

NORVAR
NORVAR

20
1991

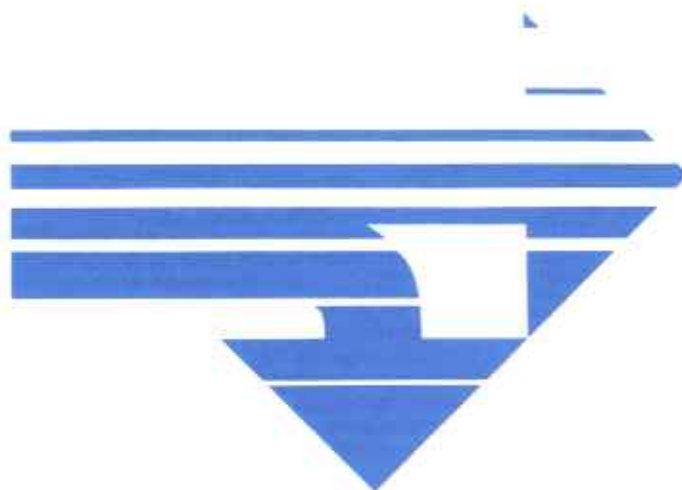
Prosjektrapport

Prosjektet

Slambehandling og -disponering

ved større kloakkrenseanlegg

SLUTTRAPPORT



Norske VAR-selskapers forening

NORVAR-rapport

Norske VAR-selskapers forening

Postadresse: 2312 OTTESTAD
Besøksadresse: HIAS, Sandvika (Ottestad)
Telefon: 065 76255

Rapportnummer:

20 - 1991

Date:

14. oktober 1991

Antall sider inkl. bilag

89

Tilgjengelighet:

Åpen

Begrenset

Rapportens tittel:

"Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg"
SLUTTRAPPORT

Forfatter(e):

Bjarne Paulsrud og Kjell Terje Nedland
Åquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

Ekstrakt:

Prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg" har som mål å sammenstille dagens kunnskap og erfaringer om dette tema. Foreliggende rapport er en av i alt 5 rapporter fra prosjektet. Denne rapporten sammenstiller det viktigste i de 4 delrapportene. Det er i tillegg tatt med tilleggsopplysninger om økonomiske data for å få en enhetlig fremstilling av kostnader.

Emneord, norske:

Kloakkslam
Slambehandling
Slamdisponering
Kostnader

Emneord, engelske:

Sewage Sludge
Sludge Treatment
Sludge Disposal
Costs

Andre utgaver:

82-414-0021-7

FORORD

Etter forslag fra VEAS, inviterte NORVAR i 1989 forskjellige renseanlegg m.fl. til å delta i et prosjekt for å samordne aktiviteten på slamsiden.

Prosjektets mål har vært å sammenstille dagens erfaringer/kunnskap om slambehandling/-disponering i en teknisk/økonomisk utredning. For tekniske/økonomiske data har man konsentrert seg om 3 anleggsstørrelser: 20.000, 70.000 og 300.000/450.000 p.e.

Arbeidet har tatt utgangspunkt i

- driftserfaringer
- diverse utredninger som er utført for prosjektdeltagerne
- forsøksresultater
- opplysninger fra diverse firma/anlegg
- spesialutredninger
- konkrete planer
- litteraturstudier

Prosjektet har vært organisert som vist i figuren nedenfor.

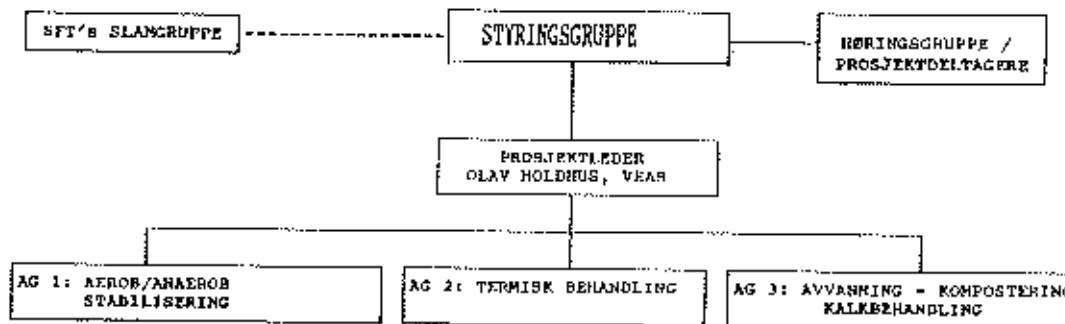


Fig. 1 Organisering av NORVAR-prosjektet P13 E: Utredning om slambehandling/-disponering ved større kloakkrenseanlegg

Styringsgruppen har hatt følgende sammensetning:

- Svein Erik Moen, NORVAR (leder)
- Kjartan Reksten, O.V.A.
- Kjell Johnsen, S.I.A.
- Ernst Georg Hovland, I.V.A.R.
- Bjarne Paulsrud, Aquateam A/S (observatør for SFT's styringsgruppe)
- Olav Holdhus, VEAS (prosjektleder/sekretær)

De 3 arbeidsgruppene har hatt følgende sammensetning:

Arbeidsgruppe for aerob/anerob behandling (AG-1):

- Kjell Johnsen, S.I.A.
- Knut Lilleng, FOA
- Leif Sigvaldsen, Knarrdalstrand kloakkrenseanlegg
- Ingar Ness, O.V.A.
- Olav Holdhus, VEAS (sekretær)

Arbeidsgruppe for termisk behandling (AG-2):

- Ernst Georg Hovland, I.V.A.R. (sekretær)
- Per Hallberg, O.V.A.
- Tor A. Ulfeng, RA-2
- Olav Holdhus, VEAS

Arbeidsgruppe for avvanning, kompostering, kalkbehandling (AG-3):

- Kjell Åge Haugli, HIAS
- Kirsti Grundnes Berg, VEAS
- Gunnar Hall, RA-2
- Bjørn Christoffersen, Drammen kommune
- Lars Magnussen, Samfunnsteknikk A/S (sekretær)
- Olav Holdhus, VEAS

Prosjektet har hatt 22 deltagere. Prosjektdeltagerne har bidratt dels med egeninnsats, dels med å stille til disposisjon tidligere utredninger, dels med kontantstøtte til prosjektet. Dette er nærmere angitt i tabell 1.

Tabell 1. PROSJEKTDELTAGERE PR. 20.6.91

a = bidrag i form av arbeidsinnsats
u = stilt utredninger til disposisjon
t = økonomisk tilskudd

FOA	(Fredrikstad-området)	a,u
HIAS	(Hamar-regionen)	a,u
I.V.A.R.	(Stavanger-regionen)	a,u
KNARRDALSTRAND KLOAKKRENSEANLEGG	(Porsgrunn/Skien)	a,u
O.V.A.	(Oslo vann- og avløpsverk)	a,u
RA-2	(Lillestrøm-området)	a,u
S.I.A.	(Sarpsborg-regionen)	a,u
VEAS	(Vestfjorden avløpselskap i Oslo-området)	a,u,t
TAU	(Tønsberg-regionen)	t
NIDARKRETSEN	(Arendal-regionen)	t
DRAMMEN KOMMUNE		a,u
GJØVIK KOMMUNE		t
SKIEN KOMMUNE		t
KONGSBERG KOMMUNE		u,t
RINGERIKE KOMMUNE		u,t
FYLKESMANNEN I HEDMARK		t
FYLKESMANNEN I AKERSHUS		t
ENVIRO TECH A/S		t
HYDROGAS A/S		t
BIKOM		t
AQUATEAM A/S		a,u
VA-MILJØTEKNIKK		a,u

Det vil bli utgitt følgende rapporter fra prosjektet:

Rapport nr. 20:	SLUTTRAPPORT (denne rapporten)
Rapport nr.20A:	AEROB OG ANAEROB BEHANDLING (Skrevet av AG-1)
Rapport nr.20B:	KALKING, KOMPOSTERING (Skrevet av AG-3)
Rapport nr.20C:	SLAMAVVANNING (Skrevet av AG-3)
Rapport nr.20D:	TERMISK BEHANDLING AV KLOAKKSLAM (Skrevet av AG-2)

Prosjektdeltagerne har vært invitert til 4 høringsmøter. Disse høringsmøtene var et viktig ledd i den kompetanseoppbygging prosjektdeltagerne fikk gjennom deltagelsen.

En stor del av arbeidet er konsentrert om slambehandling, men det er også beskrevet hvordan denne påvirker disponeringsmulighetene etter behandlingen. Rapportene beskriver også behov for videre arbeid på dette feltet.

I forbindelse med en konsekvensanalyse som Østlandskonsult A/S har utført for SFT vedrørende forslaget til nytt slamregelverk, er det utarbeidet et sett med kostnadsdata for ulike slambehandlingsenheter og vanlig forekommende kombinasjoner av enheter/funksjoner som gir en total slambehandlingsløsning. Kostnadsdataene er sjekket mot aktuelle anleggskostnader innsamlet av arbeidsgruppene for dette prosjektet. Materialet er bearbejdet for sluttrapporten, og de resulterende kostnadsdata er presentert under hver slambehandlingsmetode i sluttrapporten.

Slike generelle kostnadskurver er basert på en rekke valgte forutsetninger (se vedlegg 1), og kurvene kan ikke brukes til annet enn overslagsmessige beregninger på forprosjektnivå.

Som et grunnlag for å diskutere aktivitet vedrørende miljøpåvirkning ved bruk av slam, har styringsgruppen engasjert Bjarne Paulsrud, Aquateam A/S, til å utarbeide et forprosjekt. Dette prosjektet gir en oversikt over hva som er gjort på dette feltet til i dag, samt hvilke fagmiljøer som arbeider på feltet.

Kostnadene for prosjektet ("verdiskapningen") er beregnet til ca. kr. 1,4 mill.

NORVAR har etablert en slamgruppe som skal videreføre arbeidet med slamspørsmålet.

Med dette vil vi takke alle som har bidratt til gjennomføringen av dette prosjektet for innsatsen. Vi retter en spesiell takk til SFT for at vi har fått bruke kostnads materialet nevnt ovenfor og for tilskudd til utarbeidelsen av denne sluttrapporten.

Ottestad, 14. oktober 1991

Svein Erik Moen

INNHALDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	4
2.	KRAV TIL SLAMKVALITET FOR ULIKE DISPONERINGSALTERNATIVER	5
2.1	<u>Krav til avvanning av slam</u>	5
2.2	<u>Krav til stabilisering og hygienisering av slam</u>	5
2.3	<u>Krav til maksimalt tillatt tungmetallinnhold i slam</u>	7
2.4	<u>Organiske miljøgifter i slam</u>	7
2.5	<u>Spesielle krav knyttet til de enkelte disponeringsalternativer</u>	7
	2.5.1 Bruk av slam i jordbruket	7
	2.5.2 Bruk av slam på grøntarealer	8
	2.5.3 Bruk av slam i skogbruket	9
	2.5.4 Deponering av slam	9
	2.5.5 Forbrenning av slam	9
3.	STABILISERING AV SLAM	10
3.1	<u>Anaerob stabilisering</u>	10
	3.1.1 Prosessbeskrivelse	10
	3.1.2 Dimensjonering/utforming	11
	3.1.3 Driftserfaringer	14
	3.1.4 Slamkvalitet etter behandling	15
	3.1.5 Økonomi	16
4.	STABILISERING OG HYGIENISERING AV SLAM	17
4.1	<u>Kompostering</u>	18
	4.1.1 Prosessbeskrivelse	18
	4.1.2 Dimensjonering/utforming	20
	4.1.3 Driftserfaringer	22
	4.1.4 Kvalitet etter behandling	23
	4.1.5 Økonomi	23
4.2	<u>Acrob. termofil stabilisering (våtkompostering)</u>	25
	4.2.1 Prosessbeskrivelse	26
	4.2.2 Dimensjonering/utforming	26
	4.2.3 Driftserfaringer	28
	4.2.4 Slamkvalitet etter behandling	29
	4.2.5 Økonomi	29
4.3	<u>Aerob. termofil forbehandling + anaerob stabilisering</u>	31
	4.3.1 Prosessbeskrivelse	32
	4.3.2 Dimensjonering/utforming	32
	4.3.3 Driftserfaringer	34
	4.3.4 Slamkvalitet etter behandling	35
	4.3.5 Økonomi	35

4.4	<u>Pasteurisering + anaerob stabilisering</u>	37
	4.4.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	38
	4.4.2 <u>Dimensjonering/utforming</u>	38
	4.4.3 <u>Driftserfaringer</u>	39
	4.4.4 <u>Slamkvalitet etter behandling</u>	40
	4.4.5 <u>Økonomi</u>	40
4.5	<u>Anaerob stabilisering + termisk tørking</u>	42
	4.5.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	43
	4.5.2 <u>Dimensjonering/utforming</u>	44
	4.5.3 <u>Driftserfaringer</u>	46
	4.5.4 <u>Slamkvalitet etter behandling</u>	47
	4.5.5 <u>Økonomi</u>	48
4.6	<u>Kalkbehandling</u>	49
	4.6.1 <u>Prosessbeskrivelse</u>	50
	4.6.2 <u>Dimensjonering/utforming</u>	51
	4.6.3 <u>Driftserfaringer</u>	53
	4.6.4 <u>Slamkvalitet etter behandling</u>	53
	4.6.5 <u>Økonomi</u>	54
5.	KONDISJONERING OG AVVANNING AV SLAM	55
5.1	<u>Generelt</u>	56
5.2	<u>Kondisjonering av slam</u>	56
	5.2.1 <u>Kjemisk kondisjonering</u>	56
	5.2.2 <u>Termisk kondisjonering</u>	58
	5.2.3 <u>Andre kondisjoneringsmetoder</u>	60
5.3	<u>Avvanning av slam</u>	60
	5.3.1 <u>Beskrivelse</u>	60
	5.3.2 <u>Dimensjonering</u>	63
	5.3.3 <u>Driftserfaringer</u>	64
	5.3.4 <u>Slamkvalitet etter behandling</u>	66
	5.3.5 <u>Økonomi</u>	67
6.	FORBRENNING AV SLAM	68
6.1	<u>Prosessbeskrivelse</u>	69
6.2	<u>Dimensjonering/utforming</u>	69
6.3	<u>Driftserfaringer</u>	72
6.4	<u>Askekvalitet</u>	73
6.5	<u>Økonomi</u>	74
7.	VIDERE ARBEID	75
8.	REFERANSELISTE	77
VEDLEGG 1.	Forutsetninger for kostnadsdata i rapporten	

1. INNLEDNING

Denne rapporten er et sammendrag av de delrapporter som tidligere er utarbeidet i forbindelse med NORVAR-prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakktenseanlegg".

Utgangspunktet for arbeidsgruppene som har utarbeidet delrapportene, har vært nødvendig slamkvalitet for de aktuelle slamdisponeringsmåter. Ut fra dette er det beskrevet de aktuelle slambehandlingsmetoder for å få til slik kvalitet.

I denne forbindelse har den kontakten man har hatt til SFTs styringsgruppe for utarbeidelse av forslag til nye tekniske og hygieniske retningslinjer for kloakkslam, vært svært verdifull. Denne kontakten ble sikret ved at 2 av medlemmene i SFTs styringsgruppe også har deltatt i styringsgruppen for NORVAR-prosjektet.

De viktigste oppgavene til arbeidsgruppene var å samle inn erfaringsmateriale fra norske slambehandlingsanlegg. I tillegg ble det for noen metoder også samlet inn data fra andre land gjennom litteraturstudier.

For å få en mest mulig enhetlig og oppdatert presentasjon av aktuelle slambehandlingsmetoder for større rensanlegg, er det i forbindelse med denne sluttrapporten utført relativt omfattende litteraturstudier (spesielt for de biologiske behandlingsmetodene).

Våtkompostering av slam er ikke med i arbeidsgruppenes delrapporter, da gruppene i utgangspunktet mente at dette ikke var aktuelt for større anlegg. For helhetens skyld, er denne prosessen likevel omtalt her.

På grunn av arbeidsfordelingen mellom de enkelte arbeidsgrupper, har gruppene kun behandlet en del enhetsprosesser som separate prosesser. Koblingen av enhetsprosessene med annen slambehandling er gjort i sluttrapportsammenheng.

Pålitelige opplysninger om anleggs- og driftskostnader er tradisjonelt vanskelig å få fra norske rensanlegg, da det sjelden føres separate regnskap for de ulike deler av anlegget. Det var derfor vanskelig uten videre å benytte innsamlete data til en sammenligning av kostnadsnivåer for de ulike prosesser og prosesskombinasjoner. Det er derfor i forbindelse med sluttrapporten lagt ned en god del arbeid for å få et ensartet kostnadsgrunnlag.

De resulterende kostnadsdata er presentert under hver slambehandlingsmetode. Slike generelle kostnadskurver er basert på en rekke valgte forutsetninger (se vedlegg 1), og kurvene kan ikke brukes til annet enn overslagsmessige beregninger på forprosjektnivå med mindre man legger inn de virkelige forutsetninger i hvert enkelt tilfelle.

2. KRAV TIL SLAMKVALITET FOR ULIKE DISPONERINGSALTERNATIVER

Det er fortsatt (september 1991) usikkert hva som vil skje med det nye forslaget til tekniske og hygieniske retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. Forslaget som ble utarbeidet av en gruppe med representanter fra helse-, landbruks- og forurensningsmyndighetene, samt fra anleggseiere og forskningsmiljøer, var ferdig i august 1990. Utkastet blir imidlertid først sendt på høring nå høsten 1991, og det er fortsatt usikkert om Statens forurensningstilsyn og Helsedirektoratet kan bli enige om en felles forskrift som retningslinjene kan knyttes opp mot for å gi dem større tyngde utad.

