

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer: 0-82017
Undernummer: I
Løpenummer: 1581
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Delrapport 2. Forsøk med forbehandlet meieriavløp. VA 1/84	Dato: 24. januar 1984
	Prosjektnummer: 0-82017
Forfatter(e): Torbjørn Damhaug	Faggruppe: Miljøteknikk
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 45

Oppdragsgiver: Indrens	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

Dette delprosjektet tar spesielt for seg betydningen av biologisk forbehandling av meieriavløp med tanke på renseseffekt og kjemikalieforbruk ved det kommunale renseanlegget.

Forsøk i laboratorie- og fullskala ble utført ved Rindal renseanlegg i Møre og Romsdal, og resultatene er vurdert i sammenheng med tidligere prosjekter. Med biologisk forbehandling etter denne metoden vil reduksjon av løst organisk stoff i meieriavløpet være ca. 50 %. Betydningen for den totale renseseffekten i forhold til ubehandlet meieriavløp som funksjon av meieriandelen er vist. Med tanke på fosfor-reduksjon hadde forbehandlingen ingen vesentlig effekt i forhold til ubehandlet meieriavløp.

I rapporten er det pekt på behovet for utbedring/omlegging av opplegget for kjemikaliedosering ved Rindal renseanlegg.

4 emneord, norske:
1. Meieriavløpsvann
2. Kommunale renseanlegg
3. Luftet utjevningsbasseng
4. Biologisk forbehandling
Delrapport 2. VA 1/84

4 emneord, engelske:
1. Dairy Wastewater
2. Municipal Treatment Plant
3. Aerated equalization tank
4. Biological pretreatment

Prosjektleder:



Torbjørn Damhaug


Divisjonssjef:


Egil Gjessing

ISBN 82-577-0732-5

For administrasjonen


J.E. Sandal


Lars N. Overrein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-82017

INDUSTRIAVLØP PÅ KOMMUNALE RENSEANLEGG

Delrapport 2

Oslo, januar 1984

Saksbehandler:
Torbjørn Damhaug

Medarbeidere:
Åse Bakketun, NIVA
Odd Sørum, NTH/SINTEF
Gudmund Løften, Rindal kommune

For administrasjonen:
Lars N. Overrein
J.E. Samdal

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
1. BAKGRUNN OG MAL	4
2. FORSØKSARRANGEMENT OG METODER	5
2.1 Rindal Meieri	5
2.2 Rindal renseanlegg	5
2.3 Analysemetoder	7
2.4 Laboratorieforsøk	8
3. FORSØKSPROGRAM	9
3.1 Biologisk forbehandling i luftet utjevning	9
3.2 Innvirkning på renseanlegg	10
3.3 Fellingsforsøk i laboratoriet	10
4. RESULTATER	10
4.1 Biologisk forbehandling i luftet utjevning	10
4.2 Målinger på renseanlegget	13
5. VURDERING AV RESULTATENE I SAMMENHENG MED TIDLIGERE ARBEID	19
5.1 Meieriavløpets innvirkning på kommunale renseanlegg	22
6. KONSEKVENSER FOR RINDAL RENSEANLEGG	27
7. REFERANSER	28

V E D L E G G

Vedlegg 1. Dimensjoneringsdata for Rindal renseanlegg	30
" 2. Analysemetoder	31
" 3. Målinger og analyser av meieriavløp	32
" 4. Tilførsel av meieriavløp og rejektivann til renseanlegget	33
" 5. Driftsdata renseanlegg	34
" 6. Stikkprøvemålinger i renseanlegg	35
" 7. Resultater av døgnprøvemålinger ved Rindal renseanlegg	36
" 8. Avløpsvann til fellingsforsøk	37
" 9. Resultater av fellingsforsøk	38
" 10. Beregning av meieriavløpets innvirkning på kjemisk felling	39

1. BAKGRUNN OG MÅL

INDRENS-prosjektet "Industriavløp på kommunale renseanlegg" er et samarbeidsprosjekt mellom SINTEF/NTH og NIVA. Prosjekt-perioden er 1982 - 1985. Det er foretatt en faglig deling som går ut på at SINTEF/NTH tar for seg biologisk-kjemiske renseanlegg, og NIVA ser på kommunale renseanlegg med kjemisk felling. Prosjektet er konsentrert om meieriavløp på kommunale renseanlegg da dette er en utbredt løsning i Norge, og meieriavløpene representerer ofte store tilleggsbelastninger på de kommunale anleggene.

Kjemisk felling med store andeler meieriavløp bør kombineres med en eller annen form for forbehandling. I Norge er det en rekke meierier som har luftede utjevningsbasseng, primært for hydraulisk utjevning og pH-justering. I noen tilfeller ligger utjevningsbassenget i det kommunale renseanlegget. Hensikten med dette prosjektet er å se på mulighetene for å bruke luftede utjevningsbasseng til biologisk forbehandling før meieriavløpet ledes til kommunale renseanlegg. Tanken bak dette er at organisk stoff i løst form omsettes til partikulært materiale (biomasse) som fjernes ved kjemisk felling sammen med kommunalt avløpsvann. Det er altså en totalløsning basert på et samvirke mellom meieri og kommunalt renseanlegg som tilsammen skal gi en optimal rensing uten store tilleggsinvesteringer.

Delrapport 1 beskriver prosessgrunnlaget for biologisk rensing i luftede basseng og prosessforløpet ble dokumentert ved forsøk i laboratorie- og fullskala (1).

Målet med dette delprosjektet er å vise effekten av biologisk rensing av meieriavløp ved luftet utjevning på et kommunalt renseanlegg med kjemisk felling.

2. FORSØKSARRANGEMENT OG METODER

2.1 Rindal Meieri

Rindal Meieri produserer ca. 750 tonn ost og 750 tonn smør pr år. Meieriet har tre vaskestasjoner, en for tankvogner en for ysteri og en for pasteuriserte produkter som også inkluderer fettgjenvinning.

Den sistnevnte vaskestasjon ble nylig tatt i bruk. Til vaskeprosessen benyttes følgende vaskemidler:

- Tankvask: SU157 (skifter til DUO fra Lilleborg).
- Ysteri: L53 + Horolit CiP Trifax 1 % løsning til plater i oste-
kar ca. 1 l/d.
- Pasteuriserte prod.: P3 Henkel, Ca. $\frac{1}{2}$ kg/d.

Ved melkemottaket benyttes det kaustisk soda, ca. 10 kg/d.

Avløpsvann fra meieriet ledes via en målekum direkte til et eget luftet utjevningsbasseng ved Rindal renseanlegg. Meieriets konsesjonskrav er 95 kg BOF₇/d og dimensjoneringsgrunnlaget for renseanlegget er 60 kg BOF₇/d.

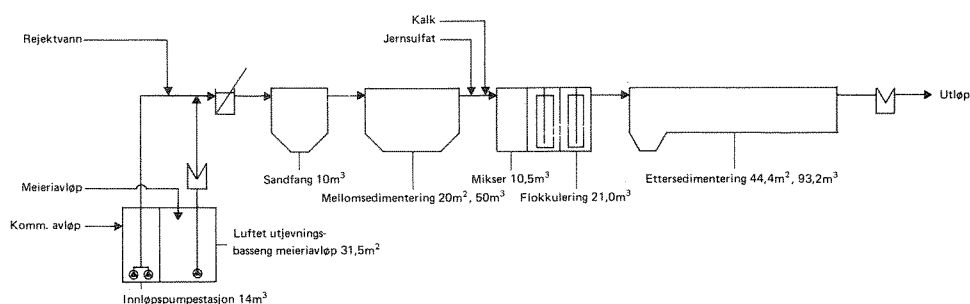
I forsøksperioden fra 5. til 9. desember var gjennomsnittlig melkemottak 32 m³/d og det ble produsert 2,7 t/d ost og 3,6 t/d smør.

2.2 Rindal renseanlegg

Renseanlegget behandler kommunalt avløpsvann fra Rindal sentrum samt avløpet fra Rindal Meieri. Anlegget er et mekanisk/biologisk/kjemisk renseanlegg basert på biorotorer med etterfølgende kjemisk felling og slambehandling basert på kalkbehandling, fortykning og avvanning i kammerfilterpresse.

Anleggets prosessløsning og oppbygging er beskrevet i SINTEF-rapport STF 21A 83011 (2). Dimensjoneringsdata er vist i vedlegg 1.

I forbindelse med forsøkene ble anlegget koplet om til sekundærfelling ved å lede vannet i omløp forbi biorotor og mellomsedimentering (figur 1). videre ble det installert diffusorlufting i utjevningssbassenget for meieriavløp. Diffusoren var laget av et 2 m langt PVC-rør med 140 stk/ 5 mm hull.



Figur 1. Flytskjema for vannbehandlingslinjen i Rindal renseanlegg under forsøkene.

Renseanlegget har felling med jernsulfat og kalk. Jernsulfat doseres vannmengdeproporsjonalt, mens kalken doseres med konstant mengde da pH-overstyringen er ute av drift. Den hydrauliske belastningen på renseanlegget er i stor grad påvirket av infiltrasjonsvann i avløpsnett i nedbørsperioder.

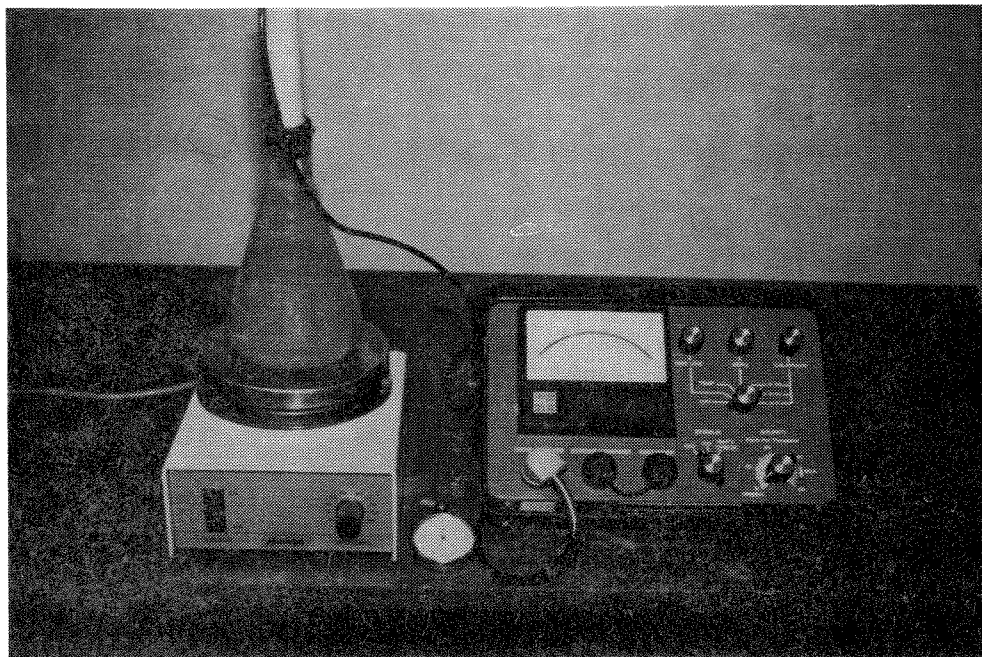
2.3 Analysemetoder

Tabell 1 viser hvilke metoder som ble brukt.

