

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O - 167/70

DIMENSJONERINGSGRUNNLAG FOR KJEMISK
RENSEANLEGG, GRØNMO SØPELFYLLPlass

Saksbehandlere: Avdelingssjef Terje Simensen
 Sivilingeniør Hallvard Ødegaard

Rapporten avsluttet: Januar 1971

INNHOLDSFORTEGNELSE

	<u>Side</u>
1. INNLEDNING	4
2. ANALYSER TATT PÅ AVLØPSVANN FRA GRØNMO SØPPELFYLLPLASS	4
3. FORSØKSAPPARATUR	8
4. DOSERINGSKJEMIKALIER	8
5. LUFTING	10
6. FORSØKSRESULTATER	15
6.1 Forsøk med forskjellige kjemikalier for pH-korreksjon før lufting	15
7. SAMLET VURDERING OG DISKUSJON AV FORSØKSRESULTATER	17
7.1 Suspendert stoff og turbiditet	17
7.2 Fosfor	18
7.3 Tungmetallene Fe, Zn, Cu og Cr	18
7.4 Organisk stoff	19
7.5 Tørrstoff	22
7.6 Sammenligning ved bruk av forskjellige koagulanter ved to-trinns felling	24
7.7 Slamproduksjon	25
8. SAMMENFATNING OG KONKLUSJON	26

FIGURFORTEGNELSE

Fig. 1: Forsøksapparat	9
" 2: Titreringskurve Grønmo - vann	11
" 3: Jernkonsentrasjon som funksjon av luftetid og luttilsetning	13
" 4: pH som funksjon av luftetid og luttilsetning	13
" 5: Sinkkonsentrasjon som funksjon av luftetid og luttilsetning	13
" 6: Korrelasjon mellom KOF og Org. C	21
" 7: Korrelasjon mellom BOF ₇ og Org. C	21

TABELLFORTEGNELSE

	<u>Side</u>
Tabell 1: Analyseresultater fra avløpsvann, Grønmo søppelfyllplass	5
" 2: Forsøksresultater ved forskjellig luftetid og luttilsetning	12
" 3: Forsøksresultater ved forskjellige behand- lingsmetoder	16
" 4: Forsøksresultater for kontroll av analysefeil	23
" 5: Massebalanse for totalt tørrstoff og gløderest	24

1. INNLEDNING

I forbindelse med at Oslo kommune planlegger bygging av nytt renseanlegg for rensing av avløpsvannet fra Grønmo søppelfyllplass, har vårt institutt fått i oppdrag av Oslo Renholdsverk å gjøre forsøk med kjemisk rensing av vannet. Disse forsøk er ment å danne grunnlag for den prosessmessige utforming av det nye anlegg og videre virke som dimensjoneringsgrunnlag for anlegget. På møtet 13.11.1970 besluttet man å gjennomføre det forsøksopplegg som denne rapporten er et resultat av. Et av kjernepunktene i dette forsøksopplegget er at man i første rekke får oksydert den store mengde to-verdig jern som finnes i vannet, til treverdig jern, og således bruker dette jern som koagulant for det første trinnet i fellingsprosessen.

2. ANALYSER TATT PÅ AVLØPSVANN FRA GRØNMO SØPPELFYLLPLASS

Det er i tabell 1 foretatt en sammenstilling av alle analyser som er gjort av råvannet i 1969 og 1970 (t.o.m. 9.11.1970) (20 prøver).

De forskjellige analysekomponentene er forbausende stabile når man ser prøvene i forhold til hverandre.

Analyseresultatene viser at vannet er meget sterkt forurenset og at forurensningene i høy grad foreligger i oppløst form.

pH varierer lite (6,3 - 7,2) og har en gjennomsnittsverdi på ca. 6,5.

Ledningsevnen er meget høy og forholdsvis stabil $\sim 2000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Dette p.g.a. det høye innhold av metallioner i vannet, spesielt jern.

Turbiditeten varierer over et stort spektrum, med gjennomsnittsverdien ca. = 230 JTU, som viser at innholdet av kolloidale forurensninger og suspendert stoff også er betydelig.

Fargetallene er til dels meget høye. Dette må sees i sammenheng med det store innholdet av jern.

Tallene for totalt tørrstoff og gløderest på totalt tørrstoff er meget høye, mens tallene for suspendert stoff bare er ca. 10% av de totale. Dette

Analyse- komponenter	Analyisert ved NIVA										Analyisert ved Bekkelaget, Oslo Kommune									
	12/11	6/1	17/2	16/3	30/9	16/10	3/11	23/2	1/4	9/4	11/6	1/7	2/7	3/7	4/7	5/7	21/9	9/10	21/10	9/11
Dato	1969	1970	1970	1970	1969	1969	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970
Temperatur °C	12,5	14,3	9,0	0,5	9,7															8,0
pH	6,8	6,3	6,5	7,2	6,1	6,3	6,5	6,6	6,7	6,7	6,3	6,4	6,6	6,4	6,3	6,3	6,2	6,1	6,4	6,7
Ledningsevne µS/cm	1710	3100	735	720	1960	2230	2350	2330	2930	2020	1650	2170	1920	1850	1940	1945	1920	2150	1900	1490
Turbiditet JTU	44	640	800		32	39	21	600	78	145	130	145	160	175	160	70	68	48	165	
Farge mg Pt/l	1650		376		600		2000		3000											
Sed. 30 min. ml/l										0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5			0,1	0,05	
Sed. 120 min. ml/l										0,6	0,2	0,1	0,2	0,5				0,1	0,05	
Tot. tørrst. mg/l	2117	2295	2295	2538	2962	2585	2052	2273	2175	2109	2074	2135	2177	2010	2021	1690				
Gløderest mg/l	1190	1275	1326	1440	1803	1718	1183	1346	1279	1256	1212	1362	1117	1079	1399	934				
Susp. stoff mg/l					190	147	129	120	121							65				
Gløderest mg/l					108	85	61	52	64	71	31									
KOF mg O/l	920	1517	806	1939			1070	1012		718	730	708	820	785	992	1640	1535	1190		
BOF ₅ mg O/l	853	1125	1175							760	770	775	745	925	810	1164	853			
Total fosfat mg PO ₄ /l	7,7	6,7	0,6	10,4						2,1	1,4	0,5	0,7	1,2	6,9	5,3	4,3	2,5		
BFA mg N/l	20,4	20,8	13,5	38,0						36,8	35,3	34,9	33,0	31,9	20,7	30,8	29,9	25,5		
Nitrat mg N/l	0	0,02	0,03	0,09												0,02	0,03	0,04	0,04	
Jern x mg Fe/l					455	370	84									(159)				
Klorid mg Cl/l	260	125	84	240						279	316	315	285	289	356	216	238			
Oksygen mg O/l	0,6	1,8	4,1	0,7																
Sulfid mg H ₂ S/l										2,0						2,7	4,0	1,6		
Kopper mg Cu/l																		0,07		
Sink mg Zn/l																		7,6		
Krom, tot. mg Cr/l																		0,03		
Mikkel mg Ni/l																		0,07		
Vannføring l/s										1,5	1,5	1,7	1,8	2,2	7-10	20	4	6		

* Tallene i parentes gjelder for utløp fra sedimenteringsbasseng.

gir uttrykk for den store andelen av løste stoffer som felles ut ved inn-dampningen ved analyser på totalt tørrstoff. Innholdet av suspendert stoff er ikke lite (ca. 140 mg SS/l) , og man bør også ta hensyn til dette i dimen-sjoneringsgrunnlaget for et renseanlegg.

De høye gjennomsnittsverdiene for KOF (ca. 1000 mg O/l) og BOF_5 (ca. 800 mg/l) gir uttrykk for den ekstremt høye organiske belastningen.

Fosfatinnholdet er gjennomsnittlig mindre enn det er i vanlig kommunalt avløpsvann.

Nitrogeninnholdet er gjennomsnittlig noe høyere enn i kommunalt avløpsvann.

Jerninnholdet er meget høyt i utløpet fra fyllingen (gjennomsnitt av tre analyser ~ 300 mg Fe/l). Man må anta at jernet i en meget stor grad fore-kommer som to-verdig. Avløpet fra fyllingen er gråsvart. Dette må skyldes at jernet og hydrogensulfiden som dannes i fyllingen, danner jernsulfid. Ved lufting vil sulfiden drives av, og jernet delvis oksyderes slik at vannet får en brun farge.

