

Stabilisering av kommunalt slam

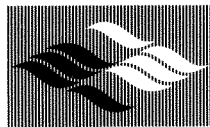
av

Siv.ing. Ph.D. Arild Schanke Eikum

og

Siv.ing. Bjarne Paulsrud

Norsk institutt for vannforskning



pra

Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann.

Omslag og illustrasjoner, NIVA's tegnekontor
Montering og sats, Grafisk Kontor, NTNF
Trykt hos Reclamo
ISBN 82-90180-10-1
Copyright Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN — PRA

I Stortingsproposisjon nr. 90 "Tilråding fra Industridepartementet av 10. april 1970", godkjent ved kongelig resolusjon samme dag, la Industridepartementet fram forslag til en bevilgning på 5,0 mill. kroner for 1970, som en første bevilgning for et flerårig forskningsprogram for rensing av avløpsvann. Forslaget grunnet seg på Ressursutvalgets innstilling nr. 1 som ble avgitt 3. juli 1969.

For at det faglige grunnlag for utbygging av avløpsanlegg skulle kunne bedres, konkluderte Ressursutvalget med at det måtte skje en utvidet forskningsinnsats for å finne fram til effektive transportmetoder og tilfredstillende metoder for rensing av avløpsvann.

En foreløpig tidsramme ble satt til seks år og kostnadene beregnet til omlag 30 mill. kroner.

St.prp. nr. 90 ble vedtatt av Stortinget og forskningsprogrammet kunne settes i verk. Forskningsprogrammet fikk navnet

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN som forkortes PRA

Det ble opprettet en ad hoc komite, prosjektkomiteen for et forskningsprogram for rensing av avløpsvann, for å vurdere og prioritere forskningsprosjekter.

Prosjektkomiteen har delt inn forskningsprogrammet i følgende 6 delområder:

1. Avløpsvannets mengde og sammensetning.
2. Rensing av avløpsvann og slambehandling.
3. Bruk av terrestriske resipienter for disponering av avløpsvann og slam.
4. Transportsystemer.
5. Utslipp av forurenset vann i resipienten.
6. Industriens avløpsproblemer.

En har i størst mulig utstrekning forsøkt å konsentrere innsatsen på forsknings- og utredningsoppgaver som vil gi resultater som kan anvendes på kort sikt.

De prosjekter som hittil har blitt prioritert er listet på omslaget side 3.

Prosjektkomiteen gir ut et informasjonsblad, PRA-INFORMASJON, samt såkalte brukerrapporter.

Forespørsel om PROSJEKT RENSING AV AVLØPSVANN kan rettes til PRA-komiteens sekretariat v/overing. John Hatling, Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Oslo-dep., Oslo 1, tlf. (02) 41 88 60.

Forespørsel om PRA-INFORMASJON og BRUKERRAPPORTER rettes til sivilingeniør Paul Liseth, Ph.D., I/S Miljøplan, Maries vei 20, 1322 Høvik, tlf. (02) 53 88 89.

Brukerrapporter bestilles hos Liv Jansen, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 333, Blindern, Oslo 3, tlf. (02) 23 52 80.

INNHold

FORORD	6
1. INNLEDNING	7
2. SLAMPRODUKSJON VED ULIKE TYPER	
KLOAKKRENSEANLEGG	7
2.1 Slammengder før fortykking	7
2.2 Slammengder etter fortykking	7
3. AEROB STABILISERING	7
3.1 Prosessens virkemåte	7
3.2 Dimensjonering av aerobe stabiliseringsanlegg	10
3.2.1 Nødvendig bassengvolum	10
3.2.2 Nødvendige luftmengder	12
3.2.3 Type luftere	12
3.2.4 Bassengenes utforming	12
3.2.5 Utstyr for dekantering av slamvann	13
3.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved aerob stabilisering	13
3.3.1 Avvanningsegenskaper	13
3.3.2 Hygieniske egenskaper	14
3.3.3 Slamvannets kvalitet	14
3.4 Drift og kontroll av aerobe stabiliseringsenheter	15
3.4.1 Driftsrutiner	15
3.4.2 Driftsparametre	16
3.4.3 Måling av stabilitet	17
3.4.4 Driftsforstyrrelser og mulige mottiltak	18
4. ANAEROB STABILISERING	19
4.1 Prosessens virkemåte	19
4.2 Dimensjonering av råtnetanker	20
4.2.1 Nødvendig stabiliseringsvolum	20
4.2.2 Utforming av råtnetanker	20
4.2.3 Gassproduksjon	21
4.2.4 Oppvarming av råtnetanker	22
4.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved anaerob stabilisering	22
4.3.1 Avvanningsegenskaper	22
4.3.2 Hygieniske egenskaper	23
4.3.3 Slamvannets kvalitet	23
4.4 Drift og kontroll av råtnetanker	24
4.4.1 Oppstarting	24
4.4.2 Drift	24
4.4.3 Kontroll	25

5. KALKSTABILISERING	25
5.1 Prosessens virkemåte	25
5.2 Dimensjonering av kalkstabiliseringsanlegg	25
5.2.1 Nødvendige kalkmengder	25
5.2.2 Lagrings- og doseringsutrustning	26
5.2.3 Nødvendig bassengvolum og bassengenes utforming	26
5.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved kalkstabilisering	27
5.3.1 Lukt	27
5.3.2 Hygieniske egenskaper	27
5.3.3 Fortykkings- og avvanningsegenskaper	27
5.3.4 Slamvannets kvalitet	28
5.4 Drift og kontroll av kalkstabiliseringsanlegg	29
6. ANDRE STABILISERINGSPROSESSER	29
6.1 Kompostering	29
6.2 Kjemisk stabilisering med klor	29
6.3 Våt oksydasjon	29
7. SAMMENLIKNING AV ULIKE STABILISERINGS-PROSESSER	30
8. LITTERATUR	31

Forord

Forskningsprosjektet PRA 2.1 – *Forsøksanlegget på Kjeller* omfatter en rekke delprosjekter utført ved Norsk institutt for vannforskning (NIVAs) forskningsstasjon. *Stabilisering av kommunalt slam* er et av delprosjektene og har vært utført av sivilingeniør, Ph.D. A. Schanke Eikum og sivilingeniør B. Paulsrud som også er forfattere av brukerrapporten. Stabilisering av slam er aktuelt ved mekaniske, biologiske og kjemiske renseanlegg, og rapporten er derfor beregnet på alle som skal planlegge, prosjektere og drive renseanleggene.

Rapporten omhandler bare stabilisering av slam. Andre sider ved slambehandling og slamdisponering vil bli tatt opp i senere PRA-brukerrapporter.

Mai, 1976

Svein Stene Johansen
redaktør

Faguttrykk

Slamproduksjon	Den slammengde som er et resultat av rensingen av avløpsvannet og som fjernes fra kloakkrenseanlegget.
Aerob	Angir at oksygen er til stede.
Anaerob	Angir at oksygen ikke er til stede.
Biokjemisk oksygenforbruk	Et mål for biologisk nedbrytbart organisk stoff.
Dekantering	Trekke av slamvann fra det øverste laget i bassenget etter at slammet har sunket til bunns.
Diffusorlufter	Oksygen tilføres slammet ved at luft presses inn i slammet gjennom porøst materiale, vanligvis plassert nær bassengets bunn.
Filtrermotstand	Et mål for slammets avvanningssegenskaper ved filtrering.
”High rate” stabilisering	Høyt belastet, to trinns utråtning med kraftig omrøring i første stabiliseringstank.
Inhibere	En nedsettelse av aktiviteten i en biologisk prosess på grunn av f.eks. giftstoffer eller miljøforandringer (temperatur, pH e.l.).
Kalkslurry (kalkmelk)	Lesket kalk som er blandet med vann.
Kjemisk oksygenforbruk	Et tilnærmet mål for totalt organisk stoff.
Kompressibilitet	Et mål på hvor mye et slams filtreringsegenskaper vil endre seg med forandring av trykket under avvanningsprosessen.
Mesofile området	Temperaturområdet for anaerob stabilisering med optimale betingelser ved 30–38°C.
Organisk belastning	Et uttrykk for organisk stoff tilført stabiliseringsprosessen. Dette angis vanligvis som kg BOF tilført pr. døgn pr. kg tørrstoff i stabiliseringsbassenget.
Overflatelufter	Oksygen tilføres slammet fra luften over bassenget ved at en skovlehjullignende innretning pisker opp slammets overflate.
Podeslam	Slam som hentes fra et kloakkanlegg i drift og tilføres en nystartet biologisk prosess for å få en raskere igangkjøring av prosessen.
Sedimentere	Synke til bunns.
Slamalder	Antall døgn en slampartikkel oppholder seg i stabiliseringsbassenget.
Slurrykonsentrasjon	Angir kalkmengden i prosent av mengde løsning.
Termofile området	Temperaturområdet for anaerob stabilisering med optimale betingelser ved 50–55°C.
Turbinlufter	En spesiell konstruert lufter som rører om i slammet samtidig som oksygen tilføres slammet via luftinnblåsning.

1. Innledning

Stadig strengere krav til disponering av kommunalt slam øker behovet for stabilisering ved kloakkrenseanlegget. En økende tendens til å ta inn septiktankslam ved kommunale kloakkrenseanlegg, betyr at man av hensyn til driften av selve kloakkrenseanlegget ønsker stabilisering av slammet.

Aerob-, anaerob- og kalkstabilisering er tre muligheter man har til rådighet for å oppnå et stabilt slam. Disse tre prosessene kan dog ikke sidestilles. Ved aerob og anaerob stabilisering vil det organiske stoffet reduseres ved biologisk nedbrytning, mens ved kjemisk stabilisering med kalk prøver man å hindre biologisk nedbrytning over et kortere eller lengre tidsrom. Ved bruk av kalk er det med andre ord snakk om en midlertidig form for stabilisering. Formålet med den sistnevnte form for stabilisering kan f.eks. være å hindre lukt ved lagring av slammet på selve anlegget før borttransport. Erfaringer hittil viser dog at det kan bli store problemer ved bruk av kalkstabilisering på anlegg med aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

Brukerrapporten "Stabilisering av kommunalt slam" har til hensikt å gi praktisk informasjon om stabilisering. Man har derfor funnet det riktig å gi forenklete dimensjoneringskriterier for de ulike stabiliseringsprosesser. Den forventede endring av slammets egenskaper under stabilisering samt drift og kontroll av stabiliseringsprosessene er også belyst.

2. Slamproduksjon ved ulike typer kloakkrenseanlegg

2.1 Slammengder før fortykking

Det skilles vanligvis mellom mekaniske, biologiske og kjemiske slamtyper. Disse slamtypene kan forekomme eller i blanding før de pumpes til en slambehandlingsenhet.

Den slammengde som legges til grunn for dimensjoneringen av et slambehandlingsanlegg bør beregnes så nøyte som mulig. Dette er viktig for alle slambehandlingsprosesser. Vanligvis brukes kjente erfaringsverdier fra ulike anleggstyper som et grunnlag for beregning av slamproduksjonen.

Tabell 1 angir slamproduksjonen ved forskjellige renseprosesser.

2.2 Slammengder etter fortykking

Det kan ofte være aktuelt å fortykke slammet før det behandles i en stabiliseringsenhet. Tabell 2 angir slammengder før og etter fortykking for ulike slamtyper. Det er forutsatt at de forskjellige slamtypene ved et kloakkrenseanlegg blandes før de fortykkes. Dette er ikke alltid tilfelle.

3. Aerob stabilisering

3.1 Prosessens virkemåte

Aerob slamstabilisering er en biologisk oksydasjon hvor mikroorganismer overfører nedbrytbart organisk stoff i slammet til karbondioksyd og vann, samt ny celledmasse. På grunn av mikroorganismenes relativt lange oppholdstid i stabiliseringsbassenget, sett i forhold til et normalt belastet biologisk renseanlegg, vil mengden av næringsstoffer i slammet bli begrensende for mikroorganismenes vekst. Dette betyr at mikroorganismene vil benytte eget celledmateriale og celledmateriale fra døde organismer som næring. Ved tilstrekkelig lang lufting vil det bare være svært tungt nedbrytbart organisk stoff og uorganisk stoff tilbake. Dette vil ikke gå i forråtnelse og heller ikke luftulemper under lagring. Resultatet er et stabilt slam. Dette er vist skjematisk i figur 1.

Tabell 1. Slamproduksjon ved forskjellige renseprosesser (Tallene er kun orienterende da hensyn bør tas til hvert enkelt anleggs dimensjonering og teknisk utforming, samt avløpsvannets sammensetning.)

