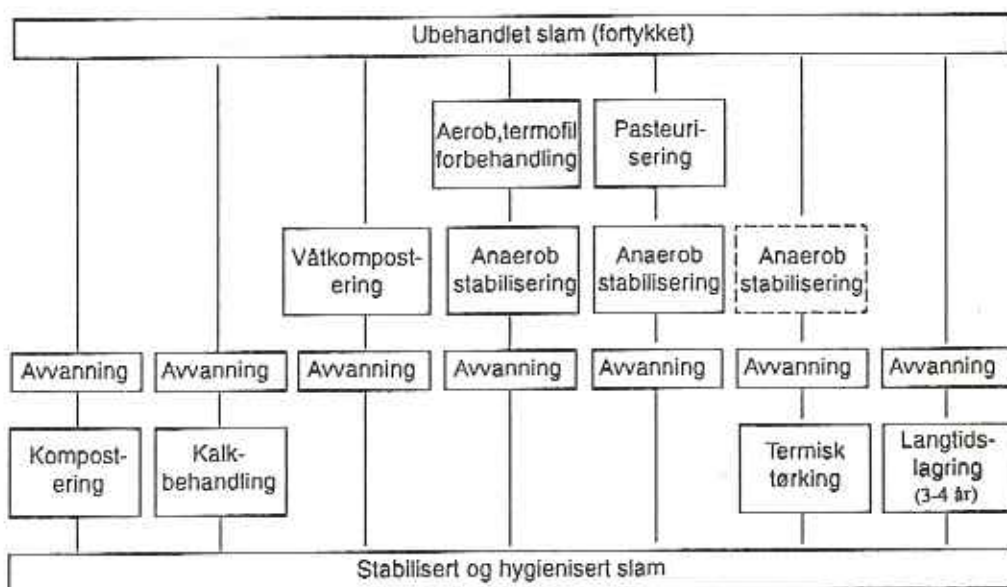


Prosjektrapport

Slambehandling



Rapporten er utarbeidet i tilknytning til utgivelse av det nye slamregelverket

NORVAR-rapport

Norsk VA-verkforening

Postadresse: Vangsveien 143, 2300 Hamar

Besøksadresse: Vangsveien 143, Hamar

Telefon: 62 52 86 50

Rapportnummer:

51 -1995

Dato:

10. mars 1995

Antall sider (inkl. bilag)

101

Tilgjengelighet:

Åpen: x

Begrenset:

Rapportens tittel: SLAMBEHANDLING

Forfatter(e): Bjarne Paulsrud, Kjell Torje Nedland, Aquatcam A/S

Ekstrakt:

Rapporten tar utgangspunkt i mengde og sammensetning av kommunalt slam og beskriver metoder for forbehandling og fortykning av slam før videre behandling, metoder for stabilisering, stabilisering og hygienisering (prosess, dimensjonering, driftsresultater, arbeidsmiljø mv.), avvanning og forbrenning. Ukonvensjonelle behandlingsmetoder (ekstraksjon, kjemisk fiksering m.fl.), samt håndtering av septikslam og mellomlagring av slam er omhandlet i rapporten.

Kostnader for de ulike metodene er ikke med - de er beskrevet i NORVAR-rapport 20/91.

Det presiseres at rapporten er basert på kunnskaper og erfaringer pr. 1992/93, slik at de erfaringer som er gjort i 1993 og 1994 ikke er ivare tatt. Eksempelvis gjelder dette erfaringer med tørking, våtkompostering og Cambi-prosessen.

Emneord, norske:

Slam
Slambehandling

Emneord, engelske:

Sewage sludge
Sewage sludge treatment

Andre utgaver:

ISBN 82-414-0065-9

INNHALDSFORTEGNELSE

0. FORORD FRA NORVAR	5
1. INNLEDNING	6
2. MENGDE OG SAMMENSETNING AV KOMMUNALT SLAM	7
2.1 <u>Slammengde</u>	7
2.2 <u>Slammets sammensetning</u>	9
3. FORBEHANDLING AV SLAM	11
3.1 <u>Siling av slam</u>	11
3.2 <u>Kverning av slam</u>	12
4. FORTYKKING AV SLAM	13
4.1 <u>Gravitasjonsfortykker</u>	13
4.2 <u>Maskinelle fortykkere</u>	15
5. STABILISERING AV SLAM	16
5.1 <u>Aerob stabilisering</u>	16
5.1.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	16
5.1.2 <u>Dimensjonering</u>	17
5.1.3 <u>Driftsresultater</u>	19
5.1.4 <u>Endring av slamkvalitet og slammengde</u>	20
5.1.5 <u>Arbeidsmiljø</u>	20
5.2 <u>Anaerob stabilisering</u>	20
5.2.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	20
5.2.2 <u>Dimensjonering</u>	21
5.2.3 <u>Driftsresultater</u>	24
5.2.4 <u>Endring av slamkvalitet og slammengde</u>	26
5.2.5 <u>Arbeidsmiljø</u>	26
5.3 <u>Tilsetning av lesket kalk før slamavvanning</u>	26
5.3.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	27
5.3.2 <u>Dimensjonering</u>	28
5.3.3 <u>Driftsresultater</u>	28
5.3.4 <u>Endring av slamkvalitet og slammengde</u>	29
5.3.5 <u>Arbeidsmiljø</u>	29
5.4 <u>Bruk av kalk som fellingsmiddel (kalket slam)</u>	30
5.4.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	30
5.4.2 <u>Dimensjonering</u>	30
5.4.3 <u>Driftsresultater</u>	31
5.4.4 <u>Endring av slamkvalitet og slammengde</u>	32
5.4.5 <u>Arbeidsmiljø</u>	32

6. STABILISERING OG HYGIENISERING AV SLAM	33
6.1 Pasteurisering i kombinasjon med anaerob stabilisering	33
6.1.1 Prosessbeskrivelse	33
6.1.2 Dimensjonering	34
6.1.3 Driftsresultater	35
6.1.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	36
6.1.5 Arbeidsmiljø	36
6.2 Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)	36
6.2.1 Prosessbeskrivelse	36
6.2.2 Dimensjonering	37
6.2.3 Driftsresultater	39
6.2.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	40
6.2.5 Arbeidsmiljø	40
6.3 Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering	41
6.3.1 Prosessbeskrivelse	41
6.3.2 Dimensjonering	41
6.3.3 Driftsresultater	43
6.3.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	44
6.3.5 Arbeidsmiljø	44
6.4 Tilsetning av ulesket kalk til avannet slam (Orsametoden)	45
6.4.1 Prosessbeskrivelse	45
6.4.2 Dimensjonering	46
6.4.3 Driftsresultater	47
6.4.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	48
6.4.5 Arbeidsmiljø	48
6.5 Kompostering	48
6.5.1 Prosessbeskrivelse	48
6.5.2 Dimensjonering	50
6.5.3 Driftserfaringer	52
6.5.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	53
6.5.5 Arbeidsmiljø	54
6.6 Termisk tørking i kombinasjon med anaerob stabilisering	54
6.6.1 Prosessbeskrivelse	54
6.6.2 Dimensjonering	55
6.6.3 Driftsresultater	58
6.6.4 Endring av slamkvalitet og slammengde	58
6.6.5 Arbeidsmiljø	59
6.7 Langtidslagring	59
7. AVVANNING AV SLAM	60
7.1 Prosessbeskrivelse	60
7.1.1 Sentrifuger	60
7.1.2 Silbåndpresser	61
7.1.3 Kammerfilterpresser	61
7.2 Dimensjonering	62
7.2.1 Sentrifuger	63

7.2.2	Silbåndpresser	63
7.2.3	Kammerfilterpresser	63
7.3	Driftsresultater	63
7.4	Endring av slammengde og slamkvalitet	65
7.5	Arbeidsmiljø	66
8.	FORBRENNING AV SLAM	67
8.1	Prosessbeskrivelse	67
8.2	Dimensjonering	67
8.3	Driftserfaringer	70
8.4	Endring av slamkvalitet og slammengde	71
8.5	Arbeidsmiljø	72
9.	UKONVENSJONELLE SLAMBEHANDLINGSMETODER	73
9.1	Generelt	73
9.2	Fjerning av tungmetaller ved ekstraksjon	73
9.2.1	Ekstraksjon med uorganiske syrer	74
9.2.2	Ekstraksjon med kompleksdannere	76
9.2.3	Ekstraksjon ved hjelp av <i>Thiobacillus</i>	76
9.2.4	Fjerning av tungmetallene fra væskefasen etter ekstraksjon	76
9.2.5	Konklusjoner	77
9.3	Kjemisk fiksering	78
9.3.1	Prosessbeskrivelse	78
9.3.2	Driftsresultater	78
9.4	Bestråling	80
9.5	Varmekondisjonering	81
9.6	Våt oksidasjon	81
9.7	Produksjon av olje fra slam	81
9.8	"Kambi-metoden"	82
10.	HÅNDTERING AV SEPTIKSLAM	83
10.1	Generelt	83
10.2	Mottak av septikslam på renseanlegg og i avløpsnett	83
10.2.1	Mekanisk - kjemiske renseanlegg	84
10.2.2	Biologiske og biologisk - kjemiske renseanlegg	84
10.3	Separat behandling av septikslam	85
10.3.1	Avvanning i laguner	85
10.3.2	Stasjonære anlegg for maskinell avvanning	85
10.3.3	Mobile avvanningsanlegg	86
10.3.4	Stabilisering og hygienisering av septikslam	87
11.	MELLOMLAGRING AV SLAM	88
12.	KOSTNADER FOR SLAMBEHANDLING	89
	REFERANSELISTE	90
	VEDLEGG 1	100

0. FORORD FRA NORVAR

Denne rapporten er utarbeidet av Aquatcam A/S på oppdrag fra SFT og er en del av det fagmateriale SFT har latt utarbeidet i forbindelse med det nye slamregelverket. SFT har overlatt utgivelsen av rapporten til NORVAR.

SFT opprettet en styringsgruppe for prosjektet, som har bestått av:

Lasse Vråle, C.H. Knudsen A/S
Knut Moum, Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen
Stuknes, Lunner kommune, teknisk etat
Svein E. Moen, NORVAR
Bjarne Paulsrud, Aquatcam A/S
Simon Haraldsen, SFT

Bjarne Paulsrud, Aquatcam A/S har vært gruppens sekretær, som sammen med Kjell T. Nedland, Aquatcam A/S, har utarbeidet foreliggende rapport.

Rapporten er basert på de siste års arbeid nasjonalt og internasjonalt innenfor slam behandlingsteknikk oppdatert årskiftet 1992/93.

NORVAR har innenfor samarbeidsavtalen med SFT gått gjennom rapporten og har ivarettatt hensyn i forhold til det nye slamregelverket.

Fagmateriale i tilknytning til slamregelverket forøvrig:

- Veiledning for bruk av slam i jordbruket, NORVAR-rapport 52-1995.
- Bruk av slam på grøntarealer, NORVAR-rapport 53-1995.
- Veiledning for prøvetaking av slam (SFT og Statens helsetilsyn).
- Veiledning for prøvetaking og bestemmelse av tungmetaller i jord fra dyrket mark (SFT og Statens helsetilsyn).
- Veiledning for utarbeidelse av slamplaner.

Erfaringer med de ulike slambehandlingsmetoder vil NORVAR ivareta gjennom NORVARs faggruppe for slam.

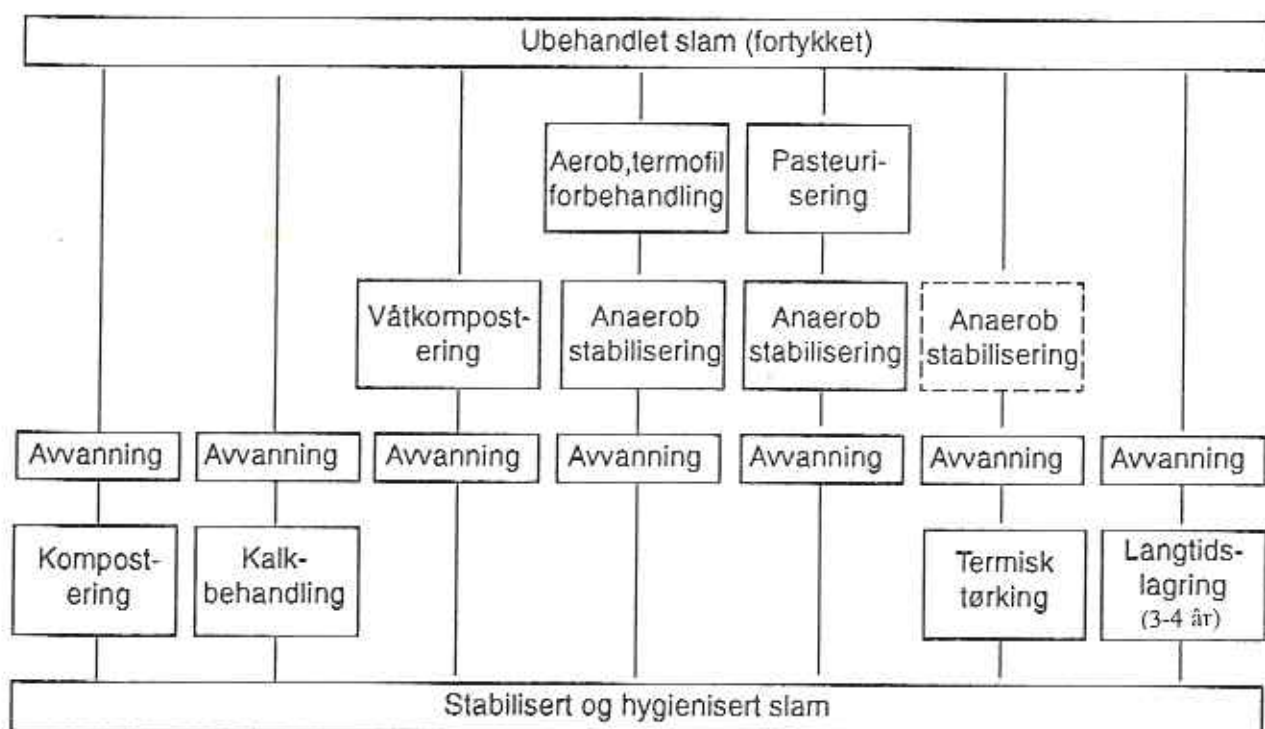
Hamar den 10. mars 1995

Steinar Nybruket

1. INNLEDNING

"Forskrift om avløpsslam" har som mål å forebygge forurensning og helsemessige og hygieniske ulemper ved håndtering av slam, og legge til rette for at slam kan benyttes som en ressurs. For å nå dette målet, er det i forskriften stilt en konkrete krav til kvaliteten på slam som skal benyttes på jordbruks- eller grøntarealer. Kravene til avvanning, stabilisering og hygienisering kan oppfylles ved å ta i bruk velprøvd og anerkjent teknologi, mens kravene til tungmetallinnhold inntil videre bare kan etterkommes ved en streng kildekontroll.

I slamforskriften henvises det til metoder i Norge og utlandet som erfaringsmessig vil gi en tilfredsstillende stabilisering og hygienisering av slam (se fig. 1.1). Disse metodene er valgt ut på grunnlag av et omfattende erfaringsmateriale som er samlet i Tyskland i forbindelse med krav om hygienisering av slam der (ATV/VKS, 1986, 1988a og 1988b).



Figur 1.1 Metoder som erfaringsmessig gir stabilisering og hygienisering av slam.

Denne rapporten har som hovedmål å gi en samlet oversikt og status for slambehandling i Norge, ajourført fram til årsskiftet 1992/93. Når det gjelder kostnadsdata for ulike slambehandlingsmetoder, henvises det til sluttrapporten fra NORVAR-prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg" (NORVAR-rapport 20-1991) og det tilhørende dataprogram for beregning av kostnader basert på selvvalgte forutsetninger ("Slamkost"-programmet, henv. NORVAR).

2. MENGDE OG SAMMENSETNING AV KOMMUNALT SLAM

Slam tas ut av avløpsvannet i slamavskillere, sedimenteringsbasseng, flotasjonsbasseng eller filtre. Det skilles vanligvis mellom mekaniske, biologiske og kjemiske slamtyper. Disse slamtypene kan forekomme hver for seg eller i blanding før de pumpes til en slambehandlingsenhet.

2.1 Slammengder

Den slammengde som legges til grunn for dimensjoneringen av en slambehandlingsenhet, bør beregnes så nøyaktig som mulig. Dette er viktig for alle slambehandlingsprosesser. Slamproduksjonen kan anslås fra erfaringsdata for det aktuelle sted. Dersom man har gode data om avløpsvannets sammensetning, kjemikaliedosering og andre faktorer av betydning for slamproduksjonen, kan denne beregnes. Dersom det ikke finnes erfaringsdata fra det aktuelle sted eller grunnlag for beregning, bør slamproduksjonen ikke forutsettes lavere enn det som fremgår av tabell 2.1.

Dersom det finnes lokale forhold som påvirker slamproduksjonen, bør det tas hensyn til dette ved beregningen av slammengdene. Eksempel på slike forhold er:

- tilførsel av slam fra andre renseanlegg,
- tilførsel av septikslam,
- tømning av latrinebøtter eller tette tanker i renseanlegget,
- tilknyttet industri med avløpsvannssammensetning som avviker vesentlig fra kommunalt avløpsvann.

I tillegg til at tilførsel av eksternt slam øker den totale slammengden, må det også tas hensyn til varierende belastning på grunn av lokale tømmerutiner, f.eks. sesongtømming av septiktanker.

Når slamproduksjonen er kjent, kan den dimensjonerende slammengde for hver enkelt slambehandlingsprosess fastlegges. Den dimensjonerende slammengde vil kunne være forskjellig fra prosess til prosess, avhengig bl.a. av om prosessen drives døgnkontinuerlig eller bare innenfor vanlig arbeidstid.

Tabell 2.1 Forventet slamproduksjon ved forskjellige renseprosesser (SFT, 1983).

Renseprosess	Slamproduksjon (g TS/pe•d)	
	Med forsedimentering	Uten forsedimentering
MEKANISK Sedimentering		50
BIOLOGISK Aktiv slam: F = 0,3 kg BOF ₇ /kg SS•d F = 0,2 kg BOF ₇ /kg SS•d F = 0,07 kg BOF ₇ /kg SS•d Biorotor/biofilter	85 85	 70 50
KJEMISK [*] Primærfelling og sekundærfelling: aluminium- eller jernsalter kalk ^{**}	120 250	120 250
BIOLOGISK/KJEMISK Simultanfelling: F = 0,25 kg BOF ₇ /kg SS•d F = 0,15 kg BOF ₇ /kg SS•d F = 0,05 kg BOF ₇ /kg SS•d Etterfelling - aktiv slam: F = 0,4 kg BOF ₇ /kg SS•d aluminium- eller jernsalter kalk ^{**} F = 0,3 kg BOF ₇ /kg SS•d aluminium- eller jernsalter kalk ^{**} Etterfelling - biorotor/biofilter: aluminium- eller jernsalter kalk ^{**}	110 120 250 120 250	 100 70 105 240

* For rene kjemiske renseanlegg (primær- og sekundærfelling) vil mengde kjemikalier som doseres, påvirke slamproduksjonen i vesentlig grad. I tabell 2.1 er det forutsatt relativt høye kjemikaliedoseringer, og erfaringer fra de senere år tyder på at slamproduksjonen vanligvis er lavere enn de angitte 120 g TS/pe•d (90-100 g TS/pe•d er vanlig) p.g.a lavere kjemikaliedoseringer.

** Ved felling med kalk og sjøvann vil slammengdene ligge rundt 150-200 g TS/pe•d.

2.2 Slammets sammensetning

Når kommunalt slam tas direkte fra sedimenteringsbasseng o.l., vil tørrstoffinnholdet normalt være innenfor området 0,5-6%. Slammets innhold av organisk stoff og næringsstoffer er sammenstilt i tabell 2.2 basert på undersøkelser i Buskerud (Nedland, 1990) og tall fra hele landet (Finsrud & Blom, 1992).

Tabell 2.2 Normalt innhold av organisk stoff og næringsstoffer i slam. Alle verdier er angitt i % av tørrstoffinnholdet.

Parameter	Under-søkelse ¹⁾	Antall anlegg	Maks. verdi	Min. verdi	Middel-verdi	Standard avvik	Median verdi
Kjeldahl-N	1990	8	12,3	0,65	2,63	1,99	2,23
Total nitrogen	1992	129	10,8	0,20	3,4	1,8	3,2
Ammonium N	1990	8	0,81	0,01	0,18	0,21	0,07
	1992	80	2,2	0,01	0,67	0,60	0,47
Total fosfor	1990	8	2,03	0,56	1,29	0,36	1,34
	1992	131	3,5	0,10	1,5	0,67	1,4
Kalium	1990	8	0,17	0,05	0,11	0,04	0,10
	1992	151	0,79	0,01	0,19	0,16	0,15
Kalsium ²⁾	1990	8	18,1	0,07	5,36	6,39	1,4
	1992	150	30	0,01	2,8	6,2	0,78
Organisk stoff	1990	8	79,5	35	56,3	9,8	56,0
	1992	125	92	20,4	65,8	15	68,5

¹⁾ 1990: (Nedland, 1990)
1992: (Finsrud & Blom, 1992)

²⁾ De høyeste verdiene er fra renseanlegg med kalkfelling.

Kommunalt avløpsvann kan også inneholde tungmetaller i varierende grad, og mesteparten av disse vil bli overført til slammene. I 1989 fikk SFT sammenstilt data som fantes for tungmetallinnhold i slam fra norske kommunale renseanlegg (Nedland, 1989), og en tilsvarende sammenstilling ble gjort i 1992 (Finsrud & Blom, 1992). Resultatene er vist i tabell 2.3.

Tabell 2.3 Resultater fra sammenstilling av tungmetallinnhold i slam fra norske renselanlegg sammenlignet med SFT's nye grenseverdier for bruk av slam på jordbruksareal, i private hager og i parker (alle verdier i mg/kg TS).

Tungmetall	Undersøkelse ¹⁾	Antall anlegg	Maks.-verdi	Min.-verdi	Middelverdi	Standard avvik	Median	Grenseverdi
Kadmium	1989	48	78	0,2	3,1		-	4
	1992	197	26,8	0,2	1,7	2,4	1,1	
Bly	1989	48	270	9	64		-	100
	1992	218	156	0,9	35,5	21,5	30,8	
Kvikksølv	1989	48	13,3	0,1	1,8	-		5
	1992	203	38	0,1	2,1	3,1	1,3	
Nikkel	1989	47	110	< 2	28	-		80
	1992	194	87,3	1,0	12,4	10,2	10,0	
Sink	1989	36	1380	150	493		-	1500
	1992	198	1500	15	376	208	350	
Kobber	1989	33	936	70	330	-	-	1000
	1992	198	2309	27	399	286	277	
Krom	1989	30	2100	< 2	91	-		125
	1992	195	675	2	30	66	17	

¹⁾ 1989: (Nedland, 1989)

1992: (Finsrud & Blom, 1992)

Bortsett fra noen få renselanlegg med "problematisk" industribedrifter tilknyttet, har norske renselanlegg stort sett ikke problemer med å tilfredsstille de nye grenseverdier for tungmetallinnholdet i slam.

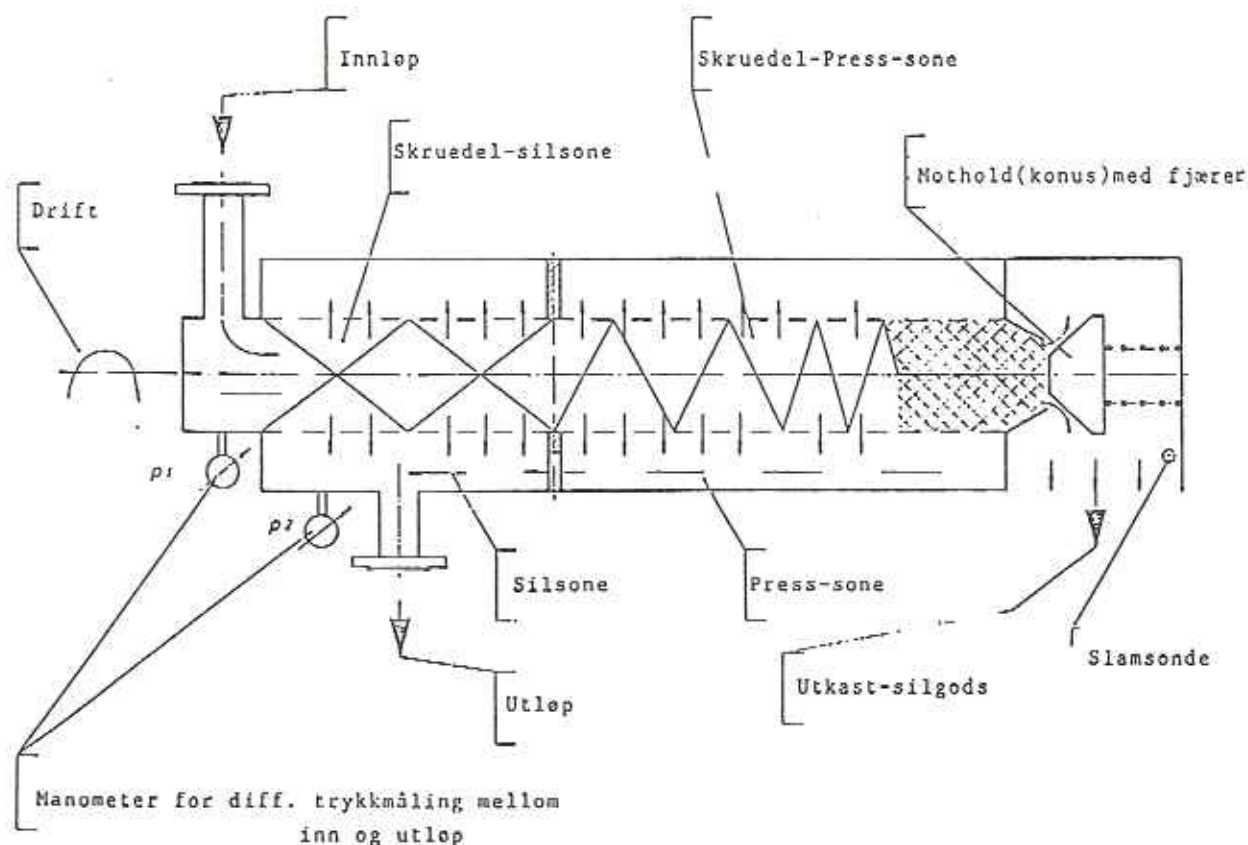
En undersøkelse fra 1989 viste også at innholdet av aktuelle organiske miljøgifter i norsk slam var lavt og lå betydelig under verdiene fra andre land (SFT, 1989). Det er derfor ikke funnet nødvendig å stille spesifikke krav til innholdet av organiske miljøgifter i slam i Norge.

3. FORBEHANDLING AV SLAM

I forbindelse med pasteurisering av slam skal slammet forbehandles slik at det ikke inneholder partikler med størrelse over 5 mm (SFT, 1993). Også ved andre slambehandlingsmetoder vil det være en fordel å få fjernet større partikler, tekstiler o.l., og det er derfor vanlig å installere utstyr for forbehandling av slammet før hygienisering og stabilisering. De mest brukte metodene er enten siling eller kverning.

3.1 Siling av slam

Strainpress er en type slamsil hvor slammet delvis siles, delvis presses slik at partikler ned til ca. 1 mm kan fjernes fra slammet. Silen er vist skjematisk i figur 3.1. Slammet pumpes inn i midten av silen og presses deretter gjennom den perforerte silkurven innenfra og utover. Partikler som er større enn åpningen i silen blir igjen på innsiden av silkurven. En skrue frakter disse partiklene mot press-sonen og videre mot utkaståpningen for silgods. Her vil silgodset bli avvannet til 30-40% TS.



Figur 3.1 Funktionsprinsipp for Strainpress slamsil.

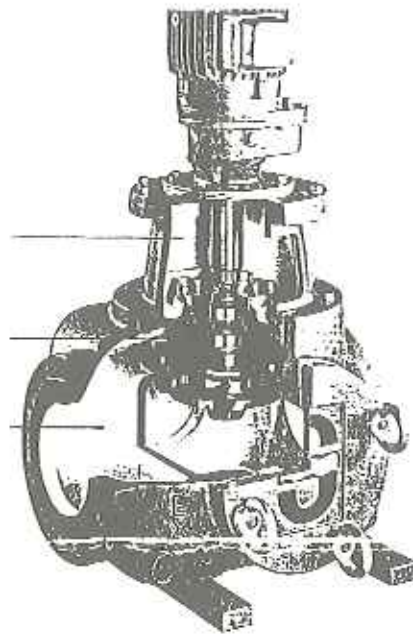
Ved slamsiling vil man få et silgods som ikke er stabilisert og hygienisert. Jo mindre spalteåpninger man har i silen, desto mer silgods får man. Det blir derfor en avveining mellom ønsket om små partikler i slammet og lite silgods ved valg av lysåpning i silen. Man vil også få et betydelig trykktap over en slik sil.

Strainpress er tatt i bruk på Alvim rensanlegg i Sarpsborg og Nordre Follo rensanlegg før aerob, termofil forbehandling. Erfaringene med silen er gode.

Maskinrensede rister av typen "Step Screen" med 3 mm lysåpning er tatt i bruk for siling av mekanisk slam før innpumping på råtnetanker ved Ryavärket i Göteborg. Det er montert en spylevannsdysc over den øvre delen av risten, slik at ristgodset blir "vasket" før det skrapes av og overføres til en container.

3.2 Kverning av slam

En annen metode å få redusert partikkelstørrelsen på, er å male opp slammet i en kvern (mascrator, scerator, gorator). Det finnes flere typer slamkverner på markedet, og de er i bruk bl.a. på Fredrikstad og omegn avløpsanlegg (FOA) og ved Sandefjord rensanlegg. Prinsippet for slamkvernene er at en roterende skive med spalter og "kniver" maler opp slammet til en viss minstestørrelse som kan gå helt ned til 0,5 mm. Disse kvernene monteres gjerne sammen med eksenterskruepumper, og enkelte leverandører leverer slamkverner og pumper i ett. De er normalt driftssikre så lenge det ikke kommer stein eller metaller inn i dem. Trykktapet over slike kverner er normalt mye mindre enn over slamsiler, og man behøver ikke ta hånd om noe silgods fra en slik kvern. I figur 3.2 er vist en slamkvern.



Figur 3.2 Gjennomskåret slamkvern.

4. FORTYKKING AV SLAM

Slam som tas ut fra sedimenteringsbasseng, har normalt et tørrstoffinnhold på fra 0,5 til 6% avhengig av type slam og type styring av slamuttaket. Slam fra flotasjonsbasseng har vanligvis et høyere tørrstoffinnhold, mens slam fra sandfiltre vanligvis er mindre konsentrert enn slam fra sedimenteringsbasseng.

Inntil nå har gravitasjonsfortykkere dominert markedet for oppkonsentrering av slam. Det er imidlertid kommet på markedet maskinelt utstyr som oppkonsentrerer slammene fra 1-2% til 5-10%. I andre land benyttes flotasjonsfortykkere en del for oppkonsentrering av biologiske slamtyper. Disse er ikke i bruk i Norge og blir derfor ikke nærmere omtalt her.

4.1 Gravitasjonsfortykker

I en gravitasjonsfortykker økes tørrstoffkonsentrasjonen i slammene ved at slampartiklene synker mot bunnen, og slamvannet trekkes av (dekanteres) fra overflaten av fortykkere. Tørrstoffinnholdet i slammene øker vanligvis til ca. det dobbelte av innholdet i innkommende slam. Dette er vist i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Normale tørrstoffprosent i forskjellige slamtyper før og etter fortykking (SFT, 1983).

Slamtype	Tørrstoffinnhold fra sedimenteringsbasseng (%)	Tørrstoffinnhold etter fortykker (%)
Mekanisk	2-4	> 5
Biologisk (aktivslam)	< 1	1,5-2
Biologisk (biorotor, biofilter)	1-2	ca. 4
Kjemisk (aluminiumfelt og jernfelt slam) ^{*)}	0,5-1	ca. 2
Kjemisk (Kalkfelt slam)	3-5	ca. 8

^{*)} Jernfelt slam gir vanligvis noe høyere TS-innhold enn aluminiumfelt slam etter fortykking.

Ved blanding av forskjellige slamtyper vil normalt fortykkingsegenskapene bli noe bedre. Dette gjelder spesielt for aktivslam og kjemisk slam. Gravitasjonsfortykkere for mekanisk-kjemiske rensanlegg vil f.eks. normalt oppkonsentrere slammene til 4-5% tørrstoffinnhold. Ved bruk av polymer og spesielt dype fortykkere (> 5 m) kan det oppnås høyere TS-innhold enn angitt i tabell 4.1.

