

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

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

Rapportnummer:	0-82017
Undernummer:	-
Løpenummer:	1455
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Industriavløp på kommunale renseanlegg.	Dato:	15. februar 1983
Delrapport 1.	Forbehandling av meieriavløp i luftede utjevningssjøer. VA 2/83.	Prosjektnummer:	0-82017
Forfatter(e):	Torbjørn Damhaug Jørunn Ofte	Faggruppe:	Miljøteknikk
		Geografisk område:	Norge
		Antall sider (inkl. bilag):	36

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

Ekstrakt:


Rapporten omhandler bruk av luftede utjevningssjøer som forbehandlingsmetode for meieriavløpsvann.

Under luftingen blir løst organisk stoff omdannet til biomasse. Forløpet av de biokjemiske reaksjonene er bl.a. avhengig av bakteriemengden i luftetanken, og forsøk viste at selv små mengder podeslam gav et markert hurtigere prosessforløp. Det er også vist at den biologiske prosessen påvirker avløpsvannets pH og alkalitet. I første fase av nedbrytningen synker pH og alkalitet, men etter prosessen drives videre vil det finne sted en markert alkalitet og pH-økning. For å oppnå en minst mulig innvirkning på den kjemiske fellingprosessen i et kommunalt renseanlegg bør forbehandlingen drives slik at pH/alkalitet er lavest mulig når meieriavløpsvannet slippes ut. I prosjektets neste fase er det planlagt å dokumentere hvorledes ulike grader av forbehandling påvirker fellingen med ulike innblandinger av meieriavløp i kommunalt avløpsvann.

Industriavløp
Kommunale renseanlegg
Meieri
utjevningssjøer
Lufting
Biologisk forbehandling
Norge
VA 2/83
Delrapport I

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

Prosjektleder:


Torbjørn Damhaug


Divisjonssjef:


Egil Gjessing

ISBN 82-577-0586-1

For administrasjonen:


E. Samdal


Lars N. Overrein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0-82017

INDUSTRIAVLØP PÅ KOMMUNALE RENSEANLEGG

Delrapport 1

Forbehandling av meieriavløp i luftede utjevningsbasseng

Oslo, januar 1983

Saksbehandler:

Torbjørn Damhaug, NIVA
Jørunn Ofte, Vidar Tveiten A/S

For administrasjonen:

Lars N. Overrein
J.E. Samdal

INNHO L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
1. BAKGRUNN OG MÅL	1
2. LITTERATURUNDERSØKELSE	2
2.1 Forurensning fra meierier	2
2.2 Biologisk nedbrytning av organisk stoff	3
2.3 Når oppstår det problemer på det kommunale renseanlegg ?	6
3. INNLEDENDE LABORATORIEFORSØK	8
3.1 Forsøksarrangement og metoder	8
3.2 Beskrivelse av forsøkene	8
3.3 Resultater	9
4. FULLSKALA FORSØK PÅ HAUKELI	12
4.1 Ysteriet	12
4.2 Det kommunale renseanlegget	14
4.3 Forsøksbetingelser	15
4.4 Resultater	15
4.4.1 Forandringer i ysteriavløpet under lufting	15
4.4.2 Innvirkning på det kommunale anlegget	17
5. VURDERING AV RESULTATER OG BEHOV FOR VIDERE ARBEID	19
6. LITTERATUR	21

VEDLEGG:

Vedlegg 1.1.	REAKSJONSKINETIKK FOR BIOLOGISK RENSING	22
" 1.2.		23
" 1.3.		24
" 1.4.		25
Vedlegg 2.1	ANALYSEMETODER	26
" 2.2		27
" 2.3		28
" 2.4		29
" 2.5		30
" 2.6		31
Vedlegg 3.	Titreringskurve med teknisk HNO ₃ for avløpsvann fra Haukelid ysteri	32
Vedlegg 4.1	Luftingsforsøk i laboratoriet - analyser og målinger	33
" 4.2	Fellingsforsøk i laboratoriet	34
Vedlegg 5.1	Fullskala forsøk - analyser og målinger under lufting av ysteriavløp	35
" 5.2	Fullskala forsøk - analyser og målinger på renseanlegget	36

FIGURLISTE:

Side:

Fig. 1	Skjematisk framstilling av prosessforløpet under lufting av meieriavløp	3
" 2	Meieriavløpets innvirkning av kommunale renseanlegg med kjemisk felling	7
" 3	Arrangement for luftingsforsøk i laboratoriet	8
" 4	Oksygenforløpet i luftereaktorene	9
" 5	Organisk stoff (KOF) som funksjon av luftetid ved lab-forsøk	10
" 6	pH- og alkalitetsforløpet i luftereaktorene	11
" 7	Alkalitetsforandring som funksjon av KOF-reduksjon ..	11
" 8a	Luftet utjevningssvann for ysteriavløpsvann. Plan og snitt	13
" 8b	Foto av luftet utjevningssvann	14
" 9	Oksygen konsentrasjon, oksygenopptak, nedbrytning av organisk stoff og forandring av flyktig suspendert stoff som funksjon av luftetid	16
" 10	pH-forandring under biologisk forbehandling	17
" 11	Innvirkning av ysteriavløp på det kommunale renseanlegget	18
" 12	Reduksjon av organisk stoff (filtrerte prøver) som funksjon av luftetid i lab.- og fullskala	19
" A	Veksthastighetskurve for mikroorganismer	22
" B	Mikrobiell veksthastighet som funksjon av substratkonsentrasjonen. (1. ordens reaksjon)	22

TABELLISTE :

Tabell 1.	Typiske mengder organisk stoff fra fremstilling av meieriprodukter	2
" 2.	Typiske analyseverdier for flytende melkeprodukter..	3
" 3.	Relative oksygenbehov for nedbrytning av laktose og kasein i skummet melk	5
" 4.	Hoveddata for Haukeli renseanlegg	14

1. BAKGRUNN OG MÅL

INDRENS-prosjektet "Industriavløp på kommunale renseanlegg" er et samarbeidsprosjekt mellom SINTEF/NTH og NIVA. Prosjekt-perioden er 1982-85. 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. NIVAs delprosjekter blir gjennomført i samarbeid med firma Vidar Tveiten A/S. Hensikten med det er å trekke inn erfaringer fra driftsassistanseprosjekter på dette feltet.

Første del av 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. Målet med dette prosjektet er å se på mulighetene for å bruke luftede utjevningsbasseng til biologisk forbehandling før meieriavløpet ledes til kommunalt 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 total-løsning basert på et samvirke mellom meieri og kommunalt renseanlegg som tilsammen skal gi en optimal rensing uten store tilleggsinvesteringer.

2. LITTERATURUNDERSØKELSE

2.1 Forurensning fra meierier

Forurensningsmengdene fra meierier kan til en viss grad reduseres ved å:

- Redusere vannforbruket
- Redusere mengde melk, råmaterialer og produkter som går til spille i avløpet på grunn av uhell eller uhensiktsmessige driftsrutiner.

Selv om forurensningsmengden er redusert ved interne tiltak vil det fortsatt være nødvendig å slippe ut et forurenset avløpsvann. Forurensningsmengder fra ulike delprosesser og meieriprodukter i England er vist i tabell 1. (1)

Tabell 1. Typiske mengder organisk stoff fra fremstilling av meieriprodukter.

	kg BOD/m ³ melk behandlet
Melkemottak	0,26
Kjøling av melk	0,20
Tankvask	0,25
Pasteurisering og lagring	0,29
Tapping	0,11
Osteproduksjon	0,89
Smørproduksjon	0,46
Kondensert melk	1,40
Inndampet melk	0,75

Avløpsmengdene fra meierier ligger normalt i området 0,5 - 1,5 ganger behandlet melkemengde.

I tabell 2 er ulike melkeprodukter analysert med hensyn til de vanligste forurensningsparameterne og sammensetning av organisk stoff.

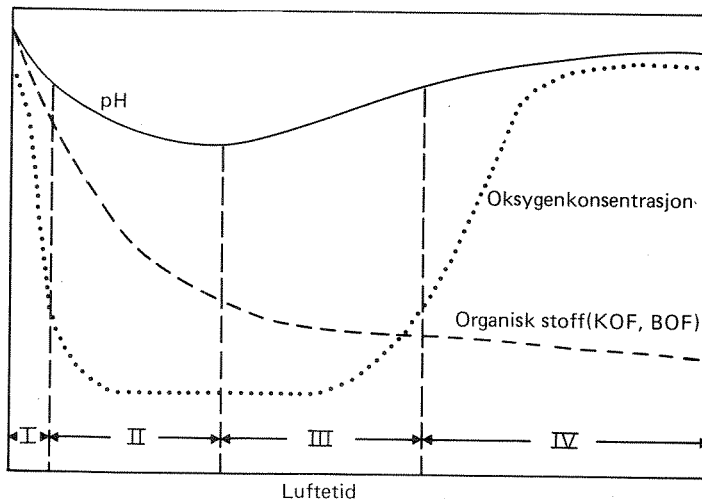
Tabell 2. Typiske analyse verdier for flytende melkeprodukter (Meierienes Bygningskontor)

Analyser	H-melk	Kremfløte	Skummet	Fjernemelk	Myse	Iskrem mix
BOF7 mg O/l	120 000	400 000	70 000	40 000	40 000	3-400 000
TOT-P mg P/l	93	59	95	95	53	115
TOT-N mg N/l	5 172	3 450	5 330	5 330	1 410	6 270
BOF:N:P	100:4,3:0,1					
Protein mg/l	33 000	22 000	34 000	34 000	9 000	40 000
Karbohydr. mg/l	48 000		50 000			
Fett mg/l	39 000		1 000			
Energi	2 800kJ		1 450kJ			

Tabellen viser at det ligger et stort forurensningspotensiale i meieriproduksjon, selv om det i praksis er meget små andeler av råstoffene som går til avløp.