Innledende forsøk viste klart at det er mulig og ønskelig å utnytte den eksisterende jernmengde i vannet som koagulant i første omgang.

To-verdig jern oksyderes raskest til tre-verdig ved $\text{pH} = 8$. Ved å korrigere pH i råvannet fra ca. 6,5 til 8 under lufting, vil man få en utstrakt koagulering. Ved en videre flokkulering og fraskilling av fnokkene vil man således ha et første rensetrinn uten noen tilsats av vanlig fellings-kjemikalium.

I de innledende forsøkene ble det også foretatt koagulering og flokkulering med vannet etter det første rensetrinn, som nevnt ovenfor. Ved denne andre fellingen benyttet man aluminiumsulfat som koagulant. Det rensede vannet var etter denne behandlingen klart og fargeløst.

Med et vann som til sine tider inneholder store mengder tungmetaller, vil det være en fordel om man så langt det lar seg gjøre, kan benytte kjemiske rense-metoder i stedet for biologiske for fjerning av organisk stoff. Tungmetaller vil i visse konsentrasjoner virke toksisk overfor mikroorganismene i biologiske renseanlegg.

Man besluttet på møtet 13.11.1970 å gjennomføre et forsøksopplegg med kjemisk felling i to trinn. Forsøksopplegget var i store trekk delt i tre.

- a. I første omgang ville man utføre felling med tilstedeværende jern. Da oksydering av to-verdig jern til tre-verdig foregår raskest ved pH = 8 ble det foretatt en alkali-tilsetning for å høyne pH til 8. Ved å lufte etterpå oppnår man utdriving av sulfid, oksydering av jernet og koagulering som første trinn i fellingsprosessen. Fellingsprosessen foregår videre ved sakte omrøring (flokkulering i 20 min.) og sedimentering (45 min.).
- b. Man ville videre undersøke samme prosessen, men med etterfelling med aluminiumsulfat. Aluminiumsulfatfelling foregår best når pH = 6. Etter jernfellingen ble pH-korreksjon foretatt til pH = 6,5, slik at pH etter tilsetning av aluminiumsulfat ligger i det optimale området.

Man ville gjøre forsøk med tre forskjellige doser, 100, 150 og 200 mg Al-sulfat/l.

- c. Endelig ville man foreta den samme etterfelling som er omtalt i pkt. b, med jernklorid (100, 150 og 200 mg FeCl_3 /l). Ved bruk av jernklorid som koagulant i det andre fellingstrinnet, ville det ikke være nødvendig med pH-korreksjon før fellingen med jernklorid. Videre vil prosessen i første trinn kunne styres ved hjelp av koagulanten i annet trinn, dersom mengden av jern i råvannet skulle variere mye.

Man ville videre prøve å bestemme hvilken total luftmengde man måtte tilføre vannet for å oppnå den ønskede oksydering av jern i første trinn.

Endelig ville man prøve å finne ut hvor stor slamproduksjonen ble ved de forskjellige prosessene.

Forsøksopplegget ble noe forandret p.g.a. erfaringer man fikk i løpet av forsøket. Disse forandringer skal beskrives senere, men først skal forsøksapparat og doseringskjemikalier behandles.

3. FORSØKSAPPARATUR

Forsøkene ble utført i en såkalt jartest-apparatur. Ved en jartest utfører man alle trinn i renseprosessen i ett og samme kar, vanligvis i et begerglass på 1 l. Etter at råvannet er tilsatt fellingskjemikaliet, foretar man en intensiv omrøring for å få fellingskjemikaliet homogent blandet med råvannet, slik at koaguleringen (utfelling av mikroskopiske partikler) skjer. Etter den hurtige omrøring foretas en langsom omrøring, flokkuleringen, hvor de små partiklene støter mot hverandre og slår seg sammen, slik at tyngre fraskillbare fnokker dannes. Flokkuleringsperioden avsluttes ved at omrøringen stanses og sedimenteringen begynner. Etter at fnokkene har sedimentert, fjerner man så det rensede vannet.

For å få nok analysevann for dette forsøket, ble det brukt 1,5 l begerglass, som ble laget spesielt for dette formålet. Videre benyttet man en oppstilling for lufttilførsel, i og med at det i forsøksopplegget inngår lufting av vannet, noe som ikke er vanlig for ordinære jar-test forsøk. Oppegget fremgår videre av fig. 1.

På grunn av fare for gjentetting av diffusorene ble det satt inn et trykfilter mellom trykkluftuttaket og diffusorene.

For måling av luftmengde ble det satt inn et rotameter mellom luftfilteret og den seksdelte luftfordeler.

Man måtte anta at luften fordelte seg likt i de seks karene, slik at hvert kar ble tilført like store luftmengder. Dette viste seg ikke å være tilfelle, p.g.a. diffusorenes variable motstand. Det måtte derfor settes strupere på ledningene ned til diffusorene. Struperne ble så innstilt slik at diffusorene ga fra seg omtrent like mye luft, noe man bedømte visuelt.

4. DOSERINGSKJEMIKALIER

For pH-korreksjon før lufting ble det brukt 1 N NaOH, kalkslurry, med konsentrasjon 10 g Ca(OH)_2 /l og kalkmelk med konsentrasjon 1,6 g Ca(OH)_2 /l. For pH-korreksjon ned til optimal pH for aluminiumsulfatfelling ble det brukt 1 N HCl-løsning. Som koagulanter ved etterfellingen ble det brukt aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$) fra Lysaker kemiske Fabrik A/S og jernklorid fra Elektrokemiska Aktiebolaget. Jernkloriden leveres i 70% løsning.

