. Det er innhentet nøyaktige opplysninger om antall lass pr. måned, og volumet er beregnet på basis av 6 m^3 /lass. Dette er flotert slam fra aluminium fellingsprosessen og opplyses å være tynnere enn de 30 kg/m^3 tørrstoff som leverandøren av renseanlegget opererer med. 15 kg/m^3 tørrstoff forutsettes som et gjennomsnittstall for de oppgitte slammengdene. Buhrestua renseanlegg mottok også noe slam fra Hellevik renseanlegg.

Tabell 11. Slamtransport oversikt over Buhrestua renseanlegg på månedsbasis.

Måned	Månedlig nedbør mm/mnd	Vannføring inn til Buhrestua m ³ /mnd	Fremmed slam tilkjørt Buhrestua renseanlegg						Bortkjørt		Slamproduksjon internt Buhrestua		
			Fra Bjørnmyrdalen		Fra Vannverket		Fra Hellevik		Fra Buhrestua	Fra sed. basseng	gram S.S./liter		
			Vol ³ m ³	Tonn T.S.	Vol ³ m ³	Tonn T.S.	Vol ³ m ³	Tonn T.S.	Vol ³ m ³	Tonn T.S.	Vol ³ m ³	Tonn T.S.	Vol ³ m ³
1980	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	
Januar	19,3	42032	51,7	1,4	66	1,0			76,0	15,2	270,0	12,8	305
Februar	18,2	24966	28,0	0,8	78	1,7	13,5	0,4	60	12,0	243,0	9,1	364
Mars	27,1	17373	6,0	0,2	108	1,6			60	12,0	270,0	10,2	587
April	5,5	58605	43,0	1,2	102	1,5			48,7	9,7	261,0	7,0	119
Mai	65,2	27823	80,0	2,2	102	1,5			43,3	8,7	270,0	5,0	180
Juni	108,7	43692	24,0	0,7	114	1,7			44,9	9,0	261,0	6,6	151
Juli	75,3	33608	31,0	0,9	132	2,0			48,4	9,7	270,0	6,8	202
August	65,3	23884	81,0	2,3	132	2,0			60,3	12,1	270,0	7,8	327
September	68,3	25206	143,0	4,0	108	1,6	21,0	0,6	36,6	7,3	261,0	1,7	70
Oktober	117,7	44280	96,0	2,7	96	1,4			47,0	9,4	229,0	5,3	120
November	31,5	21092	77,0	2,2	108	1,6			25,0	5,0	127,0	1,2	57
Desember	49,8	34129	53,0	1,5	78	1,2			41,0	8,2	59,0	5,5	161
1981	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	
Januar	9	24986	36	1,0	35	0,5			32,0	6,4	-	4,9	196
Februar		17373	61	1,7	72	1,1			26,0	5,2	-	2,4	138
Mars		58605	19	0,5	90	1,4			97,0	19,4	-	17,5	299
April		27823	48	1,3	90	1,4	6,0	0,2	57,0	11,4	-	8,7	313
Gjennomsnitt tørrstoffkonsentrasjon Anvendt ved beregninger av Tonn T.S.				28 kg/m ³		15 kg/m ³		30 kg/m ³		200 kg/m ³			

S.S. = suspendert stoff
T.S. = tørrstoff

Slamtransporten fra Buhrestua renseanlegg utgjør avvannet slam fra sentrifuge anlegget type Alfa Laval. Slammet kjøres bort i kontainer, og hvert lass blir vurdert volummessig av driftsoperatøren og registrert. Med jevne mellomrom tas prøver av slamkakens tørrstoffinnhold. 200 kg/m^3 tørrstoff benyttes som en gjennomsnittlig konsentrasjon for slammet som kjøres fra renseanlegget og til Teien søppelfyllplass.

Basert på disse opplysningene er slamproduksjonen internt i Buhrestua renseanlegg beregnet i kolonne nr. 12. i tabell 11. Volum slam utpumpet fra sedimenteringsbassenget fremgår i kolonne 11. Denne slammengde opplysningen er av mindre verdi fordi den mest er et uttrykk for pumpeautomatikkens innstilling.

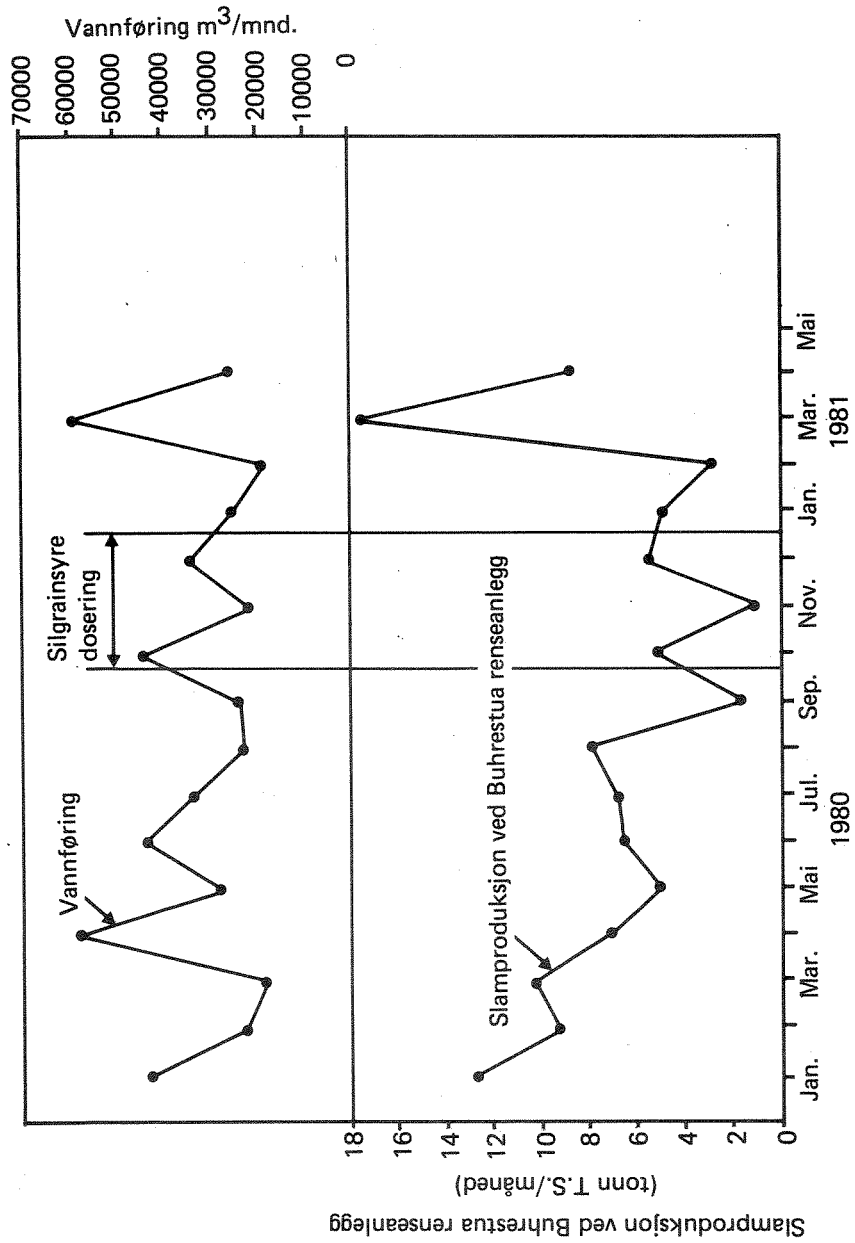
Det fremgår av tabell 11 at tørrstoff produksjonen internt i Buhrestua renseanlegg varierer mye fra måned til måned. Det synes å være en sammenheng mellom tilført vannmengde pr. måned og produsert tørrstoffmengde slik det fremgår i figur 8. Andre spesielle forhold kan også være med på å innvirke på slamproduksjonen.

Det er vanskelig å trekke noen entydige konklusjoner om hvor mye slam silgrainsyreperioden har produsert sammenlignet med tidligere og senere perioder. Figur 8 viser at man ikke får noen ekstreme utslag i slammengden i den ene eller andre retningen.

4.5 Metallkonsentrasjoner - Tilførsel og fjerning

4.5.1 Generelt

Metallkonsentrasjonene i renseprosessen er viktige ut fra flere synsvinkler. For best mulig utfelling og fjokkulering ønskes en optimal konsentrasjon av jern og aluminium-ion konsentrasjon sammen med et gunstig pH område. Den nødvendige konsentrasjonen av tilsatt silgrainsyre for å oppnå disse betingelsene er utprøvd gjennom denne undersøkelsen, og mengdene av ufortynnet silgrainsyre dosert pr. m^3 renet avløpsvann er tidligere vist i tabell 1. Silgrainsyren inneholder også tungmetaller i forskjellige konsentrasjoner som tilsettes renseprosessen parallelt. For å få oversikt over hvor viktige disse bidragene er og hvor det blir av metallene ble det tatt en rekke analyser.



Figur 8. Slammengder i tonn tørrstoff produsert i Buhrestua rensanlegg og vannføring tilført rensanlegget.

Innholdet av tungmetaller i råkloakken vil variere kraftig avhengig av hva slags forurensningsprodusenter som er knyttet til oppsamlingsnettene. Husholdningskloakk vil ha relativt bedskjedne innhold av metaller, mens forskjellig industri, ervervsvirksomhet og f.eks. sigevann fra søppelfyllplasser tilkoblet oppsamlingsnettene kan bidre kraftig med tungmetaller.

En del av tungmetallene fjernes ved at de felles ut slik at metallinnholdet i utløpsvannet forblir lavt. Vi kan således operere med rensegrader for disse metalltypene. Ut fra giftighet-studier for fisk og planter i vandig miljø kan det også settes krav om grenser.

Imidlertid overføres tungmetallene fra det rensede vannet over til slammet. For slam som skal benyttes i jordbruk og parkvirksomhet, stiller man krav til at tungmetallinnholdet ikke overstiger visse grenser. SFT utarbeider for tiden retningslinjer for tungmetall-innholdet i slam. Det er derfor viktig å studere hvor tungmetall-innholdet i silgrainsyren ender opp og hvordan dette bidraget er i forhold til bidraget fra mer urbane- og industrielle bidrag.

I disse undersøkelsene har vi konsentrert oss mest om de metallene som synes mest kritiske ut fra silgrainsyrens innhold.

4.5.2 Metallinnhold i silgrainsyren

Silgrainsyren ankom til Buhrestua renseanlegg i 72 separate 200 liters fat. Oppdelingen i fat gjorde det upraktisk å ta blandprøver av produktet ved Buhrestua renseanlegg, men Elkem hadde utført en større prøvetakingsserie under produksjonsfasen.

Det er jern- og aluminiumsinnholdet i silgrainsyren som gjør produktet særlig interessant som fellingsmiddel. Innholdet av fri HCl er i størrelsesorden ca. 40 gram/l, og ca. 80% av jerninnholdet foreligger i treverdige form etter oksyderingen.

Vedlegg 3 viser analyseresultatene av 8 prøver av produktet tatt ut i løpet av 25 dager som er representative for den silgrainsyren som ble sendt til Nesodden.