2.2 Biologisk nedbrytning av organisk stoff

Hvis det tilsettes en mengde meieriavløp til et aktivt slam vil det finne sted forandringer i pH, oksygenkonsentrasjon og konsentrasjone av løst organisk stoff som vist skjematisk i figur 1 (2).



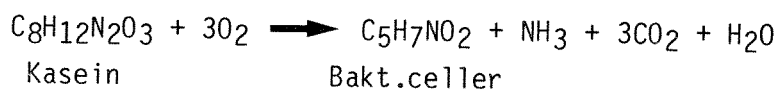
Figur 1. Skjematisk framstilling av prosessforløpet under lufting av meieriavløp.

Nedbrytningen av organisk stoff kan deles inn i fire faser. Umiddelbart etter tilsetning av substrat (fase I) er oksygenforbruket meget høyt samtidig som det produseres mellomprodukter i form av organiske syrer, vesentlig eddiksyre. Dette gir seg utslag i en rask reduksjon av organisk stoff og pH-senkning.

Dette er typisk for nedbrytning av karbohydratfraksjonen som vesentlig består av melkesukker, (laktose). Hvor langt ned oksygenkonsentrasjonen går i denne fasen avhenger av oksygenforbruket i forhold til luftetstyres oksygeneringskapasitet. Hvis oksygenkonsentrasjonen blir lik null vil pH-senkningen i fase II bli mindre på grunn av at det vil bli dannet melkesyre i stedet for eddiksyre. I denne fasen går konsentrasjonen av organisk stoff mot minimum.

I fase III stiger pH-kurven igjen på grunn av at de organiske syrene nedbrytes. Dessuten starter oksydasjonen av proteiner, vesentlig kasein og derved frigjørelse av alkaliske komponenter. I fase IV stopper pH-økningen og oksygenforbruket avtar som gir seg utslag i stigende oksygenkonsentrasjon.

En støkiometrisk ligning som beskriver biologisk oksydasjon av kaseinholdig avløpsvann er beskrevet i følgende støkiometriske ligning (4):



Prosessens effektivitet er avhengig av faktorer som:

- Sammensetning og konsentrasjon av organisk stoff i meieriavløpet
- pH og alkalitet
- Biomasse i luftetanken
- Temperatur
- Oksygeneringskapasitet
- BOF:N:P - forholdet

Nedbrytning av organisk stoff er en 1. ordens reaksjon hvilket betyr at nedbrytningshastigheten er proporsjonal med konsentrasjonen av organisk stoff. Det reaksjonskinetiske grunnlag for denne type prosesser er vist i

vedlegg I. Hvis de kinetiske koeffisientene for nedbrytning av organisk stoff i meieriavløp er kjent kan renseeffekten som funksjon av oppholdstid beregnes på grunnlag av substrat- og biomassekonsentrasjon i luftetanken. I vedlegg I er det også utviklet et uttrykk for beregning av diskontinuerlig biologisk rensing.

Når meieriavløp overføres til et kommunalt renseanlegg med kjemisk felling spiller avløpsvannets pH og alkalitet en stor rolle for fellingsprosessen. Disse forholdene er imidlertid lite påaktet i utenlandsk litteratur, og en av årsakene til dette kan være at det er få kommunale renseanlegg med kjemisk felling. Av hensyn til fellingsprosessen burde meieriavløpsvannet slippes inn på det kommunale renseanlegget når pH og alkalitet er lavest, det vil si når mesteparten av karbohydratene er nedbrutt. (Mellom fase II og III fig. 1).

Erfaringer fra et norsk ysteri viser at biologisk rensing av meieriavløpet i biorotor med ca 90 % reduksjon av organisk stoff medførte alkalitetsøkninger fra ca 5 til ca 13 mekv./l (7). Dette hadde negative konsekvenser for fosforreduksjonen i det påfølgende fellingstrinnet.

Hvor stor del av organisk stoff målt som KOF eller BOF som skyldes henholdsvis laktose og protein avhenger av type produksjon ved meieriet og interne driftsforhold. Antas at mengdeforholdet mellom organiske komponenter er det samme som i skummet melk (tabell 2) vil laktose og kasein være dominerende for avløpsvannets KOF-verdi, og vil bidraget til oksygenbehovet vil være henholdsvis 54 og 46 prosent (tabell 3).

Tabell 3. Relative oksygenbehov for nedbrytning av laktose og kasein i skummet melk.

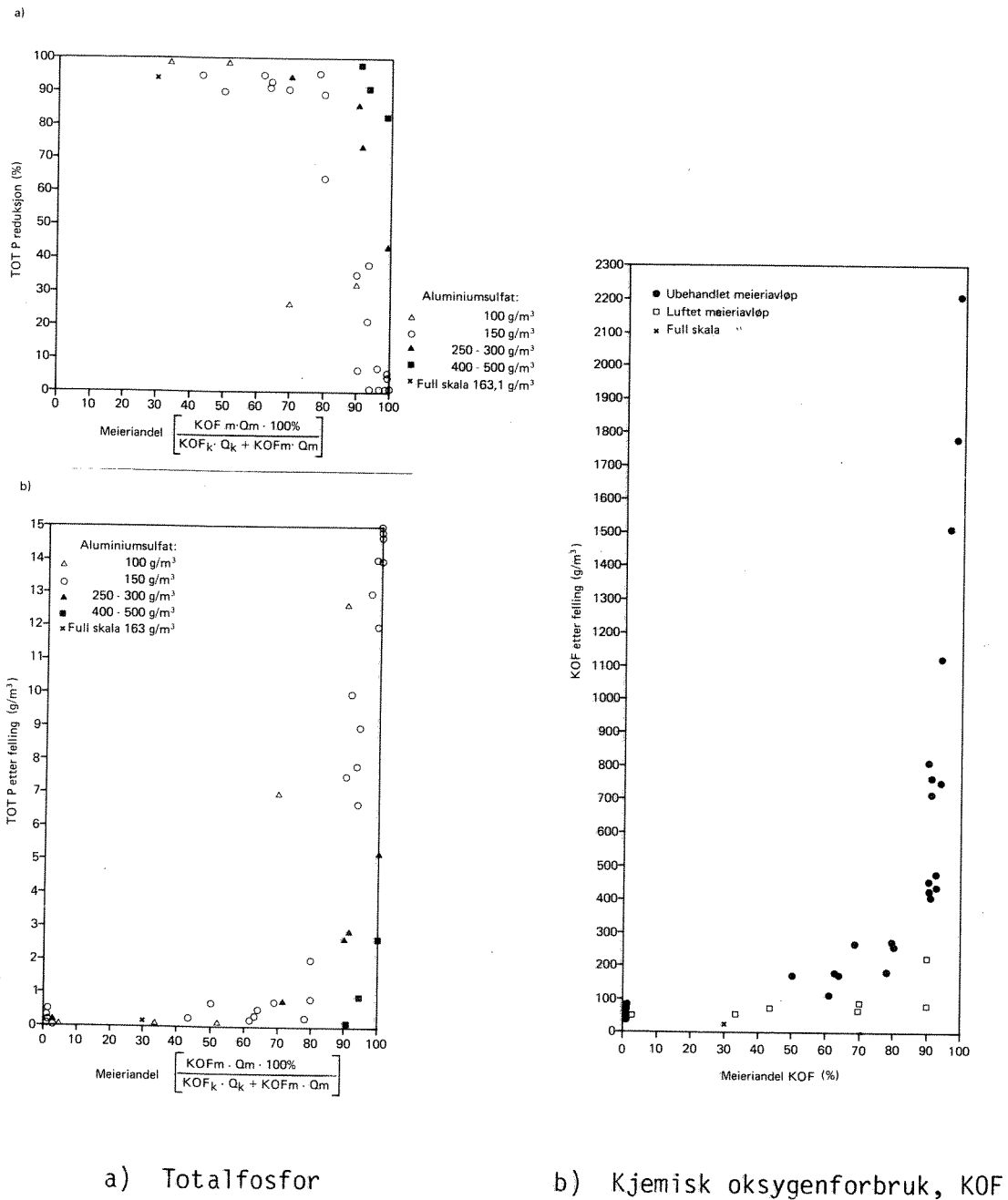
	laktose	kasein
Teoretisk spesifikt oksygenbehov mg O ₂ /g (4)	1060	1360
Mengdeforhold i skummet melk (%)	60	40
Prosentvis andel av oksygenbehovet	54	46

Hvis avløpsvannet har samme fordeling av organisk stoff som skummet melk vil laktose utgjøre omkring halvparten av oksygenbehovet og det er den fraksjonen som teoretisk kan fjernes i en høybelastet biologisk forbehandlingseenhet. For å finne mulige reduksjon i et bestemt tilfelle bør altså avløpsvannets laktoseinnhold analyseres i tillegg til KOF og BOF.

2.3 Når oppstår det problemer på det kommunale renseanlegget

Det fins flere kommunale renseanlegg som mottar meieriavløp uten at det oppstår driftsforstyrrelser. Mengde meieriavløp i forhold til kommunalt avløpsvann spiller en viktig rolle, og det er valgt å illustrere dette ved KOF-bidraget fra meieriavløpet i prosent av den totale KOF-belastningen. Det foreligger få fullskalaerfaringer av denne type og derfor er figur 2 vesentlig basert på laboratorieforsøk. (Jar - test) (5) (6).