RENSEPROSESS	SLAMMENGDER FØR FORTYKKING							
	Mekanisk		Biologisk		Kjemisk		Totalt	
	g/TS/p.d.	l/p.d.	g TS/p.d.	l/p.d.	g TS/p.d.	l/p.d.	g TS/p.d.	l/p.d.
Mekanisk	60	1,2–3,0	–	–	–	–	60	1,2–3,0
Biologisk (normalt belastet)	–	–	80	4,0–8,0	–	–	80	4,0–8,0
Biologisk (lavt belastet) ^x	–	–	60	3,0–6,0	–	–	60	3,0–6,0
Mekanisk + biologisk (normalt belastet)	60	1,2–3,0	35	1,8–3,5	–	–	95	3,0–6,5
<i>Primær^{xx} og sekundærfelling</i>								
m/aluminium	60	1,2–3,0	–	–	70	3,5–7,0	130	4,7–10,0
m/jern	60	1,2–3,0	–	–	75	3,5–7,0	135	4,7–10,0
m/kalk	60	1,2–3,0	–	–	200	5,0–10,0	260	6,2–13,0
<i>Forfelling^{xxx}</i>								
m/aluminium	60	1,2–3,0	25	1,3–2,5	35	1,8–3,5	120	4,3–9,0
m/jern	60	1,3–3,0	25	1,3–2,5	40	1,8–3,5	125	4,3–9,0
<i>Simultanfelling</i>								
m/aluminium } lavt belastet			60	–	20	–	80	3,2–8,0
m/jern } biologisk anlegg			60	–	25	–	85	3,2–8,0
m/aluminium } normalt belastet			80	–	20	–	100	4,0–10,0
m/jern } biologisk anlegg			80	–	25	–	105	4,0–10,0
<i>Etterfelling</i>								
m/aluminium	60	1,2–3,0	35	1,8–3,5	30	1,5–3,0	125	4,5–9,5
m/jern	60	1,2–3,0	35	1,8–3,5	35	1,5–3,0	130	4,5–9,5
m/kalk	60	1,2–3,0	35	1,8–3,5	160	4,0–8,0	255	7,0–14,5

^x Ved lavt belastede biologiske anlegg vil man i praksis ofte få vesentlig mindre slammengder (ca. 40 g TS/p.d.) enn det som her er angitt. Årsaken til dette er at ved en rekke slike anlegg vil slam fra tid til annen følge med utløpsvannet, og dermed redusere den slammengde som må fjernes på normalt vis.

^{xx} Det er her antatt at primærfellingsanlegg er bygget med skikkelig flokkuleringsenhet og at sedimenteringsenheten er dimensjonert for både mekanisk og kjemisk slam. For eksisterende mekaniske

renseanlegg hvor det er tillempet primærfelling, vil andelen av kjemisk slam normalt bli mindre enn angitt, siden en her ofte vil ha ugunstigere prosessbetingelser.

^{xxx} Slammengdene er her basert på eksisterende biologiske anlegg hvor forfelling er tillempet, med de reduksjoner i kjemisk slam som dette medfører (se ovenfor). Den biologiske slammengde vil også bli mindre enn for et biologisk anlegg uten felling da forurensningsmengden inn til den biologiske enheten minker ved forfelling.

Tabell 2. Slammengder før og etter fortykking

RENSEPROSESS	g TS/p.d.	SLAMMENGDER			
		Før fortykking		Etter fortykking	
		% TS	l/p.d.	% TS	l/p.d.
Mekanisk	60	2,0–5,0	1,2–3,0	4,0–8,0	0,8–1,5
Biologisk (normalt belastet)	80	1,0–2,0	4,0–8,0	2,0–3,0	2,7–4,0
Biologisk (lavt belastet)	60	1,0–2,0	3,0–6,0	2,5–3,5	1,7–2,4
Mekanisk + Biologisk (normalt belastet)	95	1,5–3,2	3,0–6,5	2,5–5,0	1,9–3,8
<i>Primær- og sekundærfelling</i>					
m/aluminium	130	1,3–2,8	4,7–10,0	2,0–4,0	3,3–6,5
m/jern	135	1,4–2,9	4,7–10,0	2,0–4,0	3,8–6,8
m/kalk	260	2,0–4,2	6,2–13,0	4,0–8,0	3,3–6,5
<i>Simultanfelling</i>					
m/aluminium	80	1,0–2,5	3,2–8,0	2,0–3,0	2,7–4,0
m/jern					
m/aluminium	100	1,0–2,5	4,0–10,0	2,0–3,0	3,3–5,0
m/jern					
<i>Etterfelling</i>					
m/aluminium	125	1,3–2,8	4,5–9,5	2,0–3,5	3,6–6,3
m/jern	130	1,4–2,9	4,5–9,5	2,0–3,5	3,7–6,5
m/kalk	255	1,8–3,6	7,0–14,5	3,0–8,0	3,2–8,5

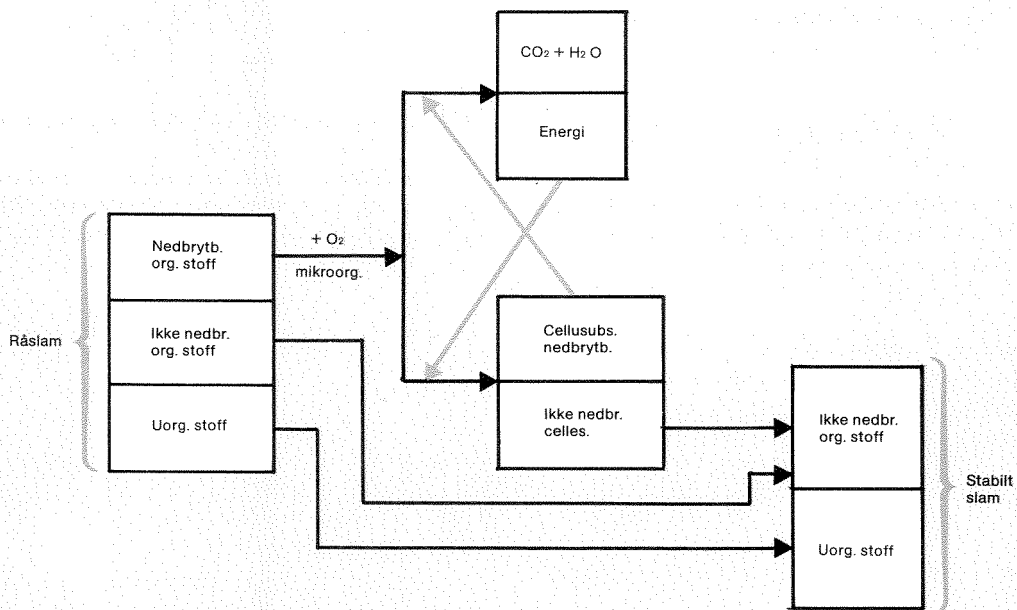


Fig. 1. Skjematisk fremstilling av aerob stabilisering.

Det skilles mellom kontinuerlig og diskontinuerlig drift av stabiliseringsenheter. Ved diskontinuerlig drift følger reduksjonen av organisk stoff en første ordens likning på formen:

$$\frac{S_t - S_i}{S_0 - S_i} = e^{-K_e \cdot t} \quad \text{I}$$

S_t = organisk stoff ved tiden t (mg/l)
 S_0 = organisk stoff i råslammet (mg/l)
 S_i = ikke nedbrytbart organisk stoff (mg/l)
 t = stabiliseringstid (døgn)
 K_e = auto-oksydasjonkonstant

Ved kontinuerlig drift av en aerob stabiliseringsenhet vil følgende uttrykk gjelde:

$$\frac{S_t - S_i}{S_0 - S_i} = \frac{1}{1 + K_e \cdot t} \quad \text{II}$$

I praksis vil man vanligvis ikke drive en aerob slamstabiliseringsenhet som en ren kontinuerlig eller diskontinuerlig prosess. I de tilfeller hvor slam tappes av, og nytt fylles på en gang pr. dag, vil reduksjon av organisk stoff følge likning (I).

Temperaturen vil ha stor innvirkning på den aerobe stabiliseringsprosessen. Konstanten K_e kan beregnes for forskjellige temperaturer ved hjelp av likningen:

$$K_{eT} = K_{e20} \cdot \theta^{(T - 20)} \quad \text{III}$$

K_{eT} = auto-oksydasjonskonstant ved $T^\circ\text{C}$
 K_{e20} = auto-oksydasjonskonstant ved 20°C
 θ = temperatur konstant (1,05–1,5)
 T = temperatur ($^\circ\text{C}$)

Likningene I til og med III kan brukes for å beregne reduksjonen av organisk stoff i råslammet ved ulike oppholdstider (t) og driftstemperaturer (T).

3.2 Dimensjonering av aerobe stabiliseringsanlegg

Ved dimensjonering av aerobe slamstabiliseringsenheter bør man ta hensyn til følgende:

- Type slam (mekanisk, biologisk, kjemisk etc.)
- Slammengden (fortykket eller ufortykket)
- Nødvendig oppholdstid for å oppnå et stabilt slam
- Midlere temperatur (sommer og vinter)
- Stabiliseringsenhets utforming
- Luftbehov, type luftere
- Dekanteringsutstyr

De fleste slamtyper fra renseanlegg som behandler kommunalt avløpsvann vil kunne stabiliseres ved aerob stabilisering. Det gjelder mekanisk slam, biologisk slam, aluminium og jernfelt slam og septiktankslam. Disse slamtypene kan også blandes før de stabiliseres.

Det er viktig at volum og tørrstoffinnhold for det slammet som skal tilføres en stabiliseringsenhet, er så nøyaktig bestemt som praktisk mulig før nødvendige bassengvolumer bestemmes (se pkt. 2.1 og 2.2).

3.2.1 NØDVENDIG BASSENGVOLUM

Ulike slamtyper vil kreve forskjellige stabiliseringstider. Dette gjør seg særlig gjeldende ved biologiske slam fra lavt belastede biologiske anlegg. Som råslam betraktet er dette slammet helt eller delvis stabilisert.

Figur 2 angir nødvendig slamalder ved aerob stabilisering av ulike slamtyper ved forskjellige driftstemperaturer. Det fremgår av figuren at mekanisk slam, blandet mekanisk-kjemisk (aluminium eller jern) slam og septiktankslam krever en høyere slamalder enn biologiske slamtyper. Årsaken er at det er tatt hensyn til slamalderen i selve renseanlegget for biologisk slam.

Den nødvendige stabiliseringstid varierer sterkt med temperaturen. For norske forhold bør driftstemperatur på $10\text{--}15^\circ\text{C}$ om vinteren legges til grunn for beregning av bassengvolum (overbygde basseng).

Driften av stabiliseringsbassenget vil innvirke på nødvendig bassengvolum fordi slamalderen vil avhenge av hvorvidt det foretas en systematisk fortykning i selve stabiliseringsbassenget. I prak-

sis kan dette gjøres ved hjelp av dekanteringsutstyr. Bare i de tilfeller hvor det ikke trekkes av slamvann, vil slamalder og hydraulisk oppholdstid være like.

Praktisk erfaring viser at ved lave temperaturer i stabiliseringsbassenget vil det være vanskelig å få dekantert slamvann selv om man har en lang oppholdstid med tilhørende stor reduksjon av organisk stoff. Figur 3 angir en empirisk fortykkingsfaktor (F) ved ulike driftstemperaturer. Det er her forutsatt en henstandstid i stabiliseringsbassenget på 3 timer før dekantering skjer. Følgende forhold er da gjeldende:

$$t_H = F \cdot t_s \quad \text{IV}$$

- t_H = hydraulisk oppholdstid, døgn
- t_s = nødvendig slamalder, døgn (figur 2)
- F = fortykkingsfaktor (figur 3)

Dersom råslammet fortykkes før stabilisering, skal det regnes med en fortykkingsfaktor (F) lik 1,0.

De luktproblemer som oppstår på grunn av lagring av stabilisert slam vil avhenge av slamets grad av stabilitet. Den oppholdstiden som beregnes på grunnlag av figur 2 og 3 vil i de fleste tilfeller gi et slam som kan lagres uten tilførsel av luft i ca. 3 døgn uten nevneverdige luktulempere. Ved lengre tids lagring bør stabiliseringstiden økes. Dette kan gjøres ved hjelp av lagringsfaktoren (L) angitt i tabell 3.

Tabell 3. Lagringsfaktor (L) for ulike slamtyper

Type slam	Lagringsfaktor, L		
	Lagringstid (døgn)		
	<3	3-7	>7
Mekanisk slam	1,0	1,2	1,3
Mekanisk + kjemisk slam (Aluminium/jern)	1,0	1,2	1,4
Biologisk slam	1,0	1,2	1,3
Septiktankslam	1,0	1,3	1,5

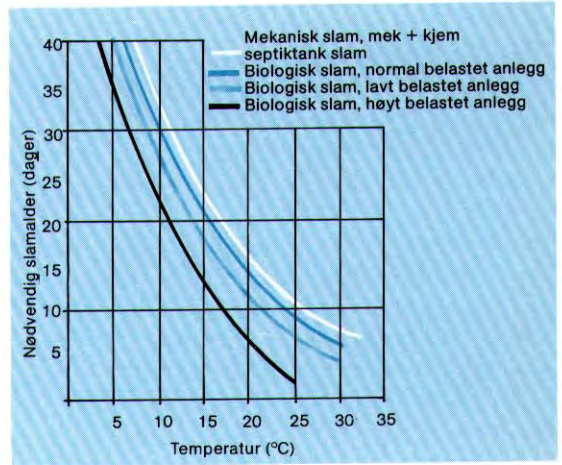


Fig. 2. Nødvendig slamalder ved ulike temperaturer under aerob stabilisering.