Gjennomsnittsverdiene er vist i kolonnen til høyre. Konsentrasjonene for jern og aluminium og de fleste tungmetaller varierer en del. Det synes ikke å være noe systematisk variasjonsmønster. Sammenlignet med jern- og aluminiumskonsentrasjonen i en tidligere silgrainsyreprøve som ble benyttet ved jar-testundersøkelser ved Kjeller forsøksstasjon sommeren 1980. Jernkonsentrasjonen ligger ca. 8% høyere og aluminiumskonsentrasjonen 11% lavere i den silgrainsyren som ble benyttet ved Buhrestua renseanlegg.

4.5.3 Metallkonsentrasjoner i innkommende råkloakk og utgående rensset vann

Buhrestua renseanlegg mottar råkloakk hovedsaklig fra husholdninger. Værforholdene i løpet av undersøkelsen har imidlertid variert kraftig, og variasjoner i råkloakkens metallinnhold kan variere av den grunn. For å få oversikt, fremstilles alle metallanalysene samlet i tabell 12. Resultatene viser en del svingninger fra døgnsprøve til døgnsprøve, og det er naturlig å se periodene under ett for å få gjennomsnittstall. Disse tallene er fremstilt i tabell 13. Det som her særlig skal bemerkes er at kobberkonsentrasjonen i utløpsvannet er vesentlig lavere enn i innløpsvannet. Vi har en rensegrad for kobber i området 40-60%. Noe lignende synes å gjelde for sink. For nikkel er tendensen det motsatte. Konsentrasjonen i utløpsvannet synes å øke noe når silgrainsyre doseres. For krom, kadmium og kobolt har konsentrasjonene både på råkloakkprøvene og på rensset vann gitt analyseverdier som er lavere enn deteksjonsgrensen.

Tabell 12. Metallkonsentrasjoner i råkloakk og rensset utløpsvann ved Buhrestua renseanlegg ved bruk av silgrainsyre.

Døgn nr.	Jern µg Fe/l		Aluminium µg Al/l		Kobber µg Co/l		Krom µg Cr/l		Nikkel µg Ni/l		Sink µg Zn/l		Kadmium µg Cd/l		Kobolt µg Co/l	
	INN	UT	INN	UT	INN	UT	INN	UT	INN	UT	INN	UT	INN	UT	INN	UT
1	760	79	1400	2100	55	30	<30	<30	<30	<30	-	-	<10	<10	-	-
2	710	72	410	500	41	22	"	"	"	"	-	-	"	"	-	-
3	620	63	290	1500	34	23	"	"	"	30	-	-	"	"	-	-
4	1030	190	7000	2500	57	37	"	"	"	31	-	-	"	"	-	-
Gjennomsnitt	785	101	2275	1650	47	28	<30	<30	<30	<30	-	-	<10	<10	-	-
8	1070	2940	800	1000	37	24	<30	<30	<30	33	-	-	<10	<10	-	-
9	1400	3330	400	1700	25	26	"	"	"	<30	-	-	"	"	-	-
11	630	1600	260	400	21	20	"	"	"	33	-	-	"	"	-	-
12	850	1620	1900	1200	28	31	"	"	"	34	-	-	"	"	-	-
13	2100	1530	2600	260	34	12	"	"	"	37	-	-	"	"	-	-
14	1840	1040	1300	120	33	14	"	"	"	<30	-	-	"	"	-	-
15	1350	1560	560	250	25	15	"	"	"	"	-	-	"	"	-	-
16	960	1600	1700	1400	44	18	"	"	"	289	-	-	"	"	-	-
17	710	1700	1700	1500	30	16	"	"	"	39	-	-	"	"	-	-
18	820	1730	1600	1500	37	11	"	"	"	68	-	-	"	"	-	-
22	620	1770	-	-	48	18	"	"	"	<30	-	-	<10	<10	-	-
23	360	1360	-	-	22	<10	"	"	"	38	-	-	"	"	-	-
24	1230	2100	-	-	22	30	"	"	"	46	-	-	"	"	-	-
Gjennomsnitt	1072	1636	1302	933	34	19	<30	<30	<30	≈ 56	-	-	<10	<10	-	-
51	3080	1330	2300	1500	41	<10	<30	<30	200	239	33	65	<10	<10	-	-
52	1010	2660	1300	1600	48	56	"	"	524	336	41	26	"	"	-	-
53	-	4500	-	3000	-	41	"	"	-	191	-	45	"	"	-	-
59	468	2210	800	1700	39	<10	<30	"	39	483	34	49	<10	<10	-	-
60	540	1980	1000	1100	40	36	"	"	66	338	32	18	"	"	-	-
80	770	2210	1113	231	60	<0,5	-	-	<5	<5	100	20	0,46	<0,05	<5,00	<5,00
81	10200	3750	494	500	10	<0,5	-	-	"	"	50	20	<0,06	<0,05	"	"
82-84	16100	01600	606	444	80	<0,5	-	-	"	"	120	80	0,11	1,11	"	"
Gjennomsnitt	4596	3475	1097	1259	45	19	<30	<30	120	200	59	40	<10	<10	<5	<5

Alle metallanalysene er tatt på ufiltrerte prøver.

Tabell 13. Metallkonsentrasjoner i råkloakk og rensed utløpsvann og prosentvis endring i gjennomsnitt for hver periode ved Buhrestua rensesanlegg.

Parameter	Aluminiumsulfat periode. Døgn nr. 1-4	Silgrainperiode uten pH styring Døgn nr. 8-24	Silgrainperiode med pH styring Døgn nr. 51-83
Jern inn mg Fe/l	785	1072	4595
" ut mg Fe/l	(200) 101	1836	3475
% endring	- 87	+ 71	- 24
Aluminium inn mg Al/l	2275	1302	1028
" ut mg Al/l	(100) 1650	933	1259
% endring	- 27	- 28	- 58
Kobber inn mg Cu/l	47	34	45
" ut mg Cu/l	(50) 28	19	≈ 19
% endring	- 40	- 44	- 58
Krom inn mg Cr/l	<30	<30	<30
" ut mg Cr/l	(50) <30	<30	<30
% endring	-	-	-
Nikkel inn mg Ni/l	(50) <30	<30	120
" ut mg Ni/l	≈ <30	≈ 56	200
% endring	svak økning	økning	+ 67
Sink inn mg Zn/l	-	-	59
" ut mg Zn/l	(300) -	-	40
% endring	-	-	- 32
Kadmium inn mg Cd/l	(5) <10	<10	<10
" ut mg Cd/l	<10	<10	<10
% endring	-	-	-
Kobolt inn mg Co/l	-	-	<5
" ut mg Co/l	-	-	<5
% endring	-	-	-

4.5.4 Slamanalyser

Slamanalysene er presentert i tabell 14. Det var særlig tungmetallanalysene som var av stor interesse. Tabellen viser at konsentrasjonene i slammet målt som mg/l varierer noe som er naturlig ut fra varierende tørrstoff konsentrasjon i slammet. Dette er tidligere forklart ut fra den lavere slamproduksjonen med silgrainsyre og konstant mengde utpumpet slam. Dette fører til tynt slam fordi utpumpingen av slam var i perioden større enn slamproduksjonen. Svingningene i metallenes konsentrasjoner må naturlig nok sees i forhold til slammets tørrstoff-konsentrasjon. I gjennomsnitt var tørrstoff konsentrasjonen i silgrainslammet 3.05% og det organiske innholdet utgjorde 63.2% som er noe høyt sammenlignet med bruk av andre fellingskemikalier.

Metallinnholdet er angitt som mg metall pr. kg tørrstoff. Tabell 14 viser også hvilke metallmengder som er overført til slammet i gjennomsnitt for hele perioden med silgrainsyre. - I vedlegg nr. 4 er vist en tabell med oversikt over typiske metallinnhold i slamtyper fra andre rensesanlegg.

5. VURDERING AV RESULTATENE

5.1 Silgrainsyrens muligheter som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann

Gjennomsnittlige renseresultater med hensyn til total fosfor, organisk stoff, KOF og suspendert stoff er vist nedenfor for de tre periodene i tabell 15.

Tabell 15. Gjennomsnittlige renseresultater med hensyn til TOT-P, KOF og suspendert stoff.

Parameter	Periode nr. 1 aluminiumsulfat	Periode nr. 2 silgrainsyre uten pH styring	Periode nr. 3 silgrainsyre med pH styring
Doseringsmengde i	164 g/m ³	142 ml/m ³	136 ml/m ³
total fosfor inn mg P/l	6.1	2.75	2.59
Total fosfor ut mg P/l	0.89	0.16	0.07
% reduksjon	86	93	97
Orto P inn mg P/l	3.35	1.22	1.81
Orto P ut mg P/l	0.16	<0.1	<0.1
KOF inn mg O/l	295	137	172
KOF ut mg O/l	61	43	39
% reduksjon	79	69	77
Susp. stoff inn mg/l	178	105.6	130.1
Susp. stoff ut mg/l	19	15.6	9.6
% reduksjon	89	85	93
Alkalitet inn mekv./l	2.20	1.68	1.62
Alkalitet ut mekv./l	1.81	0.40	0.28
% reduksjon	33	76	83

På tross av relativt høy regnvannsbelastning i periodene med bruk av silgrainsyre var det mulig å oppnå høye rensegrader både for fosfor, KOF og suspendert stoff. Utslippskonsentrasjonene må betegnes som lave og renseseffekten er meget bra ved bruk av silgrainsyre ved Buhrestua renseanlegg.

Doseringsmengden som er oppgitt for aluminiumsulfat er ikke kontrollert og gjelder en kort periode. Derimot er opplysningene om doserte silgrainsyremengder meget sikre og viser et gjennomsnittlig forbruk på 140 ml silgrainsyre pr. m³ avløpsvann. Dette tilsvarer 6,2 gram Al/m³ og 11,8 gram Fe/m³ tilsatt i form av fellende ioner. Det er ikke undersøkt i hvilken grad både jern- og aluminiumsionene fullt ut deltar i fellingsprosessen. Imidlertid er doseringsmengden vesentlig lavere enn hva som har vist seg nødvendig ved blant annet Sandvika undersøkelsen (4) hvor jernklorid ble undersøkt. Alkaliteten i prosessvannet spiller en viktig rolle i denne sammenheng. Med høyere alkalitet (mer konsentrert kloakk) kreves høyere dosering pr. m³. Ved lave alkaliteter, særlig etter biologisk rensing, kan vi klare oss med lavere dosering. Alkaliteten i periode nr. 2 og 3 er ca. 1.65 mekv./l som er relativt lavt.

5.2 Slamproduksjonen ved Buhrestua renseanlegg

Det viste seg å være vanskelig å få tallfestet slamproduksjonen ved Buhrestua renseanlegg. Hovedårsaken til dette er den relativt store fremmedslamtransporten fra andre renseanlegg til Buhrestua renseanlegg. Dessuten synes slamproduksjonen å variere kraftig avhengig av vannføring og spesifikk dosering ved renseanlegget. Vi vil derfor være noe tilbakeholdne med å angi nøyaktige tall for dette.