Tabell 1. Analysemetoder.

Parameter	Metode	Konservering
Kjemisk oksygenforbruk, KOF	Dikromat NS 4748/Vedl.2.	1 % 8N H ₂ SO ₄
Kjemisk oksygenforbruk,filtrert KOF _f	Dikromat NS 4748/Vedl.2.	Filtrert med GF-C på anlegg før kons.
Biokjemisk oksygenforbruk, BOF ₇	Fortynningsme- toder, NS 4749 1. utg. juni -79	Frosset
Suspendert tørrstoff, SS	Vedlegg 2	Prøvene filtrert på tarerte filtre på an- legget.
Gløderest av SS, SSGR	Vedlegg 2	Prøvene filtrert på tarerte filtre på an- legget.
Flyktig susp. FSS=SS-SSGR		
Totalfosfor, Tot-P	Vedlegg 2	1 % 8N H ₂ SO ₄
Orotofosfat, PO ₄ -P	Vedlegg 2	1 % 8N H ₂ SO ₄
Ortofosfat, PO ₄ -P (Bare lab- forsøk)	Hach (forenklet metode)	Målt på anlegget.

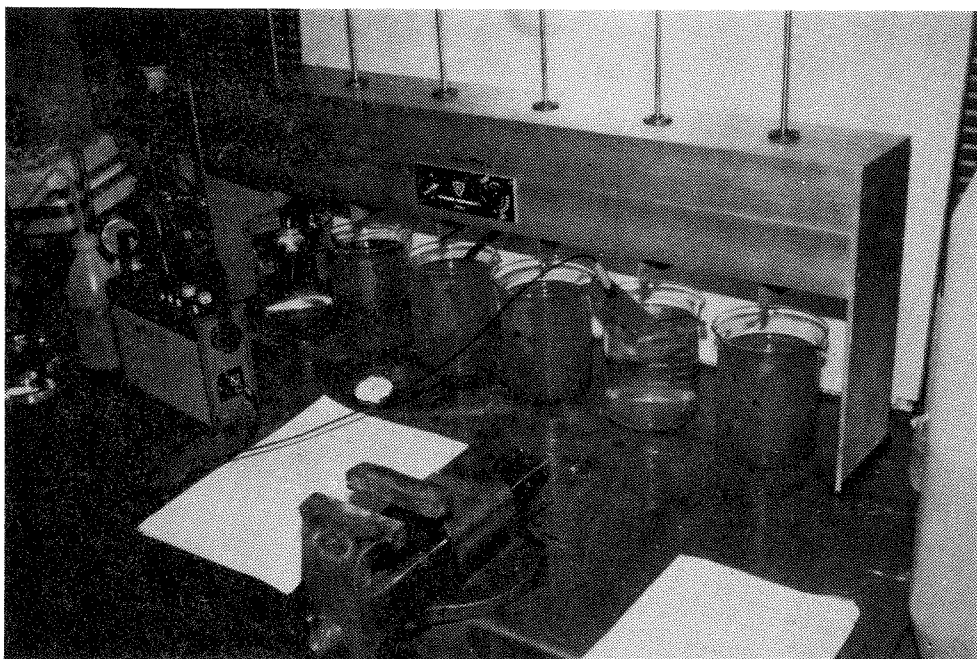
Oksygenopptak ble målt med oksygenelektrode i en kolbe med magnetrører (figur 2). Prøven ble ristet for å få opp oksygenkonsentrasjonen, og denne ble notert med 1 - 5 minutters intervall. Oksygen opptaket ble beregnet på grunnlag av en rettlinjet sammenheng mellom oksygenkonsentrasjon og tid.



Figur 2. Utstyr for måling av oksygenopptak.

2.4 Laboratorieforsøk

Som forsøksapparat ble benyttet en Thune Eureka laboratorieflokkulator med seks røreverk, figur 3. En-liters prøver av meieriavløpsvann og avløpsvann i ulike blandingsforhold ble tilsatt forhåndsbestemte mengder fellingskemikalier. Deretter fulgte hurtiginnblanding i et minutt ved 140 omdr./min etterfulgt av 29 minutters flokkulering ved 12 omdr./min og til slutt sedimentering i 60 minutter. Prøver av vannfasen ble tatt ut med hever og filtrert før analysering. Resterende del av vannet fra fellingsforsøkene ble brukt til måling av slamvolum i Imhoff-begere.



Figur 3. Apparat for fellingsforsøk med blandinger av meieravløpsvann og kommunalt avløp.

3. FORSØKSPROGRAM

3.1 Biologisk forbehandling i luftet utjevning

Den biologiske forbehandlingen av meieriavløp i luftet utjevning ble drevet som en diskontinuerlig prosess med vekselvis mottak av nytt meieriavløp, tilsetting av podeslam, lufting, pumping til renseanlegg osv. Podeslam ble tatt fra mellomsedimentering dvs. oppsamlet biorotor-slam fra før forsøkene. Prosessforløpet i utjevningssassenget ble registrert ved regelmessige målinger og analyser.

3.2 Innvirkning på renseanlegg

Forsøkene ble delt inn i følgende perioder:

1. Tilførsel av bare kommunalt avløpsvann (med biorotor i drift).
2. Tilførsel av ubehandlet meieriavløp.
3. Tilførsel av biologisk forbehandlet meieriavløp.

I periode 2 og 3 fungerte renseanlegget som et sekundærfellingsanlegg. Det ble lagt vekt på å drive anlegget optimalt i alle periodene, og meieriavløpets innvirkning ble påvist ved en intensiv registrering av anleggets drift og ved proporsjonale døgprøver av inn- og utløp. Det ble tatt hensyn til faseforskyvning av inn- og utløpsprøvene p.g.a. oppholdstiden i renseanlegget.

3.3 Fellingsforsøk i laboratoriet

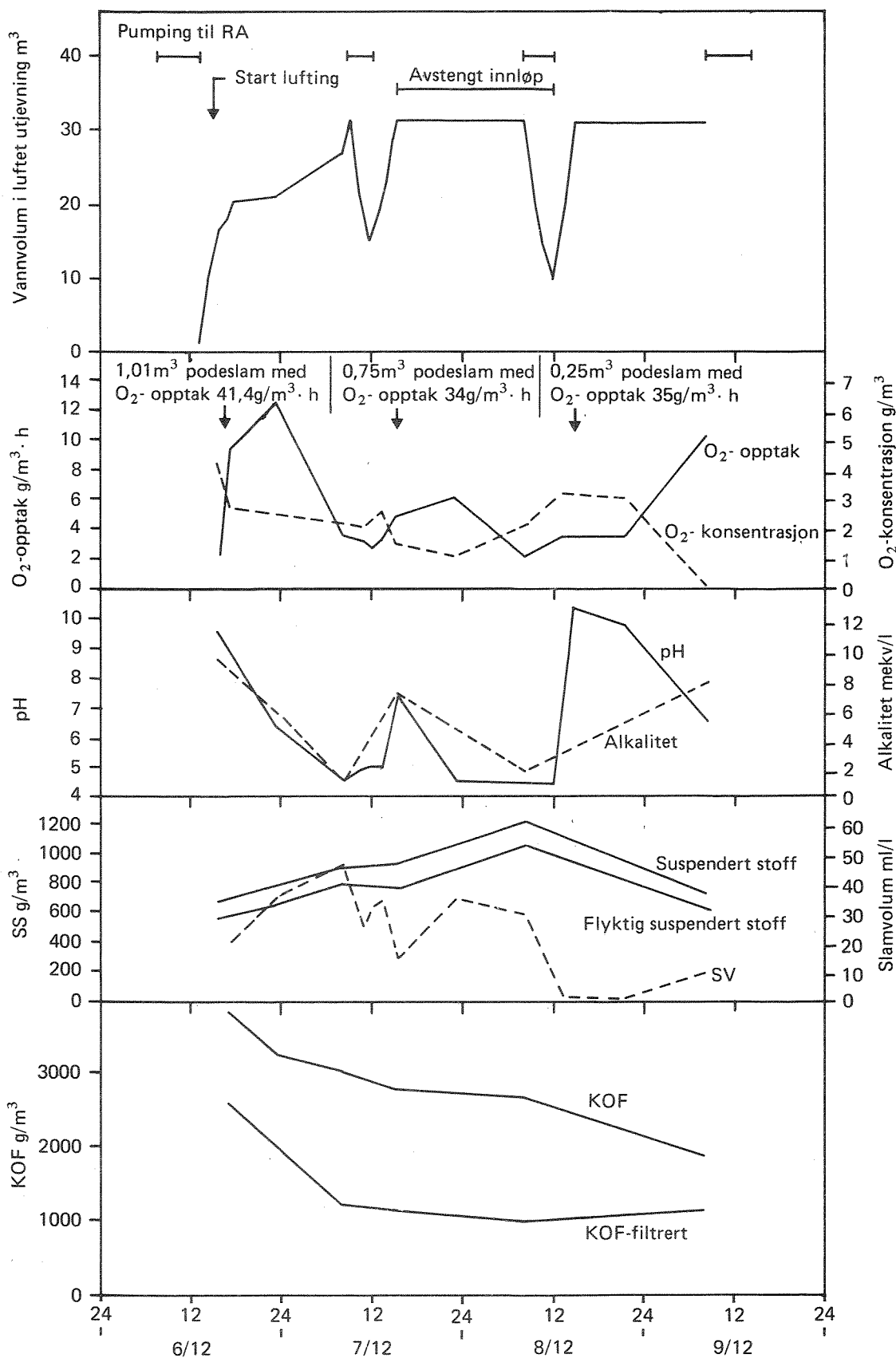
Som et supplement til fullskalaforsøkene ble det utført to serier med fellingsforsøk i laboratorieskala. Meieriavløp med ulik grad av forbehandling (varierende luftetid) ble blandet med kommunalt avløpsvann i mengdeforhold som tilsvarer fullskala driftsbetingelser ved dette anlegget, dvs. 5 - 20 % meieriavløp.