Med dette som utgangspunkt har styringsgruppen for NORVAR's slamprosjekt valgt å bare referere de krav til slamkvalitet for ulike disponeringsformer som arbeidsgruppen har lagt fram, men det må sterkt understrekes at dette fortsatt *ikke* er gjeldende regelverk.

2.1 Krav til avvanning av slam

Som en hovedregel skal alt slam avvannes før endelig disponering, uansett disponeringsmåte. Avvanningen skal være så langtgående at slammet ikke flyter utover når det tømmes på bakken og det vil i praksis si minimum 15% tørrstoffinnhold i det avvannede slammet. Kapittel 5 gir en nærmere orientering om kondisjonering og avvanning av slam.

2.2 Krav til stabilisering og hygienisering av slam

Kloakkslam som skal spres på jordarealer, må behandles på en slik måte at det ikke gir sjenerende lukt eller medfører risiko for spredning av sykdomssmitte.

Det stilles derfor krav til stabilisering og hygienisering av slam ved bruk på jordbruks-, skogs- og grøntarealer (se tabell 2.2.1).

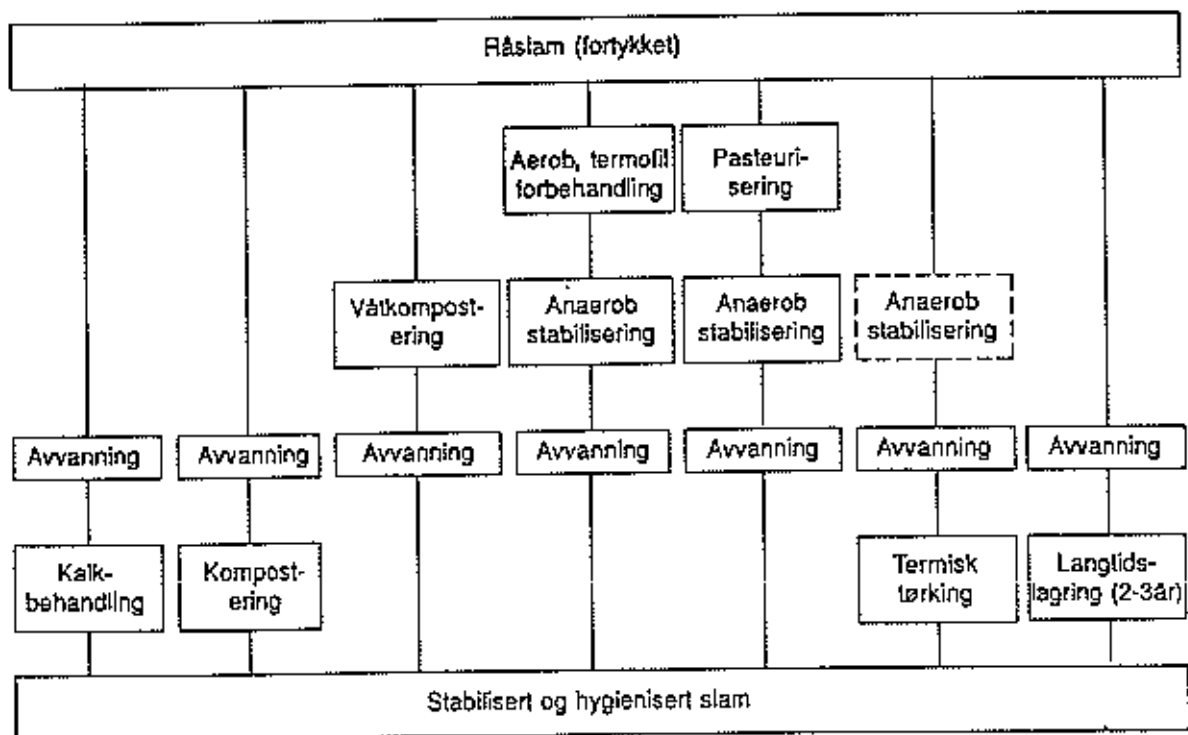
Figur 2.2.1 gir en oversikt over de kombinasjoner av behandlingsmetoder som SFT i utgangspunktet vil akseptere for å oppnå en tilfredsstillende stabilisering og hygienisering. Alle disse metodene (unntatt langtidslagring av slam, som er lite aktuelt for større renseanlegg) er nærmere beskrevet i kapittel 3 og 4.

Tabell 2.2.1 Krav til stabilisering og hygienisering av slam.

Bruksområde for slam	Krav til	
	stabilisering	hygienisering
Jordbruksareal*	JA	JA
Grøntareal**	JA	JA
Skogsareal**	JA	JA

* Kommunale rensanlegg dimensjonert for 5000 pe eller mer, skal innen en gitt frist stabilisere og hygienisere slammet på anlegget eller i spesielle behandlingsanlegg. For anlegg mindre enn 5000 pe skal en regional slambehandling for stabilisering og hygienisering vurderes. Dersom en slik løsning ikke er mulig, kan slammet mellomlagres i avvannet form i minimum 6 måneder før bruk.

** Ved bruk av slam på grøntarealer og skogsarealer er det et absolutt krav til stabilisering og hygienisering av slammet.



Figur 2.2.1 Forslag til prosesskombinasjoner som vil bli forhåndsgodkjent av myndighetene.

2.3 Krav til maksimalt tillatt tungmetallinnhold i slam

Tungmetallinnholdet i slammet for de ulike bruksområdene skal ikke overstige verdiene i tabell 2.3.1. Tungmetallene er gruppert etter deres potensielle skadevirkning på dyr og planter.

Tabell 2.3.1 Maksimalt tillatt innhold av tungmetaller i slam (mg/kg TS).

Tungmetaller	Jordbruks-/ skogsareal	Grøntareal**
<u>Gruppe 1</u>		
Kadmium (Cd)	4*	10*
<u>Gruppe 2</u>		
Bly (Pb)	100	300
Kvikksølv (Hg)	3	7
<u>Gruppe 3</u>		
Nikkel (Ni)	80	100
Sink (Zn)	700	3000
Kobber (Cu)	400	1500
Krom (Cr)	125	200

* Det tas sikte på en revidering av kravene i 1995 med tanke på en skjerping av disse.

** Unntak: Slam brukt til villahager o.l. der maksimalt tillatt innhold av tungmetaller er det samme som for jordbruksarealer.

2.4 Organiske miljøgifter i slam

Omfattende undersøkelser viser at organiske miljøgifter i meget liten grad blir opptatt av plantene via røttene. I 1989 ble det for første gang gjort undersøkelser av innholdet i norsk slam. Ingen av prøvene viste betenkelig høyt innhold av organiske miljøgifter i forhold til resultater fra andre land. Det stilles derfor i denne omgang ikke spesifikke krav til innhold av organiske miljøgifter i slammet.

På lang sikt er det ikke akseptabelt at det skjer en akkumulering av toksiske stoffer på jordbruksarealer. Tiltak må derfor gjennomføres for at innholdet av organiske miljøgifter i slam skal minske.

2.5 Spesielle krav knyttet til de enkelte disponeringsalternativer

2.5.1 Bruk av slam i jordbruket

- ◆ Slammet tillates brukt til arealer med korn, oljevekster, grønnsvekster og ved gjenlegg av eng.

- ◆ Det bør ikke brukes slam på arealer der det er normalt å dyrke grønnsaker. På arealer hvor det er spredd slam som ikke er hygienisert, skal det ikke dyrkes poteter eller grønnsaker de tre første årene etter spredning av slam.
- ◆ Slam fra renseanlegg mindre enn 5000 pe hvor slammet ikke er hygienisert og stabilisert, skal pløyes ned. Slam som er stabilisert og hygienisert, kan moldes ned ved harving. Pløying eller harving av slam skal skje så snart som mulig og senest to dager etter spredning.
- ◆ Tillatte slammengder:
 - 1 tonn slamtørrstoff pr dekar pr 10-års periode
 - eller
 - 2 tonn slamtørrstoff pr dekar pr 20-års periode.

På leirjord som nylig er bakkeplanert og har svært lavt moldinnhold, kan det tillates 4 tonn slamtørrstoff pr dekar som en engangstilførsel.
- ◆ Slam har vanligvis høyt innhold av fosfor og nitrogen. En innholdsdeklarasjon vil vise konsentrasjonene av disse næringsstoffene i slammet. Ved bruk av slam skal det foreligge gjødslings- og vekstskifteplan på det enkelte gårdsbruk.

2.5.2 Bruk av slam på grøntarealer

Med grøntareal menes her områder hvor det skal etableres et vegetasjonsdekke, men hvor det ikke skal dyrkes vekster for matforsyning. Dette kan f.eks. være masseuttak, industriområder, arealer i tilknytning til veianlegg, parker og andre offentlige arealer, toppdekke på avfallsfyllinger.

- ◆ Slammet skal være opptørket og smuldre lett.
- ◆ Godt omsatt slam kan legges ut i lag på 3-5 cm og blandes inn i jorda på stedet som et jordforbedringsmiddel.
- ◆ For vekstmedier som inneholder slam, skal slammet ikke utgjøre mer enn maksimalt 30 volum-% og det bør blandes med et mineralholdig materiale (f.eks. sandjord, leirjord, steinmjøl o.l.) for å bedre konsistensen.
- ◆ I lov om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. av 4. desember 1970 med tilhørende forskrifter, kreves at vekstmedier (dyrkingsmedier), komposteringspreparater m.v. som tilvirkes i salgøyemed, skal godkjennes av Landbruksdepartementet. Godkjenningsmyndigheten er delegert til Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket (STIL).

2.5.3 Bruk av slam i skogbruket

På forsommeren 1991 ble det lagt ut to demonstrasjonsfelter for bruk av slam i skogbruket (ett ved Halden og ett i Stange). Erfaringene med disse demonstrasjonsfeltene vil være sammenstilt høsten 1992, og inntil da tillates det ikke spredd slam på skogsarealer.

2.5.4 Deponering av slam

Deponering av kloakkslam bør bare foretas hvis det ikke er praktisk mulig å spre slammet på jordarealer (jordbruks-, skogs- eller grøntareal).

Punktene nedenfor gjelder ved deponering av slam i separat deponi. For deponering av slam i avfallsfyllinger gjelder egne retningslinjer (SFT, 1978).

- ◆ Slamdeponering må foregå i god avstand fra bebyggelse og allmenn ferdsel. Veiledende avstand til bebyggelse er for råslam minimum 500 m. For stabilisert slam vurderes avstand til bebyggelse ut fra lokale forhold. Ved lokalisering av deponi må det vurderes om topografi, vegetasjon og vindretning er slik at det likevel kan oppstå luktproblemer.
- ◆ Deponeringsplassen skal ikke lokaliseres til områder med ras eller flomfare.
- ◆ Slamdeponiet skal være forsvarlig avsperrret for mennesker og dyr.
- ◆ Vannmengden som tilføres deponiet skal begrenses mest mulig og bare omfatte den nedbør som faller på selve deponiet.
- ◆ Grunnen under et slamdeponi må ha en viss kapasitet for infiltrasjon kombinert med god, naturlig renseevne.
- ◆ Slamdeponier skal ikke ha fyllhøyde over 1-2 m.
- ◆ For et slamdeponi skal det foreligge en klargjøringsplan. Det skal også utarbeides driftsplan og driftsinstruks.
- ◆ Et slamdeponi skal avsluttes etappevis og så snart som mulig tilsås eller beplantes.

2.5.5 Forbrenning av slam

Forbrenning av slam er egentlig en behandlingsmetode, men siden sluttproduktet (asken) utgjør bare en liten del av den opprinnelige slammengden, kan metoden også ses på som en endelig disponeringsmetode. I forslaget til nye retningslinjer fra SFT er det ikke tatt inn noen spesielle krav vedrørende forbrenning av slam, men det må antas at deponeringen av asken skal følge kriteriene for vanlig slamdeponering. I kapittel 6 er det gitt nærmere opplysninger om forbrenning av slam.

3. 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 4. Aerob stabilisering er av økonomiske grunner bare aktuelt for små rensanlegg (< ca. 1.000 pe), og vil derfor ikke omtales her.

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

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

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 4 som kalkbehandling.

Av metoder som bare gir stabilisering av slammet, skal vi her kun omtale anaerob stabilisering.

3.1 Anaerob stabilisering

3.1.1 Prosessbeskrivelse

Anaerob stabilisering innebærer en mikrobiell omsetning 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)

Prosessene 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, 1991). 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
utråtnet slam. Vi skal derfor her konsentrere oss om mesofil stabilisering.

3.1.2 Dimensjonering/utforming

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 3.1.1). Normal oppholdstid ved moderne råtnetankanlegg er ca. 15 døgn, avhengig av
intensiteten i behandlingen, forbehandling samt ønsket nedbrytningsgrad av organisk stoff.

Tabell 3.1.1 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

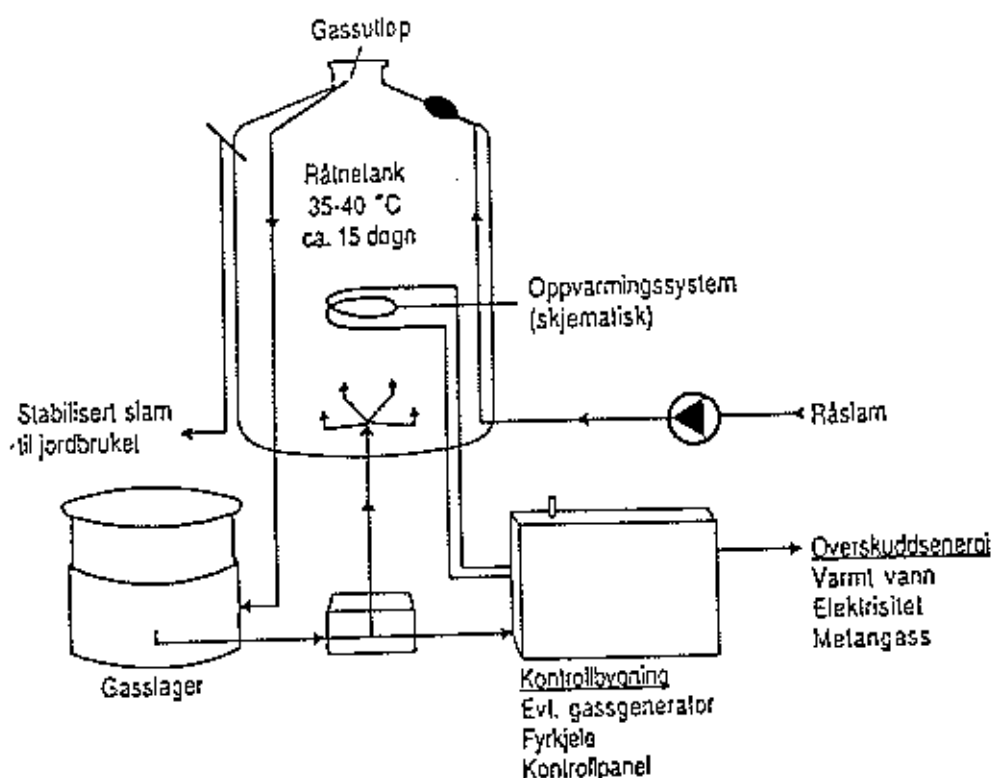
Et råtnetankanlegg dimensjoneres vanligvis utfra maksimal slammengde i 7-8 sammenheng-
ende døgn (EPA, 1979). I tillegg må man vektlegge lokale forhold og størrelse på
buffervolum.

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 3.1.1.

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 intermittent 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.



Figur 3.1.1 Prinsippskisse av et råtnetankanlegg.

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 avvanning 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 slammet før det 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 slammet 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 (Eikun 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 Kloakkverk og Bekkelaget renseanlegg 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 slantelomme med min. 60° helning, for å hindre at slam henger på veggene.

Ved gassomrøring ledes produsert gass via dyser inn i bunn av tanken igjen gjennom en gasskompressor/blåsemaskin. Gassboblene vil stige til overflaten og sørge for omrøring i tanken. Omrøringen blir da 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 fritt hengende, 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 renseanlegg (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 gassfakkel. På større anlegg kan det også lønne seg å ha gassgenerator for produksjon av elektrisk strøm. Et stort gasslager er ikke lønnsomt ut fra 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. Fyrkjelen 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 gassfakkel.

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 fra kjølevann og eksos.

3.1.3 Driftserfaringer.

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 $\pm 1^\circ\text{C}$ pr. døgn, og prosessen vil fungere best dersom innpumpet slam holder omtrent samme temperatur som slammene 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 HAc/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 "knuter" rundt bevegelige deler i et slambehandlingsanlegg. Slammene bør derfor håndteres skånsomt uten for store mekanisk 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

renseanlegg. 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 billass podeslam. Det bør da tilsettes i størrelsesorden 800 g natriumbikarbonat pr. m³ væske i tanken.

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 lengre 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 gasssystemet inertiseres med nitrogengass eller annen inertgass.

3.1.4 Slamkvalitet etter behandling

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

Plantenæringsstoffene i slammene tapes ikke ved anaerob stabilisering, men det finner sted en viss omforming av nitrogenforbindelser i slammene. 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 rensenanlegget 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 tørrstoff vil bli høyere etter stabiliseringen, fordi en del av tørrstoffet forsvinner uten at tungmetallene reduseres. Dette kan ha en viss betydning for anlegg som har høyt innhold av tungmetall i slammene.

Utråtnet slam er ikke helt luktfritt. Godt utråtnet 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.

3.1.5 Økonomi

I tabell 3.1.2 er vist kostnader for anaerob stabilisering uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykking, lagring, avvanning, transport).