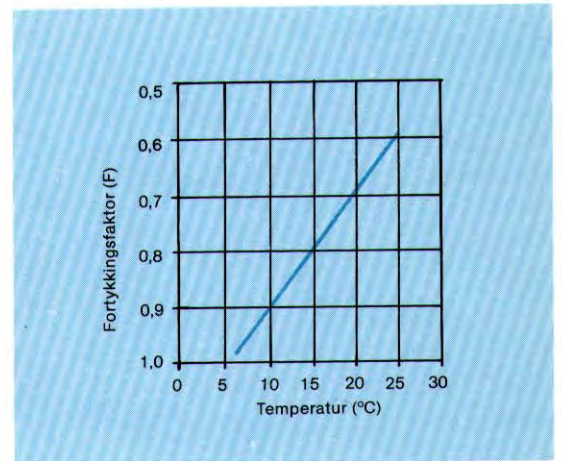


Fig. 3. Fortykkingsfaktor (F) ved ulike driftstemperaturer.

Stabiliseringsbassengets volum (V) kan nå beregnes ved hjelp av følgende uttrykk:

$$V = q_s \cdot P \cdot L \cdot t_s \cdot F \quad \text{V}$$

- V = stabiliseringsbassengets volum (l)
- q_s = spesifikk slamproduksjon (l/p · døgn)
- P = antall personer tilknyttet anlegget
- F = fortykkingsfaktor
- L = lagringsfaktor
- t_s = nødvendig slamalder (døgn)

3.2.2 NØDVENDIGE LUFTMENGDER

Ved aerob stabilisering har slammet et oksygenforbruk som avhenger sterkt av stabiliserings-temperaturen og slammets oppholdstid. Erfaringer viser at ved en teoretisk beregning av luftbehovet ved aerob stabilisering vil man ofte få en luftmengde som er for lav til å holde slammet i tilstrekkelig omrøring. Resultatet er at tynge partikler i slammet sedimenterer og dermed reduserer det effektive stabiliseringsvolumet. Dette er særlig tilfelle for mekanisk slam og septiktankslam.

Det foreslås at følgende spesifikke luftmengder anvendes for aerob stabilisering:

Tabell 4. Spesifikke luftmengder for aerob stabilisering

Slamtype	Luftmengde (l/min. pr. m ³ bassengvolum)
Mekanisk slam	60–80
Mekanisk-kjemisk (Aluminium/jern) slam	60–80
Biologisk slam	40–60
Septiktankslam	80–100

3.2.3 TYPE LUFTERE

Både overflateluftere og diffusorluftere blir anvendt i aerobe slamstabiliseringsenheter. Begge disse to typer av luftere har fordeler og ulemper. En overflateluftter bør vanligvis være neddykket like mye til enhver tid for ikke å endre oksygentilførselen. Dette betyr igjen at man må dekantere et like stort volum av slam som det man fyller i av nytt slam. For øvrig vil en overflateluftter hvirvle opp en dusj av slamvann som det er ubehagelig å oppholde seg i nærheten av. En av fordelene med en overflateluftter er at man unngår igjentettingsproblemene. Filler som "henger seg på" rotorbladene kan dog forårsake driftsproblemer.

Ved bruk av diffusorlufter vil ikke nivået i slamstabiliseringsenheten være kritisk. Senker man vannnivået i stabiliseringstanken, kan man relativt enkelt stille lufttilførselen ved hjelp av ventiler.

Ved bruk av diffusorluftere vil selve lufterne og en del av stigerørene fylles med slam når blåsemaskinen stanses. Dette kan forårsake igjentetting av diffusorene etter relativt kort tid. Det fins dog diffusortyper av skumplast og andre nedsenkbare luftere som skal ha evnen til å stenge for inntrenging av slam når luften slås av. Ved all bruk av diffusorluftere er det viktig at disse lett kan tas opp for rengjøring uten tømming av bassenget. Dette er særlig viktig ved lufting av slam. I Sverige har man god erfaring med bruk av turbinluftere ved aerob stabilisering.

3.2.4 BASSENGENES UTFORMING

Ved små kloakkrensaneanlegg er det vanlig med ett stabiliseringsbasseng. Ved større anlegg er det ofte hensiktsmessig med minst to bassenger.

Generelt kan man si at det ikke er noen stor forskjell i utformingen av et luftebasseng i et biologisk rensaneanlegg og et basseng for aerob stabilisering. Figur 4 viser en typisk bassengutforming. Her plasseres lufterne langs den ene vegg på bassenget. Ved aerob stabilisering av biologisk og kjemisk slam bør bassengets bredde være tilnærmet lik bassengets dybde. Bassengets sidevegger bør også være rette slik at det er enkelt å spyle rent.

Ved aerob stabilisering av mekanisk slam eller septiktankslam vil sedimentering av tynge stoffer, filler etc. være et større problem enn ved stabilisering av biologisk og kjemisk slam. Det er derfor viktig at bassenget er utformet slik at minst mulig sedimenterer på bunnen av bassenget. Figur 5 viser en mulig løsning for å redusere problemet med sedimentering.

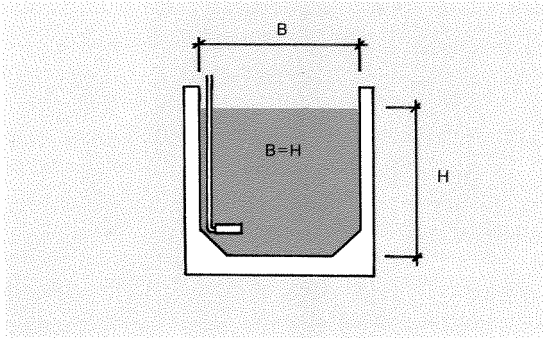


Fig. 4. Bassengutforming ved aerob stabilisering av biologisk og kjemisk slam.

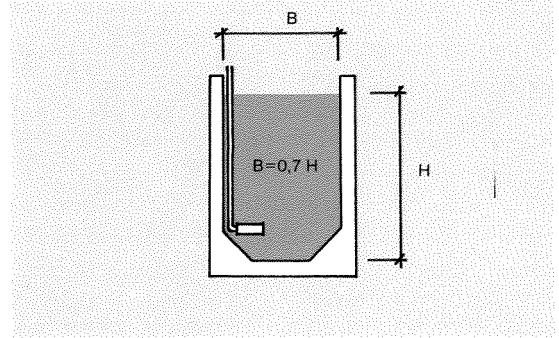


Fig. 5. Bassengutforming ved aerob stabilisering av mekanisk slam og septiktankslam.

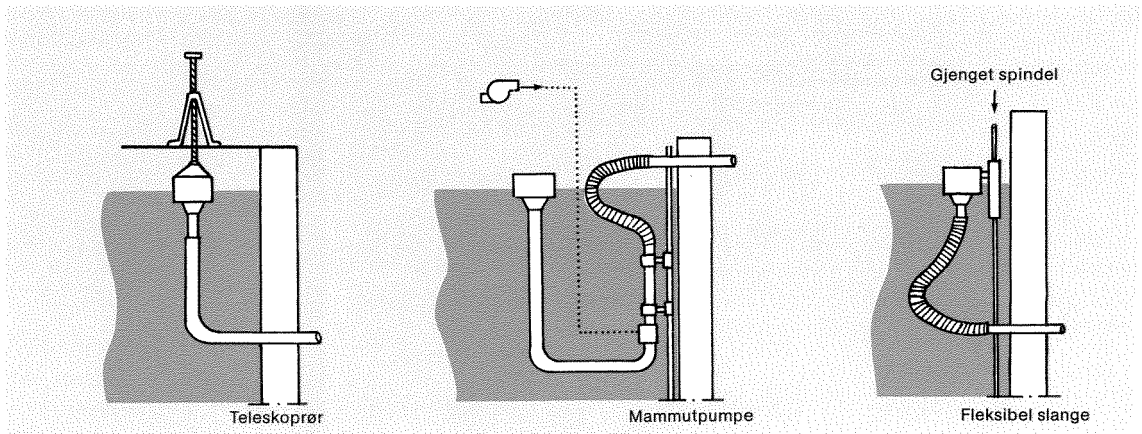


Fig. 6. Utstyr for dekantering av slamvann.

3.2.5 UTSTYR FOR DEKANTERING AV SLAMVANN

Det fins mange løsninger for dekantering av slamvann fra et stabiliseringsbasseng. Figur 6 angir tre ulike metoder. Alle disse løsningene virker tilfredsstillende. Konstruksjon med mammutpumpe kan anvendes i de tilfeller hvor man er avhengig av å føre slamvannet tilbake til et basseng med høyere vannstand enn i stabiliseringsbassenget.

3.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved aerob stabilisering

3.3.1 AVVANNINGSEGENSKAPER

Aerob stabilisering kan forbedre et slams filtreringsegenskaper [1]. Dette forutsetter dog at oppholdstiden i stabiliseringsbassenget er tilstrekkelig til å gi et stabilisert slam. Ved korte oppholdstider (< 10 dager) vil det forekomme en forverring av slammets filtreringsegenskaper. Lave temperaturer (under 12°C) vil normalt gi et stabilisert slam med tilnærmet de samme filtreringsegenskapene som ustabilisert slam.

Tabell 5. Filtreringsegenskaper for ustabilisert og aerobt stabilisert slam

Slamtype	Kompres- sibilitet	Spesifikk filtreringsmotstand m/kg	Referanser
Ubehandlet mekanisk slam	0,15–0,39	$0,47 \cdot 10^{13} - 19,3 \cdot 10^{13}$	[2]
Ubehandlet mekanisk slam	–	$1,28 \cdot 10^{11} - 2,07 \cdot 10^{11}$	[3]
Ubehandlet kjemisk (Aluminium) slam	–	$0,37 \cdot 10^{13} - 3,50 \cdot 10^{13}$	[2]
Aerob stabilisert mekanisk slam (oppholdstid > 15 døgn)	0,53–1.13	$0,98 \cdot 10^{12} - 39,8 \cdot 10^{12}$	[2]

Tabell 6. Bakterier i kloakkslam (pr. 100 ml) [4]

Slamtype	Termostabile coliforme	<i>Salmonella</i>	<i>Pseudomonas</i>
Ubehandlet mekanisk slam	$11,4 \cdot 10^6$	460	$46 \cdot 10^3$
Anaerob stabilisert, mekanisk slam	$0,39 \cdot 10^6$	29	34
Anaerob stabilisert, biologisk slam	$0,32 \cdot 10^6$	7,3	1000
Aerob stabilisert, biologisk slam	$0,66 \cdot 10^6$	150	$10 \cdot 10^4$

Tabell 7. Slamvannets kvalitet ved aerob stabilisering

Slamtype	pH	BOF ₇ mg O ₂ /l	BOF ₇ filtrert mg O ₂ /l	KOF mg O/l	SS mg/l	Tot-N mg N/l	Tot-P mg P/l	PO ₄ -P mg P/l	Referanser
Ikke angitt slamtype	5,9–9,7	9–1700 ¹⁾	4–183 ¹⁾	288–8140	46–11500	10–400	19–241	2,5–64	[6]
Blandet mekanisk- kjemisk									
(Aluminium) slam	6,2–7,9	–	4–23	47–161	–	–	–	0,1–0,5	[7]
Mekanisk slam	6,4–7,3	–	4–42	125–293	–	–	–	1,7–26,0	[7]
Biologisk slam	5,7–8,0	5–6350 ¹⁾	3–280	24–25500	9–41800	2,9–1350	2,1–930	0,4–120	[5]
Septiktankslam	7,6–7,7	–	8–36	130–632	30–434	13–34	0,9–4,7	0,2–1,3	NIVA, ikke publisert

¹⁾ BOF₅

Et slams kompressibilitet angir hvor mye et slams filtreringsmotstand vil øke når slammets utsettes for økende trykk. I praksis er dette av interesse når et slam skal avvannes med f. eks. kammerfilterpresse. Et slams kompressibilitet vil normalt øke med økende oppholdstid i i stabiliseringsbassenget [2]. Tabell 5 viser typiske verdier for spesifikk filtreringsmotstand og kompressibilitet.

Praktiske resultater viser at både sentrifuge, silbåndpresse og kammerfilterpresse kan anvendes for avanning av aerobt stabilisert slam. Det forutsettes da at slammene kondisjoneres riktig.

3.3.2 HYGIENISKE EGENSKAPER

Det foreligger svært lite opplysninger om hvordan slammets hygieniske egenskaper endres under aerob stabilisering. Det er dog anerkjent at aerob stabilisering ikke gir et hygienisk sett problemfritt slam. Tabell 6 viser at man kan påvise høye konsentrasjoner av patogene organismer i aerobt stabilisert slam.

3.3.3 SLAMVANNETS KVALITET

Aerob stabilisering vil bedre slamvannets kvali-

tet. Tabell 7 viser noen typiske verdier for slamvannskvaliteten fra aerobe stabiliseringsbassenger. Man skal være oppmerksom på at slamvannets innhold av biokjemisk oksygenforbruk, kjemisk oksygenforbruk, total fosfor og total nitrogen vil være avhengig av slamvannets innhold av suspendert stoff. Dette er årsaken til at verdiene oppgitt av [5] viser så stor variasjon.

3.4 Drift og kontroll av aerobe stabiliseringsenheter

3.4.1 DRIFTSRUTINER

Driften av aerobe stabiliseringsbassenger vil avhenge av om det er ett eller to trinns stabilisering.