Hensikten med figurene er å illustrere hvorledes utløpskvaliteten med hensyn til totalfosfor og kjemisk oksygenforbruk kan bli påvirket av økende meieriandeler. Figur 2 a) viser at fellingen blir vesentlig forstyrret ved meieriandeler på over 80 % (25-30 volumprosent), men figuren viser også at det til en viss grad kan kompenseres ved å øke kjemikaliedosen. Meieriavløpets innvirkning på KOF-verdiene i utløpet viser også en stor økning rundt 80 % meieriandelen (figur 2 b). Hoveddelen av det organiske stoffet foreligger i løst form, og kvaliteten kan ikke forbedres ved å øke kjemikaliedosen. De få dataene som foreligger tyder imidlertid på at lufting av meieriavløp kan gi en bedre KOF-reduksjon.



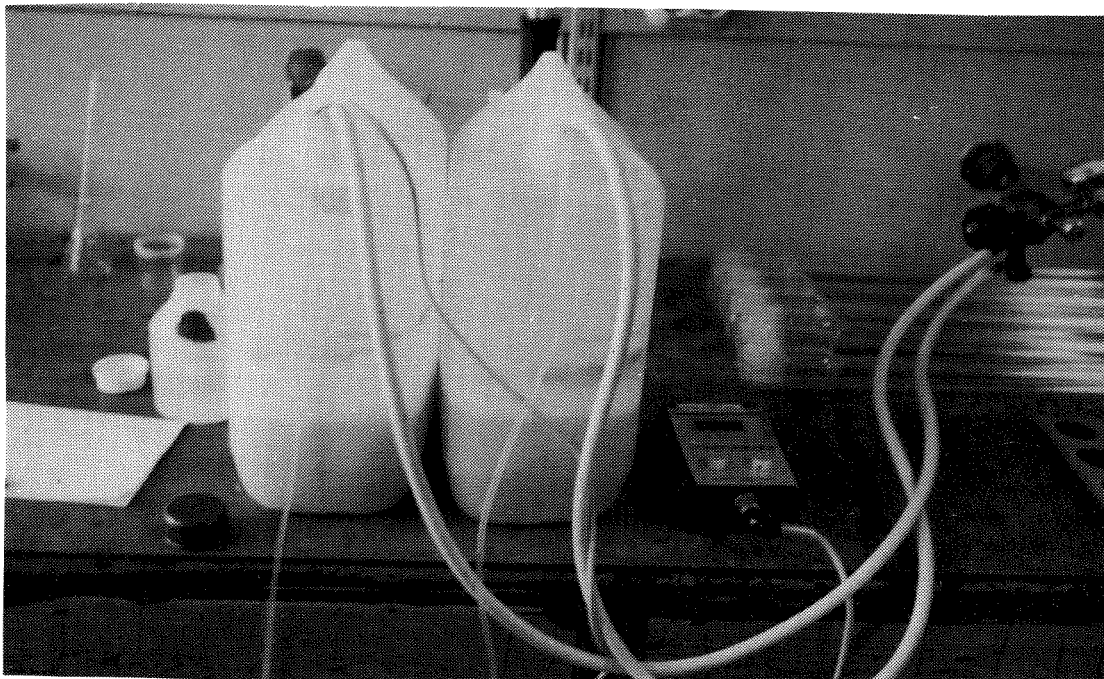
Figur 2. Meieriavløpets innvirkning på kommunale renseanlegg med kjemisk felling. Laboratorieforsøk + en fullskalaundersøkelse.

3. INNLEDENDE LABORATORIEFORSØK

3.1 Forsøksarrangement og metoder

I forbindelse med en befaring på Haukeli den 5.8.82 ble det tatt med en prøve av ysteriavløpsvannet og litt slam fra renseanleggets slamstabiliseringsbasseng. Det ble utført enkle luftforsøk i laboratorieskala med og uten tilsetning av podeslam (mengde = 1 ‰ av forsøksvolumet). Hver av luftreaktorene hadde et væskevolum på 5,8 l og dybde 15 cm. (figur 3). Luften ble blåst inn gjennom sintrede glassdiffusorer, og luftmengden ble målt med et flotameter.

Oksygenmeteret var av typen WTW OXI DIGI 88 og pH-meteret en Orion Research micro processor ionanalyzer 901. Analysemetodene er for øvrig beskrevet i vedlegg 2.



Figur 3. Arrangement for luftingsforsøk i laboratoriet.

3.2 Beskrivelse av forsøkene

Forsøkene gikk ut på lufting av ysteriavløp i en periode på 48 timer med og uten tilsetning av podeslam. Oksygen, temperatur og pH ble målt jevnlig i begge reaktorene, og dessuten ble det tatt ut prøver for analyse etter 0, 6, 24 og 48 timer. Utgangs-pH i meieriavløpet var 11,5, og denne ble justert ned til 8,5 før luftforsøkene startet.

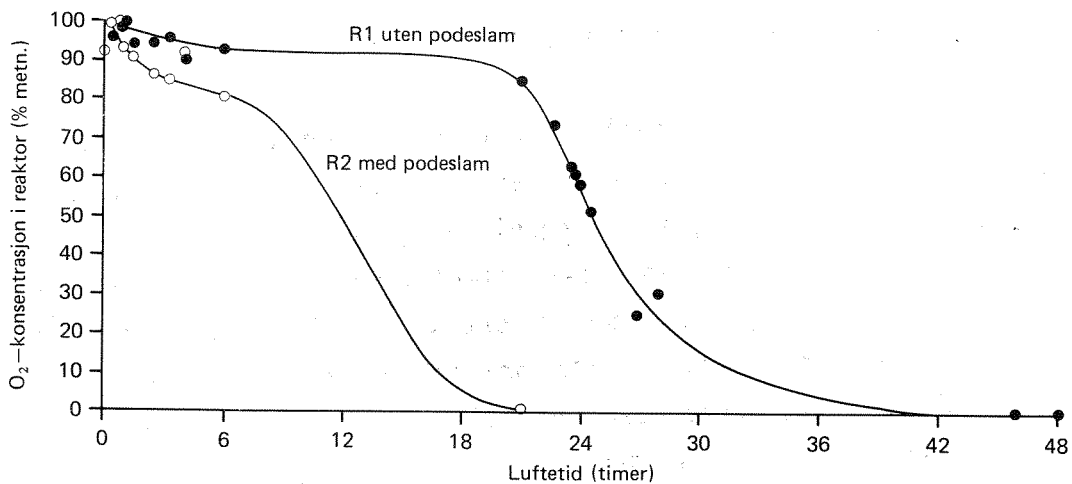
Det ble utarbeidet en titreringskurve basert på teknisk HNO_3 (ca. 70 %) med tanke på pH-justering i full skala ved ysteriet (vedlegg 3).

Podeslammet ble hentet fra slamstabiliseringen på Haukeli renseanlegg; men på grunn av lagring av prøven uten lufting var slammet anaerobt ved tilsetting.

Etter 24 timers luftetid ble det tatt ut prøver for gjennomføring av en forenklet fellingstest i laboratoriet. Det ble tatt en 0,8 l prøve fra hver av reaktorene og av ubehandlet meieriavløp. Som fellingsmiddel ble det benyttet aluminiumsulfat og det ble tilsatt 250 g/m^3 til de luftede prøvene. Det ble dessuten utført et titreringsforsøk med aluminiumsulfat for å se fellings-pH som funksjon av aluminiumdose.

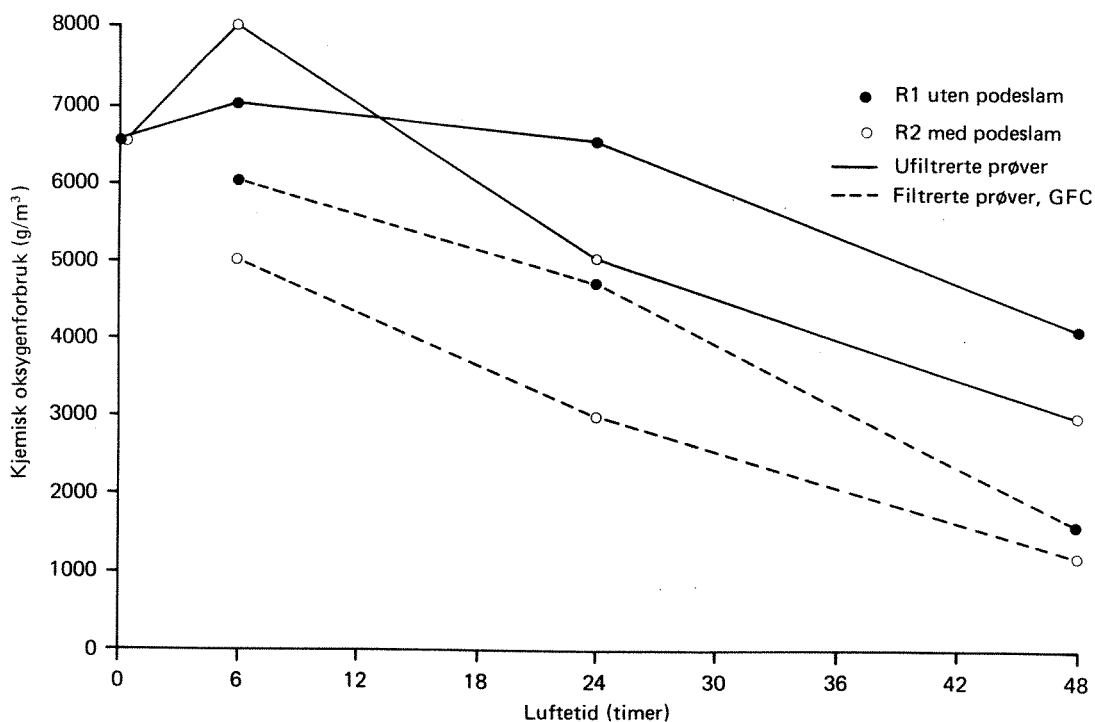
3.3 Resultater

Analyseresultater og målinger under forsøkene er samlet i vedlegg 4. Oksygenmålingene under luftingsforsøket (figur 4) viste at prosessen kom raskere igang i reaktoren som var tilsatt podeslam. Figuren viser også at oksygenkonsentrasjonen gikk mot null slik at oksygeneringskapasiteten var begrensende i siste del av luftingen.