Jernsulfatdosen ble variert fra 100 - 300 g/m³ og det ble tilsatt kalk for å gi ca. 9 i fellings-pH.

4. RESULTATER

4.1 Biologisk forbehandling i luftet utjevning

Alle enkeltmålinger og analyser i luftet utjevning er vist i vedlegg 3. Luftingsforsøket startet 6.12. kl. 1530, og det ble tilsatt 1 m³ podeslam for å få prosessen igang. Prosessforløpet i luftetanken som funksjon av tid er vist i figur 4.



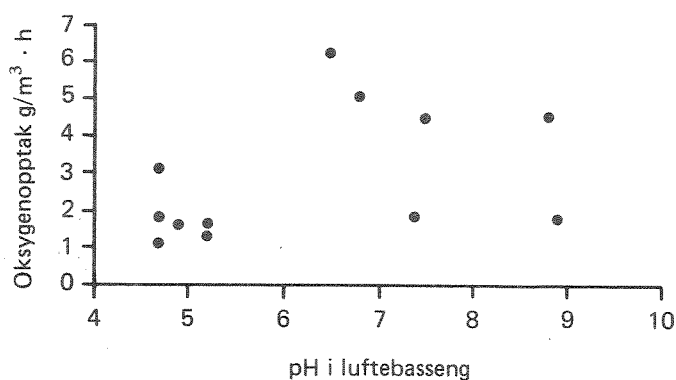
Figur 4. Prosessforløp i luftet utjevningssjø for meieriavløp.

Meieriavløp ble pumpet til renseanlegget i en 6-timers periode hver dag. Innløpet til utjevningsbassenget blir automatisk stengt når dette er fylt (ca. 31,5 m²) og meieriavløp blandes da direkte med innkommende kommunalt avløpsvann.

Da innløpet til utjevningsbassenget er dykket var det vanskelig å ta ut gjennomsnittsprøver av ubehandlet meieriavløp. I tillegg til de ubehandlede blandprøvene av meieriavløp i bassenget den 5.12 og 5.12 ble det tatt en stikkprøve den 7.12.

Oksygenopptaket i luftetanken er et mål for den biologiske aktiviteten og figuren viser en markert økning i forbindelse med at podeslam ble tilsatt.

Som det er påpekt i forrige rapport medfører biologisk rensing senking av meieriavløpets pH og alkalitet. Dette ble også observert under dette forsøket, og pH kom ned i et ugunstig område for biologisk rensing. Dette kunne vært motvirket ved tilsetning av kalk for pH-justering. Innvirkningen av pH på oksygenopptaket er vist i figur 5.



Figur 5. Betydningen av pH for oksygenopptak i luftetanken.

Figur 4 viser videre variasjonen i suspendert stoff som funksjon av luftetid. Hoveddelen av suspendert stoff er av organisk natur (flyktig suspendert stoff), men bare en mindre del av det er aktiv biomasse. Økningen i suspendert stoff i det første stadiet (før utpumping/inntak av nytt meieriavløp) skyldes vesentlig omsetning av løst organisk stoff til biomasse.

Figur 4 viser også variasjonen av KOF målt på filtrerte og ufiltrerte prøver.

I oppstartingsdøgnet fungerte utjevningsbassenget som et lukket system med kjent utgangskonsentrasjon. I de påfølgende perioder var driften karakterisert ved ulike blandinger av behandlet og ubehandlet meieriavløp, og resulterende KOF-konsentrasjoner stabiliserte seg rundt 1100 - 1300 g/m³.

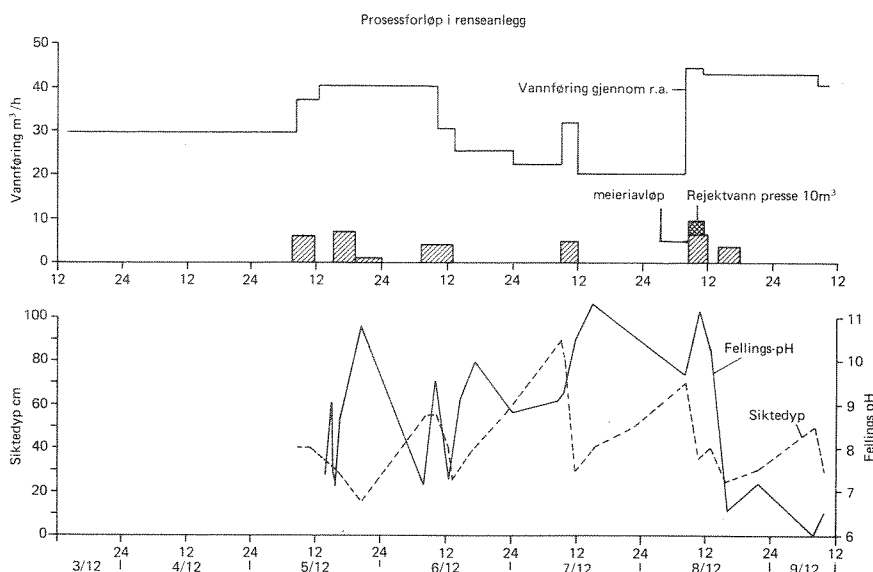
Grovt sett utgjør oksygen behovet for nedbrytning av laktose omkring halvparten av oksygenforbruket i meieriavløp og denne delen omsettes relativt i den første del av prosessen.

Den andre hovedkomponentene er kasein og da denne brytes ned langsommere enn laktose må det til en utvidet biologisk rensing for å redusere organisk stoff ytterligere.

4.2 Målinger på renseanlegget

Mengde organisk stoff og fosfor som ble tilført renseanlegget under forsøkene er vist i vedlegg 4. Vedlegg 5 og 6 viser driftsdata og stikkprøvemålinger på Rindal Renseanlegg under forsøkene.

Hydraulisk belastning på anlegget samt variasjon i fellings-pH og siktedyp er vist i figur 6.



Figur 6. Variasjoner i vannmengde, fellings-pH og siktedyp på Rindal renseanlegg under forsøkene.

På grunn av infiltrasjonsvann var hydraulisk belastning under forsøkene høyere enn under tørrværsforhold. Flatebelastningen på ettersedimenteringsbassenget var oppe i 1 m/h og dette kan ha påvirket slamsepareringen. Forøvrig kan effekten av redusert slamavskilling identifiseres ved å sammenligne filtrerte og ufiltrerte prøver.

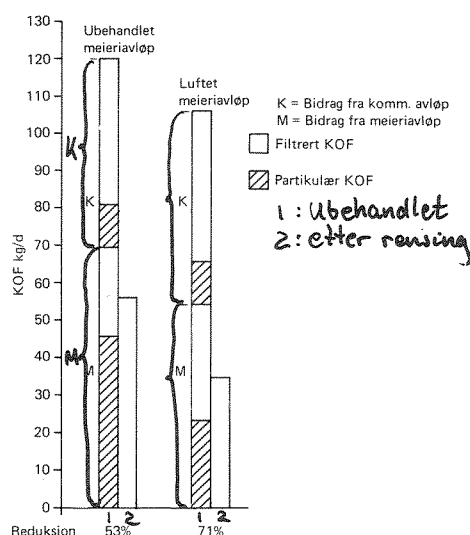
De store variasjoneen i fellings-pH er et resultat av manglende styringsopplegg for kalkdosering på dette anlegget, og dessuten er selve utmatningen av kalk ustabil p.g.a. brodannelse i siloen.

Vedlegg 7 viser analyser av døgprøver og videre er forurensningsmengder og rensseffekter beregnet.

Det var én periode med bare kommunalt avløp (3.-5.12), to med tilførsel av ubehandlet meieriavløp (5.-6.12 og 6.-7.12) én med luftet meieriav-

løp (7.-8.12) og én med en blanding av ubehandlet og lufttet meieriavløp (8.-9.12).

Som det fremgår av tabellen i vedlegg 7 er det relativt liten forskjell mellom KOF filtrert i inn- og utløp, og en kan tilnærmet si at KOF filtrert i innløp tilsvarer det som er mulig å oppveie ved kjemisk felling. For å illustrere effekten av biologisk forbehandling er det tatt utgangspunkt i målingene fra 7.-8.12. Kvaliteten på meieriavløpet før og etter lufting er kjent og figur 7 fremstiller målte resultater med lufttet meieriavløp og beregnede resultater hvis det i stedet ble tilført ubehandlet meieriavløp.



Figur 7. Forbehandlingens betydning for KOF-reduksjon basert på fullskala resultater fra 7.-8.12.

Tilførsel av ubehandlet meieriavløp gir en KOF-reduksjon lik 53 %, mens biologisk forbehandling gir ca. 71 % reduksjon i forhold til innløps-KOF med ubehandlet meieriavløp.

Om forbehandlingens betydning for totalfosfor-reduksjon er det vanskelig å si noe om på bakgrunn av fullskala resultatene. I alle prøvedøgnene var ortofosfatkonsentrasjonen i utløpet mindre enn 0,1 mg/l, mens totalfosfor-resultatene varierte med graden av partikkelseparasjon i ettersedimenteringen.

