

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

0-135/76

Driftsundersøkelse av kloakkrenseanlegg i

LJUSDAL KOMMUNE

SVERIGE

Brekke, 24. januar 1977

Saksbehandler: Siv.ing. Ole Jakob Johansen Ph.D.

Ing. Arne Lundar

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
1 INNLEDNING	3
2 BESKRIVELSE AV ANLEGGET	3
3 FORSØKSOPPLEGG	5
4 FORURENSNINGSTILFØRSLER	5
5 VIRKNINGEN AV AKTIVSLAMSTEGET	9
6 DET KJEMISKE FELLINGSTRINN	13
7 FORSLAG TIL UTBEDRING AV RENSEANLEGGET	14
8 EKSTERNE TILTAK	17
9 KONKLUSJON	17

BILAG

FIGURFORTEGNELSE

Figur 1: Vannføringskurve for avløpsvanntilførselen fra meieriet	4
Figur 2: Kjemisk oksygenforbruk i avløpsvannet fra meieriet	4
Figur 3: Vannføring inn på renseanlegget	6
Figur 4: Kjemisk oksygenforbruk i avløpsvannet inn til renseanlegget	7
Figur 5: Total organisk belastning inn på renseanlegget og fra meieriet	7
Figur 6: Sedimenteringskurver for aktivt slam	10
Figur 7: Slamvolum i utløpsvannet fra aktivslamanlegget	12
Figur 8: Forslag til ombygging av aktivslamanlegg	15

TABELLFORTEGNELSE

Tabell 1: Forurensningstilførsler fra klokken 9.00, 8. november og til klokken 9.00, 9. november 1976	8
Tabell 2: Slamkonsentrasjoner	10
Tabell 3: Analyseresultater av døgnprøver	13

1 INNLEDNING

Norsk institutt for vannforskning fikk høsten 1976 i oppdrag av firma C.H. Knudsen, rådgivende ingeniør, å utføre en driftsundersøkelse av Ljusdal kommunes renseanlegg i Sverige. Anlegget renser avløpsvannet fra en bebyggelse tilsvarende ca. 9000 personekvivalenter. I tillegg mottar anlegget en betydelig organisk belastning fra et meieri.

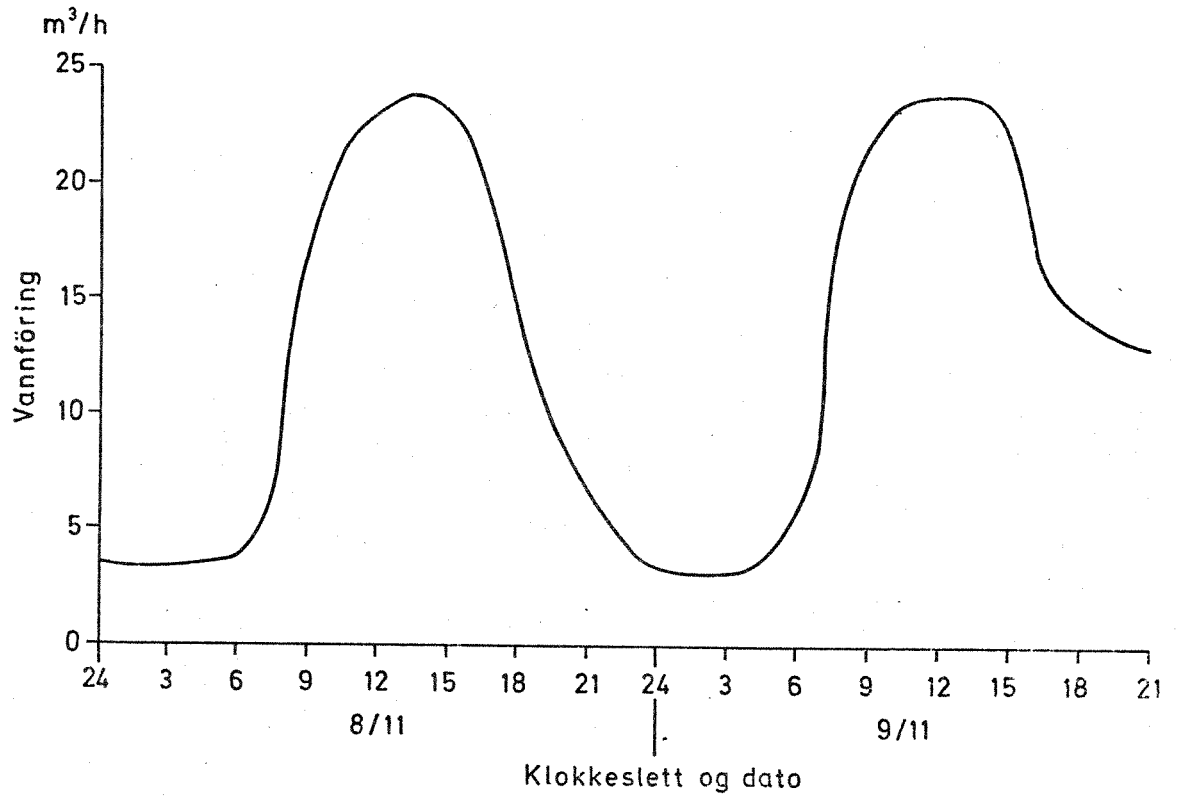
Anlegget har ikke virket tilfredsstillende. Sedimenteringsenhetene for aktivslamsteget er hydraulisk overbelastet slik at en får slamflukt fra anlegget mesteparten av døgnet. Aktivslamsteget opererer også med en meget høy organisk belastning. Hensikten med driftsundersøkelsen var å forsøke å klarlegge årsakene til driftsproblemene og komme med forslag til forbedringer av anlegget.