Figur 4. Oksygenforløpet i luftereaktorene.

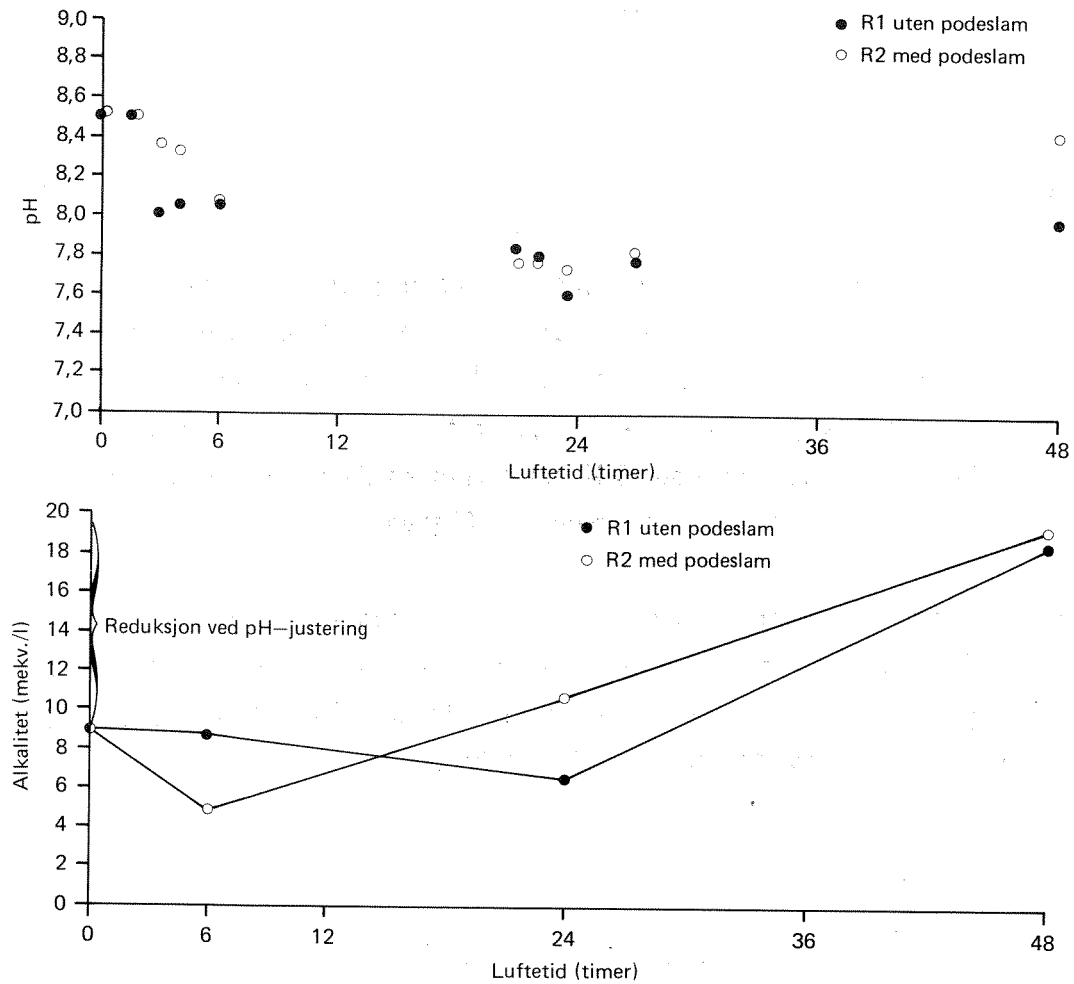
Organisk stoff målt som KOF på filtrerte og ufiltrerte prøver er vist som funksjon av luftetid på figur 5. Resultatene viser en KOF-reduksjon med økende luftetid. Det er særlig interessant å merke seg at den løste delen av organisk stoff (filtrerte prøver) viser en markert reduksjon. Dette betyr at en større andel av organiske stoff i ysteriavløpet lar seg fjerne i et renseanlegg med kjemisk felling.



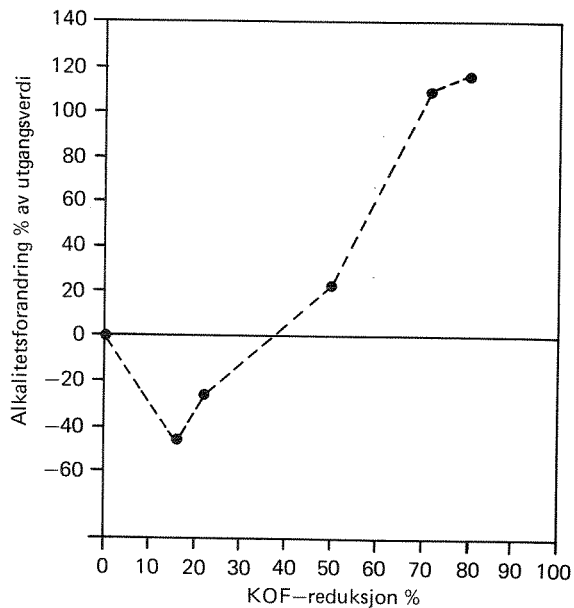
Figur 5. Organisk stoff (KOF) som funksjon av luftetid ved lab-forsøk.

Den biologiske prosessen påvirker også avløpsvannet pH og alkalitet (figur 6). Alkalitet og pH viser en synkende tendens i første fase av luftingen, sannsynligvis pga. stor produksjon av organiske syrer under laktose-nedbrytningen. Mot slutten av luftetiden økte alkaliteten til langt over utgangsverdien, og pH viste også en markert økning. Alkalitetsforandring som funksjon av KOF-reduksjon (filtrerte prøver) er vist i figur 7, og dette viser at øking av renseseffekten over 50 % vil ha økende negative konsekvenser for den kjemiske fellingen.

På grunn av begrenset mengde vann til disposisjon ble fellingsforsøket bare utført med én kjemikaliedose og det ble ikke blandet inn kommunalt avløp. Resultatet viste at doseringen ikke var høy nok til å gi fosforfelling. På grunn av forsøket begrensede omfang er resultatene kun presentert i vedlegg 4.



Figur 6. pH- og alkalitetsforløpet i luftereaktorene.



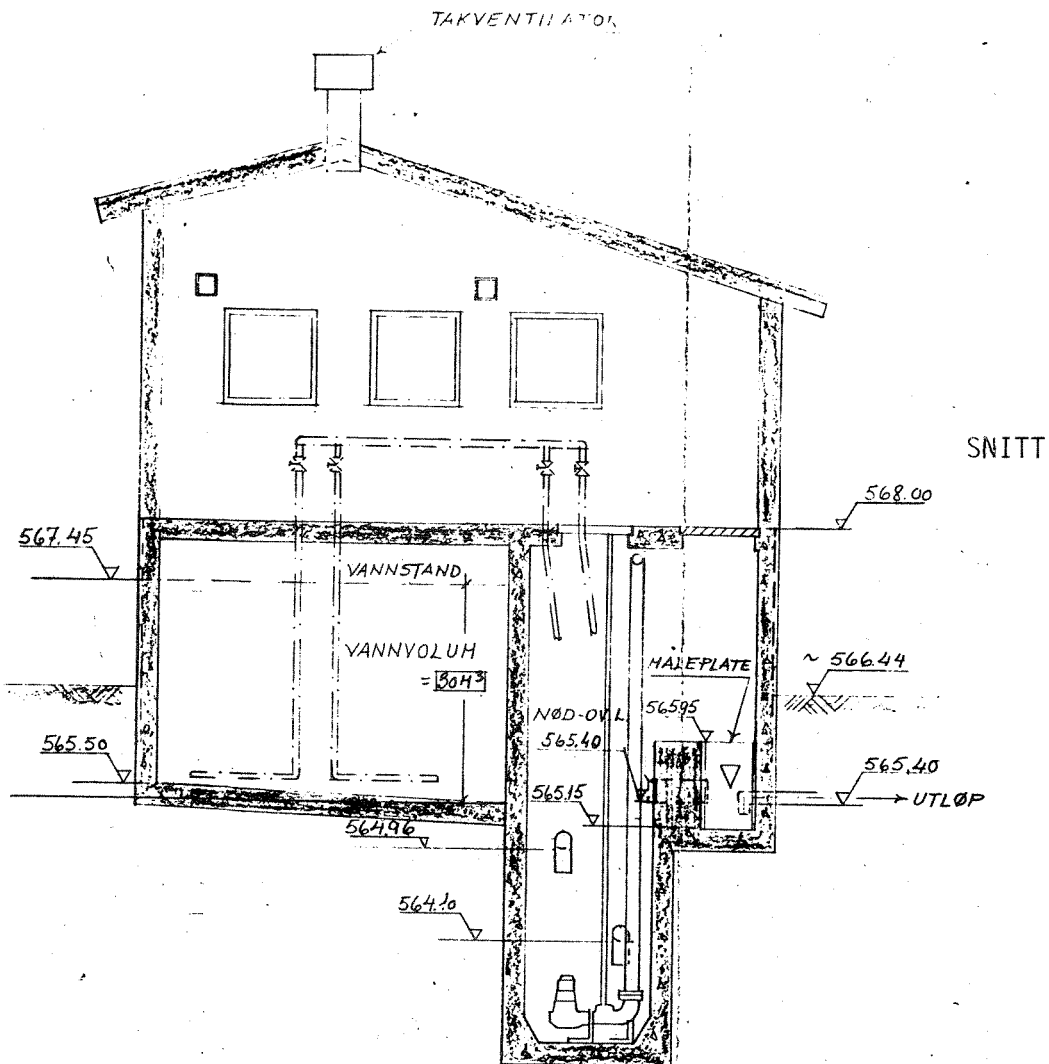
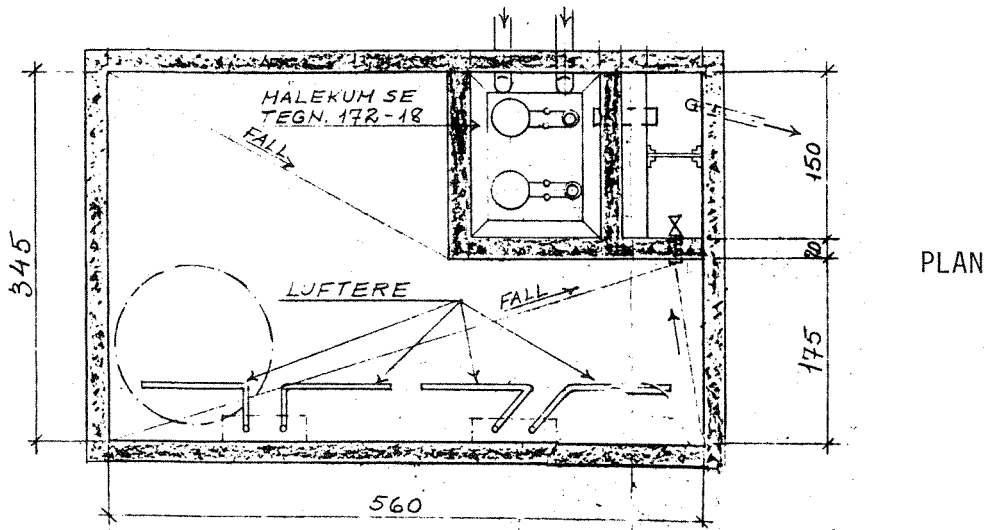
Figur 7. Alkalitetsforandring som funksjon av KOF-reduksjon.