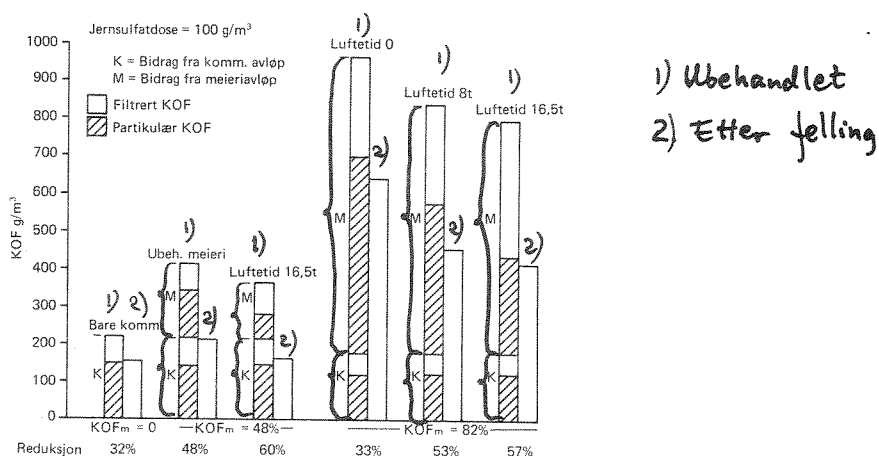
Fellingsforsøk i laboratoriet

Det ble kjørt to serier med fellingsforsøk. Analyser av avløpsvann til fellingsforsøkene er samlet i vedlegg 8 og resultatene er vist i vedlegg 9.

I den første serien ble jernsulfatdoseringsen holdt konstant lik 100 g/m³ og det ble tilsatt meieriavløp med ulike grader av forbehandling og innblandingsforhold.

I den andre serien ble innblandingsforholdet holdt konstant med varierende kjemikaliedoser.

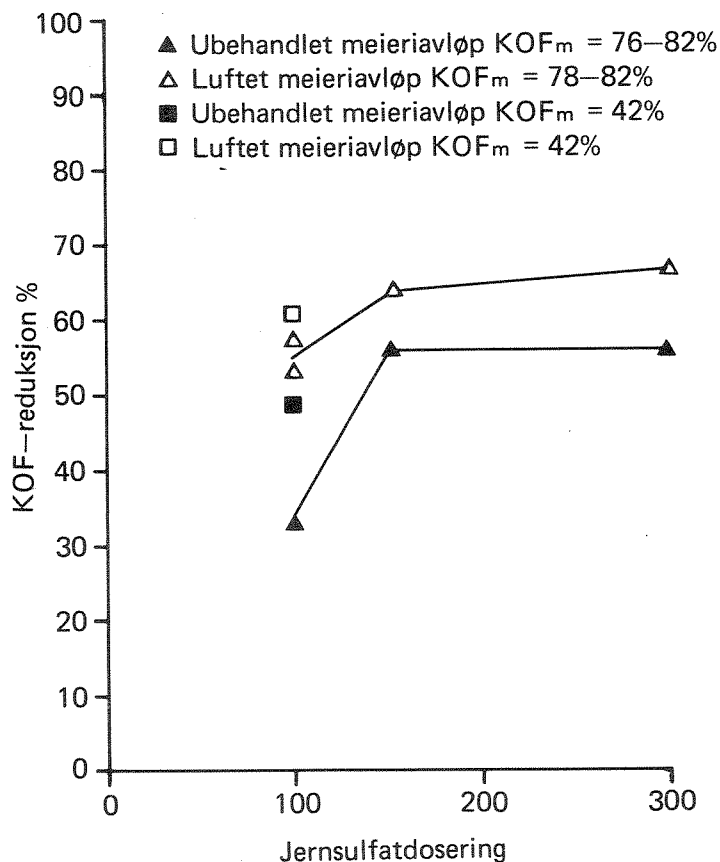
Forbehandlingens betydning for KOF-reduksjonen er illustrert i figur 8.



Figur 8. Forbehandlingens betydning for KOF-reduksjon basert på laboratorieforsøk.

Ved meieriandeler (KOF_m) lik 48 % ble den prosentvise KOF-reduksjonen forbedret fra 48 til 60 %. Tilsvarende forbedring ved 82 % meieriavløp var fra 33 til 57 %.

Betydningen av dosert mengde jernsulfat er vist i figur 9.

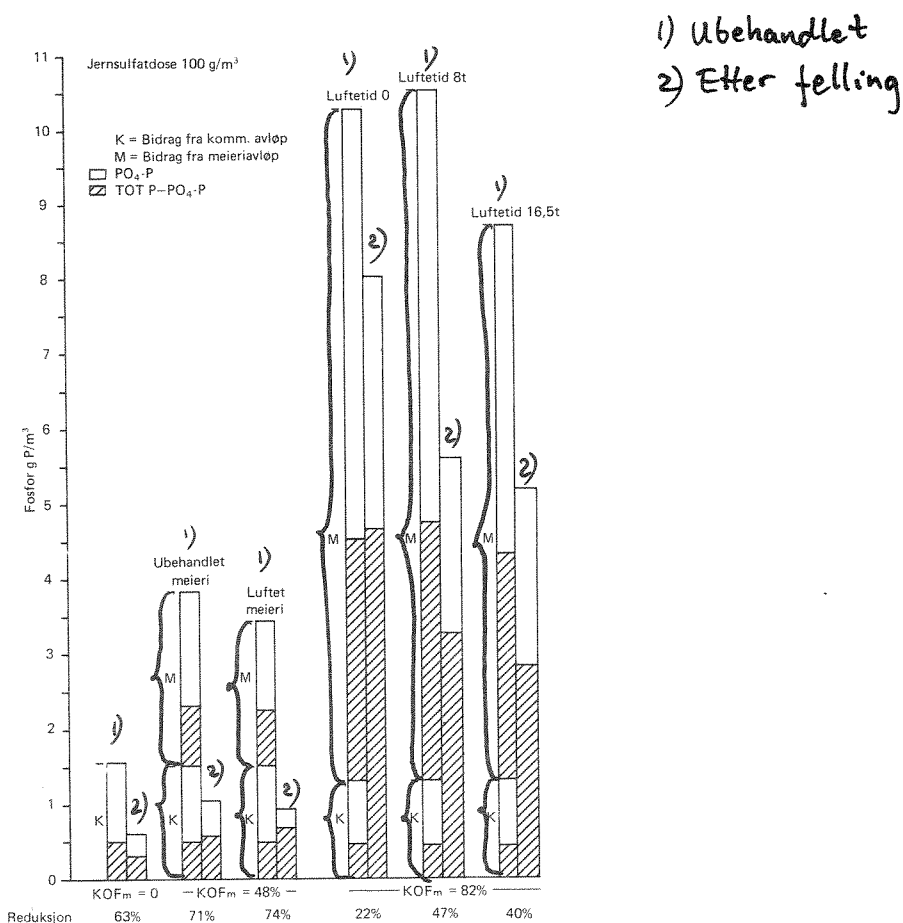


Figur 9. Sammenheng mellom jernsulfatdosering og KOF-reduksjon basert på laboratorieforsøk.

Figuren viser at økt kjemikaliedosering resulterer i bedret KOF-reduksjon. Det bør anføres at forsøkene med 100 g/m³ ble utført med andre vannprøver enn 150 og 300 g/m³, og det kommunale avløpsvannet de to sistnevnte dosene hadde en høyere andel filtrerbart KOF enn ved 100 g/m³.

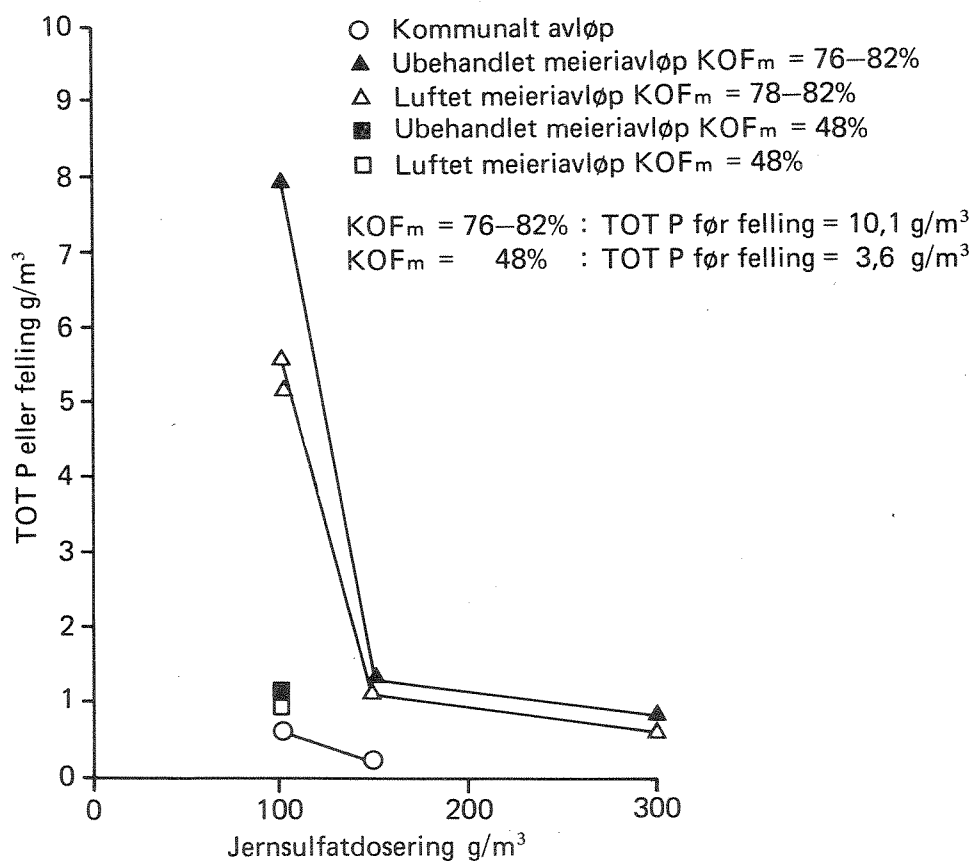
Forbehandlings betydning for fosforfjerningen er vist i figur 10 og 11.

Figur 10 viser at meieriavløpet bidrar sterkt til økte fosfor-konsentrasjoner i innløpet. Forskjellen i innløpskonsentrasjonene av Tot-P og PO_4 -P mellom ubehandlet og forbehandlet meieriavløp er liten. Selv om Tot-P konsentrasjonen etter felling er noe lavere med forbehandlede prøver er kjemikaliedosen (100 g/m^3) for lav til å gi tilfredsstillende utløpskonsentrasjoner.



Figur 10. Forbehandlingens betydning for Tot-P-reduksjon basert på laboratorieforsøk.

Jernsulfatdosens innvirkning på Tot-P er vist i figur 11.



Figur 11. Sammenheng mellom jernsulfat-dosering og Tot-P-reduksjon basert på laboratorieforsøk.