Tabell 3.1.3 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 3.1.2 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

Tabell 3.1.2 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykning, avvanning, transport osv. og avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	5,9	0,20	1,0	1.000
2.000	7,7	0,21	1,2	600
3.000	9,1	0,18	1,4	500
4.000	10,2	0,14	1,5	400
5.000	11,2	0,09	1,6	300
6.000	12,0	0,04	1,6	300
7.000	12,8	-0,02	1,7	200
8.000	13,5	-0,09	1,7	200
10.000	14,7	-0,23	1,7	200
13.000	16,4	-0,45	1,7	100

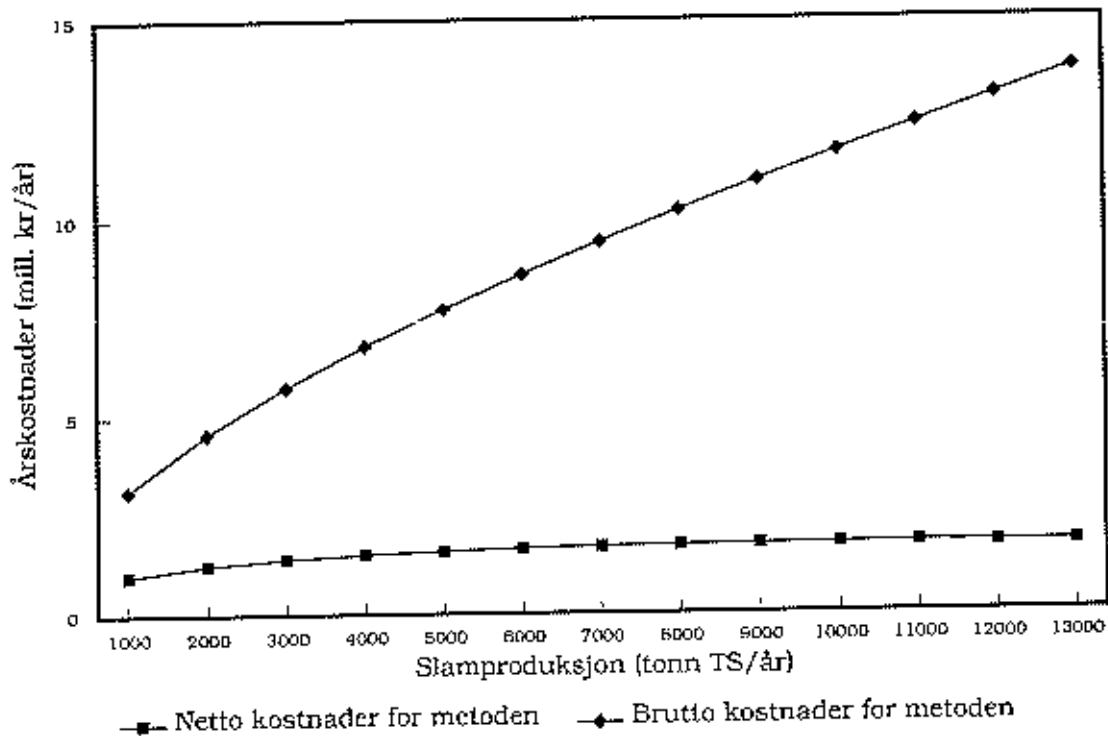
* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.

Tabell 3.1.3 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, anaerob stabilisering, slamlager, avvanning, slamsilo og transport, ekskl. avgifter)

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørrstoff
1.000	16,3	1,0	3,1	3.100
2.000	23,3	1,5	4,6	2.300
3.000	28,7	1,9	5,7	1.900
4.000	33,4	2,3	6,8	1.700
5.000	37,5	2,7	7,7	1.500
6.000	41,3	3,0	8,6	1.400
7.000	44,8	3,4	9,4	1.300
8.000	48,2	3,7	10,2	1.300
10.000	54,3	4,4	11,7	1.200
13.000	62,5	5,3	13,7	1.100

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.

Anaerob stabilisering



Figur 3.1.2 Årskostnader ved anaerob stabilisering.

4. STABILISERING OG HYGIENISERING AV SLAM

Hygienisering av slamm vil si å drepe sykdomsfremkallende organismer i slamm ved å utsette dem for ekstreme betingelser, f.eks. ved å varme opp slamm til en viss temperatur og holde temperaturen på dette nivå over en tid (termisk hygienisering). Et hygienisert slam skal oppfylle følgende krav (SFT, 1991):

- 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 ved 4% TS-innhold).

Ved termisk hygienisering vil man trenge mindre tid for å være sikker på at de patogene organismene er drept, jo høyere temperatur man utsetter slamm for. I forslaget til nye retningslinjer (SFT, 1991) er det satt opp forskjellige krav til temperatur og oppholdstid avhengig av hvilken hygieniseringsmetode som benyttes.

I dette kapitlet skal vi beskrive seks forskjellige prosesser eller prosesskombinasjoner som både gir et stabilisert og hygienisert slam og som foreslås forhåndsgodkjent av myndighetene (se kap. 2).

4.1 Kompostering

4.1.1 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 sluttoprodukt (stabilisering), og som "biprodukter" fås karbondioksid, vann og energi (varme). På grunn av varmeproduksjonen skjer det en temperaturheving i slamm, 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 slamm, selv om en toksisk virkning av stoffskifteprodukter fra komposteringsfloraen også er av betydning.

Komposteringen er avhengig av faktorer som pH i slamm, varmeisolering og ikke minst oksygentilførselen. For å kunne kompostere slam alene, har praktiske erfaringer vist at slamm 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.

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 liten grad av kontroll, mens man i større grad kan kontrollere betingelsene ved de andre to metodene.

4.1.1.1 Frilandskompostering

Ved frilandskompostering legges massen i ranker eller hauger. Dersom det ikke brukes tilsatsmateriale, må slamm tørke opp i sommermånedene for at prosessen skal komme i gang. For å oppnå god hygienisk kvalitet på komposten, bør denne vendes ofte (ca. én gang pr. uke) i startfasen. 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 seks måneder til flere år, men ved intensiv vending den første måneden kan total behandlingstid reduseres til ca. 3 måneder, men da med en ettermodningstid på 6-12 måneder.

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering og en tilstrekkelig omsetning av slamm 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)(SFT, 1991).

4.1.1.2 Kompostering på luftet plate

Ved denne prosessen legges slam (+ eventuelt tilsatsmateriale) ut på en asfalt- eller betongplate med luftekanaler. 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. 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)(SFT, 1991).

4.1.1.3 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
- Totalomblendingsreaktorer

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

Totalomblendingsreaktorene er normalt liggende tromler eller rektangulære kar. Innmating skjer i den ene enden, og utmating i den andre enden. Luft tilføres enten i innmatingssenden (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 (SFT, 1991). 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.

4.1.2 Dimensjonering/utforming

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

Tabell 4.1.1 Optimale 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 4.1.1). Lavt 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 reaktorkompostering 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.

4.1.2.1 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: Opp til 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.

4.1.2.2 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). En blåsemaskin på 0,25 kW med driftstid 20-30 døgn kan dekke oksygenbehovet for opptil 9 tonn TS (råslam) (Gould m. fl., 1981).

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. Arealet 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 drensvann. Drensvann 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.

4.1.2.3 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 (1991) 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 og Vegetasjonssystemer (norsk containersystem under utvikling).
- BAV-reaktoren.

4.1.3 Driftserfaringer

I Norge er det i dag i drift tre store frilandkomposteringsanlegg, i Kristiansand, Nedre Eiker og Ringerike kommune. Det er to store komposteringsanlegg med luftet plate: Isi (VEAS), og Overhalla (Midtre Namdal Avfallsselskap). Det finnes ikke noe reaktorkomposteringsanlegg for kommunalt slam i Norge etter at 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.

Det er imidlertid nå under utprøving en reaktortype på Kongsberg av Vaa Biomiljø, og en på Nesodden av Vegetasjonssystemer A/S.

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 forskrifter for slam blir innført, vil antakelig også interessen for kompostering i Norge øke igjen, spesielt for slam fra renseanlegg mindre enn 20.000 pe.

Ved kompostering på luftet plate er det viktig å konstruere platen slik at luftfordelingen blir god, at sigevannet ikke samles i luftrørene, 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 slamblandingen. 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.

Isolering av komposten med f.eks. et 20 cm tykt lag med ferdig kompost vil gi en jevnere temperatur i hele komposthaugen. 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 slamblandingen 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 treflis 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 sikteanleggene bør derfor være stor.

4.1.4 Kvalitet etter behandling

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 slamblandingen, 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 (20-35%), men ved bruk av tilsatsmateriale vil volumet likevel kunne bli større enn råslamvolumet. Godt omsatt kompost som etterpå er siktet, vil kunne selges direkte som jordforbedringsmiddel.

4.1.5 Økonomi

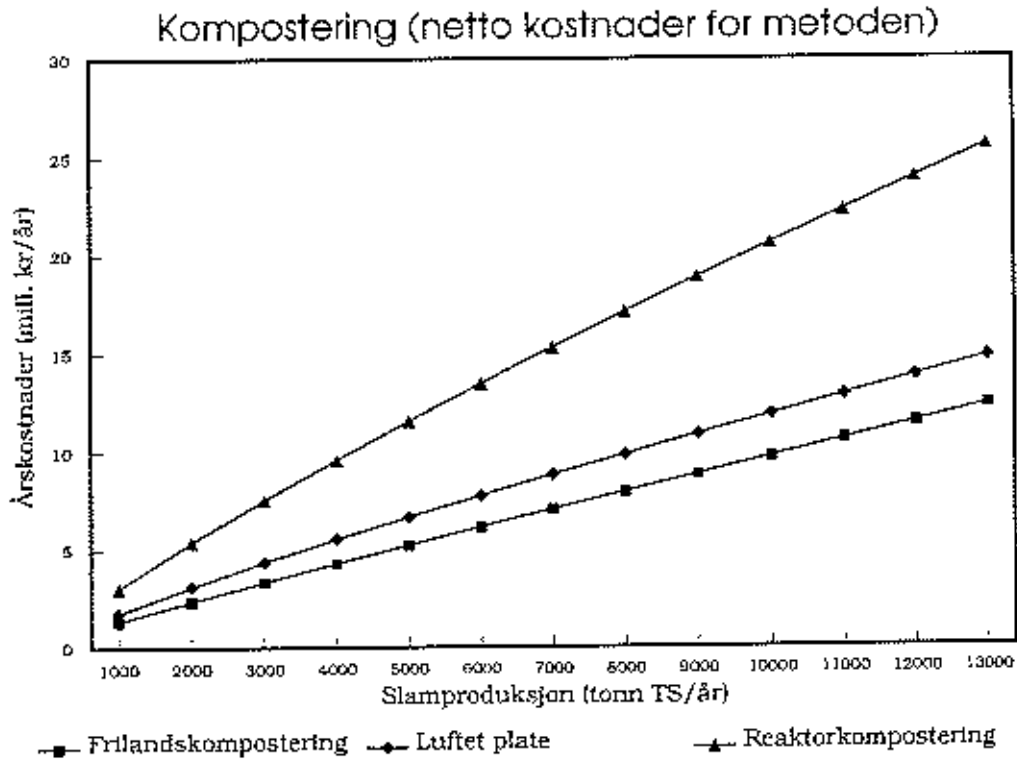
I tabell 4.1.2 er vist kostnader for frilandskompostering uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykking, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.1.3 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.1.1 er vist årskostnader for frilandskompostering, kompostering på luftet plate og reaktorkompostering ekskl. annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

Tabell 4.1.2 Netto kostnader for frilandskompostering (ekskl. kostnader for fortykking, avvanning, transport fra komposteringsanlegget osv. og avgifter). Transport til komposteringsanlegget er medregnet i kostnadene (20 km).

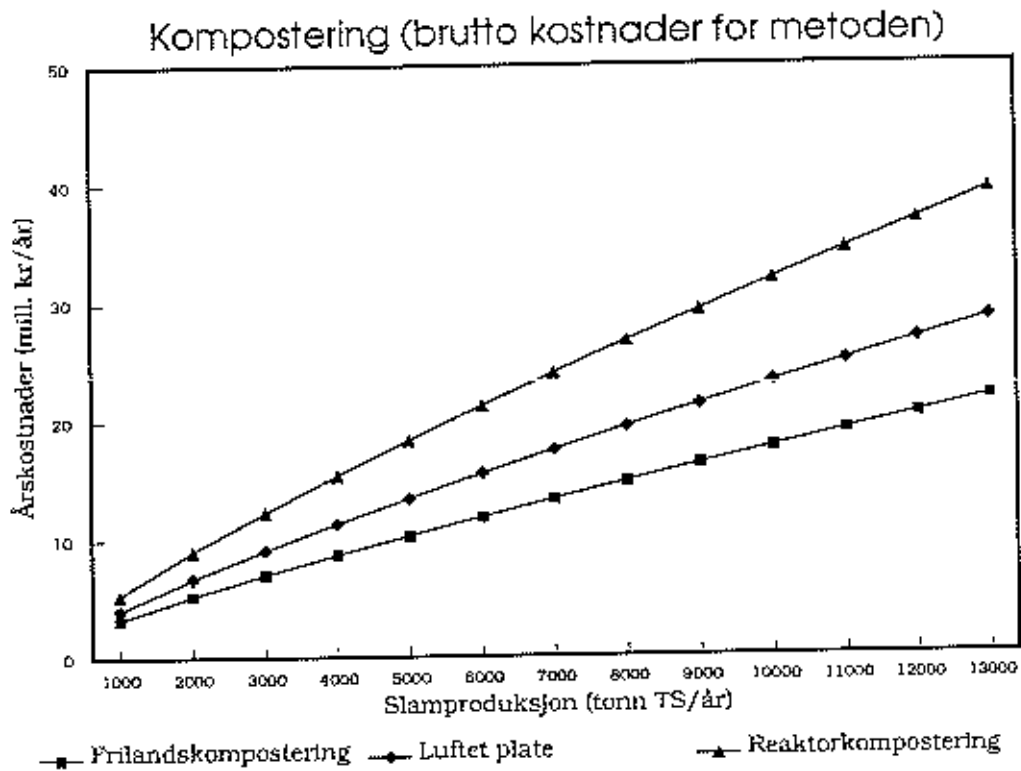
Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	3,8	0,8	1,3	1.300
2.000	5,7	1,6	2,4	1.200
3.000	7,3	2,4	3,3	1.100
4.000	8,7	3,1	4,3	1.100
5.000	9,9	3,9	5,2	1.000
6.000	11,1	4,7	6,1	1.000
7.000	12,2	5,4	7,0	1.000
8.000	13,2	6,2	7,9	1.000
10.000	15,1	7,7	9,7	1.000
13.000	17,6	10,0	12,3	900

Tabell 4.1.3 Brutto kostnader for frilandskompostering (inkl. kostnader for fortykker, slamlager, avvanning og transport til og fra komposteringsanlegget, ekskl. avgifter)

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	14,3	1,3	3,2	3.200
2.000	21,3	2,4	5,2	2.600
3.000	26,9	3,4	7,0	2.300
4.000	31,8	4,4	8,7	2.200
5.000	36,3	5,4	10,3	2.100
6.000	40,4	6,4	11,8	2.000
7.000	44,2	7,4	13,3	1.900
8.000	47,7	8,4	14,8	1.900
10.000	54,6	10,3	17,6	1.800
13.000	63,8	13,2	21,7	1.700



Figur 4.1.1 Netto årskostnader for frilandskompostering, kompostering på luftet plate og reaktorkompostering.



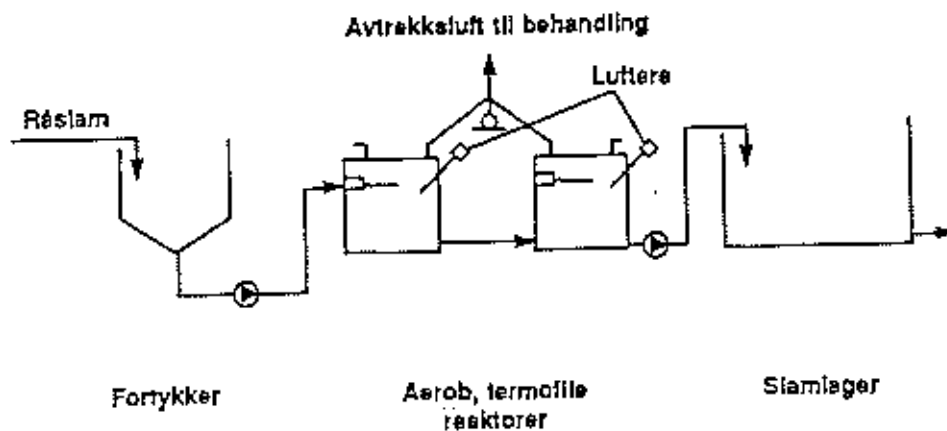
Figur 4.1.2 Brutto årskostnader for frilandskompostering, kompostering på luftet plate og reaktorkompostering.

4.2 Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)

4.2.1 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 prosesstanker og spesielle luftsystemer 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 4.2.1 viser en prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg som vil gi både hygienisering og stabilisering av slammet.



Figur 4.2.1 Prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg.

4.2.2 Dimensjonering/utforming

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 4.2.1 nedenfor, tar derfor utgangspunkt i Fuchs-anlegg, men i tillegg er det tatt hensyn til de krav som finnes i SFT's forslag til nye slamretningslinjer (SFT, 1991).

Tabell 4.2.1 Dimensjonering/utforming av våtkomposteringsanlegg.

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/forslag til krav	Merknad
Antall prosessreaktorer	2 eller flere i serie, avhengig av anleggsstørrelse	SFT-krav
Reaktortype	Sylindrisk, Høyde/diameter=0,5-1.0	Fuchs
Hydraulisk oppholdstid	Minimum 7 døgn	SFT-krav
Temperatur/tid-kombinasjon	Min. 55°C i 10 timer eller min. 60°C i 4 timer i siste reaktor mellom hver innpumping av råslam	SFT-krav
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

Inn- og utpumping av slam

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering i våtkomposteringanlegg, 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 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:

- Ejektorpumper eller selvsugende propellomrørere
- Rundpumping i rørsøyfe med innebygget venturi for innsuging av luft.