2 BESKRIVELSE AV ANLEGGET

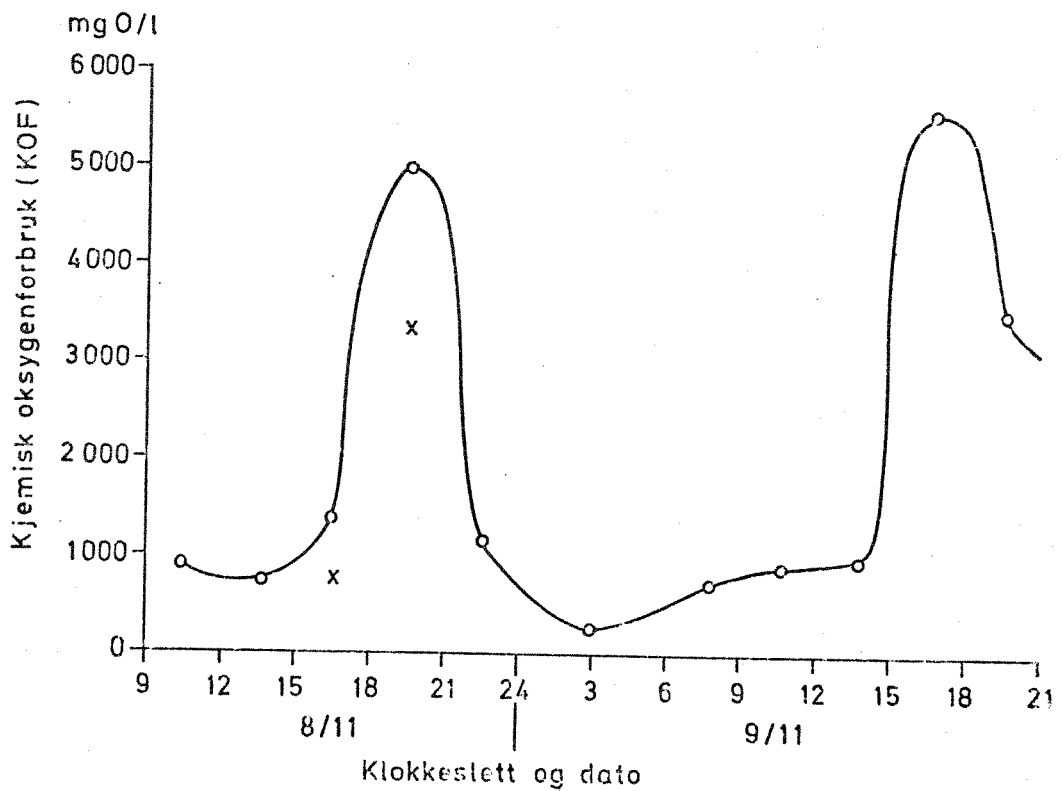
Anlegget ble bygget som et aktivt slamanlegg i 1967 og utvidet med et kjemisk fellingstrinn i 1971. Avløpsvannet pumpes inn på anlegget ved hjelp av skrupumper. Fra skrupumpene ledes det til maskinrenset rist, og derfra til sandfang. I sandfanget er det innmontert en overløpsrenne slik at bare en viss innstilt mengde passerer videre gjennom aktivslamsteget og deretter til det kjemiske trinnet. Overskytende mengde som ikke passerer aktivslamsteget, renner direkte til det kjemiske fellingssteg.

Aktivslamanleggets to luftebassenger har et totalvolum på 380 m^3 og sedimenteringsbassengene 320 m^3 . Overflaten på sedimenteringsbassengene er 160 m^2 , hvilket gir en vanddybde på ca. 2 m. Det kjemiske fellingssteg består av to parallelle enheter med 4 flokkuleringskamre. Sedimenteringsenhetene i etterfellingsteget har et volum på 595 m^3 og en overflate på 296 m^2 . Sammenlignet med sedimenteringsenhetene i aktivslamsteget, er derfor sedimenteringsenhetene i fellingssteget rikelig dimensjonert.

Dimensjonerende vannmengde er oppgitt til å være $250 \text{ m}^3/\text{h}$. Denne vannmengde gir en overflatebelastning i sedimenteringsenhetene for det biologiske steg og etterfellingsteget på henholdsvis 1.6 og 0.85 m/h.



Figur 1: Vannføringskurve for avløpsvanntilførselen fra meieriet



Figur 2: Kjemisk oksygenforbruk i avløpsvannet fra meieriet

Slambehandlingen består av aerob slamstabilisering med volum 320 m^3 , fortykker og sentrifuger.

3 FORSØKSOPPLEGG

Prøvetakingen ble lagt opp for å fastlegge følgende forhold:

1. Bestemme forurensningstilførslene til anlegget. Prøvetakere ble derfor montert ved meieriet og ved innløpet til anlegget.
2. Undersøke hvordan anlegget fungerte. Av særlig interesse var det å få bestemt hvordan aktivslamsteget virket, og hvilke forbedringer en kunne gjøre med dette for å få det til å fungere bedre. Prøvetakere ble derfor montert etter aktivslamsteget og i utløpet fra anlegget.

Prøvetakeren som var montert stasjonært i meieriet, tok prøvene proporsjonalt med vannføringen. De andre tre prøvetakere var ikke styrt av vannføringen slik at disse tok konstante volumer pr. tidsenhet. For å finne ut variasjonene i belastning og renseeffekter over døgnet, ble prøvene samlet over visse perioder. Med unntak av om natten (fra klokken 24.00 til 6.00) ble prøvene tatt over et intervall på tre timer. Prøvene tatt over de nevnte perioder, ble analysert på forskjellige komponenter. Prøvene ble også blandet proporsjonalt med vannføringen og analysert. Analyseresultatene fra alle prøver som ble tatt, er vist i bilag 1.

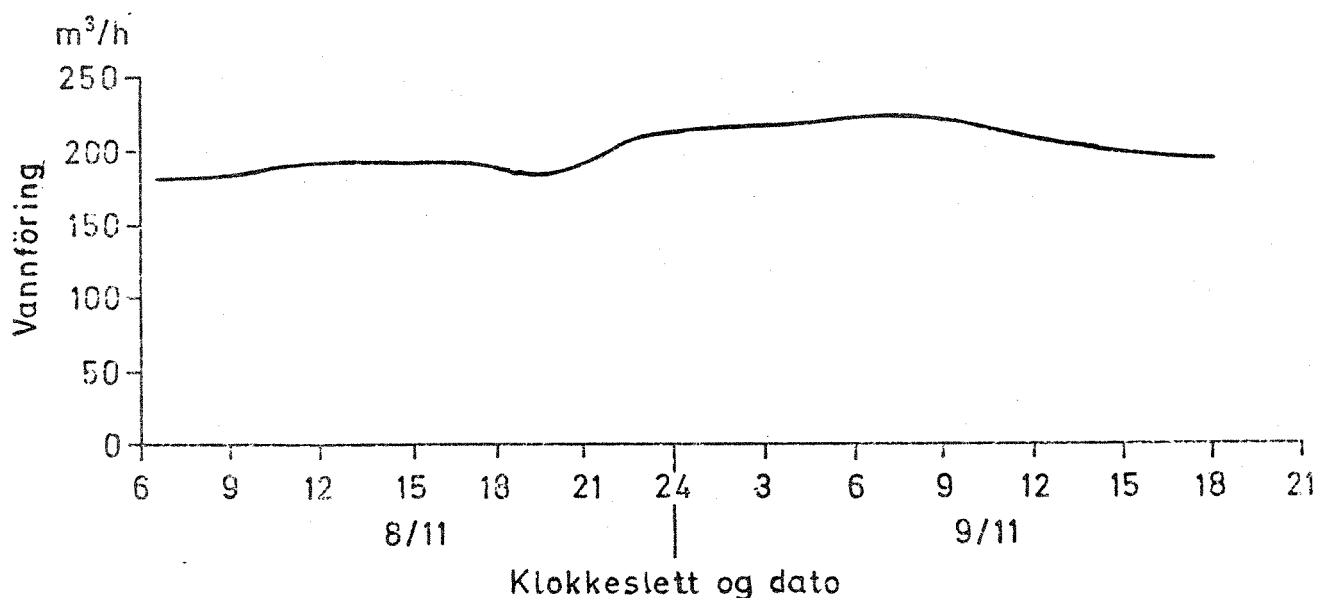
4 FORURENSNINGSTILFØRSLER TIL RENSEANLEGGET