Figur viser en ubetydelig forskjell mellom ubehandlet og forbehandlet meieriavløp for å oppnå akseptable fosforverdier.

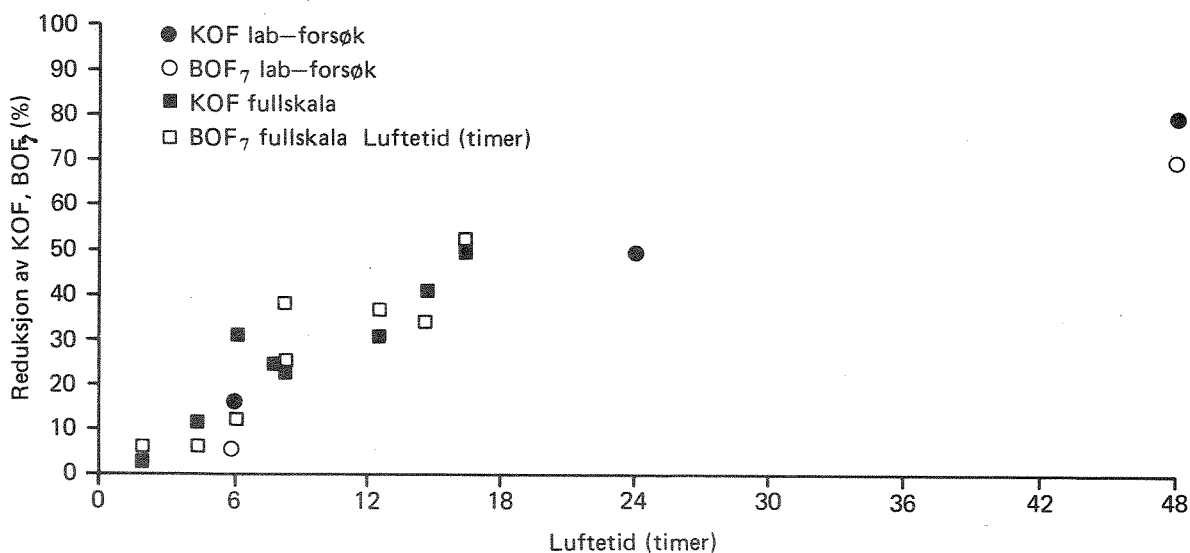
5. VURDERING AV RESULTATENE I SAMMENHENG MED TIDLIGERE ARBEIDER

Dette delprosjektet er ment å utfylle tidligere arbeider på dette feltet, og det er derfor naturlig å trekke inn resultater fra disse i vurderingen.

Den biologiske behandlingen består i det vesentlig av omsetning av løst organisk stoff til nytt cellemateriale og bare i liten grad ned-

brytning av organisk stoff. Tanken bak biologisk grovbehandling er da også at det organiske stoffet skal omsettes til en "fellbar" form slik at det kan tas ut i de kommunale rensesanlegget.

Figur 12 viser reduksjon av organisk stoff (filtrerte prøver) som funksjon av luftetid fra lab.- og fullskala.

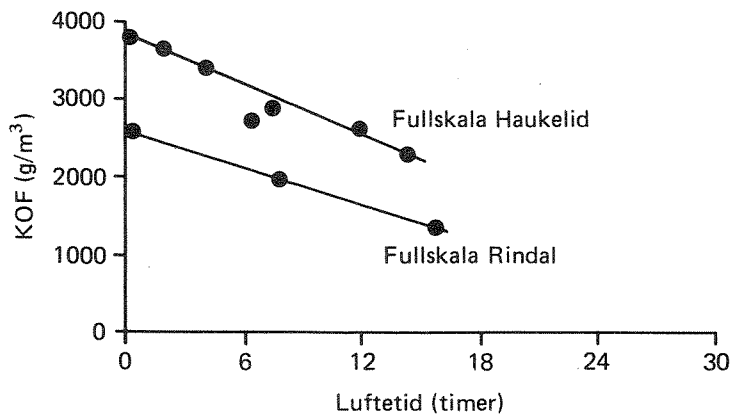


Figur 12. Reduksjon av organisk stoff i meieriavløp som funksjon av luftetid.

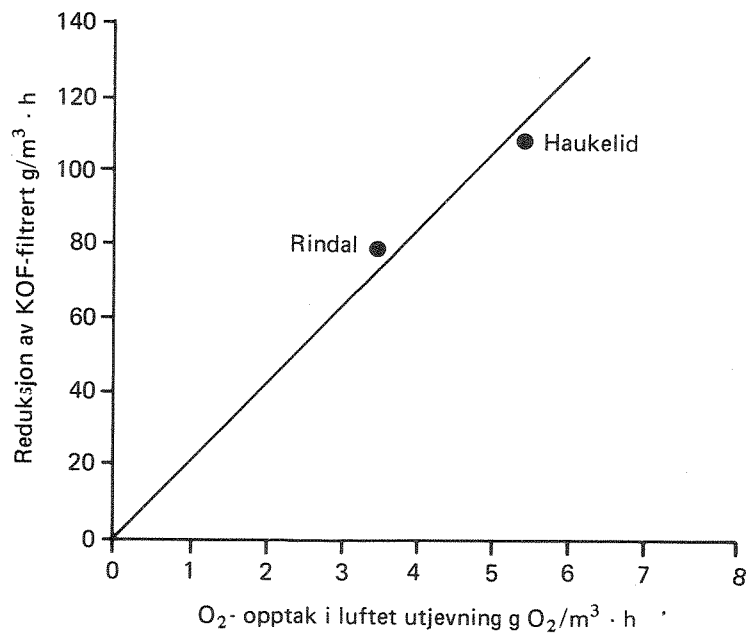
Nedbrytningshastigheten for løst organisk stoff er bl.a. avhengig av biomassekonsentrasjonen i luftetanken. I aktivslamanlegg brukes ofte flyktig suspendert stoff, FSS eller VSS som mål for biomasse.

Da en normalt vil operere med lave biomassekonsentrasjoner ved biologisk forbehandling vil en stor del av FSS ikke være aktiv biomasse.

Derfor er oksygenopptak i luftetanken brukt som et mål for nedbrytningshastigheten. Med utgangspunkt i figur 13 og samtidig målte oksygenopptak er det i figur 14 vist KOF-reduksjon som funksjon av oksygenopptak.



Figur 13. KOF_f som funksjon av luftetid.



Figur 14. KOF_f reduksjon som funksjon av oksygenopptak i luftet utjevning.

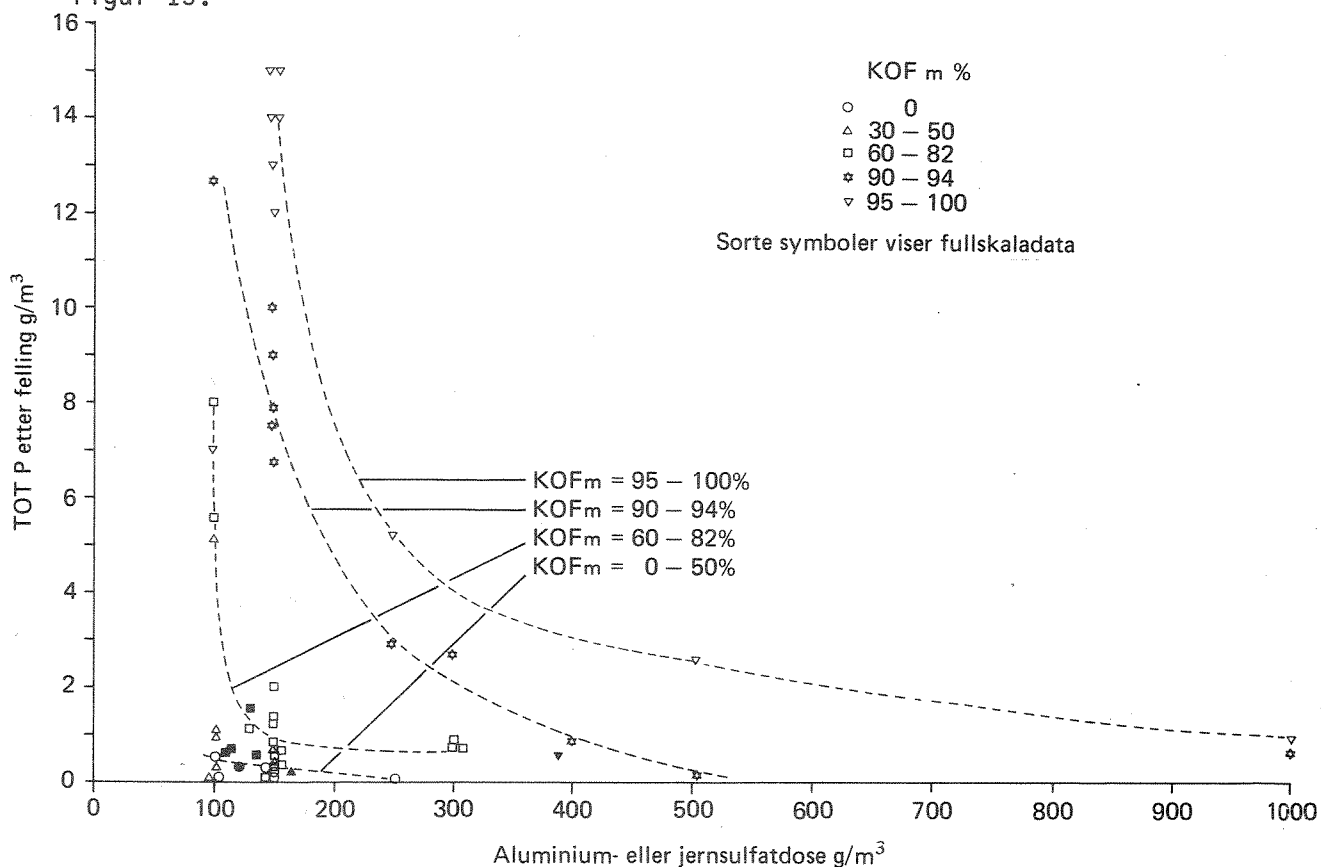
Figuren er ment som et hjelpemiddel for overslagsmessige beregninger av biomassebehov i forhold til disponibel oppholdstid.

Et annet forhold som en bør ta hensyn til er, at det kan være behov for pH-justering for å holde optimal nedbrytningshastighet (figur 5).