Ett trinns stabilisering som angitt i figur 8 fungerer vanligvis på følgende måte:

1. Lufttilførselen slås av slik at slammet kan synke til bunns.
2. Slamvann dekanteres og ledes tilbake til kloakkrensaneanlegget.

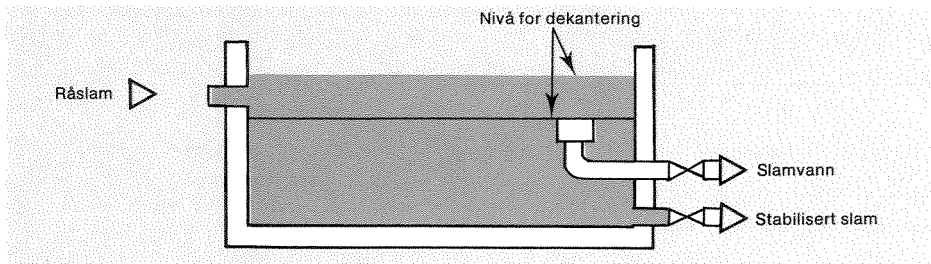


Fig. 7. Prinsippkisse av ett trinns stabilisering.

3. Slam pumpes fra stabiliseringsbassenget for lagring og/eller avvanning.
4. Råslam pumpes inn i stabiliseringsbassenget.
5. Luftesystemet settes igang igjen.

To-trinns stabilisering har som oftest følgende driftsrutine (se figur 9):

1. Lufttilførselen for basseng I og II slås av.
2. Slamvann dekanteres fra basseng II slik at det oppstår en høydeforskjell mellom basseng I og II.
3. Slam overføres via en bunnventil (eller pumpe) fra basseng I til II.
4. Slamvann dekanteres fra basseng I og ledes tilbake til anleggets innløp.
5. Råslam pumpes inn i basseng I.
6. Luftesystemet settes i gang.

Det er vanligvis en av to grunner til at stabiliseringsbassenget tømmes for stabilisert slam, slammet er blitt så tykt at luftesystemet ikke greier å opprettholde oksygenkonsentrasjonen eller at det ikke er mulig å dekantere mer slamvann.

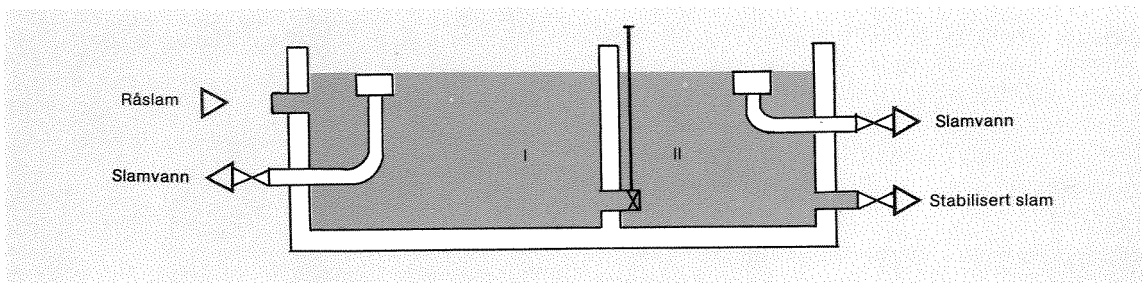


Fig. 8. Prinsippkisse av to trinns stabilisering.

3.4.2 DRIFTSPARAMETRE

Det fins ingen enkel parameter som til enhver til vil fortelle oss om vi har et stabilt slam eller ikke.

Tabell 8 angir de parametre som bør måles ved aerob stabilisering for å ha en god kontroll av driften. Ved små kloakkrensaneanlegg vil det ikke være realistisk å pålegge driftsoperatøren å gjøre så mange målinger.

Det er viktig at man ved små kloakkrensaneanlegg konsentrerer seg om de driftsparametre som forteller om prosessen går riktig. Det gjelder da særlig oksygeninnhold og oksygenopptak.

Tabell 8. Analyser for kontroll av aerob stabilisering

Parameter	Råslam	Stabiliseringsbasseng	Slamvann
Temperatur °C		x	
Suspendert stoff, mg/l	x	x	x
Flyktig suspendert stoff, mg/l	x	x	
O ₂ -innhold, mg/l		x	
O ₂ -opptak, mg O ₂ /g FSS.h		x	
NO ₃ , mg N/l			x
Volum, m ³	x	x	x
	tilført	tappet	dekantert

Slamvolumer og tørrstoffinnhold. Måling av slamvolum (tilført og tappet) og volumet av dekantert slamvann med tilhørende tørrstoffinnhold vil gi driftsoperatøren muligheten for å beregne reduksjonen av tørrstoff i stabiliseringsprosessen. Dette er en tidkrevende oppgave, fordi man må utføre en komplett massebalanse over et lengere tidsrom, dersom dette skal ha noen mening. På større kloakkrensaneanlegg bør dette gjøres. Måling av tørrstoffkonsentrasjonen i stabiliseringsbassenget er også nødvendig for å beregne oksygenopptak. En "Infra-tester" er enkel og rimelig å bruke til dette formålet (se figur 9).

Oksygeninnhold. Oksygeninnholdet i stabiliseringsbassenget måles enkelt med en oksygenmåler. Det er viktig at oksygeninnholdet i bassenget

registreres slik at driftsoperatøren kan vite når eventuelt luftere må rengjøres eller luftmengden økes. Oksygeninnholdet bør helst holdes på minst 3,0 mg O₂/l. Grunnen til at en helst bør holde et høyt oksygeninnhold er at ved hver påfylling av nytt råslam, vil oksygen raskt forbrukes. Det kan gå flere timer før oksygeninnholdet igjen når et normalt nivå. For å redusere denne perioden mest mulig, bør innholdet av oksygen være høyt.

Oksygenopptak. For å måle oksygenopptak trengs en oksygenmåler, en magnetomrører, en 100–200 ml kolbe og en skriver (se figur 10). Man kan godt klare seg uten skriver ved å notere ned oksygeninnholdet hvert halve minutt, tegne opp resultatet, og så beregne stigningen på linjen. Denne verdien regnes om slik at oksygenopptak angis pr. gram flyktig suspendert stoff, se figur 11.

Nitrat – NO₃. Nitrifikasjon vil normalt finne sted i et stabiliseringsbasseng dersom oppholdstiden er tilstrekkelig lang. Slamvannets innhold av nitrat (NO₃) er derfor en indikasjon på en god drift i stabiliseringsbassenget. Det er derimot ingen garanti for at luktproblemer ikke vil oppstå under lagring. Analysen kan utføres ved hjelp av enkelt utstyr med ferdig veide kjemikalier for tilsetning til en filtrert prøve.

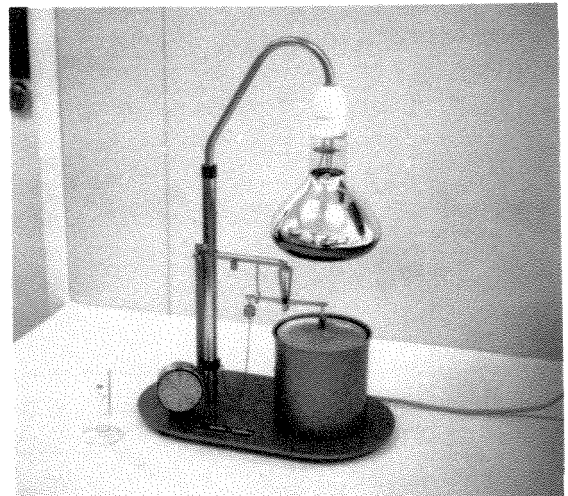


Fig. 9. Bestemmelse av tørrstoff med "Infra-tester" (Collett & Larsen, Hedmarksst. 13, Oslo 6.)

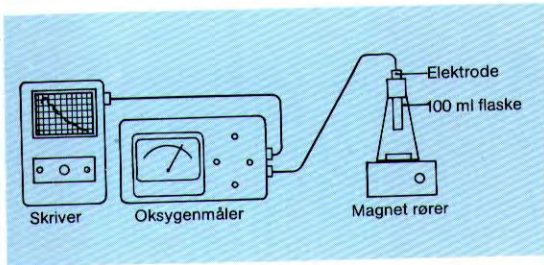


Fig. 10. Måling av oksygenopptak.

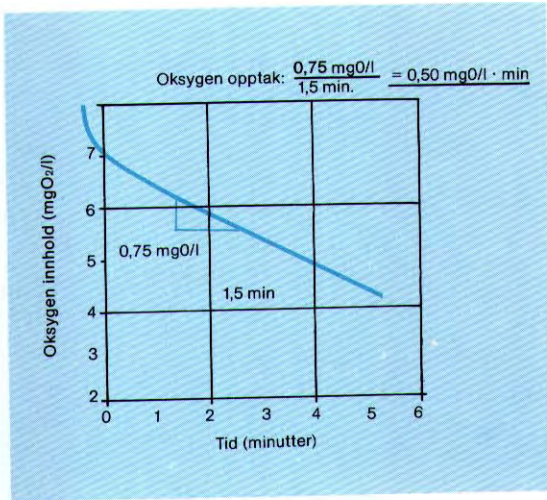


Fig. 11. Måling av oksygenopptak.

3.4.3 MÅLING AV STABILITET

Slammets relative stabilitet kan beregnes ved hjelp av likning VI [8]. Ved større kloakkrenseanlegg bør dette gjøres.

$$S = 100 \left(A - \frac{OUR_{M\ddot{A}LT}}{OUR_{MAKS}} \right) \quad \text{VI}$$

S = slammets stabilitet (%)

A = konstant

$OUR_{M\ddot{A}LT}$ = oksygenopptak målt i stabiliseringsbassenget

OUR_{MAKS} = det maksimale oksygenopptak som er målt ved "bach" stabilisering (se figur 14 for bestemmelse av OUR_{MAKS})

Oksygenopptak $OUR_{M\ddot{A}LT}$ og OUR_{MAKS} må være justert til samme temperatur før stabilitet (S) beregnes ved hjelp av likning VI. Dette kan gjøres ved bruk av likning VII:

$$\frac{OUR_{T_1}}{OUR_{T_2}} = \theta (T_1 - T_2) \quad \text{VII}$$

OUR_{T_1} = oksygenopptak ved temperatur T_1

OUR_{T_2} = oksygenopptak ved temperatur T_2

θ = temperatur koeffisient (1,05–1,5)

Det er anvist i figur 12 hvordan OUR_{MAKS} kan bestemmes. Ved aerob stabilisering av ikke biologiske slamtyper (mekanisk-, kjemisk- og septiktankslam) må OUR_{MAKS} bestemmes ved "batch" stabilisering. Det tas da ut en prøve av råslammet, og dette luftes ved konstant temperatur. Oksygenopptak og flyktig suspendert stoff måles daglig inntil man får et markert maksimum oksygenopptak, som vist i figur 12. Deretter kan oksygenopptak måles en gang pr. uke inntil kurvene flater ut (tilsvarende et stabilt slam). Konstanten A kan så bestemmes.

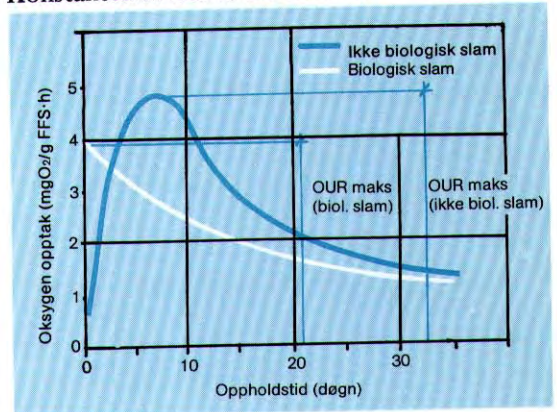


Fig. 12. Bestemmelse av OUR_{MAKS} ved "batch" stabilisering.

For biologisk slam blir fremgangsmåten tilsvarende, bortsett fra at kurvens form blir annerledes. Maksimum oksygenopptak tilsvarende vanligvis det oksygenopptak som måles i renseanleggets luftebasseng. Tabell 9 angir typiske verdier for konstanten A.

Tabell 9. Konstanten A for forskjellige slamtyper

Slamtype	A
Mekanisk (Kjeller)	1,36
Mekanisk (Østerås)	1,31
Mekanisk + kjemisk (Aluminium) (Kjeller)	1,58
Septik	1,83
Biologisk (Krydsby-Haug)	1,18

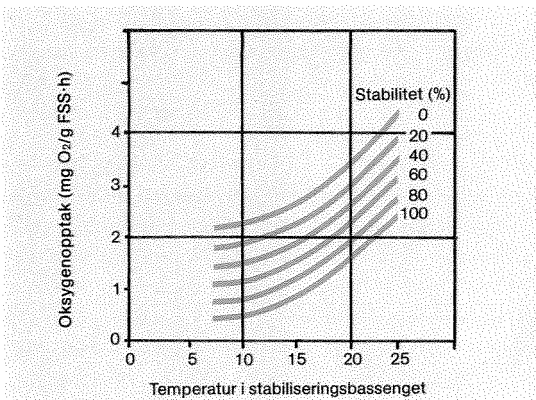


Fig. 13. Stabilitet som funksjon av temperatur og oksygenopptak [2].