Det er i prinsippet to forskjellige typer gravitasjonsfortykkere i kontinuerlige og diskontinuerlige. De kontinuerlige fortykkerne fungerer på samme måte som sedimenteringsbasseng, ved at slam som tilføres fortykkeren vil fortrenge slamvann til overløpsrenner. Diskontinuerlige fortykkere brukes normalt bare på små rensanlegg. Slike fortykkere dekanteres manuelt ved dekanteringstrakt, og deretter vil nivået i fortykkeren stige etter hvert som det tilføres mer slam til bassenget.

Gravitasjonsfortykkere dimensjoneres etter tørrstoffoverflatebelastning. Ved gravitasjonsfortykkere bør man ikke bruke høyere belastninger enn angitt i tabell 4.2.

Tabell 4.2 Dimensjonerende tørrstoffbelastning for kontinuerlige gravitasjonsfortykkere (SFT, 1983).

Slamtype	Dim. tørrstoffbelastning kg TS/m ² ·d
Mekanisk	100
Biologisk (aktivslam)	25
Biologisk (biorotor, biofilter)	50
Kjemisk	25
Mekanisk-biologisk	50
Mekanisk-kjemisk (primær- og sekundærfelling)	50
Mekanisk-biologisk-kjemisk	50

Ved bruk av kalk som fellingskjemikalie vil vesentlig høyere belastninger enn de angitte kunne brukes. Man bør imidlertid være forsiktig med å dimensjonere for høyere belastning fordi det senere kan bli aktuelt å skifte fellingskjemikalie.

Ved kontinuerlige fortykkere bør den hydrauliske belastningen ikke overstige $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Ved diskontinuerlige fortykkere vil det i praksis ikke bli aktuelt med fortykkingstider under ca. et døgn. Dette vil være tilstrekkelig fortykkingstid for alle aktuelle slamtyper.

Fortykkere har også ofte en funksjon som bufferlager for slam. I slike tilfeller blir det den ønskede lagringskapasiteten som blir bestemmende for dimensjoneringen av fortykkeren. Dersom oppholdstiden blir for lang (> 3 døgn), kan slam med høyt innhold av organisk stoff gå i forråtnelse og gi problemer med både lukt og dårlig oppkonsentrering av slammet. Dette er vanligvis ikke noe problem med kalkfelt slam.

4.2 Maskinelle fortykkere

Det finnes etter hvert en rekke maskinelle fortykkere som kan gi TS-innhold på 5-10%. Det er utviklet både siler, silbåndpresser og sentrifuger for fortykking av slam. Det er foreløpig lite erfaringer med slike maskinelle fortykkere i Norge, men noen av de erfaringene som er gjort, er negative. Det kan f.eks være vanskelig å oppnå akkurat den tørrstoffprosenten man er ute etter i fortykket slam, slik at det enten blir for tørt (problemer for etterfølgende prosesser) eller for bløtt, d.v.s liten fortykningseffekt. Dårlig rejektivannskvalitet kan også bli et problem.

Rent investeringsmessig kan det selvfølgelig være en del å spare på å dimensjonere etterfølgende behandlingsprosesser for et tørrstoffinnhold i slammet på f.eks 7-8% istedenfor 4-5%, men med ustabile driftsresultater og økt resirkulering av forurensninger via rejektivann, kan totaløkonomien lett bli dårligere enn ved bruk av tradisjonelle gravitasjonsfortykkere.

5. STABILISERING AV SLAM

Det skilles mellom metoder som gir en **permanent** stabilisering av slam, og de som bare gir en **midlertidig** stabilisering. Med **permanent** stabilisering forstås her en kontrollert biologisk omsetning av det lett nedbrytbare organiske materialet i slammet, slik at slammet etterpå ikke forårsaker luktproblemer. **Midlertidig** stabilisering innebærer at man for en viss tid hindrer nedbrytningsprosessene i å komme i gang i slammet, men etter hvert vil nedbrytningen av organisk materiale starte, og det kan oppstå betydelige luktproblemer.

Følgende behandlingsmetoder gir en **permanent** stabilisering av slammet:

- aerob stabilisering
- anaerob stabilisering
- aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)
- kompostering.

Våtkompostering og kompostering gir også en hygienisering av slammet, slik at disse metodene vil bli omtalt under kapittel 6.

De mest aktuelle metodene som gir en **midlertidig** stabilisering av slam, er:

- tilsetning av lesket kalk (Ca(OH)_2) før slamavvanningen
- bruk av kalk som fellingsmiddel ved avløpsrensingen
- tilsetning av ulesket kalk (CaO) til avvannet slam (Orsametoden).

Tilsetning av ulesket kalk (CaO) til avvannet slam kan i tillegg gi en fullverdig hygienisering pga. sterk temperaturøkning, og metoden blir derfor omtalt i kapittel 6 som kalkbehandling (Orsametoden).

5.1 Aerob stabilisering

5.1.1 Prosessbeskrivelse

Aerob slamstabilisering er en biologisk prosess hvor oksygen blir tilført f.eks. ved hjelp av luftinnblåsing. Ved oksidasjon av substrat (i dette tilfelle organisk materiale i slammet) vil mikroorganismer overføre dette til karbondioksid og vann, samt ny biomasse. Ved så lange oppholdstider som det er snakk om ved aerob stabilisering (minimum 20 døgn), vil mengden av næringsstoffer bli begrensende for mikroorganismenes vekst, og mikroorganismene vil benytte eget cellemateriale og cellemateriale fra døde organismer som næring. Ved tilstrekkelig lang lufting vil det bare være svært tungt nedbrytbart organisk stoff og uorganisk stoff tilbake.

Ved aerob biologisk omsetning av organisk materiale utvikles det varme, men ved vanlig aerob stabilisering har man som oftest åpne, uisolerte tanker og stor luftgjennomstrømning, slik at man ikke klarer å ta vare på varmen som utvikles.

Med aerob stabilisering forstås vanligvis langtidslufting av slammet uten varmetnyttelse, og metoden brukes normalt bare ved små renseanlegg (< ca. 1.000 pe). Ved større anlegg kan metoden ikke konkurrere prismessig da den både er plasskrevende og har høye driftskostnader. Ved dagens krav til arbeidsmiljø på renseanlegg vil også stabiliseringstankene måtte overdekkes, hvilket ytterligere fordyrer prosessen.

5.1.2 Dimensjonering

5.1.2.1 Bassengvolum

SFT's retningslinjer (SFT, 1983) anbefaler at det bygges minst 2 bassenger som drives i serie. Dimensjonering av slamstabiliseringsvolum skal gjøres med hensyn på midlere slamoppholdstid, t_{SST} , definert som:

$$t_{SST} = \frac{\text{Midlere slammengde i stabiliseringsbassenget}}{\text{Slamtilførsel pr. døgn}} = \frac{X_{SST} \cdot V_{SST}}{S_p \cdot PE}$$

X_{SST} = Midlere slamkonsentrasjon i stabiliseringsbassenget

V_{SST} = Volumet av slamstabiliseringsbassenget

S_p = Spesifikk slamproduksjon

PE = Antall personenheter tilknyttet

Ved tilførsel av fremmedslam, f.eks. septikslam, benyttes midlere tilførsel pr. døgn i den 20-døgnperioden over året hvor det tilføres mest slam.

Midlere slamkonsentrasjon i slamstabiliseringstanken skal ikke velges høyere enn 15 kg SS/m³ uansett slamtype. Dersom det tilførte slam og/eller kjemisk slam fortykkes før slamstabilisering, skal midlere slamkonsentrasjon ikke velges høyere enn 20 kg SS/m³.

Det forutsettes at dekantering i slamstabiliseringstanken foretas. Uansett slamtype, bør midlere slamoppholdstid være:

$$t_{SST} \geq 20 \text{ døgn.}$$

Generelt kan man si at det ikke er noen stor forskjell i utformingen av et luftebasseng i et biologisk renseanlegg og et basseng for aerob stabilisering. Figur 5.1.1 viser en typisk bassengutforming. Her plasseres lufterne langs den ene vegg i bassenget. Ved aerob stabilisering av biologisk og kjemisk slam bør bassengets bredde være tilnærmet lik bassengets dybde (Eikum & Paulsrud, 1976), mens bredden bør være mindre ved stabilisering av mekanisk slam og septikslam.



Figur 5.1.1 Bassengutforming ved aerob stabilisering av biologisk og kjemisk slam (venstre bilde) og mekanisk slam og septikslam (høyre bilde) (Eikum & Paulsrud, 1976).

Stabiliseringsstankene må også utstyres med dekanteringsanordning, slik at man kan øke tørrstoffinnholdet i slammet ved å la det sedimentere og trekke av slamvannet på overflaten. Ved normal drift av to stabiliseringsbassenger i serie, kan en driftssyklus være som følger (Eikum & Paulsrud, 1976):

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

Stabiliseringsbasseng II tømmes vanligvis for stabilisert slam når slammet er blitt så tjukt at luftsystemet ikke klarer å opprettholde oksygenkonsentrasjonen, eller at det ikke er mulig å dekantere mer slamvann.

5.1.2.2 Luftmengder

Ved aerob stabilisering vil oksygenbehovet avhenge av temperaturen og slammets oppholdstid. Erfaringer viser at teoretiske beregninger av luftbehovet ofte gir luftmengder som er for lave til å holde slammet i suspensjon.

Resultatet er at tyngre partikler i slammet sedimenterer og dermed reduseres det effektive stabiliseringsvolumet. Dette er særlig tilfelle med mekanisk slam og septikslam.

Det foreslås i retningslinjene (SFT, 1983) at det anvendes følgende spesifikke luftmengder for aerob stabilisering:

Tabell 5.1.1 Spesifikke luftmengder for aerob stabilisering (SFT, 1983).

Slamtype	Luftmengde (m ³ /h pr. m ³ bassengvolum)
Mekanisk slam	3,5-4,5
Mekanisk-kjemisk (aluminium/jern) slam	3,5-4,5
Biologisk slam (aktivslam)	2,5-3,5
Biologisk slam (biorotor/biofilter)	3,5-4,5
Septikslam	5,0-6,0

5.1.3 Driftsresultater

Aerob stabilisering hadde sin storhetstid på 60- og 70-tallet i Sverige, men har i den senere tid, i følge Holmström (1984), blitt mindre utbredt fordi:

- Energikostnadene har steget kraftig.
- Stabiliseringsresultatene er sterkt avhengig av slamtemperaturen.
- Ofte får man et slam som er vanskelig å avvanne.
- Reduksjonen av organisk stoff blir ofte mindre enn beregnet selv ved korrekt dimensjonering- hvilket gir høyere kostnader enn forventet i de etterfølgende slambehandlingstrin-
ene.

Aerob stabilisering har vært i bruk på en rekke mindre renseanlegg i Norge helt siden de første små biologiske renseanleggene ble bygget på slutten av 60-tallet. For å oppnå god nedbrytning av organisk stoff, må oksygenoverskuddet i slambassengene være minst 2-3 mg/l (Holmström, 1984). Mange av våre kjemiske renseanlegg er bygget med såkalte luftede slamlagre, d.v.s med en slamoppholdstid på ca. 1 uke eller mindre. I slike bassenger er det ofte ikke målbart oksygenoverskudd, og slammet får dårlige avvanningsegenskaper.

To typer luftere har vært i bruk på anlegg med aerob stabilisering: Overflateluftere og diffusorluftere. Overflateluftene har ofte vist seg å ikke gi tilstrekkelig luftinnblåsing i bunn av bassengene, og har også virvlet opp svært mye aerosoler, slik at disse etter hvert har blitt byttet ut. Diffusorluftene har lett for å tette seg, og man må derfor sørge for at det er enkelt å ta dem opp og rengjøre dem (uten å måtte tømme bassengene). Man kan benytte både grovluftere og finluftere. I de siste årene har membran-tallerkenluftere blitt svært populære.

Driftsproblemer med aerob stabilisering av slam har i første rekke bestått i at lufterne tetter seg, og at tråder i slammet spinnest sammen til filler som henger seg på lufterør eller annet som henger ned i bassenget. Ved lufting av slam bør man derfor forsøke å unngå ledninger eller rør som henger ned i bassengene.

Ved lufting og omrøring i slambassengene, vil partikler og aerosoler bli virvlet opp og ut i rommet over bassengene. Det vil bli spredt både smittestoffer og uheldige gasser i rommet over bassengene (f.eks. hydrogensulfid) ved for liten oksygeneringskapasitet eller i forbindelse med dekantering av slamvann. Luftede slambassenger må derfor tildekkes og ventileres.

5.1.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Ved aerob stabilisering oppnås en nedbrytning av det organiske stoffet i slammet (30-40% er vanlig), slik at totalmengde slamtørrestoff reduseres. Hvor stor reduksjon man får, avhenger av oppholdstid og temperatur i bassengene. Avvanningsegenskapene for aerobt stabilisert slam vil vanligvis være dårligere, og polymerbehovet er som regel høyere enn ved bruk av andre slambehandlingsmetoder forut for avvanningen. Det har i praksis vist seg vanskelig å få særlig høyt tørrstoffinnhold i aerobt stabilisert slam etter avvanning, slik at slamvolumene stort sett blir de samme som for ustabilisert slam. Problemer med avvanningen av aerobt stabilisert slam har ført til at flere svenske anlegg har kuttet ut denne prosessen (Holmström, 1984).

Aerob stabilisering gir en viss reduksjon av sykdomsfremkallende bakterier og virus (Holmström, 1984). Parasittegg påvirkes derimot bare i liten grad. Aerobt stabilisert slam inneholder fremdeles sykdomsfremkallende bakterier og er ikke hygienisert.

Ved aerob stabilisering av slammet foregår en nitrifikasjon av ammonium til nitritt og nitrat, og ved lagring under anoksiske forhold (f.eks. i forbindelse med dekantering av slamvann) kan det skje en denitrifikasjon som fører til at slammet taper en del av nitrogenet til atmosfæren.

5.1.5 Arbeidsmiljø

Arbeidsmiljøet på eldre renseanlegg med aerob stabilisering er jevnt over meget dårlig. På enkelte renseanlegg er det funnet høye konsentrasjoner av hydrogensulfid etter dekantering av stabiliseringstankene, og det er ofte luktproblemer ved slike anlegg. Drift av anleggene er tidkrevende dersom ikke prosessen er delvis automatisert, og arbeid med rengjøring av tette luftere er svært ubehagelig. Ved bygging av aerob stabilisering med overdekking og skikkelig ventilasjon, nyere luftere og delvis automatisert styring, vil metoden imidlertid kunne sammenlignes med andre slambehandlingsmetoder rent arbeidsmiljømessig.

5.2 Anaerob stabilisering

5.2.1 Prosessbeskrivelse

Anaerob stabilisering innebærer en mikrobiell omsætning av organisk stoff i slammet uten tilgang på fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket tank hvor det organiske materialet først

brytes ned til enklere organiske forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelsene omvandles så videre til sluttproduktene metan, karbondioksid og vann. Nedbrytningen av organisk stoff fører til at mulighetene for mikrobiologisk aktivitet med luktutvikling reduseres betydelig i behandlet slam (stabilisering). Slammet er tilfredsstillende stabilisert når ca. 40% av organisk materiale er nedbrutt (EPA, 1979)

Prosessen drives vanligvis i temperaturområdet 35-40°C (mesofil) ved at slammet tilføres varme. Prosessen kan også drives i temperaturområdet 45-65°C (termofil), og kan da også gi en hygienisering av slammet dersom temperaturen holdes over 55°C i minimum 10 timer (SFT, 1993). Det er imidlertid bygget få termofile anlegg i verden, og vi regner ikke metoden for særlig aktuell i Norge. Termofil anaerob stabilisering er mer ømfintlig for temperatur- endringer, er mer energikrevende og gir et dårligere rejektivann ved mekanisk avvanning av utrånnet slam. Vi skal derfor her konsentrere oss om mesofil stabilisering.

5.2.2 Dimensjonering

Råtnetanker

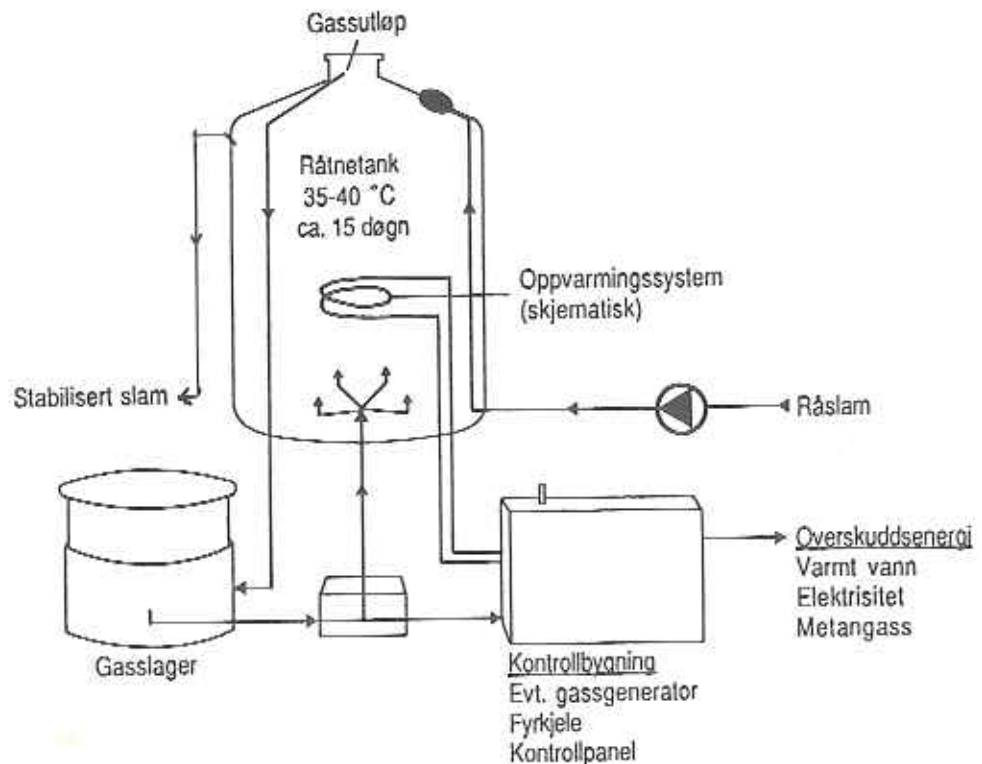
I "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. Revidert utgave" (SFT, 1983) er det gitt krav til hydraulisk oppholdstid og organisk belastning for anaerob stabilisering (se tabell 5.2.1). Normal oppholdstid ved moderne råtnetankanlegg er ca. 15 døgn, avhengig av intensiteten i behandlingen, forbehandling samt ønsket nedbrytningsgrad av organisk stoff.

Tabell 5.2.1 Dimensjonering av råtnetanker (SFT, 1983)

Parameter	Lavt belastet anlegg	Høyt belastet anlegg
Volumbelastning (kg FSS/m ³)	0,5-1,0	2,4-4,0
Oppholdstid (døgn)	20	10

Et råtnetankanlegg dimensjoneres vanligvis ut fra maksimal slammengde i 7-8 sammenhengende døgn (EPA, 1979). I tillegg må man vektlegge lokale forhold og størrelse på buffervolum.

Råtnetankene er vanligvis bygget som sylindriske beholdere i stål eller betong og med utvendig isolasjon. Tankene kan utformes med kon bunn for å få en bedre oppsamling av bunnslam, og kon topp for å konsentrere flyteslammet. Konsentrering av flyteslammet gir god mulighet for fjerning av dette, men også større mulighet for skumproblemer. Det er viktig å legge vekt på uttaksmuligheter for bunnslam og skum på overflaten ved utformingen av tankene. Prinsippskisse av et råtnetankanlegg er vist i figur 5.2.1.



Figur 5.2.1 Prinsippskisse av et råtnetankanlegg.

Inn- og utpumping av slam

Slamtilførselen til tankene kan enten skje kontinuerlig eller ved porsjonsvis innpumping, f.eks. hver time. Belastningen bør fordeles så jevnt som mulig over døgnet. For litt større anlegg bør det bygges minimum to råtnetanker slik at prosessen kan drives selv om en tank er ute av drift.

For å unngå kortslutning mellom innpumping og utpumping av slam, bør innpumpingen skje til overflaten, og utpumpingen fra bunn av tankene eller omvendt. Ved intermittert inn- og utpumping, bør utpumpingen skje like før innpumpingen, eller man pumper inn i en tank, og ut fra den andre ved parallellkjøring. En ytterligere mulighet for å unngå kortslutning, er å stoppe omrøringen under inn- og utpumping dersom denne skjer intermittert.

Ved utpumping fra bunn av tanken til atmosfæretrykk vil gass frigjøres. Pumpen bør derfor plasseres nær tanken, og i høyde med uttakspunktet. Det må være en avgassingsenhet før avanning av slammet. Det har vist seg fordelaktig å bruke stempelpumper dersom slammet fra bunnsjiktet blir seigt og problematisk (EPA, 1979).

Oppvarming av slam

Den biologiske prosessen fungerer best dersom innpumpet slam er varmet opp til riktig temperatur (35-40°C) før det tilsettes tankene. Det bør derfor vurderes å varmeveksle innpumpet slam med utpumpet slam for å spare energi. Det er nå kommet flere typer slam-slam-varmevekslere som kan brukes til dette formålet.

Det må også være et oppvarmingssystem for råtnetankene. Energien kan enten tilføres ved oppvarming av slammene før de tilsettes tanken, ved oppvarming direkte på tanken eller i en utvendig sirkulasjonskrets. Normalt brukes det vann-slam-varmevekslere til dette formålet, men det kan også brukes direkte innblåsing av damp i slammene enten før innpumping, eller i tanken. Kondensert damp vil da øke væskemengden i størrelsesorden 3-5% (EPA, 1979).

Omrøring i tankene

Omrøringens funksjon er å sørge for homogene forhold i tanken, dvs. hindre bunnfelling og sørge for tilstrekkelig innblanding av flyteslam. Bunnfelt slam vil være svært seigt og vanskelig å få tatt ut. For å unngå det, bør hastigheten nær bunnen av tanken være 0,4-0,6 m/s (Eikum og Paulsrud, 1976). Bunnfelling er vanskelig å oppdage, mens skum på overflaten kan observeres fra inspeksjonsvindu på toppen av tanken.

Vanlig brukte omrøringssystemer er sirkulasjonspumping, gassomrøring eller propellomrøring.

Erfaringer fra Nordre Follo rensanlegg og Bekkelaget rensanlegg tyder på at sirkulasjonspumping alene ikke er nok til å unngå bunnfelling. Man må regne med et sirkulasjonsbehov på ti ganger tankvolumet pr. døgn, og dette blir forholdvis energikrevende. Bunnen på tanken bør være en slamlomme med min. 60° helning, for å hindre at slam henger på veggene.

Ved gassomrøring ledes produsert gass via dyser inn i bunnen av tanken igjen gjennom en gass-kompressor/blåsemaskin. Gassboblene vil stige til overflaten og sørge for omrøring i tanken. Omrøringen blir vanligvis så god at man ikke behøver blåse inn gass kontinuerlig. Ved gassomrøring kan bunnen av tanken være nesten flat med en svak skråning mot midten. Ved intervalldrift av gassomrøringen vil energibehovet kunne være som for sirkulasjonspumping (5-6 W/m³) (Holdhus, 1991). Gassomrøring kan føre til mer skumdannelse enn andre omrøringssystemer.

Ved propellomrøring sørger en eller flere propeller inne i tanken for omrøringen. En vanlig løsning er to saktegående propeller på en fritthengende, sentrisk, vertikal aksling med motor på toppen. Det bør monteres baffler i tankveggen, og tankbunnen bør være svakt hellende mot sentrum. Effektforbruket til propellomrørere ligger i området 2-3 W/m³ i følge opplysninger fra norske og svenske rensanlegg (Holdhus, 1991).

Det finnes eksempler på anlegg som har kombinasjoner av disse omrøringssystemene, f.eks. propellomrøring og gassomrøring, eller sirkulasjonspumping og gassomrøring.

Gasshåndtering

Gasshåndteringssystemet består som regel av et gasslager, en fyrkjele og en gassfakkell. Det er viktig å konferere med Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern vedrørende plasseringen av disse enhetene. På større anlegg kan det også lønne seg å ha gassgenerator for produksjon av elektrisk strøm. Et stort gasslager er ikke lønnsomt utfra dagens energipriser. Gasslageret bygges vanligvis med membran eller flytende tak som beveger seg i takt med trykket fra gassen. Overtrykket er vanligvis ikke mer enn 10-40 mbar.

Fyrkjelen er vanligvis en kombinasjonsbrenner for gass og olje og kan brukes som hovedvarmekilde for renseanlegget i tillegg til oppvarming av slam. Ca. 80-85% av gassens brennverdi kan omformes til nyttbar varmeenergi i en slik kjele. Dersom ikke all gassen kan nyttes i fyrkjelen, må resten brennes av i en gassfakkell.

Det produseres vanligvis i størrelsesorden 1 Nm³ gass pr. kg organisk stoff som nedbrytes. Gassen inneholder 55-70 volum-% metan og 45-30 volum-% karbondioksid i tillegg til små innslag av flere andre gasser, bl.a. hydrogensulfid (H₂S). Gassen har et energipotensiale i størrelsesorden 6 kWh/Nm³. Prosessen vil kunne gå med energioverskudd store deler av året selv i norsk klima.

I en gassgenerator kan man vanligvis hente ut ca. 30% av gassens brennverdi som elektrisk strøm, og vel 50% som varmeenergi (oppvarmet vann).

5.2.3 Driftsresultater

For å oppnå best mulig drift i prosessen, er det viktig å holde temperatur og pH så jevn som mulig og å sørge for en jevn innmating av slam over døgnet. Temperaturen i tanken bør ikke variere mer enn ±1°C, og prosessen vil fungere best dersom innpumpet slam holder omtrent samme temperatur som slammet i tanken. pH i tanken bør ligge over 7,0. Totalalkaliteten bør være over 30 mekv/l, og bikarbonatalkaliteten over 15 mekv/l. Innholdet av flyktige, organiske syrer bør ikke overstige 300 mg IIAC/l (<200 mg HAc/l regnes som bra). (Holmström, 1986).

Dersom det skjer noe galt i prosessen, vil pH vanligvis synke til under 7 fordi de metan-dannende bakteriene ikke klarer å omsette de organiske syrene som dannes, fort nok. Gassproduksjonen vil da reduseres, og det er fare for at prosessen "går sur". De vanligste årsakene til dette kan være temperatursjokk, ujevn innmating, dårlig omrøring i tanken eller annen sjokkbehandling av bakteriekulturen. Ved surgjæring er det viktig å redusere slamtilførselen og heve alkaliteten i tanken ved å tilsette f.eks. natriumbikarbonat til pH kommer over 7 igjen. Økt omrøring kan også hjelpe til å få prosessen raskt i gang igjen. Dersom hele bakteriekulturen i tanken dør, kan det ta flere måneder å få prosessen til å fungere optimalt igjen. Det kan da bli aktuelt å starte prosessen igjen ved hjelp av podeslam fra en annen råtnetank (se avsnittet "Igangkjøring").

Flyteslam og fett har en positiv virkning på utråtningsprosessen, og vil bidra til økt gassproduksjon og høyt metaninnhold i gassen (Holmström, 1981). Annet materiale i flyteslammet (f.eks. plast, Q-tips) kan skape driftsproblemer i deler av prosessen.

Erfaring viser at lange fibre har en tendens til å samles og danne "knoter" rundt bevegelige deler i et slambehandlingsanlegg. Slammet bør derfor håndteres skånsomt uten for store mekaniske påvirkninger. En ytterligere sikring vil være å skille ut, kutte eller knuse uønsket materiale. I forbindelse med et slambehandlingsanlegg kan det være en fordel å ha en slamsil, slamkutter (maserator) eller slamkvern etter fortykker. En slamsil vil også fjerne en del av tørrstoffet, og lysåpningen bør derfor ikke velges for liten.

Skum, bunnfall

Dersom ikke omrøringen er bra nok, vil det kunne dannes både skum og bunnfall i tanken. Skummet kan i ekstreme tilfeller trenge ut i gassledninger og være årsak til betydelige driftsproblemer. Årsaken kan ligge i ujevn innpumping av slam eller andre driftsforstyrrelser, men det hender også at man ikke kan finne årsaken til problemet (Holmström, 1981). Skumdannelsen kan observeres gjennom et inspeksjonsvindu i toppen av tanken.

Bunnfall i tanken kan bare kontrolleres ved å lodde fra toppen av tanken. Dersom ikke omrøringen er god nok, kan det avlagre seg seigt bunnfall som er svært vanskelig å få ut av tanken igjen og som til slutt kan tette igjen viktige deler av omrøringssystemet.

Igangkjøring

Råtnetankene prøvekjøres som regel først med vann. Når anlegget skal startes, kan vannet oppvarmes til riktig temperatur før det tilsettes podeslam fra råtnetankene på et annet rensanlegg. Vanlig innblanding er 10-30% podeslam, avhengig av kostnadene for å skaffe podeslam. Dersom det er lang vei til et annet anlegg med anaerob stabilisering, kan man redusere vannmengden i tanken og pøde med ett eller noen få billasse podeslam. Det bør da tilsettes i størrelsesorden 800 g natriumbikarbonat pr. m³ væske i tanken for å ha tilstrekkelig bufferkapasitet til å få prosessen i gang.

I de første ukene pumpes bare ca. 10% av dimensjonerende slammengde inn på tanken. Råslammengdene økes i løpet av fire til seks uker til normal slamproduksjon. I den første fasen holdes pH over 7 ved å tilsette f.eks. natriumbikarbonat daglig til tanken. Innpumping av mer podeslam i denne perioden kan også være positivt for forløpet. Vanligvis vil utråtningen være i full gang etter ca. 3 uker (Holmström, 1981).

Man kan også få i gang prosessen uten å bruke podeslam, men det vil da ta lenger tid, og full utråtning vil vanligvis ikke være etablert før etter tre-fire måneder.

For å unngå en eksplosiv blanding av luft og biogass i en fase under igangkjøringen, bør råtnetanken og resten av gassystemet inertiseres med nitrogengass eller annen inertgass.

Ved igangkjøring av den andre råtnetanken når en tank er i drift, kan det tas podeslam fra den tanken som er i drift. På Bekkelaget renseanlegg har man også brukt rejektivann fra avvanning av stabilisert slam til å fylle opp den andre tanken etter rengjøring.

5.2.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Ved anaerob stabilisering av slam er det vanlig å oppnå 35-50% nedbrytning av det organiske stoffet i slammet. Dette gir i størrelsesorden 25-30% reduksjon av totalt slamtørrestoff, slik at slammengdene blir tilsvarende mindre. Avvanningsegenskapene for godt utrånnet slam er bedre enn for råslam, men ved bare delvis utrånning blir avvanningsegenskapene normalt dårligere enn for råslam (Holmström, 1984).

Plantenæringsstoffene i slammet tapes ikke ved anaerob stabilisering, men det finner sted en viss omforming av nitrogenforbindelser i slammet. Nitrogen i råslam er i stor grad organisk bundet. Ved anaerob stabilisering omdannes dette til fri ammonium, som er lettere tilgjengelig for plantevekst. Ammonium vil også lettere kunne forsvinne til luft eller vann, og en god del ammonium vil bli ført tilbake til renseanlegget med rejektivannet fra etterfølgende avvanning.

Slammets jordforbedrende evne er for en stor del relatert til innholdet av organisk materiale. Dette blir redusert ved stabiliseringen, men det er så vidt vites ikke gjort undersøkelser som viser at stabilisert slam har mindre jordforbedrende evne enn lagret råslam.

Tungmetallinnholdet angitt pr. tonn tørrestoff vil bli høyere etter stabiliseringen, fordi en del av tørrestoffet forsvinner uten at tungmetallene reduseres. Dette kan ha en viss betydning for anlegg som har høyt innhold av tungmetall i slammet.

Utrånnet slam er ikke helt luktfritt. Godt utrånnet slam lukter kun på nært hold, og det er liten fare for lukt over lange avstander, slik man kan risikere ved spredning av råslam eller midlertidig stabilisert slam.

5.2.5 Arbeidsmiljø

Anaerob stabilisering er en lukket prosess som normalt ikke fører til luktulempen utenfor råtnetankene. Driften av prosessen består i å pumpe slam inn og ut av tankene, og registrere og måle sentrale driftsparametre. Det er vanligvis lite driftsproblemer med utstyr i råtnetankene, slik at behovet for reparasjonsarbeider og vedlikehold er relativt beskjedent. Det vil kunne bli drevet av noe metangass over slamlagertanken etter råtnetankene dersom det ikke er en avgasserenhet før denne. Bortsett fra dette vil slammet ikke medføre luktulempen dersom anlegget dimensjoneres og drives i henhold til det som er beskrevet foran.