For å holde tilstrekkelig biomasse i utjevningsbassenget bør driften legges opp slik at lufterne stoppes en tid før meieriavløpet pumpes til renseanlegget for at slammet skal sedimentere. Dette betinger et utløpsrør som ligger et stykke over bassengbunnen slik at slammet blir tilbake i bassenget. Videre bør utstyr for måling av oksygenopptak (figur 2) være obligatorisk ved denne type anlegg.

5.1 Meieriavløpets innvirkning på kommunale renseanlegg

Mengde meieriavløp i forhold til kommunalt avløpsvann spiller en vesentlig rolle når det gjelder driftsforstyrrelser på kommunale renseanlegg. Det er i dette og andre delprosjekter valgt å relatere resultatene til forholdet mellom meieriavløpets KOF-bidrag og den totale KOF-belastningen meieriavløpets betydning for kjemikaliedosering og Tot-P-konsentrasjonen etter felling er vist i figur 15.



Figur 15. Sammenhengen mellom meieriavløpsandel, kjemikaliedosering og total fosfor etter felling basert på lab.-skala og fullskala resultater.

Dataene i figuren skriver seg fra forsøk med en rekke typer meieriavløpsvann (3) og kommunale avløp og vedlegg 10. Figuren er ment å være en indikasjon på hvor store driftsforstyrrelser en kan forvente og hvilke kjemikaliedoser som skal til for motvirke disse.

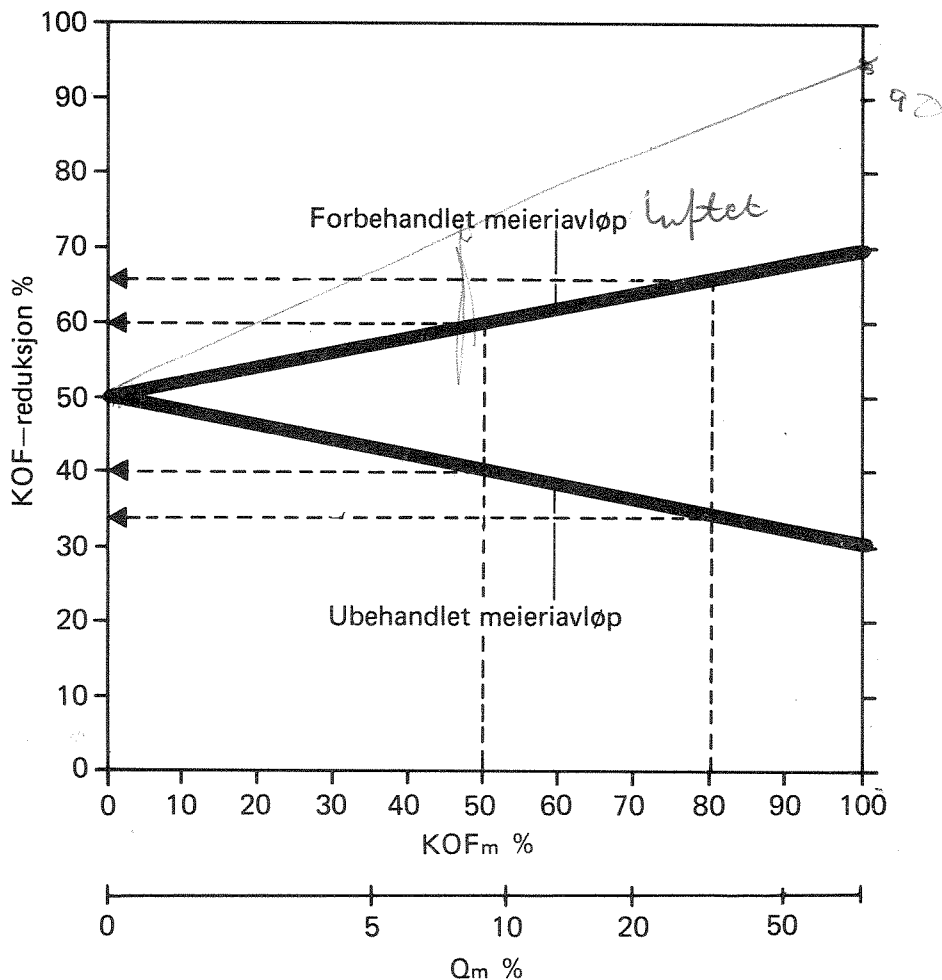
For KOFm-verdier opp til 60 % har meieriavløpet moderat innvirkning på kjemikaliedosen mens over 80 % vil det være en betydelig økning av kjemikalieforbruket.

Biologisk forbehandling har ikke vist seg å ha noen vesentlige effekter på fosfatfelling.

Figur 16 viser meieriavløpets innvirkning på KOF etter kjemisk felling.

- KOF-konsentrasjonen i meieriavløpsvann er ti ganger konsentrasjonen i kommunalt avløp.
- 30 % av KOF i ubehandlet meieriavløpsvann er filtrerbart og det antas at denne delen kan fjernes ved kjemisk felling.
- Ved biologisk forbehandling økes den filtrerbare delen av KOF i meieriavløp til 70 % og det antas at denne delen kan fjernes ved kjemisk felling.
- 50 % av KOF i kommunalt avløpsvann fjernes ved kjemisk felling.

Figur 17 viser en grafisk fremstilling av KOF-reduksjon som funksjon av meieriandel for ubehandlet og forbehandlet meieriavløp.



Figur 17. Generell fremstilling av KOF-reduksjon med og uten forbehandling av meieriavløp.

Det er enkelt å lage en tilsvarende fremstilling for andre antatte inngangsverdier av KOF filtrert/ufiltrert for meieriavløp og kommunalt avløpsvann.

Figuren viser at ved $KOF_m = 50\%$ vil den totale KOF-reduksjonen bli bedret fra 40 til 60 % ved forbehandling av meieriavløpsvann og ved $KOF_m = 80\%$ vil økningen være fra 33 til 66 %.

6. KONSEKVENSER FOR RINDAL RENSEANLEGG

I forbindelse med dette prosjektet ble det installert lufting i utjevningsbassenget og det er derfor mulig å etablere permanent biologisk forbehandling av meieriavløp. I prinsippet er dette unødvendig ved renseanlegg med biologisk rensing, men det kan være interessant å se hvilken virkning den reduserte KOF-belastningen på anleggets biorotor kan ha.

På Rindal renseanlegg er det store problemer med kjemikaliedoseringen. For det første er utmatningen av kalk til oppløsningsbassenget meget ustabil (brodannelse i siloen) og dessuten doseres kalkløsningen med konstant mengde basert på manuelle korreksjoner. Jernsulfat doseres vannmengdeproporsjonalt, men utdoseringen er ikke linær med inngangssignalet til thyristorenheten. Årsaken til det sistnevnte kan være at skruen er levert med for stort kapasitetsområde i forhold til det aktuelle behovet.

Opprinnelig skulle doseringen av kjemikalier styres av pH i fellingstrinnet, men svakheten ved en slik løsning er selve pH-målingen som også ved andre anlegg har vært problematisk.

Det foreslås derfor at det blir gjennomført et driftsassistanseprosjekt for å rette opp kjemikaliedoseringen ved dette anlegget.

En metode som tar hensyn til avløpsvannets kvalitetsvariasjoner er foroverstyring etter ledningsevnen. (Jfr. Sørumsand renseanlegg).

En kunne tenke seg at både kalk og jernsulfat ble styrt automatisk etter denne parameteren, men først må det gjennomføres en undersøkelse som dokumenterer sammenhengen mellom kjemikaliebehov og ledningsevne på dette spesielle avløpsvannet.

Ellers kan nevnes at det utprøves utstyr for automatisk måling av alkaliteten i avløpsvann.

7. REFERANSER

1. Damhaug, T., Ofte, J.: (1983) "Industriavløp på kommunale renseanlegg". Delrapport 1. Indrens/NIVA, VA 2/83.
2. Ødegaard, H.: (1983) "Industriavløp på kommunale renseanlegg Case Study: Rindal renseanlegg". SINTEF STF21 A 83011.
3. Damhaug, T., Lundar, A.,: (1983) Innvirkning av avløpsvann fra næringsmiddel industri på drift av kommunale renseanlegg. NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg. HPA - 35/80.

V E D L E G G

Dimensjoneringsdata for Rindal rensesanlegg

Dimensjonerende hydraulisk belastning: $40 \text{ m}^3/\text{h}$
Maksimal hydraulisk belastning: $80 \text{ m}^3/\text{h}$
Dimensjonerende organisk belastning: $192 \text{ kg BOF}_7/\text{d}$

De enkelte enheter er belastet som følger:

1. Sandfang
 - Volym : 10 m^3
 - Oppholdstid ved Q_{dim} : 15 min
 - Oppholdstid ved Q_{maksdim} : $7,5 \text{ min}$
 - Overflatebelastning flyte-
slamsone ved Q_{dim} : $20 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
2. Forsedimentering
 - Overflatebelastning ved Q_{dim} : $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Overflatebelastning ved Q_{maksdim} : $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Vanndybde : $2,8 \text{ m}$
3. Biorotor
 - Dimensjonerende belastning : $0,020 \text{ kg BOF}_7/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Aktuell belastning : $0,016 \text{ kg BOF}_7/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Overflate : $8\,175 \text{ m}^2$
4. Mellomsedimentering
 - Overflatebelastning ved Q_{dim} : $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Overflatebelastning ved Q_{maksdim} : $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Vanndybde : $2,5 \text{ m}$
5. Flokkulering
 - Volym (4 kammer) : 21 m^3
 - Oppholdstid ved Q_{dim} : 32 min.
 - Oppholdstid ved Q_{maksdim} : 16 min.
6. Ettersedimentering
 - Overflatebelastning ved Q_{dim} : $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Overflatebelastning ved Q_{maksdim} : $1,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
 - Vanndybde : $2,1 \text{ m}$
7. Fortykker (slamsilo)
 - Samlet volum : 45 m^3
 - Slamoppholdstid (fortykket) : 8 døgn

Dimensjonerende slammengder:

 - Før fortykking : $13,7 \text{ m}^3/\text{d}$
 - Etter fortykking : $5,8 \text{ m}^3/\text{d}$
 - Avvannet : $1,2 \text{ m}^3/\text{d}$
8. Septikslam
 - Volym septiksandfang : 10 m^3
 - Dimensjonerende septikslammengde : $20 \text{ m}^3/\text{d}$
 - Arlig tilførsel : $500 \text{ m}^3/\text{år}$
9. Silbåndpresse
 - Kapasitet : $4 - 6 \text{ m}^3/\text{h}$