Ejektorpumper benyttes i et engelsk våtkomposterings-system (Morgan & Gunson, 1989), mens Fuchs benytter selvsugende propellomrørere (Rüprich & Strauch, 1984). Rundpumping med venturi lufter benyttes av UTB i Sveits (se også kap. 4.3) og av Water Research Centre

i England, som har utviklet et prefabrikkert våtkomposteringsanlegg spesielt for mindre renseanlegg (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 slammnivå 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 oksygenoverføringer og den biologiske aktiviteten i reaktorene, i tillegg til at det virker som en ekstra isolasjon mot taket i tankene (Wolinski & Bruce, 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 rensesettrinnet (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.

Varmegevinnning

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 påsveiste, isolerte kanaler utenpå reaktorene) for å ta ut den overskuddsvarme som produseres i prosessen. Det varme vannet brukes til oppvarmingsformål på renseanleggene.

4.2.3 Driftserfaringer

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 kloakkverk (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 selvsgende overflatedufter 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 4.2.1) vil anleggene gi en tilfredsstillende hygienisering og stabilisering. Dette innebærer bl.a. at det behandlede

slammet ikke inneholder Salmonella og at innholdet av Enterobakterier < 1000/ml, som er det tyske kravet til et hygienisert slam.

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 råtaetankanlegg.

Driften av våtkomposteringsanlegg er svært enkel og i den tyske erfaringsammenstillingen (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 nå vedtatt å bygge et fullskala demonstrasjonsanlegg i Stokke kommune i Vestfold. Anlegget skal betjene ca. 10.000 pe og det er gitt betydelig statlig finansiering til bygging og oppfølging av anlegget, som vil bli satt i drift våren 1992.

4.2.4 Slamkvalitet etter behandling

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. 3.1.4). 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.

Når det gjelder fortykkingsegenskapene til våtkompostert slam, så viser de tyske erfaringene (EPA, 1990) med mekanisk-biologisk slam 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.

4.2.5 Økonomi

I tabell 4.2.2 er vist kostnader for aerob, termofil stabilisering (våtkompostering) uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.2.3 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.2.2 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

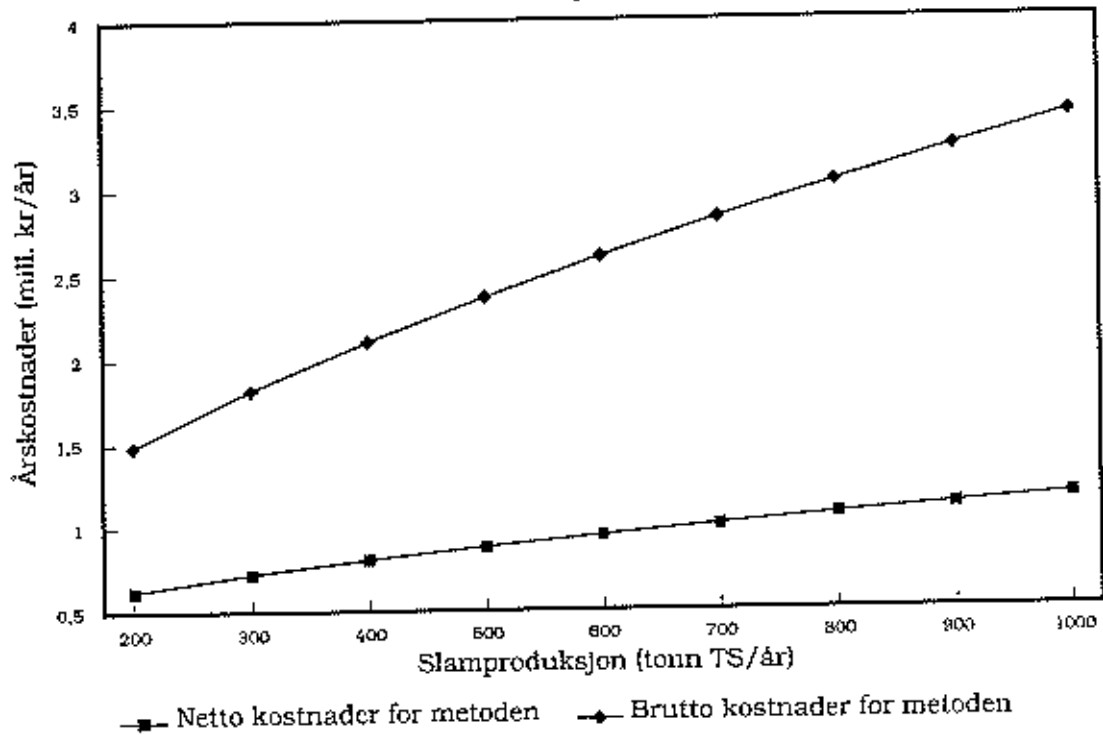
Tabell 4.2.2 Netto kostnader for prosessen (ekskl. kostnader for fortykking, avvanning, transport osv. og avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
200	3,2	0,20	0,6	3.100
300	3,6	0,24	0,7	2.400
400	3,9	0,28	0,8	2.000
500	4,2	0,32	0,9	1.800
600	4,4	0,35	0,9	1.600
700	4,6	0,39	1,0	1.400
800	4,8	0,42	1,1	1.300
900	5,0	0,45	1,1	1.200
1.000	5,2	0,48	1,2	1.200

Tabell 4.2.3 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, buffertank, aerob termofil stabilisering, slamlager, avvanning og transport, ekskl. avgifter)

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
200	7,7	0,5	1,5	7.400
300	9,3	0,6	1,8	6.100
400	10,6	0,7	2,1	5.300
500	11,8	0,8	2,4	4.700
600	12,8	0,9	2,6	4.300
700	13,8	1,0	2,8	4.000
800	14,7	1,1	3,0	3.800
900	15,5	1,2	3,2	3.500
1.000	16,4	1,2	3,4	3.400

Våtkompostering



Figur 4.2.2 Årskostnader for aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)

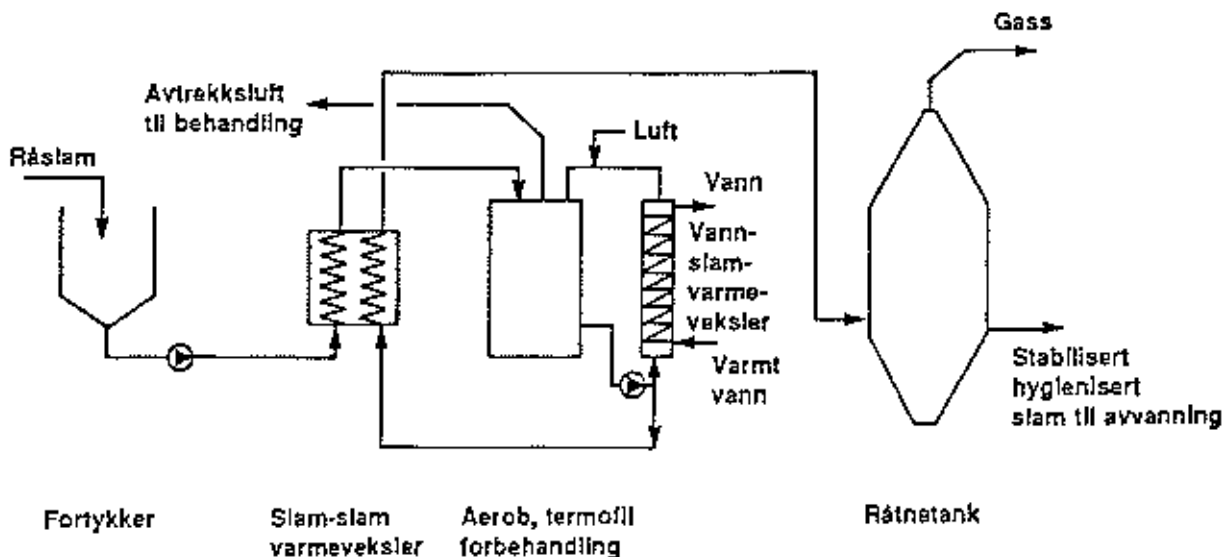
4.3 Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

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. 3.1.

4.3.1 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 slammet 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 4.3.1 viser prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling kombinert med etterfølgende anaerob stabilisering.



Figur 4.3.1 Prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering.

4.3.2 Dimensjonering/utforming

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 to anlegg i drift i Norge (Alvim renseanlegg, Sarpsborg og Nordre Follo kloakkverk) og ett under bygging (Knarrdalstrand renseanlegg, Skien/Porsgrunn). De dimensjoneringskriteriene som er angitt i tabell 4.3.1 nedenfor, tar derfor utgangspunkt i UTB-anlegget, men i tillegg er det tatt hensyn til de krav som finnes i SFT's forslag til nye slamrenningslinjer (SFT, 1991).

Tabell 4.3.1 Dimensjonering/utforming av aerob, termofil forbehandling

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/forslag til 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	SFT-krav
Tørreffinnhold 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. 3.1.2). 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 rørsøyfe 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. 4.2.2).

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 økt innhold 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 råmetanken. Det forvarmete 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. 4.2.2).

4.3.3 Driftserfaringer

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 rensanlegg (ca. 60.000 pe) som har noe driftserfaringer å vise til her i landet (igangsatt høsten 1989), mens Nordre Folke kloakkverk etter ett 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. 3.1.4). Lav organisk belastning på rånetanken i forhold til dimensjonerende verdier kan også gi en bedre nedbrytning av organisk stoff enn vanlig.

Når det gjelder forbehandlingen innvirkning på gassproduksjonen fra rånetankene, 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 forbehandling. 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 kunne tilfredsstille de foreslåtte norske krav til hygienisering (se innledningen til kap. 4).

4.3.4 Slamkvalitet etter behandling

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. 3.1.4).

Når det gjelder fortykkings- og avvanningsegenskapene 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 acrobe, termofile forbehandling. Erfaringene fra Alvim renseanlegg viser at avvanning i sentrifuger gir svært bra avvanningsresultater (se kap. 5.3.3). 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 Al-forbindelse).

Faren for gjensmitte av slam som er ferdig hygienisert og stabilisert anses å være den samme som for pasteurisering + anaerob stabilisering (se kap. 4.4.4).

4.3.5 Økonomi

I tabell 4.3.2 er vist kostnader for aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.3.3 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.3.2 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

Tabell 4.3.2 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykking, avvanning, transport osv. og avgifter).

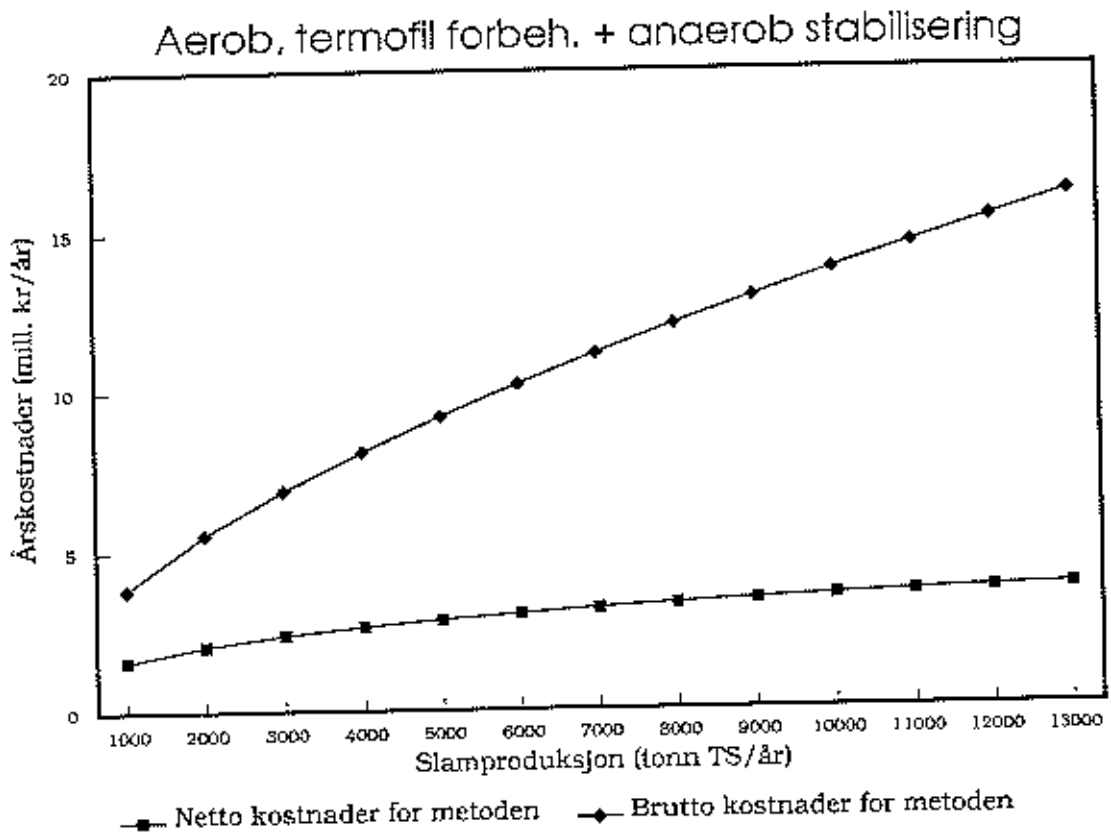
Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	9,1	0,36	1,6	1.600
2.000	12,1	0,44	2,1	1.000
3.000	14,2	0,48	2,4	800
4.000	15,9	0,49	2,6	700
5.000	17,4	0,50	2,8	600
6.000	18,7	0,50	3,0	500
7.000	19,9	0,48	3,2	500
8.000	21,0	0,47	3,3	400
10.000	23,0	0,42	3,5	400
13.000	25,5	0,33	3,7	300

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.

Tabell 4.3.3 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, buffertank, aerob, termofil forbehandling, anaerob stabilisering, slamlager, avvanning, slamsilo og transport, ekskl. avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	20,3	1,1	3,8	3.800
2.000	28,7	1,7	5,5	2.800
3.000	35,3	2,2	6,9	2.300
4.000	40,8	2,6	8,1	2.000
5.000	45,8	3,0	9,2	1.800
6.000	50,3	3,4	10,2	1.700
7.000	54,5	3,8	11,1	1.600
8.000	58,4	4,2	12,0	1.500
10.000	65,7	4,9	13,7	1.400
13.000	75,5	6,0	16,1	1.200

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.



Figur 4.3.2 Årskostnader for aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering.

4.4 Pasteurisering + anaerob stabilisering

Kapittel 3.1 omhandler anaerob stabilisering av slam. I dette kapitlet skal vi omtale pasteuriseringsprosessen og egenskaper til slam som både er pasteurisert og anaerobt stabilisert.

4.4.1 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 stabiliseringsstrinnet.

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.

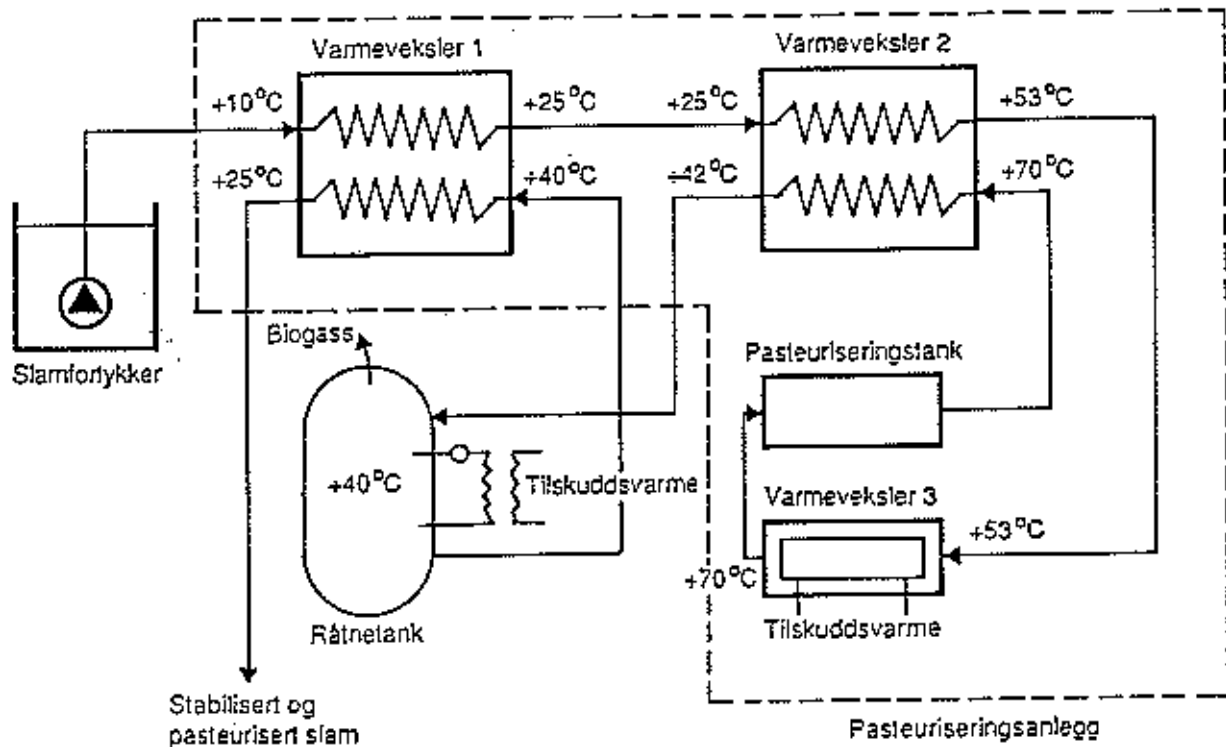
4.4.2 Dimensjonering/utforming

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 4.4.1.