I praksis vil det være lettest å anvende en kurve som vist i figur 13. Likning VI er brukt for å fremstille denne kurven for mekanisk slam. Et ferdig stabilisert slam ($S = 100\%$) er basert på en stabiliseringstid lang nok til at slammet ikke forårsaker luktulempen ved 14 dagers lagring (ved 20°C). Den laveste stabilitet ($S = 0\%$) er basert på maksimum oksygenopptak ved "batch" stabilisering. Dette er sammenfallende med størst mulig luktutvikling under lagring.

3.4.4 DRIFTSFORSTYRRELSER OG MULIGE MOTTILTAK

Problem: Ikke målbart oksygeninnhold i stabiliseringsbassenget

Årsak

1. Lufterørene er tette
2. Blåsemaskinens kapasitet er for lav
3. For høy organisk belastning (f. eks. mottak av for mye eksternt slam som septiktankslam eller liknende)
4. Oksygenmåleren viser feil.

Mottiltak

1. Rense lufterørene
2. Øke tilført luftmengde
3. Redusere organisk belastning (minske mottak av septiktankslam eller fordele tilkjørt slam over et lengre tidsrom)
4. Kalibrere måleutstyr.

Problem: Ikke målbart oksygenopptak

Årsak

1. Giftstoffer tilført via rensanleggets eget slam eller ved tilkjørt eksternt slam.
2. Ekstrem lang oppholdstid
3. Problemer med måleutstyr

Mottiltak

1. Studer slammet i mikroskop for å bekrefte om det er kommet giftstoffer inn på anlegget. Dersom dette er tilfelle, bør bassenget tømmes for slam og rengjøres før stabiliseringsprosessen startes på nytt
2. Slammet er stabilt – det er ikke behov for noe tiltak.
3. Kontroller måleutstyr.

Problem: Vanskelig å få dekantert slamvann – Dårlige sedimenteringsegenskaper

Årsak

1. Kort oppholdstid – høy organisk belastning.
2. Svært lav temperatur i stabiliseringsbassenget.
3. For kort henstandstid før dekantering.
4. Høy tørrstoffkonsentrasjon i bassenget.

Mottiltak

1. Redusere belastningen på stabiliseringsenheten.
2. Øke tørrstoffkonsentrasjonen i slammet som tilføres stabiliseringsenheten, og prøve å redusere varmetapet fra bassenget.
3. Prøve med lengre henstandstid før det dekanteres slamvann.
4. Tøm bassenget for en del ferdig stabilisert slam.

4. Anaerob stabilisering

4.1 Prosessens virkemåte

Anaerob stabilisering av slam anvendes i likhet med aerob stabilisering for å oppnå et stabilt slam som kan deponeres eller videre behandles uten å forårsake luktulemp.

Den biokjemiske prosessen som finner sted under anaerob stabilisering er vel omtalt i litteraturen [9].

Det organiske stoffet i slammet kan ikke benyttes av mikroorganismene så lenge det forefinnes i fast form. Det skjer derfor en oppløsning av dette stoffet ved hjelp av enzymer, slik at næringsstoffet kan passere gjennom celleveggene og benyttes som føde for mikroorganismene. Endeproduktene av denne første fasen i stabiliseringsprosessen er i første rekke organiske syrer som produseres av de såkalte "syreproduserende bakterier". Denne neste fase av stabiliseringsprosessen utføres av de såkalte "gassproduserende" bakterier. Disse bakteriene bruker de syreproduserendes sluttprodukt som føde og produserer blant annet metan og karbondioksyd.

De gassproduserende bakterier har en lavere veksthastighet enn de syreproduserende bakterier. De gassproduserende bakterier forstyrres lett av ulike faktorer som endring av

temperatur og pH. Ved normal drift av en råtnetank vil det være en naturlig likevekt mellom syreproduserende og gassproduserende bakterier.

Nedbrytningshastigheten vil variere for forskjellige typer organisk stoff. Organiske syrer vil lett overføres til metangass mens andre organiske stoffer (f.eks. lignin) ikke vil kunne brytes ned i en råtnetank. Dette forårsaker en anrikning av visse stoffer under stabiliseringsprosessen.

Som tidligere nevnt produseres metangass karbondioksyd og vann som sluttprodukt ved anaerob nedbrytning av organisk stoff. Gassens sammensetning vil avhenge av råslammets kvalitet. Vanligvis består gassen av 65–70 volumprosent metan (CH_4), karbondioksyd (CO_2), foruten små mengder av blant annet hydrogen (H_2) og hydrogenulfid (H_2S).

Den anaerobe prosess er avhengig av temperaturen (se figur 14). Vanligvis holdes temperaturen i det mesofile området ($30\text{--}38^\circ\text{C}$), og det er svært viktig at temperaturen holdes konstant. Det har også vært forsøk med utråtning ved høyere temperaturer (termofile området), men det man har vunnet ved en raskere biologisk omsetning, har ikke kunnet kompensere for de ulemper (økonomiske og driftsmessige) dette fører med seg. Slammets avvanningsegenskaper blir ofte også dårligere.

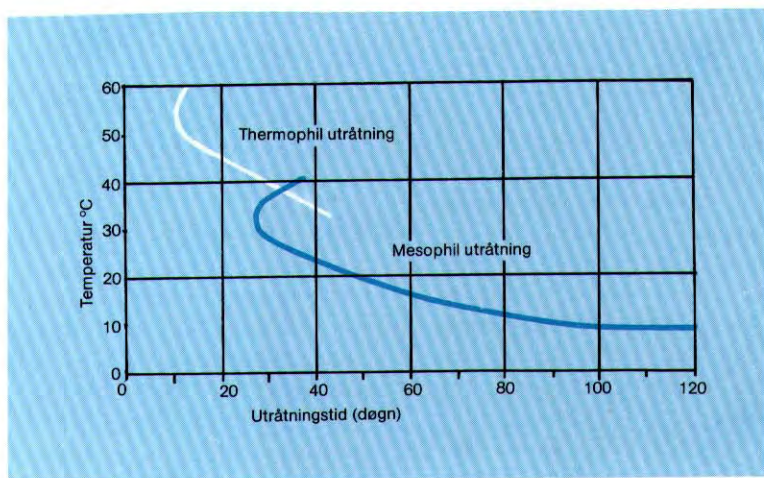


Fig. 14. Stabiliseringstid som funksjon av temperatur.

4.2 Dimensjonering av råtnetanker

4.2.1 NØDVENDIG STABILISERINGSVOLUM

Følgende faktorer vil legges til grunn for dimensjoneringen av råtnetanker:

1. Slamtypen
2. Slammets mengde og sammensetning
3. Stabiliseringstemperaturen
4. Nødvendig tankvolum for slamlagring
5. Nødvendig oppholdstid for å oppnå et stabilt slam
6. Grad av omrøring i tanken (konvensjonelt eller "high rate" anlegg) og bruk av én eller to tanker.

Slammets sammensetning og mengde vil kunne bestemmes for en bestemt anleggstype, forutsatt at man kjenner anleggets belastning. Kjenner man så slammets innhold av flyktig suspendert stoff (FSS), vil figur 15 angi forventet reduksjon av FSS ved forskjellige oppholdstider. Dette gjelder konvensjonelle råtnetanker drevet i det mesofile temperaturområdet. Nødvendig tankvolum for lagring vil avhenge av nødvendig lagringstid, prosent reduksjon av FSS og tørrstoffinnhold i det stabiliserte slamm.

Høyt belastede råtnetanker ("high rate") brukes ofte ved nyere kloakkrensianlegg. Disse anleggene bygges som oftest med to tanker i serie. Prosessen drives i det mesofile temperaturområdet, og man prøver alltid å fortykke råslammet til 5–6% tørrstoff før det pumpes inn i råtnetanken. Oppholdstiden i et høyt belastet anlegg holdes på 10–15 dager. Figur 16 angir reduksjonene av suspendert stoff som funksjon av FSS i råslammet for to forskjellige oppholdstider (10 og 15 dager).

Råtnetanker har ofte blitt beregnet på grunnlag av erfaringsverdier. Konvensjonelle anlegg har ofte en belastning på 0,4–0,6 kg flyktig suspendert stoff pr. m³ og døgn, mens høyt belastede anlegg kan ha en belastning på 2,5–3,0 kg flyktig suspendert stoff pr. m³ og døgn.

Den prinsipielle forskjell mellom konvensjonelle råtnetanker og høyt belastede råtnetanker er vist i figur 17 og 18.

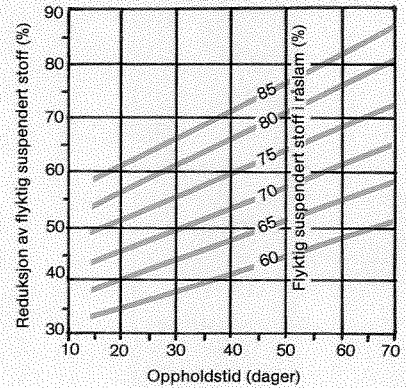


Fig. 15. Reduksjon av organisk stoff, normalt belastet råtnetank [10].

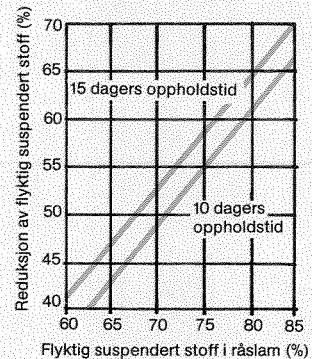


Fig. 16. Reduksjon av organisk stoff, høyt belastet råtnetank [11].

4.2.2 UTFORMING AV RÅTNETANKER

De fleste råtnetanker har en sylindrisk kule- eller eggformet fasong. Størrelsen varierer selvfølgelig sterkt, men det er ikke vanlig å konstruere tanker med en diameter større enn 40 m. Effektiv dybde er vanligvis fra 3–6 m, selv om tanker med en effektiv dybde på over 10 m har vært bygget. Tanker med flytende tak er som oftest konstruert slik at det er et fribord på ca. 0,70 m fra toppen av sideveggen til slammivået. Faste takkonstruksjoner har normalt ca. 0,60 m med

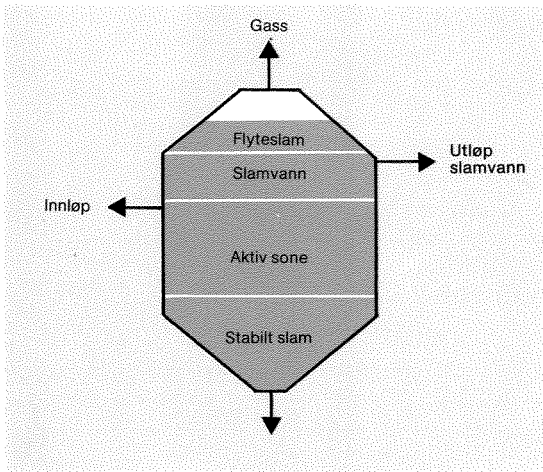


Fig. 17. Konvensjonell utråtning.

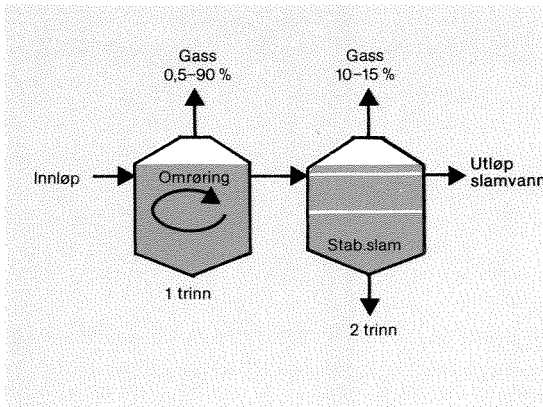


Fig. 18. Høyt belastet ("high rate") utråtning.

fribord i tanken. Tankenes bunn legges med et fall på 1 : 4 mot et sentralt slamtappespunkt. Større tanker kan ha flere slike tappessteder.

Dersom man bruker et flytende tak, bør uttak for gassen ligge ca. 1,20 m over slamnivået i tanken.

I de tilfeller hvor det anvendes to tanker, er det nokså vanlig å ha et rørgalleri mellom tankene. Her kan man plassere pumper, ventiler, nivååmalere, prøveuttak, termometere, elektrisk kontrollstyr etc. Typiske råtnetanker er vist i figur 19.

4.2.3 GASSPRODUKSJON

Spesifikk gassproduksjon settes vanligvis til 22 l/p.d. Gassproduksjon kan også beregnes basert på mengde flyktig suspendert stoff redusert. Gasmengden vil avhenge av temperaturen og oppholdstiden i tanken. Under normal drift vil gassen bestå av 65–70% CH₄ og 30–35% CO₂. Dette forholdet brukes ofte som kontroll på at råtnetankens drift går slik den skal.

Gassen er fargeløs og på grunn av H₂S-innholdet bør den ikke innåndes. Gassen er også eksplosjonsfarlig, og nødvendig sikringstiltak bør alltid tas.

Ved større anlegg brukes ofte gassen til oppvarming av slammet, og eventuelt til annen oppvarming på rensenanlegget. Overskuddsgass brennes i en gassfakkell.