ANALYSEMETODER

NIVA-metode

1. Bestemmelse av: Orto-fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$).
- 2.1. Litteraturhenvisninger. Henriksen, 25. juli 1972: Ortofosfat og totalfosfor i kloakkvann.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	Løst ortofosfat
2. Prøvetype:	Avløpsvann
3. Metodebeskrivelse:	Ortofosfat reagerer med ammoniummolybdat til gul farget fosfor-molybdensyre, som reduseres med skorbinsyre i nærvær av antimon til en sterk blåfarge som måles fotometrisk.
4. Instrument:	Technicon Autoanalyzer
5. Bestemmelsesområde:	0,5 - 10 mg/l P
6. Kalibreringskurve:	0,5 - 1,0 - 2,0 - 5,0 - 8,0 - 10 mg/l
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	0,5 mg/l
9. Interferenser:	Silisium og arsen i form av arsenat kan danne blåfargede kompleksforbindelser med molybdat.
10. Benøvningsenhet:	mg/l
11. Konservering:	1 ml 4 M H_2SO_4 pr. 100 ml. prøve
12. Lagring:	Kjøleskap

NIVA-metode

1. Bestemmelse av: Total fosfor i avløpsvann (Tot-P)
- 2.1. Litteraturhenvisninger. Henriksen, 25. juli 1972: Ortofosfat og totalfosfor i kloakkvann.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	Organisk og uorganiske fosforforbindelser
2. Prøvetype:	Avløpsvann
3. Metodebeskrivelse:	Organiske og uorganiske fosforforbindelser omdannes under oppvarming med kaliumperoksydisulfat til ortofosfat i surt miljø. Ortofosfat reagerer med ammoniummolybdat til gul farget fosfor molybdensyre, som reduseres med askorbinsyre i nærvær av antimon til et sterkt blåfarget forbindelse som måles fotometrisk.
4. Instrument:	Technicon Autoanalyser
5. Bestemmelsesområde:	0,5 - 10 mg/l P
6. Kalibreringskurve:	0,5 - 1,0 - 2,0 - 5,0 - 8,0 - 10 mg/l
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	0,5 mg/l
9. Interferenser:	Silisium og arsen i form av arsenat kan danne blåfargede kompleksforbindelser med molybdat.
10. Benøvningsenhet:	mg/l
11. Konservering:	1 ml 4 m H ₂ SO ₄ pr. 100 ml. prøve
12. Lagring:	Kjøleskap

NIVA-metode

1. Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk oksydasjon med dikromat COD-Cr.
- 2.1. Litteraturhenvisninger Norsk Standard 4748.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	organiske forbindelser
2. Prøvetype:	
3. Metodebeskrivelse:	Prøven som er sterkt surgjort med svovel-syre kokes under standardiserte betingelser med kaliumdikromat-lsg og sølv som katalysator. Overskudd av dikromat bestemmes ved titrering med Fe^{++} -lsg. Forbruk av kaliumdikromat gir et mål for prøvens innhold av organisk stoff.
4. Instrument:	Tecator Digestion system 20, 1005 Heating Unit, Oxford dispenser for uttak av kaliumdikromatløsning. Metrohm Herisau: Multi-Dosimat E 415 til titrering av Fe^{II} -løsning.
5. Bestemmelsesområde:	COD > 10 mg/l til 700 mg/l uten fortykning.
6. Kalibreringskurve:	
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	10 mg/l
9. Interferenser:	Oksydasjon av uorganisk materiale som klorid, nitrit, hydrogensulfid og jern II virker sterkt forstyrrende på bestemmelsen. $Cl < 2000$ mg/l. Tilsetning av sulfamidssyre kan eliminere forstyrrelser for maks. 6 mg/l $N-NO_2/l$.
10. Benervning:	
11. Konservering:	1 ml 8n $H_2SO_4/100$ ml.
12. Lagring:	4° Kjøleskap

NIVA-metode

1. Bestemmelse av: Gløderest av suspendert stoff (S-GR).
- 2.1. Litteraturhenvisninger:
 - a) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 13ed. 1971.
 - b) Methods for chemical analysis of Water and Wastes 1971.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	Metalloksyder og ikke flyktige salter.
2. Prøvetype:	Fleste typer avløpsvann
3. Metodebeskrivelse:	En homogen prøvemengde filtreres gjennom glassfiberfilter, glødes ved 580°C, veies.
4. Instrument:	Laboratorietvekt som kan veie 0,1 mg.
5. Bestemmelsesområde:	> 5 mg/l
6. Kalibreringskurve:	
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	5 mg/l
9. Interferenser:	Samme som under suspendert tørrstoff.
10. Benervning:	mg/l
11. Konservering:	Ingen.
12. Lagring:	Prøven analyseres snarest. Oppbevares i kjøleskap 4°C til analyse.

NIVA-metode

1. Bestemmelse av: Suspendert tørrstoff (S-TS).
- 2.1. Litteraturhenvisninger. Forslag til Norsk Standard, F 4733.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	Suspendert materiale.
2. Prøvetype:	Fleste typer avløpsvann.
3. Metodebeskrivelse:	En homogen prøvemengde filtreres gjennom glassfiberfilter, tørkes ved 105 °C og veies.
4. Instrument:	Laboratorievekt som kan veie 0,1 mg.
5. Bestemmelsesområde:	> 5 mg/l
6. Kalibreringskurve:	
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	5 mg/l
9. Interferenser:	Små partikler som kan blokkere filtermaterialets porer og bygger opp filterkake med mindre porestørrelse enn filteret.
10. Benervning:	mg/l
11. Konservering:	Ingen.
12. Lagring:	Prøven bør analyseres snarest. Oppbevares i kjøleskap 4 °C til analyse.

NIVA-metode

1. Bestemmelse av: Alkalitet (ALK).
- 2.1. Litteraturhenvisninger. Norsk Standard 4754: Vannundersøkelse - Alkalitet. Potensiometrisk titrering. Mai 1981.
- 2.2. Karakteristikk av metoden.

1. Komponent som bestemmes:	Karbonat, hydrogenkarbonat, hydroksyd og eventuelle andre basiske komponenter.
2. Prøvetype:	Naturlig og forurenset vann.
3. Metodebeskrivelse:	Prøven titreres med HCl-løsning til en eller to bestemte pH-verdier. Rutinemessig titreres med 0,01 M HCl til pH -4,5 (total alkalitet).
4. Instrument:	Radiometer: PHM 62 Standard pH Meter TTT 60 Titrator ABU 13 Autokuvette.
5. Bestemmelsesområde:	
6. Kalibreringskurve:	
7. Standard avvik:	
8. Deteksjonsgrense:	0,01 mmol/l
9. Interferenser:	
10. Benervning:	mmol/l
11. Konservering:	Ingen.
12. Lagring:	Bør analyseres straks, men kan lagres i kjøleskap ved 4 °C til analysen utføres.

Vedlegg 3.

Målinger og analyser av meieriavløp.

Dato tid	Volum m ³	pH	O ₂ g/m ³	O ₂ -op. g/m ³ ·h	Temp C	Slam vol. ml/l	KOF g/m ³	KOFF g/m ³	Alk mekv/l	SS g/m ³	FSS g/m ³	Tot-P g/m ³	PO ₄ -P g/m ³	BOF ₇ g/m ³	BOFF g/m ³	Merknad
6/12 1530	16,7	9,6	8,6	1,1	17,5	-	3900	2600	4,7	697	570	45	16,0	2490	1660	Tilsatt 1,0 m ³ podeslam
1705	20,7	8,8	5,5	4,7	15,8	20										
2330	21,6	6,5	5,0	6,3	14,8	35	3300	2000	3,0	760	664	46	17,0	2076	1260	
7/12 0800	27,0	4,7	4,6	1,9	13,5	46	3100	1300	0,7	900	792	37	15,0	1784	750	Start pumping
0845	31,5															
1035	21,6	4,9	4,1	1,6	13,5	25										Stopp pumping
1145	15,3	5,2	4,7	1,4	13,2	32										
1305	19,8	5,2	5,2	1,7	13,9	35										Tilsatt 0,5 m ² podeslam
1355	23,4															
1445	28,8															
1515	31,5	7,5	3,1	4,5	15,5	15	2900	1200	3,6	935	765	38	14,0			
2245	31,5	4,7	2,3	3,1	15,7	35										
8/12 0800	31,5	4,7	4,6	1,2	14,5	30	2800	1100	1,0	1173	1087	36	17,0			Start pumping
0945	20,7															
1035	15,3															
1150	10,8															
1325	20,7	7,4	6,7	1,8	16,0	1,7										
1410	31,5															
2120	31,5	8,9	6,2	1,8	15,5	1,8	2000	1300	4,0	757	652	30	13,0			Stopp pumping Tilsatt 0,25 m ³ podeslam
9/12 0800	31,5	6,8	0,6	5,2	14,5	9,0										
Ubeh.meieri Ubeh.meieri (stikkprøve) Rejektvann	5/12 7.12 8.12	11,7 10,6 12,5	4,3				2200 2500	980 1800 1500	10,1 7,6 45	239 952	226 852	26 38	8,5 15,0	1233		
Podeslam " "	6.12 7.12 8.12			41,4 34,0 35,0						5810 7570	3820 4510					

Vedlegg 4.

Tilførsel av meieriavløp og rejektivann til renseanlegget.

Tidsrom	Type av- løpsvann	Mengde m ³	KOF		KOF _f		TOT-P	PO ₄ -P
			g/m ³	kg/d	g/m ³	kg/d	g/m ³	g/m ³
5.-6.12	Ubeh. meieri	49,2	2200	108	980	48	26	8,5
6.-7.12	Ubeh. "	20	2500 ¹⁾	50,0	1800 ¹⁾	36,0 ¹⁾	38 ¹⁾	
7.-8.12	Luftet "	17,7	3100	54,9	1300	23,0	37	15
	Luftet "	21,5	2800	60,2	1100	23,7	36	17
8.-9.12	Ubeh. "	12,8	2500	32,0	1800	23,0	38	
	Rejektivann slampresse	10,0	4500	45,0	1500	15,0	-	-

1) Anslåtte verdier.