5.3 Tilsetning av lesket kalk før slamavvanning

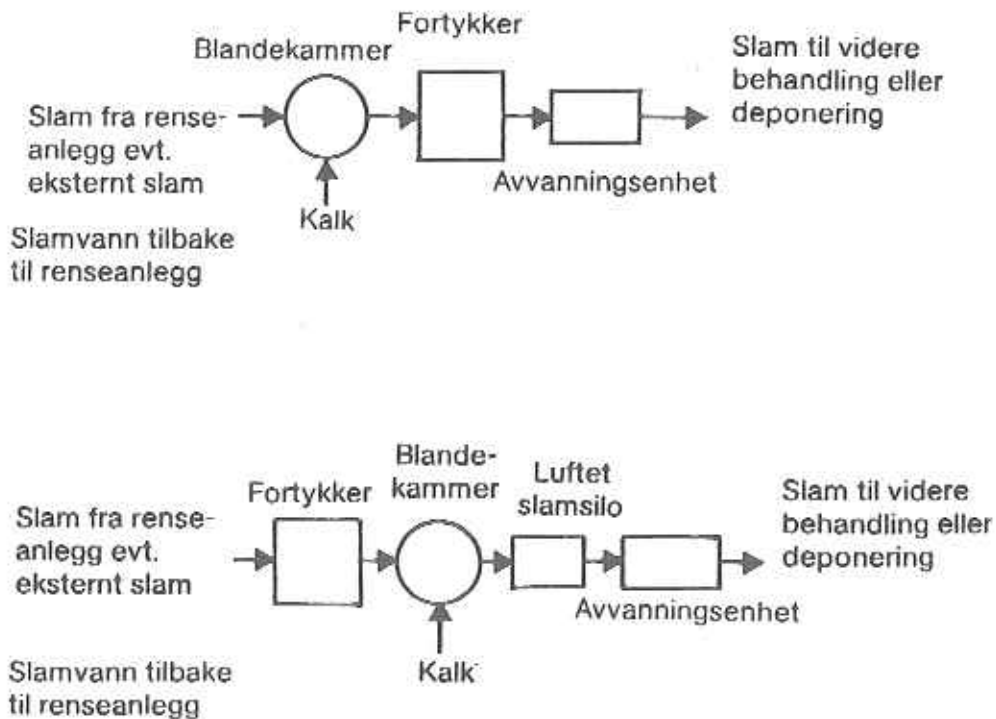
Kalktilsetning til slammet vil gi en pH-heving som inaktiverer mikroorganismene i slammet så lenge pH holdes over ca. 11. Patogene bakterier og virus vil bli uskadeliggjort, og metoden innebærer en betydelig hygienisering av slammet, men parasittegg kan overleve.

Det er bare dersom kalktilsetningen også fører til betydelig temperaturheving at man kan oppnå et slam som både er midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert (se kap. 6.4).

Like etter kalktilsetningen vil slammets avgi en markant ammoniakklukt. Ved etterfølgende lagring vil pH-verdien i slammets gradvis synke som følge av CO_2 -opptak fra luften. Organisk materiale vil da begynne å gå i forråtnelse, og slammets kan forårsake betydelige luktproblemer under lagring og håndtering. Det er i hovedsak mengde kalk tilsatt slammets som bestemmer hvor lang tid det vil gå før luktproblemer oppstår.

5.3.1 Prosessbeskrivelse

Tilsetning av lesket kalk før slamavvanning kan foregå både ved dosering av hydratkalk til fortykkere/slamlagre (kalkstabilisering) og ved dosering umiddelbart foran en kammerfilterpresse for slamavvanning (kalkkondisjonering). Derved får man en pH-økning, og størrelsen og varigheten av denne vil avhenge av kalkdoseringen. Det eneste som trengs av separate basseng for kalkstabilisering, er et blandekammer hvor kalk og slam blir blandet. Figur 5.3.1 viser to eksempler på slambehandlingsopplegg for kalkstabilisering.



Figur 5.3.1 To alternative opplegg for kalkstabilisering.

Ferdig lesket kalk (hydratkalk) leveres i sekker (25 kg) eller i bulk. Ved bulkleveranser må man ha lagringssilo ved renseanlegget. Innblandingen av kalk i slam bør skje ved hjelp av luftinnblåsing i bunnen av blandekammeret. Dette er en mer effektiv innblandingsmetode enn mekaniske omrørere (Eikum & Paulsrud, 1976).

5.3.2 Dimensjonering

Kalkmengden 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 (SFT, 1983). I tabell 5.3.1 er det angitt de kalkdoseringer som er nødvendig for å opprettholde $\text{pH} > 11$ i slammet i 14 dager når det lagres i en åpen beholder ved 20°C . Den faktiske kalkmengden kan først bestemmes når anlegget har kommet i drift. De angitte mengdene i tabellen er derfor kun orienterende.

Tabell 5.3.1 Nødvendig kalkdosering for å holde $\text{pH} > 11$ i 14 dager (SFT, 1983).

Slamtype	Kalkdosering (g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /kg tørrstoff)
Mekanisk slam	100-200
Septikslam	100-300
Biologisk slam	300-500
Mekanisk-kjemisk slam (aluminium og jern)	250-400
Mekanisk-kjemisk (kalk) slam ¹	Vanligvis ingen
Biologisk-kjemisk slam	300-500

¹ Ved bruk av kalk som fellingsmiddel kan man 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 kalktilsetning for å få redusert luktproblemet ved lagring.

Til slamkondisjonering før avvanning i filterpresse kreves normalt 200 til 400 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pr. tonn tørrstoff i slammet (det høyeste forbruket for biologisk slam).

5.3.3 Driftsresultater

Det var tidligere vanlig å tilsette lesket kalk til slamfortykkeren på middels store norske rensanlegg for å hindre lukt i anlegget. Vanligvis tilsatte man ikke så store mengder at slammet ble stabilisert (Eikum, 1980). Kalken ble oppbevart i en kalksilo med vibrator, og tilsatt ved hjelp av en utmatingskrue. Kalken ble vanligvis tilsatt som kalkslurry (5-10%

$\text{Ca}(\text{OH})_2 = 50\text{-}100 \text{ g Ca}(\text{OH})_2/\text{l vann}$), men det er også mulig å tørrdosere den. Ved tørrdosering er nødvendig dosering vanligvis noe større enn ved våtdosering.

Ved de aller fleste kjemiske renseanleggene har man nå sluttet med kalktilsetning til slammet. De viktigste årsakene til dette er:

- Kalktilsetningen medførte økt alkalitet i slamvannet som ble resirkulert til innløpet av renseanlegget, og dette førte til økt forbruk av fellingskjemikalier på kjemiske renseanlegg med tilsetning av jern- eller aluminiumsalter.
- Det var mye driftsproblemer med kalkdoseringsutstyret og høye driftskostnader.
- Slam med høy pII var vanskeligere å avvanne.

Tilsetning av lesket kalk til uavvannet slam foretas likevel fremdeles på noen renseanlegg, bl.a. AHSA renseanlegg i Askim.

Tilsetning av lesket kalk før slamavvanning (kalkkondisjonering) brukes på VEAS-anlegget. Ulesket kalk leskes i store tanker og blandes deretter med fortykket slam i en blandetank, og avvannes deretter i kammerfilterpresser. Kalktilsetningen fungerer både som kondisjonering for å oppnå gode avvanningsresultater i kammerfilterpressene og som midlertidig stabilisering av slammet.

5.3.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Eikum & Paulsrud (1976) refererer flere undersøkelser som viser at patogene bakterier kan utrykkes ved å opprettholde $\text{pH} > 12,0$ i slammet i minimum en time. Man antar også at tarmvirus blir ødelagt ved denne behandlingen. For høyere organismer i slam (parasittegg) er situasjonen noe annerledes, idet man ikke kan regne med at innholdet av disse vil bli vesentlig redusert ved kalktilsetningen. Utfra dette kan det sies at kalkstabilisering reduserer den hygieniske risiko ved slammet, men prosessen gir ikke et slam som tilfredsstiller kravene til parasittegg i slamforskriften.

Ved kalkstabilisering og kalkkondisjonering vil slammengdene øke omtrent like mye som det tilsettes kalktørrstoff. Det vil si at man ved tilsetning av f.eks. 250 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ slamtørrstoff, vil få ca. 25% økning av tørrstoffmengden i forhold til tørrstoffmengden i råslammet.

5.3.5 Arbeidsmiljø

På mindre renseanlegg der kalk tørrdoseres fra sekker, er arbeidsmiljøforholdene svært dårlige. Hydratkalk støver, og sekkene er tunge. Ved våtdosering fra silo er forholdene langt bedre, men det har vært mye arbeid med rengjøring av blandetanken for kalk og vann, og det er luktproblemer som følge av ammoniakkavdriving fra slammet. Imidlertid vil utviklingen av hydrogensulfid (H_2S) reduseres slik at slammet ikke vil lukte "råttent" dersom kalktilsetningen er stor nok.

5.4 Bruk av kalk som fellingsmiddel (kalket slam)

5.4.1 Prosessbeskrivelse

Kalk kan brukes som fellingskjemikalie. Det brukes da vanligvis lesket kalk (hydratkalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$), men på større anlegg kan man også leske kalk (CaO) selv. Kalken tilsettes avløpsvannet som slurry med konsentrasjon 5-10%. Vanlig dosering ved kalkfelling uten sjøvannstilsetning ligger på ca. 300-500 g/m³ avløpsvann. Ved denne mengden vil slammet hygienisk og luktmessig kunne sidestilles med slam som er tilsatt lesket kalk før slamavvanning. Ved tilsetning av sjøvann eller resirkulering av rensert avløpsvann kan doseringen reduseres til ca. 200-250 g/m³. Denne doseringen vil gi pII-verdier i råslammet på ca. 11 umiddelbart etter dosering (Vrålc, 1990), og slammet vil dermed raskere gå i forråttelse under lagring enn slam fra ren kalkfelling.

5.4.2 Dimensjonering

Ved kalkfelling oppbevares hydratkalk normalt i silo. Kalken doseres med skruetransportør til et blandekar hvor den spes ut med 10-20 deler vann under omrøring. Denne kalkslurryen tilsettes avløpsvannet mengdeproporsjonalt, eventuelt sammen med sjøvann. Kalkslurryen bør tilsettes så tidlig som mulig (f.eks. før sandfang) for å få en best mulig innblanding i avløpsvannet.

Kalksilo må utformes med skråflater i bunnseksjonen med helning større eller lik 60°. Utmatingsflaten bør være så stor som mulig for å unngå brodannelse (minst 400x700 mm). Doseringsskruene i bunnen bør være doble eller firedobbelte. Siloene må utstyres med slegge, vibrator eller pulsator for å hindre brodannelse. Mellom silo og doseringsskruer skal det være avstengningsspjeld/ventil (Magnussen, 1991b).

Doseringsskrue bør ha omdreiningsteller for forbrukskontroll. Slurrybereder bør utformes sirkulær i rustfritt stål, og utstyres med:

- omrører (100-150 rpm.)
- støvfjerning med overrisling
- vanntilførsel med reguleringsventil
- nivåvakter for styring av beredningen.

Vann til beredningen bør polariseres for å redusere karbonatutfelling i doseringssystemet. Slurrypumpene bør være av fortrengertypen. Doseringsledningene bør være transparente, armerte plastslanger uten store svanker. Et sirkulasjonssystem med reguleringsventiler ved doseringspunktene bør vurderes for å opprettholde stor nok hastighet i doseringsledningen til at belegg unngås. Automatisk, tidsstyrt spyling av pumper og doseringsledninger bør benyttes, med følgende innstillingsmuligheter (Storhaug, 1984):

- spyletid 30-60 sek.
- pausetid 1-24 timer.

Ved kalkfelling kan oppholdstiden i flokkuleringskamrene settes ned i forhold til felling med aluminium eller jern (se tabell 5.4.1). Imidlertid skal man være forsiktig med å skreddersy et anlegg til kalkfelling, fordi man kan bestemme seg for å bruke et annet fellingskjemikalie senere.

Tabell 5.4.1 Dimensjoneringsdata for flokkuleringsbasseng. Oppholdstid i min.

Kjemikalium	Antall kammer med omblanding		
	2	3	4
Alu- minium/jern(III)	≥40	≥30	≥20
Jern(III)+kalk/kalk	>25	≥20	>15

Ved kalkfelling bør omrøringsintensiteten være vesentlig høyere enn ved andre fellingskjemikalier for å få en god innblanding og for å redusere problemer med sedimentering av kalken i flokkuleringsbassengene.

5.4.3 Driftsresultater

De største anleggene med kalkfelling er Muusøya og Solumstrand i Drammen, Korsvikfjorden og Bredalsholmen i Kristiansand, Linnés i Lier kommune og Nesbyen i Nes kommune. Ved alle disse anleggene, unntatt Muusøya og Nesbyen, tilsettes det også sjøvann sammen med kalken.

I 1984 gjennomførte NIVA en undersøkelse av driftserfaringer ved små kalkfellingsanlegg (Storhaug, 1984). Erfaringene kan oppsummeres slik:

- Få alvorlige driftsproblemer.
- Gjentetting av doseringsledninger og silo forekommer i en del tilfeller, samt gjentetting av utløpsledningen fra anlegget.
- Returføring av uoppløst kalk fra flokkuleringsbasseng og returføring av rensset avløpsvann har vist seg å gi betydelige reduksjoner i kalkforbruk på anlegg som har prøvd dette.
- Hyppig vannspyling av pumper og doseringsledninger motvirker i stor grad gjentetting.
- For å unngå problemer med lagring og dosering av kalk, må det anvendes utstyr spesielt utviklet for formålet.
- Silo eller slurrytank må plasseres så nær doseringspunktet som mulig.
- Spedevann til slurryberedning bør passere magnetiseringsenhet (polarisator) for å motvirke belegg.
- Automatisk spyling av pumpe og slanger bør installeres.

På Muusøya rensenanlegg er det gjort mange undersøkelser i forbindelse med bruk av kalkfelt slam. Man har bl.a. sett på effekten av resirkulering av rensset avløpsvann, slamkvalitet og

kompostering av kalkfelt slam med tilsetning av sagflis. 10% resirkulering av rensset avløpsvann ga ca. 25% besparelser i kalkforbruk.

5.4.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

pH-hevingen i vannfasen ved kalkfelling vil også føre til høy pH i slammet. Ved doseringsmengder i størrelsesorden $500 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ avløpsvann vil pH i slammet bli 11 eller litt lavere (Vråle, 1990). Ved denne doseringsmengden vil kalkinnholdet i slammet ligge på ca. 18% Ca i prosent av totalt tørrstoff. Det er ikke påvist Salmonella eller termotabile koliforme bakterier i slammet fra Muusøya renseanlegg ved pH over 10,6. Parasittegg overlever imidlertid en slik behandling, og det gjør at kalkfelt slam ikke kan regnes som hygienisert. Potetål vil også kunne overleve dersom ikke pH holdes over 11 i minst tre uker (SFT, 1982). Ved reduserte kalkmengder (ved tilsetning av sjøvann eller resirkulering av avløpsvann) vil pH i slammet ikke bli så høy, og de hygieniske forholdene vil bli dårligere.

Slammengdene etter avvanning vil avhenge av tørrstoffmengde og tørrstoffinnhold. Tørrstoffmengden vil øke ved tilsetning av kalk som fellingskjemikalie, avhengig av hvor mye kalk man tilsetter. Etter SFT's dimensjoneringskriterier (SFT, 1983) må man regne med dobbelt så stor slamproduksjon ved kalkfelling som ved felling ved aluminium eller jern ($250 \text{ g SS/pe}\cdot\text{d}$ mot $120 \text{ g SS/pe}\cdot\text{d}$). Dette gjelder for kalkdoseringer på ca. $500 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$. Ved felling med lavere kalkmengder ved sjøvannstilsetning eller resirkulering av rensset avløpsvann, vil slammengdene ligge et sted mellom vanlig kalkfelling og felling med aluminiums- eller jernsalter.

5.4.5 Arbeidsmiljø

Erfaring med kalkfelling tilsier at man må bruke utstyr som er beregnet for kalk, for å unngå at uoppløst kalk tetter til pumper, slanger og blandekar. Hydratkalk kan dessuten føre til støvplager hvis ikke tilførselssystemet er helt tett og har støvfilter. Slammet vil umiddelbart avgi en typisk "fjøsukt" (ammoniakk-gass), men hvor lenge man kan unngå større luktproblemer (slammet går i forråtnelse), vil være avhengig av hvor mye kalk som er tilsatt avløpsvannet.

6. STABILISERING OG HYGIENISERING AV SLAM

Med hygienisering av slam menes her en behandling som har som hovedmål å redusere faren for overføring av smittestoffer til planter, dyr og mennesker ved lagring og disponering av slam. Reduksjonen av sykdomsfremkallende organismer i slammet skjer ved å utsette dem for ekstreme betingelser, f.eks. ved å varme opp slammet til en viss temperatur og holde temperaturen på dette nivå over en tid. Et hygienisert slam skal oppfylle følgende krav (SFT, 1995):

- ingen salmonellabakterier skal kunne påvises
- ingen parasittegg skal kunne påvises
- innholdet av termotolerante koliforme bakterier skal være mindre enn 2.500 pr. gram TS (tilsvarer < 100 pr. gram slam med 4% TS-innhold).

I dette kapitlet beskrives syv forskjellige prosesser eller prosesskombinasjoner som både gir et stabilisert og hygienisert slam. Beskrivelsen er basert på omfattende erfaringer fra Tyskland, se kap. 1 - innledning.

6.1 Pasteurisering i kombinasjon med anaerob stabilisering

Kapittel 5.2 omhandler anaerob stabilisering av slam. I dette kapitlet skal vi beskrive pasteuriseringsprosessen og egenskaper til slam som både er pasteurisert og anaerobt stabilisert.

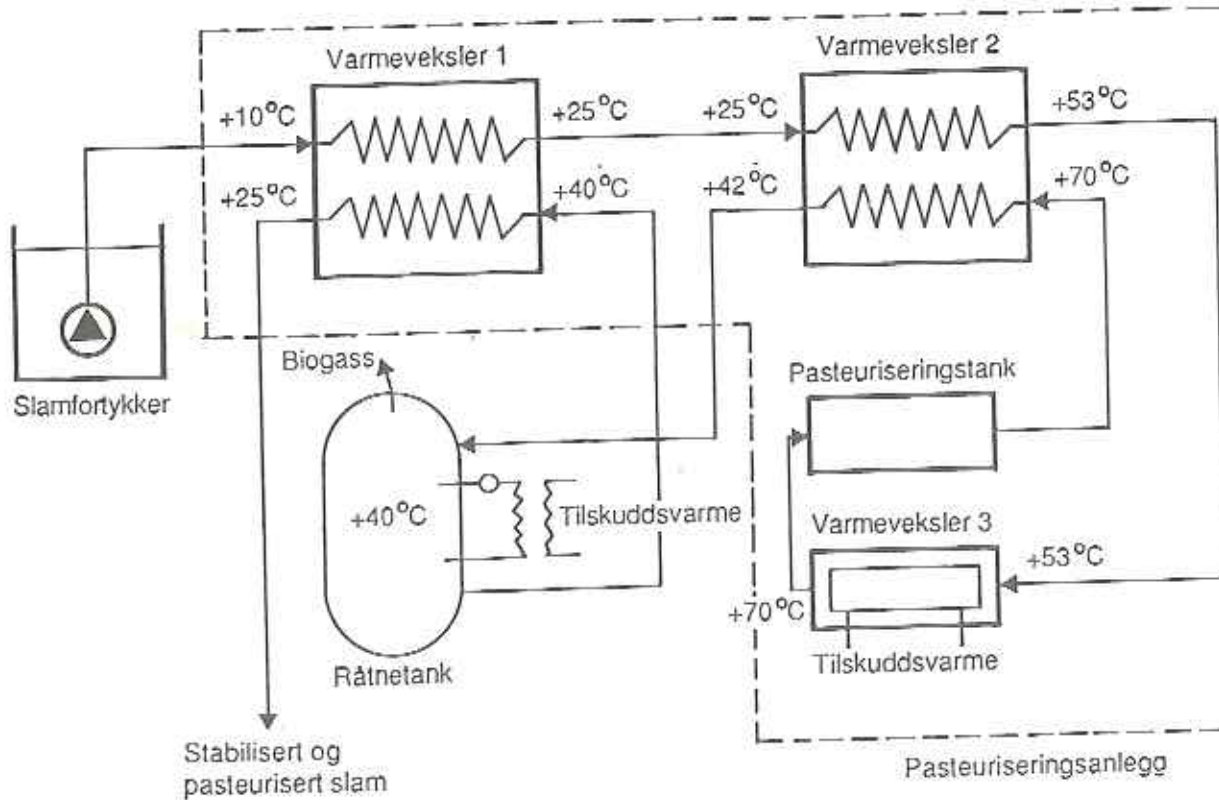
6.1.1 Prosessbeskrivelse

Pasteurisering vil si å utsette slammet for en temperatur på min. 70°C i minst 30 minutter. Ved pasteurisering før stabilisering oppnår man et slam som er både stabilisert og hygienisert. Tidligere forsøkte man å pasteurisere etter stabiliseringen ved en del sveitsiske anlegg, men dette ga oppblomstring av patogene bakterier i slammet ved etterfølgende lagring før bruk på jordarealer (Clements, 1983). Fra begynnelsen på åttitallet ble alle pasteuriseringsanlegg plassert foran stabiliseringstrinnet.

Oppvarmingen av slammet kan skje på forskjellige måter: ved varmevekslere hvor varmt vann eller slam overfører varme til kaldere slam, ved innblåsing av lavtrykks damp i slammet, eller ved hjelp av gassbrenner neddykket i slammet. I alle tilfeller benyttes gassen fra den anaerobe stabiliseringen som energikilde. Det er vanligst å benytte varmevekslere til pasteuriseringsanlegg. I de neste kapitlene vil vi derfor ta utgangspunkt i denne metoden.

6.1.2 Dimensjonering

For å få minst mulig energitap i prosessen varmer man vanligvis slammet opp i tre trinn. I første trinn varmes kaldt råslam opp til 25-30°C ved å varmeveksle det mot utrånnet slam fra råtnetanken. I neste trinn varmes det opp til 50-60°C ved å varmeveksle det mot ferdig pasteurisert slam, slik at det pasteuriserte slammet også blir avkjølt til ca. 40°C før det tilføres råtnetanken. I det tredje trinnet varmes slammet ytterligere opp til ca. 70°C ved å varmeveksle det med varmt vann (80-95°C) fra en fyrkjele som benytter biogassen som energikilde. Se figur 6.1.1.



Figur 6.1.1 Prinsippskisse av pasteuriseringsanlegg med tre varmevekslingstrinn.

Tidligere benyttet man varmt vann i varmevekslerne som transportmedium for varmen som skulle overføres fra varmt til kaldt slam. Man måtte da ha to varmevekslere for hvert varmevekslingstrinn: én som overførte varme fra varmt slam til vann, og én som overførte varmen videre fra det varme vannet til kaldt slam. Utviklingen på varmevekslersiden har imidlertid nå kommet så langt at flere firmaer tilbyr platevarmevekslere med overføring av varme direkte fra slam til slam (slam-slam-varmevekslere). Dette gjør varmevekslingen enklere og reduserer varmetap. Som siste varmevekslertrinn brukes normalt en rørvarmeveksler der slammet pumpes i rør gjennom et varmt vannbad.

Ved store anlegg (> ca. 100.000 pe) benytter man normalt helkontinuerlig drift av pasteuriseringsanlegget. På mindre anlegg produseres det ikke nok slam til at man kan pumpe det gjennom pasteuriseringen kontinuerlig. Ettersom rånetankene helst skal mates jevnt over hele døgnet, vil det ikke være bra å kjøre pasteuriseringen bare en del av døgnet, og la den stå resten av døgnet. Dessuten er man redd for at slammet skal brenne seg fast på de varmeste varmevekslerne dersom det blir stående stille der. Ved diskontinuerlig innpumping av slam må man derfor rundpumpe slammet over de to varmeste varmevekslerne når det ikke pumpes nytt slam inn i systemet. Dette er gjort på Enga renseanlegg i Sandefjord (ca. 50 000 pe.), mens man på FOA-anlegget i Fredrikstad (ca. 120.000 pe) har helkontinuerlig mating av anlegget. Dimensjonering av varmevekslerne gjøres normalt av leverandør ut fra opplysninger om temperatur på varmt og kaldt medium, ønsket temperaturheving, maks. tørrstoff i slammet og maks. slammengde.

Det bør være et syre-basvasker for varmevekslerne slik at disse kan rengjøres dersom varmeoverføringen avtar pga. beleggdannelse, selv om erfaringer fra FOA tilsier at det er nok å vaske varmevekslerne med varmt vann.

For oppvarming av slam til 70°C med varmevekslere trenger man i størrelsesorden 10% av brennverdien i biogassen beregnet ut fra slam med 4% TS (Holdhus, 1990).

6.1.3 Driftsresultater

FOA-anlegget har hatt pasteuriseringsanlegget i drift siden 1990. Til å begynne med hadde man problemer med at fiber i slammet festet seg rundt omrørerne i pasteuriseringstankene. Det er derfor viktig å ha en slamsil eller en kvern foran anlegget, slik at partikkelstørrelsen i slammet ikke er større enn 5 mm. Dette er forøvrig angitt som et krav i SFT's nye regelverk (SFT, 1995). Dessuten bør man forsøke å unngå røreverk hvor fibre kan henge seg fast. Det har ikke vært problemer med begroing/fastbrenning av slam i varmevekslerne ved FOA-anlegget. Vasking med varmt vann (ca. 85°C) en gang i året har vært tilstrekkelig til å holde varmevekslerne rene så langt.

Det er viktig at varmevekslerne har et relativt stort gjennomstrømningsareal for å unngå tiltetting. Mulighetene for å kunne komme til og rengjøre inne i varmevekslerne bør det også legges vekt på ved valg av varmevekslertyper.

Erfaringer fra tyske renseanlegg tilsier også at slam-slam-varmevekslerne fungerer bra (Stoch, 1990; Sieber, 1990). Etter ett års drift på disse anleggene med temperaturer over 60°C, har man ikke hatt problemer med belegg inne i varmevekslerne. Også på disse anleggene har det vært tilstrekkelig å vaske varmevekslerne årlig med varmt vann.

Ved Sandefjord renseanlegg er driftserfaringene med varmevekslere meget gode, og i løpet av halvannet år har man kun vasket varmevekslerne én gang, og dette var for å prøve vasker anlegget.

Ved flere varmevekslere etter hverandre vil man normalt måtte bruke flere slampumper i serie, og det er da viktig å ha samkjørte pumper. På Sandefjord renseanlegg har man meget gode erfaringer med frekvensstyring av disse slampumpene.

6.1.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Slamkvaliteten vil være lik kvaliteten til anaerob stabilisert slam mhp. næringsstoffer, organisk stoff og tungmetaller, men ved pasteuriseringen blir slammet også hygienisert. Det er litt motstridende opplysninger om hvorvidt pasteuriseringen medfører et slam med bedre fortykkings- og avvanningssegenskaper enn et tilsvarende slam som bare er anaerobt stabilisert (Pfeiffer, 1990). Erfaringene fra FOA er ihvertfall at slammet avvanner meget bra i sentrifuger (se kap. 7.3).

For at hygienisert slam ikke skal gjensmittes ved avvanning eller lagring i silo, må man være nøye med renhold av tanker, siloer og avvanningsutstyr. Utstyret må vaskes etter at det har vært ikke hygienisert slam i det, før det tilføres nytt hygienisert slam. I Fredrikstad tok det nesten ett år før utgående slam overholdt kravene til hygienisert slam pga. gjensmitting av slammet etter stabilisering.

Ved anaerob stabilisering av slam er det vanlig å oppnå 35-50% nedbrytning av det organiske stoffet i slammet. Dette gir i størrelsesorden 25-30% reduksjon av totalt slamtørrestoff, slik at slammengdene blir tilsvarende mindre. Avvanningssegenskapene for godt utrånnet slam er bedre enn for råslam, men ved bare delvis utrånning blir avvanningssegenskapene normalt dårligere enn for råslam (Holmström, 1984).

6.1.5 Arbeidsmiljø

Ved pasteurisering av slammet oppvarmes slammet i varmevekslere. Det oppvarmede slammet passerer pasteuriseringstanker som ventileres, og ventilasjonsluften vil kunne medføre noe lukt dersom den ikke passerer et luktfjerningsanlegg. Deretter går slammet til råtnetanken. Når slammet kommer ut igjen fra råtnetanken er det både hygienisert og stabilisert. Noe metangass vil kunne skape lukt over slamlagertanken etter utrånningen dersom det ikke er gassavdrivning før denne lagertanken. Med gassavdrivning vil luktproblemene i anlegget etter fortykker bli langt mindre enn på anlegg uten hygienisering og stabilisering, dersom anlegget dimensjoneres og drives i henhold til det som er beskrevet foran.

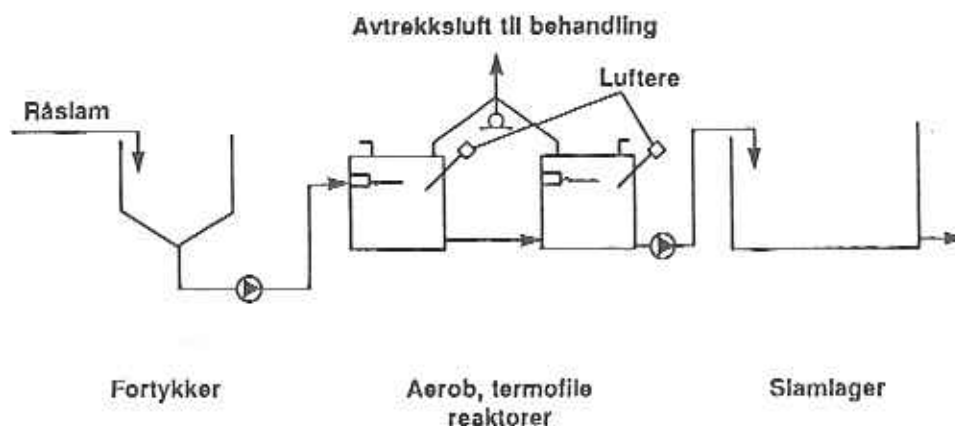
6.2 Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)

6.2.1 Prosessbeskrivelse

Aerob, termofil stabilisering (eller våtkompostering som er et mer dekkende norsk ord) er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i slammet under tilgang på oksygen. På samme måte som ved konvensjonell kompostering, utvikles det varme ved nedbrytning av organisk stoff, men siden slammet her behandles i væskeform (fortykket slam), kreves det

spesiell utrustning for å opprettholde en høy temperatur i prosessen. Dette innebærer bl.a. bruk av lukkede, isolerte prosessstanker og spesielle luftesystemer som ikke gir for stor luftgjennomstrømning med tilhørende varmetap. Prosessen kan også drives med tilførsel av rent oksygen istedet for med luft, men det alternativet har ikke fått noen særlig utbredelse pga. høye driftskostnader.

Figur 6.2.1 viser en prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg som vil gi både hygienisering og stabilisering av slammet.



Figur 6.2.1 Prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg.

6.2.2 Dimensjonering

Det finnes flere systemer for våtkompostering av kloakkslam på det internasjonale markedet, men det tyske Fuchs-systemet er helt dominerende i utbredelse med sine ca. 40 anlegg i drift i Tyskland (Leonhard & Hahn, 1990). De dimensjoneringskriterier som er angitt i tabell 6.2.1 nedenfor, tar derfor utgangspunkt i Fuchs-anlegg.

Inn- og utpumping av slam

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering i våtkomposteringsanlegg, skjer innpumping av råslam bare 1 gang pr. døgn. Luftingen stoppes først, og så pumpes ferdig behandlet slam (ca. 1/7 av totalt effektivt reaktorvolum) ut av reaktor 2 før forbindelsen mellom reaktorene

Tabell 6.2.1 Dimensjonering/utforming av våtkomposteringsanlegg.

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/krav	Merknad
Antall prosessreaktorer	2 eller flere i serie, avhengig av anleggsstørrelse	
Reaktortype	Sylindrisk, Høyde/diameter=0,5-1.0	Fuchs
Hydraulisk oppholdstid	Minimum 7 døgn	
Temperatur/tid-kombinasjon	Min. 55°C i 10 timer eller min. 60°C i 4 timer i siste reaktor mellom hver innpumping av råslam	
Tørrestoffinnhold i råslam	4-6 % TS (40-60 kg/m ³)	Fuchs
Min. innhold av organisk stoff i råslam	2,5 % FSS (25 kg/m ³)	Fuchs
Lufttilførsel	4 m ³ /h pr. m ³ effektivt reaktorvolum	Fuchs
Installert effekt	85-105 W/m ³ effektivt reaktorvolum	Fuchs
Energibehov for oksygenering, omrøring og skumdemping	9-15 kWh/m ³ råslam	Fuchs
Potensiale for varmegjenvinning	20-30 kWh/m ³ råslam	Fuchs

åpnes, og slam overføres fra reaktor 1 til reaktor 2. Deretter pumpes råslam inn i reaktor 1 til slammivået i begge tankene når opp igjen til normalt driftsnivå, og lufterne startes igjen. Inn- og utpumping av slam gjennomføres i løpet av 0,5-1 time pr. døgn og slampumpene dimensjoneres ut fra dette.