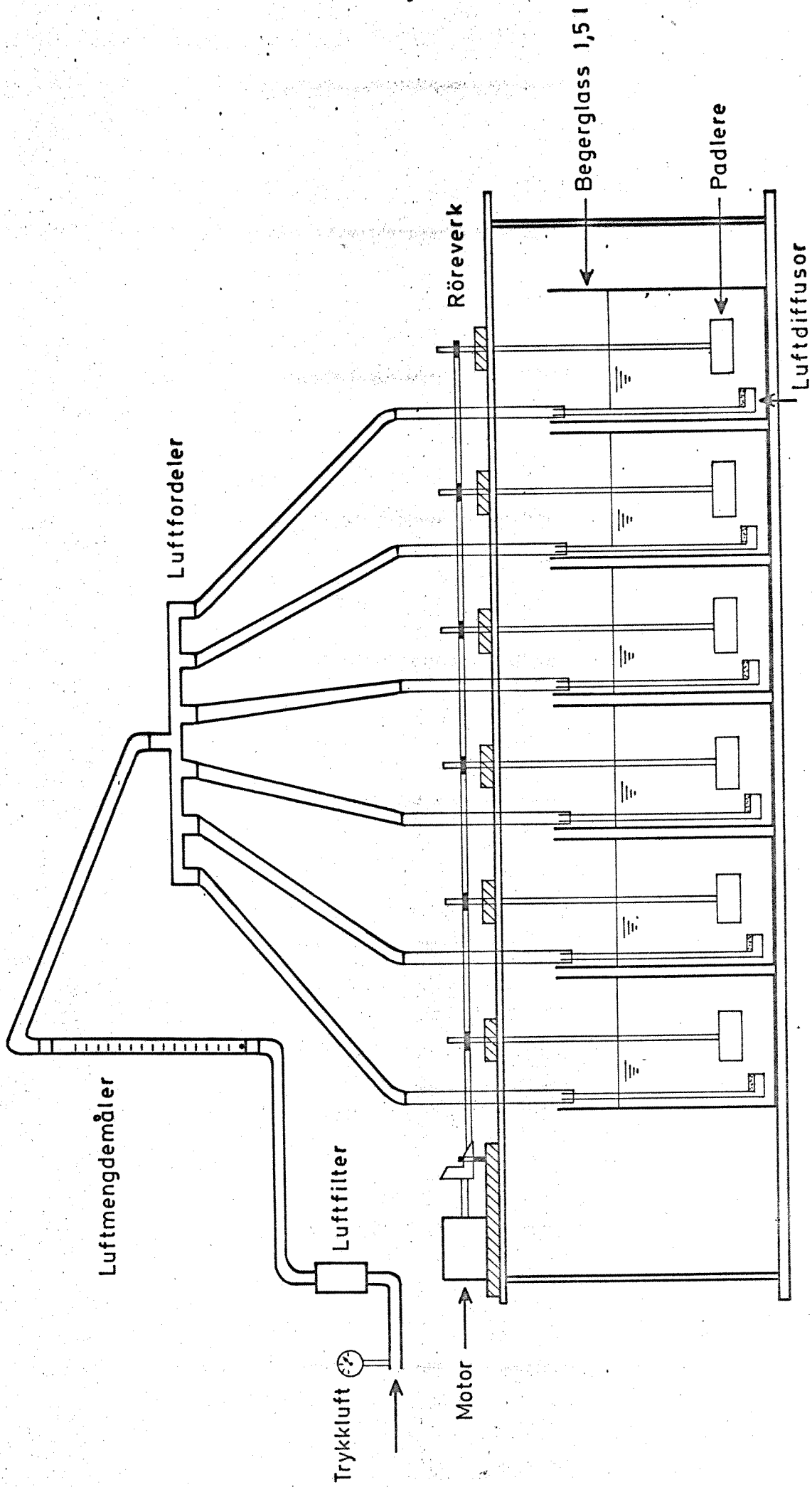


Fig.1 Forsöksapparat

Det var meningen å bruke doseringene 100, 150 og 200 mg koagulant/l både når det gjaldt jernklorid og aluminiumsulfat. Aluminiumsulfaten ble tatt fra blandekarene ved forsøksanlegget på Skarpsno. Det viste seg senere at det var foretatt en feil ved blandingen på Skarpsno, slik at innholdet av aluminiumsulfat var 90% av det det var ment å være. Aluminiumsulfatdosene når det gjelder dette forsøket, ble altså ikke 100, 150 og 200 mg Al-sulfat/l, men 90, 135 og 180 mg Al-sulfat/l. Dette har lite å si for tolkningen av analyseresultatene, da de tre punkt man får, vil vise tendensen.

5. LUFTING

Man var interessert i å bestemme hvilken luftmengde som trengtes for oksydering av jernet ved forskjellige alkalitilsetninger (dvs. ved forskjellig pH).

Det var ikke kjent hvor store totale luftmengder som det vil være nødvendig å blåse inn i vannet for å oppnå best mulig oksydering av to-verdig jern til tre-verdig. I litteraturen kan man imidlertid lese om forsøk som viser at denne oksydasjonsreaksjonen er sterkt pH-avhengig. Hastigheten hvormed reaksjonen skjer er mer enn 5000 ganger så stor ved pH = 8 som ved pH = 6. Det er dermed klart at man må tilstrebe å få utgangs-pH på ca. 8.

Lufttilførselen til hvert av begerglassene ble valgt lik ca. 1,5 l luft/min. Denne luftmengde ble brukt som basis ved forsøkene, og den totale tilførte luftmengde ble så variert ved å variere luftetidene.

For pH-korreksjon var det i det opprinnelige forsøksopplegg meningen å bruke både kalk og lut. pH i råvannet var ca. 6,5. Titreringskurven for titrering med lut er vist på fig. 2. For å oppnå pH = 8,1 trengtes 5 ml 1 N NaOH/l, dvs. 7,5 ml 1 N NaOH/1,5 l. Som man senere skal se av forsøksresultatene, viste det seg at pH hadde en markert senkning fra utgangs-pH på 8 når luftingen og dermed oksyderingen tok til. Senere økte pH igjen ved økende luftetid. Man vil komme tilbake til forklaringen på dette fenomenet senere. P.g.a. dette gjorde man imidlertid også forsøk med større alkalidosering (9 ml 1 N NaOH/1,5 l).

Hydratkalk løses meget dårlig opp i vann. En mettet kalkløsning inneholder bare ca. 1,6 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /l. Dette tilsvarer at man til 1,5 l av prøvevannet måtte tilsette 175 ml av en mettet kalkløsning for å oppnå pH = 8,1. Dette er over 10% av den totale prøvevannmengde, og man ville få en for stor økning i prøvevannmengden til at resultatene kunne bli signifikant sammenlignbare med de øvrige forsøk.

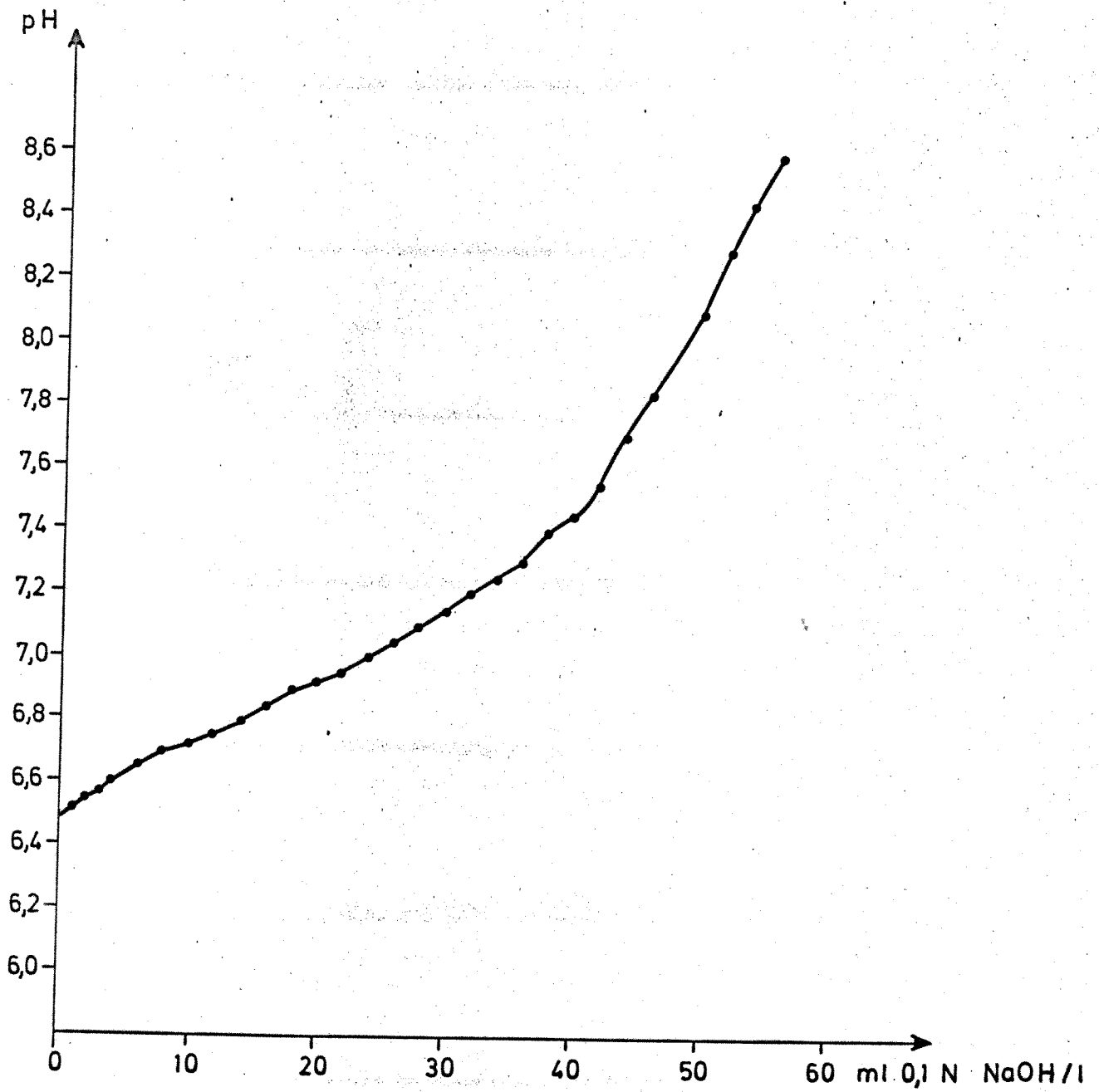


Fig. 2 Titreringskurve. Grönmo - vann

Man kunne forsøke å tilsette kalken som en slurry, f.eks. med konsentrasjon på 10 mg Ca(OH)_2 /l. Dette ville medføre at det trengtes 28 ml av denne slurry for å øke pH til 8,1. Innledende forsøk viste at man ikke fikk den ønskede effekt og pH-korreksjon ved bruk av kalk-slurry, og man besluttet derfor å bruke bare lut for pH-korreksjon i de foreslåtte forsøksserier, og så gjennomføre en ekstra serie hvor man brukte kalk-slurry, mettet kalkløsning (med derav følgende økning av prøvevolum) og lut for sammenligning.