Gassproduksjonen varierer over døgnet, og som utjevningsvolum brukes ofte ståltanker. Disse lagringstankene dimensjoneres for 25–50% av den daglige gassproduksjonen.

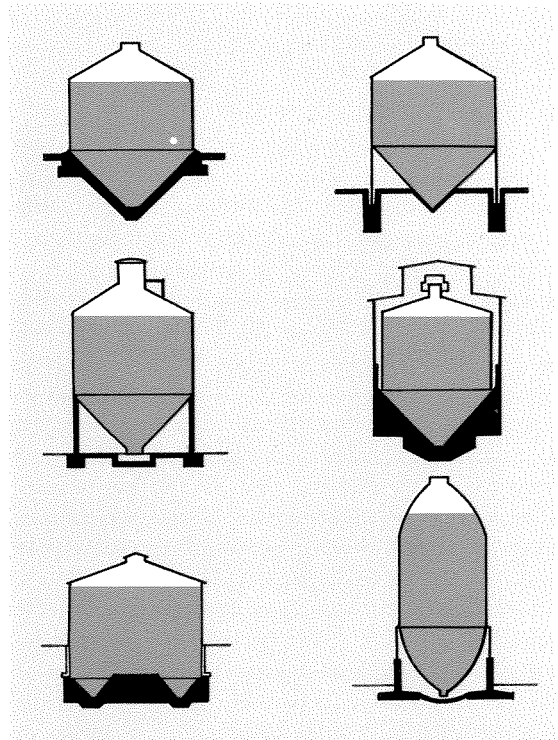


Fig. 19. Utforming av råtnetanker.

4.2.4 OPPVARMING AV RÅTNETANKER

Det er tidligere blitt påpekt hvor viktig det er å holde en jevn og høy temperatur i en råtnetank. Det er derfor nødvendig å ha et effektivt og driftsikkert utstyr for oppvarming av slammet. Den varmen som tilføres, skal heve temperaturen i råslammet samt kompensere for varmetapet gjennom tilførselsledninger, vegger, tak og bunn i tanken. Det er derfor viktig at tanken isoleres godt, slik at varmetapet kan reduseres til et minimum.

Den spesifikke varme for slam settes lik 1 Kcal/kg °C, og den største del av varmemengden går selvfølgelig til å varme opp råslammet. Varmetapet gjennom begge, bunn og tak beregnes som for bygningskonstruksjoner for øvrig, hvor

$$Q = K \cdot A \cdot \Delta T \quad X$$

Q = varmetap (Kcal/h)

A = areal (m²)

Δ T = temperaturdifferens (°C)

K = konstant (vanligvis 1 Kcal/h.m² °C)

Oppvarmingen av slammet i en råtnetank kan skje på en direkte eller indirekte måte. Den direkte oppvarmingsmetoden skjer vanligvis ved tilsats av damp gjennom spesielle dyser som oftest er plassert nær bunnen i tanken.

Den indirekte oppvarmingen kan skje ved hjelp av varmespiraler plassert inne i selve tanken. Varmt vann pumpes så gjennom varmevekslere og avgir varme til slammet. Varmevekslere plassert utenfor selve tanken kan også benyttes. Slammet pumpes da ut av tanken, gjennom varmeveksleren, så tilbake til tanken. Råslam går selvfølgelig gjennom varmeveksleren og så til tanken. (Se figur 20.)

Varmevekslere kan også henges inne i selve råtnetanken. Figur 21 viser en slik type produsert i USA. Dette utstyret er slik konstruert at det gir slammet en effektiv omrøring samtidig som det varmer det opp. Det sistnevnte utstyret anvendes oftest i høyt belastede tanker.

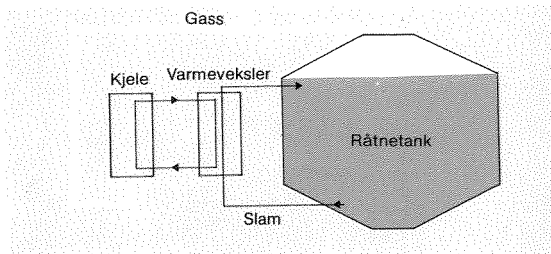


Fig. 20. Indirekte oppvarming av råtnetank.

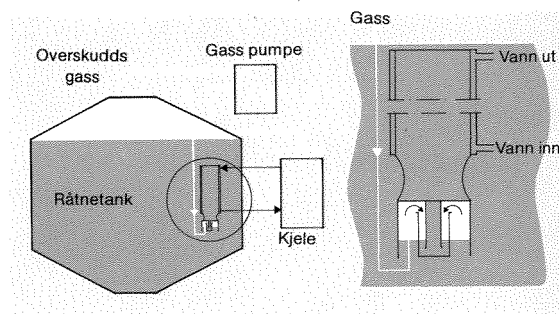


Fig. 21. Direkte oppvarming av råtnetank (Carter Co, USA).

God omrøring av slammet er svært viktig for å oppnå et godt resultat. Det er ikke bare en nødvendighet for å forhindre sedimentering og skorpedannelse i tanken, men også av prosessmessige grunner. Normalt vil man unngå sedimentering hvis en hastighet like 0,4–0,6 m/s kan opprettholdes langs tankens bunn [9]. Inneholder slammet en del sand, bør hastigheten økes ytterligere.

4.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved anaerob stabilisering

4.3.1 AVVANNINGSEGENSKAPER

Det er vanskelig å si noe almenyldig om et slams avvanningsegenskaper før og etter anaerob stabilisering. Det er vanlig å anvende anaerob stabilisering for blant annet mekanisk slam og dette slammet kan ha gode avvanningsegenskaper før stabilisering skjer.

Tabell 10. Filtreringsegenskaper for ustabilisert og anaerobt stabilisert slam.

Slamtype	Spesifikk filtreringsmotstand m/kg	Referanser
Ubehandlet mekanisk slam	$0,47 \cdot 10^{13} - 19,3 \cdot 10^{13}$	[2]
» » »	$1,28 \cdot 10^{13} - 2,07 \cdot 10^{13}$	[3]
Anaerob stabilisert mekanisk slam		
Oppholdstid 7 døgn, 1. trinn	$1,56 \cdot 10^{13}$	
» 15 » 1. »	$1,21 \cdot 10^{13}$	
» 30 » 1. »	$0,74 \cdot 10^{13}$	[3]
» 15 » 2. »	$0,39 \cdot 10^{13}$	
» 30 » 2. »	$0,47 \cdot 10^{13}$	
Ubehandlet mekanisk-kjemisk slam ¹⁾	$10 \cdot 10^{13} - 20 \cdot 10^{13}$	[12]
Anaerob stabilisert mekanisk-biologisk slam	$3 \cdot 10^{13} - 30 \cdot 10^{13}$	[12]

1) Resultater fra 8 kloakkrensaneanlegg.

Tabell 11. Reduksjon av bakterier ved anaerob stabilisering [6].

Bakterier	Oppholdstid (døgn)	Reduksjon (prosent)	Anmerking
<i>Endamoeba histolytica</i>	12	< 100	Stor reduksjon også ved 20°C
<i>Salmonella typhosa</i>	20	92	85% reduksjon etter 6 dagers oppholdstid
<i>Tubercle bacilli</i>	35	85	Utråtning er ingen garanti for en fullstendig reduksjon
<i>Escherichia coli</i>	49	< 100	Stor reduksjon ved 37°C og omtrent samme reduksjon etter 14 dager ved 22°C

Tabell 10 angir spesifikk filtreringsmotstand for råslam og anaerobt stabilisert slam. Som det fremgår av tabellen kan slammets filtreringsegenskaper bedres ved anaerob stabilisering [3], men resultatene fra eksisterende kloakkrensaneanlegg viser også at slammets filtreringsegenskaper kan forverres ved anaerob stabilisering.

4.3.2 HYGIENISKE EGENSKAPER

Det skjer en reduksjon av patogene organismer ved anaerob stabilisering. Hvor effektiv denne reduksjonen er, vil avhenge av råslammets kvalitet,

utråtningstid og temperatur. Tabell 11 angir den reduksjon av bakterier som kan forventes ved anaerob stabilisering [6].

I likhet med aerob stabilisering så vil heller ikke anaerob stabilisering gi et hygienisk sett problemfritt slam.

4.3.3 SLAMVANNETS KVALITET

Slamvannet fra utråtnet slam er alltid sterkt forurenset. Dette betyr at slamvannet alltid må føres tilbake til renseanleggets innløp for ytterligere rensing før det slippes ut. Også når det

Tabell 12. Kvalitet på slammvann fra anaerob stabilisert slam [6].

PARAMETER	Mekanisk slam	Slam fra biologisk filter	Aktivt slam + mekanisk slam
Suspendert stoff, mg/l	200–1.000	500– 5.000	5.000–15.000
Biokjemisk oksygenforbruk, mg O ₂ /l	500–3.000	500– 5.000	1.000–10.000
Kjemisk oksygenforbruk, mg O/l	1.000–5.000	2.000–10.000	3.000–30.000
Ammonium, mg NH ₃ /l	300– 400	400– 600	500– 1.000
Total fosfor, mg P/l	50– 200	100– 300	300– 1.000

gjelder slammvann fra anaerob stabilisering, så vil forurensningene i slammvannet avhenge av innholdet av suspendert stoff. Tabell 12 angir kvaliteten på slammvann fra anaerob stabilisering av tre forskjellige slamtyper.

4.4 Drift og kontroll av råtnetanker

4.4.1 OPPSTARTING

Den beste måten å starte opp en råtnetank på er å fylle 50–75 prosent av tankvolumet med godt utrånnet slam. Dersom temperaturen er riktig, vil råtnetanken komme raskt i gang. Dersom man ikke har store mengder med utrånnet slam for poding, bør tilført mengde råslam ikke utgjøre mere enn 25–50% av den anvendte mengde podeslam. Råtnetanken vil da gradvis fylles opp. Fordelene ved bruk av podeslam er så store at relativt lange transportavstander kan forsvares.

Dersom man ikke har podeslam fins det flere "oppskrifter" for hvordan en råtnetank skal startes opp. Det enkleste er å fylle råtnetanken med kloakkslam, justere pH til 7,0–7,3 og deretter innstille temperaturen på vanlig driftsnivå. Belastningen må så reduseres til 5–10% av normal belastning over flere uker [13]. Når gassproduksjonen utgjør ca. 50% av det som er optimalt basert på tilført organisk stoff, bør den tilførte råslammengde øke gradvis inntil råtnetanken virker normalt. Tankens innhold bør daglig omrøres godt. Det tar vanligvis 30–40 dager før prosessen virker normalt.

4.4.2 DRIFT

Vi har som regel liten kontroll over det som daglig tilføres en råtnetank. Dette i tillegg til forskjellige konstruktive utforminger av råtnetanken og tilhørende utstyr er årsaken til at det ikke fins bare en riktig måte å drive en råtnetank på.

Det fins en rekke faktorer som er viktig for den daglige drift av anaerob stabilisering uansett hvordan den konstruktive utforming av råtnetanken er. Disse faktorene inkluderer blant annet:

1. Jevn råslamtilførsel enten den er kontinuerlig eller diskontinuerlig.
2. Jevnt avdrag av utrånnet slam enten det er kontinuerlig eller diskontinuerlig.
3. Etterstrebe et høyt tørrstoffinnhold i råslammet tilført råtnetanken.
4. Holde konstant temperatur i råtnetanken.
5. Påse at det er god omrøring i råtnetanken slik at råslammet som tilføres, raskt kommer i kontakt med "aktive" mikroorganismer. Omrøring er også viktig for å unngå sedimentering, unngå skorpedannelse i tankens øverste lag og for å motvirke temperatur og pH-soner.
6. Unngå at sand etc. føres inn i råtnetanken med råslammet.
7. Eliminere toksiske stoffer som vil inhibere råtneprosessen.

Det er viktig at driftsoperatøren prøver å overholde disse punktene så nøye som mulig. Dette vil redusere antall driftsforstyrrelser som vil oppstå og gjøre sitt til at det alltid produseres et stabilt slam.

4.4.3 KONTROLL

I likhet med aerob stabilisering så må man også under anaerob stabilisering måle en rekke parametre for å ha en god kontroll med driften.

Tabell 13. Analyser for kontroll av anaerob stabilisering

PARAMETER	Råslam	Slam i tanken	Utråtnet slam	Slamvann
Temperatur, °C		x		
Suspendert stoff, mg/l	x		x	x
Flyktig suspendert stoff, mg/l	x		x	x
pH	x	x		
Organiske syrer, mg/l		x		
Alkalitet, mekv./l		x		
Volum, m ³	x		x	x

pH bør alltid være i området 6,8–7,3. Slammets innhold av flyktige syrer skal ligge i området 500 mg/l eddiksyre og må ikke overskride 2000 mg/l eddiksyre. Det er vanlig å måle slammets alkalitet i tillegg til pH. Erfaringer viser dog at når pH og alkalitet begynner å synke, så har råtneprosessen allerede alvorlige problemer som kan bli vanskelig å løse. Organiske syrer er en langt mer "følsom" parameter.