Lufting og omrøring

Det er to hovedtyper av systemer som er tatt i bruk for lufttilførsel og omrøring ved våtkompostering av kloakkslam:

- Ejectorpumper eller selvsgende propellomrørere
- Rundpumping i rørsøyfe med innebygget venturi for innsuging av luft.

Ejectorpumper benyttes i et engelsk våtkomposterings-system (Morgan & Gunson, 1989), mens Fuchs benytter selvsgende propellomrørere (Rüprich & Strauch, 1984). Rundpumping med venturiluft benyttes av UTB i Sveits (se også kap. 6.3) og av Water Research Centre i England, som har utviklet et prefabrikkert våtkomposteringsanlegg spesielt for mindre rensesanlegg (Murray et al., 1990).

Skumkontroll

Ved våtkompostering utvikles det store mengder skum som må tas hånd om på en forsvarlig måte. I Fuchs-systemet har reaktorene 0,5-1 m fribord over normalt slamnivå for å gi plass til skum, og i tillegg benyttes det mekaniske skumkniver som sørger for å holde skumlaget under kontroll. Det er registrert at dette skumlaget har en positiv effekt både på oksygenoverføringen og den biologiske aktiviteten i reaktorene, i tillegg til at det virker som en ekstra isolasjon mot taket i tankene (Wolinski & Brucc, 1984; EPA, 1990).

Luktkontroll

Avtrekksluften fra våtkomposteringsanlegg lukter vondt, og avhengig av avstander til bebyggelse etc., vil det være behov for å installere luktfjerningsutstyr. Dette kan løses på mange forskjellige måter, men ved flere av de tyske anleggene har man enten ført avtrekksluften inn i det biologiske rensetrinnet (aktivslamanlegg), eller det er bygget separate kompostfiltre (jordfiltre) eller biofiltre (EPA, 1990). Her i Norge har vi lang erfaring med kjemiske våtvaskeanlegg som er installert på en rekke renseanlegg.

Varmegjenvinning

Dersom innholdet av organisk stoff i råslammet overstiger ca. 2,5% (25 kg/m³), er det ikke behov for å varmeveksle utgående slam med inngående slam for å få tilstrekkelig høy temperatur i prosessen. Flere tyske anlegg har imidlertid lagt inn vann-slam-varmevekslere (som oftest påsviste, isolerte kanaler utenpå reaktorene) for å ta ut den overskuddsvarme som produseres i prosessen. Det varme vannet brukes til oppvarmingsformål på renseanleggene.

6.2.3 Driftsresultater

Det vesentligste av fullskala driftserfaringer med våtkompostering stammer fra de tyske Fuchs-anleggene, som omfatter anlegg i størrelsesorden 5.000-80.000 pe (de fleste er < 25.000 pe) og hvor de eldste har vært i drift i mer enn 10 år. Anleggene behandler biologisk eller mekanisk/biologisk slam (Leonhard & Hahn, 1990).

De få driftserfaringene vi har fra norske forhold, stammer fra pilotskala forsøk på Nordre Follo renseanlegg (Haugan, 1982) og fullskala forsøk på HIAS (Moen et.al., 1984), begge steder med bruk av rent oksygen istedet for luft som oksygenkilde. Ved HIAS ble det også kjørt pilotforsøk med et dansk våtkomposteringsanlegg som benyttet en selvugende overflateluft for oksygenering (Paulsrud & Langeland, 1986). Dette systemet har senere vist seg å gi dårlige resultater i fullskala tanker (for dårlig omrøring og oksygenering), og det er nå trukket fra markedet.

Erfaringene fra de tyske anleggene viser at under normale driftsforhold (tilstrekkelig innhold av organisk stoff i råslammet og tilstrekkelig oppholdstid, se tabell 6.2.1) vil anleggene gi en tilfredsstillende hygienisering og stabilisering.

Nedbrytningen av organisk stoff varierer mye fra anlegg til anlegg, men ligger stort sett i området 35-40% reduksjon, dvs. litt mindre enn ved et vel fungerende råtnetankanlegg.

Driften av våtkomposteringsanlegg er svært enkel og i den tyske erfaringssammenstillingen (Leonhard & Hahn) har de fleste anleggene oppgitt et drifts- og vedlikeholdsbehov på 2-6 timer pr. uke. Anleggene kan utstyres for halvautomatisk drift, men de fleste operatørene foretrekker å gjøre endel manuelt (bl.a. start av ut- og innpumpingssyklusen).

For å få erfaringer med det tyske Fuchs-systemet anvendt på mekanisk-kjemisk slam og forøvrig under norske driftsforhold, er det bygget et fullskala demonstrasjonsanlegg i Stokke kommune i Vestfold. Anlegget er dimensjonert for ca. 10.000 pe og ble satt i drift våren 1992.

6.2.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Slammet vil være stabilisert og hygienisert, og når det gjelder innholdet av organisk stoff, næringsstoffer og tungmetaller vil forholdene være omtrent de samme som for anaerobt stabilisert slam (se pkt. 5.2.4). Nitrogenet i slammet vil i stor grad foreligge som ammonium og som organisk bundet nitrogen, da den høye temperaturen i prosessen forhindrer at det skjer en nitrifikasjon.

Slammengdene vil bli redusert litt mindre enn ved anaerob stabilisering, dvs. 35-40% av organisk stoff i slammet vil bli nedbrutt, og tørrstoffinnholdet blir redusert med ca. 25%.

Når det gjelder fortykkingssegenskapene til våtkompostert slam, så viser de tyske erfaringene med mekanisk-biologisk slam (EPA, 1990) at man lett oppnår 6-9% TS-innhold etter fortykning når temperaturen i slammet har sunket til omgivelsestemperatur (< 25°C).

Det er lite erfaringer med maskinell avvanning av våtkompostert slam, siden nesten alle de tyske anleggene kjører ut fortykket slam til jordbruksområder i nærheten av anleggene. De begrensede erfaringene som finnes, indikerer imidlertid at avvanningsegenskapene er omtrent som for anaerobt stabilisert slam, men polymerbehovet er trolig noe høyere (Loll, 1977; Eck-Düpont, 1986).

Avvanningsegenskapene til våtkompostert mekanisk-kjemisk slam blir en av de viktigste faktorene å få avklart ved demonstrasjonsanlegget i Stokke.

6.2.5 Arbeidsmiljø

Våtkompostering medfører som regel lufttilførsel til slammet, men da med svært små luftmengder. Luften som føres inn i slammet, vil bli forurenset av illeluktende gasser, og avgassene vil kunne medføre betydelige luktproblemer i og rundt anlegget dersom de ikke passerer et luktfjerningsanlegg. Våtkomposteringsanlegg leveres derfor normalt med luktfjerningsanlegg. Prosessen er ellers svært enkel, og krever normalt lite tilsyn og vedlikehold.

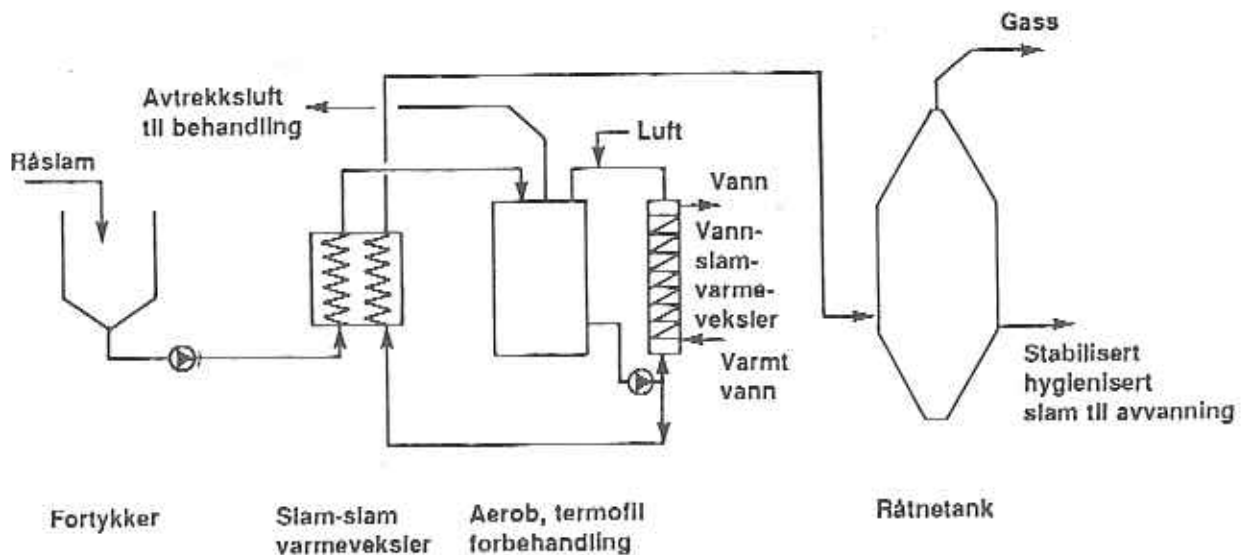
6.3 Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

I dette kapitlet blir det lagt vekt på den aerob, termofile forbehandlingen, mens omtalen av den anaerobe stabiliseringen begrenser seg til de forhold som avviker fra en normal anaerob stabilisering slik den er beskrevet i kap. 5.2.

6.3.1 Prosessbeskrivelse

Den aerob, termofile forbehandlingen er i prinsippet samme prosess som våtkompostering (aerob, termofil stabilisering). Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slammets og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff, da dette skal skje i den etterfølgende anaerobe stabiliseringen.

For å få tilstrekkelig høye temperaturer i prosessen for hygienisering ($> 55^{\circ}\text{C}$) må det tilføres varme i tillegg til den som utvikles i prosessen, og det benyttes ulike typer varmevekslere for dette. Figur 6.3.1 viser prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling kombinert med etterfølgende anaerob stabilisering.



Figur 6.3.1 Prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering.

6.3.2 Dimensjonering

På samme måte som med våtkompostering, finnes det flere systemer for aerob, termofil forbehandling på det internasjonale markedet. Det er imidlertid det sveitsiske UTB-systemet som er helt dominerende i utbredelse med over 70 anlegg i Sveits og Tyskland og også tre anlegg i drift i Norge (Alvim rensanlegg, Sarpsborg; Nordre Follo rensanlegg og Knarrdalstrand rensanlegg, Skien/Porsgrunn). De dimensjoneringskriteriene som er angitt i tabell 6.3.1, tar derfor utgangspunkt i UTB-anlegget.

Tabell 6.3.1 Dimensjonering/utforming av aerob, termofil forbehandling

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/krav	Merknad
Antall prosessreaktorer	1 + varmeveksler bestående av to konsentriske tanker	UTB
Reaktortype	Sylindrisk, Høyde/diameter = 2-5	UTB
Hydraulisk oppholdstid	12-24 timer	UTB
Temperatur/tid-kombinasjon	Min. 60°C i 4 timer mellom hver innpumping av råslam	
Tørrstoffinnhold i råslam	4-6% TS (med foravvanning: 8-10% TS)	UTB
Min. innhold av organisk stoff i råslam	2,5% FSS	UTB
Lufttilførsel	1 m ³ /h pr. m ³ effektivt reaktorvolum	UTB
Installert effekt	120-150 W/m ³ effektivt reaktorvolum	Jacob et.al., 1987
Energibehov for oksygenering og omrøring	3,5-12 kWh/m ³ råslam	Fuchs, 1984

For den etterfølgende anaerobe stabiliseringen er det vanlig å dimensjonere rånetankene for ca. 12 døgn oppholdstid i stedet for 15 døgn (se kap. 5.2.2). Grunnen til dette er at det skjer en slamhydrolyse allerede i den aerob, termofile forbehandlingen, og tiden som trengs for en tilfredsstillende stabilisering i rånetanken, kan derfor reduseres.

Inn- og utpumping av slam

Rånetanker bør tilføres slam jevnt fordelt over hele døgnet, og det innebærer at den aerob, termofile forbehandlingen også må ha ut- og innpumping av slam mange ganger i døgnet. Det er vanlig å benytte 10-15 innpumper pr. døgn, dvs. at det teoretisk sett blir kortere oppholdstid enn 4 timer mellom hver innpumping av råslam. Dette kan stort sett kompenseres for ved å øke reaktortemperaturen opp mot 65°C.

Lufting og omrøring

De fleste systemer for aerob, termofil forbehandling benytter rundpumping i en ekstern rørsøyse for omrøring, og en venturi på rørsøyfen for oksygentilførsel. Siden prosessen ikke har som mål å bryte ned organisk materiale i særlig grad, er oksygentilførselen heller ikke kritisk. Ved noen av systemene (bl.a. UTB) blir noe av avtrekksluften fra reaktoren resirkulert til venturilufteren for å øke oksygeneringseffekten og minske varmetapet via avtrekksluften.

Skumkontroll

På samme måte som ved våtkomposteringsanlegg, er det viktig at forbehandlingsreaktoren har utstyr for å kontrollere skumproduksjonen. Dette kan bl.a. gjøres ved hjelp av mekaniske skumkniver (se kap. 6.2.2).

Varmetilførsel/varmeveksling

Den korte oppholdstiden og den begrensede oksygeneringskapasiteten setter en grense for hvor mye varme som kan produseres ved biologisk omsetning i forbehandlingsreaktoren, og det må som tidligere nevnt tilføres ekstern varme for å opprettholde hygieniserende temperatur. For UTB-systemet angis det at ca. halvparten av varmebehovet kommer fra ekstern energi (EPA, 1990). Ved høyere konsentrasjon av organisk stoff i råslammet (f.eks. ved foravvanning) er det mulig at egenproduksjonen av varme kan økes.

En normal driftssyklus starter med at varmt slam pumpes fra forbehandlingsreaktoren til slam-slam-varmeveksleren. Kaldt råslam pumpes så inn i det andre kammeret i varmeveksleren, og slammet får stå så lenge at temperaturen i det forbehandlede slammet reduseres til litt i overkant av 40°C, slik at det deretter kan overføres direkte til rånetanken. Det forvarmede råslammet pumpes så til reaktoren, hvorfra det rundpumpes via vann-slam varmevekslere for å oppnå ønsket temperatur.

Luktkontroll

Også avtrekksluften fra den aerob, termofile forbehandlingen har en sterk lukt, og det kan være nødvendig å foreta de samme luktbegrensende tiltak som ved våtkomposteringsanlegg (se kap. 6.2.2).

6.3.3 Driftsresultater

Det vesentligste av fullskala driftserfaringer med aerob, termofil forbehandling stammer fra UTB-anlegg i Sveits og Tyskland. Dette omfatter anlegg i størrelsesorden 5.000-100.000 pe., og de eldste anleggene har vært i drift i 7-8 år (Leonhard & Hahn, 1990).

Foreløpig er det bare Alvim renseanlegg (ca. 60.000 pe) som har noe driftserfaringer å vise til her i landet (igangsatt høsten 1989), mens Nordre Follo renseanlegg etter ca to års drift fortsatt sliter med driftsproblemer med foravvanningsutstyret og derfor heller ikke har representative resultater fra den aerobe, termofile forbehandlingen.

Både sveitsiske erfaringer (Zwiefelhofer, 1985; Baier, 1989) og erfaringer fra Alvim (Magnussen, 1990) viser at nedbrytningen av organisk stoff i rånetankene (stabiliseringen) ligger på 45-55%, og dette er bedre enn det som er vanlig dersom man ikke har en slik forbehandling (se kap. 5.2.4). Lav organisk belastning på rånetanken i forhold til dimensjonerende verdier kan også gi en bedre nedbrytning av organisk stoff enn vanlig.

Når det gjelder forbehandlingens innvirkning på gassproduksjonen fra råtnetankene, så finnes det svært motstridende erfaringer. Tyske undersøkelser (Dichtl & Siekmann, 1986; Jakob et al., 1987) viser at man kan få en reduksjon i gassproduksjonen på 25-35%, og årsaken oppgis å være den nedbrytningen av organisk stoff på ca. 10% (og da spesielt av energirike fettstoffer) som skjer i den aerob, termofile forbehandlingen. Praktiske erfaringer fra Sveits (Baier, 1989) viser imidlertid at gassproduksjonen heller øker istedenfor å minke sammenlignet med råtnetankanlegg uten forbehandling. Driftsresultater fra Alvim renseanlegg i perioden sept. 1990 - mars 1991 viser at man har hatt en midlere gassproduksjon på ca. 1 Nm³ gass/kg organisk stoff nedbrutt (Johnsen, 1991), og dette tilsvarer den spesifikke gassproduksjonen som man normalt har ved råtnetankanlegg uten noen forbehandling.

De hygieniske resultatene fra aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering er stort sett gode og tilfredsstillende de krav som bl.a. finnes i Sveits og Tyskland. Foreløpige tall fra Alvim renseanlegg (Magnussen, 1990) tyder på at prosesskombinasjonen vil tilfredsstille de norske krav til hygienisering (se innledningen til kap. 6).

6.3.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Slammet vil være både stabilisert og hygienisert, men innholdet av organisk stoff, næringsstoffer og tungmetaller vil være omtrent det samme som om slammet bare hadde vært anaerobt stabilisert (se kap. 5.2.4).

Når det gjelder fortykkings- og avvanningssegenskapene til slam som har passert aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering, er det igjen motstridende erfaringer fra Sveits og Tyskland. Baier (1989) og Zwiefelhofer (1985) presenterer fullskala resultater fra sveitsiske anlegg som viser TS-konsentrasjoner etter fortykning på 9-13% og TS-innhold i slamkake på 35-45% etter avvanning i silbåndpresse. Tyske kilder (Dichtl, 1986; Eck-Düpont, 1986; Jacob et al., 1987) støtter ikke disse resultatene, og man mener bl.a. at de gode sveitsiske resultatene heller skyldes bruk av jernklorid i avløpsbehandlingen (simultanfelling) enn effekten av den aerobe, termofile forbehandlingen. Erfaringene fra Alvim renseanlegg viser at avvanning i sentrifuger gir svært bra avvanningsresultater (se kap. 7.3). Det er imidlertid registrert at bruk av jernklorid i den kjemiske fellingen gir mye bedre avvanningsresultater (høyere TS-innhold i slamkaken) enn ved bruk av PAX (polymerisert Alforbindelse).

Faren for gjensmitte av slam som er ferdig hygienisert og stabilisert anses å være den samme som for pasteurisering + anaerob stabilisering (se kap. 6.1.4).

6.3.5 Arbeidsmiljø

I den aerobe delen av prosessen blåses det inn luft i slammet, og den brukte luften vil kunne føre til store luktulempere dersom den ikke renses i et luktfjerningsanlegg. Derfor blir normalt et slikt anlegg levert med luktfjerningsanlegg. Etter råtnetanken vil slammet kunne inneholde noe metangass, dersom det ikke er avgasserethet på uttaksledningen for slam. Slammet vil etter behandlingen ikke medføre noen luktulempere.

6.4 Tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam (Orsametoden)

6.4.1 Prosessbeskrivelse

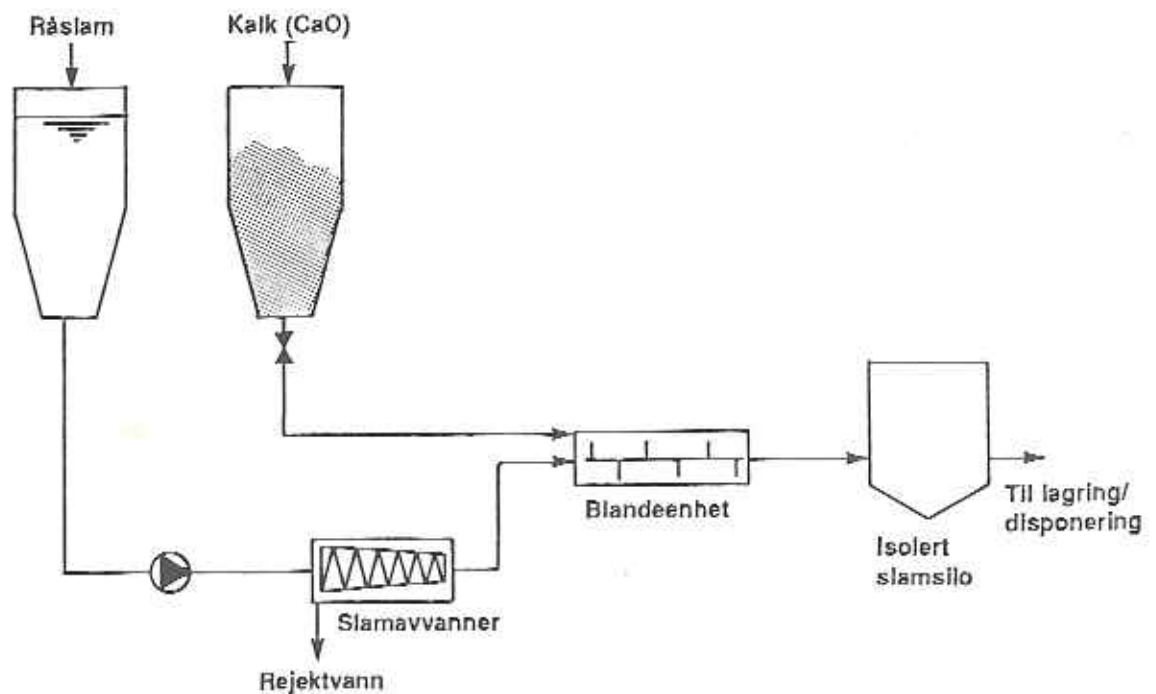
Denne metoden ble først tatt i bruk på Orsa renseanlegg i Sverige i begynnelsen av 1970-årene. Ved tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam vil man i tillegg til pH-verdien også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Dette skyldes den energien som frigjøres når ulesket kalk kommer i kontakt med vann. Temperaturøkningen i slammet vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde og TS-innholdet i det avvannede slammet. I tillegg vil isoleringen av lagertanken for det kalkbehandlede slammet avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring. Et slam med f.eks. 25% TS etter avvanning trenger en kalktilsetning på ca. 550 kg CaO/tonn TS for å oppnå en temperatur på over 60°C (forutsatt 15°C i slammet før kalktilsetning). Sammen med kalkens pH-effekt vil en slik temperaturøkning gi en god hygienisering av slammet. For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering skal temperaturen i det behandlede slammet være minst 55°C i 2 timer etter kalkbehandlingen. Samtidig skal pH-verdien i slammet være $12,5 \pm 0,3$.

En del av vannet i slammet vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe pga. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammet. Slam med TS-innhold på 25% før kalktilsetning vil f.eks. oppnå bortimot 40% TS ved en kalkdosering på ca. 550 kg CaO/tonn TS.

Metoden er i bruk ved flere norske renseanlegg bl.a. RA-2 (Lillestrøm), Gcilo (Hol), Elstrøm (Skien), Bårud (Modum) og Rådalen (slambehandlingsanlegg, Bergen).

6.4.2 Dimensjonering

Orsa-metoden krever en kalksilo, en lagersilo for avvannet slam, en blandeenhet for ulesket kalk og avvannet slam, transportbånd til slamsilo (eventuelt pumpe for avvannet slam) og en isolert hygieniseringssilo. Se figur 6.4.1.



Figur 6.4.1 Prinsippkisse for Orsa-metoden for tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam.

Kalksilo må utformes med skråflater i bunnseksjonen med helning større eller lik 60° . Utmatingsflaten bør være så stor som mulig for å unngå brodannelse (minst $400 \text{ mm} \times 700 \text{ mm}$). Doseringsskruene i bunnen bør være minst doble, helst firedobbelte (Magnussen, 1991a).

Siloe ne må utstyres med slegge, vibrator eller pulsator for å hindre brodannelse. Mellom silo og doseringsskrue skal det være avstengningsspjeld/ventil. Doseringsskrue bør ha omdreiningsteller for forbrukskontroll.

Hygieniseringssilo bør være adskilt fra lagersilo for avvannet slam. Siloene bør ha sideflater med minimum helning 60° , og bør behandles innvendig med tjære-epoxy. Siloene må ha separat avtrekk til luftfjerningsanlegg pga. utvikling av ammoniakk-gass. Ved å utforme

siloenes bunnseksjon konisk eller pyramideformet kan utlasting fra siloene gjøres uten innvendige skruer.

Utlasting av slam fra siloene bør gjøres med akselløse skruer (spiral) opplagret i motorenden. Skruene bør utstyres med slitestål i trauret. Utmatingsåpningene fra skruene bør utstyres med en pneumatisk og en motordrevet skyvespjeldventil (Magnussen 1991a). Utlastingsåpningene på siloene bør utstyres med teleskoptrakt for å hindre sprut ved fylling. Utlastingsystem bør ikke plasseres utendørs pga. faren for frostproblemer.

6.4.3 Driftsresultater

Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske rensanlegg er listet opp i tabell 6.4.1

Tabell 6.4.1 Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske rensanlegg.

Anlegg	Størrelse (dim. pe)	Prosess	Kalkdose (kg/tTS)	TS i kalket slam (%)	Temp. i kalket slam (°C)	pH i kalket slam
RA-2	70.000	M/K	250-375	30-35	50-60	12-12,4
Geilo	8.000	M/B/K	430-650	35-40	50-70	> 12
Elstrøm	24.000	M/K	500	35-40	55-70	> 12,5
Rådalen	-	-	450	35	> 50	> 11

Tegnforklaring: M = Mekanisk rensing
K = Kjemisk rensing
B = Biologisk rensing

Rådalen er et rent slambehandlingsanlegg som behandler septikslam og avvannet slam fra høygradige rensanlegg (bl.a. Knappen).

Geilo er til tider belastet med opptil 11.000 pe. Kalkbehandlet slam som er lagret utendørs i opptil ett år, lukter ikke (Magnussen, 1991a).

Ved RA-2 har man hatt luktproblemer med slammene ved mellomagring på landbruksarealer. Kalkdoseringen har da ligget i området 250-350 kg CaO/tonn TS.

Ingen av disse anleggene er bygget med tanke på skikkelig hygienisering av slammene, da de ikke er utstyrt med isolerte siloer. Erfaringene viser ellers at det er robust utstyr på markedet til å behandle avvannet slam.

6.4.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Som tidligere nevnt, vil avvannet slam som er tilsatt tilstrekkelig store mengder ulesket kalk, bli midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert. Ved kalktilsetningen vil vi få en utdriving av ammoniakk-gass, slik at nitrogeninnholdet i kalkslammet blir noe redusert. Kalktilsetning til slammet vil til gjengjeld gjøre slammet mer attraktivt for gardsbruk med surt jordsmønn. En må imidlertid være klar over at med de høye kalkdoseringene som er nødvendige for å oppnå tilfredsstillende hygienisering, vil kalkinnholdet i slammet kunne bli begrensende for hvor mye slam som kan brukes pr. arealenhet ved jordbruksanvendelse.

Kalkslammet vil ha en tørr, "grynaktig" konsistens som gjør den lett å håndtere og spre på jordarealer. Med kalktilsetning på over 500 kg/tonn TS vil det også kunne lagres en god stund før det begynner å skje en nedbrytning av organisk stoff i slammet. Det vil likevel alltid være en fare for at midlertidig stabilisert slam skaper luktproblemer dersom det ikke moldes ned relativt snart.

Kalken som tilsettes slammet, vil bidra til at totalt tørrstoffinnhold øker med opptil 50%. Imidlertid vil vi også få en fordampning fra slammet, slik at tørrstoffinnholdet i slammet øker. Totalt vil slammengden derfor ikke bli særlig større enn den opprinnelige råslammengden. I forhold til biologisk stabilisert slam vil mengdene imidlertid normalt bli større.

6.4.5 Arbeidsmiljø

Ved innblanding av ulesket kalk til avvannet slam, kan det oppstå støvproblemer dersom man ikke har skikkelig avtrekk over kalktilsetningspunktet. Man vil også få ammoniakkavdriving i slammet etter kalktilsetningen. Blandingen av kalk og slam føres normalt til container eller silo på rullebånd, og disse krever normalt mye vedlikehold.

6.5 Kompostering

6.5.1 Prosessbeskrivelse

Kompostering er en prosess hvor organisk materiale i avvannet slam brytes ned av mikroorganismer som bakterier og sopp under tilgang på oksygen. Det nedbrytbare organiske stoffet omvandles til et humuslignende sluttprodukt (stabilisering), og som "biprodukter" fås karbondioksid, vann og energi (varme). På grunn av varmeproduksjonen skjer det en temperaturheving i slammet, og nedbrytningen av organisk stoff foregår vanligvis i det termofile temperaturområdet (over ca. 45°C). Det er i først rekke den økte temperaturen som gir en hygienisering av slammet, selv om en toksisk virkning av stoffskifteprodukter fra komposteringsfloraen også er av betydning.

Komposteringen er avhengig av faktorer som pH i slammet, karbon/nitrogen-forholdet, varmeisolerings og ikke minst oksygentilførselen. For å kunne kompostere slam alene, har praktiske erfaringer vist at slammet må ha et tørrstoffinnhold over ca. 30%, men forøvrig er det vanligst å blande slam med bark, sagflis, evt. andre organiske avfallsprodukter for å få en tilfredsstillende porøsitet, slik at oksygenoverføringen blir god og stoffskifteprodukter kan

frigis. Tilsetning av materiale med høyt C/N-forhold gjør også at nitrogentapet blir mindre under komposteringsprosessen.

Vi deler vanligvis komposteringsanleggene i tre typer:

- Frilandskompostering
- Kompostering på luftet plate
- Reaktorkompostering

Forskjellen mellom prosessene er graden av kontroll med driftsbetingelsene. Ved frilandskompostering har man mindre grad av kontroll, mens man i større grad kan kontrollere betingelsene ved de andre to metodene.

6.5.1.1 Frilandskompostering

Ved frilandskompostering legges massen i ranker eller hauger. Dersom det ikke brukes tilsatsmateriale, må slammet tørke opp i sommermånedene for at prosessen skal komme i gang. For å oppnå god hygienisk kvalitet på komposten, bør denne vendes ofte. Vendingen foretas vanligvis med hjullaster på små anlegg, mens man bruker spesialbygde vendemaskiner på større anlegg i utlandet.

Behandlingstiden ved rankekompostering er svært avhengig av tørrstoff i komposten, tilsatsmateriale og antall vendinger. Vanligvis må man regne med fra seks måneder til flere år, men ved intensiv vending den første måneden kan total behandlingstid reduseres til ca. 3 måneder.

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering og en tilstrekkelig omsetning av slammet skal man holde en temperatur på minst 55°C i løpet av tre uker. Dette forutsetter normalt at slamblandingen vendes minst én gang ved høy temperatur (>55°C).

6.5.1.2 Kompostering på luftet plate

Ved denne prosessen legges slam (+ eventuelt tilsatsmateriale) ut på en asfalt- eller betongplate med luftkanaler. Luft suges eller blåses gjennom komposten slik at optimalt oksygeninnhold oppnås. Normalt vil det være bedre å suge enn å blåse fordi man da oppnår bedre luktkontroll.

Normalt vil man klare seg med fire ukers behandlingstid på luftet plate, og to til ni måneders etterbehandlingstid (modningstid). Også ved denne prosessen skal man holde en temperatur på minst 55°C i løpet av tre uker. Dette forutsetter normalt at slamblandingen vendes minst én gang ved høy temperatur (>55°C).

6.5.1.3 Reaktorkompostering

Ved reaktorkompostering foregår første del av prosessen i en lukket beholder med behandlingstid på vanligvis mindre enn to uker. Det finnes ulike typer reaktorer på markedet. Disse kan inndeles i to hovedgrupper (EPA, 1979):

- Stempelstrømningsreaktorer
- Totalomblandingsreaktorer

Stempelstrømningsreaktorer er vanligvis utformet med vertikal reaktor hvor innmatingen skjer i toppen, og utmatingen i bunnen av reaktoren. Luft blåses vanligvis inn i bunnen.

Totalomblandingsreaktorene er normalt liggende tromler eller rektangulære kar. Innmating skjer i den ene enden, og utmating i den andre enden. Luft tilføres enten i innmatingsenden (trommeltypen) eller i bunnen gjennom en luftet plate (rektangulær type).