For å studere effekten av forskjellige tilførte totale luftmengder (dvs. forskjellige luftetider ved konstant lufttilførsel, 1,5 l luft/min.), ble det gjort tre forsøk med h.h.v. 5 ml, 7,5 ml og 9 ml 1 N NaOH/1,5 l vann.

Resultatene fra to av disse forsøkene er vist i tabell 2, mens det i fig. 3 og 4 også er plottet resultatene fra tilsetningen av 5 ml 1 N NaOH/1,5 l vann.

Tabell 2 Forsøksresultater ved forskjellig luftetid og
luttillsetning

		pH	Fe µg Fe/l	Cr µg Cr/l	Zn µg Zn/l	Cu µg Cu/l	Org. C mg C/l
Råvann		6,62	80 000	80	3 500	35	434
7,5 ml 1 N NaOH	5 min.	7,37	26 000	30	540	10	414
	15 min.	7,60	7 400	45	410	10	415
	30 min.	7,95	5 100	30	315	15	415
9 ml 1 N NaOH	5 min.	7,62	6 400	< 30	310	15	409
	15 min.	7,84	3 800	65	215	< 10	422
	30 min.	8,07	2 800	< 30	175	20	417

I fig. 3 har man plottet gjenværende mengde jern etter pH-korreksjon, lufting, flokkulering og sedimentering for forskjellige luftetider og forskjellige luttillsetninger (5, 7,5 og 9 ml 1 N NaOH/l).

I fig. 4 har man for de samme serier plottet pH som funksjon av luftetiden

Av fig. 4 fremgår det før omtalte fenomenet med at pH synker fra utgangsverdien, for så å øke igjen med økende luftetid. Av kurven med dosering 7,5 ml 1 N NaOH/l som gir utgangs-pH på 8,1, ser man at etter lufting i fem

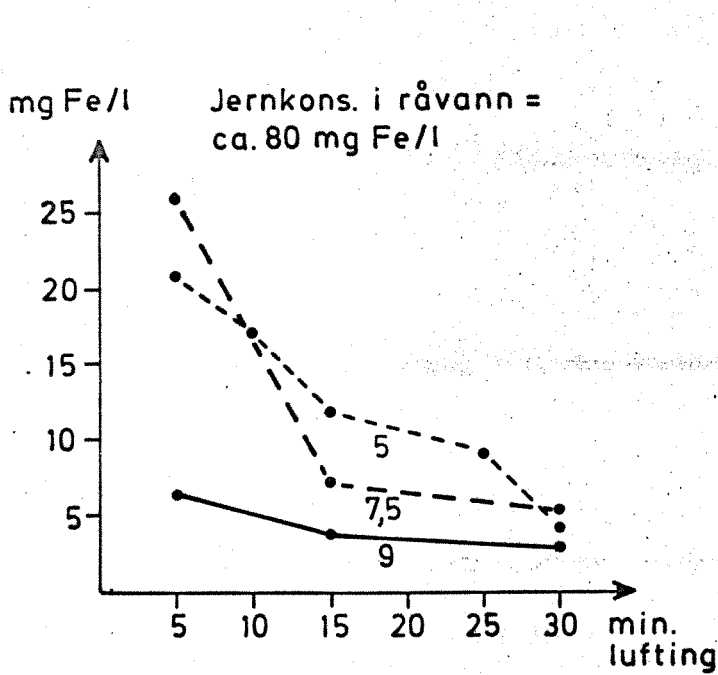


Fig.3

Jernkonsentrasjon som funksjon av luftetid og luttilsetning

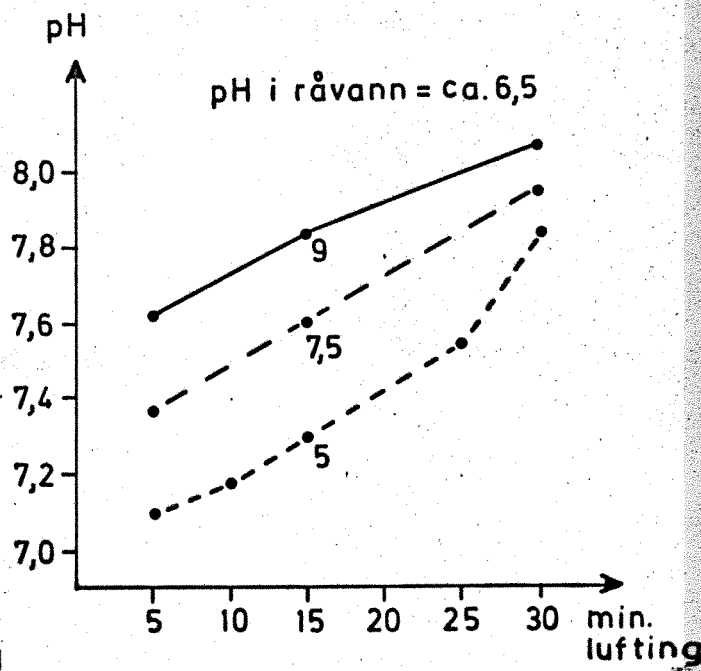


Fig.4

pH som funksjon av luftetid og luttilsetning

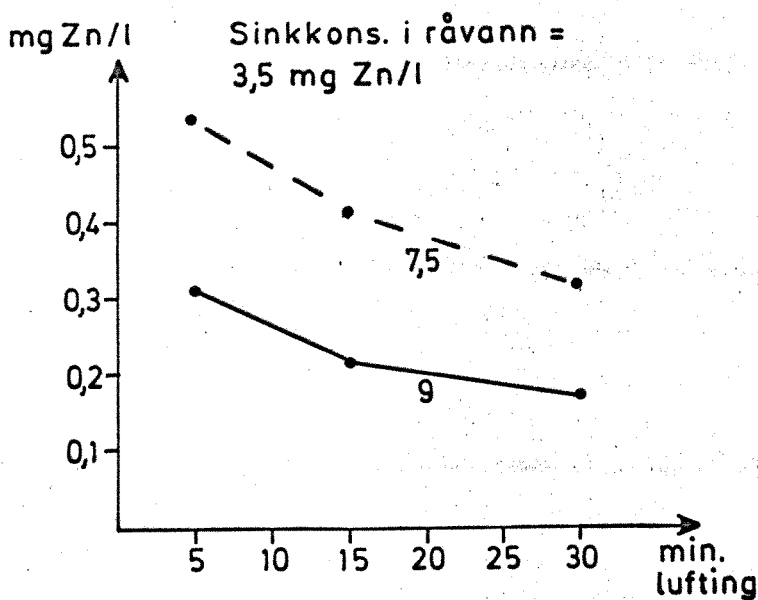
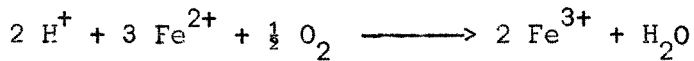


Fig.5

Sinkkonsentrasjon som funksjon av luftetid og luttilsetning

minutter er pH i det slamavskilte vannet i underkant av 7,4.

Det at pH øker med øket oppholdstid kan forklares ved måten oksydasjonen skjer på. Dette kan karakteriseres ved ligningen:



Ved oksydasjon forbrukes H^+ -ioner slik at pH øker. Ved en lengre drevet oksydasjon som man har ved lengre luftetid, vil altså pH være høyere enn ved en kortere luftetid. Dette med at pH blir lavere enn det den teoretisk sett skulle bli en kort tid etter at luttillsetning og lufting er startet, kan være vanskelig å gi noen forklaring på. Man ser imidlertid at det skjer en hel del forandringer f.eks. med fargen av vannet like etter at man har tilsatt luten, men det er nok vanskelig å få oversikt over det som egentlig skjer. Det er vel heller ikke spesielt interessant.

Fig. 3 viser, som man kunne vente, en mer og mer fullstendig oksydering ved økende oppholdstid. Man ser imidlertid også at denne avhengigheten blir mindre og mindre signifikant med økende lutdoser. Dette kan man anta har sammenheng med den pH-senkning som man har omtalt ovenfor.