Vedlegg 5.

Driftsdata renseanlegg

Tidsrom	Timer	Vannmengde m ³	Vannfør- ing m ³ /h	Flateb. etterdim. m/h	Jernsulfat dosering g/m ³
3.12 1415 - 5.12 0830	42,25	1265	29,9	0,67	120
5.12 0830 - 5.12 1230	4,0	149	37,3	0,84	
5.12 1230 - 6.12 1000	22,5	914	40,6	0,91	138
6.12 1000 - 6.12 1300	3,0	92	30,7	0,69	132
6.12 1300 - 6.12 2400	11,0	283	25,7	0,58	101
6.12 2400 - 7.12 0845	8,75	197	22,5	0,51	116
7.12 0845 - 7.12 1145	3,0	96	32,0	0,72	119
7.12 1145 - 8.12 0755	20,16	417	20,7	0,47	97
8.12 0755 - 8.12 1025	2,0	89	44,5	1,00	121
8.12 1025 - 9.12 0905	22,41	973	43,4	0,98	132
9.12 0905 - 9.12 0950	1,75	71	40,6	0,91	135

Vedlegg 6.

Stikkprøvemålinger i renseanlegg.

Dato	K1	pH-flokkulering	Siktedyp cm	Slamvolum ml/l
3.12	1415			
5.12	0830		40	
	1100		40	
	1405	7,3		
	1450	9,1		2
	1505	7,4		2
	1525	7,2		
	1555	7,2	30	
	1650	8,7		2
	2025	10,8	15	
6.12	0800	7,2	55	
	1000	9,6		
	1245	7,3	40	
	1300	7,9	25	
	1430	9,1		
	1720	10,0	40	
	2400	8,8	60	
7.12	0845	9,1	90	0,2
	0945	9,3	75	0,2
	1145	10,5	30	
	1450	11,3	40	
	2245		50	
8.12	0755	9,7	70	
	1020	11,2	35	5,5
	1250	10,3	40	13
	1600	6,6	25	
	2130	7,2	30	
9.12	0805	6,0	55	
	0950	6,5	30	

Vedlegg 7.

Resultater av døgnpøremålinger ved Rindal rensanlegg.

Fra	Til	Sted	Sted m ³	pH	Alk met.	KOF			KOFF			TOT-P			P04-P			SS g/m ³	FSS g/m ³	Møteravløp
						g/m ³	kg/d	% red.	g/m ³	kg/d	% red.	g/m ³	kg/d	% red.	g/m ³	kg/d	% red.			
3.12 1415 - 5.12 0830		Inn		9,7	1,9	75	54,0	36	25,9	80	1,7	1,22	82	0,2	0,14		52	35	Bare kommunalt avløp	
3.12 1415 - 5.12 0830		Ut	1265	7,3	1,6	15	10,8	20	14,4		0,3	0,22		<0,1	<0,07		67	30		
5.12 0830 - 6.12 1000		Inn		9,2	1,7	160	154,0	110	105,8	38	2,2	2,49	36	1,1	1,25		61	47	Ubehandlet KOFm = 70 %	
5.12 1230 - 6.12 1300		Ut	1063	7,7	1,5	100	96,2	85	81,8		1,4	1,59		<0,1	<0,11		23	7		
6.12 1000 - 7.12 0845		Inn		7,3	1,5	120	72,5	55	33,1	63	1,5	0,91	53	0,7	0,42		26	21	Ubehandlet KOFm = 69 %	
6.12 1300 - 7.12 1030		Ut	572	7,2	1,4	44	26,6	31	18,7		0,7	0,42		<0,1	<0,06		32	18		
7.12 0845 - 8.12 0755		Inn		9,7	3,4	200	106,3	47	25,0	68	3,9	2,08	85	0,3	0,16		205	79	Luftet i 18,5 timer KOFm = 65%	
7.12 1030 - 8.12 1025		Ut	514	9,6	2,1	65	34,6	65	34,6		0,6	0,32		<0,1	<0,05		23	13		
8.12 0755 - 9.12 0805		Inn		9,5	2,2	200	208,8	80	83,5	50	3,3	3,44	52	0,8	0,79		75	44	Luftet + ubehandlet trejektvann KOFm = 69 %	
8.12 1025 - 9.12 0950		Ut	1062	8,5	1,1	100	104,4	75	78,2		1,6	1,67		<0,1	1,04		46	18		

Vedlegg 8.

Avløpsvann til fellingsforsøk.

Bet.	Vannstype	pH	Alk mekv/e	KOF ₃ g/m ³	KOF ₅ g/m ³	TOT-P ₃ g/m ³	PO ₄ -P ₃ g/m ³	SS g/m ³	FSS ₃ g/m ³
K1	Kommunalt avløp stikkprøve 7.12 kl. 0840	9,6	2,6	220	150	1,6	0,5	31	16
K2	Kommunalt avløp døgnprøve 7.12 - 8.12	9,7	3,4	200	47	3,9	0,3	205	79
M1	Ubehandlet meieriavløp 6.12 kl 1530	9,6	4,7	3900	2600	45	16,0	697	570
M2	Meieriavløp lufttet ca. 8 timer 6.12	6,5	3,0	3300	2000	46	17,0	760	664
M3	Meieriavløp lufttet ca. 16,5 timer 6.-7.12	4,7	0,7	3100	1300	37	15,0	900	792
M4	Ubehandlet meieriavløp 7.12 (stikkprøve)	10,6	7,6	2500	1800	38	15,0	952	852
M5	Meieriavløp lufttet ca. 18 timer 7.-8.12	4,7	1,0	2800	1100	36	17,0	1173	1087

Resultater av fellingsforsøk.

Beger nr.	Kom. Type av prøvevann meieri	Menge meieri-avløp %	KOFm %	Jern-sulfat g/m ³	Kalk ml/l	pH		Vannkvalitet før felling				Vannkvalitet etter felling				Slam-volum ml/l	Kommentarer			
						Før fel.	Etter kalkd.	Etter fel.	Tot-Bf g/m ³	PO ₄ P g/m ³	KOF ₃ g/m ³	KOF ₅ g/m ³	Tot-Pf g/m ³	PO ₄ -P g/m ³	KOF ₄ g/m ³			% red.	% red.	
1.1	K1	0	0	100	2	9,3	9,9	9,1	1,6	0,5	220	150	0,6	0,28	44	150	63	32	-	Bra visuell effekt
1.2	K1	5	48	100	2	9,2	9,8	9,1	3,8	1,3	404	272	1,1	0,52	60	210	71	48	-	Dårlig visuell effekt
1.3	K1	20	82	100	2	8,8	9,2	8,2	10,3	3,6	956	640	8,0	4,58	0	640	22	33	-	Dårlig visuell effekt
1.4	K1	20	82	100	2	8,2	8,9	7,7	10,5	3,8	836	520	5,6	3,25	34	450	47	46	-	Dårlig visuell effekt
1.5	K1	5	48	100	2	9,2	9,6	8,8	3,4	1,2	364	208	0,9	0,65	46	160	74	56	-	Bra visuell effekt
1.6	K1	20	82	100	2	8,5	8,9	7,6	8,7	3,4	796	380	5,2	2,8	18	410	40	48	-	Dårlig visuell effekt
2.1	K2	0	0	150	2	9,7	10,4	9,1	3,9	0,3	200	47	0,3	0,13	57	65	92	68	40	Bra visuell effekt
2.2	K2	20	76	150	4	9,6	10,7	9,7	10,7	3,2	660	394	1,3	0,37	88	280	88	58	15	Dårlig visuell effekt
2.3	K2	20	78	150	5	8,4	10,2	9,1	10,3	3,6	720	258	1,2	0,62	83	260	88	64	45	Bra visuell effekt
2.4	K2	20	76	300	8	9,4	11,0	9,7	10,7	3,2	660	394	0,8	0,25	92	280	93	58	68	Bra visuell effekt
2.5	K2	20	78	300	10	8,5	11,0	9,2	10,3	3,6	720	258	0,7	0,33	91	240	93	67	79	Bra visuell effekt

*) Samme løsning som brukes på renseanlegget.
 *) Reduksjon i forhold til KOFfiltrert før felling.
 *) Reduksjon i forhold til uluftet meieriavløp.
 *) Analyser av prøvevann er vist i vedlegg F.

Beregning av meieriavløpets innvirkning på kjemisk felling.

Type meieriavløp	KOFk g/m ³	KOFm g/m ³	Vol.% meieri	KOF % meieri	Jern- sulfat g/m ³	Etter felling				Kommentar
						Tot-P g/m ³	% red.	KOF g/m ³	% red.	
Bare kommunalt	220	-	0	0	100	0,6	63	150	32	
Ubehandlet	220	900	5	48	100	1,1	71	210	48	
Ubehandlet	220	3900	20	82	100	8,0	22	640	33	(lab-forsøk)
Lufttet ca. 8 timer	220	3300	20	82 ¹⁾	100	5,6	47	450	53 ¹⁾	
Lufttet ca. 16,5 timer	220	3100	5	48 ¹⁾	100	0,9	74	160	60 ¹⁾	
Lufttet ca. 16,5 timer	220	3100	20	82 ¹⁾	100	5,2	40	410	57 ¹⁾	
Bare kommunalt	200	-	0	0	150	0,3	92	65	68	
Ubehandlet	200	2500	20	76	150	1,3	88	280	58	
Lufttet ca. 18 timer	200	2800	20	78	150	1,2	88	260	64	(lab-forsøk)
Ubehandlet	200	2500	20	76	300	0,8	93	280	58	
Lufttet ca. 18 timer	200	2800	20	78	300	0,7	93	240	67	
Bare kommunalt	75	-	0	0	120	0,3	83	15	80	Full skala 3. - 5.12
Ubehandlet	160 ²⁾	2200	4,6	70	138	1,4	36	100	38	5. - 6.12
Ubehandlet	120 ²⁾	2500	3,5	69	116	0,7	53	44	63	6. - 7.12
Lufttet	200 ²⁾	3100	3,4	65	108	0,6	85	65	68	7. - 8.12
Lufttet + ubehandlet	200 ²⁾	2690	3,2	69	127	1,6	52	100	50	8. - 9.12

1) Basert på utgangsverdier for ubehandlet meieriavløp.

2) KOF i innløp inkl. meieriavløp.