4. FULLSKALA FORSØK PÅ HAUKELI

4.1 Ysteriet

Avløpsvannet kommer inn i en pumpestasjon med to nedsenkbare pumper, hver med kapasitet 5 l/s mot 7 m v.s. (figur 8a). Vannet pumpes over i et luftet utjevningsbasseng med maks vakum ca 30 m³. Luftingen besørjes av en 2,2 kw blåsemaskin med kapasitet 50-55 m³/h mot 4-5 m u.s. Luften fordeles gjennom fire diffusorrør med 3-4 mm hulldiameter med 10-12 cm avstand. Figur 8b viser et bilde av bassengoverflaten.

Avløpsvannet slippes ut gjennom en manuell ventil som også tjener til regulering av utslippet. Vannføringen kan måles i et V-overløp i utløpskummen. Måling og regulering av pH foregår manulelt. Typisk avløpsmengde fra ysteriet er ca 15 m³/d med BOF₇ ca 5000 g/m³.



Figur 8a. Luftet utjevningssvann for ysteriavløpsvann. Plan og snitt.



Figur 8b. Foto av luftet utjevningssasseng.

4.2. Det kommunale renseanlegget

Haukeli renseanlegg består i hovedtrekkene av sand/fettfang, forsedimentering, biorotor, kjemikaliedosering, flokkulering, ettersedimentering og aerob slamstabilisering. I tabell 4 er det presentert noen tekniske hoveddata.

Tabell 4. Hoveddata for Haukeli renseanlegg.

	Volum m ³	Areal m ²	<u>Dimensjoneringsgrunnlag</u>	
Sand/fettfang	6	4,6	Q _{dim} = 23,4 m ³ /d tilsv. 850 p.e. (+ ysteriavløp)	
Forsedimentering	45	15,2		
Biorotor (kontaktareal)		4459,0	Organisk belastning	
Flokkulering, 3 trinn	12	-	Totalt:	101 kg BOF ₇ /d
Ettersedimentering	68	28,1		
Slamstabilisering	65	-	Til biorotor	83 " "

Under forsøkene ble det kjørt omløp forbi biorotoren slik at anlegget fungerte som et sekundærfellingsanlegg.

4.3 Forsøksbetingelser

Forsøkene gikk i korthet ut på å pH-justere meieriavløpsvannet og tilsette podeslam ved arbeidstidens slutt. Vannet ble luftet til påfølgende morgen for så å bli sluppet inn på det kommunale renseanlegget over en tre-timers periode. I det luftede bassenget ble det regelmessig målt oksygenkonsentrasjon, oksygenopptak, pH og temperatur. Videre ble det tatt ut prøver for analyse av alkalitet, suspendert stoff, gløderest, totalfosfor, ortofosfat og BOF₇/KOF på filtrerte og ufiltrerte prøver.

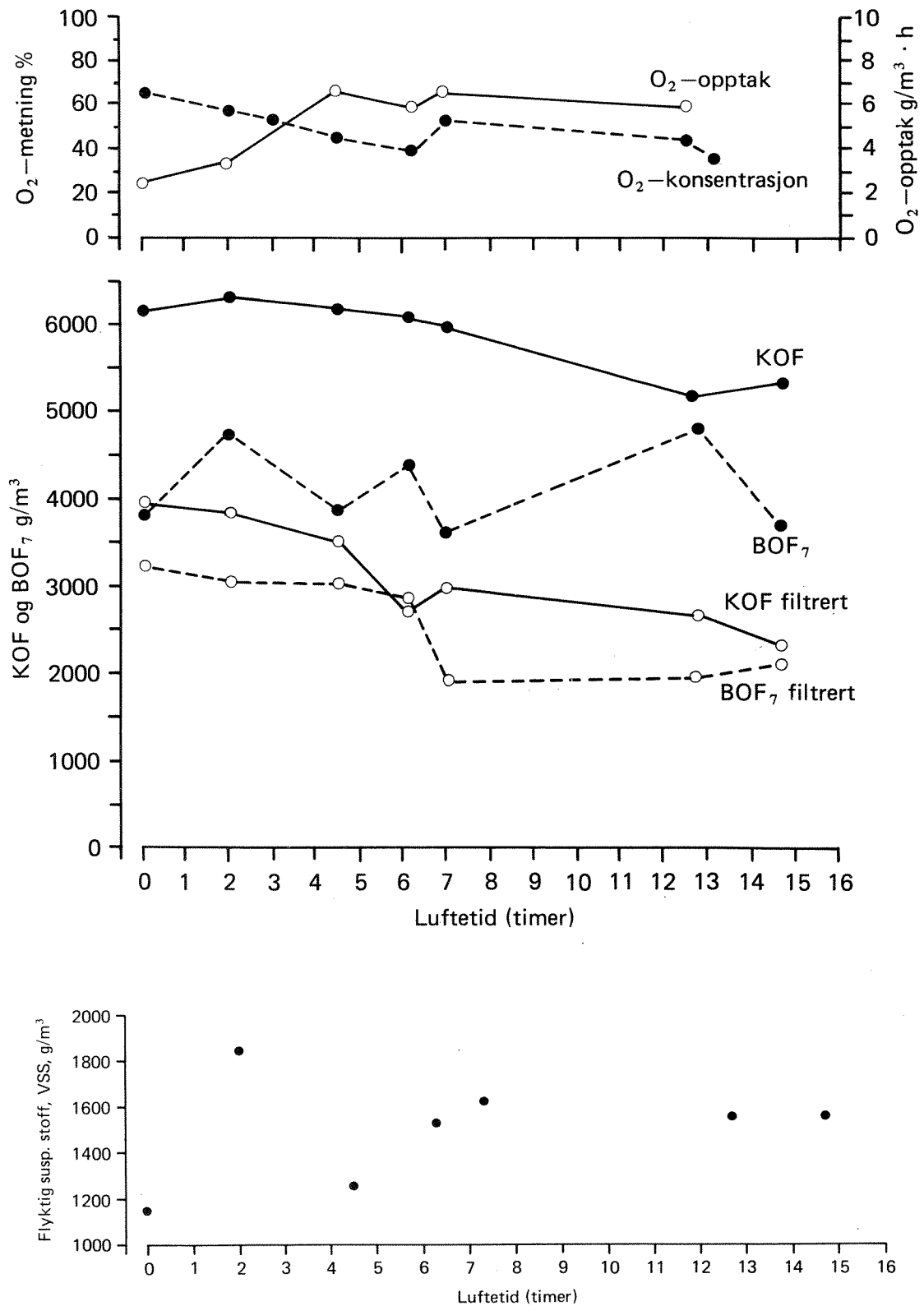
Det kommunale renseanlegget ble koplet om til sekundærfellingsanlegg på samme tid som luftingsforsøket startet på ysteriet. Før forsøket ble vannføringsmåleren og kjemikaliedoseringen kontrollert. Under forsøket ble det notert vannmengde og kjemikaliedose samt stikkprøver av oksygenkonsentrasjon, pH, temperatur og siktedyp på ulike punkter i anlegget. Det ble tatt vannmengde proporsjonale prøver av inn- og utløp i tiden før og under mottak av meieriavløp.