Som før nevnt foregår oksyderingen av jern absolutt raskest ved pH = 8, og når en slik pH-senkning skjer, vil det være riktig å dosere mer alkali enn det som skulle tilsvare pH = 8 etter titreringskurven. Ved dosering med 9 ml 1 N NaOH/1,5 l skulle utgangs-pH ifølge titreringskurven være 9. Man ser av fig. 3 at med denne doseringen har man oppnådd en raskere oksydering enn ved dosering av 7,5 ml 1 N NaOH/1,5 l.

Av kurvene fremgår det at det riktigste kanskje ville være å dosere ca. 10 ml 1 N NaOH/1,5 l.

Uregelmessigheter i kurveforløpet kan skyldes apparatoppstillingen, i og med at man ikke var sikker på om hvert av glassene i en serie ble tilført nøyaktig like store luftmengder (omtalt under pkt. 3).

I disse seriene ble det også analysert på krom, sink og kobber samt organisk karbon. Konsentrasjonen av krom og kobber i råvannet var lave og langt under toleranseverdiene for disse stoffene i vann til biologisk rensing. Som man ser av forsøksresultatene, fikk man likevel en reduksjon.

Konsentrasjonen av sink i råvannet var høy (3,5 mg Zn/l), og denne verdien ligger i det området man angir som toleransegrense i vann til biologisk rensing. Resultatene er plottet i fig. 5. Som man ser, har man fått en kraftig reduksjon i Zn-innholdet, og kurvene viser samme tendens når det gjelder avhengighet av tilsatt lutmengde og økende luftetid som restmengden av jern. Når det gjelder organisk karbon, skal disse resultatene kommenteres senere.

6. FORSØKSRESULTATER

Det ble kjørt ialt 4 forskjellige serier, bare luftetiden ble holdt konstant lik 15 min. i alle sammen. Først ble det kjørt en serie med ett-trinns rensing hvor man ville klargjøre bruk av forskjellige kjemikalier for pH-korreksjon før lufting, som nevnt tidligere. De tre seriene med to-trinns rensing ble alle kjørt med 7,5 ml 1 N NaOH for pH-korreksjon i første trinn. I de tre seriene med to-trinns rensing ble det gjort forsøk med jernklorid og aluminiumsulfat, med og uten pH-korreksjon, i tre forskjellige doser. Forsøksresultatene er vist samlet i tabell 3.

6.1 Forsøk med forskjellige kjemikalier for pH-korreksjon før lufting

Som nevnt i kap. 5, ble de foreslåtte forsøksserier gjennomført bare med lut for pH-korreksjon før lufting, fordi bruk av mettete kalkløsninger ville føre til en for stor økning av prøvevannsmengden. Innledende forsøk hadde vist at man ikke fikk den ønskede effekt ved tilsetning av kalkslurry med større konsentrasjon enn kalkmelken. For å klargjøre disse forhold ble det kjørt en forsøksserie hvor man ville sammenligne bruk av lut, kalkslurry og mettete kalkløsning (kalkmelk).

Som før nevnt, viste titreringskurven med 1 N lutløsning at det ville trenge 7,5 l 1 N NaOH/1,5 l for å oppnå utgangs-pH på 8,1. Dette tilsvarer en mettete kalkløsningstilsetning (1,6 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{l}$) på 175 ml kalkmel/1,5 l vann og en kalk-slurry-tilsetning (10 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{l}$) på 28 ml kalkslurry/1,5 l vann.

For å se virkningen av en ytterligere alkalitilsetning ble det også kjørt forsøk med tilsetning av 9 ml 1 N NaOH/1,5 l vann som ifølge titreringskurven skulle tilsvare en utgangs-pH på 9. Tilsvarende doser for kalkmelk og kalkslurry var henholdsvis 210 ml kalkmelk/1,5 l og 34 ml kalkslurry/1,5 l.

Man fikk altså i denne forsøksserien store variasjoner i den totale prøvevannsmengden, og dette må man være klar over ved sammenligning. Resultatene

Behandlings- måte	Analyse- komponent	pH	Ledn. µS/cm	Turb. JTU	Tot. tørrest. mg/l	Gl. rest mg/l	Susp. rest mg/l	Gl. rest mg/l	BOF.7	KOF	Org. C	Tot. P	BFA	NO ₃ + NO ₂	Fe	Cr	Zn	Cu	Cl	
																				µS/cm JTU
1. trin	Råvann ^x	6,52	1830	135	1774	1103	228	134	824	1240	446	2200	44,8	130	81000	50	3050	45		
		7,73	2060	3,4	1668	1092	33	15	818	1162	412	280	34,2	10	7800	< 30	350	25		
	1 N NaOH	9	2090	14	1793	1240	17	5	806	1162	419	217	33,6	< 10	780	< 30	180	25		
	Kalk-	28	1800	135	1739	1099	226	130	775	1209	432	1900	44,0	190	83000	115	1650	60		
	slurry	34	1800	170	1726	1060	188	112	793	1188	415	1700	43,6	150	74000	45	3550	65		
	Mettet	175	1870	6,6	1599	954	14	30	725	1026	372	142	32,6	20	2500	< 30	150	45		
	kalkløn.	210	1860	4,2	1664	1148	11	10	755	1012	369	138	31,4	20	1900	< 30	95	25		
	Råvann ^x	6,56	1790	145,0	1738	1080	250	152	840	1234	434	2200	43,6	3600	89000	75	2900	95	280	
	Jern- klorid	100 mg/l	7,34	2040	2,4	1765	1171	9	1	322	1160	407	92	34,2	< 10	2000	< 30	80	55	340
		150 mg/l	7,32	2030	2,3	1786	1114	5	1	320	1402	397	92	33,4	< 10	1900	< 30	85	45	320
	200 mg/l	7,25	2050	2,0	1841	1231	9	1	322	1408	405	68	35,0	< 10	19000	< 30	75	55	340	
Råvann ^x	6,58	1860	140	1749	1097	230	126	820	1229	422	2200	33,1	140	87000	55	3000	45	270		
Al-sulfat med syredos.	90 mg/l	6,26	2150	22	1630	1121	27	6	321	1105	384	124	33,4	< 10	2100	< 30	270	65	440	
	135 mg/l	6,21	2190	13	1778	1184	21	5	322	1092	391	84	33,9	30	470	< 30	320	120	500	
	180 mg/l	6,13	2200	11	1901	1333	17	1	326	1296	388	60	33,4	< 10	250	< 30	210	125	500	
Råvann ^x	6,56	1790	145,0	1798	1080	250	152	840	1234	434	2200	43,6	3600	89000	75	2900	95	280		
Al-sulfat uten syredos.	90 mg/l	7,43	2050	5,9	1746	1171	14	4	324	1251	411	90	33,0	< 10	790	< 30	145	40	280	
	135 mg/l	7,37	2080	5,4	1756	1197	13	4	326	1077	410	70	33,6	< 10	510	< 30	110	55	270	
	180 mg/l	7,19	2060	4,5	1744	1226	12	4	388	1100	409	74	32,2	< 10	370	< 30	75	55	240	

x Råvannet som er oppført, er for alle serier ubehandlet vann, hentet på samme tid, men i forskjellige kanner.

xx Denne serien virker som råvann for andre trinnet i renseprosessen.

xxx Alle seriene med tottrinns felling er kjørt med 7,5 ml 1 N NaOH for pH-korreksjon i første trinnet.

av disse forsøk er vist i tabell 3 side 16.

Forsøket viser klart at bruk av kalkslurry for pH-korreksjon ikke gir den pH-økning og dermed den virkningsgrad man kan vente. Den lave pH-økningen tyder på at kalkslurrien ikke er blitt løst opp i vannet og at kalken for en stor grad har bunnfelt. Ikke noen av komponentene er blitt særlig redusert ved bruk av kalkslurry.

Når det gjelder bruk av kalkmelk i forhold til lut, ser det ut som om kalkmelken i enkelte henseender er mer fordelaktig, men da må altså kalken tilsettes som en mettet løsning, noe som medfører at kalkvannsmengdene blir store, 120 - 150 l kalkmelk pr. m³ avløpsvann. Ved kalkvannstilsetninger vil det sannsynligvis være nødvendig med forholdsvis dyre intallasjoner for å få dosert disse mengdene. Trolig vil det kreves egen separeringsanordning for å få skilt den uløselige kalken fra kalkmelken, slik at den uløselige kalken kan resirkuleres. Det ser videre ut til, som nevnt under forrige avsnitt, at det vil være fordelaktig å dosere mer alkali enn det som ifølge titreringskurven tilsvarer utgangs-pH = 8.