Figur 1 viser vannføringskurven for avløpsvannet fra meieriet. Verdiene på kurven er hentet fra vannføringsmåleren ved meieriet. Ved å sammenligne vannføringskurvene fra andre virkedager ved meieriet, finner en ut at den viste vannføringskurve er representativ for vannføringen.

Figur 2 viser kjemisk oksygenforbruk (KOF) i avløpsvannet fra meieriet. Analysene er tatt på blandprøver innsamlet over 3-timers perioder. Som det fremgår av kurven, viser blandprøven tatt mellom klokken 18.00 - 21.00, den 8. og 9. november verdier på henholdsvis 4960 og 5620 mg O₂/l. Årsaken til disse høye

verdier skyldes vaskevann fra meieriet. For å redusere den organiske belastning til renseanlegget, ble det omtalte vaskevann samlet i en lagertank og sluppet ut mellom klokken 18.00 og 21.00. Styringen for utslippet av dette vaskevann foregikk ved hjelp av et tidsur.

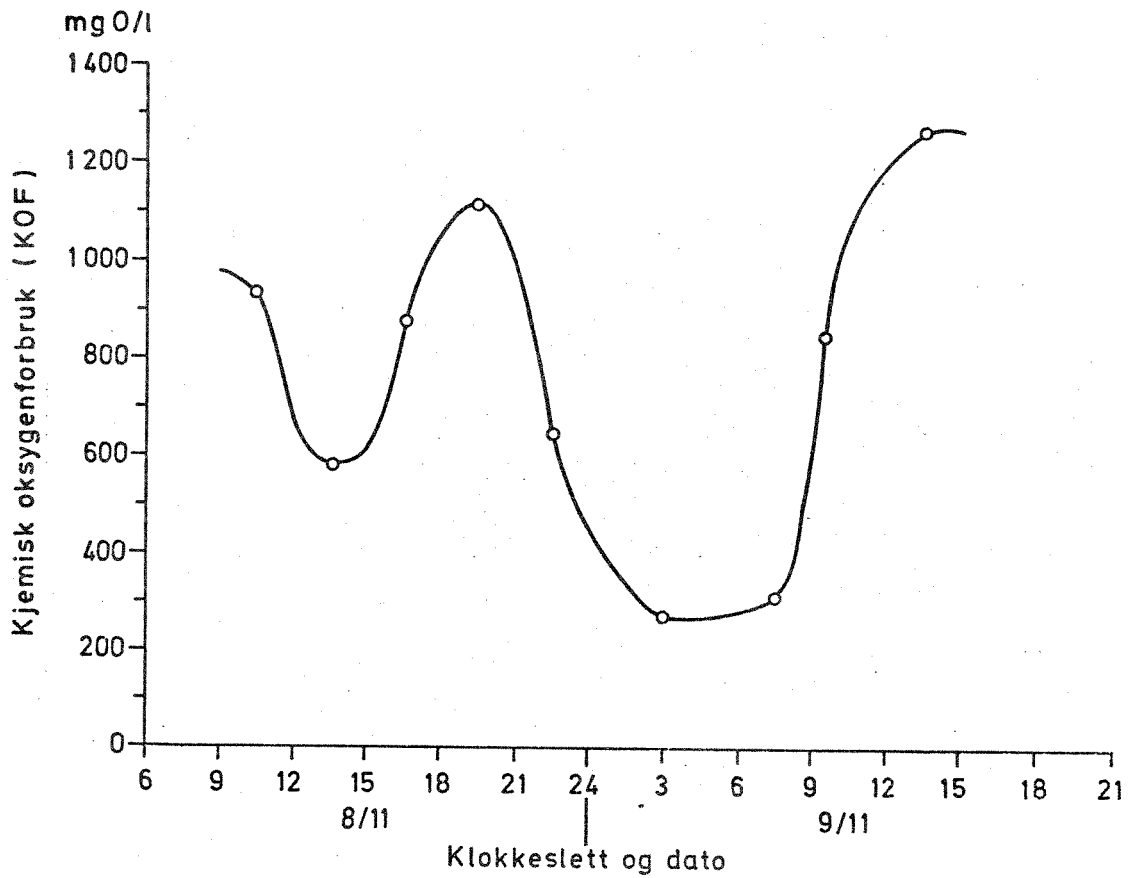
I figur 2 er også opptegnet to verdier for biokjemisk oksygenforbruk. Disse og to andre BOF-prøver fra meieriavløpsvannet viser et gjennomsnittlig forhold mellom biokjemisk oksygenforbruk og kjemisk oksygenforbruk på 0.62.



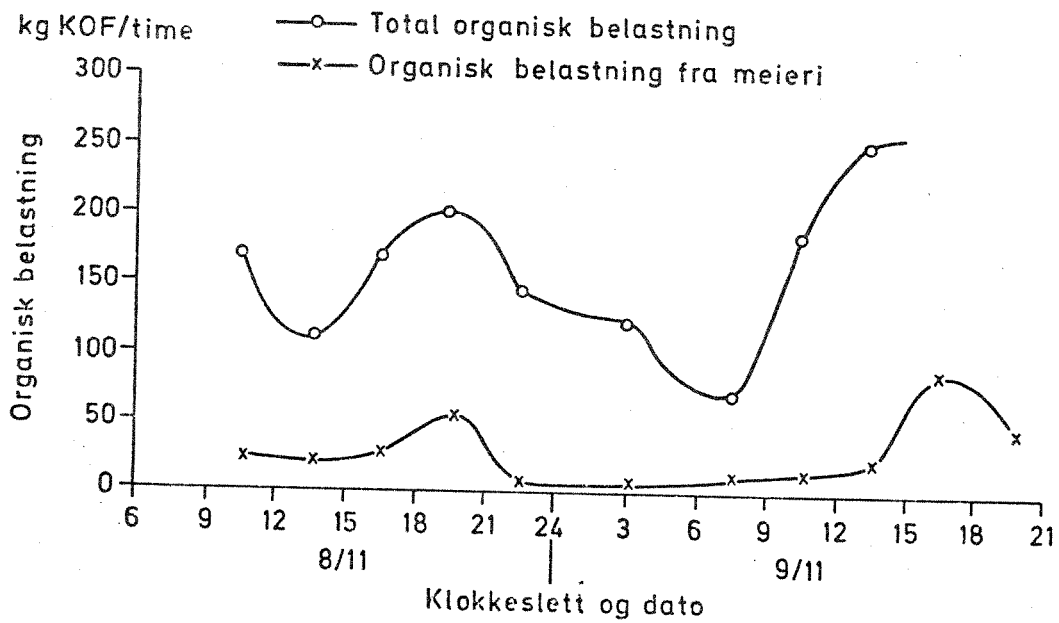
Figur 3: Vannføring inn på renseanlegget