4.4 Resultater

4.4.1 Forandringer i ysteriavløpet under lufting

Alle enkeltanalyser og målinger er vist i vedlegg 5. Temperaturen i utjevningssbassenget lå mellom 23,7 og 25,0 °C, og vannvolumet økte fra 17 til 21 m³ i løpet av lufteperioden, som varte i 14 timer. Figur 9 viser at oksygenkonsentrasjonen sank fra 68 til 35 prosent av metning. Figuren viser også utvikling av organisk stoff målt som BOF₇ og KOF målt på filtrerte og ufiltrerte prøver. Den totale mengden organisk stoff målt som kjemisk og biokjemisk oksygenforbruk viste som ventet liten reduksjon, men reduksjonen på filtrerte prøver målt som KOF var over 40 prosent. Dette viser at en del løst organisk materiale er omsatt til biomasse.

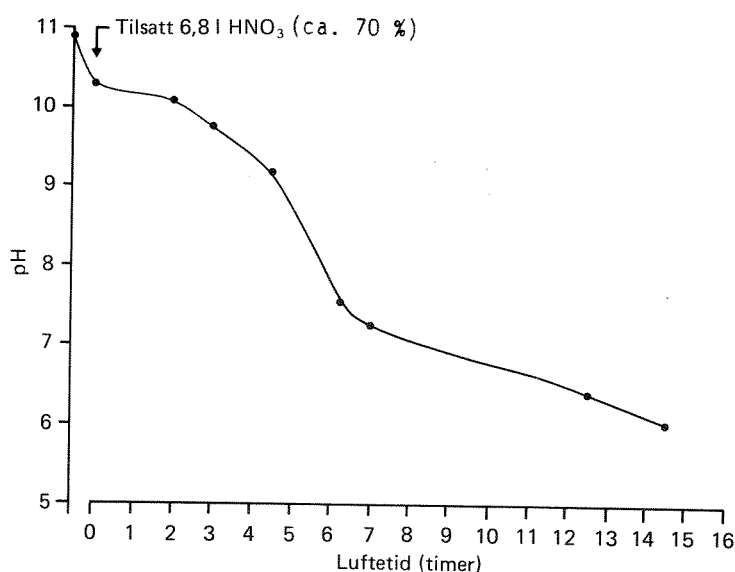
Analyseresultatene for flyktig suspendert stoff viser en stigende tendens selv om det er en viss spredning i dataene. Ved start luftingsforsøk var konsentrasjonen ca 1160 g/m³, men sannsynligvis er bare en mindre del av dette aktiv biomasse. Etter 14,7 timers lufting var flyktig suspendert stoff økt til omkring 1580 g/m³ samtidig som BOF₇ filtrert var redusert fra 3225 til 2123 g/m³. Dette gir en beregnet utbyttefaktor, Y=0,38 kg VSS/kg BOF₇.



Figur 9. Oksygen-konsentrasjon, oksygenopptak, nedbrytning av organisk stoff og forandring av flyktig suspendert stoff som funksjon av luftetid.

For skummet melk oppgis Y å være 0,48. (Tabell i vedlegg I) Substratforbruk pr vektenhet aktiv biomasse og tid i samme tidsinterval er beregnet til 4,3 kg BOD₇/kg VSS.d. Denne beregningen forutsetter en tilnærmet konstant biomassekonsentrasjon (420 g/m³) og dette vil teoretisk sett ikke være tilfelle under satsvise luftingsforsøk. Resultatet bør imidlertid kunne anvendes til overslagsmessig beregninger. Maksimalt substratforbruk for skummet melk er oppgitt til 5,1 kg BOD₅/kg VSS.d. (Tabell i Vedlegg I).

Et annet interessant fenomen er den biologiske prosessens innvirkning på meieriavløpets pH-verdi. Som vist i fig. 10 startet prosessen ved pH lik 10,2 og i løpet av 14 timers lufting ble pH redusert til 6,0. Alkalitetsverdiene er mer usikre på grunn av en lagringstid på 6 døgn før analysering. (Vedlegg 5.1).



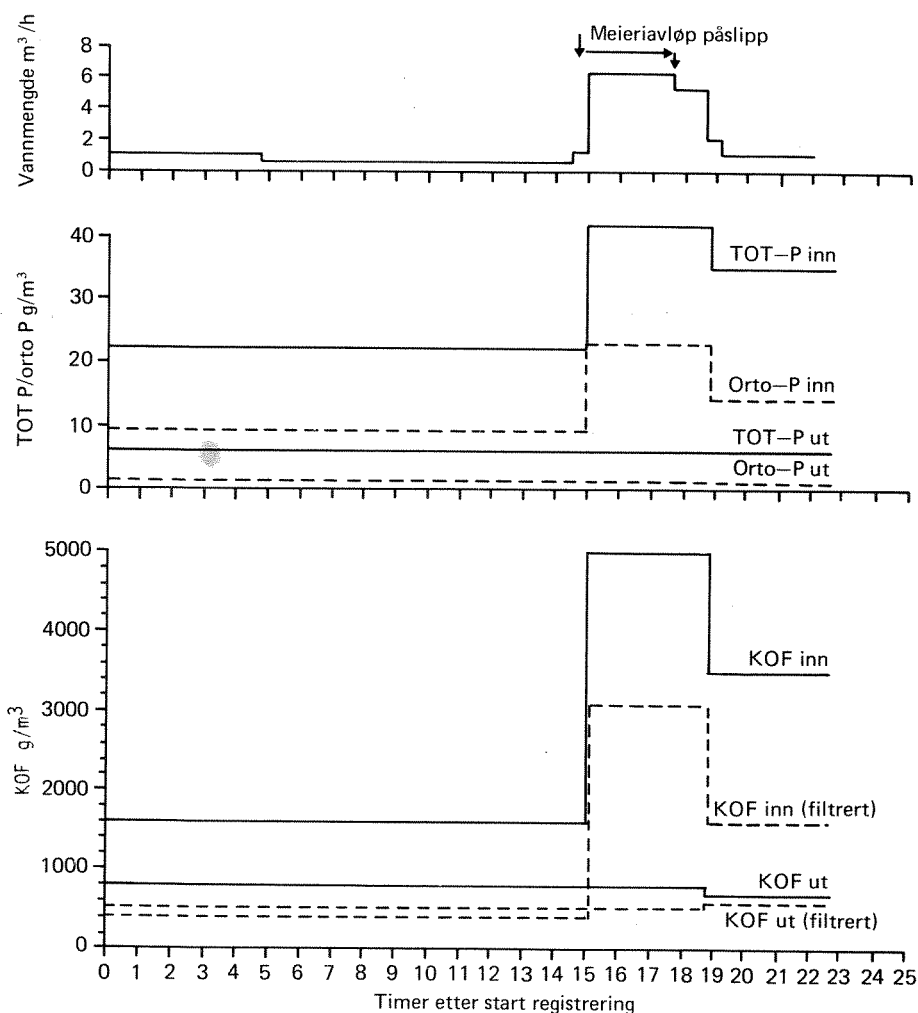
Figur 10. pH-forandring under biologisk forbehandling.

4.4.2 Innvirkning på det kommunale anlegget

Som vist på figur 11 var den hydrauliske belastningen på renseanlegget lav (< 1m³/h) før meieripåslipp. Total vannmengde inn på anlegget i forsøksdøgnet var 36,2 m³ hvor av ysteriavløpet utgjorde halvparten. Volumet av alle enhetsprosessene var ca 130 m³ og dette betyr en teoretisk oppholdstid lik 3,6 døgn.

Figurene for fosfat og kjemisk oksygenforbruk viser hvorledes innløpskonsentrasjonen øker pga. ysteriavløpet, men effekten på utløpet er vanskelig å dokumentere da ysteriavløpet "stanser opp" og fortynnes i sandfang, forsedimentering og flokkulering. I flokkuleringsbassenget ble det observert tydelige fnokker, men vannfasen var noe blakket.

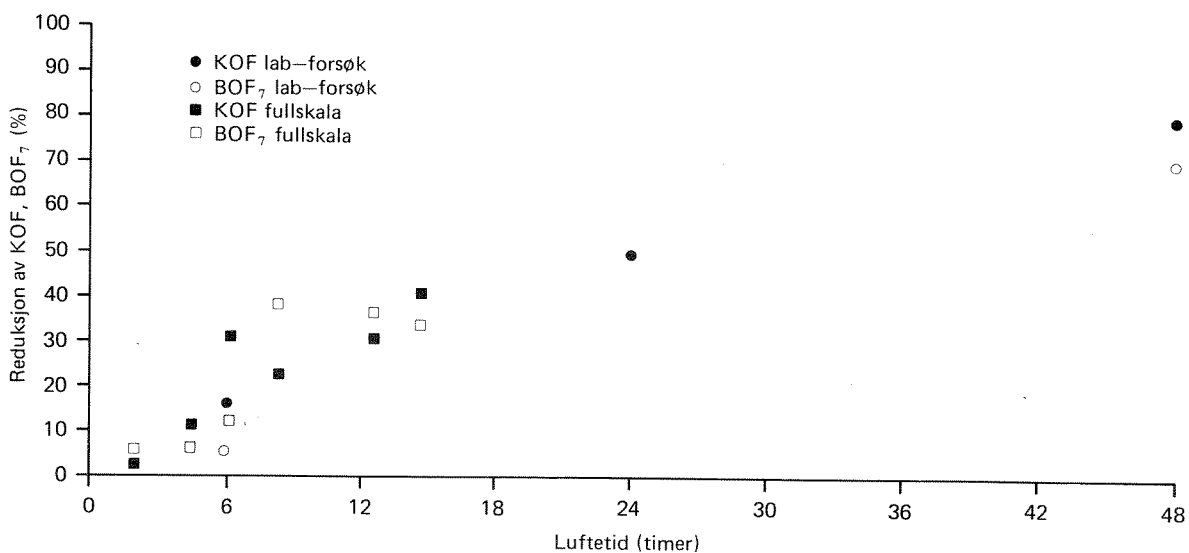
Avløpsvannets slamvolum (Imhoff) økte fra 23 ml/l i innløpet til 190 ml/l etter kjemikalidosering. En dekantert prøve av vannet i flokkuleringsbassenget kl 1300 viste en relativ god utfelling av ortofosfat, men et høyt totalfosfortall p.g.a. dårlige sedimenteringsegenskaper på fnokkene.