Ved reaktorkompostering bør tørrstoffinnholdet i slam + tilsatsmateriale være over 30% før det tilføres reaktoren. Den reelle oppholdstiden i reaktoren skal være minst ti dager ved en temperatur på minst 55°C. Ved passering gjennom reaktoren skal alt slammet ha passert en varmesone hvor temperaturen er minst 65°C og oppholdtiden minst 48 timer. Etter reaktorkomposteringen skal råkomposten ettermodnes i minst to uker. I denne perioden skal det skje minst én vending av haugene. Vanligvis må ettermodningen være like lang som ved platekompostering (2-9 måneder).

6.5.2 Dimensjonering

Holmström (1986) har satt opp følgende optimale områder for driftsparametre som er vesentlige for å oppnå et godt komposteringsresultat:

Tabell 6.5.1 Optimalle områder for viktige driftsparametre i komposteringsanlegg. (Holmström, 1986).

Parameter	Optimalt område
Karbon/nitrogenforhold (C/N)	20 - 35
Temperatur (°C)	55 - 65
Oksygeninnhold (% metning)	5 - 15
Tørrstoffinnhold (slam + tilsatsmateriale) (%)	30 - 50
Fuktighet (slam + tilsatsmateriale) (%)	50 - 70
Porøsitet (%)	25 - 40
Massens volumvekt (inn) (kg/m ³)	< 800

Forholdet mellom organisk materiale og nitrogen, normalt uttrykt ved karbon-nitrogen (C/N)-forholdet, er helt avgjørende for å få prosessen til å forløpe normalt. Forholdet i slam er vanligvis ca. 13 - 15, og dette er tilstrekkelig for å få til kompostering, men optimalt nivå ligger høyere (se tabell 6.5.1). Dette kan rettes på ved å tilsette karbonrikt materiale som bark, flis o.l. Lavt C/N-nivå øker tapet av nitrogen som ammonium, mens høyt nivå øker komposteringstiden fordi nitrogen blir vekstbegrensende.

Ved for høye temperaturer (over 70 - 80°C) vil en rekke av mikroorganismene som man ønsker å ha i prosessen, dø. Ved lavere temperatur enn 40 - 50°C vil vi få dårlig kompostering. Optimalt nivå ligger derfor mellom 55 og 65°C.

Ved for liten tilgang på oksygen vil nedbrytningen på enkelte steder i komposten skje anaerobt, med luktulempet som resultat. Ved for stor luftinnblåsing i komposten ved reaktor-kompostering eller kompostering på luftet plate, vil vi få nedkjøling av denne, og komposteringen vil gå langsommere eller stoppe i kalde årstider.

For å få skikkelig lufttilgang til komposten, må vanninnholdet være lavere enn ca. 70% (tørrestoffinnhold over 30%). Ved for lav fuktighet i komposten, stopper nedbrytningen opp.

6.5.2.1 Frilandskompostering

Vanligvis er rankene/haugene 4 - 4,5 m brede og 1,5 - 2 m høye. Det må også være plass til å kjøre mellom radene, og til å snu og manøvrere ved vending med hjullaster. Dette gjør at arealbehovet blir svært stort: Opptil ca. 1 m² pr. personekvivalent (pe) ved tørrestoffinnhold i slammet på 20% og uten tilsatsmateriale (Magnussen, 1991a). Ved intensiv frilandskompostering med tilsatsmateriale og hyppig vending med spesialmaskin, vil arealet kunne reduseres til ca. 0,3 m² pr. pe.

6.5.2.2 Kompostering på luftet plate

Ved kompostering på luftet plate er luftbehovet ca. 9-15 Nm³/h pr. tonn TS avhengig av massens fuktighet (Holmström, 1984). Trykkfallet er normalt 10-20 cm (Epstein m.fl., 1983).

Vending av slammet er bare nødvendig ved ettermodningen på friland. Totalt arealbehov vil normalt være ca. 0,14 - 0,35 m²/pe avhengig av ettermodningstiden (2-9 måneder) og type lufting (Magnussen, 1991a). På VEAS' anlegg på Isi har man totalt ca. 0,2 m²/pe ved total behandlingstid på ca. ett år. Areal for luftet plate er ca. 1200 m², og for ettermodning ca. 15000 m² for ca. 9000 tonn slam pr. år med ca. 35% TS. Det benyttes ikke tilsatsmateriale, men barken som brukes til overdekking av slammet på luftet plate, følger med til ettermodning og har en viss betydning som tilsatsmateriale.

Ved kompostering på luftet plate bør komposteringsarealet asfalteres og legges med fall ca. 1:50 mot en oppsamlingsrenne for dremsvann. Dremsvann fra komposteringsplaten er vanligvis sterkt forurenset og må enten føres til renseanlegg eller benyttes til å fukte massen i perioder hvor det er behov for dette.

6.5.2.3 Reaktorkompostering

Dimensjonering av reaktorkompostering avhenger av hvilken type prosess man velger. Firmaene som leverer reaktorene vil også ha opplysninger om nødvendige oppholdstider og arealbehov. Magnussen (1991a) anslår arealbehovet til 0,1 - 0,3 m²/pe, avhengig av ettermodningstiden. Ved reaktorkompostering er det mulig å regulere lufttilførsel, fuktighet,

oppholdstid og blandingsforhold slam/tilsatsmateriale på en kontrollert måte. Varmetapet reduseres dessuten fordi reaktorene normalt er isolerte.

Av forskjellige reaktortyper kan nevnes :

- Trommelreaktorer: Dano, Bühler, HKS og Vaa Biomiljø (norsk reaktor under utvikling)
- Rektangulære reaktorer: INKA, Metro-Waste (USA), Dansk Bioteknik
- BAV-reaktoren: Bekkelaget renseanlegg (nedlagt).

6.5.3 Driftserfaringer

I Norge er det i dag i drift flere frilandskomposteringsanlegg: bl.a i Drammen, Kristiansand, Vennesla, Nedre Eiker og Ringerike kommune. Det er to store komposteringsanlegg med luftet plate: Isi (VEAS) og Overhalla (Midtre Namdal Avfallsselskap). Når det gjelder reaktorkompostering, har Vaa Biomiljø en fullskala reaktor i Sauherad. Denne behandler slammet fra Tinn kommune, men foreløpig mangler vi erfaringsdata fra reaktoren. BAV-reaktoren på Bekkelaget renseanlegg i Oslo ble nedlagt i 1986 etter fem års drift. Grunnene til nedleggelsen var:

- Høye netto driftskostnader
- Kortslutningsstrømmer i reaktoren
- Betydelig slitasje og korrosjon på maskinelt utstyr
- Vanskeligheter med å holde jevn fuktighet i reaktoren.

Kompostering har mistet mye av sin popularitet i Norge i de siste årene, bl.a. pga. høye kostnader, stort arealbehov, driftsproblemer og myndighetenes manglende krav til stabilisering og hygienisering av kloakkslam. I andre land er imidlertid kompostering høyst aktuelt, f.eks. i USA og Nederland. Når SFT's nye regelverk for slam blir innført, vil antakelig også interessen for kompostering i Norge øke igjen, spesielt for slam fra renseanlegg mindre enn ca. 20.000 pe.

Erfaringer fra forsøk med kompostering av kalkfelt slam på Lindum fyllplass i Drammen i 1989 kan oppsummeres slik (Vråle, 1990):

- Slam blandet med sagflis eller bark i forhold 1:1 komposterer villig.
- Temperaturen har i den gunstigste perioden vært 50-65°C. (maks. 86°C).
- Strukturen på komposten var jordaktig.
- Det var ingen ubehagelig lukt ved vending.
- Slam uten tilsatsmateriale komposterte ikke, antageligvis pga. for tett struktur. I en av disse haugene som ikke ble vendt, var det noe luktutvikling etter 4 måneder.
- Tørrstoffinnholdet har økt fra 25% til ca. 50% TS i løpet av fem måneder.
- Det ble oppnådd ca. 50% vekt- og volumreduksjon.
- De hygieniske forholdene var bra både i råslam og kompost. Det ble imidlertid ikke tatt prøver av parasittegg.
- Komposten har vakt betydelig interesse bl.a. hos bøndene.

Ved kompostering på luftet plate er det viktig å konstruere platen slik at luftfordelingen blir god, at sivevannet ikke samles i lufrørene, og at vedlikehold ikke vanskeliggjøres. Midtre Namdal Avfallsselskap har gode erfaringer med sitt system, mens erfaringene fra Isi er mindre gode.

Luftingen av massen styres normalt av et tidsprogram basert på erfaringer fra driften av anlegget. De viktigste styringsparametre for kompostering på luftet plate kan være:

- Kombinasjon blås/sug
- Årstid/klimatiske forhold
- Hvor langt prosessen har kommet
- Temperaturutviklingen i massen
- Oksygeninnhold.

Erfaringsmessig er temperaturen den beste parameter å styre prosessen etter. Vanligvis skjer dette manuelt fordi avanserte styresystemer blir uhensiktsmessige og kostbare. Det bør ikke tilføres mer luft enn det som er nødvendig for å få aerobe forhold i slamblanding. Ved for stor lufttilførsel øker temperaturtapet fra overflaten, og luktproblemene kan bli større.

Også ved reaktorkompostering gir styring av lufttilførselen basert på temperatur best resultat (Holmström, 1986) fordi:

- Måleteknikken er enkel og pålitelig
- En oppnår informasjon om flere parametre i reaktoren.

Erfaringsmessig utvikles det lukt ved kompostering av slam. Anlegget bør derfor ligge i god avstand fra folk, eller man bør ha en eller annen form for luktfjerning ved reaktorkompostering eller kompostering på luftet plate. Ved å suge luften gjennom slamblanding og blåse den gjennom et lag med ferdig kompost, kan luktulempene reduseres betraktelig (Magnussen, 1991a).

Tilsatsmateriale som ikke er blitt nedbrutt, vil kunne siktes/soldes ut av komposten slik at komposten får en mer anvendelig struktur, samtidig som en del av tilsatsmaterialet kan brukes om igjen. Tapet av trellis ved resirkulering i USA har vært i størrelsesorden 25-30% (EPA, 1979). VAV antyder et behov for tilsatsmateriale på fra 2 til 3,5 ganger volumet av slammet ved slam med tørrstoffinnhold fra 15 til 25% (Holmström, 1982). Lager for tilsatsmateriale bør utformes som betongbunkers med tak for å hindre oppbløting ved regnvær.

Sikting av ferdig kompost kan utføres både med vibrerende og roterende sikter. Sikting av regnvåt kompost vil gi problemer og bør derfor foretas etter opptørking på tørrværsdager. Kapasiteten på siktanleggene bør derfor være stor.

6.5.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Kvaliteten på ferdig kompost vil avhenge mye av hvordan komposteringen har foregått. Frilandskompostering uten tilsatsmaterialer og/eller med få vendinger vil som regel gi en

dårlig stabilisert og hygienisert kompost. Ved bruk av tilsatsmateriale, kontrollert lufting og styring etter temperatur i slamblendingen, vil man ha mye større forutsetninger for å kunne få en godt stabilisert og hygienisert kompost.

Godt omdannet kompost vil ha en jordlignende struktur og egne seg utmerket til jordforbedringsmiddel. Kompost vil være tørrere (som regel over 40% tørrstoff) og mer fiberrikt enn anaerobt stabilisert slam, og nitrogen vil for det meste være organisk bundet slik at faren for at nitrogen skal forsvinne til luft og vann blir liten. Tørrstoffmengden i selve slammet vil bli redusert tilsvarende som ved anaerob stabilisering (25-30%) samtidig som det skjer en uttørring av slammet, men ved bruk av tilsatsmateriale vil volumet likevel kunne bli større enn råslamvolumet (avhengig av om man sikter komposten etterpå). Godt omsatt kompost som etterpå er siktet, vil kunne selges direkte som jordforbedringsmiddel.

6.5.5 Arbeidsmiljø

Kompostering kan utføres på mange forskjellige måter med ulike konsekvenser for arbeidsmiljøet. Reaktorkompostering i en lukket beholder vil kunne medføre mindre ulemper enn vanlig frilandskompostering med vending av komposten med f.eks. hjullaster. Normalt vil kompostering medføre en del luktulempen for driftspersonale og omgivelsene, spesielt ved vending av haugene, og prosessen er svært arbeidskrevende.

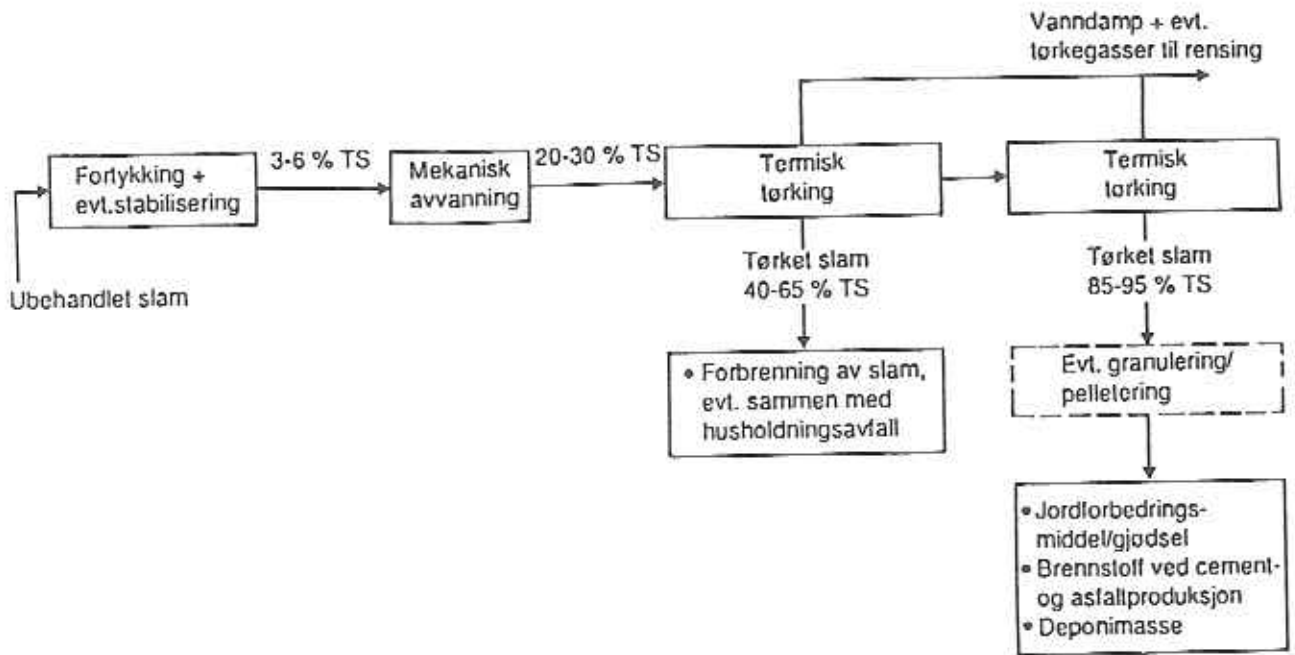
6.6 Termisk tørking i kombinasjon med anaerob stabilisering

Kapittel 5.2 omhandler anaerob stabilisering av slam. Ved kombinasjonen anaerob stabilisering og termisk tørking får vi et slam som både er stabilisert, hygienisert, og med høyt tørrstoffinnhold (over 85% tørrstoff). Ved en anaerob stabilisering av slammet vil man også få biogass som kan brukes som energikilde for tørkeprosessen. Vi skal her beskrive prosessen termisk tørking, og egenskapene til slam som både er anaerobt stabilisert og termisk tørket.

6.6.1 Prosessbeskrivelse

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slammet etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85-95% TS-innhold i slammet, men tørkingen kan også avsluttes ved et TS-innhold på 40-65% dersom slammet etterpå skal forbrennes (se figur 6.6.1). Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffet i slammet være over 85% for å få god lagringsstabilitet.

Tørket slam (85-95% TS) vil foreligge som en relativt inhomogen masse bestående av alt fra finkornig pulver til større klumper, dersom det ikke benyttes utstyr for å pelletere eller granulere slammet. Ved nye tørkeanlegg er slikt utstyr tatt i bruk når det ferdige slamproduktet skal brukes som jordforbedringsmiddel/gjødsel på jordarealer. I enkelte tørkeanlegg sikter man det tørkede slammet, og resirkulerer det fineste og groveste materialet til prosessen.

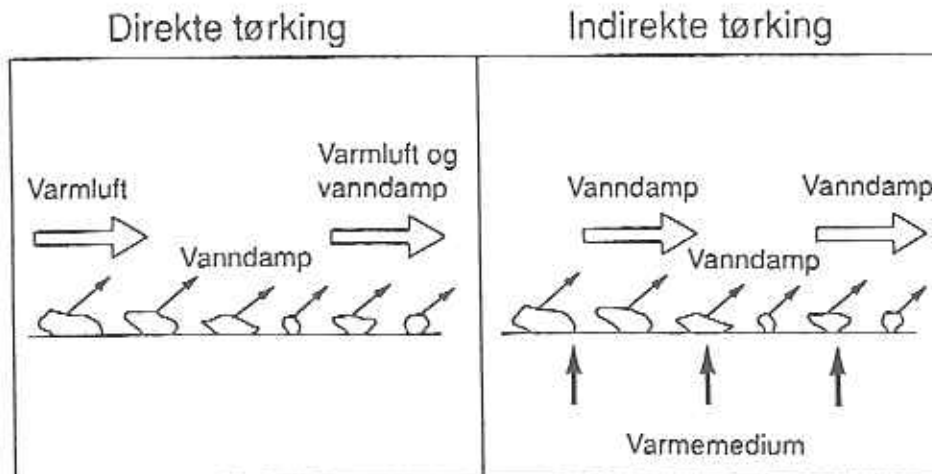


Figur 6.6.1 Hovedelementene i et anlegg for termisk tørking av slam.

6.6.2 Dimensjonering

Det finnes en rekke fabrikat av tørkeutstyr for kloakkslam på det internasjonale markedet, men prinsipielt kan disse deles inn i to hovedgrupper (se figur 6.6.2):

- direkte tørking (konveksjonstørking)
- indirekte tørking (kontakttørking).



Figur 6.6.2 Prinsipper for termisk tørking av slam.

Ved direkte tørking føres varm luft, vanndamp eller forbrenningsgasser direkte i kontakt med slammet, og en stor del av slammets vanninnhold vil fordampe. I lukkede systemer som arbeider med damp som tørkemedium, vil overskuddsdampen fra slammet bli kondensert ut, mens i åpne systemer vil tørkemediet (damp eller forbrenningsgasser) forlate tørken sammen med partikler (støv) og illeluktende gasser fra det tørkede slammet. Direkte tørking av slam medfører derfor en relativt omfattende rensing av gassene for å kunne tilfredsstillende vanlige standarder for utslipp til atmosfæren. Vanlige typer av direkte tørker er roterende trommel-tørker (f.eks. Swiss Combi), virvelsjikts ("fluidized bed") tørker (f.eks. Asca Brown Bovcri) og håndtørker (f.eks. SEVAR-tørken).

Indirekte tørking er karakterisert ved at varmemediet (damp, evt. termo-olje) og slammet holdes adskilt ved hjelp av en metalloverflate (kfr. varmevekslere). Dette innebærer at mengden forurensede avgasser (damp) fra tørkeprosessen blir liten sammenlignet med den direkte tørkingen, og både gassrensing og varmegjenvinning kan gjøres enklere. Det største problemet med indirekte tørking er kanskje det avvannede slammets tendens til å klebe seg fast på varmeoverflaten i den første delen av tørkeprosessen (størst problem ved slam med TS-innhold mellom 50 og 65%). Dette problemet har noen fabrikanter løst ved å resirkulere en andel av ferdig tørket slam til innløpet av tørkeenheten. Vanlige typer av indirekte tørker er skivetørker (f.eks. Stord Rotadisc-tørker), tynnsjiktstørker og rørtørker (f.eks. Kværner Eureka's Multicoil-tørker). Hovland (1991) har beskrevet de forskjellige tørkeprosessene mer i detalj.

Ved valg av prosess skal man være oppmerksom på at enkelte av prosessene er laget for å kjøres helkontinuerlig, og har svært lang igangkjøringstid (opptil 8 timer), mens andre prosesser egner seg bedre til intermitterende drift (ca. 1/2 times igangkjøringstid).

Følgende parametre er viktige ved dimensjonering av tørkeutstyr for kloakkslam:

- Slamproduksjon, gjennomsnitt og variasjon
- Tørrestoffinnhold i slammet etter mekanisk avvanning
- Temperatur i inngående slam til tørken
- Tørrestoffinnhold i sluttproduktet
- Driftsmåte (kontinuerlig/diskontinuerlig)
- Slammets forhistorie/type slam
- Fremtidig slamproduksjon

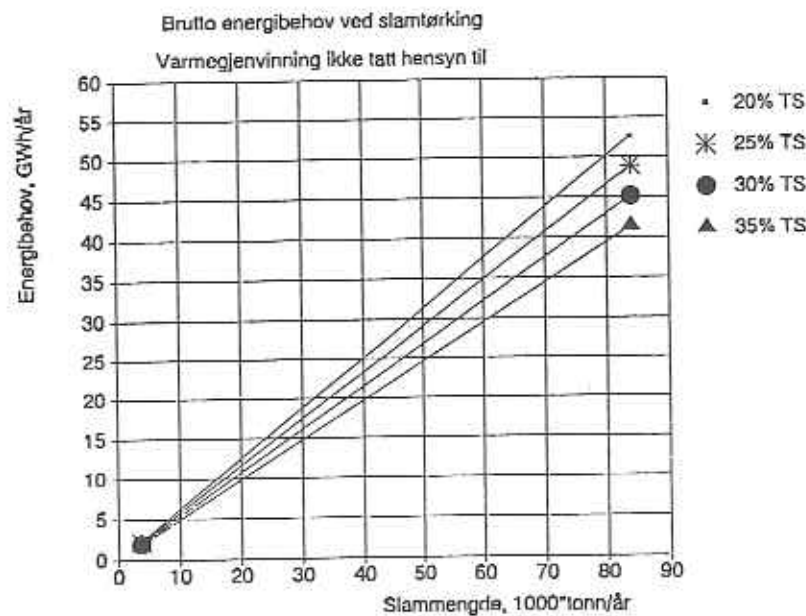
Tørking av slam krever tilgang på høyverdig energi som gass, olje etc. ettersom tørkeprosessen forutsetter betydelig høyere temperatur enn 100°C. Energibehovet vil teoretisk bestå av følgende poster:

- Energi til å varme opp tørrestoffet i slammet (Varmekapasitet for slamtørrestoff: 1,2 kJ/kg·°C)
- Energi til å varme opp vannet i inngående slam (Varmekapasitet for vann: 4,2 kJ/kg·°C)
- Energi til å fordampe vannet (Fordampningsvarme for vann: 2260 kJ/kg)

I tillegg vil det være et strålingsvarmetap og forbruk av elektrisk energi til motorer o.l.

I totalregnskapet vil fordampningsvarmen utgjøre den største posten, ca. 75% av energibehovet. Strålingstapet kan være av størrelsesorden 1-5%. I figur 6.6.3 har vi satt opp bruttoenergiebehovet ved slamtørking som funksjon av slammengde og tørrstoffinnhold. Behovet for el.energi til drift av motorer mm. er ikke vurdert. Ved varmegjenvinning kan 50-80% av tilført energi gjenvinnes i form av varmt vann.

Avgassluften fra tørker vil lukte vondt og inneholde støvpartikler. Det er derfor nødvendig å rense fordampningsluften før utslipp. Støvet kan skilles fra i en sykklon eller et filter. Fordampningsluften kan så renses i et vasketårn hvor også en del varmeenergi gjenvinnes som varmt vann. Kondensatet fra vasketårnet er forurenset og må derfor returneres til rensenanlegget. Luften fra vasketårnet kan forbrennes eller renses i et kullfilter.



Figur 6.6.3 Energibehovet ved slamtørking som funksjon av TS-innhold i inngående slam (Hovland, 1991).

Slammet vil gå gjennom flere faser i tørkingen (Siefert m.fl., 1991):

Tørrstoffinnhold	Konsistens
Under ca. 40%	Pastalignende
Mellom ca. 50 og 60%	"Klabbete", limaktig
Over ca. 60%	Tørt, kornete
Over ca. 90%	Biologisk stabilt under lagring, men tilbøyelig til selvantennelse og vannopptak (hygroskopisk).

6.6.3 Driftsresultater

Det ble i 1992 satt i drift et termisk tørkeanlegg ved det nye rensanlegget for Nord-Jæren. Det er imidlertid ikke erfaringer fra regulær drift ennå fordi det har vært en del innkjøringsproblemer. En del tørkeanlegg for kommunalt slam har periodevis vært i drift i Sverige siden begynnelsen av 1970-tallet (Hökervall, 1972), men forøvrig er metoden lite utbredt i Skandinavia. Erfaringene med de svenske anleggene var relativt negative, bl.a. pga. dårlige arbeidsmiljøforhold (støv og lukt) og høye energikostnader. Nyere erfaringer fra bl.a. Tyskland (Reimann, 1989), Sveits (Conradin og Wiesmann, 1990; Grüter, Matter og Dehlmann, 1990), Frankrike (Lavasseur, 1987), og USA (Wolstenholme, 1990; Bush, 1990) viser imidlertid at det har skjedd en betydelig teknologiutvikling, spesielt når det gjelder energiutnyttelse/varmegjenvinning og tiltak for å bedre arbeidsmiljø (helt lukkede prosesser) og det ytre miljø (gass/luftrensing). De tekniske løsningene for tørking av slam synes derfor nå å ha nådd et tilfredsstillende nivå ut fra et driftsmessig syn.

EPA (1979) påpeker at korrosjon og erosjon av utstyret har vært et problem ved flere anlegg. Særlig har bruken av jernklorid som kondisjoneringsmiddel for slammet før avvanning medført korrosjonsproblemer i tørkeutstyr. Bruk av ca. 10% kalk til avvannet slam har redusert problemene med erosjon og korrosjon i Bamberg (Reimann, 1989). Slam som er tilsatt kalk som kondisjoneringsmiddel, får en løs og grynet struktur som medfører at slammet vil være enkelt å tørke. Forsøk har vist at det ikke oppstår klebeproblemer ved slikt slam (Holdhus, 1990).

Fett i slammet kan føre til koksdannelse på varme overflater (Hovland, 1991). Lukt- og støvproblemet kan vanligvis løses ved at tørkeanlegg, transportsystem og eventuelt pelleteringsanlegg bygges som et lukket system med undertrykksventilasjon. Det bør også legges vekt på lydisolasjon for å redusere støynivået, og det tørkede slammet bør avkjøles for å redusere faren for brann og støvexplosjon.

Utråtnet, kjemisk slam vil være lettere å tørke enn kjemisk slam som ikke er utråtnet. Dette skyldes at nedbrytningen av organiske forbindelser ved utråtningen gir et mer porøst slam etter avvanning (Utvik, 1990). Biologisk slam vil trolig være den mest problematiske slamtypen mhp. tørking.

Avvanningsmetodikken vil også ha betydning for tørkeprosessen. Utråtnet, kjemisk slam som er avvannet i silbåndpresse vil ha en bedre struktur mhp. tørking enn tilsvarende slam som er avvannet i sentrifuge (Hovland, 1991).

Tørket slam bør lagres under tak for å hindre at det suger til seg vann. Det bør også være skjernet mot vind.

6.6.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Anaerobt stabilisert, tørket slam skal ha et tørrstoffinnhold på over 85%, og vil dermed være støvtørt. Hvis slammet ikke er siktet, vil det inneholde både støv og grove partikler. Siktet

eller granulert/pelletert slam vil være lettere å håndtere og være støvfritt. Dette er sannsynligvis også den slamkvaliteten som vil egne seg best, dersom det blir aktuelt å bruke slam i skogbruket (Øyen, 1991).

Tørket slam vil med sin støvtørre konsistens være enkelt å spre på jordbruks- eller grøntarealer. Det kan spres i små mengder pr. arealenhet, og enkelt og lett tilgjengelig spredeutstyr kan benyttes.

Ett tonn tørket slam vil bare oppta mellom en tredel og en firedel av den plassen vanlig avvannet slam opptar, slik at det vil kreve mye mindre lagrings- eller deponeringsvolum enn annet slam. Det vil også kunne forbrennes direkte uten tilleggsbrensel (nødvendig tørrstoff for å oppnå dette er ca. 40-65%).

6.6.5 Arbeidsmiljø

Tørking av slam i moderne tørkeanlegg foregår vanligvis i et lukket system hvor luften blir rensert før den slippes ut igjen. Tørket slam som ikke blir pelletert eller granulert, vil medføre store støvproblemer.

6.7 Langtidslagring

Langtidslagring av slam er bare aktuelt for mindre slammengder, da det både er arealkrevende og innebærer betydelig risiko for luktsjenanse. Ved lagring av avvannet råslam i hauger utendørs vil det gradvis skje en omsætning av organisk materiale, og patogene organismer vil dø ut. Hvor lang tid det tar før slammet er stabilisert og hygienisert, avhenger bl.a. av slamtype og klima på stedet. Etter 3-4 års lagring vil man normalt ha et slam som kan sammenlignes med slamkompost både når det gjelder lukt, hygiene og konsistens/struktur. Eventuelle parasittegg kan imidlertid fortsatt være infektive.

Slamlagring må foregå i god avstand fra bebyggelse og allmenn ferdsel. Veiledende avstand til bebyggelse er for råslam minimum 500 m. Ved lokalisering av slamlager må det vurderes om topografi, vegetasjon og vindretning er slik at det likevel kan oppstå luktproblemer.

Slamlagerplassen skal ikke lokaliseres til områder med ras- eller flomfare, og det skal være forsvarlig avsperrert for mennesker og dyr.

Vannmengden som tilføres slamlageret skal begrenses mest mulig og bare omfatte den nedbør som faller på selve lagringsplassen.

Grunnen under slamlageret må ha en viss kapasitet for infiltrasjon kombinert med god, naturlig renseevne.

Fyllingshøyde skal ikke være større enn 1-2 m.

Før et slamlager skal det foreligge en klargjøringsplan. Det skal også utarbeides en driftsplan og driftsinstruks.

7. AVVANNING AV SLAM

7.1 Prosessbeskrivelse

7.1.1 Sentrifuger

Ved sentrifugering separeres slampartikler fra slamvannet ved hjelp av sentrifugalkrefter. Sentrifugalkreftene ligger i området 500-3000 G. Det finnes flere typer av sentrifuger, men det er dekanter-sentrifugene som er nesten enrådende når det gjelder avvanning av kloakkslam. Det er derfor bare denne typen som blir omtalt videre her.

Ved en dekanter-sentrifuge slynges slampartiklene mot veggene i en roterende sylinder (trommel) og føres videre ut av denne med en innvendig transportskrue via den koniske enden av trommelen. Slamvannet (rejektvannet) ledes ut via justerbare åpninger i den andre enden av trommelen. Fig. 7.1.1 viser de to hovedprinsippene for dekanter-sentrifuger.

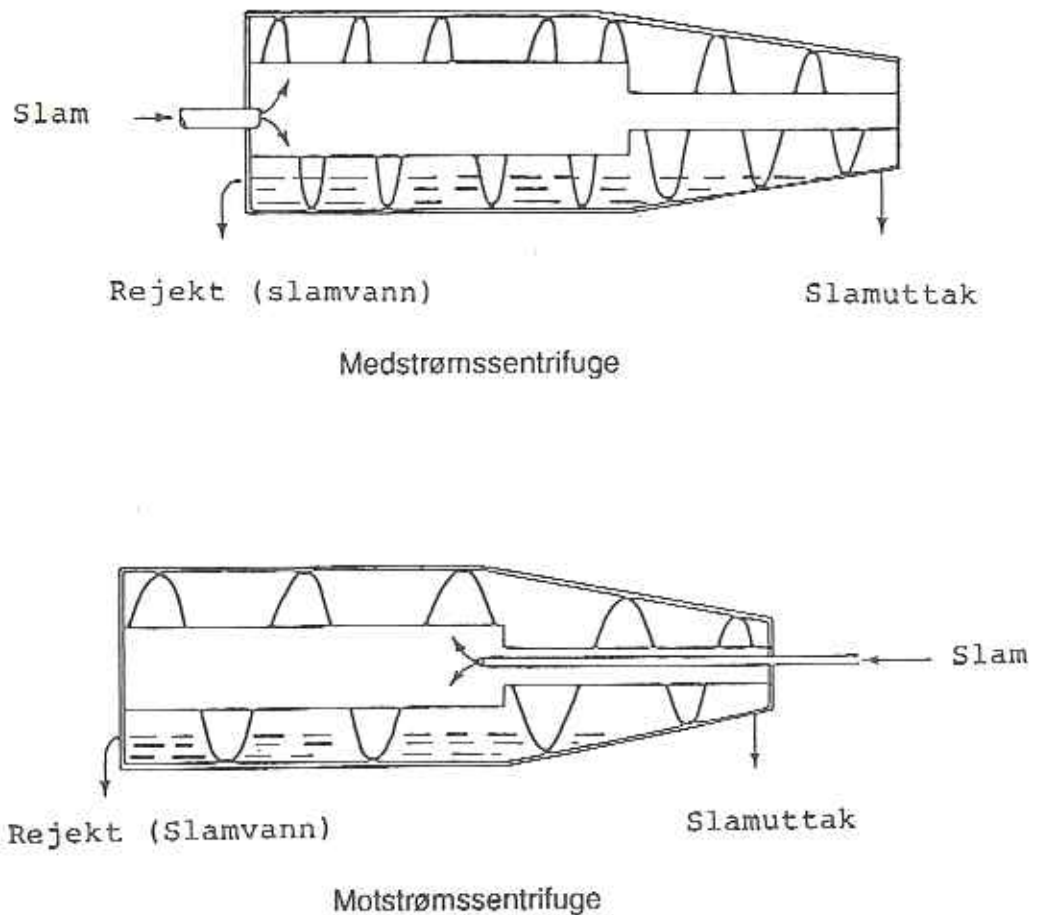


Fig. 7.1.1 Prinsippskisse av medstrøms- og motstrøms sentrifugering.