Figur 3 viser vannføringskurven for tilførselen til renseanlegget. Kurven viser en forbausendeliten variasjon i vannføring mellom dag og natt. Kontroll har imidlertid vist at vannføringsmålingene er riktige. Figur 4 viser kurvene for kjemisk oksygenforbruk i innløpsvannet. Om dagen er verdiene meget høye, noe som i første rekke skyldes tilførsel fra meieriet. Mellom klokken 18.00 og 21.00 ser en tydelig hvordan tilførselen fra den omtalte lagertank ved meieriet gjør seg gjeldende.

Figur 5 viser den organiske belastning inn på renseanlegget. I samme figur er også opptegnet belastning fra meieriet. Som det fremgår av de to kurver, skyldes toppene i den organiske belastning inn på anlegget i første rekke tilløpet fra meieriet. Fra klokken 9.00 den 8. november til klokken 9.00, den 9. november utgjorde den organiske belastning fra meieriet 14% av den totale belastning. Den totale organiske



Figur 4: Kjemisk oksygenforbruk i avløpsvannet inn til rensesanlegget



Figur 5: Total organisk belastning inn på rensesanlegget og fra meieriet

belastning over dette døgn var 2910 kg KOF eller ca. 1530 kg BOF₇. Kurvene i figur 5 viser også betydningen av å forskyve uttappingen fra lagringstanken ved meieriet over til natten.

Tabell 1 viser en oversikt over forurensningstilførslene fra meieri og til renseanlegget. I samme tabell er også de spesifikke forurensningstilførslene angitt. Forutsetningene ved beregninger av de spesifikke forurensningstilførslene er at all tilførsel med unntak av meieritilløpet stammer fra bebyggelsen tilsvarende 9000 personekvivalenter.

Tabell 1: Forurensningstilførsler fra klokken 9.00, 8. november til klokken 9.00, 9. november 1976

Parameter	Tilførsel til renseanlegg kg/døgn	Tilførsel fra meieri kg/døgn	Spesifikk belastning g/pr.døgn
Vannføring m ³ /døgn	4936 m ³ /d	314 m ³ /d	513 l/pe.d.
Kjemisk oksygen- forbruk KOF	2910	408	278
Biokjemisk oksygen- forbruk BOF ₇	1530	220	145
Total fosfor Tot-P	53.3	4.8	5.3
Total nitrogen Tot-N	156	8.2	16.4

De spesifikke belastninger for biokjemisk oksygenforbruk, total fosfor og total nitrogen er vanligvis 70, 3.0 og 12 gram pr. person og døgn. De målte spesifikke belastninger for biokjemisk oksygenforbruk og total fosfor er således ca. dobbelt så store som normalt. Den spesifikke belastning for total nitrogen er imidlertid bare litt høyere enn normalt. De utregnede spesifikke belastninger skulle således vise at det sannsynligvis må være en forurensningstilførsel som ikke er registrert separat, men som er målt sammen med tilførslene til renseanlegget. Den målte spesifikke belastning for total nitrogen indikerer også at den omtalte tilførsel som ikke er representert separat, har et lavt innhold av total nitrogen sammenlignet med biokjemisk oksygenforbruk og total fosfor. Den omtalte forurensningstilførsel

stammer trolig fra industri. Temperaturen i sandfangene lå mellom 13-14 °C. Disse relativt høye temperaturene indikerer også at en stor del av det innkommende avløpsvann er prosessvann fra en eller annen industri. Det kan f.eks. tenkes at det finnes avløp fra meieriet som i dag ikke registreres. Vannføringsmåleren ved meieriet kan også registrere feil verdier. Det ble imidlertid opplyst at måleren kort tid før vårt besøk var blitt justert og kontrollert. Vi foreslår derfor at man foretar en nærmere undersøkelse rundt omkring på nettet for å få kartlagt den nevnte forurensningstilførsel.

5 VIRKNINGEN AV AKTIVSLAMSTEGET

Vannføringen til det biologiske steg bestemmes av en overløpsrenne som var montert i sandfanget og innløpslukene til de to luftetanker. Vannet som ledes over i denne renna, ledes direkte til det kjemiske fellingssteg. Overløpsrennen var montert noe skjevt, slik at den trakk av vannet bare på den siden hvor det var sterkest omrøring. Dette gjorde at vannet ble trukket av over et forholdsvis kort område av rennen. Dette sammen med at de to innløpslukene til luftetankene var utført med forholdsvis lange overløp, forårsaket at den hydrauliske belastning gjennom aktivslamsteget ikke var konstant ved høye belastninger, men økte med økende vannføring inn på anlegget. Ved de største vannføringer inn på anlegget ble overløpshøyden i de rektangulære overløp inn til aktivslamdelen målt til 9.5 cm. Med en bredde på 38 cm, tilsvarer dette en vannføring på $95 \text{ m}^3/\text{h}$ eller $190 \text{ m}^3/\text{h}$ for begge basseng. Sammenlignes denne verdi på $190 \text{ m}^3/\text{h}$ med vannføringskurven i figur 3, får en et inntrykk av hvor meget avløpsvann som har gått direkte til det kjemiske fellingssteg.

Hvis en anslår at 10% av den organiske belastning går direkte til det kjemiske fellingssteg, vil ca. 1380 kg BOF_7 pr. døgn belastes aktivslamsteget. Ved denne beregning har vi anslått en gjennomsnittlig organisk belastning til renseanlegget på 1530 kg $\text{BOF}_7/\text{døgn}$.