Forandring i gassproduksjonen og gassens sammensetning er en god indikasjon på at man har prosessforstyrrelser. En reduksjon av gassproduksjon indikerer en inhibering av de metanproduserende bakterier, forutsatt selvfølgelig at råslam fortsatt tilføres tanken. En økning av CO₂-innholdet er et varsel om problemer. En daglig registrering av CH₄ og CO₂-innholdet i gassen samt total gassproduksjon vil være en utmerket kontroll av råtnetankens drift. Det fins for øvrig enkelt og rimelig utstyr for å måle CO₂ og CH₄ i gass [9].

5. Kalkstabilisering

5.1 Prosessens virkemåte

Med kalkstabilisering menes her tilsetning av lesket kalk (hydratkalk) til uavvannet slam. Derved får man en pH-økning i slammets, og størrelsen og varigheten av denne vil avhenge av kalkdoseringen. Så lenge man opprettholder en høy pH-verdi i slammets (vanligvis pH > 11), vil man unngå at dette går i forråtnelse. Denne prosessen har i de senere år blitt benyttet en del for luktreduksjon ved lagring, transport og deponering av slam.

Stabilisering med kalk kan imidlertid ikke sidestilles med aerob eller anaerob stabilisering. Den biologiske stabilisering medfører en nedbrytning av organisk stoff i slammets til stabile sluttprodukter, dvs. man har en *permanent* stabilisering. Ved kalkstabilisering derimot, sørger en altså for at nedbrytningsprosessene inhiberes i et visst tidsrom. Det er med andre ord en *midlertidig* stabilisering.

5.2 Dimensjonering av kalkstabiliseringsanlegg

5.2.1 NØDVENDIGE KALKMENGDER

Kalkmengdene som må tilsettes ved kalkstabilisering, vil først og fremst avhenge av hvor lenge man ønsker å ha en stabiliseringsvirkning, og dernest av den aktuelle slamtype. I tabell 14 er det angitt de kalkdoseringer som er nødvendige for å opprettholde pH > 11 i slammets i 14 dager når dette lagres i en åpen beholder ved 20°C [14]. Dette kravet er for øvrig foreslått som definisjon på hva som egentlig skal kunne betegnes som et kalkstabilisert slam [15].

Siden egenskapene hos samme slamtype vil variere fra anlegg til anlegg, og også over tiden ved samme anlegg, har det vært nødvendig å angi relativt brede variasjonsområder for kalkdosering.

Tabell 14 vil i første rekke være til nytte på utrednings- og planleggingsstadiet. Når et kalkstabiliseringsanlegg først er satt i drift, vil de nødvendige kalkmengder kunne bestemmes ut fra de lokale forhold og krav.

Tabell 14. Nødvendig kalkdosering for å holde pH > 11 i 14 dager [16]

Slamtype	Kalkdosering (g Ca (OH) ₂ /kg suspendert stoff)
Mekanisk slam	100–200
Septiktankslam	100–300
Biologisk slam	300–500
Mekanisk-kjemisk (aluminium, jern) slam	250–400
Mekanisk-kjemisk (kalk) slam ^{x)}	Vanligvis ingen
Biologisk-kjemisk (aluminium, jern)slam	300–500
Biologisk-kjemisk (kalk) slam	Vanligvis ingen

^x Ved bruk av kalk som fellingsmiddel kan en regne med å få en pH-verdi på ca. 11 eller noe lavere ved blanding av det kjemiske slammet med mekanisk eller biologisk slam. Disse blandslammene vil vanligvis ikke trenge noen kalktilsetning for å redusere luktproblemet ved lagring.

5.2.2 LAGRINGS- OG DOSERINGSUTRUSTNING

For kalkstabilisering vil det ved de fleste anlegg være mest hensiktsmessig å benytte ferdig lesket kalk (hydratkalk) i stedet for å leske kalken på anlegget. Dette siste vil sannsynligvis bare være aktuelt på veldig store anlegg.

Hydratkalken kan enten leveres i sekker (25 kg) eller i bulk. Ved bulkleveranse må en ha lagringssilo ved anlegget. Siloen bør ha utstyr for styring og regulering av den kalkmengden som tas ut til enhver tid. Det er generelt sett den beste løsningen å ha silo for lagring av kalken. Ved bruk av sekker, må driftspersonalet selv lempe og tømme sekkene, og dette medfører store ulemper med kalkstøv. En slik ordning bør derfor bare benyttes i de tilfeller hvor kalkforbruket er svært lite. Siloer for kalk må utstyres med vibratorer eller liknende for å sikre en jevn utmatning.

Kalken kan enten tilsettes slammet i tørr form eller som kalkslurry (kalkmelk). Mettet kalkløsning er ikke aktuelt å bruke på grunn av de store volumer med løsning som trengs. (Hydratkalk har en løselighet på bare 1,6 gram pr. liter ved 20°C.). Ved tørrdosering er det vanskelig å få en

effektiv innblanding av kalken i slammet, og dette kan medføre større kalkdoseringer enn nødvendig for å få den ønskede pH-økning [16]. Denne doseringsformen krever imidlertid lite utstyr, i det man kan føre kalken med transportør direkte fra kalksiloen til doseringspunktet.

På grunn av den bedre utnyttelse av kalken vil det som oftest være en fordel å bruke våtdosering ved kalkstabilisering. Utstyr for tilberedning og dosering av kalkslurry kan kjøpes som ferdige enheter, og fåes både for kontinuerlig og satsvis dosering. Det er for øvrig ofte ikke behov for kontinuerlig dosering med pumpe ved kalkstabilisering, da slammet vanligvis ikke tilføres slambehandlingsdelen kontinuerlig. Følgelig kan man unngå de problemer som ofte er forbundet med pumping av kalkslurry og i stedet transportere kalkslurrien i åpne renner fram til doseringspunktet.

Ved bestemmelse av slurriens konsentrasjon må en ta hensyn til at slammet ikke skal tilsettes for store vannmengder, men på den annen side må heller ikke konsentrasjonen være høyere enn doseringsutstyret tillater. En slurrikonsentrasjon på 5–10% Ca (OH)₂ (50–100 g Ca (OH)₂/l vann) vil kunne benyttes ved de fleste typer doseringsutstyr [17]. Ved manuell, satsvis dosering (f. eks. med bøtte) vil man kunne gå opp i ca. 25% Ca (OH)₂-innhold [18].

5.2.3 NØDVENDIG BASSENGVOLUM OG BASSENGENES UTFORMING

Det eneste som trengs av separate basseng for kalkstabilisering, er et blandekammer hvor kalk og slam blir blandet sammen. Oppholdstiden i dette kammeret er avhengig av om man har kontinuerlig eller støtvis slamtilførsel og hvilke enheter som kommer etterpå i slambehandlingen. Figur 22 viser to eksempler på slambehandlingsopplegg med kalkstabilisering. Der man har fortykkere med omrøring eller luftede slamsiloer etter kalktilsetningen, bør man ha minimum 15 min. oppholdstid i blandekammeret. Dersom det

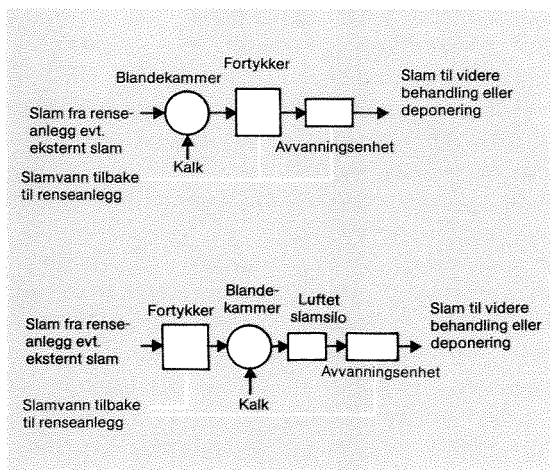


Fig. 22. To alternative opplegg for kalkstabilisering.

etter blandekammeret ikke fins enheter hvor det skjer en ytterligere blanding av slam og kalk, bør dette ha minimum 30 min. oppholdstid [19].

Innblanding av kalk i slam bør skje ved hjelp av luftinnblåsning i bunnen av blandekammeret. Dette er en mer effektiv innblandingsmetode enn bruk av mekaniske omrørere [19].

5.3 Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved kalkstabilisering

5.3.1 LUKT

Ved kalkinnblanding får man en sterk ammoniakklukt fra slammets, og under lagring vil slammets ha en stram lukt omtrent som fra husdyrgjødsel. Lukt er imidlertid en kvalitativ parameter og vil bestandig være gjenstand for subjektive vurderinger. Det foreligger derfor også motstridende meninger om kalkens evne til å redusere lukten fra ulike typer slam [18], [20] og [21].

Luktintensiteten kan bestemmes kvantitativt, og Counts [19] fant at denne ble redusert ved kalkstabilisering av mekanisk-biologisk slam, forutsatt at $\text{pH} > 11$. Eikum [15] konkluderer med at kalkstabilisert mekanisk slam og septiktank-

slam ikke får redusert luktintensiteten i forhold til ustabilisert slam. Det påpekes imidlertid at i tillegg til luktintensiteten må også lukttypen tas med i betraktning ved vurdering av eventuelle luktproblemer. Man mente i dette tilfelle at lukten fra de slamprøver som var tilsatt nok kalk til å opprettholde $\text{pH} > 11$ under lagring, ikke var så ubehagelig som lukten fra ubehandlet slam og slam som hadde hatt en kraftig pH -senkning i undersøkelsesperioden.

5.3.2 HYGIENISKE FORHOLD

Kalkens innvirkning på slams innhold av parameterorganismer og patogene bakterier er undersøkt av mange [14], [18], [19] og [22]. Resultatene fra disse undersøkelser tyder på at patogene bakterier kan utrykkes ved å opprettholde $\text{pH} > 12,0$ i slammets. Minimum kontakttid bør være 1 time.

Det er ikke gjort noen spesielle undersøkelser av virusreduksjon ved kalkstabilisering, men man antar at tarmvirus også blir ødelagt ved denne behandlingen [18].

For høyere organismer i slam (parasittegg, spolorm o.l.) er situasjonen noe annen, idet man ikke kan regne med at innholdet av disse vil bli vesentlig redusert ved kalktilsetningen. Undersøkelser indikerer dette [18], [23].

Ut fra det foregående kan det sies at kalkstabilisering reduserer den hygieniske risiko ved slammets, men prosessen gir ikke et slam som er hygienisk innvendingsfritt.

5.3.3 FORTYKKINGS- OG AVVANNINGS-EGENSKAPER

Forandringer i ulike slamtypers fortykkingsegenskaper ved kalkstabilisering er lite undersøkt. Laboratorieundersøkelser antyder at mekanisk slam og septiktankslam får liten eller ingen forbedring av fortykkingsegenskapene, mens kalkstabilisering av mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam har en positiv virkning [14], [19].

Fra avanning av kalkstabilisert slam med mekanisk avanningsutstyr foreligger det en rekke erfaringer [14], [15]. For silbåndpresser og sentrifuger synes det helt klart at man må benytte polymerer i tillegg til kalk for å få tilfredsstillende avanning. Det råder imidlertid en viss uenighet hvorvidt kalkstabiliseringen medfører et redusert forbruk av polymerer i forhold til ustabilisert slam. For mekanisk kalkstabilisert slam viser laboratorieforsøk at det kan være vanskelig å finne polymerer i det hele tatt som gir tilfredsstillende kondisjonering.

For øvrig er det vanligvis anioniske polymerer som er best egnet i kombinasjon med kalkstabilisert slam.

Ved bruk av filterpresser og vakumfiltre kan jernsalter i tillegg til kalken gi den nødvendige kondisjonering før avanning. Her vil kalkstabiliseringen kunne kombineres med kondisjonering av slammet på en gunstig måte.

5.3.4 SLAMVANNETS KVALITET

For å kunne ta hånd om slamvannet fra et kalkstabiliseringsanlegg på en hensiktsmessig måte, må man kjenne både kvaliteten på dette slamvannet og hvilke mengder det dreier seg om i de aktuelle tilfeller.

En oversikt over typiske slamvannskvaliteter fra kalkstabilisert slam er gitt i tabell 15. Slamvannets innhold av suspendert stoff vil avhenge av fortykkings- og avanningsutstyret og driften av dette. Det er derfor angitt verdier for slamvann med relativt lavt (ca 500 mg/l) og relativt høyt (ca. 5000 mg/l) innhold av suspendert stoff.

Slamvannets innhold av organisk stoff (målt som BOF eller KOF) og nitrogen vil øke med økende lagringstid av slammet før avanning. Dette er tilfelle selv om pH > 11 opprettholdes under lagringen. Innholdet av fosfor i slamvannet vil imidlertid først øke når pH synker ned til ca. 6, idet fosfor som ble bundet ved kalktilsetningen da går i løsning igjen. Som det framgår av tabell 15, er det totale fosforinnhold i slamvannet svært avhengig av innholdet av suspendert stoff.

Slamvann fra kalkstabilisert slam vil altså ha høy pH og alkalitet og høyt innhold av løst organisk stoff. Innholdet av fosfor og organisk stoff vil øke sterkt med økende innhold av suspendert stoff i slamvannet.

Ved resirkulering av slikt slamvann innenfor rensanlegget, vil det kunne oppstå problemer, avhengig av type rensanlegg og slamvannets kvalitet og mengde i forhold til det innkommende avløpsvann. Paulsrud [24] har vist at ved mekanisk-kjemiske rensanlegg med aluminium-

Tabell 15. Typiske variasjonsområder for kvaliteten på slamvann fra kalkstabilisert slam.