Det anbefales å dosere

10 ml 1 N NaOH/1,5 l) : 6,65 ml 1 N NaOH/l, eller
225 ml mettet kalkløsning/1,5 l) : 150 ml mettet kalkløsning/l

Vurdering av resultatene vil bli gjort samlet i kap. 7 for alle seriene.

7. SAMLET VURDERING OG DISKUSJON AV FORSØKSRESULTATER

Forsøksresultatene viser en del trekk som er forbausende. Dette gjelder særlig mengden av organisk stoff, totalt tørrstoff og ledningsevne. Man vil imidlertid i første omgang diskutere de komponenter som har hatt en klar reduksjon ved renseprosessen.

7.1 Suspendert stoff og turbiditet

Når det gjelder suspendert stoff har man fått en ventet reduksjon. I det første trinnet er innholdet av suspendert stoff redusert med over 90% fra 228 mg/l til 10 - 30 mg/l. I andre trinnet har man til dels hatt en ytterligere reduksjon. Gløderest av suspendert stoff har vist et tilsvarende forløp.

Turbiditeten har ved renseprosessene blitt vesentlig redusert i samsvar med reduksjonen av suspendert stoff. I første trinnet ble den største reduksjonen oppnådd med mettet kalkløsning for pH-korreksjon, mens bruk av jernklorid som fellingsmiddel i andre trinnet har vist den største reduksjon i turbiditet etter felling i to trinn.

7.2 Fosfor

Totalfosfor-innholdet i råvannet var ikke spesielt høyt, 2,2 mg P/l. Man har i første trinnet hatt en markant reduksjon ned til 0,15 - 0,30 mg P/l, mens man etter andre trinnet var kommet ned på 0,07 - 0,1 mg P/l.

7.3 Tungmetallene Fe, Zn, Cu og Cr

Når det gjelder tungmetallene har man, som ventet, hatt en god reduksjon av jerninnholdet. I første trinnet er jerninnholdet redusert fra 80 - 90 mg Fe/l til 0,8 - 2,5 mg Fe/l. Det beste resultatet ble oppnådd ved bruk av 9 ml 1 N NaOH/1,5 l for pH-korreksjon. I andre trinnet fikk man en ytterligere reduksjon, ved bruk av aluminiumsulfat som fellingsmiddel, ned til 0,25 - 0,8 mg Fe/l. Ved bruk av jernklorid fikk man naturlig nok en økning i jerninnholdet i forhold til første trinnet, slik at sluttkonsentrasjonen da var ca. 2 mg Fe/l ved doseringer på 100 og 150 mg FeCl₃/l.

Zn-innholdet har vist et tilsvarende forhold som for jern. Sinkinnholdet i råvannet var relativt høyt (3 - 3,5 mg Zn/l). Dette er på grensen av det som er akseptabelt for et biologisk renseanlegg. Konsentrasjonen av sink er imidlertid i løpet av det første trinnet blitt redusert til 0,1 - 0,3 mg Zn/l, en konsentrasjon som ikke vil skape problemer ved et biologisk renseanlegg.

Konsentrasjonene av krom og kobber i råvannet var relativt lave, såpass lave at de ikke vil skape store problemer. Også innholdet av disse metallene er imidlertid blitt redusert ved renseprosessen.

Innholdet av total nitrogen har ikke i vesentlig grad blitt redusert ved renseprosessen. Analysene viser at nitrogenet i all vesentlig grad forekommer som ammonium, sannsynligvis en stor del organisk bundet. Innholdet av nitrat er redusert, men mengdene i råvannet er så små i forhold til innholdet av total nitrogen at disse reduksjonene får liten betydning.

7.4 Organisk stoff

Etter det innledende forsøk som ble gjort tidligere i høst, var det ventet at reduksjonen av organisk stoff skulle bli god.

Enten ble det gjort analysefeil ved den anledning, eller så var vannet den gang av en helt annen karakter, noe analysene av råvannet ikke skulle tyde på. Man har nemlig ved dette forsøket ikke kunnet vise til tilsvarende reduksjoner i organisk stoff.

Etter første trinn i renseprosessen har man ikke hatt vesentlige reduksjoner i noen av komponentene BOF_7 , KOF eller organisk karbon. Man har i første trinn hatt en viss reduksjon, og bruk av mettet kalkløsning for pH-korreksjon før lufting har vist de beste resultater i alle de tre komponenter som indikerer innhold av organisk stoff.

Tabell 3 viser imidlertid at BOF_7 etter første trinn fremdeles er over 700 mg O/l og KOF over 1000 mg O/l. Etter andre trinn viser resultatene det noe paradoksale at man har fått en relativt god reduksjon i BOF_7 (ned til ca. 320 mg O/l), mens KOF-verdiene og innholdet av organisk karbon ikke har vist den samme reduksjon. Dette er forbausende og vanskelig å forklare.

For å prosjektere et renseanlegg for fjerning av det organiske stoffet man har i dette meget spesielle vannet, som på ingen måte kan sammenlignes med det organiske stoffet man har i husholdningsavløpsvann, vil det nok være nødvendig å bestemme hvordan det organiske stoffet forekommer i vannet.

Det er klart at det første trinnet i renseprosessen i alle tilfeller bør være slik man her har gjennomført det, for å fjerne tungmetallene, og da i første rekke jern. Det er imidlertid lite trolig at vannet etter at dette første rensetrinnet er gjennomført, kan slippes inn på et konvensjonelt biologisk renseanlegg (aktivslam eller biologisk filter). Dette er selvfølgelig helt avhengig av hvordan det organiske stoffet forekommer, f.eks. om det er lett tilgjengelig og nedbrytbart for mikroorganismene ved den biologiske behandling.

Ved to-trinns rensing har man altså fått en relativt god reduksjon i BOF_7 -verdiene (> 50%), mens man ikke kan vise til noen vesentlig reduksjon når det

gjelder KOF og organisk karbon. Denne uoverensstemmelsen må ha sin årsak i analysemetodikken disse tre analysene bygger på.

KOF-analysen bygger på en kraftig oksydasjonsprosess. Ved analysen kan derfor også andre forbindelser oksyderes (f.eks. jern) og telle med i analyseresultatet. Et eksempel på dette har man sannsynligvis i den serien hvor jernklorid ble benyttet. Her er restjernkonsentrasjonen høyere enn i seriene hvor aluminiumsulfat ble benyttet, og KOF-verdiene (for 150 og 200 mg $\text{FeCl}_3/1$) er også høyere enn de tilsvarende ved aluminiumfelling.

Ved BOF_7 -analysen får man registrert den delen av det organiske stoffet som mikroorganismene klarer å bryte ned. En forklaring på at man har fått såvidt store reduksjoner fra første til andre trinn kan være at koagulanttilførselen i andre trinn har gjort det organiske stoffet mindre tilgjengelig for mikroorganismene, slik at en mindre del av det organiske stoffet er blitt registrert. Etter annet trinn har man i store trekk de samme tall for BOF_7 uavhengig av hvilken dose og hvilken koagulant som er benyttet, selv om slammengden varierte. Dette kan også støtte teorien om at bare en viss bestemt del av det organiske stoffet er blitt registrert.

Dette er imidlertid bare antakelser, og det må sies å være vanskelig å avgjøre hvilken av analysekomponentene som skal legges til grunn for vurderingen av innholdet av organisk stoff.

For å se om det eksisterer noen korrelasjon mellom de tre metoder å måle organisk stoff på ut fra dette forsøket, har man i fig. 6 og fig. 7 plottet KOF og BOF_7 som funksjon av organisk karbon. Fig. 6 vitner om en viss korrelasjon mellom organisk karbon og KOF som man kunne vente, når man ser bort fra de to punktene hvor jernkonsentrasjonen sannsynligvis har spilt inn. En viss korrelasjon kan man også registrere i fig. 7 mellom BOF_7 og organisk karbon når det gjelder første trinn, mens noen slik sammenheng ikke er til stede etter andre trinn. BOF_7 -verdiene er så og si de samme selv om verdiene for organisk karbon varierer.