Imidlertid viser undersøkelsen at slamproduksjonen var mindre i perioden når silgrainsyre ble benyttet enn da aluminiumsulfat ble anvendt. Flere beregninger tyder på at en spesifikk tørrstoffproduksjon på 130-140 gram suspendert stoff/m³ renses avløpsvann når en doserer 140 ml silgrainsyre/m³ i gjennomsnitt. Driftsoperatøren kunne bekrefte dette inntrykket gjennom antall medgatte timer til sentrifuge kjøring. Imidlertid kan varierende forurensningstilførsel som følge av utkoblet pumpestasjon på oppsamlingsnettet virke inn på dette forholdet.

Slamvolum produksjonen er helt avhengig av slampumpens gangtid som styres automatisk. Ved overgang til silgrainsyre ble pumpetiden senket for å hindre for tynt slam.

5.3 Eventuelle tungmetallbidrag fra silgrainsyren

Det ble gjort forsøk på å lage en materialbalanse for metallene involvert i renseprosessen. Følgende ledd ble analysert:

1. Inntak via innløpsvannet
2. Inntak fra fellingsmiddel
3. Utslipp via vann i utløp
4. Differanse overført til slam

To forhold står i fokus, nemlig hvilke metallmengder som sendes ut i resipienten som rensed vann, og hvilke metallmengder som overføres til slammet. Metaller i vandig miljø i resipienten kan innvirke på planter, dyr og fisk hvis konsentrasjonene blir store slik at toksiske forhold oppstår. Foreløpig er disse forhold viet liten oppmerksomhet og myndighetene har ikke stilt generelle krav til rensegrad for metaller i utslippsvann fra kommunale renseanlegg. Derimot stilles det en del krav i forbindelse med industriutslipp.

Ulempen ved å stille krav om høy renseseffekt for metaller i vannfasen i kommunale renseanlegg er at de utfelte metallene overføres til slammet. Ved bruk av slam til jordbruksformål kan noen av disse metallene få uheldige virkninger på vekster i jordbruk og hagebruk. Myndighetene utarbeider nå retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam (5) hvor det inngår krav til maksimumsinnhold av bestemte tungmetaller. På den annen side kan noen av stoffene som overføres til slammet ha positive virkninger i jordbruket.

Når kjemisk felling anvendes i et renseanlegg, vil enkelte tungmetaller renses fra vannfasen og overføres til slammet uansett hvilke krav som stilles. Andre derimot vil gå tvers gjennom prosessen. Alle disse forhold må sees i sammenheng. For å ivareta begge sider, vil krav til reduksjon av tungmetaller i kildene bli nødvendige.

En sammenligning mellom innholdet av tungmetaller i komersiell jernklorid og silgrainsyre tyder på høyere innhold av krom, kobber og nikkel (fra ca. 2 til 18 ganger) i silgrainsyren, mens bly og sink er lavere i silgrainsyren (50-20% lavere) Kadmium- og kvikksølvinnholdet er omtrent det samme. Det er opplyst at omlegninger i skrapjern inntaket ved Bremanger smelteverk kan innvirke på dette forholdet.

Når det gjelder bidraget av tungmetaller som kommer inn i prosessen, viser tabell 16 en prosentvis fordeling av hvor mye av de enkelte tungmetallene som kommer inn via innløpsvannet og hvor mye som kommer inn fra silgrainsyre-doseringen. Hele perioder med silgrainsyredosering er her sett under ett.

Tabell 16. Fordeling av tungmetaller inn i renseprosessen ved Buhrestua renseanlegg.

Metall parameter	Fra råkloakk		Fra silgrainsyre		Tonn totalt	
	konsentrasjon mg/m ³	%	konsentrasjon mg/m ³	%	konsentrasjon mg/m ³	%
Kobber Cu	39.5	68	18.9	32	58.4	100
Krom Cr	<30	-	18.0	-	-	-
Nikkel Ni	120	92	10.1	8	130.1	100
Sink Zn	59	91	6.1	9	65.1	100
Kadmium Cd	<10	-	0.11	-	-	-
Kobolt Co	<5	-	3.54	-	-	-

Råkloakken ved Buhrestua renseanlegg kom fra et typisk villastrøk med relativt lite industri og som en ser har konsentrasjonene ligget under deteksjonsgrensene i mange tilfeller. Allikevel er bidraget fra innløpsvannet større enn bidraget fra silgrainsyredoseringen.

Et viktig forhold her er hvilke tungmetallbidrag som vanligvis kommer inn til renseanlegg. En sammenligning av konsentrasjonene i råkloakken ved Buhrestua renseanlegg, NIVA's forsøksstasjon på Kjeller og noen typiske analyser av Oslo-kloakk er vist i tabell 17.

Tabell 17. Noen forskjellige tungmetallkonsentrasjoner i forskjellige råkloakk prøver.

Metall parameter	Konsentrasjoner mg/m ³							Gjennomsnitt av Skarpsno renseanlegg 1971-1973 ref. Bekkelaget reneanlegg 1971- 1973, Festningen 1971-1973	
	Buhrestua renseanlegg Høsten 1980			Kjeller forsøksstasjon					
	Periode (1)	Periode (2)	Periode (3)	Jær-test Juli 1980	Pra 2.1 (6)				
					Serie 1	Serie 2			Serie 3
Jern Fe	785	1072	4595	16200					
Aluminium Al	2275	1302	1088	-					
Kobber Cu	47	34	45	630	225	127.5	237.5	170	
Krom Cr	<30	<30	<30	12	5	11	12	135	
Nikkel Ni	<30	<30	120	9.25	ca. 25	33	<65	100	
Sink Zn	-	-	59	-	172	660	297.5	310	
Kadmium Cd	<10	<10	<10	-	3.7	0.95	<17.5	<20	
Kobolt Co	-	-	<5	-	ca. 10	2.75	10.75		
Bly Pb	-	-		-	29	13.25	-	38	

Det fremgår at tungmetallbidraget i mer urbane avløpsvann kan være betydelig høyere enn det som finnes i ren husholdningskloakk.

Det andre forholdet av betydning er i hvilken grad tungmetallene felles ut og ender opp i slammet eller i hvilken grad de går upåvirket gjennom anlegget og belaster resipienten.

Som tidligere nevnt har tungmetallbelastningen inn i Buhrestua reneanlegg vært for lav til at vi har oppnådd uttrykk for renegrader (lavere enn deteksjonsgrensen). Flere forhold tyder imidlertid på at kobber- og kromkonsentrasjonen reduseres fra vannfasen med silgrainsyre. Nikkel derimot synes i større grad upåvirket.

Størst interesse har kanskje innholdet av tungmetaller i slammet. Analysene av slammet fra Buhrestua renseanlegg er vist i tabell 14. Det fremgår at konsentrasjonene ligger godt under kravene som er foreslått i SFT's retningslinjer ved unntagelse fra krom og kobolt. Disse metallenes konsentrasjoner ligger bare 10-20% under SFT kravet.

På bakgrunn av analyser og beregninger synes det klart at krominnholdet i silgrainsyren er med på å heve konsentrasjonen i slammet. Hvilket bidrag av krom ved Buhrestua renseanlegg som kommer inn via kloakkvannet er ikke kjent, fordi det er under deteksjonsgrensen. Derimot er det klart at krombidraget inn via kloakkvannet kan være betydelig høyere, for urbant avløpsvann.

5.4 Driftsforholdene ved Buhrestua renseanlegg ved bruk av silgrainsyre

På tross av at silgrainsyren inneholder en del partikulært materiale i form av silisiummetall, oppstod ingen doseringsproblemer. Det er ikke uvanlig ved lignende forsøk at det oppstår fortettelser i slanger og pumper. Alle ledd i doseringsopplegget fungerte bra. Det ble imidlertid registrert en del sedimentert materiale i transport-tønnene og i mellomlager-tanken. Ved et eventuelt senere salg av silgrainsyre som fellingskjemikalie, vil disse partiklene bli fjernet.

Luktmessig ble det ikke rapportert om spesielle ulemper. Overgang fra aluminiumsulfat til silgrainsyre syntes ikke å endre forholdene.

Avvanningen ved Buhrestua foregår ved hjelp av sentrifuge og polymerdosering. Det ble ikke lagt vekt på å endre forholdene eller optimalisere dette leddet. Silgrainsyre slammet avvannet omtrent like bra og lett som da aluminiumssulfat ble benyttet. Det er mulig at tørrstoffet i slamkaken ble noe lavere. En undersøkelse med bruk av andre polymer vil trolig optimalisere dette forholdet.

6. KONKLUSJONER

Følgende konklusjoner kan trekkes på basis av utprøving av silgrainsyre som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg i Nesodden kommune. Undersøkelsen har strukket seg over 3 måneder med varierende værtyper.

1. Silgrainsyre fra Bremenger smelteverk virker som et jern- og aluminiums- holdig fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann.
2. Det ble oppnådd høye renses effekter i Buhrestua renseanlegg, over 90% for fjerning av totalt fosfor, over 70% med hensyn til KOF og ca. 90% for suspendert stoff på tross av perioder med lave konsentrasjoner på grunn av regnvørsfortynning.
3. Resultatene viser stabile og lave utslippskonsentrasjoner ved bruk av silgrainsyre. Doseringsutstyr og styring har fungert meget bra.
4. Kjemikaliedoseringen ble styrt etter pH-verdi på 6.2 i prosessvannet som ble ansett å være hensiktsmessig ved denne undersøkelsen.
5. Den spesifikke kjemikaliedoseringen for silgrainsyre har variert en del, avhengig av innløpsvannets konsentrasjon. I gjennomsnitt har kjemikalieforbruket av silgrainsyre vært 140 ml/m^3 avløpsvann i de 86 dagene undersøkelsen varte. Dette tilsvarer dosering av 6.2 gram Al/m^3 og 11.8 gram Fe/m^3 . Råkloakkens gjennomsnittlige alkalitet var 1.65 mekv./l som betegnes som relativt lavt. Doseringen vil for et mer konsentrert avløpsvann bli noe høyere hvis samme renses effekt ønskes oppnådd.
6. Det viste seg å være vanskelig slik forholdene var på Buhrestua renseanlegg, for å få gode talluttrykk for slamproduksjonen. Målingene tyder imidlertid på at slamproduksjonen ble lavere enn ved bruk av aluminiumssulfat. Lavere slamproduksjon ble klart registrert av driftsoperatørene på sentrifugen. En kan imidlertid ikke se bort fra at andre forhold har innvirket på lavere slamproduksjon.

7. Analyser av tungmetaller i innløpsvann og utløpsvann tyder på at kobber- og kromkonsentrasjonene i utslippsvannet reduseres på tross av eventuelle bidrag fra silgrainsyren. Nikkelkonsentrasjonen synes å øke noe.
8. Materialtransport-beregninger tyder på at tungmetallbidraget fra silgrainsyren bare utgjør 32% for Cu, 8% for nikkel og 9% for sink i forhold til bidraget fra innløpsvannet til Buhrestua renseanlegg. Krominnholdet i innløpsvannet var under deteksjonsgrensen slik at en sammenligning for krom ikke er mulig. Studier av typiske tungmetallinnhold i urbane avløpsvann viser vesentlig høyere tungmetallkonsentrasjoner enn i husholdningskloakken i Buhrestua rensedistrikt. Eventuelle bidrag fra silgrainsyren vil for slike vanntyper utgjøre en lavere andel enn i husholdningskloakk.
9. Analyser av tungmetaller i slam produsert med silgrainsyre ved Buhrestua renseanlegg tyder på en viss økning ved bruk av silgrainsyre. Imidlertid ligger innholdet langt under de krav som er satt av i SFT's forslag av 2. juni 1980. En unntagelse er krominnholdet og koboltinnholdet som ligger kun 10-20% under SFT's forslag til krav.
10. Silgrainsyreproduktet har ikke gitt noen form for driftsproblemer under undersøkelsen ved Buhrestua renseanlegg. Doseringsopplegg og automatikk har fungert bra. Det ble ikke registrert noen form for krystallisering i silgrainsyreløsningen selv om denne ble lagret utendørs i kulde.
11. Slamavvanningen har foregått på samme betingelser som aluminiumsulfat-slammet uten forsøk på optimaliseringer. En noe mindre tørr slamkake fra sentrifugen kan tyde på at skifte av polymerdosering og optimalisering kan være gunstig.
12. Det ble ikke registrert noen form for luktproblemer utenom det som er vanlig med aluminiumsulfatdosering.