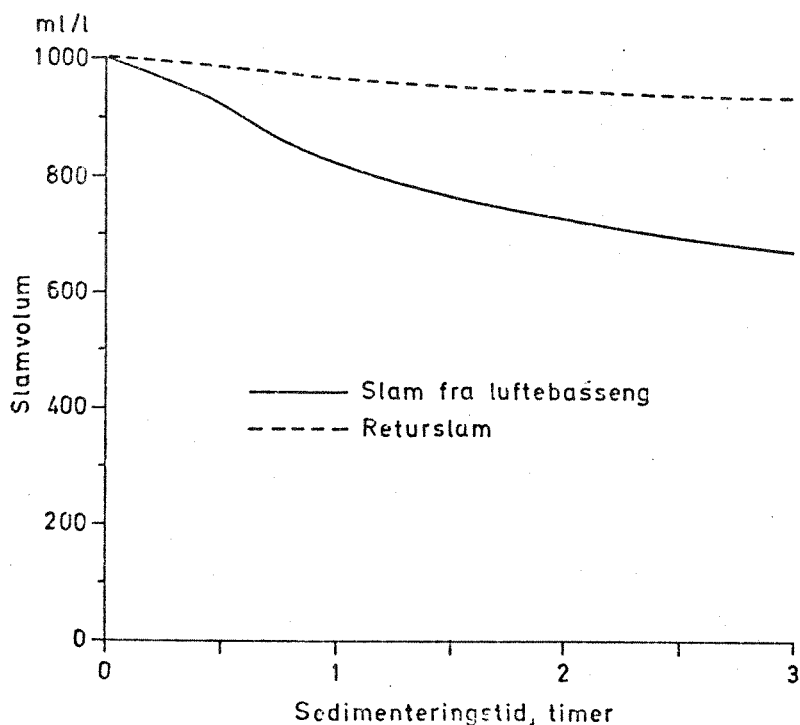
Innholdet av suspendert og flyktig suspendert stoff i det aktive slam i luftetank og returslam er vist i tabell 2.

Tabell 2: Slamkonsentrasjoner

	Suspendert stoff mg/l	Flyktig suspendert stoff mg/l
Luftetank 1	2380	2020
Luftetank 2	2320	2010
Returslam 1	6510	5350
Returslam 2	7310	6120

Med et samlet luftetankvolum på 380 m^3 , midlere slamkonsentrasjonen på 2350 mg/l og organisk belastning på $1380 \text{ kg BOF}_7/\text{døgn}$ gir dette en slambelastning på $1.6 \text{ kg BOF}_7/\text{kg}$ suspendert stoff. Dette er en ekstrem høy slambelastning.

Mikroskopering av det aktive slam i luftebassengene viste at dette hadde et meget høyt innhold av filamentøse (trådformige) bakterier. Et høyt innhold av filamentøse vekst i slammet gir et voluminøst slam som vanskelig lar seg sedimentere. Dette er vist i figur 6 hvor sedimenteringskurvene for slammet i luftebassengene og retur-
slamføringen er fremstilt. Etter en halv times sedimentering, var slamvolumet 930 ml . Med et innhold av suspendert stoff i slammet på 2350 mg/l gir dette en slamvolumindeks (SVI) på 395 ml/g . På grunn av at slammet nesten ikke lar seg sedimentere, vil verdiene for slamvolumindeks ikke bli helt korrekte.



Figur 6: Sedimenteringskurver for aktivt slam

Årsaken til det høye innhold av filamentøs vekst i slammet, er trolig en kombinasjon av flere faktorer. Avløpsvannet fra meieriet er lett biologisk nedbrytbart, noe som fremmer vekst av filamentøse bakterier. Den ekstremt høye slambelastning er også en faktor som kan tilsi dominans av filamentøse bakterier.

Oksygenkonsentrasjonene i luftetanken viste verdier fra 5.8 til 6.5 mg O₂/l. Disse relativt høye verdier viser at blåsemaskinene har kapasitet til å kunne tåle en viss utbygging av luftbassengvolumene, eller øke slamkonsentrasjonene.

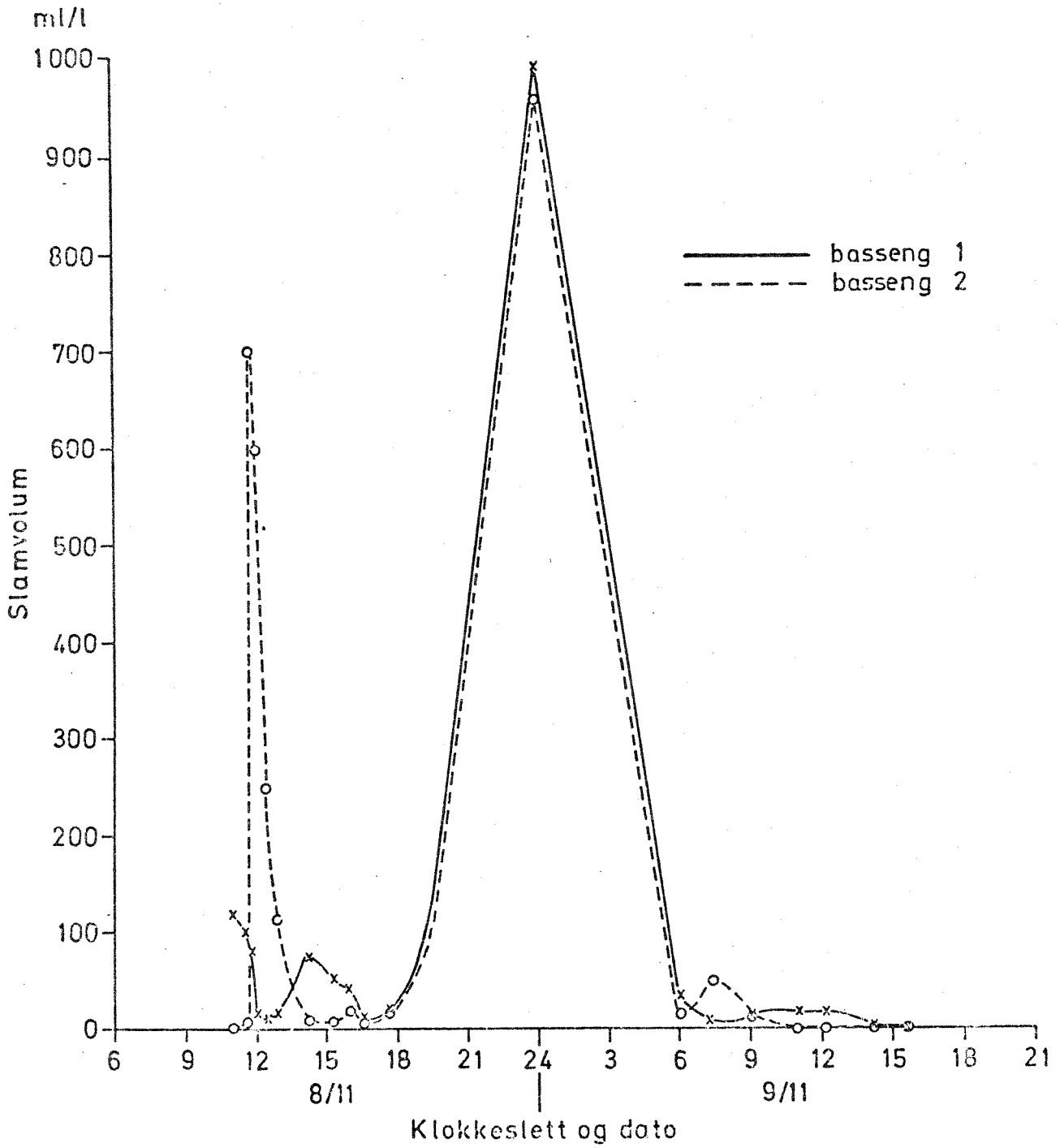
Sedimenteringsbassengene har totalt et volum på 320 m³ og en overflate på 160 m². Dette gir en midlere vanndybde på 2 m. Disse grunne bassenger egner seg dårlig for sedimentering av aktivt slam. Særlig ved sedimentering av voluminøst slam, overskrides fortykningskapasiteten på bassengene slik at slam føres med i utløpsvannet. Innløpsarrangementet til sedimenteringsbassengene er også plassert noe dypt, slik at disse forstyrrer og virvler opp slam ved innløpssonen.