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 varmevekslingsstrinn: 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. Etersom råtnetankene 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 rensanlegg i Sandefjord (ca. 50 000 pe.), mens man på FOA-anlegget i Fredrikstad har helkontinuerlig mating av anlegget.



Figur 4.4.1 Prinsippskisse av pasteuriseringsanlegg med tre varmevekslingstrinn.

Dimensjonering av varmevekslere 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-base-vaskeanlegg 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).

4.4.3 Driftserfaringer

FOA-anlegget har nå hatt pasteuriseringsanlegget i drift i ca. ett år. 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 slamsiil eller en maserator foran anlegget, slik at partikkelstørrelsen i slammet ikke er større enn 5 mm. Dette er forøvrig foreslått som et krav i SFT's forslag til nye retningslinjer (SFT, 1991). 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 inni varmevekslerne bør det også legges vekt på ved valg av varmevekslertyper.

Erfaringer fra tyske rensaanlegg 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.

På Sandefjord rensaanlegg har man valgt å ikke ha dobbel kapasitet på varmevekslerne utfra de tyske erfaringene med slam-slam-varmevekslere. Pr. juni 1991 har man bare så vidt fått satt i gang dette anlegget, slik at driftserfaringer ikke foreligger ennå.

Ved flere varmevekslere etter hverandre må man normalt bruke slampumper i serie for å unngå for høyt trykk i varmevekslerne. Ved flere pumper i serie er det viktig at pumpene er samkjørte. Ved FOA har man hatt problemer med mekanisk samkjøring av slampumpene. I Sandefjord har man valgt frekvensstyring av pumpene, og det har gått uten problemer i innkjøringsfasen.

4.4.4 Slamkvalitet etter behandling

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 avvanningsegenskaper 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. 5.3.3).

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 et år før utgående slam overholdt kravene til hygienisert slam pga. gjensmitting av slammet etter stabilisering.

4.4.5 Økonomi

I tabell 4.4.1 er vist kostnader for pasteurisering + anaerob stabilisering uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.4.2 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.4.2 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

Tabell 4.4.1 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykking, avvanning, transport osv. og avgifter).

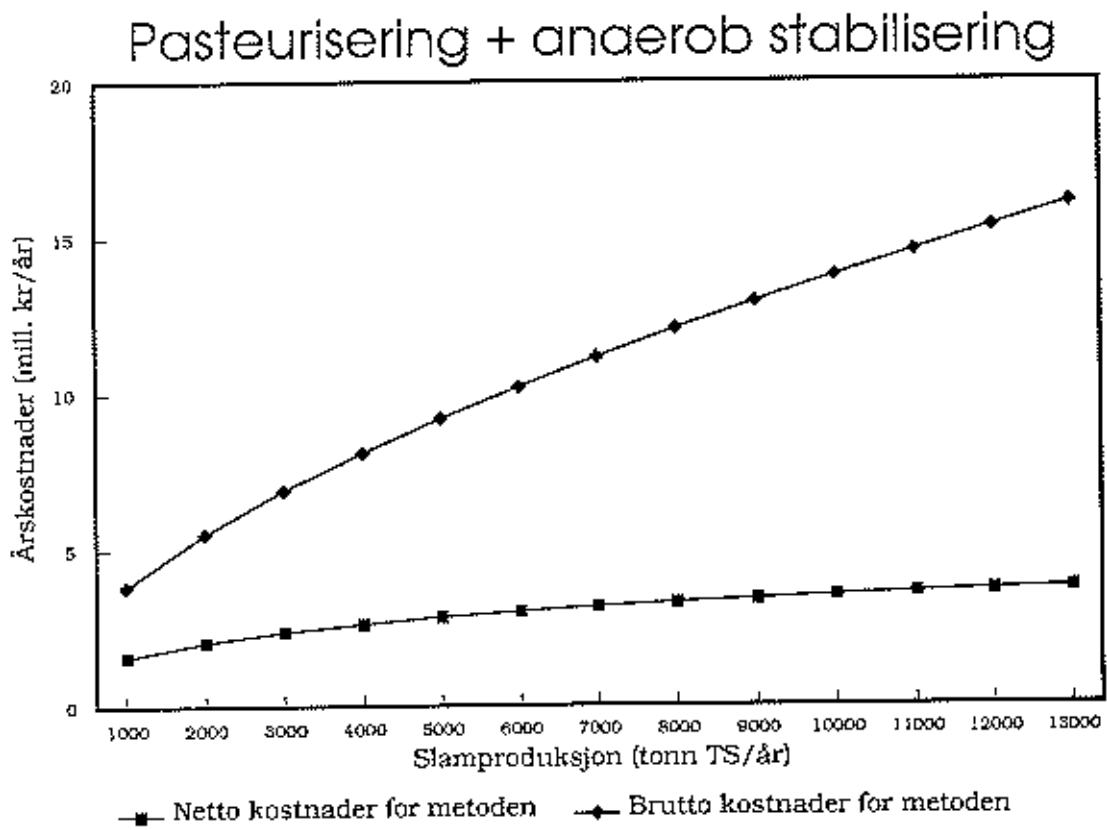
Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	9,1	0,36	1,6	1.600
2.000	12,1	0,44	2,1	1.000
3.000	14,2	0,48	2,4	800
4.000	15,9	0,49	2,6	700
5.000	17,4	0,50	2,8	600
6.000	18,7	0,50	3,0	500
7.000	19,9	0,48	3,2	500
8.000	21,0	0,47	3,3	400
10.000	23,0	0,42	3,5	400
13.000	25,5	0,33	3,7	300

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.

Tabell 4.4.2 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, buffertank, aerob, termofil forbehandling, anaerob stabilisering, slamlager, avvanning, slamsilo og transport, ekskl. avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	20,3	1,1	3,8	3.800
2.000	28,7	1,7	5,5	2.800
3.000	35,3	2,2	6,9	2.300
4.000	40,8	2,6	8,1	2.000
5.000	45,8	3,0	9,2	1.800
6.000	50,3	3,4	10,2	1.700
7.000	54,5	3,8	11,1	1.600
8.000	58,4	4,2	12,0	1.500
10.000	65,7	4,9	13,7	1.400
13.000	75,5	6,0	16,1	1.200

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen.



Figur 4.4.2 Årskostnader for pasteurisering + anaerob stabilisering.

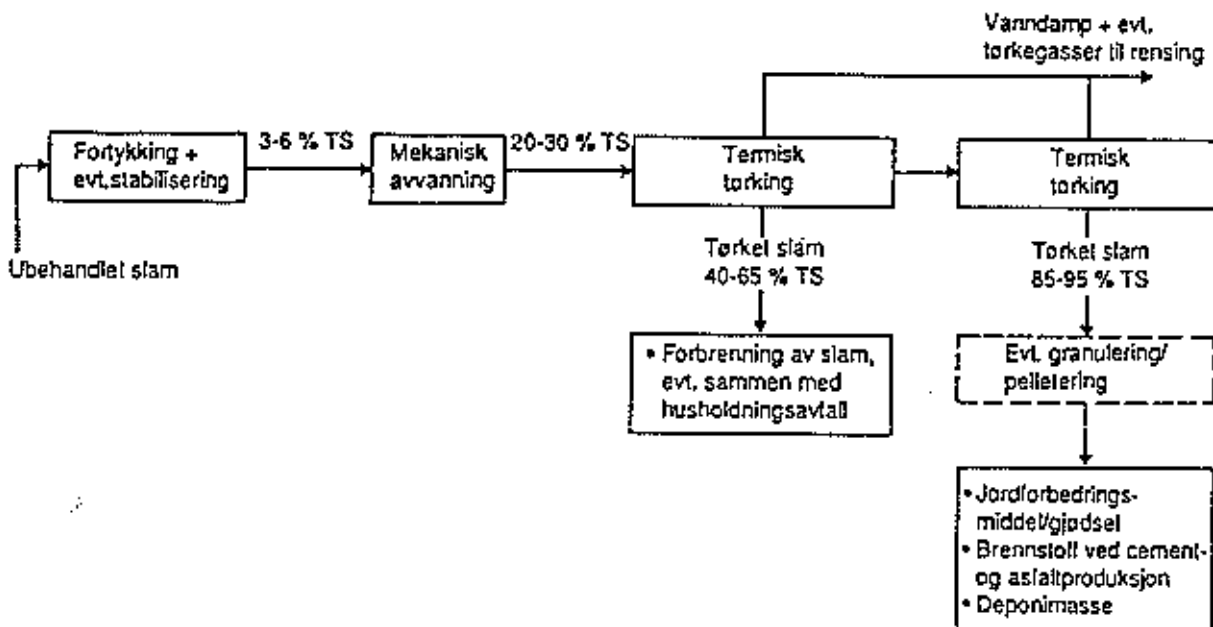
4.5 Anaerob stabilisering + termisk tørking

Kapittel 3.1 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 slammene 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.

4.5.1 Prosessbeskrivelse

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slammene etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85-95% TS-innhold i slammene, men tørkingen kan også avsluttes ved et TS-innhold på 40-65% dersom slammene etterpå skal forbrennes (se figur 4.5.1). Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffet i slammene 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 slammene. 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 slammene, og resirkulerer det fineste og groveste materialet til prosessen.

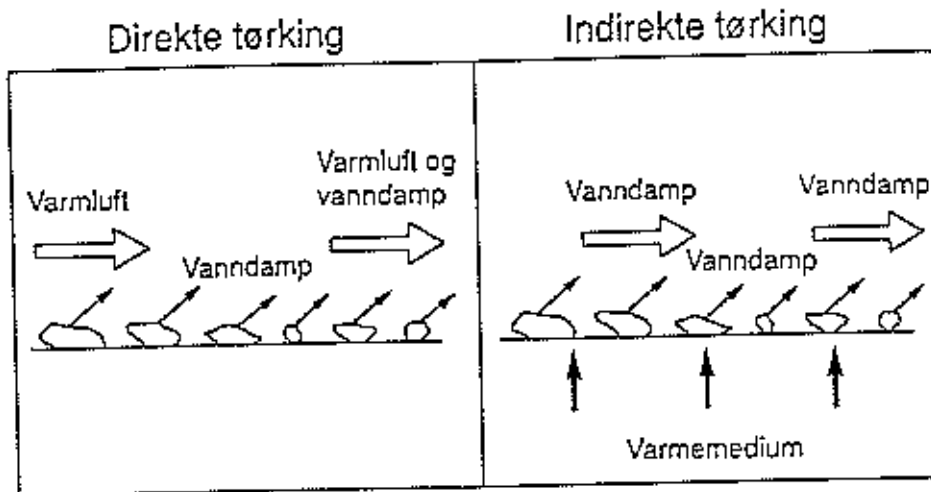


Figur 4.5.1 Hovedelementene i et anlegg for termisk tørking av slam.

4.5.2 Dimensjonering/utforming

Det finnes en rekke fabrikat av tørkeutstyr for kloakkslam på det internasjonale markedet, men prinsipielt kan disse deles inn i to hovedgrupper (se figur 4.5.2):

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



Figur 4.5.2 Prinsipper for termisk tørking av slam.

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

Indirekte tørking er karakterisert ved at varmemediet (damp, evt. termo-olje) og slammets 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 varmcoverflaten 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), tynnsjikts-tørker 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 intermittent drift (ca. 1/2 times igangkjøringstid).

Følgende parametre er viktige ved dimensjonering av tørkeutstyr for kloakkslam:

- Slamproduksjon, gjennomsnitt og variasjon
- Tørrstoffinnhold i slammene etter mekanisk avvanning
- Temperatur i inngående slam til tørken
- Tørrstoffinnhold 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 tørrstoffet i slammene (Varmekapasitet for slamtørrstoff: 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)

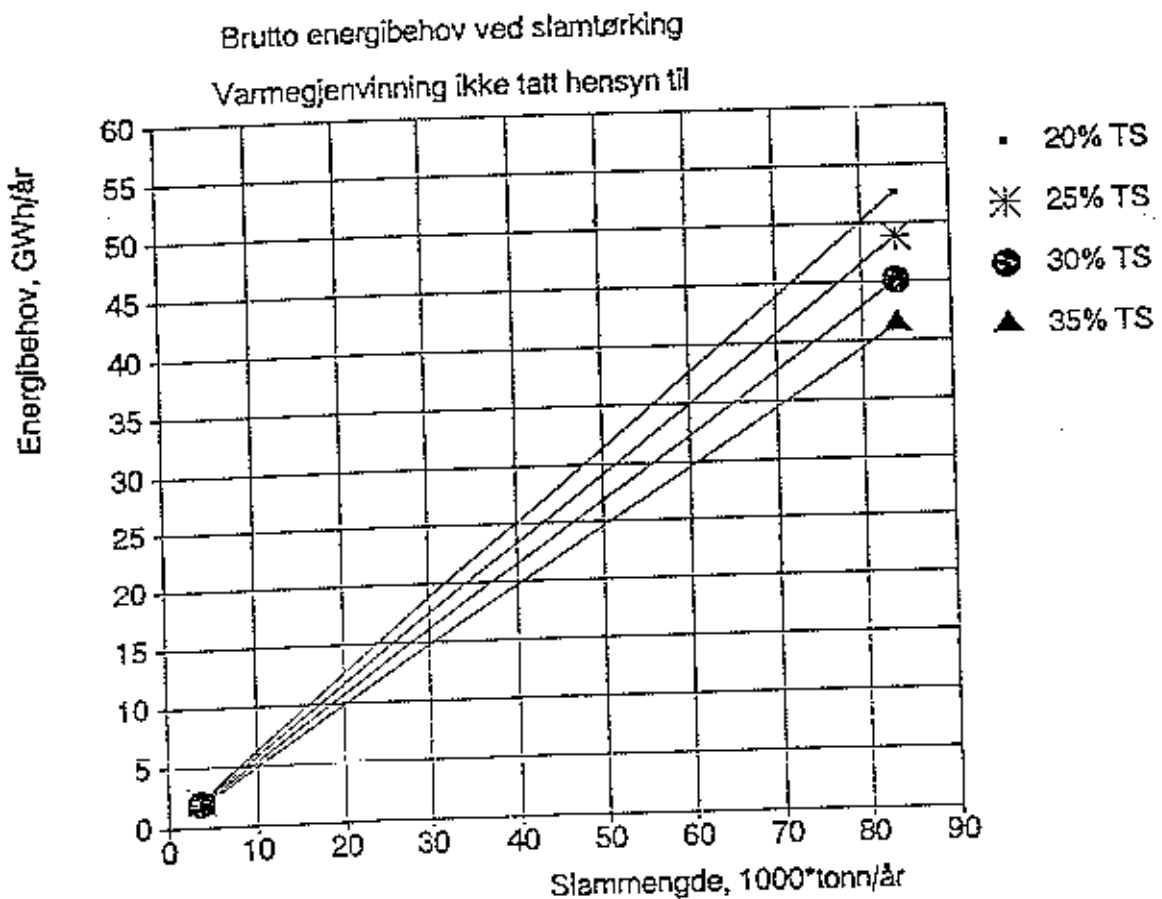
I tillegg vil det være et strålingsvarmetap og forbruk av elektrisk energi til motorer o.l.

I totalregnskapet vil fordampningsvarmen utgjøre den største posten, ca. 75% av energibehovet. Strålingstapet kan være av størrelsesorden 1-5%. I figur 4.5.3 har vi satt opp bruttoenergibehovet 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 syklon eller et filter. Fordampningsluften kan så renses i et vasketårn hvor også en del varmenegeneri 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.

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

Tørstoffinnhold	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).



Figur 4.5.3 Energibehovet ved slamtørking som funksjon av TS-innhold i inngående slam (Hovland, 1991).

4.5.3 Driftserfaringer

Det skal bygges et termisk tørkeanlegg ved det nye renseanlegget for Nord-Jæren. Det er imidlertid ikke driftserfaringer derfra ennå. 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 Dehmann, 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 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 klebproblemer 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 støveksplasjon.

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 skjermet mot vind.

4.5.4 Slamkvalitet etter behandling

Som nevnt innledningsvis er slam fra anaerob stabilisering pluss termisk tørking både permanent stabilisert og hygienisert. Anacrobt 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 vil dessuten 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.

4.5.5 Økonomi

I tabell 4.5.1 er vist kostnader for anaerob stabilisering + tørking uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.5.2 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.5.4 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1. Kostnadene er ikke basert på norske erfaringer, da slike foreløpig ikke finnes.

Tabell 4.5.1 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykning, avvanning, transport osv., og avgifter).