Figur 11. Innvirkning av ysteriavløp på det kommunale rensesanlegget.

5. VURDERING AV RESULTATER OG BEHOV FOR VIDERE ARBEID

Denne delen av prosjektet har gitt svar på flere spørsmål som angår biologisk forbehandling av meieriavløp for kjemisk felling i kommunale renseanlegg. Den biologiske behandlingen består i det vesetnlig av omsetning av løst organisk stoff til nytt cellemateriale og bare i liten grad nedbrytning 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 det kommunale renseanlegget. Forsøk i lab- og fullskala med tilsetning av små mengder podeslam ($10^0/00$) gir en omsetning av organisk stoff som vist i figur 12.



Figur 12. Reduksjon av organisk stoff (filtrerte prøver) som funksjon av luftetid i lab.- og fullskala.

Ønskes en raskere nedbrytning kan dette gjøres ved å ha mer biomasse i luftetanken når prosessen starter. Effekten av økt biomassekonsentrasjon kan anslås på grunnlag av biologisk reaksjonskinetikk når de kinetiske koeffisientene er kjent. På den måten kan ønsket reduksjon avpasses etter disponibelt luftevolum dvs. disponibel oppholdstid.

Fra en fellingskjemisk synsvinkel er det imidlertid ønskelig å levere et forbehandlet meieriavløp med lavest mulig pH/alkalitet. Dette betyr at den biologiske prosessen optimaliseres mot lavest mulig alkalitet (figur 6). Dette betyr teoretisk sett at mesteparten av karbohydratene er assimilert, og at proteinene fortsatt er i løsning. Utfelling av partikulært organisk stoff og fosfater foregår ved det kommunale renseanlegget, og hvis det er ønskelig kan også proteinene felles ut ved riktig valg av kjemikalier og fellingsbetingelser.

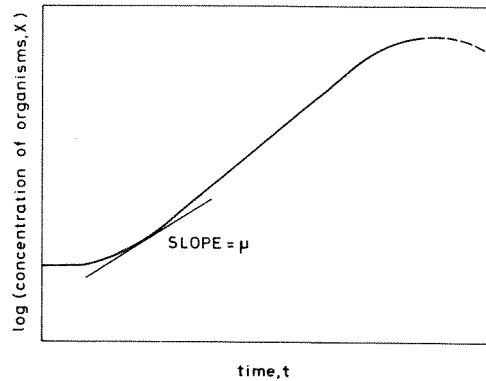
Hittil har dette prosjektet bare gitt delvis svar på hvorledes rensegraden ved biologisk forbehandling påvirker kjemisk felling med ulike innblandinger av kommunalt avløpsvann. På grunn av vanskeligheter med å dokumentere dette i full skala bør det legges opp til luftings- og fellingsforsøk i pilotskala i neste fase av prosjektet. Arbeidet bør omfatte analyser av meieriavløpets organiske sammensetning, og forsøkene bør legges opp med tanke på bestemmelse av de kinetiske konstantene. Alternative fellingskjemikalier bør også undersøkes.

6. LITTERATUR

1. Hemming, M.L. (1981): "The treatment of dairy Wastes". Food Industry Wastes, Disposal and Recovery. Applied Science Publishers Ltd. Essex. ISBN 0-85334-9576.
2. Adamse, A.D (1968): "Response of dairy Waste activated Hudge to experimental conditions affecting pH and disolved oxygen concentration". Water Research, Pergamon Press 1968 Vol.2 p.p. 703-713.
3. Lawrence, A.W. and McCarty, P.L. (1969): "A unified basis for biological treatment design and operation". Journ. of San. Eng. Div. ASCE, Dec.
4. Porges, N., Jasewicz, L. and Hoover, S.R. (1956): "Principles of Biological Oxidation", Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 1, Aerobic Oxidation, ed. J. McCabe and W.W. Eckenfelder, Reinhold Publishing Corp., New York, 35 (1956).
5. Berglind, L. (1975): "Behandling av avløpsvann fra næringsmiddelindustri i kommunale renseanlegg" PRA 2.6 NIVA 0-9/74.
6. Berglind, L., Arnesen, R.T. og Balmér, P. (1977): "Behandling av avløpsvann fra næringsmiddelindustri i kommunale renseanlegg". Del 2, PRA 2,6 0-9/74 NIVA.
7. Data fra undersøkelse utført av konsulentfirmaet Vidar Tveiten A/S ved Haukeli renseanlegg.

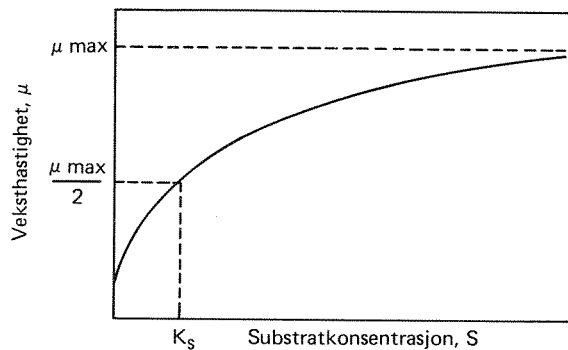
REAKSJONSKINETIKK FOR BIOLOGISK RENSING

Den klassiske vekstkurven for mikroorganismer er vist i figur A.



Figur A. Veksthastighetskurve for mikroorganismer.

Veksthastigheten, μ , avhenger av konsentrasjoner av begrensende substrat som f.eks. kan være organisk stoff, oksygen eller næringsalter. Figur B illustrerer hvordan bakteriens veksthastighet varierer med substratkonsentrasjonen.



Figur B. Mikrobiell veksthastighet som funksjon av substratkonsentrasjonen. (1. ordens reaksjon).

I mange tilfeller er organisk stoff den begrensende faktor.

Ved å bruke grunnleggende ligninger for mikrobiell vekst og substratutnyttelse kan det biologiske systemet beskrives ved ligning (3):

$$\frac{S}{K_S + S} \quad 1)$$

hvor

- μ = netto spesifikk veksthastighet for mikroorganismer (T^{-1})
- μ_m = maksimal spesifikk veksthastighet for mikroorganismer (T^{-1})
- S = substratkonsentrasjon (M/L^3)
- K_S = metningskonstant = substratkonsentrasjon ved $\mu = \frac{\mu_{max}}{2}$ (M/L^3)
- b = koeffisient for endogen respirasjon (T^{-1}).

Under de driftsbetingelsene som er aktuelle ved biologisk forbehandling av meieriavløp kan b settes lik null. Maksimal veksthastighet kan også uttrykkes ved :

$$\mu_m = Y \cdot k \quad 2)$$

hvor

Y = Utbytte eller vektenhet biomasse produsert pr. vektenhet organisk stoff fjernet, ofte uttrykt i $\left[\frac{\text{kg VSS}}{\text{kg BOD}} \right]$

k = maks substratforbruk pr. vektenhet biomasse og tid, ofte uttrykt i $\left[\frac{\text{kg BOD}}{\text{kg VSS} \cdot \text{døgn}} \right]$

Substratreduksjon pr. biomasseenhet pr. tidsenhet under "steady state" betingelser:

hvor

- X_1 = biomassekonsentrasjonen i reaktoren (M/L^3)
- S_1 = substratkonsentrasjon i reaktoren (M/L^3)
- θ = teoretisk oppholdstid (T)

Effektiviteten av en "steady state" biologisk prosess kan således beregnes som funksjon av oppholdstid, substrat- og biomassekonsentrasjon, utbyttekoeffisienten, Y og Michaelis-Menton konstantene μ_m og K_S .

Kinetisk koeffisienter for aerob nedbrytning av skummet melk er vist i tabellen nedenfor (3). Det er ønskelig å få frem bedre data for ulike typer meieriavløpsvann.

Kinetiske koeffisienter for mikrobiell nedbrytning av skummet melk.

Vekstkoeffisienter		Koeffisiente for reduksjon av org. stoff	
Y kgVSS/kgBOD ₅ 0,48	b d ⁻¹ 0,045	k kgBOD ₅ /kgVSS d 5,1	K _S g/m ³ 100

For satsvis biologisk rensing vil substrat- og biomassekonsentrasjonen variere kontinuerlig med luftetiden, og ligning 3) kan skrives:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m \cdot S \cdot X}{Y(K_S + S)} \quad 4)$$

Ved forbehandling av meieriavløp vil ofte K_S være liten i forhold til S, og

uttrykket $\frac{S}{K_S + S}$ settes tilnærmet lik 1. Biomassekonsentrasjonen som

funksjon av tiden t kan skrives:

$$X = X_0 + Y \cdot (S_0 - S) \quad 5)$$

og innsatt i ligning 4) gir dette:

$$\begin{aligned} \frac{dS}{dt} &= \frac{\mu_m}{Y} (X_0 + Y (S_0 - S)) \\ &= \mu_m \left[\left(\frac{X_0}{Y} + S_0 \right) - S \right] \quad 6) \end{aligned}$$

Parentesen $(\frac{X_0}{Y} + S)$ kalles for enkelthetsskyld K , og integreres ligningen mellom grensene $t_0 = 0$ og t og S_0 og S blir resultatet

$$\ln \frac{K - S}{K - S_0} = - \mu m \cdot t \quad 7)$$

eller

$$\ln (K - S) = - (\mu m \cdot t - \ln \frac{X_0}{Y}) \quad 8)$$

Dette uttrykket kan brukes til beregning av substratkonsentrasjonen etter tid t , men det gjelder bare for $S \gg 100$ dvs. $S > 1000$ mg/l.