Mottar sedimenteringsbassengene en vanndybde på 190 m³/h, tilsvarer dette en overflatebelastning på 1.2 m/h. Kombinasjonen av stor slambelastning på bassengene, voluminøst slam og liten vanndybde i bassengene, gjør at denne overflatebelastningen er for stor til å kunne få sedimenteringsenhetene til å fungere tilfredsstillende.

Figur 7 viser slamvolumene i utløpsvannet fra de biologiske enheter etter en halv times sedimentering (Imhoffglass). De ekstremt høye slamvolumer, 950 og 980 ml/l som ble funnet klokken 24.00, skyldes trolig at vannføringen inn på anlegget da var størst (se figur 3).

Siktedypet i sedimenteringsbassenget tatt ved utløpsrennen (biologisk rensset vann) henger nøye sammen med slamflukten fra anlegget og hvor høyt slamteppet står. Siktedypet som ble registrert, var derfor normalt lavt. Utløpsvannet hvor slammet var sedimentert fra, var imidlertid meget klart. Dette er vanlig for biologisk rensset vann hvor man har slamsvelling.

Døgnprøven fra aktivslamenheten tatt i tidspunktet fra klokken 9.00, 8. november til klokken 9.00, 9. november, viser et innhold av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk på 1110 mg O₂/l. Innholdet av suspendert stoff i denne blandprøve ble funnet til 1210 mg/l. Det største bidraget til kjemisk oksygenforbruk, skyldes



Figur 7: Slamvolum i utløpsvannet fra aktivslamanlegget

derfor bidraget fra det aktive slam som følger med i utløpet. Dette forklares også av figur 7. I tidsrommet klokken 9.00 til klokken 18.00 den 9. november, ble kjemisk oksygenforbruk i blandprøven funnet til 73 mg O/1 og med et innhold av suspendert stoff på 101 mg/l. Denne store forskjell i analyseverdien for de to blandprøver skyldes at slamflukten var mye mindre i tidsrommet hvor den andre blandprøven ble tatt (se figur 7).

6 DET KJEMISKE FELLINGSSTEG

Døgnprøven av utløpsvannet tatt mellom klokken 9.00, 8. november og 9.00, 9. november, viste verdier av suspendert stoff og biokjemisk oksygenforbrukende stoff på henholdsvis 55 mg/l og 30 mg O/1. Til å være et etterfellingsanlegg, må disse verdier sies å være noe høye. Resultatene må sees på bakgrunn av at aktivslam anlegget er meget høyt belastet og at mye av det aktive slam følger med over til fellingssteget.

De viktigste parametrene av døgnprøvene av innløpsvannet, vannet fra aktivslamsteget og utløpsvannet, tatt mellom klokken 9.00, 8. november og klokken 9.00, 9. november er vist i tabell 3.

Tabell 3: Analyseresultater av døgnprøver

	Suspendert stoff-mg/l	Biokjemisk oksygenforbruk mg O/1	Total fosfor mg P/1
Innløpsvann	475	310	10.8
Vann fra aktivslamsteg	1210		5.9
Utløpsvann	55	30	0.27

Resultatene fra tabell 3 viser at suspendert stoff i det kjemiske fellingssteg ble redusert fra 1210 til 55 mg/l. Dette tilsvarer en fjerning på 95%. Total fosfor ble redusert fra 5.9 til 0.27 g P/1 som også tilsvarer en fjerning på 95%. Restmengden av fosfor i utløpsvannet skyldes i alt overveiende del suspendert stoff. Ved å få stanset slamflukten fra aktivslamsteget, vil trolig også det relativt høye innhold av suspendert stoff i utløpsvannet reduseres. Dette vil også gi en forbedring

i renseresultatene med hensyn på biokjemisk oksygenforbrukende stoff.

Den totale renseeffekten med hensyn på BOF_7 og total fosfor (tabell 3), blir henholdsvis 90% og 97%.