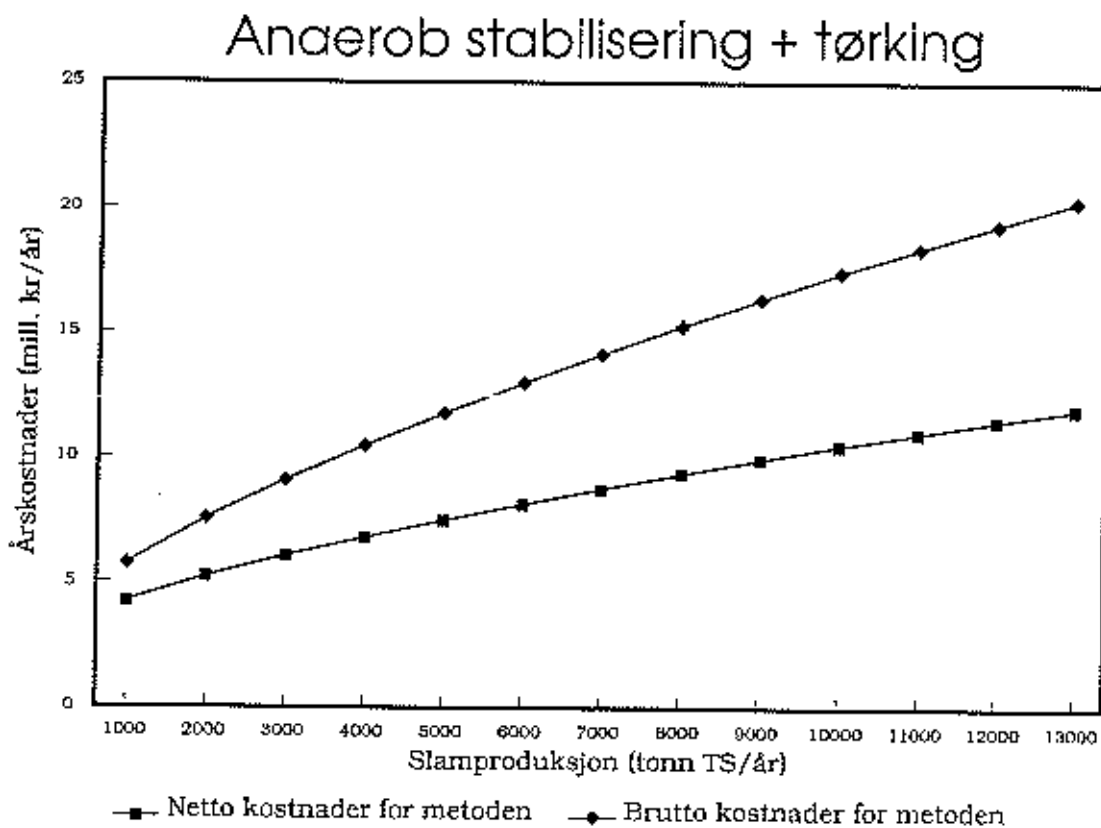
Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	19,4	1,6	4,2	4.200
2.000	22,0	2,3	5,2	2.600
3.000	24,1	2,8	6,1	2.000
4.000	26,0	3,3	6,8	1.700
5.000	27,7	3,8	7,5	1.500
6.000	29,3	4,2	8,1	1.400
7.000	30,8	4,6	8,7	1.300
8.000	32,3	5,0	9,3	1.200
10.000	35,1	5,8	10,5	1.100
13.000	38,9	6,7	12,0	900

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen fra anaerob stabilisering.

Tabell 4.5.2 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, anaerob stabilisering, slamlager, avvanning og transport, ekskl. avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn.* (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørrstoff
1.000	28,6	1,9	5,7	5.700
2.000	35,8	2,8	7,6	3.800
3.000	41,6	3,5	9,1	3.000
4.000	46,7	7,2	10,5	2.600
5.000	51,4	4,9	11,8	2.400
6.000	55,7	5,5	13,0	2.200
7.000	59,7	6,1	14,1	2.000
8.000	63,6	6,8	15,3	1.900
10.000	70,9	7,9	17,4	1.700
13.000	80,9	9,5	20,3	1.600

* Fra driftskostnadene er trukket verdien av gassen fra anaerob stabilisering.



Figur 4.5.4 Årskostnader for anaerob stabilisering + tørking.

4.6 Kalkbehandling

Kalkbehandling omfatter egentlig de tre alternative metodene

- tilsetning av lesket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) før slamavvanning
- bruk av kalk som fellingsmiddel ved avløpsrensingen
- tilsetning av ulesket kalk (CaO) til avvannet slam.

De to første av disse metodene gir kun midlertidig stabilisert slam, og ingen fullverdig hygienisering. De krever en etterfølgende kompostering for å oppnå tilfredsstillende hygienisering og permanent stabilisering. Metodene anses derfor som mindre aktuelle for større anlegg dersom det settes krav til både stabilisering og hygienisering av slammet. Vi skal derfor bare nevne disse metodene kort innledningsvis.

4.6.1 Prosessbeskrivelse

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 også bli uskadeliggjort, og metoden innebærer en betydelig hygienisering av slammet, men parasittegg og bakteriesporer kan overleve. Det er bare dersom kalktilsetningen også fører til betydelig temperaturheving av man kan oppnå et slam som både er midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert.

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

4.6.1.1 Kalkstabilisering/-kondisjonering

Tilsetning av lesket kalk før slamavvanning brukes på VEAS i dag. Lesket kalk blandes 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.

Nødvendig dosering for å oppnå et slam som holder $\text{pH} > 11$ etter 14 dagers lagring ved 20°C (kriterium for midlertidig stabilisert slam), er fra 100 til 500 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pr. tonn tørrstoff i slammet, avhengig av slamtype (SFT, 1983). Til slamkondisjonering før avvanning i filterpresse kreves 250 til 400 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pr. tonn tørrstoff i slammet.

Kalken tilsettes normalt som kalkslurry, men den kan også tørrdoseres. Tilsetning av lesket kalk til fortykket slam er etter hvert blitt mindre utbredt på norske renseanlegg, bl.a. på grunn av driftsproblemer med doseringsutstyret, høye driftskostnader og større forbruk av fellingskjemikalier pga. høy alkalitet i slamvannsretur.

Kalkstabilisering foretas i dag også på AHSA renseanlegg i Askim, selv om man der ikke har kammerfilterpresser.

4.6.1.2 Kalkfelling

Kalk kan brukes som fellingskjemikalie. Det brukes da vanligvis lesket kalk som tilsettes avløpsvannet som slurry med konsentrasjon 5-10%. Vanlig dosering ved kalkfelling uten sjøvannstilsetning ligger på rundt 500 g/m³ avløpsvann. Ved denne tilsetningsmengden 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. 250 g/m³. Denne doseringen vil gi pH-verdier i råslammet på ca. 10-11 (Vråle 1990), og slammet vil dermed ikke oppfylle kravet til midlertidig stabilitet.

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

4.6.1.3 Tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam (Orsa-metoden)

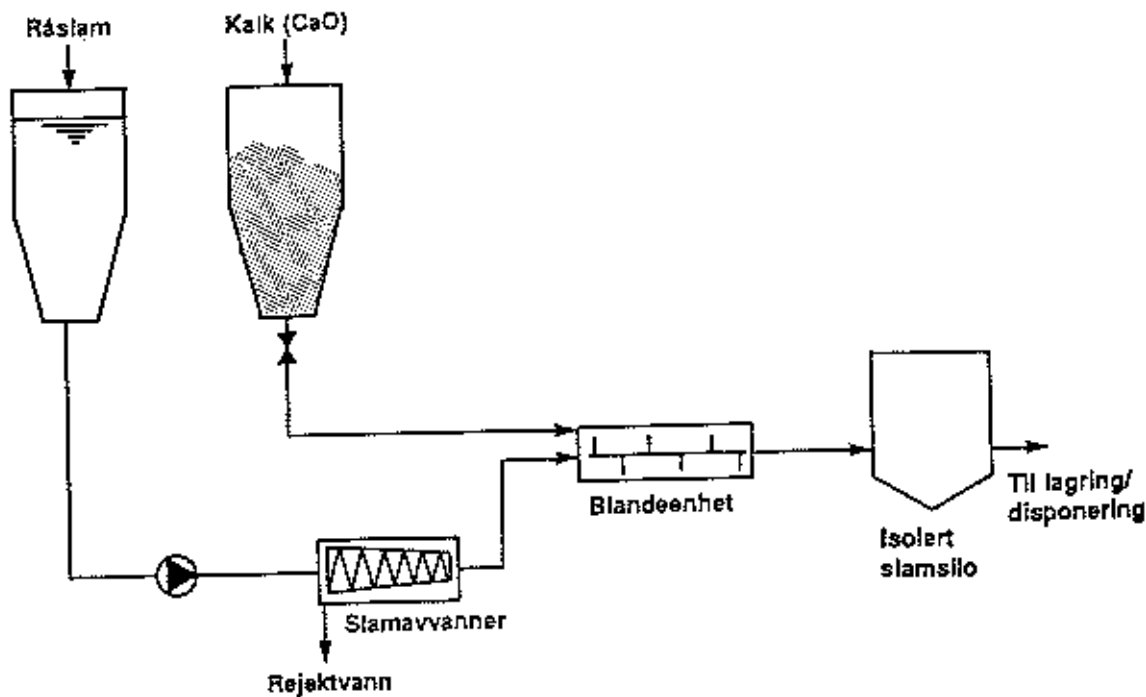
Denne metoden ble først tatt i bruk på Orsa renseanlegg i Sverige i begynnelsen av 1970-årene. Ved tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam vil man i tillegg til pH-verdien også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Dette skyldes den energien som frigjøres når ulesket kalk kommer i kontakt 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 ± 0,3 (SFT, 1991).

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 de norske renseanleggene RA-2 (Lillestrøm), Geilo (Hol), Elstrøm (Skien) og Rådalen (slambehandlingsanlegg, Bergen).

4.6.2 Dimensjonering/utforming

Vi skal her konsentrere oss om Orsa-metoden som er den eneste som gir både hygienisering og midlertidig stabilisering av slammet. Denne metoden krever en kalksilo, en lagertsilo 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 4.6.1.



Figur 4.6.1 Prinsippskisse 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, 1991b).

Siloene må utstyres med slegge, vibrator eller pulsator for å hindre brodannelse. Mellom silo og doserer skal det være avstengningsspjeld/ventil. Doserer 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 luktfjerningsanlegg pga. utvikling av ammoniakkgass. Ved å utforme siloenes bunnseksjon konisk eller pyramideformet kan utlasting fra siloene gjøres uten innvendige skruer.

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

4.6.3 Driftserfaringer

Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske renseanlegg er listet opp i tabell 4.6.1

Tabell 4.6.1 Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske renseanlegg.

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 renseanlegg (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, 1991b).

Ved RA-2 har man hatt luktproblemer med slammet ved mellomlagring 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 slammet, da de ikke er utstyrt med isolerte siloer. Erfaringene viser ellers at det er robust utstyr på markedet til å behandle avvannet slam.

4.6.4 Slamkvalitet etter behandling

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 jordsmonn. 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.

4.6.5 Økonomi

I tabell 4.6.2 er vist kostnader for kalkbehandling uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 4.6.3 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 4.6.2 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

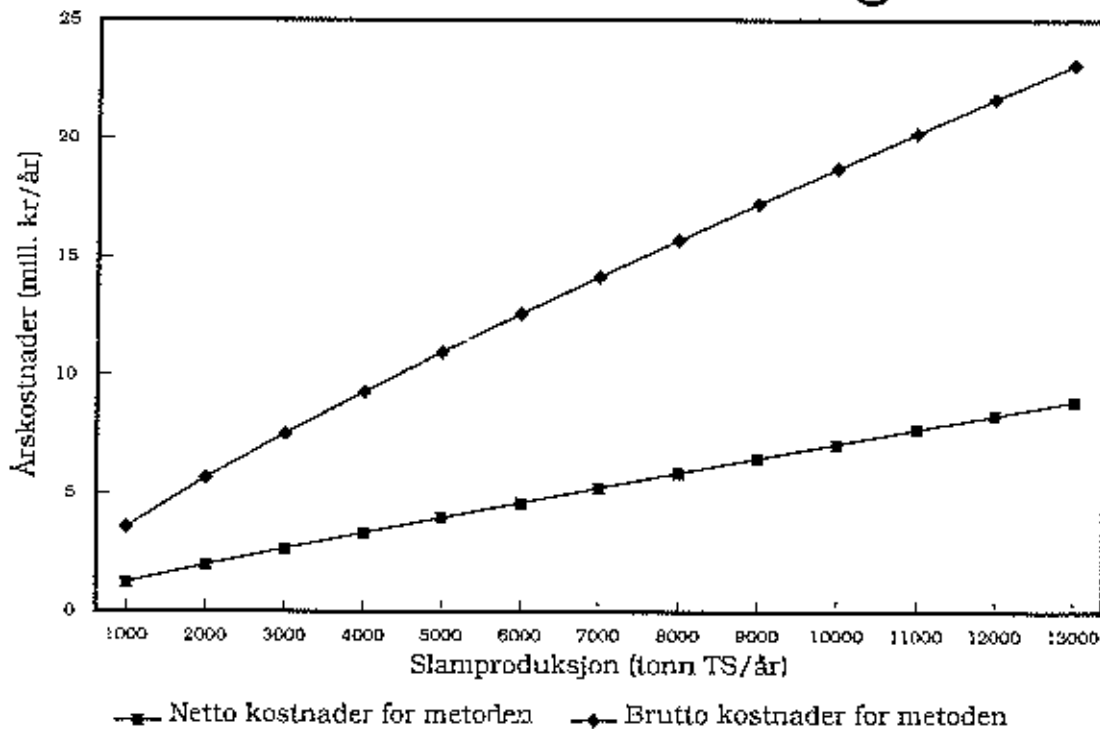
Tabell 4.6.2 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykning, avvanning, transport osv., og avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	3,2	0,8	1,2	1.200
2.000	4,0	1,4	2,0	1.000
3.000	4,5	2,1	2,7	900
4.000	4,9	2,7	3,3	800
5.000	5,3	3,3	4,0	800
6.000	5,6	3,9	4,6	800
7.000	5,9	4,4	5,2	800
8.000	6,1	5,0	5,9	700
10.000	6,6	6,2	7,1	700
13.000	7,2	7,9	8,9	700

Tabell 4.6.3 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, slamlager, avvanning, kalktilsetning, isolert slamsilo og transport).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørrstoff
1.000	13,7	1,7	3,6	3.600
2.000	19,5	3,0	5,7	2.800
3.000	24,1	4,3	7,5	2.500
4.000	28,1	5,5	9,3	2.300
5.000	31,6	6,7	11,0	2.200
6.000	34,9	7,9	12,6	2.100
7.000	37,9	9,1	14,2	2.000
8.000	40,8	10,3	15,7	2.000
10.000	46,1	12,6	18,7	1.900
13.000	53,3	16,0	23,1	1.800

Kalkbehandling



Figur 4.6.2 Årskostnader ved kalkbehandling.

5. KONDISJONERING OG AVVANNING AV SLAM

5.1 Generelt

Hensikten med slamavvanning er i hovedsak å redusere avrenningen og derved forurensningsfaren ved slamdisponeringen og å redusere transportkostnadene i forbindelse med disponeringen.

Maskinell avvanning av slam ble introdusert ved norske renseanlegg rundt 1970, og siden da er mestparten av slammet fra større renseanlegg blitt avvannet før endelig disponering. Dette innebærer at slamavvanning er den behandlingsmetode som man har mest erfaring med her i landet.

Hovedtypene av avvanningsutstyr har ikke endret seg i løpet av disse 20 årene, det er fortsatt sentrifuger, silbåndpresser og kammerfilterpresser som er enerådende ved de større renseanleggene. Nyere typer avvanningsutstyr, som gir et høyere tørrstoffinnhold i slamkaken enn de tradisjonelle metoder (uten bruk av kalk) har hatt en viss utbredelse i Mellom-Europa, men er foreløpig ikke prøvd i Norge. Dette utstyret omfatter bl.a. kontinuerlige høytrykkspresser og sentrifuger med separate press-soner (Paulsrud, 1990), og er mest aktuelt for å redusere kostnadene ved forbrenning av slam og ved deponering i fyllinger. Utstyret blir ikke nærmere omtalt i denne rapporten.

For slam fra norske renseanlegg finnes det enklere avvanningsutstyr (bl.a. avvanningscontainere) som brukes i noen grad her i landet (Ofte, 1982), og det finnes også mobilt spesialutstyr for avvanning av både septikslam og slam fra små renseanlegg (Eikum et al, 1986). Disse avvanningsmetodene blir heller ikke omtalt videre her, siden de ikke er aktuelle for større renseanlegg.

5.2 Kondisjonering av slam

Med kondisjonering av slam menes en behandling som skal forbedre slammets avvanningsegenskaper. Dette kan gjøres på forskjellige måter, og det skilles ofte mellom de behandlingsmetoder som kan gi en kondisjoneringseffekt som en sekundærvirkning (f.eks. stabiliserings- og hygieniseringsmetoder) og de metoder som har kondisjoneringsvirkningen som en hovedoppgave. De sistnevnte kan deles inn i tre hovedgrupper:

- Kjemisk kondisjonering
- Termisk kondisjonering
- Andre kondisjoneringsmetoder

5.2.1 Kjemisk kondisjonering

5.2.1.1 Beskrivelse

Polymerer (syntetiske, organiske polyelektrolytter) er helt dominerende som kondisjoneringsmiddel ved norske renseanlegg. Dette er fordi nesten alle anlegg bruker sentrifuger eller silbåndpresser for slamavvanning. De anlegg som har kammerfilterpresse for avvanning av

slam (se. kap. 5.3) bruker imidlertid kalk + evt. jernklorid her i landet, mens mange anlegg i utlandet bruker polymerer også for denne type avvanningsutstyr.

Avhengig av slantype som skal avvannes, kan man velge mellom følgende hovedtype av polymerer:

- kationiske (positiv ladning i vannløsning)
- anioniske (negativ ladning i vannløsning)
- nonioniske (ingen ladning i vannløsning)

Vanlige hovedbestanddeler i polymerer til slamkondisjonering er polyakrylamid, polyakrylsyre eller polyamid (Lockyear et al, 1983). De viktigste karakteristika for polymerer er ladningstetthet og molekylvekt. Polymerer kan leveres både som pulver, granulater og konsentrerte løsninger.

5.2.1.2 Dimensjonering (doseringsutstyr)

Polymer

Polymer i pulver- eller granulatform løses opp i rent vann i automatiske polymerberedere, dvs. oppløsningen skjer automatisk etter forbruket (nivåstyring). Berederen bør bestå av dagsilo m/doseringskruer, syklonoppløser, oppløsnings/modningskar og doseringskar. Det er vanlig å løse opp polymer til en 0,5% stamløsning. Modningstiden bør være minst 2 timer før løsningen fortynnes ytterligere i forbindelse med doseringen til avvanningsutstyret. Doseringen skjer vanligvis med membran- eller stempelpumper, og det må være mulighet for å kunne kontrollmåle pumpens reelle kapasitet.