Bruken av den utledede ligningen vil bli undersøkt nærmere i neste fase av prosjektet.

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 askorbinsyre i nærvær av antimon til en sterkt 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. Benevning: mg/l
11. Konservering: 1 ml 4m H_2SO_4 pr. 100 ml prøve.
12. Lagring: Kjøleskap 4°C .

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 : Organiske 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 en 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. Benevning : mg/l
11. Konservering : 1 ml 4 M H_2SO_4 pr. 100 ml prøve.
12. Lagring : Kjøleskap

NIVA-METODE*oksydasjon med dikromat*

1. Bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk 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 svovelsyre 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 $FeII$ -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, hydrogen-sulfid og jern II virker sterkt forstyrrende på bestemmelsen. Cl < 2000 mg/l. Tilsetning av sulfamid-syre kan eliminere forstyrrelser for maks. 6 mg/l N- NO_2 /l. |
| 10. | Benevning | |
| 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 Laboratorievekt 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. Benevning 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. | Benevning | 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).

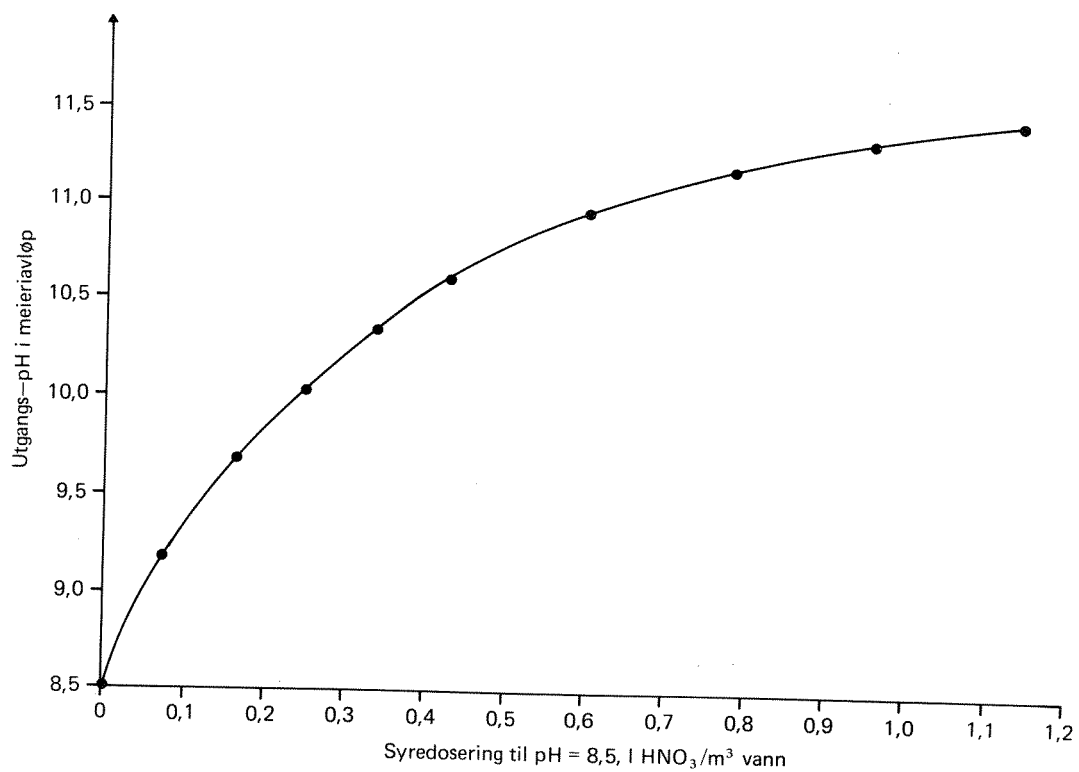
2.1 Litteraturhenvisninger

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.	Benevning	mmol/l
11.	Konservering	ingen
12.	Lagring	Bør analyseres straks, men kan lagres i kjøleskap ved 4° C til analysen utføres.

Titreringskurve med 70 % HNO_3 for avløpsvann fra Haukelid ysteri.



Tid etter start, timer	Reaktor 1)	ALK	S-TS	S-GR	TOT-P	PO4-P	BOF _f	KOF	KOF _f
		mekv/l	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³
0	R1	19,44 ²⁾	1090	112	54	28	>3000	6500	4800
0	R2	19,44	1090	112	54	28	>3000	6500	6000
6	R1	8,79	-	-	-	-	3413	7000	6000
6	R2	4,76	-	-	-	-	3240	8000	5000
24	R1	6,63	-	-	-	31	3319	6500	4700
24	R2	10,88	-	-	-	22	2160	5000	3000
48	R1	18,45	-	-	49	-	1310	4100	1600
48	R2	19,27	-	-	29	-	1032	3000	1200

- 1) R1: Uten tilsetting av podeslam
 R2: Tillsetting av 1 0/00 podeslam
- 2) Alkalitet før pH-justering.

2. Målinger

Dato	Tidspunkt	Temperatu °C		O ₂ mg O ₂ /l		pH	
		R1	R2	R1	R2	R1	R2
10/8	- 1030	11,0		8,60	10,15	8,50	8,53
"	- 1055	12,0	12,0	10,22	10,51	8,27	8,56
"	- 1120	13,5	13,2	10,20	10,30	8,62	8,55
"	- 1130	14,2	14,2	10,30	9,60	-	-
"	- 1152	15,5	15,5	9,40	9,08	8,50	8,50
"	- 1245	17,0	17,0	9,10	8,28		8,39
"	- 1340	20,0	20,0	8,76	7,81	8,00	8,37
"	- 1445	21,0	21,0	8,03	8,20	8,05	8,31
"	- 1630	23,0	23,0	8,05	6,95	8,05	8,08
11/8	- 730	27,0	27,0	6,88	-0,01	7,83	7,74
"	- 850	27,0	27,0	6,03	0,00	7,77	7,76
"	- 1000	26,0	26,0	5,15	-0,01	7,60	7,75
"	- 1015			5,00	-	-	-
"	- 1030			4,68	-	-	-
"	- 1100	26,0	26,0	4,20	0,03	7,35	7,85
"	- 1315	26,0	26,0	2,00	-0,01	7,77	7,81
"	- 1415	26,0	26,0	2,48	2,17	7,79	7,92
12/8	- 815	26,0	26,0	0,01	0,07	7,40	8,08
"	- 1030	26,0	26,0	0,01	0,01	7,98	8,42

1. Analyser

Vannprøve	Før felling					Etter felling			
	PO ₄ -P	Tot-P	KOF	KOF _f ¹⁾	BOF _f ¹⁾	Tot-P	PO ₄ -P	BOF	KOF _f
A. Ubehandlet ysteriavløp	28	54	6500	4800	>3000	48	32	4800	7500
B. Luftet 24 timer u/podeslam	31	55	6500	4700	3318	47	29	>3000	4000
C. Luftet 24 timer m/podeslam	22	54	5000	3000	2160	46	22	3075	4100

1) Filtrerte prøver

Doseringsmengder: A: 250 g/m
 B: 100 "
 C: 100 "

2. Filtrering av Aluminiumsulfat

Vannprøve	A	B	C
Dosering Al-sulfat g/m ³	0	0	0
pH	7,75	7,35	7,85
Dosering	175	100	100
pH	7,00	7,10	7,3
Dosering	250	150	150
pH	6,85	6,90	7,00
Dosering	350	250	250
pH	6,55	6,60	6,80
Dosering	450	350	350
pH	6,30	6,35	6,65
Dosering	650	550	550
pH	5,8	5,85	6,45

FULLSKALA FORSØK - ANALYSER OG MÅLINGER UNDER LUFTING AV YSTERIAVLØP

1. Analyseresultater

Dato	kl.	ALK ¹⁾	S-TS	S-GR	TOT-P	PO4-P	BOF	BOF _f ²⁾	KOF	KOF _f ²⁾
		mekv/l	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³
1/9	1730	5,87	1206	42,4	49	31	3770	3225	6200	3900
1/9	1750	2,09	-	-	-	-	-	-	-	-
1/9	1930	5,05	1885	52,3	47	30	4748	3045	6300	3800
1/9	2205	8,52	1305	34,4	51	30	3878	3053	6200	3500
1/9	2350	1,89	1600	67,8	48	29	4468	2826	6100	2700
2/9	0047	2,29	1680	56,6	47	29	3670	1980	6000	3000
2/9	0615	2,70	1570	6,6	46	27	4790	1995	5200	2700
2/9	0815	2,18	1657	75,6	41	24	3720	2123	5300	2300

1) 6 dagers lagring i kjøleskap før analysering

2) Filtrerte prøver

2. Målinger

Dato	kl.	O ₂ % mekv.	O ₂ -opptak g/m ³ .h	pH	Temp. °C	Volum m ³	Merknad
1/9	1730	67,8	2,4	10,9	25,0	17	Tilsatt podeslam pluss 6,8 l HNO ₃
"	1750			10,3			
"	1930	58,3	3,7	10,1	24,7	19	
"	2035	54,0		9,75	24,6		
"	2205	45,3	6,9	9,20	24,2	20	
"	2350	40,2	6,0	7,5	23,7		
2/9	0025	53,1		7,25	24,8		
"	0047		6,6	7,2			
"	0600	45,1	6,0	6,4	24,0	21	
"	0640	35,6			24,0		
"	0810		6,0		24,0	14	Start påslipp ca 3 l/s
"	0945					5	
"	1030					3	Stopp utslipp