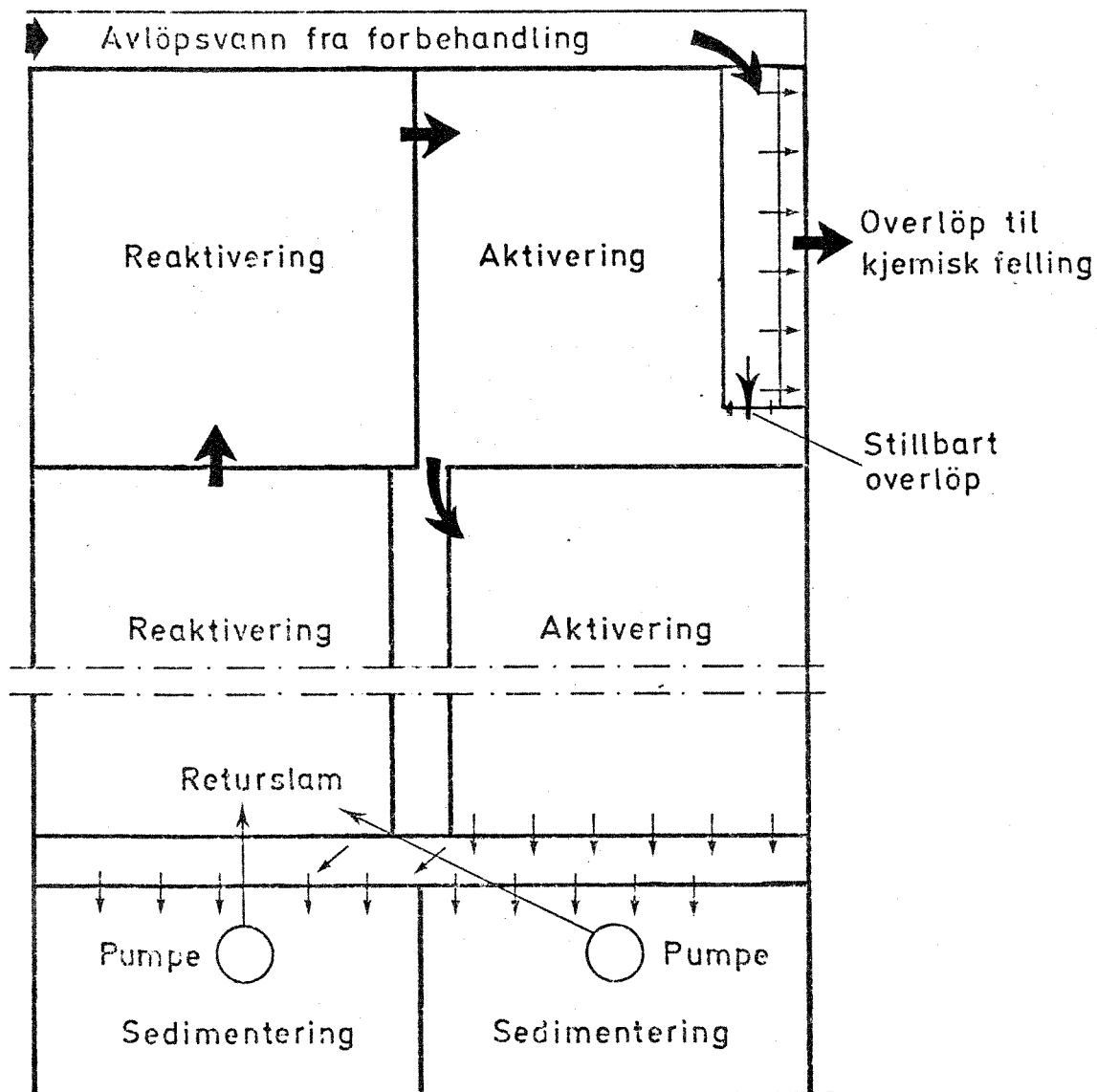
7 FORSLAG TIL UTBEDRING AV RENSEANLEGGET

Vår driftsundersøkelse viser at den biologiske del av renseanlegget virker dårlig. Hovedårsakene til dette er trolig den meget høye slambelastning, det aktive slams voluminøse struktur og at sedimenteringsbassengene ikke er dype nok. Dette er faktorer som influerer på hverandre. Hvis man hadde hatt et slam med gode sedimenteringsegenskaper, ville de grunne sedimenteringsbassengene virke tilfredsstillende med den overflatebelastning disse har idag. Ved å senke slambelastningen og drive den biologiske enhet på riktig måte, tror vi at man vil unngå et aktivt slam med filamentøs vekst.

Hvordan redusere slambelastningen?

Sandfangene som er plassert foran luftebassengene, fungerer i dag meget dårlig. Ved å ta ut innmaten, kan disse benyttes som luftebassenger. Volumet av disse to sandfang er 84 m^3 . Volumet av luftebassengene blir derfor øket fra 380 m^3 til 464 m^3 . Hvis anlegget drives som biosorpsjonsanlegg, kan vekten av det aktive slam økes betraktelig. Forslag til ombygging av anlegget er vist i figur 8. Benyttes det ene luftebassenget og det ene sandfanget til lufting av returslam (reaktivering) og det andre luftebassenget og sandfanget til lufting av aktivt slam og avløpsvann (aktivering), vil slambelastningen kunne reduseres fra 1.6 til 0.7 kg BOF_7/kg suspendert stoff. I denne beregning har vi regnet med en organisk belastning til anlegget på 1380 kg $\text{BOF}_7/\text{døgn}$ og en slamkonstruksjon i reaktivering- og aktiveringsbasseng på henholdsvis 7000 og 2000 mg/l. Med en innkommende vannmengde til aktivslamanlegget på $190 \text{ m}^3/\text{h}$, krever dette en returslamføring på $75 \text{ m}^3/\text{h}$.

Det vil trolig være nødvendig å operere med en slamkonsentrasjon i aktiveringsbassenget på ca. 2000 mg/l for å kunne gi et slamvolum som er mindre enn ca. 300 ml/l. Høyere slamvolum bør unngås fordi sedimenteringsbassengene da får en for høy slamoverflatebelastning. Det er her forutsatt at overflatebelastningen i sedimenteringsbassengene ikke overskrider 1.2 mg/h.



Figur 8: Forslag til ombygging av aktivslamanlegg

Ved at avløpsvannet ledes inn i det ene sandfanget og blandes med returslam der, vil en oppnå en høy substratkonsentrasjon. Substratkonsentrasjonen vil så avta til en lav verdi i det etterfølgende luftebasseng. Nyere forskningsresultater har vist at høye substratkonsentrasjoner i innløpssonen normalt vil motvirke filamentøs vekst. Benyttes intermitterent retur slampumping, vil oksygenkonsentrasjonene i slamlommene bli tilnærmet null. I reaktiveringsbassengene tilføres luft slik at oksygenkonsentrasjonene blir tilstrekkelig høye. Denne vekslning i oksygenkonsentrasjonene i slammet vil også ha en positiv virkning for å unngå filamentøs vekst.

Ved at aktivslamanlegget blir drevet som et biosorpsjonsanlegg, vil luftforbruket bli større. Den installerte blåsemaskinkapasitet er imidlertid så stor at den sannsynligvis også vil være tilstrekkelig ved drift av aktivslamanlegget som et biosorpsjonsanlegg. Grunnen til denne antagelse er at den laveste oksygenkonsentrasjon som ble målt i luftebassengene under driftsundersøkelsen, var 5.8 mg O₂/l. Ved å kjøre anlegget som et biosorpsjonsanlegg, må man sørge for at lufttilførselen blir ekstra stor i kammeret (sandfanget) hvor avløpsvannet ledes inn. Dette er nødvendig på grunn av det høye oksygenforbruk når returslam og avløpsvann ledes sammen.