7.1.2 Silbåndpresser

Ved silbåndpresser separeres slampartikler fra slamvannet ved passasje gjennom en bevegelig filterduk. Silbåndpresser finnes i en rekke utførelser, fra 1-trinns til 3-trinns, men det er nesten bare 3-trinns presser som i dag brukes for avvanning av kloakkslam.

Fig. 7.1.2 viser hovedprinsippene for en 3-trinns silbåndpresse.

I dreneringssonen er det bare gravitasjonskrefter som virker, men allikevel fjernes 25-50 % av det slamvannet som kan fjernes ved silbåndpresser dersom kondisjoneringen er tilfredsstillende. Det delvis avvannede slammnet kommer deretter inn i en trykksone hvor et tett bånd blir presset mot slammnet på silbåndet, hvorved mer vann blir presset ut. Til slutt passerer båndene, med slamkaken imellom, over valser med mindre og mindre diameter og ytterligere vann presses ut. Det kontinuerlige silbåndet spyles rent etter at slamkaken er skrapet av.

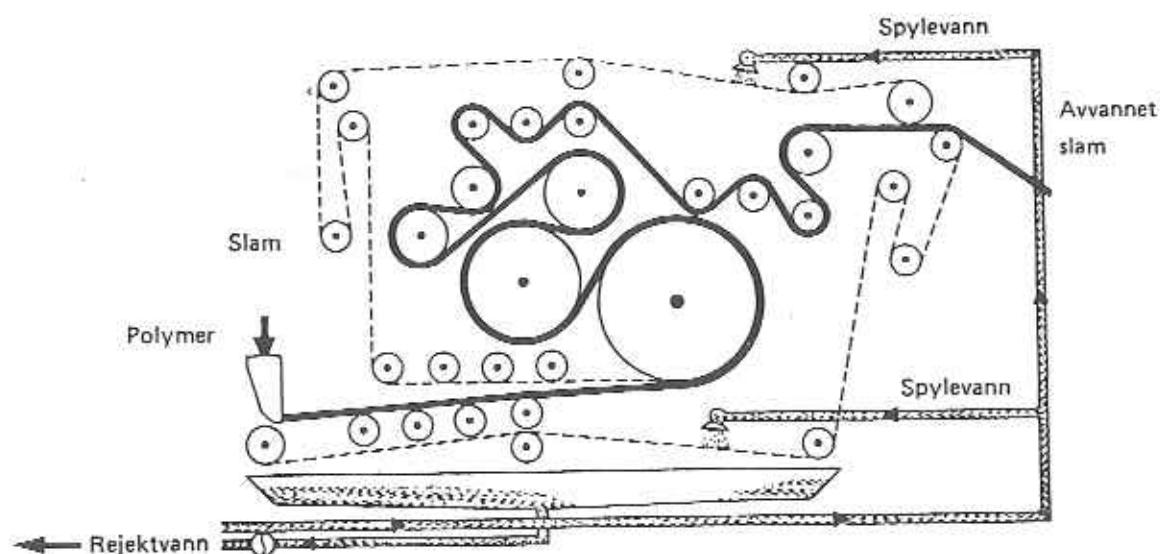


Fig. 7.1.2 Prinsippkisse av en 3-trinns silbåndpresse.

7.1.3 Kammerfilterpresser

Avvanning av slam i kammerfilterpresser skjer også ved filtrering, idet slammnet pumpes inn i flere parallellkoblede kamre som er kledd med filterduk. Innpumpingen av slam pågår inntil filtreringsmotstanden (pumpetrykket) når en gitt grenseverdi (5-7 bar). Deretter åpnes kamrene, og slamkakene faller ned i underliggende oppsamlingssystem. Filterduken spyles etter behov før en ny avvanningssyklus starter. Kammerfilterpressen er følgelig et diskontinuerlig avvanningsutstyr, men åpning av kamre, rengjøring etc. kan til en viss grad automatiseres. Fig. 7.1.3 viser hovedprinsippene for en tradisjonell kammerfilterpresse.

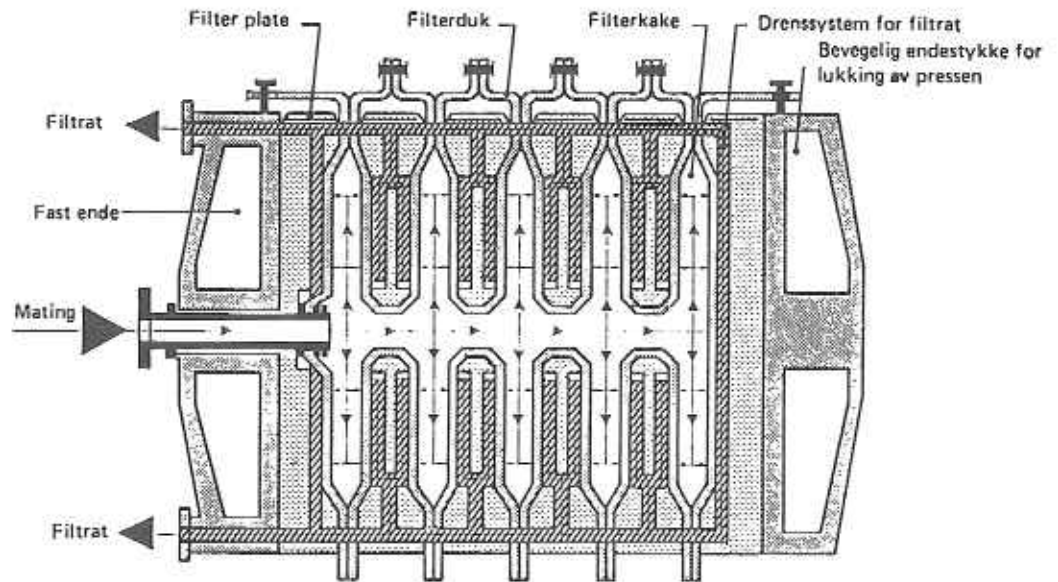


Fig. 7.1.3 Prinsippskisse av en kammerfilterpresse.

En videreutvikling av kammerfilterpressen er den såkalte membranfilterpressen. I forhold til en konvensjonell presse, er innpumpingstiden for slam kortere (< 1 time), og ved avsluttet innpumping settes filterkamrene under trykk ved hjelp av trykkluft eller trykkvann som føres inn i separate kamre mellom hvert filterkammer. På denne måten oppnås en kortere syklusid dvs. kapasiteten på membranfilterpressen øker i forhold til en konvensjonell presse og i tillegg fås et noe høyere TS-innhold i slamkaken.

7.2 Dimensjonering

Ved dimensjonering av avvanningsutstyr må en først ta stilling til hvor mange timer pr. dag og pr. uke som utstyret skal være i drift og i hvilken grad en vil automatisere driften. Likledes er det viktig å avklare behovet for reservekapasitet dersom utstyret må repareres utenom planlagte tidspunkt.

Avvanningsanlegg som skal gå betjent maks. 6 timer pr. dag, bør dimensjoneres for å kunne avvannet hele slamproduksjonen i løpet av maks. 30 timer pr. uke. Avvanningsanlegg som skal gå ubetjent, bør dimensjoneres for driftstid på maks 120 timer pr. uke fordelt over 6 døgn, dvs. 20 timer pr. døgn (Magnussen, 1991b).

Ved større renseanlegg bør avvanningsanlegget ha 33-100% reservekapasitet, avhengig av antall avvanningsenheter (2-4), fordi et havari på avvanningsutstyret vil kunne lamme hele renseanlegget da slamlagringskapasiteten i et renseanlegg sjelden overstiger 1 uke.

Ved ubetjent drift må renseanleggene ha lagringsvolum for avvannet slam enten i silo eller i containere. Lagringsvolumet bør være tilstrekkelig til å dekke en langhelg (3-5 døgn).

7.2.1 Sentrifuger

I de senere årene er det blitt ganske vanlig å dimensjonere sentrifugeinstallasjoner ved større renseanlegg for automatisert, ubetjent drift i f.eks. 20 timer pr. døgn (Magnussen, 1991b). Dette innebærer en vesentlig bedre utnyttelse av investert kapital og i tillegg en jevnere tilbakeføring av rejektivann til renseanleggets innløp. Ubetjent drift forutsetter imidlertid et styresystem, som vanligvis baseres på målinger av innpumpet tørrstoffmengde (slammengde x TS-innhold) og i tillegg korrigerer for innholdet av suspendert stoff i rejektivannet.

7.2.2 Silbåndpresser

For silbåndpresser er det ikke noe problem å ha ubetjent drift utover vanlig arbeidstid, basert på enkel automatikk, men foreløpig er det ikke vanlig å ha styringssystemer som automatisk regulerer innpumpet slammengde og polymerdosering. De tekniske spesifikasjoner for silbåndpresser (f.eks. båndhastighet, type filterduk, spylcvannsförbruk etc.) varierer mye for de ulike typer silbåndpresser og det henvises derfor til leverandørenes egne data.

7.2.3 Kammerfilterpresser

Kammerfilterpresser er lite egnet for automatisk ubetjent drift, da det må være en manuell kontroll av at kamrene blir skikkelig tømt for slam mellom hver avvanningsyklus. Avhengig av renseanleggets størrelse er det vanlig å opererer med 1-3 skift pr. døgn ved dimensjonering av kammerfilterpresser. Forøvrig dimensjoneres pressene (volum pr. kammer og antall kammer) ut fra slammengde (inkl. kalkdosering) og antatt avvanningstid pr. syklus. Det vil ofte være hensiktsmessig å utføre avvanningsforsøk i pilotskala før man dimensjonerer fullskala kammerfilterpresser. Dette forutsetter imidlertid at den aktuelle slamtypen er tilgjengelig.

7.3 Driftsresultater

Ved drift av slamavvanningsutstyr er det en rekke forhold som må tillegges vekt. De viktigste er:

- Lavt innhold av suspendert stoff i slamvannet (høy gjenvinningsgrad).
- Høyt tørrstoffinnhold i slamkaken.
- Lavt forbruk av kondisjoneringmidler.
- Lavt energiforbruk.
- Høy driftsstabilitet og fleksibilitet.
- Lavt vedlikeholdsbehov.
- Godt arbeidsmiljø (lite støy, lukt og aerosoler).

Magnussen (1991b) har sammenstilt erfaringsdata for TS-innhold i slamkake og polymerforbruk (kalkforbruk) ved en del norske renselanlegg (se tabell 7.3.1).

Tabell 7.3.1 Avvanningsresultater fra noen norske renseanlegg (Magnussen 1991b)

Avvanningsutstyr	Anlegg	Anleggs-størrelse (pe)	Renseprosess ¹⁾	Slambeh. før avvanning ²⁾	TS-innh. i slamkake (%)	Polymerforbruk (kg/tonn ^{TS})
SENTRIFUGER	Bekkelaget	200.000	M/K/B	AN	25	5-6
	FOA	90.000	M/K	P/AN	30-33	1,5
	SIA (Alvim)	60.000	M/K	AE/AN AN	32-39	1,5 - 2,5
	S. Follo	50.000	M/K	INGEN	22-23	3,3
	Monserud	16.000	M/K	INGEN	20-25	3,9
	Knappen	63.000	M/K	INGEN	27-28	3-4
	Mjøndalen	10.000	M/K	INGEN	20	2,0
	Muusøya	22.000	M/K	INGEN	25	
	Linnæs	26.500	M/K		25	1,4
SILBÅND PRESSER	N. Follo RA	40.000	M/K	AE/AN	24	2,7
	2 HIAS	70.000	M/K	INGEN	30-35 ³⁾	1,5
	Sellikdalen	90.000	M/B/K	INGEN	18-19	3-4
	Kambo	24.000	M/K	INGEN	22-23	1,7
		16.000	M/K	INGEN	23	1,5
KAMMERFIL-TERPRESSER	VFAS	650.000	M/K	INGEN	35 ³⁾	250 kg Ca(OH) ₂ /tonn ^{TS} ³⁾

¹⁾ M=mekanisk rensing, K=kjemisk rensing, B=biologisk rensing

²⁾ AN=Anaerob stabilisering, AE=aerob termofil forbehandling, P=pasteurisering

³⁾ VFAS bruker kalk som kondisjoneringmiddel og TS-innholdet i slamkaken omfatter også tilført kalk. RA-2 tilsetter ulesket kalk til avvannet slam og TS-innholdet i slamkaken omfatter også tilført kalk.

Innhold av suspendert stoff i slamvannet blir ikke målt regelmessig ved de fleste norske renseanlegg, men basert på vanlige garantikrav og erfaringer forøvrig, er det i tabell 7.3.2 angitt verdier som man bør tilstrebe å overholde ved drift av avvanningsutstyr.

Tabell 7.3.2 Akseptabelt innhold av suspendert stoff i slamvann fra mekanisk avvanningsutstyr (Storhaug, 1985)

Avvanningsutstyr	Innhold av suspendert stoff i slamvannet (g/m ³)
Sentrifuger	< 1500
Silbåndpresser	< 1000 *)
Kammerfilterpresser	< 750

*) Verdien gjelder slamvann som er fortynnet med spylevann fra pressen.

Øvrige erfaringer med de tre hovedtypene av avvanningsutstyr er sammenstilt i tabell 7.3.3 Denne tabellen bygger delvis på en amerikansk "design manual" (EPA, 1982), men er forøvrig tilpasset norske driftserfaringer.

Tabell 7.3.3 Sammenligning av slamavvanningsmetoder

METODE	FORDELER	ULEMPER
SENTRI- FUGER	<ul style="list-style-type: none"> - Liten plass, enkel innbygging, bra arbeidsmiljø - Små problemer ved slam med dårlige avvannings egenskaper - Relativt lave investeringskostnader - Automatisert drift mulig 	<ul style="list-style-type: none"> - Stor slitasje ved sandholdig slam - Høyt energiforbruk - Dårlig rejektivann ved ugunstige driftsbetingelser
SILBÅND-PRES- SER	<ul style="list-style-type: none"> - Lavt energiforbruk - Lite sløy - Enkel, kontinuerlig drift 	<ul style="list-style-type: none"> - Stor følsomhet for variasjoner i avvannings egenskaper hos slam - Kort levelid på silbånd - Hydraulisk kapasitets begrensning - Vanskelig å få godt arbeidsmiljø
KAMMER-FIL- TER-PRESSER	<ul style="list-style-type: none"> - Gir høyt TS-innhold, lett å håndtere avvannet slam - Bra kvalitet på rejektivann 	<ul style="list-style-type: none"> - Diskontinuerlig drift - Stort tilsynsbehov - Høye investeringskostnader - Stort arealbehov og vekt

7.4 Endring av slammengde og slamkvalitet

Avvanning av slam påvirker i første rekke konsistensen til slammet, og denne har stor betydning både når avvanningen er siste behandlingsprosess før endelig disponering og når det kommer en etterfølgende slambehandling (f.eks. kompostering, kalkbehandling eller termisk tørking). Det er flere forhold som bestemmer slamkonsistensen etter avvanning:

- Type renseprosess(er) og type slambehandlingsprosess(er) før avvanning.
- Type avvanningsutstyr.
- Polymer eller kalk som kondisjoneringsmiddel.
- TS-innhold i avvannet slam.

TS-innholdet i avvannet slam er vanligvis den eneste parameter som brukes for å karakterisere slamkonsistens. Tyske retningslinjer for deponering av slam i fyllinger stiller imidlertid også krav til slammets skjærfasthet (kN/m^2) for å sikre at fyllingene får tilstrekkelig stabilitet.

I de tilfeller hvor slammet skal brukes på jordarealer, vil slam som ikke behandles videre etter avvanning, bli kjørt til en eller annen form for mellomagring før det går til endelig disponering (jordbruk, grøntarealer). Selve mellomagringen vil kunne endre slammets karakter (konsistens) ganske betydelig idet det skjer en ytterligere opptørking og omsetning av slammet, og man kan oppnå en mer jordlignende konsistens.

7.5 Arbeidsmiljø

Arbeidsmiljøet ved slamavvanning avhenger av type avvanningsutstyr. Det er nå mer og mer vanlig å bygge inn avvanningsutstyret, spesielt silbåndpresser, hvor slammet ikke er kapslet inne i maskinen. Rejektvannet fra avvanningsmaskiner kan inneholde mye hydrogensulfid, og det er derfor viktig å ha dette innkapslet med skikkelig avtrekk. Sentrifuger bråker mye, og kan skape vibrasjoner i bygningen den står i dersom den ikke er skikkelig balansert.

8. FORBRENNING AV SLAM

Forbrenning har i første rekke som formål å redusere slammengden som skal deponeres. Dessuten elimineres luktproblem fra deponi. Myndighetenes policy (SFT, 1995) er at man i størst mulig grad skal benytte slammet som jordforbedring, og at man derfor helst bør unngå å brenne slammet. For slam med for høyt tungmetallinnhold kan derimot metoden være den mest økonomiske, og den kan også bli aktuell dersom avsetningen av slam som jordforbedringsmiddel/gjødsel skulle stoppe opp i fremtiden.

8.1 Prosessbeskrivelse

Ved forbrenning av slam omdannes det organiske stoffet til uorganiske forbindelser ved en oksidasjonsprosess. Samtidig fordampes vannet slik at volumet av asken fra forbrenningen bare utgjør ca. 5-10% av volumet til avvannet slam (25% TS). Ved forbrenningen kan man få et energioverskudd, men man vil ikke kunne benytte asken som jordforbedringsmiddel, og man vil måtte foreta en omfattende røykgassrensing. Organiske miljøgifter kan nedbrytes i prosessen, men det kan også være fare for at det dannes nye (f.eks. dioksiner). For å redusere utslippene av forurensingskomponenter til luft (støv, SO₂, NO_x, HCl, CO, HF, dioksiner, flyktige tungmetaller), må en omfattende røykgassrensing foretas.

Forbrenning er en flertrinns oksidasjonsprosess som omfatter:

Temperatur	Prosess
Under 100°C	Fordampning av vann rundt faste stoffer
Fra 100 til 180°C	Fordampning av kjemisk bundet vann
Fra 180 til 250-400°C	Flyktige gasser antennes
Fra 400 til 750-1000°C	Forkoksede faste stoffer forbrennes

Forbrenningstemperaturen bør være ca. 850°C for å oppnå en fullstendig forbrenning av det organiske materialet og samtidig holde utslippet av både CO og NO_x på et lavt nivå. Ved stigende temperatur øker innholdet av NO_x, mens innholdet av CO avtar. Ved høyere temperatur enn ca. 900°C vil også slagg- og klinkerdannelse kunne bli et problem (EPA, 1985).

8.2 Dimensjonering

De mest vanlige ovnstypene for forbrenning av slam er:

- Etasjeovner
- Virvelsjiktsovner.

Prinsippet for etasjeovner og virvelsjiktsovner er omtalt av Hovland (1991). Etasjeovnen er den vanligst forekommende, men det er her vanskelig å oppnå fullstendig forbrenning, og man

må derfor vanligvis tilsette støttebrensel i denne ovnstypen. De fleste nye forbrenningsovner for slam i Europa har vært av virvelsjiktstypen (Hovland, 1991). Det finnes også andre ovnstyper som kan tenkes brukt (f.eks. ristovn, roterovn), men disse ovnstypene er lite omtalt i litteratur vedrørende forbrenning av kloakkslam.

I tabell 8.2.1 har vi laget en sammenligning av virvelsjiktsovner og etasjeovner.

Tabell 8.2.1 Sammenligning av etasjeovn og virvelsjiktsovn til slamforbrenning.

Prosess/problem	Virvelsjiktovn	Etsasjeovn
Tilgjengelige ovnskapasiteter	Også mindre enheter	Kun store enheter
Behov for ekstra lufttilskudd (utover det teoretiske)	20-40%	50-150%
Konstruksjon	Gasstett	Undertrykk. Luftlekkasjer bør unngås
Forbrenningsprosess	Enkel å styre (EPA, 1985)	Vanskeligere å holde jevn temperatur i prosessen
Drift	Lettere å starte/stoppe prosessen	Bør drives helkontinuerlig
Sandtilførsel	Behov for supplerings-system for sand	-
Egnethet for fett og skum	Godt egnet	Mindre egnet
Mulighet for fjerning av slagg	Medfører lengre driftstans	Enklere å fjerne
Deler som vil kreve relativt mye vedlikehold	Luftfordelingssystemet	Føreamene, avsatsene, røykgassvifte
Erosjon i røykgassystem	Større enn for etasjeovn	-
Behov for etterbrenning av røykgasser	Nei	Ja
Konsistens på aske	Våt	Tørr (lavere transport- og deponeringskostnader)

Tilsetning av kalk, metallsalter eller polymer kan føre til ekstra slaggdannelse i begge ovnstyper, og drifts- og vedlikeholdskostnadene må forventes å bli større.

Slam kan forbrennes alene eller sammen med annet avfall. Fordeler og ulemper med samforbrenning med husholdningsavfall er:

- Økonomisk og energimessig fordelaktig. Besparelser fra 12 til 26% i forhold til separat forbrenning ved amerikanske kostnadsanalyser (EPA, 1976).
- Forholdet mellom slammengder (ved høygradig rensing) og husholdningsavfall i en region vil kunne muliggjøre autoterm forbrenning (uten behov for tilleggsbrensel) (Reimann, 1989).
- Øker risikoen for slaggdannelse og støvavleiringer i ovnen.
- Slammets relativt høye vanninnhold kan forstyrre prosessen.
- Hvis slammet tørkes før forbrenning, vil vanligvis partikkelinnholdet i avgassene øke (Spinosa m.fl., 1989).
- Erosjon i innvendige konstruksjoner kan bli et mer omfattende problem.
- Husholdningsavfallet bør kuttes opp til 2,5-7,5 cm biter for å få en best mulig forbrenning (Spinosa m.fl., 1989). Metallbiter og glass bør være frasortert husholdningsavfallet, spesielt ved forbrenning i virvelsjiktsovn.
- Slam er et mer homogent materiale enn husholdningsavfall, og vil driftsmessig være lettere å behandle alene (Karlsson, 1989).

Brennverdien for organisk materiale ligger i størrelsesorden 21-23 MJ/kg. Den reelle brennverdien i slam avhenger av tørrstoffinnholdet og andelen organisk stoff. Mekanisk/kjemisk slam med 25% tørrstoffinnhold og 60% organisk stoff, vil ha en effektiv brennverdi på ca. 3,5 MJ/kg avvannet slam (Hovland, 1991).

Dersom man skal unngå bruk av støttebrensel ved forbrenning av slam, bør prosessen i størst mulig grad optimaliseres. Det medfører:

- Optimalisering av kjemisk felling (minst mulig bruk av kalk eller metallsalter)
- Høyest mulig tørrstoffinnhold i inngående avvannet slam.
- Tørring av slammet med varmeenergien fra røygassene.
- Høyest mulig fettinnhold i slammet.
- Optimalisering av lufttilførselen.
- Optimalisering av røygasstemperaturen.
- Optimalisering av forvarming av forbrenningsluften.
- Tilpasning av ovnskapasiteten til slamproduksjonen (ikke overdimensjonerte anlegget).
- Bruk av varmevekslere for å benytte mest mulig av energien i røygasser og vaskevann.

Utslippskravene til slamforbrenningsanlegg vil mest sannsynlig være like strenge som kravene til søppelforbrenningsanlegg. Man må da ha både partikkelfjerning og gassvasking. Partikkelfjerningen kan foregå ved tørr behandling (elektrofiltre, posefiltre eller syklober) eller ved våt behandling (scrubber). Ved slamforbrenning er venturiscrubberer mye benyttet fordi slam-flyveasken er klebrig og kan skape problemer i de andre rensningsretningene. Gassrensing kan utgjøre omtrent 30% av behandlingskostnadene (Robel m.fl., 1989).

8.3 Driftserfaringer

Forbrenning av slam er relativt utbredt i land som Japan, Canada, Frankrike, Sveits, Italia, Østerrike og USA (Spinosa m.fl., 1989). Dette skyldes stor befolkningstetthet og problemer med å få avsetning for slammet i jordbruket. Samtidig er tilgjengelige arealer for deponering av slammet begrenset, og det kan være lang avstand til egnet deponeringsplass.

Driftserfaringer hentet fra en stor driftsundersøkelse av etasjeovner og virvelsjiktovner i USA er vist i tabell 8.3.1. (EPA, 1985).

Tabell 8.3.1 Erfaringer med etasjeovner og virvelsjiktovner i USA (EPA, 1985).

Ovnstype	Utsatte deler	Driftserfaring
Etsajcovn	Avsatsene (etsajene)	Raske temperaturendringer (også i området 700-980°C) kan føre til skade.
	Førearmer, tenner, sentralaksel	Overoppheting kan forårsake skader og problemer. Viktig at kjølesystem fungerer, og at slammating holdes innenfor et relativt snevert variasjonsområde.
	Førearmer, tenner	Klorider i slammet kan forårsake korrosjonsskader. Spesielt aktuelt ved bruk av jernklorid som fellingskjemikalie eller kondisjoneringsmiddel.
	Sentralaksel	Kan være utsatt for sprekkdannelse i isolasjonsmaterialet.
	Røykgassvifte	Avsetninger av tjære, sot, fett m.m. kan skape ubalanse og vibrasjoner. Brennbar avsetninger kan forårsake brann. Viften bør derfor rengjøres med jevne mellomrom. Riktig dimensjonering er viktig for å få full forbrenningskapasitet og unngå støy.
	Omløpsspjeld	Det har ofte forekommet lekkasjer i omløpssystemet, og dette fører til økt belastning på scrubber og røykgassviften, eller utslipp av ubehandlede gasser. Spjeld og kobling til ovnene må være solid utført, og jevnlig tilsyn er påkrevd. Overoppheting av ventilaksel/-lager har forekommet, men kan unngås ved å adskille aksel/lager fra omløpspipen ved hjelp av et varmeisolerende materiale.
	Termoelement	Elementene har blitt ødelagt av slam som faller fra en avsats til en annen. Beskyttelsestiltak og riktig materialvalg kan forebygge dette.

Tabell 8.3.1 (forts.)

Ovnstype	Utsatte deler	Driftserfaring
Begge	Avgassystem	Korrosjon forårsaket av svovelsyre og saltsyre har vært et problem, spesielt på anlegg som bruker jernklorid som fellingskjemikalie eller kondisjoneringmiddel. Virvelsjiktsovnene er mest utsatt.
	Varmevekslere	Korrosjonsutsatt. Høyt damptrykk og høy temperatur er forebyggende tiltak. Støvpartikler i forbrenningsgassene kan forårsake erosjon. Gasshastigheten bør ikke være for høy, og lavere jo mer partikler det er i slammet. Uforbrent karbon kan føre til sotavsetninger. Ved nedkjøling kan vann kondenseres i varmevekslerne dersom man ikke har et eget oppvarmingssystem.
	Askehåndtering	Asken virker slitende både i mekanisk og hydraulisk (aske som slurry) system. Støvproblem kan unngås ved å bruke lukket system med undertrykk.
	Avgassrensing	Korrosjon og slitasje er potensielle problem.
	Kjelc	Slagg- og klinkerdannelse ved temperatur over ca. 900°C. Kontroll med luftinnlekking og oksygentilførsel er viktig tiltak.
Virvelsjiktsovn	Brennere	Ved brennere som ikke er optimalt justert, oppstår det karbonavsetninger rundt dem. Feilinnstilte brennere kan også forårsake slagg- og klinkerdannelse. I etasjsovnene er det viktig med stort nok luftoverskudd for å unngå slaggdannelse rundt brennerne.
	Bunnpartiet	Raske temperaturendringer har medført skader i det ildfaste materialet. Ved å forvarme den fluidiserende luften i et eget kammer, kan temperaturgradienter reduseres og temperatursjokk forebygges.

8.4 Endring av slamkvalitet og slammengde

Ettersom de fleste tungmetallene er konsentrert i asken, vil konsentrasjonen av tungmetaller være 2,5-4 ganger så stor som i slamtørrstoffet. Tungmetallene er normalt tungt løselige. I forbrenningsprosessen kan imidlertid krom oppstå i seksverdige forbindelser, og slike forbindelser er lettere løselige enn andre kromforbindelser.

Sigevannsproblematikken ved deponering av aske er i hovedsak tilsvarende som for deponering av husholdningsavfall (Spinosa m.fl., 1989).

Det finnes eksempler på at asken benyttes som tilsetningsmateriale ved produksjon av murstein og sement. Det finnes også metodikk for å ekstrahere f.eks. fosfor fra asken og benytte dette som gjødsel (Robel m.fl., 1989).

8.5 Arbeidsmiljø

Forbrenningen vil være en lukket prosess med gassrensing, slik at driftsoperatørene ikke kommer i kontakt med slammet før det kommer ut som aske. Asken vil lukte litt og være svært varm, men den vil ikke føre til store arbeidsmiljølempere.

9. UKONVENSJONELLE SLAMBEHANDLINGSMETODER

9.1 Generelt

Slam fra kommunale renseanlegg (kloakkslam) inneholder organisk materiale, makronæringsstoffer (f.eks. nitrogen, fosfor og kalium) og mikronæringsstoffer (f.eks. visse metaller) som til sammen gjør slammet verdifullt som et gjødsels- og jordforbedringsmiddel innen jordbruket. Men kloakkslammet kan også inneholde tungmetaller og organiske miljøgifter (spesielt toksiske og tungt nedbrytbare stoffer) i en slik mengde at det kan medføre helsesrisiko på lang sikt.

Oppmerksomheten omkring de negative komponentene i kloakkslam har økt betydelig det siste tiåret, og i flere land (bl.a. USA, Sveits, Vest-Tyskland, Sverige og Norge) har myndighetene allerede innskjerpet det regelverket som regulerer bruk av kloakkslam på jordbruksarealer. Også innenfor det europeiske slamprosjektet COST 681 har man siden slutten på 70-tallet hatt en egen arbeidsgruppe for "Environmental Effects of Sludges". Denne gruppen arbeidet opprinnelig spesielt med tungmetallers opptak i ulike vekster ved bruk av kloakkslam på jordarealer, men i de siste årene har også de organiske miljøgiftene i kloakkslam kommet på dagsordenen. Arbeidet på sistnevnte sektor har stort sett vært konsentrert om analysemetodikk, forekomst i kloakkslam, nedbrytning i jord og opptak i forskjellige vekster.

I løpet av de siste 10-15 år har det skjedd en markert senkning av tungmetallinnholdet i slam fra en rekke kloakkrenseanlegg (Statens naturvårdsverk, 1989, Holmström, 1988, Paulsrud & Hallberg, 1990). Dette skyldes primært en bevisst utbygging av kontrollen med utslipp av industriavløp til kommunale renseanlegg, samt en redusert bruk av de mest giftige tungmetallene (Cd, Pb og Hg) innenfor industri og samferdsel. Til tross for den positive tendensen som man ser for tungmetallinnholdet i slam fra mange kloakkrenseanlegg, vil det likevel gå mange år før mesteparten av kloakkslammet f.eks. i Skandinavia har kommet ned på et nivå hvor det ikke skjer en akkumulering av kadmium, bly og kvikksølv i jorda ved bruk av slam på arealer som nyttes for matproduksjon.