Slamtype	Kvalitet på slamvann fra kalkstabilisert slam					
	Suspendert stoff (mg/l)	pH	Total alkalitet (mekv./l)	Kjemisk oksygenforbruk (mg O/l)	Total fosfor (mg P/l)	Ortofosfat (mg P/l)
Mekanisk	Ca. 500	11–12,5	20–40	2000– 8000	5– 50	0,1–0,5
	Ca. 5000	»	»	4000–10000	50–100	»
Septiktankslam	Ca. 500	11–12,5	20–50	2000– 8000	5– 50	0,1–0,5
	Ca. 5000	»	»	4000–10000	50–100	»
Mekanisk-kjemisk (Al) slam	Ca. 500	11–12,5	10–30	500–3000	5–20	0,02–0,2
	Ca. 5000	»	»	3000–6000	50–100	»
Biologisk-kjemisk (Al) slam	Ca. 500	11–12,5	10–30	500–2000	5–20	0,02–0,2
	Ca. 5000	»	»	2000–4000	50–100	»

sulfat-felling vil kalkstabilisering av slammet kunne medføre økt forbruk av kjemikalier. Innholdet av organisk stoff i utløpsvannet vil sannsynligvis allikevel øke. Uansett type renseanlegg er det for øvrig viktig å ta hensyn til den merbelastning på renseanlegget som slamvannet fra kalkstabilisering representerer.

For å redusere problemer ved resirkulering av slamvann, bør det bygges inn utjevningssmuligheter slik at slamvannstilførsel kan skje kontrollert over hele døgnet. Dersom kalktilsetningen finner sted etter fortykning av slammet, vil en redusere den totale mengde slamvann med høy pH og alkalitet betraktelig (se figur 22). Denne fordelingen må imidlertid vurderes opp mot de forbedringer av fortykningsegenskapene som kalktilsetningen kan gi (se punkt 5,3,3), og også det at kalken vil dempe lukten fra fortykkerne.

5.4 Drift og kontroll av kalkstabiliseringsanlegg

Kalkstabilisering er en enkel prosess rent driftsmessig. Forutsatt at man har kalksilo, består den daglige drift av å kontrollere at doseringsutrustningen fungerer normalt. Doseringsmengden bestemmes enklest ut fra pH-målinger i det stabiliserte slammet. Det må sørges for at kalktilsetningen er så stor at pH-verdien i slammet ikke synker under 11 så lenge slammet "oppholder" seg på anlegget. Ved regelmessige pH-målinger kan en styre kalkdoseringen slik at dette kravet overholdes til en hver tid.

6. Andre stabiliseringsprosesser

Det fins en rekke metoder for stabilisering av slam som ikke vil bli omtalt i detalj. Årsaken til dette er at de fleste er mindre aktuelle på grunn av enten høyt energeiforbruk, komplisert oppbygging som krever høyt kvalifisert driftspersonale eller at prosessene fortsatt er på utviklingsstadiet. Det er allikevel nyttig å være klar over at følgende prosesser kan anvendes for stabilisering av slam.

6.1 Kompostering

Kompostering av avvannet slam sammen med husholdningsavfall, bark eller annen karbonkilde, er en form for stabilisering som vinner innpass også i Norge. For nærmere opplysninger henvises til [25] og [26].

6.2 Kjemisk stabilisering med klor

Bruk av klor for kjemisk stabilisering av slam anvendes blant annet i USA. Prosessen går under betegnelsen PURIFAX. Det stabiliserte slammet kan være vanskelig å avvanne fordi slammets lave pH vil vanskeliggjøre kondisjoneringen av slammet [27].

6.3 Våtoksydasjon

Hensikten med våtoksydasjon er å forbrenne slammets innhold av organisk stoff i våt tilstand. For å gjennomføre dette, må prosessen skje under høyt trykk og høy temperatur.

Den eneste virkelige våtoksydasjonsprosessen markedsføres under navnet Zimpro-prosessen. I denne prosess blir slammet tatt inn i en reaktor med temperatur 150–290°C og trykk 1.000.000–2.100.000 Pascal (10–21 atm.). Reaksjonstiden er ved en kontinuerlig prosess 30–45 minutter. Ved en ikke-kontinuerlig prosess øker vanligvis oppholdstiden.

Portoeus-prosessen, også kalt Farrer-prosessen, har mange likhetspunkter med Zimpro-prosessen. Den prinsipielle forskjellen er at ved Portoeus-prosessen føres luft ikke inn i reaktoren. Portoeus-prosessen er derfor egentlig ikke en våtoksydasjonsprosess, men bare en varmebehandling. Denne prosessen sidestilles dog ofte med Zimpro-prosessen.

Varmebehandlingen i Zimpro- og Portoeus-prosessen gir en destruksjon av slammets struktur som medfører at det behandlede slammet er lett å avvanne uten tilsetning av kondisjoneringskjemikalier. Varmebehandlingen gir også et sterilt sluttprodukt.

Ved våtoksydasjon med høye trykk og temperaturer kan opp til 90% av slammets innhold av organisk stoff bli oksydert. Ved lave trykk og temperaturer blir oksydasjonen beskjeden, og en stor del av slammets innhold av organisk stoff og plantenæringsstoffer blir overført til slamvannet.

7. Sammenlikning av ulike stabiliseringsprosesser

Når man står overfor valg av stabiliseringsprosess for et kloakkrenseanlegg, så er det ofte bare økonomiske betraktninger som legges til grunn for valget. Økonomi er selvfølgelig viktig, men man skal være oppmerksom på at både slam- og slamvannskvalitet vil være sterkt avhengig av hvilken stabiliseringsprosess som blir brukt. Tabell 16 viser hvilke endringer som vanligvis vil finne sted ved aerob-, anaerob og kalkstabilisering.

De forandringer som finner sted er selvfølgelig sterkt avhengig av hvordan stabiliseringsenhetene

er belastet og hvordan driften skjøttes. Det kan eksempelvis nevnes at ved aerob stabilisering kan avvanningsegenskapene forverres i stedet for forbedres dersom oppholdstiden av stabiliseringsbassenget er ekstremt kort. Tabellen er derfor bare ment som en orientering. Det er dog viktig at faktorer i tillegg til økonomi vurderes før det velges stabiliseringsprosess.

Ved en økonomisk sammenlikning av de tre ovenfor nevnte stabiliseringsprosesser, så må både kapital- og driftskostnader tas med. Dersom slamvannet som vanligvis returneres tilbake til renseanleggets innløp, forårsaker en økning i kapital- eller driftskostnadene på selve renseanlegget bør dette selvfølgelig være med. Ved større kloakkrenseanlegg hvor en ofte må velge mellom anaerob- og aerob stabilisering må også reduksjonen i energikostnader på grunn av bruk av metangass fra råtneprosessen tas med i betraktningen.

Det faller utenfor rammen av denne rapporten å gi et detaljert kostnadsoverslag for de ulike stabiliseringsprosesser.

Tabell 16. Endring av slammets og slamvannets egenskaper ved stabilisering.

Stabiliseringsmetode	Slam ^x type	Slam				Slamvann			
		Slamvolum	Tørrstoffmengde	Filtrermotstand	Lukt	Patogene organismer	Organisk stoff	Fosfor	pH
Aerob stabilisering	Mekanisk	0	÷÷	+	÷÷	÷	÷÷	÷÷	0
	Biologisk	÷	÷	0	÷	÷	÷	÷	0
	Septisk	0	÷÷	÷	÷÷	÷	÷÷	÷÷	0
	Mek. + kjem	0	÷÷	0	÷÷	÷	÷÷	0	0
	Biol. + kjem	÷	÷	0	÷÷	÷	÷	0	0
Anaerob stabilisering	Mekanisk	0	÷÷	+	÷÷	÷	+	+	0
	Biologisk	÷	÷	0	÷	÷	++	++	0
	Septisk	÷	÷÷	0	÷÷	÷	0	+	0
	Mek. + kjem	÷	÷÷	0	÷÷	÷	+	+	0
	Biol. + kjem	÷	÷	0	÷÷	÷	++	+	0
Kalkstabilisering	Mekanisk	0	+	0	0	÷÷	+	÷	++
	Biologisk	0	++	÷	+	÷÷	+	÷	++
	Septisk	0	+	÷	÷	÷÷	+	÷	++
	Mek. + kjem	÷	++	÷	0	÷÷	+	0	++
	Biol. + kjem	÷	++	÷÷	0	÷÷	+	0	++

^xKjemisk slam fra felling med Al eller Fe

++ Stor økning
+ Økning

0 Liten eller usikker endring

÷ Reduksjon
÷÷ Stor reduksjon

8. Litteratur

- [1] Eikum, A.S. og Paulsrud, B. (1974): "Filtration Properties of Aerobic Stabilized Primary and Mixed Primary-Chemical (Alum) Sludge". Water Research, Vol. 8, pp. 203.
- [2] Eikum, A.S. (1974): "Aerob slamstabilisering". Dansk Ingeniørforening Etterutdanning, Scanticon, sept.
- [3] Ford, D.L. (1969): "General Sludge Characteristics", Water Quality Improvement by Physical and Chemical Processes, edited by Sloyna. E.F. and Edzenfelder, W.W., Univ. of Texas Press., USA.
- [4] Kenner, B.A., Dotson, G.K. and Smith, J.E., Jr. (1971): "Simultaneous Quantitation of *Salmonella Species* and *Pseudomonas aeruginosa*". U.S. EPA, Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio.
- [5] Ahlberg, N.R. and Griffen, A.V. (1972): "Field Evaluation and Design Considerations of Aerobic Digestion", Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, Canada.
- [6] EPA (1974): "Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal U.S. Environmental Protection Agency, EPA 625/1-74-006.
- [7] Eikum, A.S. (1973): "Aerobic Stabilization of Primary and Mixed Primary-Chemical (Al) Sludge", Ph. D. Dissertation Univ. of Washington, Seattle, USA.
- [8] Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1974): "Characterization of the Degree of Stability of Waste Water Sludges, Aerobic stabilized sludge", Progress report No 2, EUROCOP-COST 68/2/4, O-14/73, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- [9] "Anaerobic Sludge Digestion", J. Water Pollution Control Federation, MOP, No 16 (1968).
- [10] Rich, L.G. (1963): Unit Processes of Sanitary Engineering, John Wiley & Sons Inc. New York - London.
- [11] "Sewage Treatment Plant Design", J. Water Pollution Control Federation, MOP, No 8 (1959).
- [12] Gale, R.S., (1971): "Recent Research on Sludge Dewatering", Filtration and Separation Journal, (Sept. Oct., pp. 531-538).
- [13] Hallberg, P.A. (1973): "Anaerob Slamstabilisering", kurs i behandling og deponering av slam, NIF, Fagernes.
- [14] Paulsrud, B. (1975): "Stabilisering av slam med kalk", Delrapport 2. PRA 2.10. O-40/71-P, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- [15] Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1974): "Characterization of the degree of stability of waste water sludges. Lime stabilized sludge", Progress report No 3, EUROCOP-COST 68/2/4, O-14/73, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- [16] Paulsrud, B. (1973): "Stabilisering av slam med kalk", Delrapport 1, PRA 2.1, O-40/71-P, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- [17] U.S. Environmental Protection Agency: "Process design manual for suspended solids removal", Technology Transfer, EPA-625/1-75-003a.
- [18] Farrel, J.B., Smith, J.E., Jr., Hathaway, S.W. and Dean, R.B. (1974): "Lime stabilization of primary sludges". Journal Water Pollution Control Federation, 46, 1, 113-122.
- [19] Counts, C.A. and Shuckrow, A.J. (1975): "Lime stabilized sludge: Its stability and effect on agricultural land", EPA-670/2-75-012, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio 45268.
- [20] Buzzel, J.C., Jr. and Sawyer, C.N. (1967): "Removal of algal nutrients from raw wastewater with lime". Journal Pollution Control Federation, 39, 10, R16-R24.
- [21] Sørensen, P.E. (1974): "Kemisk slamstabilisering", Foredrag ved Dansk Ingeniørforenings kursus om spildevandsslam, Scanticon, 16. - 18. sept.

- [22] Doyle, C.B. (1967): "Effectiveness of high pH for destruction of pathogens in raw filter cake", Journal Water Pollution Control Federation, 39, 8, 1403–1409.
- [23] Roneus, O. (1972): "Parasitäggs förekomst och överlevnad i slam och utloppsvatten", Avloppsvattenrening, föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.
- [24] Paulsrud, B. (1975): "Slamvann fra kalkstabilisert mekanisk-kjemisk slam – Innvirkning på felling med aluminiumsulfat", 11. nordiska symposium om vattenforskning, NORDFORSK, Mariehamn, 21-23. april.
- [25] Solbraa, K., (1967): "Kompostering av slam og bark", NIF-kurs: Disponering av slam, Fagernes, April.
- [26] Solgaard, M., (1976): "Kompostering av kloakkslam sammen med husholdningsavfall", NIF-kurs: Disponering av slam, Fagernes, April.
- [27] Vesilind, A., (1974): "Treatment and Disposal of Wastewater Sludges", Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Mich, USA.