7. REFERANSER

1. Vråle, L: Tilføringsgrad for renseanlegg. Fremgangsmåte og bruk. NIVA-rapport 0-78116, september 1978.
2. Vråle, L: Tilføringsgrad - kontroll og stabilisering av vannmålerstasjon ved Monserud kloakkrenseanlegg. DEL 1, Forurensningstilførsler og beregning av tilføringsgrad for Monserud renseanlegg. DEL 2. NIVA-rapport 0-78107, 13. oktober 1980.
3. Haugan, B. E.: Aerob slamstabilisering, Driftserfaringer slamstabilitet. NTNf's Utvalg for drift av renseanlegg HPD-07/76, februar 1981.
4. Vråle, L.: Primærfelling med ulike fellingskjemikalier ved Sandvika renseanlegg. VA-rapport 9/79, NIVA 0-79001, 8. februar 1980.
5. Pettersen, J. E.: Retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. Foreløpig utkast SFT.
6. Fredriksen, O. F.: Fjerning av tungmetaller ved kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. PRA 2.1. 0-40/71 C, november 1974.

8. VEDLEGG

- Vedlegg nr. 1. Undersøkelse ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller.
- Vedlegg nr. 2. Nedbørsmålinger ved Bråte Blekslitjern på Nesodden, 1980.
- Vedlegg nr. 3. Metallanalyser av silgrainsyre fra Bremanger benyttet som fellingsmiddel ved Buhrestua renseanlegg på Nesodden.
- Vedlegg nr. 4. Typiske metallinnhold i norske og utenlandske renseanlegg.

VRA/ANN

9.12.81

O-80045

BRUK AV SILGRAIN SYRE FRA BREMANGER SMELTEVERK
SOM FELLINGSMIDDEL FOR AVLØPSVANN
JARTEST UNDERSØKELSER

Oslo, 14. juli 1980

Saksbehandlere: Siv.ing. Lasse Vråle

Ing. Arne Lundar

INNHALDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	3
2. BESKRIVELSE AV BIPRODUKTET "SILGRAINSYRE"	3
3. UNDERSØKELSE SOPPLEGG	5
4. RESULTATER	8
5. VURDERING AV RESULTATENE	11
6. KONKLUSJONER	21

1. INNLEDNING

Produksjonen ved Bremanger Smelteverk på Vestlandet gir et jernholdig biprodukt som leder til et forurensningsproblem i området når det slippes ut som avløpsvann. Statens forurensningstilsyn har pålagt bedriften å endre sin praksis for å redusere naturskadene. Et alternativ er å nøytralisere utslippet med kalk. Utslippets lave pH-verdi krever store kalk-doseringer som gir store slammengder. Slammet må avvannes i egne presser og vil fortsatt utgjøre store masser som må legges i deponi.

Et annet alternativ er å undersøke mulighetene for å anvende det jernholdige biproduktet som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann. Ønsket om redusert eutrofiering i resipientene øker behovet for fosforreduksjon, og treverdige metallsalter og kalk kommer her til anvendelse.

Jernsalter har vært brukt helt siden 1880 for kjemisk felling. Bruk av jern, aluminium eller kalk varierer, men pris og tilgjengelighet er viktige faktorer for valget.

Hvis et biprodukt som skaper forurensningsproblemer i et område med fordel kan anvendes som fellingsmiddel for å redusere forurensningsbelastninger i andre områder, vil dette ha en stor samfunnsmessig verdi.

Hensikten med denne undersøkelsen var å gjennomføre en enkel forundersøkelse for å se om biproduktet ved Bremanger Smelteverk, heretter kalt "silgrainsyre" kan anvendes og sammenliknes med andre kommersielle fellingsmidler basert på jern.

2. BESKRIVELSE AV BIPRODUKTET "SILGRAINSYRE"

Ved Bremanger Smelteverk har man en hydrometallurgisk prosess for produksjon av silisiummetall med 90% ferrosilisium som råvare. Prosessen er basert på utlutning av forurensninger med varm jernklorid.

Ferrosilisium har følgende typiske sammensetninger:

90% Si

4% Fe

4% Al

~2% Ca Mg og spor av andre metaller foreligger i oksydform.

Ferrosilisium behandles med jern (III)-klorid oppløsning hvorved jern og aluminium som ligger i korn grensene mellom silisiumkrystallene som løses ut sammen med øvrige forurensninger. Jern (III)-klorid-oppløsning blir delvis redusert til jern (II)-klorid og den resirkulerende løsning blir derfor oksydert med klorgass. På grunn av de utløste metaller og forurensninger er det nødvendig med en kontinuerlig fornyelse av løsningen (bleed).

Bleeden tas ut i form av et avløpsvann, som i ufortynnet form vil ha følgende typiske sammensetning (alle ioner foreligger som klorider):

Jern	:	ca 80 g/l (halvparten som toverdige)
Aluminium	:	" 60 "
Kalsium	:	" 10 "
Saltsyre	:	" 35-40 g/l
noe faste silisiumpartikler		

Dette avfallsproduktet utgjør den jernholdige oppløsningen som undersøkes, "silgrainsyre". Mengden dreier seg i dag om 6.000-8.000 m³/år. Anlegget er imidlertid under utvidelse, og ved en gradvis opptrapping regner en mot midten av 80-årene å komme opp i 17.000-18.000 m³/år, svarende til en produksjon på 28.000 tonn silisium ("Silgrain").

Forsøkene vi her omtaler er utført med en prøve som hadde følgende analyse (oppgaver fra Bremanger Smelteverk):

Fe _{tot}	78	g/l
derav Fe ²⁺	17.2	g/l
Fe ³⁺	60.8	g/l
HCl (fri)	41	g/l
Al	49.2	g/l
Ca	6.3	g/l

I henhold til muntlige opplysninger fra Birkhaug vil sammensetningen variere noe og forholdet mellom 2- og 3-verdige jern være forskjellig fra dag til dag.

På spørsmål om innhold av tungmetaller for øvrig fikk en disse verdier:

Ni	180 mg/l
Cr +VI	120 mg/l
Cu	270 mg/l
Ti	490 mg/l
Mn	580 mg/l

Disse analysene er tatt i en silgrainsyre-oppløsning med ca 15% høyere jerninnhold, nemlig 90 g Fe_{tot}/l. Det er mulig at tungmetallinnholdet varierer i takt med jernkonsentrasjonen.

Et sentralt spørsmål er i hvilken grad tungmetallene i silgrainsyren som kan gi noen giftvirkning. Dette er ikke undersøkt, men analyser av restinnhold av tungmetaller etter felling er undersøkt.

3. FORSØKSOPPLEGG OG UTFØRELSE

Forutsetningen har vært at undersøkelsene i første rekke baseres på enkle laboratorieforsøk. Forsøkene ble utført ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller 27. mai 1970.

Vi benyttet råkloakk fra forsøksstasjonens innløp ved alle undersøkelser. For å oppnå mest mulig sammenliknbare resultater ble det tatt en felles råkloakkprøve dag kl. 09.45 a 30 liter som ble viderefordelt til de forskjellige forsøk.

Endringer i råkloakken som følge av lagringstiden anses å bli små siden alle forsøkene ble gjennomført i løpet av 7 timer.

Forsøkene kan deles i:

1. Titreringsundersøkelser
2. Jar-test

Begge undersøkelsene ble utført med 3 forskjellige typer 3-verdig jern:

1. Silgrainsyre oksydert med H_2O_2
2. Ferriklor 12
3. Analytisk jernklorid

Titreringsundersøkelsen ble utført før jar-testene. Disse ble utført ved at 1.0 liter råkloakk ble tilsatt en av de 3 fellingsmidlene fra byrette. På grunnlag av titreringsresultatet ble doseringsmengdene for jar-testen valgt.

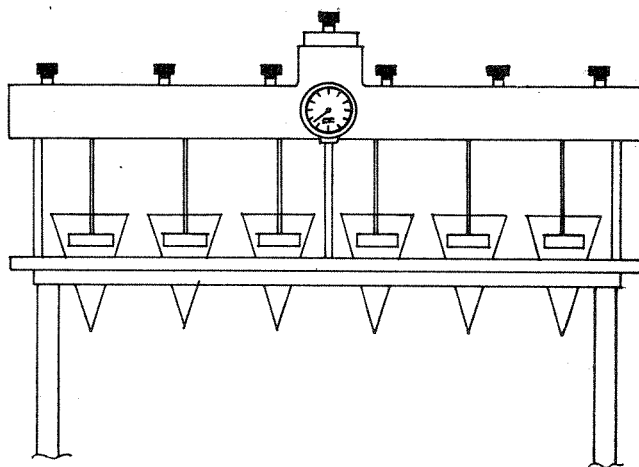
På bakgrunn av tidligere erfaringer valgte en å legge doseringsintervallet slik at teoretisk optimalt pH ville ligge midt i serien. Optimalt pH er ca 5.5 for jern og ca 5.8 for aluminium.

Ved senere arbeider kan det være aktuelt å søke og optimalisere doseringsmengdene gjennom å justere pH med syre eller lut slik at forbruk av fellingsmiddel og dermed slamproduksjonen ikke blir unødvendig stort. Disse aspekter er imidlertid ikke behandlet her.

Til jar-test ble det benyttet en Phipps of Bird laboratorieflokkulator med 6 omrørere. Omrørerne drives av en fellesmotor med trinnløs hastighetsregulering fra 0-100 RPM.

Begerglass med volum 1.5 liter ble fylt opp med 1 liter råkloakk.

Fig. 1 viser et jar-test-apparatur.



I en jar-test skjer hele fellingsprosessen i samme beger. Hver av de seks begrene fylles opp med 1 liter råkloakk utmålt i målesylinder. Røreverket startes og innstilles på 100 RPM. Kjemikaliedoseringene er utmålt på forhånd og helles samtidig i hvert sitt beger. Hurtigomrøringen pågår i 1.0 minutt og deretter slås omrørerhastigheten ned til 20 RPM for sakte omrøring. Etter 14 minutter sakteomrøring, altså 15 minutter totalt, stanses omrørene og sedimentering starter.

Etter 20 minutters sedimentering hvor fnokkene bunnfelles tas 350 ml prøve fra den "rene" vannfasen ved hjelp av hevert.