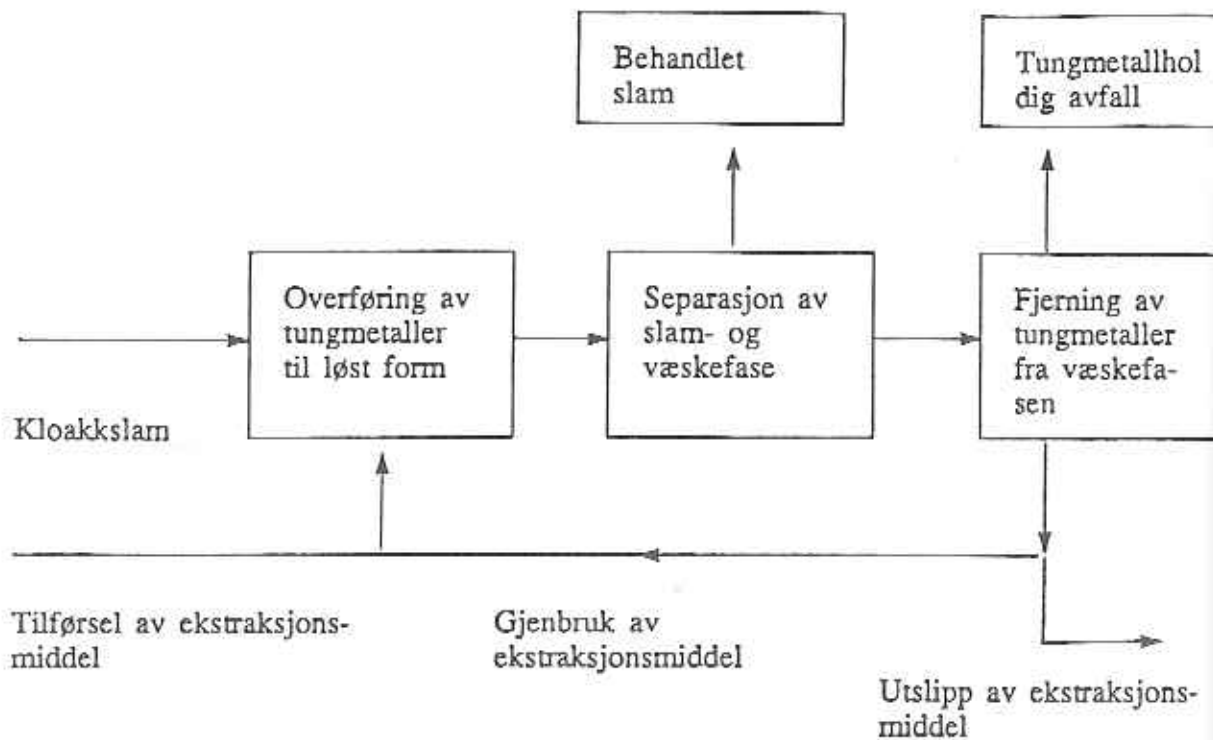
Det er derfor all grunn til å vurdere nye og utradisjonelle slambehandlingsmetoder med tanke på:

- muligheter for å redusere slammets innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter
- produksjon av slamkvaliteter som gjør slammet egnet til bruk på arealer som ikke nyttes for matproduksjon, f.eks. ulike typer grøntarealer, i tradisjonelt skogbruk og for produksjon av bioenergi.

9.2 Fjerning av tungmetaller ved ekstraksjon

Når vi ser bort fra en del slambehandlingsmetoder hvor tungmetallene bare bindes fastere (fikseres) til slampartiklene, finnes det idag ingen fullskalaanlegg i drift for fjerning av tungmetaller fra kloakkslam. Det erfaringsmateriale man har, er basert på forsøk i laboratorie- og pilotskala (Rulkens et al., 1989).

De metoder som hittil har vakt størst interesse, er alle basert på at tungmetallene i slammet destabiliseres (overføres til oppløst form) ved hjelp av ulike ekstraksjonsmetoder. Det behandlede slammet passerer deretter en separasjonsprosess hvor slam- og væskefase skiller. Væskefasen går til slutt til et behandlingstrinn hvor tungmetallene igjen overføres til en slamfase som må deponeres som spesialavfall, mens det gjenværende ekstraksjonsmiddelet enten går til utslipp eller det resirkuleres for tilsetning til innkommende kloakkslam (figur 9.2.1 viser et skjematisk bilde av prosessen).



Figur 9.2.1 Skjematisk framstilling av ekstraksjonsmetoden for fjerning av tungmetaller fra kloakkslam.

De mest undersøkte ekstraksjonsmetoder er:

- ekstraksjon med uorganiske syrer (f.eks. HCl, H₂SO₄, HNO₃) ved lav pH (pH 1-2)
- ekstraksjon med kompleksdannere (f.eks. EDTA, NTA, tetrene)
- ekstraksjon ved hjelp av mikroorganismer av arten *Thiobacillus*.

9.2.1 Ekstraksjon med uorganiske syrer

I tabell 9.2.1 er det sammenstilt en del litteraturdata for effektiviteten av selve ekstraksjonsprosessen ved bruk av uorganiske syrer. Variasjonsområdene omfatter en rekke variabler, som ulike reaksjonsbetingelser (reaksjonstid, pH, temperatur o.s.v.), slamtyper og tungmetallkonsentrasjoner i det ubehandlede slammet.

Tabell 9.2.1 Oversikt over ekstraksjonsresultater ved bruk av uorganiske syrer.
(Rulkens et al., 1989)

Ekstraksjons-effektivitet (%)						
Cu	Ni	Zn	Cr	Pb	Cd	Referanse
0-100	65-100	65-100	5-57	5-100	10-100	Wolniak & Huang, 1982
0-61	60-81	58-99	20-29	26-55	32-95	Hayes et al., 1979
<3	36	91	3-4	3-4	30	Mc Nulty et al., 1980
0	-	73	54	-	-	Scott & Horlings, 1975
0-100	100	57-100	55-100	0-33	-	Scott et al., 1980
<2	43-75	34-72	60-76	10-14	6-74	Jenkins et al., 1981
<1-70	47-100	3-94	6-87	6-100	8-88	Oliver & Carey, 1976
-	31	57	-	13	33	Kiff et al., 1983

Rulkens et al. (1989) har også gjort en rekke laboratorieforsøk med syreekstraksjon av tungmetaller fra anaerob stabilisert kloakkslam med 3-5% tørrstoffinnhold. Disse resultatene er sammenstilt i tabell 9.2.2.

Tabell 9.2.2 Ekstraksjonsresultater ved ulike reaksjonsbetingelser (Rulkens et al., 1989) (ekstraksjonsmiddel = HCl).

Ekstraksjons-effektivitet (%)						
Betingelser	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr
A	22-64	46-64	0,6-3,8	49-54	26-60	33-58
B	81	67-86	52-92	67-100	71-77	62-77
C	71-89	67-95	15-51	70-72	85-100	66
D	75	85	0,6-3,8	100	26-60	67
E	84	66	57	66	65	-

- A: pH 1, reaksjonstid 1 døgn
 B: pH 1, reaksjonstid > 5 døgn
 C: som A, men med slam som har 2 - 10 ganger lavere TS-innhold
 D: Slammene surgjort etter oppvarming (160°C, 1 time, pH 1)
 E: Slammene forbehandlet med H₂O₂ (2 timer, pH 1)

9.2.2 Ekstraksjon med kompleksdannere

Denne ekstraksjonsmetoden er beskrevet i flere publikasjoner (Allen (udat.), Mathys (udat.), Stoveland et al. (1979), Yang & Zall (udat.), Jenkins et.al.(1981)). De fleste eksperimenter er gjort med EDTA (etylendiamintetra-eddiksyre) som ekstraksjonsmiddel, men en av ulempene er at kalsiuminnholdet i slammet forstyrrer tungmetalloptaket da kalsium bindes sterkt til EDTA.

Rulkens et. al. (1989) har gjort en del laboratorieforsøk med tetrene (tetraetylenpentamin) som ekstraksjonsmiddel. Det ble sett på ulike slamtyper, reaksjonstider (2-24 timer), temperaturer (22°C og 50°C) og doser av tetrene (tilsvarende pH-verdier i området 10,3-10,8). Oppmaling av slammet før behandling ble også forsøkt. De resulterende ekstraksjonseffektiviteter var ikke spesielt gode, med kadmium: 40-50%, sink: 50-90%, kopper: 70-100%, nikkel: 50-80%, bly: 30-60% og krom: 37%.

9.2.3 Ekstraksjon ved hjelp av Thiobacillus

Ved å tilsette bakterier av arten Thiobacillus til kloakkslam sammen med en svovelforbindelse i redusert form, f.eks. pyritt (FeS_2) og deretter luften i slammet, vil bakteriene oksidere svovel til svovelsyre, og pH-verdien i slammet vil synke til ca. pH 1. Dette er med andre ord bare en annen form for syreekstraksjon.

Schönborn & Hartman (1978, 1979) har gjort forsøk med tilsetning av Thiobacillus ferroxidans og pyritt til kloakkslam, med en resulterende pH = 1,3. Følgende ekstraksjonsresultater ble oppnådd (se tabell 9.2.3).

Tabell 9.2.3 Ekstraksjonsresultater ved mikrobiell ekstraksjon (Schönborn & Hartman, 1979).

Metall	Ekstraksjons-effektivitet (%)
Cd	83
Zn	100
Cu	100
Ni	64
Pb	2

9.2.4 Fjerning av tungmetallene fra væskefasen etter ekstraksjon

Dersom man først separerer "renset" slam fra væskefasen (se fig. 9.2.1), f.eks. ved en silbåndspresse, finnes det en rekke muligheter for deretter å oppkonsentrere tungmetallene i væskefasen. Aktuelle metoder kan være:

- Ionbyttning
- Elektrokjemisk utfelling
- Mikrofiltrering

- Ultrafiltrering
- Omvendt osmose
- Nøytralisering med etterfølgende sedimentering eller flotasjon
- Utfelling med hydrogensulfid (H_2S) eller natriumsulfid (Na_2S)
- Elektrodialyse
- Ekstraksjon med løsningsmidler

De to førstnevnte metoder kan også brukes uten at man først separerer slam og væske. Swinton et al. (1989) har gjort forsøk i pilotskala med tilsetning av en magnetisert ionebyttermasse til slam som på forhånd er ekstrahert med syre til pH 2,5. Slamblandingen tilsettes deretter klorgass og luftes i ca. 30 min., før den ledes til en standard magnetseparator (som brukes mye i bergverksindustrien) hvor ionebyttermassen med tungmetallene i blir fjernet. Ionebytteren regenereres deretter med svovelsyre, og de oppkonsentrerte tungmetallene felles ut med kalk. Ved denne metoden har man oppnådd omtrent den samme prosentvise fjerning av tungmetaller som tidligere angitt i tabell 9.2.1 og 9.2.2.

For alle de nevnte metoder finnes det mye praktisk erfaring fra behandling av ulike typer avløpsvann. Det som i dette tilfellet kan begrense anvendelsen av en del metoder, er det høye innholdet av løst, organisk stoff som man vil få i væskefasen når det benyttes syrer for å ekstrahere tungmetallene. Det økte innholdet av organisk stoff må det også tas hensyn til når væskefasen, etter endt tungmetallfjerning, ledes tilbake til kloakkrensaneanlegget for behandling før utslipp.

Uansett metode som benyttes for å fjerne tungmetallene fra væskefasen vil man bli sittende igjen med et konsentrat av tungmetaller som må deponeres på en betryggende måte. Rulkens et. al. (1989) hevder at bindingsforholdene for tungmetallene i konsentratet kan ha endret seg og at de nå lettere kan gå i løsning igjen ved lagring av tungmetallkonsentratet.

9.2.5 Konklusjoner

Gjennomførte litteraturstudier tyder på at det foreløpig ikke finnes noen fullskala anlegg for fjerning av tungmetaller fra kloakkslam. En rekke forsøk i liten skala har vist at man kan oppnå 75-100% fjerning av tungmetaller under optimale forhold, mens den reelle effekten under praktiske forhold er usikker. De beste resultatene er oppnådd for Cd, Ni og Zn mens Cr og Pb er vanskeligst å fjerne av tungmetallene. Det er forøvrig viktig å være klar over at man ved alle metoder blir sittende igjen med et tungmetallholdig avfallsprodukt som må deponeres forsvarlig.

Kostnadsoverslag, basert på laboratoriedata, viser imidlertid at tungmetallfjerning fra kloakkslam blir veldig dyrt, og i tillegg gjenstår det å løse både tekniske og arbeidsmiljømessige problemer. Det anses derfor ikke som realistisk å bygge slike anlegg i Norge basert på dagens tilgjengelige teknologi.

Det vises forøvrig til kap. 9.8 når det gjelder ny norsk teknologi som bl.a. har som mål å fjerne tungmetaller fra kloakkslam.

9.3 Kjemisk fiksering

Betegnelsen "kjemisk fiksering" omfatter to relativt nye slambehandlingsmetoder: Chemfix-prosessen og N-Viro Soil-prosessen. Prosessene har mange likhetspunkter og blir derfor behandlet under ett i denne rapporten.

9.3.1 Prosessbeskrivelse

Chemfix-prosessen

Prosessen består i å tilsette Portland sement og natriumsilikat i ulike blandingsforhold til et avfallsprodukt (f.eks. kloakkslam) for å oppnå et kjemisk og fysisk stabilt sluttprodukt (Reimers et al., 1990). Kjemikaliene blandes inn i avvannet slam i en spesiell prosessstank med kraftig omrøring. De kjemiske reaksjonene starter umiddelbart i slammet, og blandingen føres ut på en overdekket lagerplass hvor den gradvis tørker opp (se fig. 9.3.1). Denne prosessen er normalt ferdig etter ca. 1 døgn, og slammet har da fått en jordlignende konsistens (ca. 50 % TS) som også betegnes som en tredimensjonal silikatpolymer inneholdende store mengder hydratisert vann. Prosessen hevdes å medføre både en stabilisering, hygienisering og avgiftning av kloakkslammet (Reimers et al., 1990). Stabiliseringen oppnås ved pH-heving ($pH > 12$) og opptørring, og hygienisering skjer pga. høy pH og høyt ammoniakkinhold (hydrolyse av organisk nitrogen). Tungmetaller immobiliseres ved den høye pH-verdien, mens det er noe mer usikkert hvilke mekanismer som forårsaker en reduksjon av visse organiske miljøgifter. Prosessen er patentert.

N-Viro Soil-prosessen

Ved denne prosessen tilsettes ulesket kalk og filterstøv fra sementovner ("kiln dust") til avvannet kloakkslam, og blandingen legges deretter ut i hauger på en overdekket lagerplass. Haugene luftes ved innblåsing av luft eller ved mekanisk omblending, og hele prosessen pågår i minimum 3 døgn. Sluttproduktet har en jordlignende konsistens med ca. 50 % TS-innhold (Webber, 1989). Også denne metoden hevdes å gi et stabilisert og hygienisert slamprodukt hvor man i tillegg har immobilisert tungmetallene (National Kiln Dust Management Association, 1987). Prosessen er patentert.

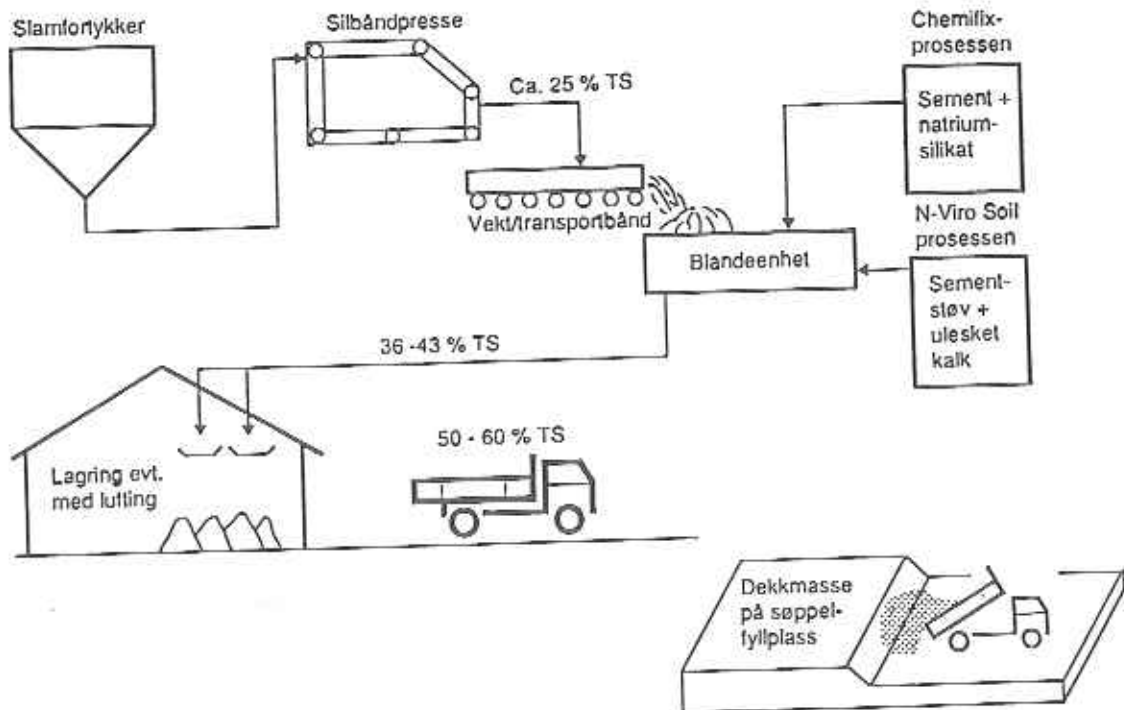
Figur 9.3.1 viser et flytskjema for et prosjektert anlegg hvor man har lagt opp til å kunne benytte begge de omtalte fikseringsprosesser, og sluttproduktet skal brukes som dekkmateriale på en søppelfyllplass (Jacobs & Silver, 1990).

9.3.2 Driftsresultater

Chemfix-prosessen

Kloakkslam behandlet med denne prosessen kalles "Naturite". Dette produktet har vært brukt både som daglig dekkmateriale og som avsluttende toppdekke på flere søppelfyllplasser i USA (Reimers et al., 1990). Det er også gjort en del forsøk som viser at Naturite er et utmerket

jordforbedringsmiddel, bare man tar hensyn til den sterkt alkaliske effekten på jordsmonnet (dvs. små doseringer pr. arealenhet) (Chang et al., 1989).



Figur 9.3.1 Flytskjema for kjemiske fikseringsprosesser (Jacobs & Silver, 1990).

Erfaringene med lukt er omtrent de samme for kalkbehandlet slam, dvs. det utvikles en kraftig ammoniakklukt umiddelbart etter kjemikalieinnblanding, og forøvrig oppnås det bare en temporær stabilisering idet pH-verdien sank til pH 8-9 etter 2-3 måneders lagring utendørs (Jacobs & Silver, 1990).

Hygienisk sett har Chemifix-prosessen vist seg å tilfredsstille de kriterier som gjelder for de såkalte PFRP-prosessen i USA (Processes to Further Reduce Pathogens). Parasittegg (*Ascaris*-egg) som normalt overlever vanlig kalkbehandling (ikke noen temperaturøkning), ble funnet fullstendig inaktivert etter at Naturite-produktet hadde vært lagret i haug i minimum 3 uker (Reimers et al., 1990). Ammoniakkinnholdet i slammene viste seg å være kritisk for å oppnå denne effekten ($> 2 \text{ kg NH}_3\text{-N/tonn TS}$).

Prosessens evne til å binde (immobilisere) tungmetaller er blitt undersøkt ved standard amerikanske utlakings tester ("leachate tests") som bl.a. simulerer 1000 års påvirkning av sur nedbør (MEP-test). Sivevannet fra Naturite viste svært lave verdier av en rekke tungmetaller, og det var bare innholdet av kadmium og bly som overskred grenseverdiene for drikkevann (Jacobs & Silver, 1990). Engelske undersøkelser av Chemifix-behandlet kloakkslam (Montgomery et al., 1987) viser imidlertid dårligere resultater, idet sivevannet hadde høyere

innhold av kobber og nikkel enn sigevannet fra ubehandlet kloakkslam. Utlekkingen av sink, kadmium og bly var imidlertid svært lav. Det er viktig å presisere her at det er benyttet forskjellige utlakingsstester i disse to undersøkelsene.

Siden Naturite hittil har vært mest brukt som dekkmateriale på fyllplasser, er det også gjort en rekke geotekniske analyser av produktet (Reimers et al., 1990, Jacobs & Silver, 1990). Disse viser bl.a. en lav permeabilitet (10^{-4} - 10^{-6} cm/sek.), hvilket er gunstig når materialet skal brukes på fyllinger.

Det er også registrert en viss reduksjon av klorerte aromater ved Chemfix-prosessen, mens innvirkningen på klorerte alifater er ubetydelig (se tabell 9.3.2).

Tabell 9.3.2 Reduksjon av organiske miljøgifter ved Chemfix-prosessen (Reimers et al., 1990) (alle tall i $\mu\text{g/kg TS}$)

Komponent	Tid etter kjemikalietylsetting (dager)			Merknad
	0	1	15	
Pentaklorfenol	400	Ikke påvist	Ikke påvist	Betydelig reduksjon
PCB (Aroclor 1254)	865	470	385	Reduksjon
1-klorhexadecan	1160	700	700	Ingen signifikant reduksjon

N-Viro Soil-prosessen

N-Viro Soil er også i bruk en del steder i USA, men det er relativt lite driftserfaringer å finne i litteraturen. Bruksområdene er omtrent de samme som for Naturite, dvs. vesentlig dekkmateriale på fyllinger, men potensialet er kanskje større som et organisk gjødselprodukt, siden det har et balansert N-P-K-innhold (Webber, 1989). Det er filterstøvet fra cementproduksjon som bidrar med kalium til blandingsproduktet, i tillegg til svovel og kalsium, mens organisk stoff, nitrogen og fosfor kommer fra slammet.

Hygienisk sett er prosessen blitt godkjent av U.S. EPA som en PFRP-prosess på lik linje med Chemfix-prosessen (Webber, 1989), men forøvrig er det ikke funnet noe data når det gjelder stabiliseringseffekt og evne til å binde tungmetaller/evt. redusere innholdet av organiske miljøgifter.

9.4 Bestråling

Bestråling av slam med ioniserende stråler (gamma- eller betastråler) har hittil vært brukt som en ren hygieniseringsmetode på et fåtall steder rundt om i verden, men i de senere årene har man spesielt i Japan drevet mye forskning omkring metodens evne til å bryte ned organiske

miljøgifter i avløpsvann og slam til enklere forbindelser som deretter kan fjernes med konvensjonelle biologiske metoder (Berge, 1989). I et japansk pilotprosjekt (Hasimoto et al., 1987) blir avvannet slam først bestrålt med aksellererte elektroner (betastråler) for deretter å gjennomgå en reaktorkompostering. Hele prosessen kalles for "oxiradiation", og pga. bestrålingen har man erfart mye høyere komposteringshastigheter enn det som er vanlig ved reaktorkompostering. Det er ikke gitt noen data for reduksjonen av organiske miljøgifter ved denne prosesskombinasjonen. Metoden anses å være lite aktuell i Skandinavia for behandling av kloakkslam pga. den generelle motstand i befolkningen mot radioaktiv bestråling, samt det faktum at det ikke finnes noen dokumenterte driftserfaringer fra fullskala anlegg.

9.5 Varmekondisjonering

Ved varmekondisjonering av slam for å bedre avvanningsegenskapene, benyttes vanligvis temperaturer på ca. 180°C og trykk på 15-20 bar. Det tilføres ikke luft eller oksygen til prosessen, og følgelig skjer det ingen oksidasjon av organisk materiale, men bare en hydrolyse. I følge Randall & Knopp (1980) vil denne metoden ikke gi noen vesentlig reduksjon av organiske miljøgifter i slam. Tilsvarende metode kan forøvrig være aktuell for å produsere en karbonkilde til bruk ved biologisk nitrogenfjerning fra avløpsvann.

9.6 Våtoksidasjon

Våtoksidasjon av slam er en gammel metode hvor fortykket slam utsettes for temperaturer på 250-300°C og trykk på 50-200 bar. Ved tilsetning av luft eller rent oksygen vil det skje en kjemisk oksidasjon av organisk materiale. Komplekse organiske forbindelser, inklusive en rekke av de organiske miljøgiftene som finnes i slam, vil bli brutt ned til enklere organiske syrer som kan tas hånd om i et biologisk renseanlegg (Randall & Knopp, 1980). En relativt ny våtoksidasjonsteknikk for slam (Vertech-prosessen) innebærer at man benytter to konsentriske borehull (1200-1600 m ned i jorden), hvor slammet pumpes ned i det ene røret og får stige opp igjen i det andre. På denne måten oppnås høyt trykk (ca. 100 bar), og ved tilførsel av oksygen gass skjer det oksidasjon ved ca. 250°C. Også for denne metoden blir det hevdet at en rekke organiske miljøgifter blir brutt ned til enklere forbindelser, men mer konkrete data blir ikke presentert (van den Berg & Lohse, 1989).

9.7 Produksjon av olje fra slam

Produksjon av olje fra kloakkslam er også en termisk behandling som har oppnådd en viss interesse i Canada, Australia og Japan. Tørket slam varmes opp til 400-450°C under atmosfærisk trykk, men uten tilgang på oksygen. Slammet overføres da til sluttproduktene olje, tjære, ikke-kondenserbar gass og vann. Prosessen har gjennomgått omfattende pilotskalaundersøkelser i Canada (Campbell, 1989) og Australia (Bridle et al., 1990), og det er forventet at de første fullskalaanleggene blir bygd i begynnelsen av 90-årene. Ved de australske forsøkene (Bridle et al., 1990), ble det vist at slammets innhold av klorerte, organiske forbindelser (PCB og hexaklorbensen) ble redusert med hhv. ca. 75 % (PCB) og ca. 85 % (hexaklorbensen). De resterende mengder ble funnet igjen i oljefraksjonen, og dette er ett av de forhold som blir undersøkt nærmere når det gjelder kvaliteten på oljeprodukter fra kloakkslam.

9.8 "Kambi-metoden"

I 1991/1992 ble det lansert en ny norsk metode som har som mål "å omforme organisk avfall av ulik opprinnelse til nyttige, markdstilpassede og salgbare produkter" (Kambi, 1993).

Metoden innebærer en fraksjonering av slam ved at det utsattes for høyt trykk og høy temperatur (230-250°C) etter at det er tilsatt syre til ca. pH 1. Behandlingen tar utgangspunkt i avvannet slam og den resulterer i ett hovedprodukt og tre biprodukter.

Hovedproduktet er en steril og tilnærmet luktfri væske med høyt innhold av karbon- og nitrogenforbindelser. Det tenkes brukt alternativt som gjødsel, som brensel (i fyrkjeler), til biogassproduksjonen eller som karbonkilde ved biologisk nitrogenfjerning fra avløpsvann. De tre biproduktene er:

- * "Fiberrest" (materiale i slammet som ikke hydrolyseres under de aktuelle betingelser). Tenkes brukt bl.a som dekkmasse på fyllplass.
- * Fellingskjemikalier (Ved gjenvinning av fellingskjemikalier vil det oppstå nye biprodukter som må tas hånd om).
- * Tungmetallholdig slam som må deponeres i separate deponier.

Metoden prøves ut i pilotskala ved HIAS-anlegget i Stange og inngår i et utviklingsprosjekt hvor HIAS er offentlig utviklingspartner. Uttestingen startet i slutten av 1992.

10. HÅNDTERING AV SEPTIKSLAM

10.1 Generelt

Det finnes to hovedalternativer for håndtering av septikslam:

- 1) Mottak av septikslam på avløpsrenscanlegg og i avløpsnett
 - Tilførsel av slammet til anleggets slambehandlingsdel
 - Tilførsel av slammet til innkommende avløpsvann, enten ute på ledningsnettet eller umiddelbart foran renseanlegget
- 2) Separat behandling av septikslam
 - Avvanning i laguner
 - Stasjonære anlegg for maskinell avvanning
 - Mobile avvanningsanlegg
 - Stabilisering og hygienisering

Alternativ 1) har hittil vært den mest vanlige metoden i de kommuner der man har avløpsrenscanlegg av en slik størrelse at det har vært forsvarlig å ta imot septikslam. I de øvrige deler av landet har man måttet basere seg på separate løsninger. Tidligere var dette ensbetydende med slamlaguner, men etterhvert er det blitt bygd en del separate mottaks- og avvanningsanlegg for septikslam, og i de senere årene har også de mobile avvanningsenhetene fått stor utbredelse.

10.2 Mottak av septikslam på renseanlegg og i avløpsnett

I siste halvdel av syttiårene og i begynnelsen på åttitallet ble det bygd en rekke renscanlegg her i landet med muligheter for å ta imot septikslam enten på selve renscanlegget eller ute på ledningsnettet. Erfaringene fra driften av disse anleggene, samt utenlandske erfaringer, er sammenstilt i en SFT-rapport (Paulsrud, 1983). I kap. 10.2.1 og 10.2.2 presenteres de viktigste konklusjonene fra denne rapporten, som forøvrig inneholder eksempler på praktiske løsninger i tillegg til data om septikslammengder og sammensetningen av septikslam.

Det er også nylig gjennomført en spørreundersøkelse ved norske renseanlegg vedrørende erfaringer med mottak av septikslam på renseanlegg og i ledningsnett (Nedland, 1992). Denne undersøkelsen viser bl.a. at mange av de septikmottakene som er bygd i tilknytning til renseanleggene, har medført en rekke driftsproblemer bl.a. med maskinelt utstyr (rister og pumper) og dårlig arbeidsmiljø (lukt, gasser o.l.). Flere av anleggene har gått over til mottak av septikslam på ledningsnettet, men også dette alternativet har medført ulike problemer (dårlig kontroll med hva som tømmes, tilstopping og grus/sand i ledningsnettet, luktklager fra naboer).

10.2.1 Mekanisk - kjemiske renseanlegg

- * Mengde septikslam som kan tas imot ved kjemiske renseanlegg, bestemmes av den fortykning som kan oppnås ved blanding av septikslam (mottak på ledningsnett) eller slamvann (mottak til slambehandlingsdelen) med innkommende avløpsvann. Dette betyr at jo lavere belastning det er på renseanlegget, eller jo mindre avløpsvann som tilføres, desto mindre septikslam kan en ta imot.

Dersom tilført mengde septikslam/slamvann utgjør mer enn ca. 5 prosent av avløpsvannmengden i en viss periode, vil det innebære en betydelig økning av kjemikaliedoseringen for å oppnå tilfredsstillende forfjerning i denne perioden, og vanlige utslippskrav for organisk stoff vil ikke kunne overholdes.

- * Ved mottak av septikslam til slambehandlingsdelen ved et kjemisk renseanlegg vil det, uansett størrelse på anlegget, være en fordel med utjevningsbasseng for slamvannet fra fortykkere og avvanningsutstyr. Ved anlegg med tilknytning på mindre enn ca. 5000 pe, bør det være krav om et slikt utjevningsbasseng.
- * Dersom døgnutjevning av slamvannet ikke er tilstrekkelig for å oppnå tilfredsstillende driftsforhold ved den kjemiske rensingen, kan det være aktuelt å innføre biologisk rensing av slamvannet før resirkulering til innkommende avløpsvann. Praktiske forsøk har vist at en diskontinuerlig drevet aktivslamprosess er velegnet til dette formålet (Paulsrud et al., 1988).
- * Tilførsel av septikslam direkte til avløpsvannet (ved innløpet til renseanlegg eller ute på ledningsnett), bør ikke skje ved anlegg uten forsedimentering, og heller ikke ved anlegg med mindre enn ca. 5000 pe tilknyttet. For større anlegg må en prøve seg fram til hvor store mengder septikslam som kan tilføres avløpsvannet uten at kjemikaliedoseringen blir urimelig høy og uten at utslippet av organisk stoff overskrider utslippskravene.

10.2.2 Biologiske og biologisk - kjemiske renseanlegg

- * Mengde septikslam som kan tas imot ved et biologisk rensetrinn vil avhenge av den til enhver tid ledige kapasitet for nedbrytning av organisk stoff. Den totale belastning med organisk stoff (fra avløpsvann + septikslam/slamvann) må ikke overskride det som anlegget er dimensjonert for.
- * Ved mottak av septikslam til slambehandlingsdelen ved anlegget, vil det alltid være en fordel med utjevningsbasseng for slamvannet, slik at den organiske belastningen på det biologiske trinnet blir så jevn som mulig. Dette er spesielt viktig ved biofilter og biorotoranlegg dersom man ønsker å holde en stabil kvalitet på utløpsvannet.

- * Direkte tilførsel av septikslam til avløpsvannet umiddelbart foran renseanlegget (uten utjevning) bør bare skje dersom anlegget har forsedimentering.

10.3 Separat behandling av septikslam

10.3.1 Avvanning i laguner

Anbefalinger for lokalisering, dimensjonering og drift av slamavvanningslaguner er gitt i SFT's "gamle" retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam (SFT, 1982).