Slambelastningen kan også reduseres ved hjelp av en biorotor. Det er imidlertid begrenset hva man kan få plass til av biorotorflate i sandfangene. Ved å benytte skiver med diameter 3 m plassert i en avstand av 5 cm, får man plass til ca. 200 skiver totalt. Disse får da en flate på 2800 m². Belastes biorotoren med en spesifikk belastning på 100 g BOF/m² døgn, hvilket er en meget høy belastning, kan biorotoren fjerne ca. 130 kg BOF/døgn. Sammenlignet med totalbelastningen på ca. 1500 kg BOF/døgn, monner det derfor lite å innstille en biorotor i sandfangene. Installasjon av en biorotor med henblikk på å redusere slambelastningen, blir urimelig kostbar sammenlignet med de små endringer som skal til for å kjøre anlegget som et biosorpsjonsanlegg.

Man skal imidlertid ikke se bort ifra at en biorotor som biologisk forbehandling foran aktivslamanlegget, kan være mer effektivt for å hindre filamentøs vekst i det aktive slam enn en ombygging av det eksisterende aktivslamanlegg til biosorpsjonsanlegg. Det er all grunn til å tro at det er avløpsvannet fra meieriet som forårsaker filamentøs vekst i det aktive slam. Grunnen til dette er at meieriavløpet har et stort innhold av kullhydrater som er biologisk lett nedbrytbare og derav fremmer filamentøs vekst. Vi mener imidlertid at det er riktigere og mer økonomisk å foreta forbehandlingen (biologisk) ved selve meieriet.

Ved at man bygger om sandfangene som i dag fungerer dårlig og benytter disse som en del av aktivslamanlegget, bør man sørge for at avløpsvannet får en eller annen form for forbehandling. Hvis en f.eks. velger å installere siler, må man være klar over at disse kan by på driftsproblemer.

8 EKSTERNE TILTAK

Den organiske belastning fra meieriet kan reduseres ved å installere luftere i lagringstanken for det mest konsentrerte meieriavløpsvann. Tappingen og luftingen må da tidstyres på samme måte som i et Flygt minirenseanlegg. Det vil si at innholdet i lagringstanken luftes om dagen og deler av natten til f.eks. klokken 3.00. Da stoppes luftingen og det aktive slam som etter hvert bygges opp, sedimenterer. Etter f.eks. to timers sedimentering, pumpes slamvannet ut, ned til et fastlagt nivå. Dette nivå kan f.eks. være slik at det blir igjen 1/4 av tankens volum. Denne resterende væskemengde vil da være aktivt slam. Overskuddslammet pumpes ut sammen med slamvannet. Etter at slamvannet er pumpet eller tappet av, settes luftingen igang igjen. Denne foreslåtte installasjon er enkel og skulle bli forholdsvis rimelig.

9 KONKLUSJON

1. Renseanlegget mottar en meget høy organisk belastning.
2. Forurensningsbelastningene med fradrag av de registrerte tilførsler fra meieriet gir en spesifikk belastning av biokjemisk oksygenforbrukende stoff og total fosfor som omtrent tilsvarer det dobbelte av vanlige spesifikke belastninger. Det er derfor all grunn til å tro at det må være betydelige forurensingstilførsler fra en annen kilde enn det kommunale avløp og det registrerte meieriavløp. Det bør foretas en undersøkelse for få klarhet i alle forurensingstilførsler til renseanlegget.
3. Aktivslamanlegget opererer med en ekstremt høy slambelastning slik at dette opererer på grensen av sin kapasitet.
4. Det aktive slam er meget voluminøst, hvilket medfører at sedimenteringsbasengenes kapasitet overskrides til tross for at den hydrauliske belastning ikke er særlig høy.
5. Oksygeneringskapasiteten i aktivslamanlegget var tilfredsstillende.

6. Det kjemiske fellingsanlegg virker tilfredsstillende, men den store slam-
mengde som følger med fra aktivslamsteget forstyrrer sedimenteringsprosessene.
Dette kan være årsak til at innholdet av suspendert stoff i utløpsvannet er noe
høyt.
7. Ved å foreta små forandringer i renseanlegget, kan aktivslamanlegget drives som
et biosorpsjonsanlegg, slik at slambelastningen kan reduseres betraktelig.
8. Det foreslås å foreta tiltak ved meieriet for å minske den organiske belastnin-
gen fra dette. Dette kan f.eks. gjøres ved å foreta en form for biologisk
rensing i lagringstankene.

Analyseresultater
Døgnblandprøver

Prøve	pH	Alk mekv/l	SS g/l	VSS g/l	KOF mg O/l	BOF mg O/l	Tot-P mg P/l	PO4-P mg P/l	Tot-N mg N/l
Fra meieri	6.92	2.20	272	191	1300	700	15.4	8.9	26.4
Inn rense- anlegg	6.98	1.87	475	314	590	310	10.8	5.6	31.6
Ut aktivslam- anlegg			1210	740	1110		5.9	4.3	
Utløpsvann	6.76	0.74	55	23	49	30	0.27	0.03	
Døgnbland. fra meieri	5.46	0.82	446	348	2400	1600	19.9	14.0	35.6
Inn rense- anlegg	7.51	2.61	500	378	2200		17.3	7.1	43.6
Ut aktivslam	7.45	2.21	101	53	73		4.1	2.6	

8-9/11-76
Kl. 9.00-9.00

9/11-76
Kl. 9.00-12.00

Analyseresultater

Prøve, dato prosjekt	KOF mg O/l	Tot-P mg P/l	BOF mg O/l
Meieri			
K1. 09.00-12.00	930	10.3	
12.00-15.00	752	9.1	
15.00-18.00	1335	9.9	780
18.00-21.00	4965	41.1	3350
21.00-24.00	1187	22.2	
24.00-06.00			
06.00-09.00	722	13.3	
09.00-12.00	643	6.8	
12.00-15.00	890	12.0	
15.00-18.00	5618	41.2	
18.00-21.00		22.8	

Analyseresultater

Prøve, dato prosjekt	KOF mg O/l	Tot-P mg P/l
INN 8/9-76	920	12.3
kl. 9.00-12.00	580	11.3
12.00-15.00	880	10.6
15.00-18.00	1120	13.5
18.00-21.00	650	8.3
21.00-24.00	277	2.9
24.00-06.00	307	5.6
INN 9/11-76	850	11.6
06.00-09.00	1260	16.2
09.00-12.00		
12.00-15.00		
15.00-18.00		
UT aktivslaman- legg 8/11-76		
09.00-12.00	50	2.3