Oppsummering av prosessdata:

Hurtiginnblanding av kjemikalier	1 min. ved 100 RPM
Sakteomrøring	14 min. ved 200 RPM
Sedimentering	<u>20 min.</u> (0 RPM)
Total prosessetid	<u>35 min.</u>

Følgende analyser ble foretatt:

pH } målt direkte etter endt sedimentering (supernatant)
Turbiditet }

KOF (Kjemisk oksygenforbruk)	} Alle prøver	} Analyser ved NIVAs laboratorium på Blindern
TOT-P (Total fosfor)		
POH-P (Løst fosfor-ortofosfat)		
Fe _{tot} (Total jern)	} Utvalgte prøver	
Ni Nikkel		
Cr Total krom		
CU Kopper		

Norsk standard er lagt til grunn for analysene.

4. RESULTATER

4.1 De tre forskjellige jernholdige fellingsmidlene

Silgrainoppløsningen fra Bremanger Smelteverk, Ferriklor 12 og analytisk ren jernklorid ble alle undersøkt. Nedenfor har vi oppsummert noen typiske opplysninger om de tre oppløsningene.

Tabell 1.

	Konsentrasjoner i transportform			Fortynningsforhold før dosering	Konsentrasjoner ved dosering		
	Fe g/l	Al g/l	mol.felling		Fe g/l	Al	mol.felling
Silgrainsyre	78	49.2	3.2	1:50	1.56	0.98	0.064
Ferriklor 12	120	-	2.1	1:100	1.78		0.02
Analytisk ren jernklorid	207 g/kg	-	3.7	5.54 g/1000 ml	1.5		0.027

4.2 Titreringsundersøkelser

Fellingsmidlenes surhetsgrad er viktig fordi pH må senkes til optimalt område for at fellingen skal bli god. Vi var på forhånd spent på om silgrainsyren ville skille seg ut fra de to andre fellingskjemikaliene.

Resultatene fremgår av fig. 1.

Bemerk x-aksens index: mol/m³ "fellende" ioner. En har her beregnet summen av jern og aluminiumsinnholdet i silgrainsyren.

Silgrainsyrens konsentrasjon og innhold av jern og aluminium i ufortynnet form fra fabrikk er viktig fordi dette bestemmer doseringsmengden slik at rensekostnadene for fellingsmiddelet kan beregnes. Tabell 1 viser disse konsentrasjoner.

Fig. 2 viser at silgrainsyren "nøytraliserer" kloakkprøvene raskere enn Ferriklor 12 og analytisk ren jernklorid inntil pH 4.8. Videre dosering

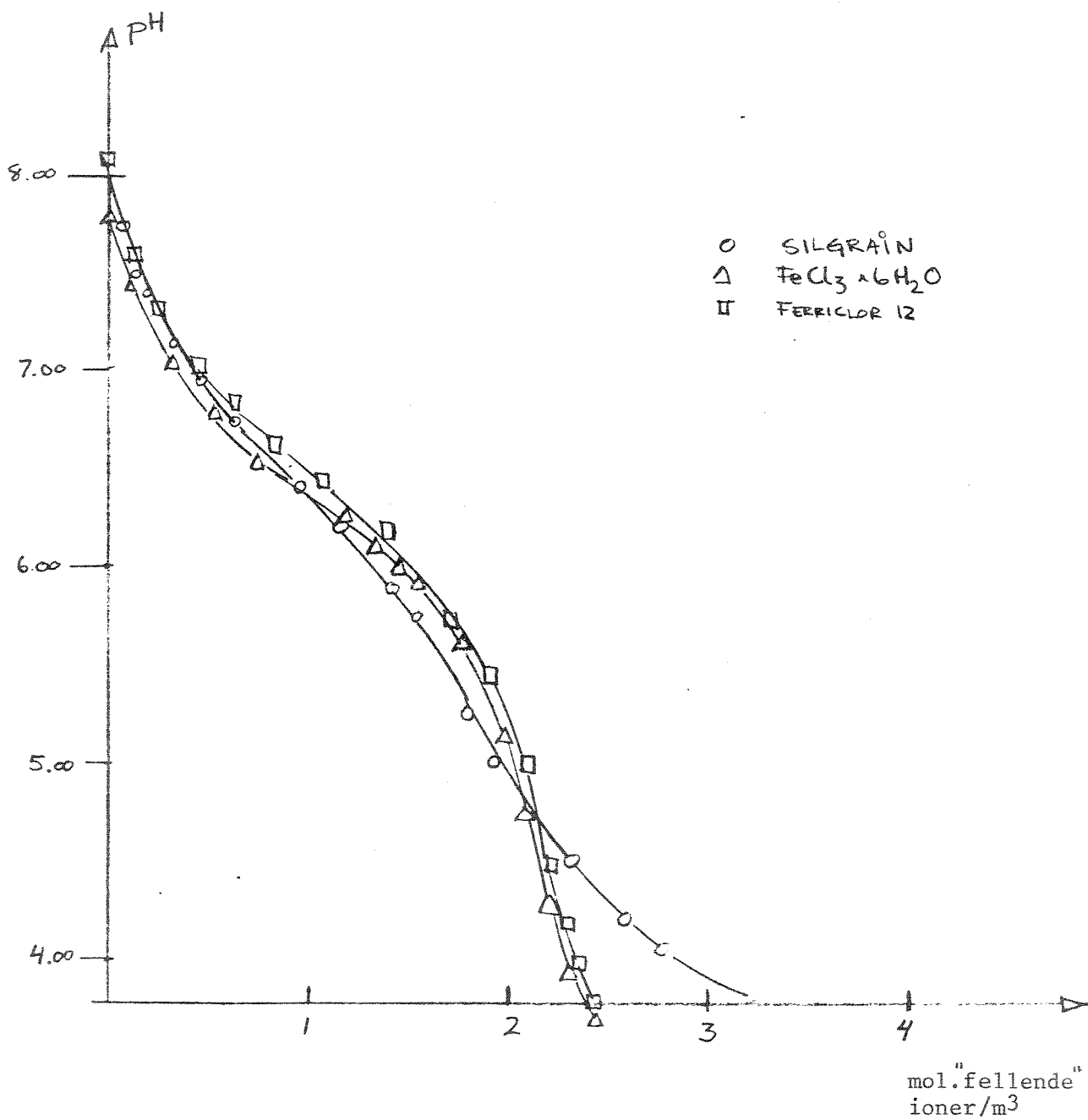


Fig. 2 Titrering av råkloakk med silgrainsyre, Ferriklor 12 og analytisk ren jernklorid.

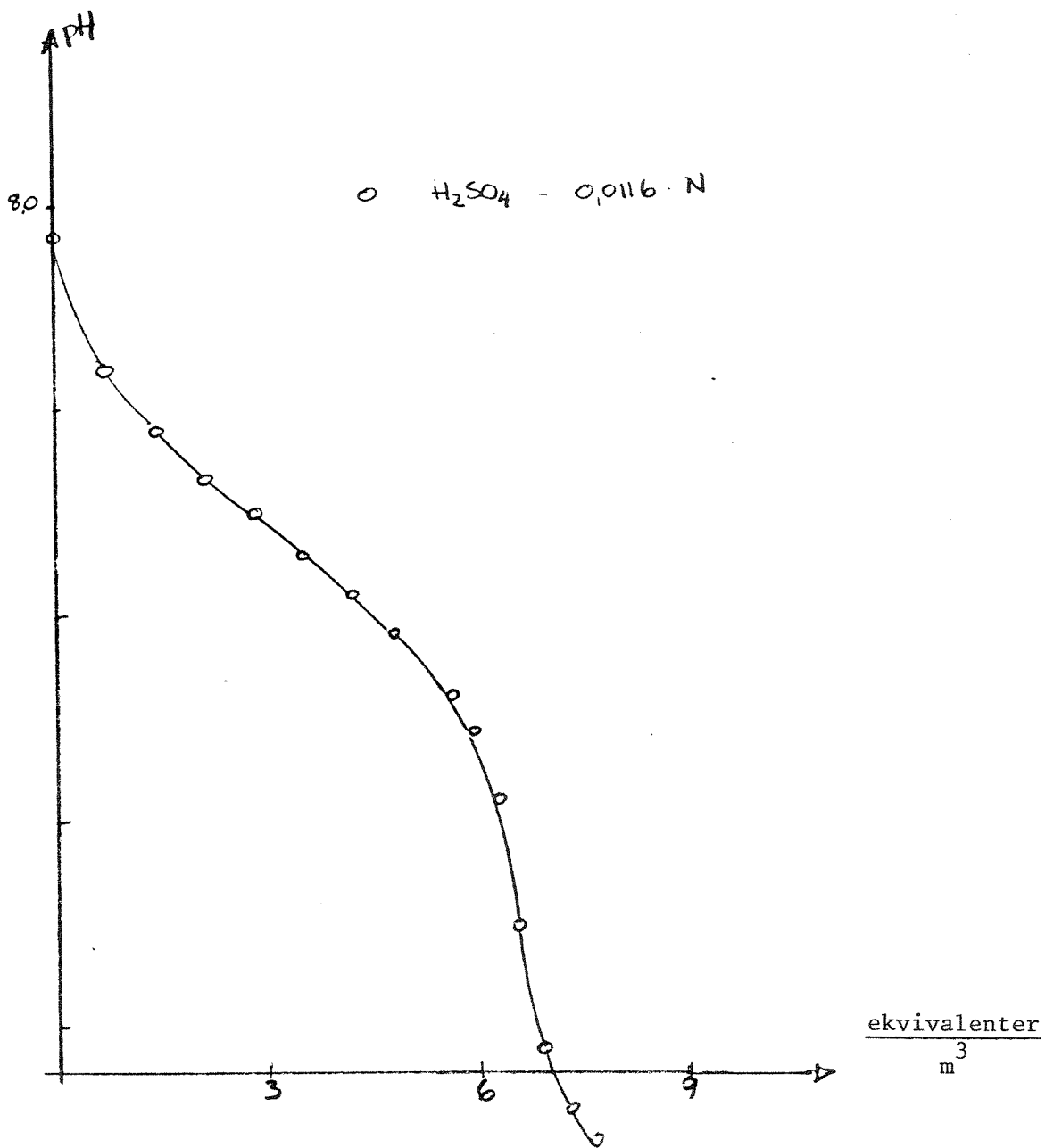


Fig. 3 Titrering av råkloakk med svovelsyre.

gir en utflating av pH-kurven; dette tyder på større buffereffekter i forhold til de andre saltvariantene. Dette betyr at en når hurtigere optimal pH og at overdosering har mindre virkning i pH området lavere enn 4.8. En kan imidlertid ikke være sikker på om det her er riktig å summere Fe- og Al-ione slik som her. Hvis kurven ble fremstilt bare med Fe-ioner i silgrainsyren langs x-aksen ville kurven ligge vesentlig lengre mot venstre. Under titreringsundersøkelsene ble det også utført en titrering med svovelsyre 0.01 N H_2SO_4 som vist i fig. 3. Denne kurven viser pH mot ekvivalenter/ m^3 og viser at avløpsvannet har en unormal høy alkalitet på 6.43 ekv/ m^3 . Dessuten er formen på kurven svært lik den som oppnås med Ferriklor 12 og analytisk ren jernklorid.