SFT har også gjort en erfaringsundersøkelse vedrørende bruk av slike laguner (Nedland, 1989). Det ble registrert tilsammen 130 laguneanlegg i 121 kommuner, og av disse hadde ca. 1/5 hatt problemer med å få tilstrekkelig god avvanning av slammet. Disse problemene skyldes enten at løsmassene ikke er permeable nok, at nedbørmengdene er for høye, og/eller at det fylles for mye slam i lagunen slik at fyllingshøyden blir for stor. Det er derfor meget viktig at det blir gjort grundige hydrogeologiske undersøkelser før anlegget blir bygget, at "normale" laguneanlegg ikke blir bygget på områder med for stor årsnedbør (over 1500 mm), og at fyllingshøyden ikke er over ca. en meter.

Luktproblemer har oppstått ved hvert fjerde laguneanlegg. Mest klager får man der anleggene er lagt nærmere bebyggelse enn ca. 300 m, men det kan også komme klager på anlegg som ligger over en kilometer fra bebyggelse. Det er viktig å foreta grundige vurderinger av luktproblemer på forhånd, der man bl.a. tar hensyn til fremtredende vindretninger på stedet. Det har imidlertid ikke vært færre klager på lukt ved de laguneanleggene hvor luktproblemene er nøye vurdert før anlegget ble bygget, så slike vurderinger er ikke noen garanti mot klager på lukt.

Det er også påvist vannforurensninger fra laguneanleggene ved 7 av 51 anlegg der det er tatt vannprøver, og ved 6 anlegg der det ikke er tatt vannprøver. Forurensningene skyldes stort sett at anleggene ikke er bygget og drevet etter retningslinjene.

Konklusjonen på undersøkelsen er at de eksisterende retningslinjer for avvanningslaguner er gode nok, men problemer oppstår når de ikke i tilstrekkelig grad blir fulgt ved lokalisering og utforming/dimensjonering av anlegget. Det er også et problem at driftsoppfølgingen mange ganger er for dårlig.

10.3.2 Stasjonære anlegg for maskinell avvanning

På 70-tallet ble det bygget en del mottaks- og avvanningsstasjoner for septikslam som forløpere for mekaniske renseanlegg i en del kystkommuner. Anleggene besto av mottaks-arrangement, rist og sandfang pluss evt. luftet slamlager. Selve slamavvanningen foregikk vanligvis med sentrifuger, men også silbåndpresser er i bruk, og rejektivannet ble ledet ubehandlet til

kommunalt ledningsnett for utslipp i sjøen. Flere av disse anleggene er senere blitt nedlagt eller blitt en del av mekaniske og mekanisk-kjemiske renselanlegg.

I begynnelsen av 80-årene kom avvanningscontaineren på markedet (Moos AVC-system). Dette er et avvanningsutstyr som er spesielt utviklet for septikslam. Avvanningen skjer her ved ren drenering gjennom filterduk festet til sideveggene og en langsgående midtvegg i en container basert på autoflaksystemet. Septikslammet tilsettes polymer før avvanning. Det første anlegget ble testet under praktisk drift i ca. 6 måneder i Arendal (Paulsrud, 1982). Disse undersøkelsene viste at utstyret ga akseptable avvanningsresultater med TS-innhold i slam-kaken på 14-19% ved et polymerforbruk på 2-4 kg/tonn TS. Slamvannet hadde lavt innhold av suspendert stoff (< 300 mg/l). Det er senere gjort en del modifikasjoner på utstyret, bl.a. en direkte overføring av septikslam fra slamsugebil til avvanningscontainer, slik at separat mottaks- og forbehandlingsenhet er unødvendig. Utstyret er også videreutviklet til å omfatte mobile avvanningsenheter (se kap. 10.3.3).

10.3.3 Mobile avvanningsanlegg

Mobile avvanningsanlegg for septikslam (og slam fra små renselanlegg) ble introdusert i Norge i begynnelsen på åttitallet, basert på teknologi utviklet i Sverige (Hamstern) og i Danmark (Moos KSA). Prinsippet for begge systemer er at slammet avvannes på bilene, og at slamvannet (rejektvannet) føres tilbake i neste slamavskiller/septiktank etterat innholdet i denne først er sugd opp i en egen mottakstank på bilene. Det avvannede slammet lagres i en annen tank på bilen og tømmes vanligvis ved slutten av hver arbeidsdag. Selve avvanningen foregår på Hamstern i et spesialkonstruert vacuumfilter og slammet tilsettes kalk som kondisjoneringsmiddel. Moos KSA benytter den samme type avvanningscontainer som er beskrevet i kap. 10.3.2.

De to mobile avvanningsystemene er blitt testet ut i Norge (Haugan, 1980 og Paulsrud, 1985) og det er også gjort en teknisk-økonomisk vurdering av metodene (Eikum et al., 1986). Disse rapportene viser at systemene holder mål teknisk sett og at de som oftest er økonomisk fordelaktige sammenlignet med tradisjonell innsamling og avvanning ved kommunale renselanlegg eller i separate avvanningsstasjoner. Andre fordeler som nevnes er at man unngår de arbeidsmiljøproblemer og påvirkning av renseprosesser som man har ved en sambehandling med kommunalt avløpsvann/slam. Transportlengdene ved innsamling av septikslam blir også vesentlig redusert, siden mesteparten av vannet i slammet blir ført tilbake igjen i slamavskillerne.

Bruken av mobilt avvanningsutstyr for septikslam har økt i siste halvdel av 80-årene og fram til i dag i takt med at kommunene har etablert ordninger for tvungen tømming av slamavskillerne m.m.

Våren 1992 ble det gjort en spørreundersøkelse i forbindelse med septikslam (Nedland, 1992) og det ble bl.a. samlet inn erfaringsmateriale vedrørende mobilt avvanningsutstyr. Hovedkonklusjonene fra dette materialet er som følger:

- * Bruk av mobilt avvanningsutstyr er etterhvert blitt svært populært i Norge. Det er idag ca. 30 eiere av Moos-containeren (noen har flere enheter) og eierne er stort sett private renovasjonsfirmaer. Det er foreløpig bare 3 stk. Hamstern i drift, og disse eies av kommuner (Sør Fron, Skien og Lenvik).
- * Det er mulig å avvanne mellom 10 og 30 septiktanker pr. døgn med Moos-containeren, mens Hamstern i kommunal drift avvanner mellom 6 og 15 tanker pr. arbeidsdag.
- * Det har vært svært lite problemer med avvanning av septikslam i de to anleggstypene. Det er litt vanskeligere å avvanne innhold fra tette tanker og fett fra fettavskillere, og det siste bør blandes med septikslam før det avvannes. Det har ikke vært store problemer med å bli kvitt rejektivannet ved tømning av tette tanker, så lenge man tar hensyn til slike tanker ved planlegging av tømmerutene.
- * Kostnader for avvanning med mobilt avvanningsutstyr ligger i området kr. 345-785 pr. slamavskiller/septiktank, med et gjennomsnitt på kr. 607,- pr. tank.
- * Så godt som alt slammet som blir avvannet i mobile avvanningsenheter, blir deponert på fyllplass.
- * Eierne er stort sett godt fornøyd med avvanningsenhetene, og de fleste mener enhetene er pålitelige og robuste, lette å drive, har lite tilstopningsproblemer, men er dyre i innkjøp.

10.3.4 Stabilisering og hygienisering av septikslam

Det finnes naturlig nok få steder i Norge hvor det er etablert egne anlegg for stabilisering og hygienisering av septikslam, siden det ikke har vært noen krav om slik behandling til nå. Ved noen avvanningsstasjoner for septikslam og i tilknytning til fyllplasser er det imidlertid etablert kompostering av avvannet septikslam og bark. Dette skjer bl.a. ved Midtre Namdal avfallselskap hvor de har kompostering på luftet plate, i Arendal kommune (tidligere Nidar-kretsen) og i Vennesla kommune hvor de har en enkel frilandskompostering og i Bergen kommune (Rådalen av-vanningsstasjon og slambehandlingsanlegg) hvor de både har et lite anlegg for kompostering på luftet plate og et anlegg for tilsetning av ulsket kalk til det avvannede septikslammet (Orsamctoden) (Paulsrud, 1987).

Siden de nye kravene om stabilisering og hygienisering også vil gjelde for septikslam, blir det viktig å se på mulighetene for regionale løsninger for å redusere behandlingskostnadene pr. m³ septikslam. Behandling sammen med slam fra avløpsrensaneanlegg er selvsagt en aktuell løsning der hvor det finnes slike anlegg, men i lang tid framover vil det fortsatt være mange kommuner/regioner som bare har septikslam å ta hånd om. Med dagens teknologi (se metodene i kap. 6), vil det da være mest aktuelt å satse på kompostering, kalkbehandling (Orsamctoden) eller langtidslagring, siden dette er metoder som viderebehandler avvannet slam og derfor lett kan kombineres med f.eks. mobilt avvanningsutstyr. En samkompostering med

organisk husholdningsavfall, basert på kildesortering, kan også være aktuelt etterhvert som kildesorteringssystemer blir utbygd i kommunene.

Det pågår forsøk med våtkompostering av blandinger av husdyrgjødsel og septikslam ved Norges landbrukshøgskole, men ett av problemene her vil være at innblandingen av septikslam medfører behov for høyere temperatur og lengre oppholdstid for å tilfredsstille det nye slamregulverket, og da vil kostnadene for behandling av husdyrgjødsel kunne bli uakseptabelt høye for anleggseier (bonden).

11. MELLOMLAGRING AV SLAM

Inntil 1. januar 1998 vil fortsatt mellomlagring av slam (i minimum 6 måneder, hvorav 2 sommermåneder) være godkjent behandlingsmetode for slam som skal brukes på jordbruks-arealer (men ikke på grøntarealer). Ved overgang til tekniske anlegg for stabilisering og hygienisering av slam vil det imidlertid av praktiske og kontrollmessige grunner allikevel være behov for mellomlagring av slammet før det kan brukes på jordbruks- eller grøntarealer. Det skilles i denne sammenheng mellom sentral mellomlagring og mellomlagring på bruksstedet.

I kommentardelen til slamforskriften (SFT, 1995) er det gitt en del anvisninger for lokalisering av mellomlagerplasser, med spesiell vekt på beskyttelse av drikkevannskilder og reduksjon av luktulemper. Erfaringsmessig er det svært vanskelig å finne egnede plasser for sentral mellomlagring av slam, og da spesielt for slam som ikke er stabilisert på forhånd (Nedland, 1988). Ved utarbeidelse av fylkesvise slamplaner er det derfor viktig at behovene for mellomlagring av slam blir nøye vurdert og at det gjøres orienterende lokaliseringundersøkelser.

12. KOSTNADER FOR SLAMBEHANDLING

I forbindelse med NORVAR-prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg" er det utarbeidet en sluttrapport som bl.a. inneholder kostnadsdata for ulike slambehandlingsprosesser og vanlig forekommende kombinasjoner av prosesser som gir en total slambehandlingsløsning (NORVAR-rapport 20/91, Paulsrud & Nedland, 1991). Det henvises derfor til denne rapporten for opplysninger om økonomiske forhold vedrørende slambehandling. Det må imidlertid presiseres at slike generelle kostnadskurver er basert på en rekke valgte forutsetninger og kan ikke brukes til annet enn rent overslagsmessige beregninger på forprosjektnivå.

For å kunne ha bedre nytte av kostnadsdataene fra NORVAR-rapporten ved arbeid med konkrete slamprosjekter, er det nylig utarbeidet et dataprogram ("NORVAR-Slamkost") hvor man selv kan legge inn en rekke variabler som gjelder for det enkelte tilfelle (Østlands-konsult, 1993).

REFERANSELISTE

- Allen, H.E. Potential for Metal Mobilization by Synthetic Organic Chelating Agents - A Case Study. Pritzker Department of Environmental Engineering, Illinois Institute of Technology, Chicago, Illinois 60616, U.S.A.
- ATV/VKS 1986 1. A r b e i t s b e r i c h t d e r
ATV/VKSArbeitsgruppe3.2.2.
Korrespondenz Abwasser 11/86.
- ATV/VKS 1988a 2. Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe
3.2.2. Korrespondenz Abwasser 1/88.
- ATV/VKS 1988b 3. Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe
3.2.2. Korrespondenz Abwasser 12/88.
- Baier, U. 1989 Einfluss der aerob-thermophilen Vorstufe auf die
Behandlung von Klärschlamm. Korrespondenz
Abwasser, 36. Jahrgang, 5:609-616.
- Berge, D. 1989 Radiolyse - En kommende metode i vann, slam og
avløpsbehandling?. VANN nr. 1-89.
- Bridle, T.R., Hammerton, I. and
Hertle, C.K. 1990 Control of Heavy Metals and Organochlorines Using the
Oil from Sludge Process, Sludge Management Confe-
rence. Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Bush, G.M. 1990 Planning for the Use of Mechanical Sludge Drying and
Granulating by Private Vendor in Seattle Metro's
Wastewater Treatment System. Sludge Management
Conference, Loyola Marymount University, Los Ange-
les.
- Campbell, H.W. 1989 Converting Sludge to Fuel - A Status Report, 19th
National Conference on Municipal Sewage Sludge
Management, New Orleans.
- Chang, A.C., Alhasel, N. and
Page, A.C. 1989 Physical Properties of Selected Naturite-Amended
Southern California Soils. Report by Department of Soil
and Environmental Sciences, University of California at
Riverside to Nature Soils, Inc.

- Clements, R.P.L. 1983 Sludge Hygienization by Means of Pasteurization prior to Digestion, In: Disinfection of Sewage Sludge, Technical, Economic and Microbiological Aspects, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Boston, London.
- Conradin, F. og Weismann, J. 1990 The Sludge Disposal of the City of Zürich. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Dichtl, N. 1984 Die Stabilisation von Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozessführung, Dissertation, Ruhr-Universität Bochum.
- Dichtl, N., Siekmann, K. 1986 Zweistufige aerob-anaerobe Verfahren zur Schlammstabilisierung, 19. Essener Tagung, Aachen.
- Eck-Düpont, M. 1986 Untersuchungen zum Entwässerungsverhalten unterschiedlich stabilisierter Klärschlamme. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr Universität Bochum.
- Eikum, A.S., Rusten, B og Finsrud, R. 1986 Mobil avanning av septikslam, Prosjektrapport 45/86, NTNF's Program for VAR-teknikk.
- Eikum, A.S. og Paulsrud, B. 1976 Stabilisering av kommunalt slam. PRA-Rapport nr. 10. NTNF, Oslo.
- EPA 1976 A Review of Techniques for Incineration of Sewage Sludge with Solid Wastes. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 600/2-76-288. Washington DC.
- EPA 1979 Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 625/1-79-001. Washington DC.
- EPA 1982 Dewatering of Municipal Wastewater Sludges, Design Manual, EPA-625/1-82-014, Cincinnati, Ohio 45268.
- EPA 1985 Multiple-Hearth and Fluidized Bed Sludge Incinerators. Design and Operation Considerations. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 430/9-85-002. Washington DC.

- EPA 1990 Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater Sludge, Office of Research and Development, EPA/625/10-90/007, Washington, DC 20460.
- Epstein, E. m. fl. 1983 Composting - Engineering practices and economic analysis. Water Science & Technology Vol. 15, No. 1/83.
- Finsrud, R. & Blom, H.A. 1992 Næringsstoffer og miljøgifter i slam fra norske avløpsrensaneanlegg. Østlandskonsult, Fredrikstad.
- Fuchs, L. 1984 Die aerob-thermophile Stabilisation von Klärschlamm, Abwassertechnik, 1:5-6.
- Gould, M. m. fl. 1981 A practical look at composting. Public Works No. 10/81.
- Grüter, H., Matter, M., Ochlmann, K.H. and Hicks, M.D, 1990 Drying of Sewage Sludge. An Important Step in Waste Disposal. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Hashimoto, S., Nishimura, K., Watanabe, H., Watanabe, H. 1987 Economic Feasibility of the Irradiation Composting Plant of Sewage Sludge. Paper from the Second Research Coordination Meeting of the IAEA's Joint RILS/RIPC Coordinated Research Programme on: Radiation Treatment of Sewage Sludge for Safe Reutilization, Bombay, India.
- Haugan, B.E. 1980 Mobil avvanning av septiktankslam. Uprøving av septikbil "HAMSTERN". NIVA O-80019, VA-5/80.
- Haugan, B.E. 1982 Slamstabilisering under høy temperatur ved bruk av rent oksygen. Delrapport 1, VA-rapport 9/82, NIVA.
- Hayes, T.D., Jewell, W.J., Kabrick, R.M. 1979 Heavy Metal Removal from Sludges Using Combined Biological/Chemical Treatment. Proc. 34th Ind. Waste Conf., Purdue University, 529-543.
- Holdhus, O. 1990 Personlig meddelelse. Analysedata fra VEAS.
- Holdhus, O. 1991 Aerob og anaerob slambehandling. Prosjektrapport 20A/1991, NORVAR.
- Holmström, H. 1981 Rötning av kommunalt slam. Teknik med nya möjligheter. VAV P42. Stockholm.

- Holmström, H. 1984 Slamhantering ved kommunala avloppsreningsverk. VAV P51. Stockholm.
- Holmström, H. 1986 Styrning av slambehandlingsprocesser. VAV P61. Stockholm.
- Holmström, H. 1988 Industriavlopp - slamkvalitet. VAV's årsmøte 1988, VAV M64, Stockholm.
- Hovland, E.G. 1991 Termisk behandling av kloakkslam. Prosjektrapport 20D/1991, NORVAR.
- Hökervall, E. 1972 Praktiska erfarenheter från drift av torkningsanläggningar. Åttonde nordiska symposiet om vattenforskning. Publikasjon 1972:3, Nordforsk Miljøsekretariat, Helsingfors.
- Jacobs, A. and Silver, M. 1990 Sludge Management at the Middlesex County Utilities Authority, Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Jakob, J., Roos, H.J. and Siekmann, K. 1987 Zweistufige aerob-thermophil/anaerobe Verfahrens technik zur Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 34. Jhrg., Heft 4, s. 331-338.
- Jenkins, R.L., et al. 1981 Metals Removal and Recovery from Municipal Sludge. Journal WPCF, 53, 25.
- Jenkins, R.L., Scheybeler, B.J., et al. 1981 Metals Removal and Recovery from Municipal Sludge". Journal WPCF, 53, No. 1, January, 25-32.
- Johnsen, K. 1991 Personlig meddelelse, Alvim renseanlegg.
- Kambi 1993 Notat om Kambimetoden
- Karlsson, B. 1989 Slambehandlingsalternativ for Sentralrenseanlegg Nord-Jæren. Forstudie utført for I.V.A.R., Stavanger.
- Kiff, R.J., Cheung, Y.H., Brown, S. 1983 Heavy Metal Removal from Sewage Sludges - Factors Governing Detoxification Process Efficiency. Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Heidelberg.

- Leonhard, D., Hahn, H.H. 1990 Aerob-thermophile Schlammstabilisierung in Deutschland. Bericht über eine Studie für den amerikanischen Bereich, Korrespondenz Abwasser, 37. Jahrgang, Heft 5, s. 522-531.
- Levasseur, J.P. 1987 Recycling von Klärschlamm durch thermische Trocknung. Recycling von Klärschlamm 1, K.J. Thomé-Kozmiensky und U. Loll (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.
- Lockyear, C.F., Jackson, P.J. and Warden, J.II. 1983 Polyelectrolyte Users' Manual, Technical Report 184, Water Research Centre, England.
- Loll, U. 1977 Maschinelle Entwässerung von aerob thermophil stabilisiertem Klärschlamm. Kommunalwirtschaft, 8:313-316.
- Magnussen, L. 1990 Slambehandling ved det nye Alvim rensanlegg, Sarpsborg. Foredrag ved VAR-dagene -90, Trondheim, Tapir forlag.
- Magnussen, L. 1991a Kalking. Kompostering, Prosjektrapport 20B/1991, NORVAR.
- Magnussen, L. 1991b Slamavvanning. Prosjektrapport 20C/1991, NORVAR.
- Mathys, W. Dynamics of Some Heavy Metals in Sewage Sludge. Hygiene Institut Westring 10 D-44 Münster, Germany.
- Mc Nulty, Malaskey, A.T., Goldsmith, R.L., Fremont, H.A. 1980 EPA Report 600/2-80-096 m.
- Moen, S.E., Paulsrud, B. og Langeland, G. 1984 Vurdering av to våtkomposteringer for hygienisering av kloakkslam ved HIAS-rensanlegget i Hamar-regionen, VANN nr. 4/84.
- Montgomery, D.; Sollars, C.J. and Perry R., 1987 Stabilisation Studies of Selected Sludges", WRC-Report. PRU 1567-M, Water Research Centre, Medmenham, England.
- Morgan, S.F. and Gunson, H.G. 1989 The Development of an Aerobic Thermophilic Sludge Digestion System in UK, In: Treatment of Sewage Sludge. Thermophilic Aerobic Digestion and Processing Requirements for Landfelling, Elsevier Applied Science, London and New York.

- Murray, K.C., Tong, A. and Bruce, A.M. 1990 Thermophilic Acrobic Digestion - A Reliable and Effective Process for Sludge Treatment at Small Works. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 22, No. 3/4, pp. 225-232.
- National Kiln Dust Management Association 1987 Proceedings from a National Conference on Alkaline Treatment and Utilization of Municipal Wastewater Sludge, Toledo, U.S.A.
- Nedland, K.T. 1988 Lokalisering av mellomlagerplasser for kloakkslam i Nedre Buskerud, Aquateam-rapport, O-8831.
- Nedland, K.T. 1989 Avvanning av kloakkslam i laguner - Resultater fra en brukerundersøkelse av 130 lagunecanlegg, Aquateam-rapport, O-8943.
- Nedland, K.T. 1989 Sammenstilling av tungmetalldata fra norske renseanlegg. Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S, Oslo.
- Nedland, K.T. 1990 Innhold av næringsstoffer og tungmetaller i slam fra avløpsrenseanlegg i Buskerud. Miljøpakke Drammen, Fylkesmannen i Buskerud.
- Nedland, K.T. 1992 Erfaringer med mottak av septikslam på renseanlegg og ledningsnett og bruk av mobilt avvanningsutstyr - spørreundersøkelse, SFT-rapport 92:31, TA-883/1992.
- Ofte, J. 1982 Slamavvanning ved mindre renseanlegg, Prosjektrapport 38/82, NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg.
- Oliver, B.C., Carey, J.H. 1976 Acid Solubilization of Sewage Sludge and Ash Constituents for Possible Recovery. *Water Research*, 10, 1077-1081.
- Paulsrud, B. 1977 Metode for måling av slams kondisjonerbarhet, Prosjektrapport 5/77, NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg.
- Paulsrud, B. & Eikum, A.S. 1977 Dewatering Properties of Lime Stabilized Sewage Sludges. *Prog. Wat. Tech.*, Vol. 9, pp. 337-346.
- Paulsrud, B. 1982 Avvanning av septikslam i container. VA-rapport 4/82, Norsk institutt for vannforskning.
- Paulsrud, B. 1983 Mottak av septikslam - Erfaringer fra kommunale renseanlegg, SFT-rapport nr. 56, Statens forurensnings-tilsyn, Oslo.

- Paulsrud, B. 1985
Mobilt avvanningsutstyr for septikslam - utprøving av Moos KSA-system. Prosjekt 4284. Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S.
- Paulsrud, B. and Langeland G. 1986
Acrobic thermophilic digestion of pre-thickened sludge using air, In: Bruce, A.M.; L'Hermitte, P. and Newman, P.J. (Eds.) - New developments in processing of sludge and slurries, Elsevier Applied Science, London and New York.
- Paulsrud, B. 1987
Hygienisering av slam. Prosjektrapport 63/87, NTNUs Program for VAR-teknikk.
- Paulsrud, B., Rusten, B. and Storhaug, R. 1988
Pretreatment of Sludge Liquors in Sewage Treatment plants. In: H. II. Hahn and R. Klute (Eds.) - Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Paulsrud, B. 1990
Slambehandlingsteknologi. Metoder for reduksjon av miljøgifter i slam og for tilpassing av slamkvalitet til bruk av slam utenom jordbruket. Aquateam-rapport til Nordisk Ministerråds VA-gruppe.
- Paulsrud, B. and Hallberg, P. 1990
The Influence of Industrial Wastewater on Sewage Sludge Characteristics and Disposal. A Case Study from the City of Oslo. Foredrag ved EWPCA-konferanse, München, mai 1990.
- Paulsrud, B. og Nedland, K.T. 1991
Slambehandling og -disponering ved større kloakkrensanlegg - Sluttrapport, Prosjektrapport nr. 20/1991, NORVAR.
- Pfeiffer, W. 1990
Verfahrensvarianten der biologischen Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm-Leistungsvergleich, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Nr. 87, Technische Universität München.
- Randall, T.L. and Knopp, P.V. 1980
Detoxification of specific organic substances by wet oxidation, Journal WPCF, Vol. 52, No. 8, 2117-2130.
- Reimann, D.O. 1989
Klärschlammentsorgung - Behandlung - Verwertung - Verbrennung - Deponierung. Beihefte zu Müll und Abfall, no. 28.

- Reimers, R.S., Akers, T.G. and Little, M.D. 1990 Assessment of the Chemfix Process for the Treatment and Reuse of Municipal Sludge. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Robel, W. and Rudolph, K.U. 1989 Environmental Aspects of Sludge Incineration (Overview). Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments, Technical Aspects and Environmental Effects. Elsevier Science Publishers LTD. ISBN 1-85166-418-1.
- Rulkens, W.H., VanVoornburg, F. and Joziassse, J. 1989 Removal of Heavy Metals from Sewage Sludges: State of the Art and Perspectives. In: Sewage Sludge Treatment and Use. New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects, A.H. Dirkzwager and P.L'Hermitte (Eds.), Elsevier Applied Science, London.
- Rüprich, W. and Strauch, D. 1984 Technologische und hygienische Aspekte der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung, Korrespondenz Abwasser, 31. Jahrgang, Heft 11, s. 946-952.
- Sagberg, P. 1991 Erfaringer fra VEAS og veien videre. Foredrag på Nordiska Vattengruppens seminar "Nitrogenrensing med biofilmprosesser", Oslo, 29.-30. januar.
- Schönborn, W., Hartmann, H. 1978 Bacterial Leaching of Metals from Sewage Sludge. Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol., 5, 305-313.
- Schönborn, W., Hartmann, H. 1979 Entfernung von Schwermetalle aus Klärschlämmen durch bakterielle Laugung. Gwf-Wasser/Abwasser, 120, 329-335.
- Scott, D.S., Horlings, H., Soupilas, A. 1980 Extraction of Metals from Sewage Sludge. The Canadian Journal of Chemical Engineering, 58, October, 673-678.

- Scott, D.S., Horlings, H. 1975 Env. Sci. Tech. 9, 849.
- SFT 1978 Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT 1982 Retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam, TA-573, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT 1983 Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Revidert utgave. TA-525. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT 1989 Organiske mikroforurensninger i slam fra norske renseanlegg. Sammenstilling av data fra 13 renseanlegg. Foreløpig rapport.
- SFT 1995 Forskrift om avløpsslam (2. januar 1995).
- Sieber 1990 Personlig meddelelse fra driftsbestyrer på Oswald Schulze Anlage Altenmarkt.
- Siefert, F. 1991. Termische Klärschlammbehandlung - heutiger Stand. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 3.3 "Trocknung, Verbrennung, Energiverwertung". Korrespondenz Abwasser 6/91.
- Spinosa, L. and Lotito, V. 1989 Technical Requirements and Possibilities of Incineration. In: Sewage Sludge Treatment and Use. New Developments, Technical Aspects and Environmental Effects. Elsevier Science Publishers LTD. ISBN 1-85166-418-1.
- Statens naturvårdsverk 1989 "Slam från kommunala reningsverk - hantering och miljöproblem". SNV-rapport 3632, Stockholm.
- Stoch 1990 Personlig meddelelse fra driftsbestyrer på Roediger Anlage Werne.
- Storhaug, R. 1984 Kalkfelling på små renseanlegg. NIVA-rapport 17/84. Oslo 1984.
- Storhaug, R. 1985 Driftsovervåking av kommunale renseanlegg, VA-scrien, Universitetsforlaget, Oslo.
- Stoveland, S., Perry, R., Lester, J.N. 1979 Influence of Detergent Builders on Metal Solubility in Activated Sludge. Effluent and Water Treatment Journal, October, 513-520.

- Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen 1989 Organiska föroreningar i kommunalt avloppsvatten och slam. Förekomst, reduktion vid avloppsvattenrening samt förslag til åtgärder, VAV M68, Stockholm.
- Swinton, E.A., Eldridge, R.J. and Becker, N.S.C. 1989 Extraction of heavy metals from sludges and muds by magnetic ion-exchange. In: Sewage Sludge Treatment and Use. New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects, A.H. Dirkwager and P.L'Hermite (Eds.), Elsevier Applied Science, London.
- Utvik, Å. 1990 Personlig meddelelse fra Stord International A/S.
- van den Berg, J.J. and Lohse, M. 1989 Klärschlammbehandlung mit einem Wasseroxidations - Tiefschacht-verfahren, Korrespondenz Abwasser, 11/89.
- Vråle, L. 1990 Kalkfelt slam som ressurs - Oppsummering av 1989-resultatene. Miljøpakke Drammen, Drammen.
- Webber, M.D. 1989 Resource Recovery through Unconventional Uses of Sludge, WRC-Conference: Alternative Uses for Sewage Sludge, University of York, England.
- Wollinski, W.K. and Bruce, A.M. 1984 Thermophilic Oxidative Sludge Digestion. A Critical Assessment of Performance and Costs. Presented at the IFAT Conference, Munich.
- Wolstenholme, P. 1990 A Compaction - Granulation Process Turns Municipal Sludge into a Valuable Fertilizer Component. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Wozniak, D.J., Huang, J.Y.C. 1982 Variables Affecting Metal Removal from Sludges. Journal WPCF, 54, No. 12, 1574-1581.
- Yang, T., Zall, R.R. Removal of Metals from Sludge Using Chitosan Columns. Industrial Water Engineering 21, No. 4, 16-20.
- Zwiefelhofer, H.P. 1985 Aerobic-thermophilic/Anaerobic-mesophilic two-stage sewage sludge treatment. Practical experience in Switzerland. Conservation and Recycling 8(1/2):285-301.
- Østlandskonsult 1993 NORVAR Slamkost. EDB-program for økonomisk analyse av behandling og disponering av slam, Fredrikstad.
- Øyen, O. 1991 Kloakkslam i skog. Status for norske og utenlandske erfaringer. Rapport fra KAMBI A/S.

VEDLEGG 1

Driftskontroll av hygieniseringsanlegg

Driftskontroll av hygieniseringsanlegg

Ved de prosesser som er beskrevet i kap. 6 og som gir hygienisering av kloakkslam, er det varmens påvirkning på smittestoff (sykdomsfremkallende bakterier, parasittegg, virus m.v.) som gir hygienisering. I tillegg vil høy pH også ha en effekt, men høy pH alene gir ikke en tilstrekkelig hygienisering med hensyn til parasittegg.

Driftskontrollen bør være mest mulig prosessorientert, og i mindre grad sluttproduktorientert. Driftskontrollen ved ethvert anlegg som hygieniserer slam, legges opp slik at man:

- * Identifiserer og beskriver de kritiske kontrollpunkter. Dette er punkter og tidsperioder i prosessen hvor hygieniseringseffekten finner sted.
 - Ved pasteurisering av slam: I pasteuriseringstanken.
 - Ved våtkompostering: I komposteringstanken.
 - Ved frilandskompostering: I haugene under komposteringen.
 - Osv.
- * Kontrollpunktene må velges ut slik og være så mange at:
 - Det oppnås representative observasjoner.
 - Også soner med minst hygieniseringseffekt blir tatt med. For frilandskompostering er dette i overflaten av haugene.
- * I kap. 6 er det angitt hvilke verdier for pH og temperatur/tid-kombinasjoner som skal oppnås. Ved kontrollopplegget må man sikre at disse verdier virkelig nås ved at:
 - Anleggene har egnet utstyr for registrering av temperatur, oppholdstid og evt. pH. Registreringen bør foregå kontinuerlig ved automatisk måleutstyr. Det automatiske måleutstyret må regelmessig kontrolleres mot manuelt avlesbare instrumenter.
 - Anleggene fører journaler over registrerte verdier, hvorledes slammet behandles og spesielle forhold som observeres.
- * Det må være faste rutiner for hva som gjøres med slammet hvis minimumsverdier for temperatur og det tidsintervall som temperaturen er på den riktige siden av grenseverdien, ikke oppnås. For enkelte slambehandlingsmetoder kan slammet behandles på nytt. For andre slambehandlingsmetoder kan slammet ikke behandles på nytt, og slammets bruksverdi er redusert.
- * Det må være rutiner for hva som gjøres hvis det ordinære måleutstyr svikter.
- * Det må også være et fast opplegg for bakteriologiske analyser av ferdig behandlet slam.

Det vises forøvrig til SFT's veileder for prøvetaking av slam.