Kalk

Kalk er et vanskelig kjemikalie å berede og dosere. Gjentetting og beleggdannelse er et vanlig problem som vil oppstå dersom anlegget ikke utformes riktig.

Kalksiloen må være spesielt beregnet på lagring av kalk. Dette innebærer en spesiell form på bunnseksjonen, stor utmatingsflate for doseringsenhet og slegge evt. pulsator for å motvirke brobygging.

Kalk doseres normalt som slurry. For beredning av slurry anvendes en standard slurrybereder med omrører, vanntilførsel og støvfjerning (f.eks. overrisling av luften ut fra berederen med vann).

Kalkslurrypumpene bør være av fortrengningstypen f.eks. slangepumper, eksenterskruepumper eller løberotorpumper. Doseringsledninger bør være transparente armerte plastslanger hvor det er enkelt å se og banke løs belegg.

Jernklorid

Lagertanker for jernklorid utføres i GUP (stående eller liggende utførelse). Doseringspumpene bør være fortrengningspumper av støpelmembrantypen med væskeberørte deler utført i materialer med stor resistens mot jernklorid. Som doseringsledninger bør benyttes armerte PVC-slanger.

5.2.1.3 Driftserfaringer

Polymer

Det er en rekke forhold som avgjør hvilken polymertype som er best for en gitt slamtype og et bestemt avvanningsutstyr. Følgende faktorer har i praksis vist seg å ha stor betydning (Lockyear et. al, 1983):

- Andelen av organisk stoff (f.eks. baktericeller) og uorganisk stoff (f.eks. metallhydroksider) i slammet.
- Andelen av små partikler (kolloider) i slammet.
- Konsentrasjon av oppløst stoff (ionestyrken) i slammet.
- Slammets pH-verdi.
- Utforming av innblandingsenhet for polymer i slam.
- Skjærpåkjønning av slammet etter polymerinnblanding.

Valg av polymertype og bestemmelse av optimal doseringsmengde gjøres vanligvis av polymerleverandører på selve anlegget. En grovsortering av polymertyper kan gjøres med enkle laboratorietester (Paulsrud, 1977), men ofte skjer utvelgelse bare basert på leverandørenes erfaringer fra tilsvarende slamtyper og avvanningsutstyr.

Erfaringstall for polymerforbruk er sammenstilt i kap. 5.3.3 for både sentrifuger og silbåndpresser.

Kalk/kalk +jernklorid

Dersom slammet som skal kondisjoneres med kalk før avvanning i kammerfilterpresse, allerede inneholder jernsalter fra kjemisk feiling, vil det ikke være behov for ytterligere tilsetning av jernklorid ved kondisjoneringen. For andre slamtyper vil det være aktuelt å bruke jernklorid i kombinasjon med kalk, og da oppnås normalt best effekt dersom jernkloriden doseres før kalken.

5.2.1.1 Økonomi

Økonomien i forbindelse med kondisjonering av slam må ses i sammenheng med det avvanningsutstyret som brukes. Det henvises derfor til kap. 5.3.5.

5.2.2 **Termisk kondisjonering**

Som termisk kondisjonering regnes både varmebehandling (inkl. økt trykk) og frysing av slam. Teknisk-økonomisk sett er frysing av slam foreløpig bare aktuelt for små renseanlegg

av type luftede laguner og fellingsdammer hvor slammet utsettes for naturlig frysing gjennom vinterhalvåret. Denne kondisjoneringsmetoden blir derfor ikke nærmere omtalt her.

5.2.2.1 Beskrivelse

Varmebehandling endrer slammets struktur ved at celleveggene brytes ned og bundet slamvann (cellevann) frigjøres, dvs. det skjer en hydrolyse i slammet. Dette medfører at større vannmengder kan fjernes fra slammet i etterfølgende avvanningsutstyr, sammenlignet med kjemisk kondisjonering.

5.2.2.2 Dimensjonering

Det finnes flere forskjellige prosesser for varmebehandling (Porteous, Zimpro, Farrer), men felles for dem alle er at de opererer med temperaturer i områder 180 - 240°C, trykk mellom 15 og 25 bar og en oppholdstid på 15 - 40 minutter (EPA, 1979). Dersom det ikke tilføres luft/oksygen til prosessen, vil det bare skje minimal (<10%) oksidasjon av organisk stoff, mens nærvær av mindre oksygenmengder vil gi en nedbrytning av organisk stoff på 10 - 30% (Holmstrøm, 1984). Ved økning av oksygentilførselen og temperaturen (250 - 350°C) kan man oppnå en langtående nedbrytning av organisk stoff (opp til 90 %), men da er det snakk om en "destruksjon" av slammet og ikke bare en varmekondisjonering.

5.2.2.3 Driftserfaringer

Det finnes ingen anlegg for varmekondisjonering av kloakkslam i Norge eller i de andre nordiske land, men metoden har/har hatt en viss utbredelse i England og Tyskland og spesielt i USA er det bygget en rekke anlegg (>100 stk). En sammenstilling av amerikanske erfaringer basert på 76 anlegg med varmekondisjonering av slam er referert nedenfor (EPA, 1979):

De viktigste fordelene:

- Varmekondisjonering gir et slam med utmerkede avvanningsegenskaper (unntatt ved behandling av aktivslam alene), og det er oppnådd avvannet slam med TS-innhold 30-50% ved bruk av vakuumsfilter og kammerfilterpresse uten tilsetning av kondisjoneringskjemikaler.
- Slammet blir fullstendig sterilisert (patogenfritt) etter behandlingen.
- Prosessen er lite følsom overfor variasjoner i slammets sammensetning.

De største ulempene:

- Varmekondisjonering innebærer høye investeringer pga. utsatte driftsforhold (korrosjon, høyt trykk, lukt etc.)
- Prosessen krever overvåking, høyt kvalifisert driftspersonale og et omfattende forebyggende vedlikeholdsprogram, bl.a. for å begrense beleggdannelse i varmevekslere, rør og reaktor.

- Prosessen utvikler kraftig lukt og alle avgasser må samles opp og renses før utslipp.
- Ved avvanning av varmekondisjonert slam vil slamvannet være svært forurensset med bl.a. høyt innhold av løst organisk stoff som vil belaste biologiske renseprosesser ved resirkulering.

I forbindelse med nitrogenfjerning ved norske renseanlegg er "problemet" med høyt innhold av løst organisk stoff i slamvannet etter termisk kondisjonering (termisk hydrolyse) blitt vurdert som en mulig positiv egenskap. Man tenker seg da å benytte dette slamvannet som karbonkilde ved etterdenitrifikasjon (i stedet for eksterne karbonkilder som f.eks. metanol) (Sagberg, 1991). Det er imidlertid en rekke forhold som må avklares før man kan si at termisk kondisjonering er et aktuelt alternativ for norske renseanlegg som får krav om nitrogenfjerning.

5.2.2.4 Økonomi

Det finnes ingen relevant informasjon om kostnader for termisk kondisjonering tilpasset norske slamtyper og anleggsstørrelser.

5.2.3 Andre kondisjoneringsmetoder

Det finnes en rekke mulige kondisjoneringsmetoder utenom de kjemiske og termiske, men felles for dem alle er at de enten har fått liten utbredelse pga. dårlig effekt i forhold til kostnadene, eller at de fortsatt er på utprøvningsstadiet. Til førstnevnte gruppe hører vasking av slam ("elutriation") og tilsetning av ulike typer aske før avvanning i vacuum-filtre og kammerfilterpresser. Av nyere metoder med lite eller ingen fullskala driftserfaringer kan nevnes elektro-akustisk kondisjonering, elektrolyse, ultra- og supersoniske vibrasjoner og tilsetning av enzymer ved kort-tids aerob behandling.

Ingen av de ovenfor nevnte metoder vil bli nærmere omtalt i denne rapporten, da de synes å være lite aktuelle for norske renseanlegg i nær framtid.

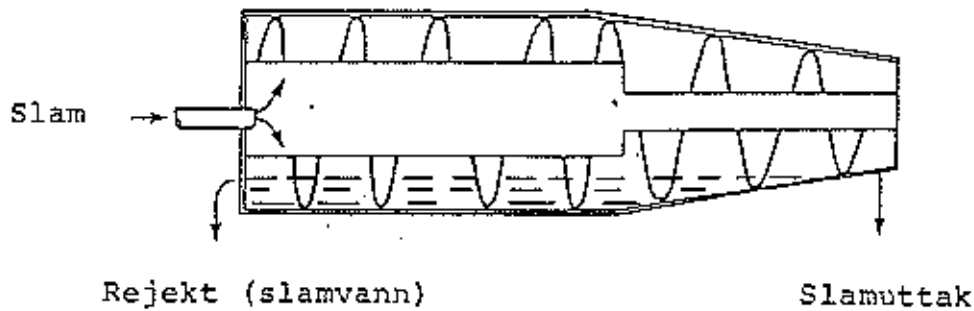
5.3 Avvanning av slam

5.3.1 Beskrivelse

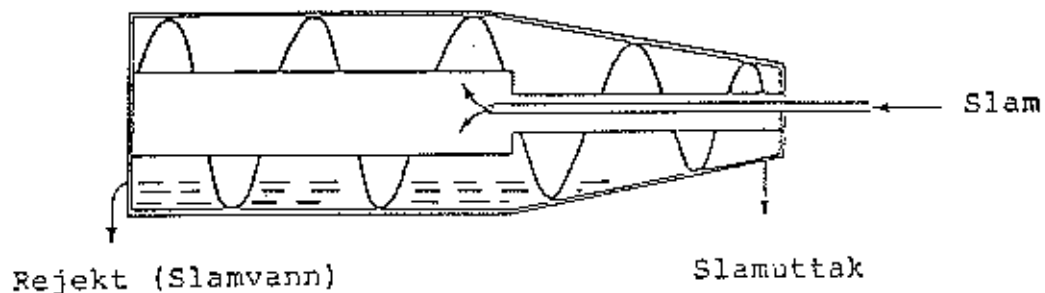
5.3.1.1 Sentrifuger

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 enerådende når det gjelder avvanning av kloakkslam. Det er derfor bare denne typen som blir omtalt videre her.

Ved en dekanter-sentrifuge slynges slampartiklene mot veggen 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. 5.3.1 viser de to hovedprinsippene for dekanter-sentrifuger.



Skisse medstrømsentrifuge



Skisse motstrømsentrifuge.

Fig. 5.3.1 Prinsippskisse av medstrøms- og motstrøms sentrifugering.

5.3.1.2 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. 5.3.2 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 slammet kommer deretter inn i en trykksone hvor et tett bånd blir presset mot slammet 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.

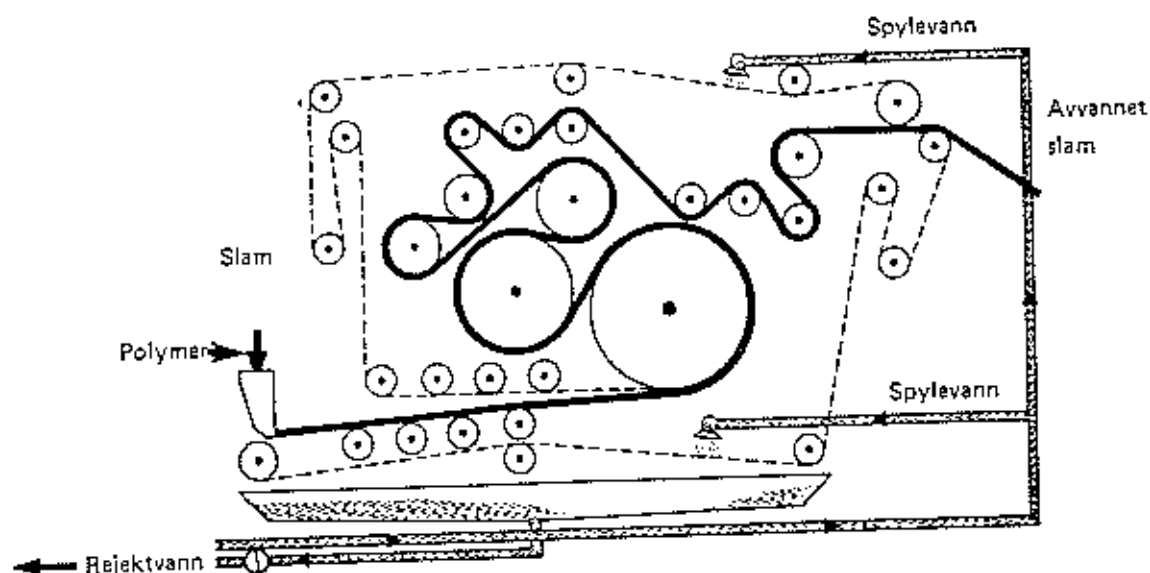


Fig. 5.3.2 Prinsippskisse av en 3-trinns silbåndpresse.

5.3.1.3 Kammerfilterpresser

Avvanning av slam i kammerfilterpresser skjer også ved filtrering, idet slamm 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 avvanningscyklus starter. Kammerfilterpressen er følgelig et diskontinuerlig avvanningsutstyr, men åpning av kamre, rengjøring etc. kan til en viss grad automatiseres. Fig. 5.3.3 viser hovedprinsippene for en tradisjonell kammerfilterpresse.

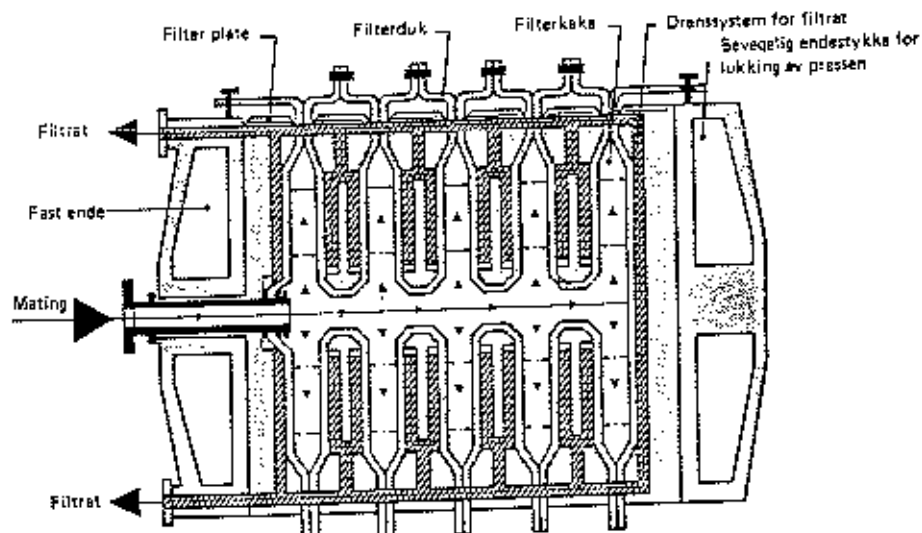


Fig. 5.3.3 Prinsippskisse av en kammerfilterpresse.

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 syklostid dvs. kapasiteten på membranfilterpressen øker i forhold til en konvensjonell presse og i tillegg fås et noe høyere TS-innhold i slamkaken.

5.3.2 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. Likeledes 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 avvanne 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, 1991c).

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).

5.3.2.1 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, 1991c). 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.

5.3.2.2 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, spylevannsförbruk etc.) varierer mye for de ulike typer silbåndpresser og det henvises derfor til leverandørenes egne data.

5.3.2.3 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 avvanningscyklus. 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 et sted.

5.3.3 Driftserfaringer

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 kondisjoneringsmidler.
- Lavt energiforbruk.
- Høy driftsstabilitet og fleksibilitet.
- Lavt vedlikeholdsbehov.
- Godt arbeidsmiljø (lite støy, lukt og aerosoler).

Magnussen (1991c) har sammenstilt erfaringsdata for TS-innhold i slamkake og polymerforbruk (kalkforbruk) ved en del norske renseanlegg (se tabell 5.3.1).

Tabell 5.3.1 Avvanningsresultater fra noen norske renseanlegg (Magnussen 1991c)

Avvanningsutstyr	Anlegg	Anleggsstørrelse (pe)	Renseprosess ¹⁾	Slambeh. før avvanning ²⁾	TS-innh. i slamkake (%)	Polymerforbruk (kg/tonnTS)
SENTRIFUGER	Bekkelaget	200.000	M/K/B	AN	25	5-6
	FOA	90.000	M/K	P/AN	30-33	1,5
	SIA (Alvint)	60.000	M/K	AE/AN	32-39	1,5 - 2,5
	S. Follo	50.000	M/K	AN	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	
	Linnes	26.500	M/K	INGEN	25	1,4
SILBÅND-PRESSER	N. Follo	40.000	M/K	AE/AN	24	2,7
	RA-2	70.000	M/K	INGEN	30-35 ³⁾	1,5
	HIAS	90.000	M/B/K	INGEN	18-19	3-4
	Sellikdalen	24.000	M/K	INGEN	22-23	1,7
	Kambo	16.000	M/K	INGEN	23	1,5
KAMMERFILTERPRESSER	VEAS	650.000	M/K	INGEN	35 ³⁾	250 kg Ca(OH) ₂ /tonnTS ³⁾

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

²⁾ AN=Anacrob stabilisering, AE=acrob termofil forbehandling, P=pasteurisering

³⁾ VEAS bruker kalk som kondisjoneringsmiddel 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 5.3.2 angitt verdier som man bør tilstrebe å overholde ved drift av avvanningsutstyr.

Tabell 5.3.2 Akseptabelt innhold av suspendert stoff i slamvann fra mekanisk avvanningsutstyr

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 5.3.3 Denne tabellen bygger delvis på en amerikansk "design manual" (EPA, 1982), men er forøvrig tilpasset norske driftserfaringer.