4.3 Jar-test

4.3.1 Med silgrainsyre

Jar-test ble først utført med silgrainsyre som fellingsmiddel. Doseringssmengdene ble som tidligere nevnt valgt på grunnlag av titreringsundersøkelsen. Resultatene er vist i tabell 2.

4.3.2 Med Ferriklor 12

Jar-test nr. 2 ble utført med Ferriklor 12 som fellingsmiddel. Disse resultatene er vist i tabell 3.

4.3.3 Med analytisk ren jernklorid

Jar-test nr. 3 ble utført med analytisk ren jernklorid $FeCl_3 \times 6 H_2O$. Resultatene er vist i tabell 4.

5. VURDERING AV RESULTATENE

Før vi går inn på å vurdere de tre forskjellige fellingskjemikaliene opp mot hverandre må råkloakkens spesielle sammensetning kommenteres. Råkloakkens tot-P-innhold på 6.1 mg P/l og orto-P på 3.7 mg P/l (forhold orto-P/tot-P: 61%) betegnes som svakt over normalen. KOF-konsentrasjonen på 339 mg O/l er høyere enn vanlig, men spesielt alkaliteten i råkloakken på hele 6.43 er over dobbelt så høy som vanlig. Det er en nær sammenheng mellom råkloakkens alkalitet og nødvendig kjemikaliebehov. De doseringssmengder som har medgått i disse undersøkelsene vil sannsynligvis bli halvert hvis råkloakken har en mer normal alkalitet.

Tabell 2. Resultater fra jar-test med silgrainsyre som fellingsmiddel.

Parameter		Råkloakk	Beger nr.					
			1	2	3	4	5	6
Doseringsmengde	Doseringoppløsning Fortynnet 1:50 ml/l	-	0	8	16	24	32	40
	Omregnet i volum Ufortynnet ml/l	-	0	160	320	480	640	800
	Molfellende ioner, Sum (Fe+Al) mol/m ³	-	0	0.51	1.03	1.54	2.06	2.57
	Gram Fe/m ³	-	0	12.5	25	37.4	50	62.4
	Gram Al/m ³	-	0	7.9	15.7	23.6	31.5	39.4
pH etter flokkulering		-	7.70	6.80	6.30	5.80	4.80	4.50
Turbiditet etter flokkulering (NTV)		-	16	4.0	2.6	3.7	24	23
Farge visuelt		-	grå	klar	klarest	klarest	gul	gul
Slammengde visuelt og relativt		-	lite	litt	mere	mest	litt	litt
Tot-P mg P/l		6.1	2.2	0.2	0.1	0.1	1.9	2.1
Orto-P mg P/l		3.7	0.9	<0.1	<0.1	<0.1	1.0	1.1
KOF mg O/l		339	91.5	53.5	47.9	42.5	95.6	92.6
Jern Fe mg/l		16.2	5.35	1.12	1.71	49.6	54.8	5.7
Nikkel Ni mg/l		9.25	-	-	29	47	-	-
Krom Cr mg/l		12	-	-	4.55	4.6	-	-
Kobber Cu mg/l		0.63	-	-	0.02	0.02	-	-
Alkalitet mekv./l		6.43						

Jar-test oppstartet kl. 12.00

pH råkloakk 8.00

Temperatur: 15.8°C

Tabell 13. Resultater fra jar-test med Ferriklor 12 som fellingsmiddel.

Parameter		Råkloakk	Beger nr.					
			1	2	3	4	5	6
Doseringsmengde	Doseringsoppløsning Fortynnet 1:100 ml/l	-	0	15	30	45	60	75
	Omregnet volum Ufortynnet ml/m ³	-	0	150	300	450	600	750
	Vekt fellingsmiddel gram/m ³	(Spr.1.47)	0	220	441	661	882	1102
	Molfellende ioner mol/m ³	-	0	0.48	0.95	1.43	1.91	2.39
	Gram Fe/m ³	-	0	26.7	53.4	80.1	106.8	133.5
pH etter flokkulering		-	7.55	6.65	6.25	5.85	5.30	4.30
Turbiditet etter flokkulering (NTU)		-	16	9.2	4.5	3.5	3.8	4.5
Farge visuelt		-	grå	klar	klar med gulskjær	gulaktig	gulaktig	gul
Tot-P mg P/l		6.1	(0.5)*	0.15	0.1	<0.1	<0.1	1.8
Orto-P mg P/l		3.7	1.0	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
KOF mg O/l		339	107	63.2	50.3	41.1	36.8	35.2
Jern Fe mg/l		16.2	5.67	3.17	3.39	4.32	5.79	4.48
Nikkel Ni mg/l		9.25	-	-	-	27.0	29.5	-
Krom Cr mg/l		12	-	-	-	2.35	2.35	-
Kobber Cu mg/l		0.63	-	-	-	0.007	0.006	-
Alkalitet mekv/l		6.43	-	-	-	-	-	-

* Feil analyse for liten prøve for reanalyse.

Jar-test startet kl. 13.45.

Tabell 14. Resultater fra jar-test med analytisk ren jernklorid $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ som fellingsmiddel.

Parameter		Råkloakk	Beger nr.					
			1	2	3	4	5	6
Doseringsmengde	Doseringsoppløsning konsentrasjon 7.32 g/l ml/l	-	0	15	30	45	60	75
	Vekt fellingsmiddel gram/m ³	-	0	110	220	330	440	550
	Molfellende ioner mol/m ³	-	0	0.40	0.80	1.20	1.61	2.01
	Gram Fe/m ³	-	0	22.5	45	67.5	90	112.5
pH etter flokkulering		-	7.60	6.80	6.50	6.15	5.80	5.15
Turbiditet etter flokkulering (NTU)		-	16	7.4	3.7	2.9	3.5	2.6
Farge visuelt		-	grå	nesten grå	klar	klar	klar	klar
Tot-P mg P/l		6.1	1.7	0.1	0.1	0.1	<0.1	0.2
Orto-P mg P/l		3.7	0.7	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
KOF mg O/l		339	99.3	59.1	46.8	48.1	37.6	32.7
Jern Fe mg/l		16.2	2.41	0.94	1.00	1.08	1.87	1.29
Nikkel Ni mg/l		9.25	-	-	-	10.0	10.0	-
Krom Cr mg/l		12	-	-	-	2.35	2.35	-
Kobber Cu mg/l		0.63	-	-	-	0.007	0.007	-
Alkalitet mekv/l		6.43	-	-	-	-	-	-

Jar-test startet kl. 14.00

pH i råkloakk før start: 7.60

Et annet forhold som også peker seg ut er de høye metallkonsentrasjonene i råkloakken. Jernkonsentrasjonen i avløpsvannet før dosering var på hele 16.2 mg Fe/l. Nikkel og kromverdiene er også høye. Vi har fast rutine med at beger nr. 1 ikke får noen dosering av fellingsmiddelet. Derved kan omrøringseffekten alene uten tilsats av destabiliserende kjemikalier demonstreres hva flokkuleringen betyr. Vi har oppnådd en betydelig renseeffekt i beger nr. 1 i alle jar-tester. Tabell 5 viser tallene. Renseeffekt uten kjemikaliedosering i råkloakk med høyt naturlig innhold av jern.

Tabell 5.

	Tot-P	KOF	Jern
Råkloakk	6.1	339	16.2
Test nr. 1 etter omrøring og sedimentering	2.2	91.5	5.35
% rensegrad	64%	73%	67%
Test nr. 2 etter omrøring og sedimentering	-	107	5.67
% rensegrad	-	68%	65%
Test nr. 3 etter omrøring og sedimentering	1.7	99.3	2.41
% rensegrad	72%	71%	85%

Årsaken til det spesielle avløpsvannet på Kjeller er sannsynligvis påslipp av sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass.

Datagrunnlaget er for spinkelt til å si om det bare er jerninnholdet i råkloakken som forårsaker disse interessante renseeffektene. Mye kan sannsynligvis forklares ved at en god del foreligger i partikulær form.

Disse forhold påvirker vår undersøkelse på to måter. For det første blir fosforkonsentrasjonen i beger nr. 1 lav slik at den relative virkning av de forskjellige fellingskjemikalier ikke blir så stor. For det andre indikerer det at dosering av jernholdig avløpsvann fra bedrifter ute på oppsamlingsnettene kan være tjenelig for renseeffekten på nedenforliggende renseanlegg.

Når det gjelder rensegrad kontra kjemikaliedosering for de tre forskjellige kjemikaliene er det særlig renseeffekt med hensyn på totalfosforinnhold som er viktig. På grunn av forskjellige forhold har analysene av fosfor ikke blitt så nøyaktige som vi er vant med. Resultatene er vist i fig. 4.

Det fremgår med all betydelighet at de tre fellingskjemikaliene gir likeverdig fosforreduksjon opp til en doseringsmengde tilsvarende 1.5 mol.-fellende ioner pr. m³. Dette tilsvarer et molforhold på 7.5 mol.fellende ioner/mol.fosfor. Allerede ved en langt lavere dosering, nemlig ca 0.5 mol/m³ er fosforreduksjonen tilfredsstillende.

At fosforreduksjonen blir dårligere ved stor overdosering er et kjent fenomen. Dette henger sammen med at en får brukt opp det meste av den tilgjengelige bufringsevne hos avløpsvannet og at pH derfor kan komme ned i et for flokkdannelse ugunstig område. Det må imidlertid ikke trekkes for bastante slutninger vedrørende hvor mye dårligere resultatet blir. Kurvene er laget på grunnlag av en jar-test og tilfeldigheter kan spille inn både i teknikk og analyser.

Fig. 4 viser resulterende pH i jar-test etter endt flokkulering. Ved å sammenlikne med fig. 3 ser en at resultatene blir dårligere når pH kommer under 6 for silgrainsyre og Ferriklor. Analytisk ren jernklorid viser ikke denne tendenes; imidlertid er underlaget for dårlig til å trekke noen slutninger av dette forhold.

Reduksjon av KOF (kjemisk oksygenforbruk) er som det fremgår av fig. 6 noe nær likeverdig ved optimal dosering til pH ca 5.8. Imidlertid later det til at silgrainsyre gir et dårligere fellingsresultat enn de to andre kjemikaliene ved stor overdosering. Dette stemmer for øvrig bra også for de andre analysene. Samme forbehold som tidligere må tas: Bare en jar-test.

Det forhold at vi oppnår bedre organisk renseeffekt med økende dosering inntil overdosering finner sted, henger sammen med bedret fjerning av partikkulært materiale. Turbiditetsmålingene, fargeobservasjoner og til en viss grad jerninnholdet etter felling viser alle en nedadgående tendens og så økning når overdosering og derav for lav pH finner sted.