Man har tidligere erfaringer med at det å gjøre BOF_7 -analyser på dette vannet, har vist seg å være meget vanskelig. Dette har sannsynligvis sammenheng med det meget spesielle miljø man har i vannet. Fra biologisk hold er det derfor fremhevet at man ikke bør legge så stor vekt på BOF_7 -tallene, og heller legge KOF og organisk karbon til grunn ved vurderingen av innholdet av organisk stoff.

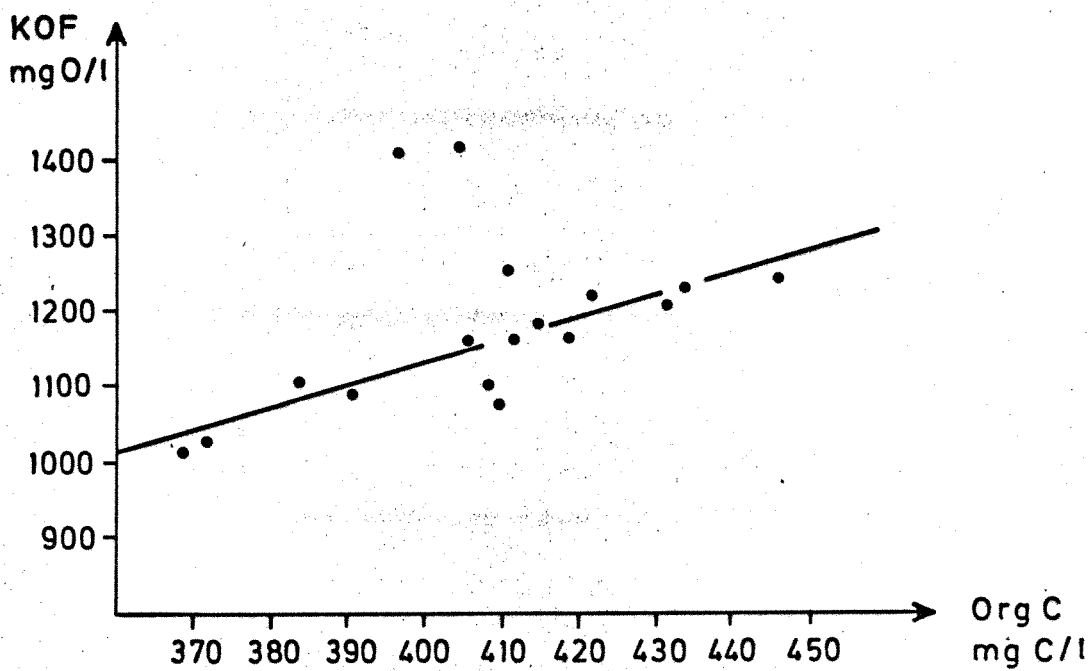


Fig. 6

Korrelasjon mellom KOF og Org.C

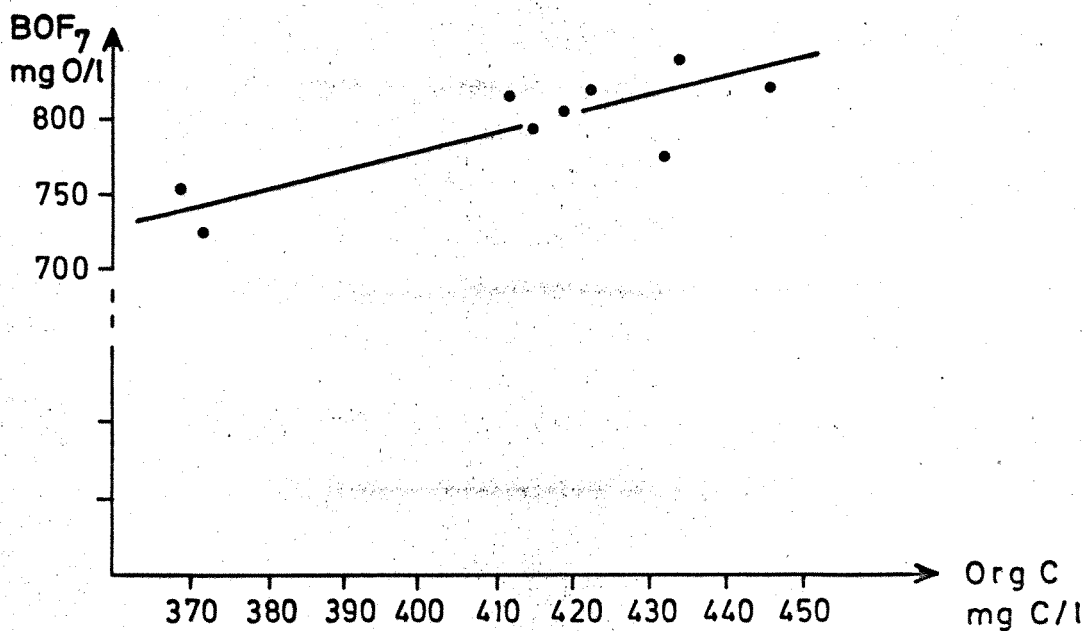


Fig. 7

Korrelasjon mellom BOF₇ og Org.C

For å si noe med sikkerhet om innholdet av organisk stoff etter de to rensetrinn, og hvordan en videre fjerning av organisk stoff bør foretas, synes det nødvendig å bestemme hvordan det organiske stoffet foreligger i vannet.

Det ville videre være interessant å gjøre vekstforsøk med det vann man har etter denne kjemiske fellingsprosessen for å karakterisere resipientens respons på det organiske stoffet slik det forekommer i det behandlede avløpsvannet.

7.5 Tørrstoff

Resultatene fra analysene på totalt tørrstoff med gløderest er om mulig enda mer forvirrende enn for organisk stoff. Totalt tørrstoff består av suspendert stoff og oppløst stoff. Suspendert stoff viste som ventet en markant reduksjon, mens totalt tørrstoff ikke viste noen reduksjon i det hele tatt (i de fleste prøver endog en økning) på tross av at man fra vannet tok ut store mengder slam.

Analysen på totalt tørrstoff foregår ved at man damper inn prøven ved 105°C slik at man sitter tilbake med suspendert stoff, oppløste salter og tungmetaller. For å finne gløderesten, glødes så prøven ved 590°C slik at de flyktige forbindelsene fjernes.

En forklaring på dette fenomen (økningen av totalt tørrstoff) kan være at man i løpet av prosessen tilsetter fellingsmidler som kan gi et tilskudd til mengden av totalt tørrstoff, selv om man må anta at deler av dette følger med det fraskilte slammet. Dette sto imidlertid ikke i forhold til den mengde slam man fikk utskilt. Da disse resultat ikke var ventet, ble det ikke analysert på totalt tørrstoffinnhold som den totale mengde utfelt slam representerte. For å klargjøre disse forhold og for å undersøke om det kunne ligge en systematisk analysefeil bak det hele, ble det derfor kjørt en serie med et utvalg av de fellingsbetingelser man hadde tidligere.

Disse prøvene ble bare analysert m.h.p. totalt tørrstoff med gløderest og dessuten ledningsevne, fordi ledningsevnen hadde vist det samme forløp som totalt tørrstoff. Man tok imidlertid vare på den totale mengde slam som ble produsert for å sette opp en massebalanse.

Vannet hadde nå stått ca. 1 uke, og oksyderingen gikk noe tregere, men det ble fulgt samme prosedyre som i de foregående forsøk, og renseforløpet så noenlunde likeartet ut.

Resultatet av denne kjøringen er satt opp i tabell 4.

Tabell 4. Forsøksresultater for kontroll av analysefeil

Behandlingsmåte		Analysekomponent	Ledn. evne µS/cm	Tot. tørrst. vann mg/l	Tot. tørrst. slam mg/l	Gl.rest vann mg/l	Gl.rest slam mg/l
Råvann			1780	1851		1232	
1. trinn	1 N NaOH	7,5 ml	1980	1945	410	1232	262
		9,0 ml	2000	1881	450	1094	300
		14,0 ml	2140	1911	561	1254	392
2. trinn*)	Al. m/syredos.	200 mg/l	2000	1912	551	1340	357
	Al. uten syredos.	200 mg/l	2000	1989	584	1252	388
	2. FeCl ₃	200 mg/l	1880	1974	676	1302	520

*) I annet trinn ble det bruk 9 ml 1 N NaOH for pH-korreksjon før lufting.