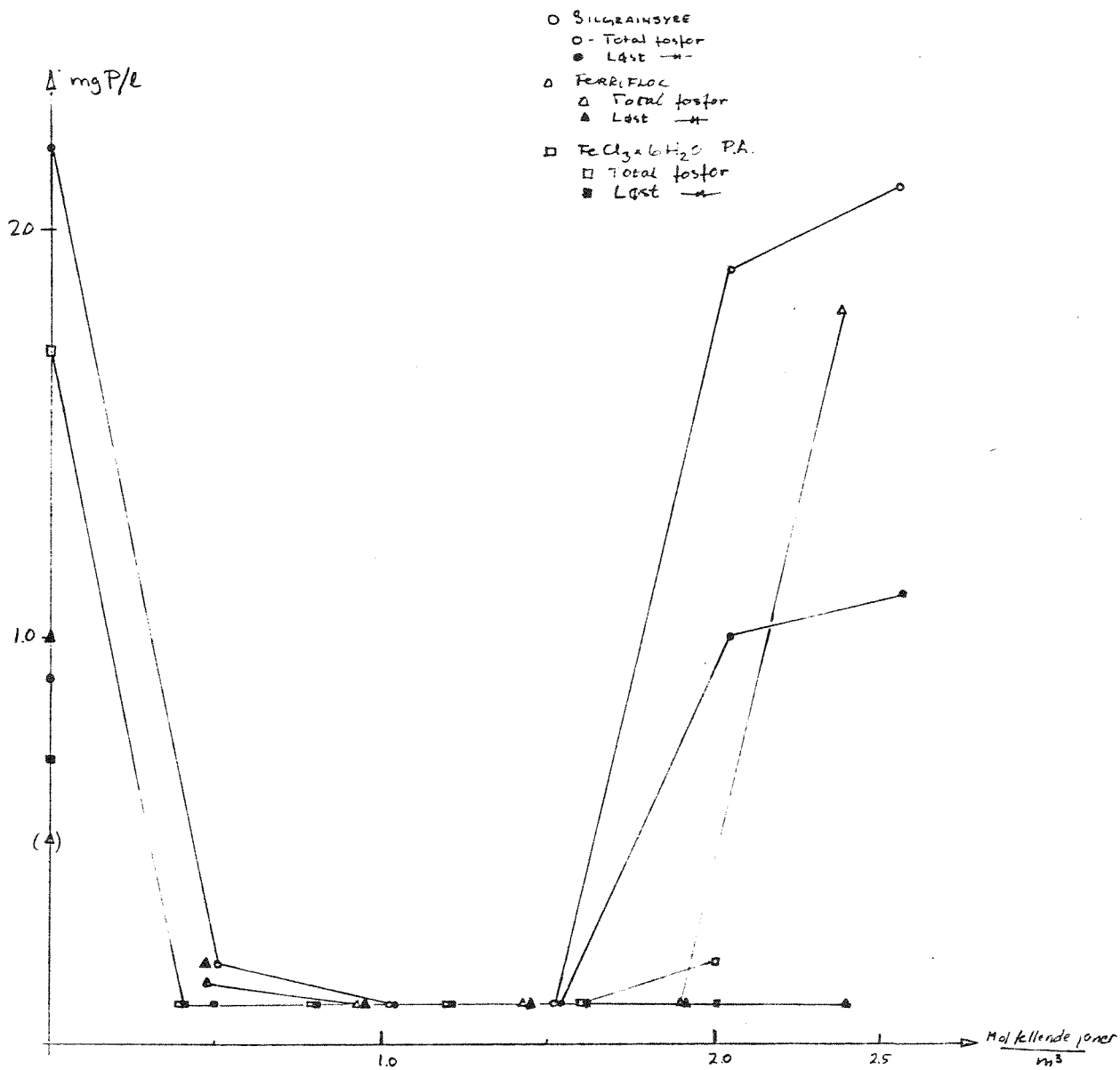


Fig. 4 Total fosfor i rensset vann som funksjon av økende doseringsmengde.

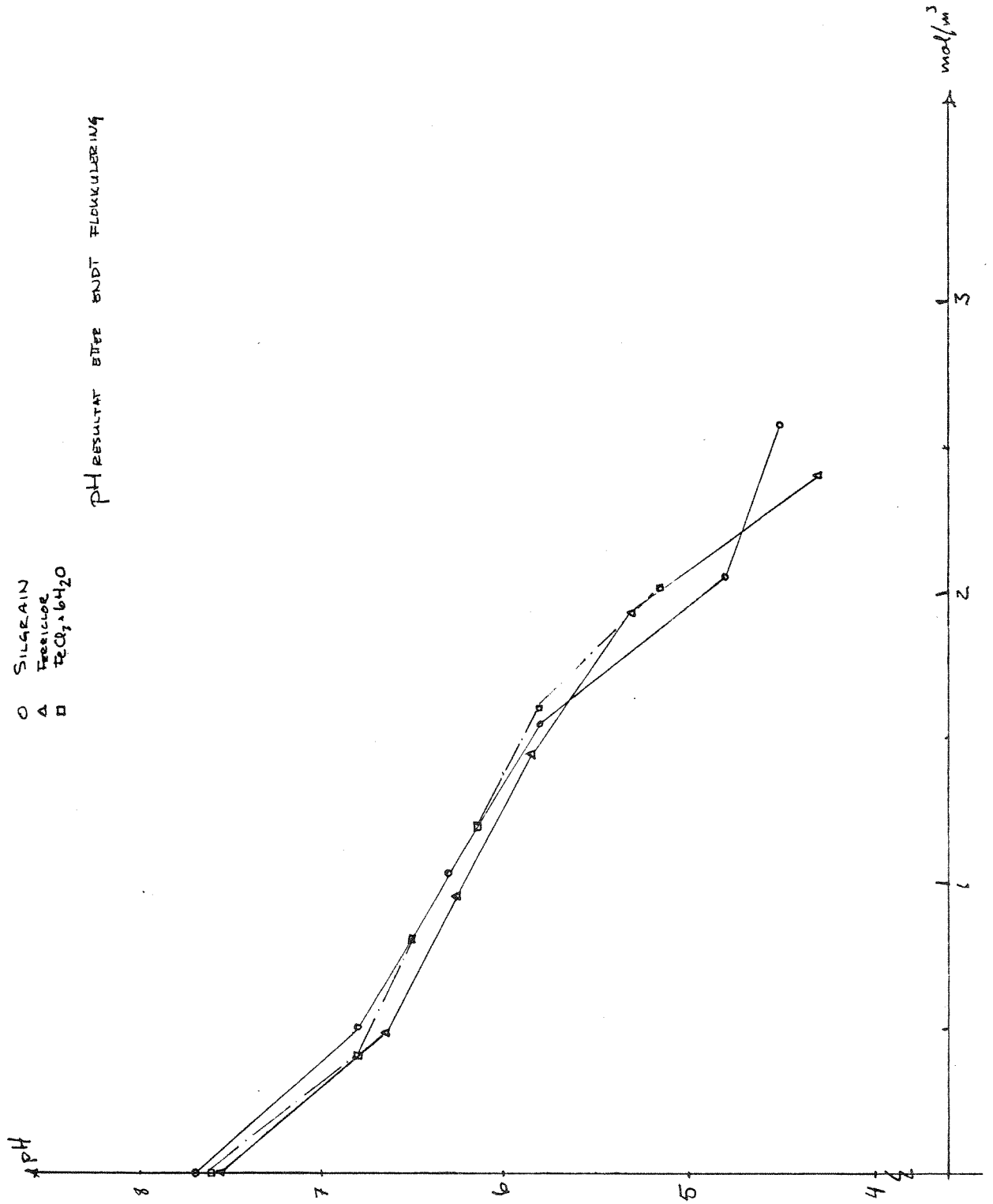


Fig. 5 pH-verdi etter rensing.

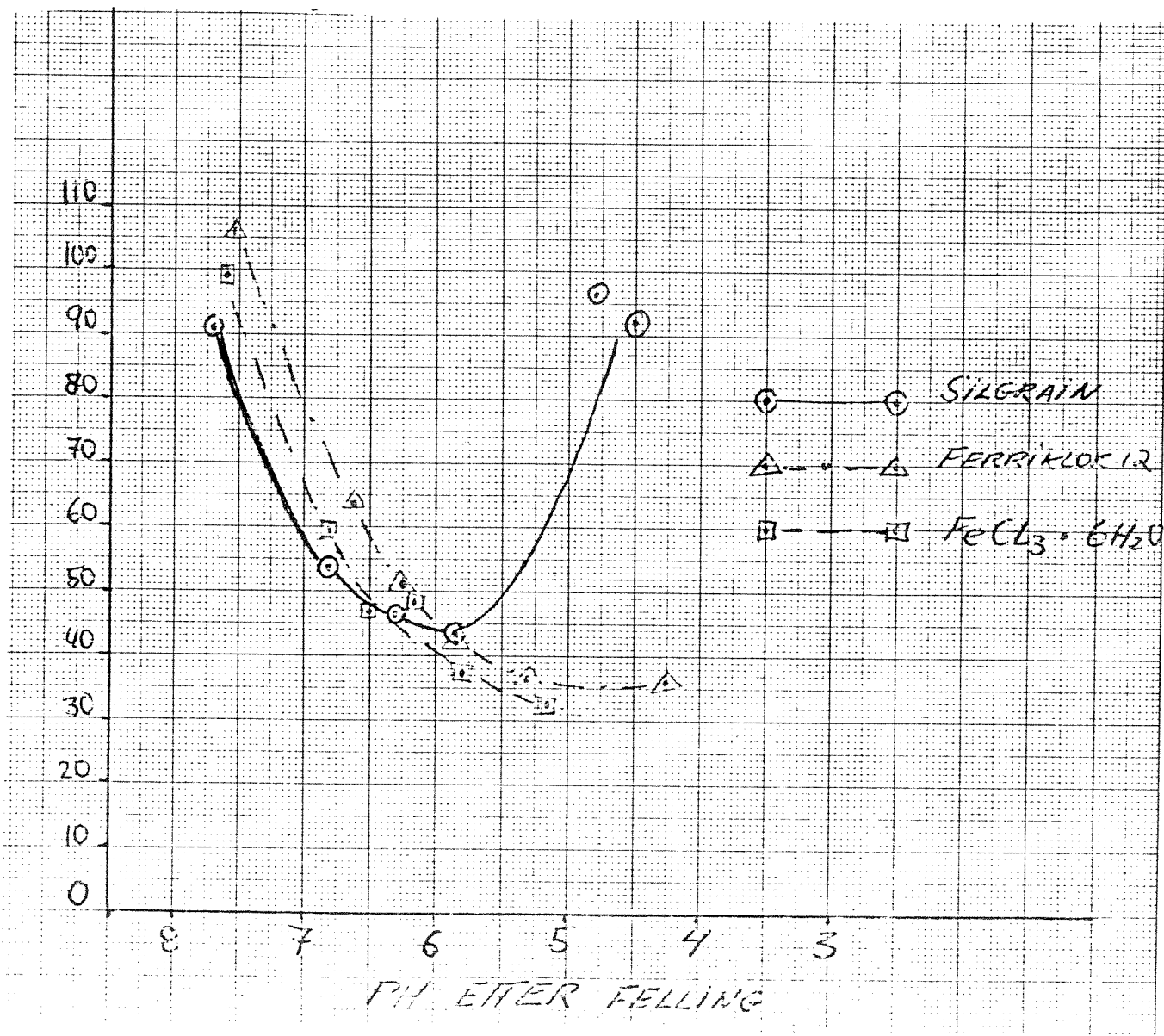


Fig. 6 Organisk stoff, KOF i rensed vann som funksjon av økende doseringsmengde.

Det ble tatt enkle analyser av nikkel, krom og kobber i noen av prøvene for å se om metall-innholdet i fellingsmiddelet førte til økt restutslipp.

For nikkel viser undersøkelsene følgende resultater mg Ni/l:

	Råkloakk	Beger nr.		
		3	4	5
Test nr. 1 Silgrainsyre	9.25	29	47	
Test nr. 2 Ferriklor 12	"		27	29.5
Test nr. 3 Analytisk ren jernklorid	"		10	10

Analytisk jernklorid viser som naturlig er ingen økning. Derimot viser både silgrainsyre og Ferriklor 12 en 3-dobbling i nikkelkonsentrasjonen. Det kan virke som om overdosering med reduksjon i rensegrad kan øke konsentrasjonen ytterligere.

For krom ga analysen følgende resultater mg Cr/l:

	Råkloakk	Beger nr.		
		3	4	5
Test nr. 1 Silgrainsyre	12	4.55	4.6	
Test nr. 2 Ferriklor 12			2.35	2.35
Test nr. 3 Analytisk ren jernklorid			2.35	2.35

Analyseresultatene virker her noe upresise. Hovedtendensen er imidlertid at krominnholdet reduseres vesentlig ved kjemisk felling med alle tre jernkjemikaliene.

For kobbers vedkommende er tallene som vist mg Cu/l.

	Råkloakk	Beger nr.		
		3	4	5
Test nr. 1 Silgrainsyre	0.63	0.02	0.02	
Test nr. 2 Ferriklor 12	"		0.007	0.006
Test nr. 3 Analytisk ren jernklorid	"		0.007	0.007

Også for kobber viser resultatene vesentlig lavere konsentrasjoner etter felling for samtlige kjemikalier selv om silgrainsyre synes å ha noe høyere restutslipp enn de øvrige kjemikaliene.

6. KONKLUSJONER

Disse undersøkelsene er utført på basis av enkle jar-tester og titreringsundersøkelser. Selv om flere spørsmål krever nærmere avklaring kan følgende konklusjoner trekkes:

1. Silgrainsyren fra Bremanger Smelteverk har gode egenskaper som fellingsmiddel for kommunalt avløpsvann. Det synes mulig å oppnå gode renses-effekter både med hensyn på totalt fosfor og organisk stoff målt som KOF.
2. Med hensyn på nødvendige doseringsmengder for optimal felling synes silgrainsyre og Ferriklor 12 å kreve omtrent likeverdig volum konsentrert løsning målt. Vannkvaliteten synes likeverdig for begge kjemikalier ved optimal pH.
3. Det kan synes som om silgrainsyre er noe mer følsom for overdosering enn Ferriklor 12 og analytisk ren jernklorid. pH etter felling lavere enn 5.5 synes å gi dårligere rensesresultat.

4. I likhet med andre fellingskjemikalier, som f.eks. jern og aluminium, som har et snevert pH-område for optimal felling, er riktig dosering av stor betydning for resultatet.
5. Med hensyn på tungmetaller i silgrainsyre synes ikke kobber og krom å være noe problem for utløpsvannet. Høye konsentrasjoner i råkloakken reduseres vesentlig i prosessen. For nikkels vedkommende øker konsentrasjonen i utløpsvannet både for silgrain og Ferriklor 12. Om dette representerer noe problem er ikke undersøkt.
6. Produktet slik vi har prøvet det forelå bare delvis oksydert slik at en del jern forelå som 2-verdig. For å skape rettferdig sammenlikning oksyderte vi den med hydrogenperoksyd. En er inneforstått med at ved eventuelt salg vil produktet kunne leveres fullt oksydert.
7. Utprøving i fullskala vil bedre belyse de fordeler og ulemper silgrain-syre har som fellingsmiddel i forhold til andre fellingskjemikalier.

VRA/UHI

16.7.1980

/ALU

0-41281

DET NORSKE METEOROLOGISKE INSTITUTT

TABELL OVER DAGLIGE NEDBØRHØYDER I MILLIMETER

** 1770 BLEKSLITJERN

AR: 1980

DATA	JAN	FEB	MAR	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DES	AR
1	1.5*	0.3	7.0	0.1+
2	2.4	.	0.3
3	.	0.1	.	.	.	5.5	1.4	.	0.3
4	0.2	2.4	3.5
5	2.4	.	13.5	.	.	.
6	5.5	0.1*	0.1	.	.	.	0.1	4.4	.	27.5	.	.	.
7	0.3*	.	1.0	2.4	0.9	13.5	.	.	.
8	0.2*	.	0.0*	0.2	18.0	.	3.0	.	.	6.0	.	2.0	.
9	0.5*	.	0.5*	5.5	.	.	15.8	11.0	.
10	0.1*	11.5	0.3*	4.5	.	.	0.1*	.	.
11	.	1.0*	.	.	.	0.2	1.6*	.	.
12	.	0.1*	1.1*	.	.	.	5.0	.	.	.	0.2*	.	.
13	0.2	4.0*	0.1*	.	.	.	0.4	.	.	.	4.0*	.	.
14	.	1.1*	8.0	.	14.0	.	.	9.2	.
15
16	0.1	0.3	4.0	5.0	.	2.0*	.
17	.	.	.	0.5	.	14.5	19.5	1.0	22.5	.	7.0	13.0	.
18	7.5	.	8.0	.	.	7.5*	.	.
19	13.0	.	6.0	.	28.8	.	.	.
20	19.1	7.0	.	.	8.0	.	.
21	1.5	0.1	5.5	9.5	.	.	6.2	.
22	0.7*	4.0*	.
23	5.5*	2.3	.	.	.	7.0*	2.5	.	.
24	1.0*	3.0	.	.	2.5
25	2.2	.	1.0
26	12.0	16.5	.	5.0	.	6.4	0.5*	.	.
27	0.1	.	3.0	5.0	0.5	.	.	8.0	.	8.5	0.1*	0.4	.
28	19.5	26.0	.	3.0	10.3	1.5	.	.	.
29	0.1*	.	.	.	22.5	.	.	.	0.5
30	1.0*	.	12.0	.	5.0
31
SUM	10.3	18.2	27.1	5.5	65.2	108.7	75.3	65.3	68.3	117.7	31.5	49.8	651.9

KKE DAGLIG

Metallanalyser av silgrainsyre fra Bremanger benyttet som fellings-
middel ved Buhrestua renseanlegg på Nesodden.

Meta11	Prøvetakingstidspunkt og klokkeslett 1980 :										Gjennomsnitt
	1.9 09.30	4.9 07.30	8.9 07.50	11.9 07.45	15.9 08.10	18.9 08.00	22.9 10.30	25.9 10.20			
Jern Fe gram/l	92	80	96	94	86	70	82	700			84
Aluminium Al gram/l	44	44	42	46	44	48	40	46			
Kobber Cu mg/l	154	136	195	164	150	149	132	162			136
Bly Pb mg/l	20	20	11	12	20	18	8	8			15
Nikkel Ni mg/l	76	70	86	66	80	58	62	90			74
Krom Cr mg/l	122	140	175	133	116	106	95	150			130
Sink Zn mg/l	31	26	40	34	34	42	70	81			45
Kadmium Cd mg/l	0,8	0,6	1,2	0,8	1,0	0,4	0,8	0,8			0,8
Kvikksølv Hg mg/l	0,060	0,060	0,050	0,040	0,042	3	0,040	0,070			0,421
Kobolt Co mg/l	26	22	26	30	30	24	26	24			26
Mangan Mn gm/l	580	520	620	640	530	510	700	500			580
Wolfgram W mg/l	10	10	10	10	10	10	10	10			10
Molybden Mo mg/l	8	6	8	8	8	8	10	16			9
Arsen As mg/l	7,6	6,9	4,4	2,3	3,1	1,1	2,7	1,6			3,8

Vedlegg 4.

TABELL 9. TILFØRTALL I UTEMLANDIGE SLAPPEBEMERKELSER, mg/kg TS.

		Gd	Mg	Hg	Ni	Pb	Cd	Cu	Cr	Mn	Co	B
NORGE. 38 ronseantl.	Min.	<1	5	0,6	5	57	57	6	28			
	Maks.	14	432	290	272	1507	1550	3770	1000			
	Med.	4	118	4	30	612	370	65	285			
	Midd.	<4	79	12	42	687	474	233	307			
SVERIGE (Ojón, Berggren og Egqvall, 1970)	Min.	1	52	0,2	16	114	28		36	2		
	Maks.	61	2067	39	790	12415	4634		364	158		
	Med.	12	270	8	57	2000	680		330	25		
	Midd.	16	324	9	110	2500	1050		480	30		
FINLAND 87 ronseantl. (Kiheläinen, T., 1975)	Med.	6	150	3	52	920	300	46	350	23		
	Midd.	9	230	4	91	1200	400	210	390	27		
DANMARK 22 ronseantl. (Pauly, H. og Simonsen, A., 1974)	Min.	5	188	2,7	17	1218	106	37		3		
	Maks.	58	3898	33	327	17414	2264	3575		59		
	Med.	10	320	6	30	2374	291	73				
	Midd.	15	735	10	71	3230	452	382				
TYSKLAND 7 byer Ca. 500 prøver (E. Haasam, Thermann, 1979)	Min.	1	19	0,1	22	70	20		57			
	Maks.	150	1500	55	200	15750	2600		1245			
	Midd.	21	290	4,8	131	2041	387		335			
TYSKLAND 500 prøver (W. Feige, 1979)	Min.	4	1	4	1	28	17	1				
	Maks.	193	1930	24	1930	7533	4864	7825				
	Midd.	13	399	6	114	1558	378	249				
ØSTERRIKE (Brill, G. fl., 1978)	Midd.	5	199	2,7	28	1529	342	78	518			
SVEITS 66 ronseantl. (Keller, 1977)	Med.	6	341	5	31	2745	353	120	365	6	32	
	Midd.	31	573	7	108	2493	452	367	398	32	37	
NEDERLAND ca. 500 prøver (S. de Haan, 1976)	Midd.	8	385	2	60	1650	492	220	524	4	82	
ENGLAND 41 ronseantl. (Herrick, N. L. 2 Warber, J., 1972) Hacker, G., 1980	Min.	460	170		20	700	280	40	150	2		
	Maks.	1800	5000		5300	49000	3000	8600	2500	260		
	Med.		700		80	3000	800	250	400	12		
	Midd.	21	320		510	4100	270	800	500	24		
IRLAND 13 ronseantl. (Murphy, 1975)	Midd.	4,4	315			2434	623		498			
BULGARIA 22 ronseantl. (Dhacese and Cottenie, 1980)	Min.	2	56	0,5	14	482	1	7	73	2		
	Maks.	299	4950	3,5	1320	22000	2970	4760	2300	90		
	Midd.	21	609	2	111	3079	266	544	566	13		
USA 299 ronseantl. i 8 forskjellige stater (Scamers, L.H., 1977)	Min.	3	13	0,5	2	101	84	10				
	Maks.	3410	19730	10000	3520	27600	10400	99000				
	Med.	16	500	5	82	1740	850	890				
	Midd.	110	1360	733	320	2750	1210	2620				
USA 43 ronseantl. (Chaney m.fl., 1977)	Min.	0,5	52		10	228	240					
	Maks.	970	4900		1260	6430	3490					
	Med.	13	500		42	1430	790					
	Midd.	72	735		109	2020	1080					