Når man sammenlikner tallene fra dette forsøket med de tilsvarende tall i tabell 3, ser man at analyseresultatene ligger i store trekk på samme nivå, og at de også ved denne siste kjøringen viser samme tendens til økning i totalt tørrstoff. Det er derfor ingen ting som tyder på at det er gjort analysefeil.

Til det første trinnet er det bare tilsatt lut. Dersom man antar at all natrium løses opp i vannet og ikke følger med i slammet, vil natriumet representere h.h.v. 140, 182, og 261 mg Na/l ved tilsetting av 7,5, 9 og 14 ml 1 N NaOH. Etter at prøvene er tørket og glødet, vil selvfølgelig natriumet befinne seg i forbindelser som natriumkarbonat, natriumklorid osv. Man kan så sette opp en massebalanse. Dette er gjort i tabell 5.

Man ser altså at det er dårlig overensstemmelse mellom den totale tørrstoffmengden man kan regne seg til, og det resultat analysene viser. Når det gjelder gløderest av totalt tørrstoff er det bedre overensstemmelse mellom de utregnede tallene og det analysen viser.

Tabell 5. Massebalanse for totalt tørrstoff og gløderest

Analyse- komp. Behand. måte		Råvann		Tilsatt		Uttatt		Rest		Analyse- resultat	
		Tot. tørrst.	Gl. rest	Tot. tørrst.	Gl. rest	Tot. tørrst.	Gl. rest	Tot. tørrst.	Gl. rest	Tot. tørrst.	Gl. rest
1 N NaOH	7,5 ml	1851	1232	140	140	410	262	1581	1110	1945	1232
	9 ml	1851	1232	182	182	450	300	1583	1114	1881	1094
	14 ml	1851	1232	261	261	561	392	1551	1101	1974	1302

Hva forklaringen på dette fenomen er, er det vanskelig å ha noen formening om. Dersom man foretar samme utregning for totrinnsfelling, får man enda større uoverensstemmelser mellom de beregnede og analyserte tall. Beregningen i dette tilfellet er imidlertid mer usikker i og med at det er vanskelig å si noe om hvor stor del av aluminiumet, jernet, sulfatene og kloridene som har fulgt med slammet. I og for seg er disse høye tallene for totalt tørrstoff ikke så veldig interessante, når man vet at de for en stor del skyldes de tilsatte salter. Som følge av dette blir også tallene for ledningsevnen høy, som man kan se av tabell 3 og tabell 4. Det er klart at tallene for totalt tørrstoff og ledningsevne ville blitt lavere om man hadde klart å fjerne større mengder av organisk stoff og dermed organisk karbon. Saltene vil imidlertid ikke i samme grad bli fjernet ved biologisk rensing, men man kan anta at disse ikke vil ha tilsvarende ugunstig virkning på resipienten.

7.6 Sammenligning ved bruk av forskjellige koagulanter ved to-trinns felling

Siden resultatene fra to-trinns felling er så usikre m.h.p. organisk stoff, blir vurderingen av hvilket koaguleringsmiddel som bør brukes i andre trinn, noe svevende. Forholdet skal imidlertid kort kommenteres her.

De beste resultatene for reduksjon av suspendert stoff, totalfosfor, sink kobber og turbiditet har man fått ved bruk av jernklorid som fellingsmiddel. Jernkloriden fører imidlertid til en større mengde jern og klorid i utløpet enn det man får ved bruk av aluminiumsulfat.

Forbausende var det at felling med aluminiumsulfat uten syretilsetning for pH-korreksjon til pH = 6,5 ga minst like gode resultater som med syretilsetning. Dette er overraskende når man vet at kommunalt avløpsvann feller meget dårlig

ved pH-verdier på 7,3 - 7,4 som man vil få uten syretilsetning.

Forskjellen mellom de tre seriene man har kjørt for felling i to trinn, er imidlertid såpass liten at man vil være forsiktig med å anbefale det ene fremfor det andre. Imidlertid synes resultatene for jernklorid å være omtrent like gode ved bruk av 100 mg FeCl_3 /l som ved 200 mg FeCl_3 /l, mens man får en markant bedre virkningsgrad ved økning av koagulantdosen når det gjelder bruk av aluminiumsulfat. Fordi prisen på de to fellingsmidler nå ikke differerer særlig, kunne det være økonomisk å benytte jernklorid. Skulle man foreta en slik to-trinns felling, er det også en annen grunn til at bruk av jernklorid ville være fordelaktig. Man kunne nemlig dersom råvannet til enkelte tider viste lave konsentrasjoner av jern, bruke jernklorid også i første trinn.

Etter at disse seriene er gjennomført sitter man igjen med følelsen av at felling med kalk i andre trinn også skulle vært forsøkt. Man måtte da ha brukt mettete kalkløsninger som koagulant. Kalkfelling skjer best ved pH = 11 slik at man måtte ha tilsatt en anseelig mengde kalkmelk for å oppnå denne pH.

Bruk av kalkmelk for pH-korreksjon før lufting i første trinn har gitt relativt sett gode resultater, og om man brukte kalkmelk som fellingsmiddel også i andre trinn, ville dette medføre en del praktiske fordeler. Man ville få bare ett doseringskjemikalium å ta vare på, og det opplegg for å dosere kalken som kalkmelk, ville også komme til nytte for det andre rensetrinn.

For jernklorid ser det ut som om det vil være tilstrekkelig å dosere ca. 100 mg FeCl_3 /l, mens man bør dosere 125 - 150 mg Al-sulfat/l om man vil bruke aluminiumsulfat. Ved bruk av aluminiumsulfat synes det ikke nødvendig med syretilsetning for pH-korreksjon.

7.7 Slamproduksjon

Slamproduksjon for første trinn i renseprosessen ble målt til 70-80 ml slam/1,5 l vann ved 2 timers henstand, dvs. 45-55 l slam/m³ vann. Etter 24 timers henstand var de tilsvarende tall ca. 30-35 l slam/m³ vann.

I det andre trinnet var slamproduksjonen 20-40 ml slam/1,5 l vann ved 2 timers henstand, dvs. 15-25 l slam/m³ vann.

I tørrstoff representerte slammengdene ca. 0,5 kg/m³ vann i første trinn og ca. 0,15-0,25 kg/m³ vann i annet trinn.

8. SAMMENFATNING OG KONKLUSJON

Forsøkene viser at det første rensetrinnet man skal bygge ved renseanlegget på Grønmo, bør bli tilsvarende det man har kalt første rensetrinn ved denne undersøkelsen.

Forsøkene viser også at man ved de metoder som her er utprøvd, ikke får ønsket reduksjon av organisk stoff.

Det anbefales at man starter bygging av første rensetrinn straks, og at NIVA samtidig foretar videre forsøk for å klargjøre hvilke metoder og hvilke dimensjoneringskriterier som bør legges til grunn for videre utbygging med henblikk på fjerning av organisk stoff.

For prosjektering av første utbyggings- og rensetrinn anbefales det å benytte lut for pH-korreksjon fordi dette vil medføre de enkleste og billigste installasjoner. Det anbefales å dosere 6,6 - 6,7 l 1 N NaOH/m³ vann om man velger å bruke lut for pH-korreksjon før lufting. Om man velger kalk, må det doseres ca. 150 l mettet kalkløsning/m³ vann, og kalken må altså tilsettes som mettet kalkløsning.

Det synes ikke nødvendig å øke luftetiden i luftebasseng noe særlig utover 15-20 min. dersom lufttilførselen er lik eller større enn den som ble brukt ved hovedforsøkene (15 l luft/l vann).

Det anbefales å bruke flokkuleringsbasseng med omrørere bygd slik at man har minst to flokkuleringskammer i serie og slik at omdreiningshastigheten i kamrene avtar mot utløpet til sedimenteringsbassenget. (G i første kammer ca. = 60, i andre kammer ca. 40 ved $k = 0,25$. Se N.I.F.-kurs: 'Rensing av avløpsvann. Metoder for fjerning av næringsstoffer og slambehandling', Røros 2.-5. november 1970. Siv.ing. H. Ødegaard: 'Flokkuleringsteori').

Det foreslås at de forsøk NIVA foretar for undersøkelse av metoder for fjerning av organisk stoff innbefatter både biologiske (aktivslam og biologisk filter) og kjemisk-fysikalske metoder (ionebytting, aktivkull osv.)