Tabell 5.3.3 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 rejeckt vann ved ugunstige driftsbetingelser
SILBÅND- PRESSER	<ul style="list-style-type: none"> - Lavt energiforbruk - Lite støy - Enkel, kontinuerlig drift 	<ul style="list-style-type: none"> - Stor følsomhet for variasjoner i avvannings-egenskaper hos slam - Kort levetid på silbånd - Hydraulisk kapasitetsbegrensning - Vanskelig å få godt arbeidsmiljø
KAMMER- FILTER- PRESSER	<ul style="list-style-type: none"> - Gir høyt TS-innhold, lett å håndtere avvannet slam - Bra kvalitet på rejeckt vann 	<ul style="list-style-type: none"> - Diskontinuerlig drift - Stort tilsynsbehov - Høye investeringskostnader - Stort arealbehov og vekt

5.3.4 Slamkvalitet etter behandling

Avvanning av slam påvirker i første rekke konsistensen til slammene, 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 kondisjoneringmiddel.
- TS-innhold i avvannet slam.

TS-innholdet i avvannet slam er vanligvis den eneste parameter som brukes for å karakterisere slamkonsistens (TS > 15% er SFT's krav til et avvannet slam). Tyske retningslinjer for deponering av slam i fyllinger stiller imidlertid også krav til slammets skjærfasthet (kN/m²) 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 mellomlagring før det går til endelig disponering (jordbruk, skogbruk, grøntarealer). Selve mellomlagringen 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.

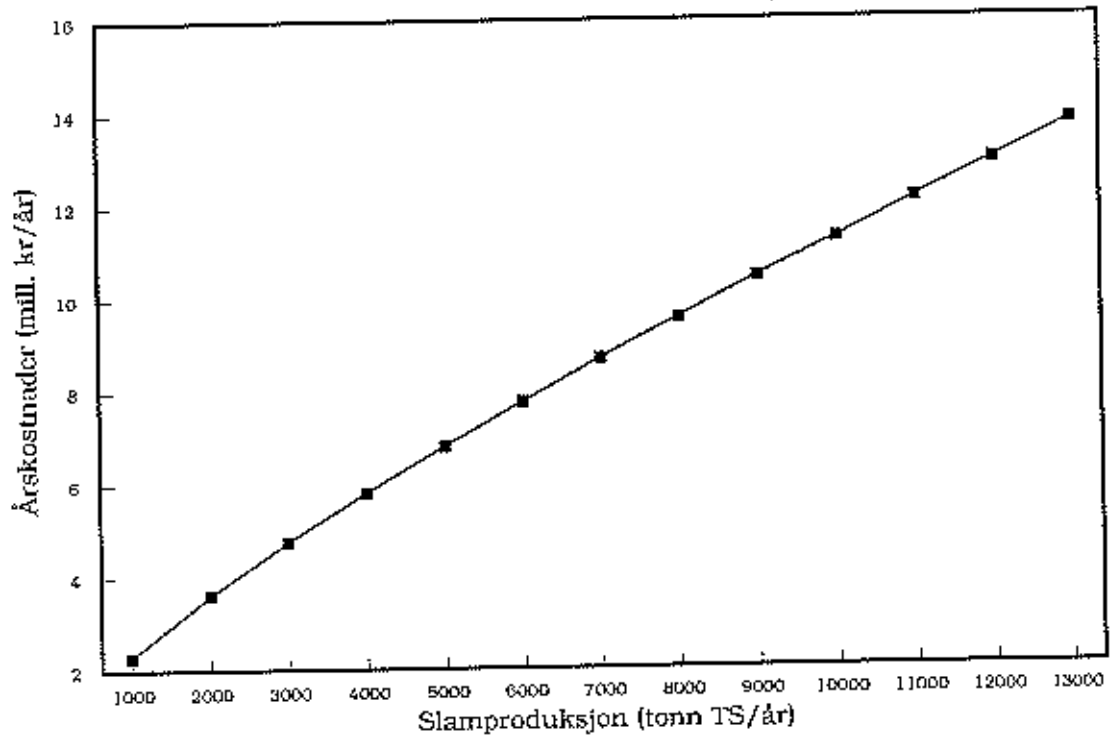
5.3.5 Økonomi

I tabell 5.3.4 er det vist netto kostnader for avvanning med sentrifuge/silbåndpresse, og i figur 5.3.4 er årskostnadene fremstilt grafisk. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1.

Tabell 5.3.4 Brutto kostnader for avvanning med sentrifuge/silbåndpresse (inkl. kostnader for fortykning, transport osv.).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	10,5	0,9	2,3	2.300
2.000	15,5	1,5	3,6	1.800
3.000	19,6	2,1	4,8	1.600
4.000	23,1	2,7	5,8	1.500
5.000	26,4	3,3	6,8	1.400
6.000	29,3	3,8	7,7	1.300
7.000	32,1	4,4	8,7	1.200
8.000	34,7	4,9	9,6	1.200
10.000	39,3	6,0	11,3	1.100
13.000	46,2	7,6	13,7	1.100

Avvanning



Figur 5.3.4 Årskostnader for avvanning med sentrifuge/silbåndpresse.

6. FORBRENNING AV SLAM

Forbrenning har i første rekke som formål å redusere slammengden som skal deponeres. Dessuten elimineres luktproblem fra deponi. SFT's policy så langt har vært 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.

6.1 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, H₂, 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).

6.2 Dimensjonering/utforming

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 6.2.1 har vi laget en sammenligning av virvelsjiktsovner og etasjeovner.

Tabell 6.2.1 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 drifts-stans	Enklere å fjerne
Deler som vil kreve relativt mye vedlikehold	Luftfordelingssystemet	Førearmene, 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.
- Tørking av slammet med varmeenergien fra røykgassene.
- Høyest mulig fettinnhold i slammet.
- Optimalisering av lufttilførselen.
- Optimalisering av røykgasstemperaturen.
- Optimalisering av forvarming av forbrenningsluften.
- Tilpasning av ovnskapasiteten til slamproduksjonen (ikke overdimensjonere anlegget).
- Bruk av varmevekslere for å benytte mest mulig av energien i røykgasser 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).

6.3 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 6.3.1. (EPA, 1985).

Tabell 6.3.1 Erfaringer med etasjeovner og virvelsjiktovner i USA (EPA, 1985).

Ovnstype	Utsatte deler	Driftserfaring
Etsasjeovn	Avsatsene (etasjene)	Raskе temperaturendringer (også i området 700-980°C) kan føre til skade.
	Førearmеr, tenner, sentralaksel	Overoppheting kan forårsake skader og problemer. Viktig at kjølesystem fungerer, og at slammating holdes innenfor et relativt snevert variasjonsområde.
	Førearmеr, 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. Brennbare avsetninger kan forårsake brann. Viften bør derfor rengjøres med jevne mellomrom. Riktig dimensjonering er viktig for å få full forbrenningskapasitet og unngå støy.
	Omløps-spjeld	Det har ofte forekommet lekkasjer i omløpssystemet, og dette fører til økt belastning på scrubberен og røykgassviften, eller utslipp av ubehandlede gasser. Spjeld og kobling til ovnene må være solid utført, og jevnlig tilsyn er påkrevet. Overoppheting av ventilaksel/lager har forekommet, men kan unngås ved å adskille akse/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 6.3.1 (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 kondisjoneringsmiddel. 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.
	Kjele	Slagg- og klinkerdannelse ved temperatur over ca. 900°C. Kontroll med luftinnlekking og oksygentilførsel er viktig mottiltak.
Virvelsjiktsovn	Brennere	Ved brennere som ikke er optimalt justert, oppstår det karbonavsetninger rundt dem. Feilinnstilte brennere kan også forårsake slagg- og klinkerdannelse. I etasjeovnen 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.

6.4 Askekvalitet

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).

6.5 Økonomi

I tabell 6.5.1 er vist kostnader for forbrenning uten å se dette i forhold til en annen slambehandling som må utføres i tillegg (f.eks. fortykning, lagring, avvanning, transport). Tabell 6.5.2 angir de totale slambehandlingskostnader frem til endelig disponering av slammet, og i figur 6.5.1 er vist årskostnader for slambehandlingen med og uten annen slambehandling. Forutsetningene for beregningene er vist i vedlegg 1. Kostnadene er ikke basert på norske erfaringstall, da slike foreløpig ikke finnes.

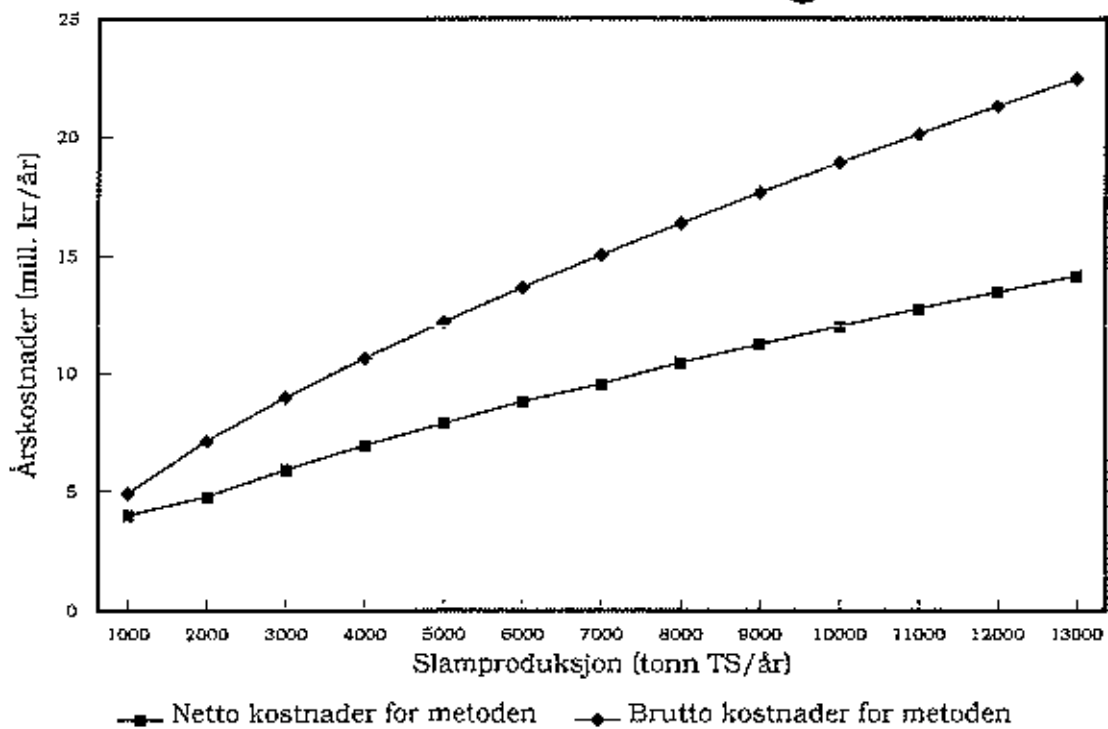
Tabell 6.5.1 Netto kostnader for metoden (ekskl. kostnader for fortykker, avvanning, transport osv. og avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørr- stoff
1.000	12,9	1,7	3,4	3.400
2.000	18,8	2,3	4,8	2.400
3.000	23,4	2,8	5,9	2.000
4.000	27,3	3,3	6,9	1.700
5.000	30,8	3,8	7,9	1.600
6.000	34,0	4,2	8,8	1.500
7.000	37,0	4,7	9,6	1.400
8.000	39,7	5,1	10,4	1.300
10.000	44,8	6,0	12,0	1.200
13.000	51,6	7,2	14,1	1.100

Tabell 6.5.2 Brutto kostnader for metoden (inkl. kostnader for fortykker, slamlager, avvanning og transport, ekskl. avgifter).

Tørrstoff (tonn/år)	Inv. kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill.kr/år)	Årskostnad (mill. kr/år)	Kr/tonn tørrstoff
4.000	22,2	1,9	4,9	4.900
2.000	32,6	2,8	7,1	3.600
3.000	40,9	3,5	9,0	3.000
4.000	48,1	4,2	10,6	2.700
5.000	54,5	4,9	12,2	2.400
6.000	60,4	5,5	13,6	2.300
7.000	65,9	6,2	15,0	2.100
8.000	71,0	6,8	16,4	2.000
10.000	80,6	8,1	18,9	1.900
13.000	93,6	9,9	22,5	1.700

Forbrenning



Figur 5.3.4 Årskostnader for forbrenning.

7. VIDERE ARBEID

Ved videreføringen av dette prosjektet gjennom etablering av NORVAR's slamgruppe, bør man fokusere mer på de ulike alternativer for disponering av kloakkslam:

- Bruk på jordbruksarealer
- Bruk på grøntarealer
- Bruk på skogsarealer
- Deponering i fylling (separat eller sammen med husholdningsavfall)

Det er et stort behov for å etablere demonstrasjonsprosjekter flere steder her i landet, og da spesielt i tilknytning til de rensanlegg som nå har investert/investerer i moderne anlegg for stabilisering og hygienisering av slammet. For alle bruksområder for slam er det aktuelt å vurdere avrenningsproblematikken samt se på erosjonshindrende effekter ved jordbruksanvendelse.

Videre arbeid innenfor slambehandling bør konsentreres om sammenstilling av driftserfaringer med de "nye" slambehandlingsmetodene. I første omgang bør man prioritere prosjekter vedrørende slam på grøntarealer, da det allerede foreligger mye informasjon om jordbruksanvendelse (denne må bare rapporteres på en lett tilgjengelig måte). Videre aktivitet vedrørende jordbruksanvendelse er imidlertid interessant når det gjelder "nye" slamtyper (slam som har gjennomgått både hygienisering og stabilisering). Igangsatte demo-prosjekter vedrørende slam i skogbruket bør rapporteres før nye prosjekter igangsettes. Det er også aktuelt å sammenstille driftserfaringer fra deponering av slam i fyllinger (ca. 40-50% av slammet ender der idag) og også se nærmere på problemstillinger i forbindelse med nødvendig mellomagring av ferdig behandlet slam.

8. REFERANSELISTE

- Baier, U. 1989 Einfluss der aerob-thermophilen Vorstufe auf die Behandlung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrgang, 5:609-616.
- 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 Angeles.
- 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. og Paulsrud, B. 1976 Stabilisering av kommunalt slam. PRA-Rapport nr. 10, NTNF, Oslo.
- Eikum, A.S., Rusten, B og Finsrud, R. 1986 Mobil avvanning av septikslam, Prosjektrapport 45/86, NTNF's Program for VAR-teknikk.
- 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.
- 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., Oehlmann, 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.
- Haugan, B.E. 1982 Slamstabilisering under høy temperatur ved bruk av rent oksygen. Delrapport 1, VA-rapport 9/82, NIVA.
- Holdhus, O. 1990 Personlig meddelelse. Analysedata fra VEAS.
- Holdhus, O. 1991 Stabilisering av slam fra renseanlegg ved anaerob og aerob behandling. NORVAR - prosjektarbeid innen slambehandling. Rapport fra arbeidsgruppe 1.
- Holmström, H. 1981 Rötning av kommunalt slam. Teknik med nya möjligheter. VAV P42. Stockholm.
- Holmström, H. 1984 Slamhandtering ved kommunala avloppsreningsverk. VAV P51. Stockholm.
- Holmström, H. 1986 Styrning av slambehandlingsprocesser. VAV P61. Stockholm.

- Hovland, E.G. 1991 Slambehandling/disponering ved større renseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam. I.V.A.R., Stavanger.
- Hökervall, E. 1972 Praktiska erfarenheter från drift av torkningsanläggningar. Åttonde nordiska symposiet om vattenforskning. Publikasjon 1972:3, Nordforsk Miljøsekretariat, Helsingfors.
- Jakob, J., Roos, H.J. and Siekmann, K. 1987 Zweistufige aerob-thermophil/anaerobe Verfahrenstechnik zur Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 34. Jhrg., Heft 4, s. 331-338.
- Johnsen, K. 1991 Personlig meddelelse, Alvim renseanlegg.
- Karlsson, B. 1989 Slambehandlingsalternativ for Sentralrenseanlegg Nord-Jæren. Forstudie utført for I.V.A.R., Stavanger.
- 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.H. 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 renseanlegg, Sarpsborg. Foredrag ved VAR-dagene -90, Trondheim, Tapir forlag.
- Magnussen, L. 1991a Slambehandling/disponering ved større renseanlegg. Arbeidsgruppe AG 3. Delrapport 1: Kompostering. Samfunnsteknikk, Oslo.
- Magnussen, L. 1991b Slambehandling/disponering ved større renseanlegg. Arbeidsgruppe AG 3. Delrapport 2: Kalkbehandling. Samfunnsteknikk, Oslo.

- Magnussen, L. 1991c
Slambehandling/-disponering ved større renselanlegg, Arbeidsgruppe A6 3, Delrapport 3. Avvanning, Samfunnsteknikk, Oslo.
- 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.
- 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 Aerobic Digestion - A Reliable and Effective Process for Sludge Treatment at Small Works. Wat. Sci. Tech., Vol. 22, No. 3/4, pp. 225-232.
- Ofte, J. 1982
Slamavvanning ved mindre renselanlegg, Prosjektrapport 38/82, NTNF's Utvalg for drift av renselanlegg.
- Paulsrud, B. 1977
Metode for måling av slams kondisjonerbarhet, Prosjektrapport 5/77, NTNF's Utvalg for drift av renselanlegg.
- Paulsrud, B. and Langeland G. 1986
Aerobic thermophilic digestion of pre-thickened sludge using air, In: Bruce, A.M.; L'Hermite, P. and Newman, P.J. (Eds.) - New developments in processing of sludge and slurries, Elsevier Applied Science, London and New York.
- 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.
- Pfeiffer, W. 1990
Verfahrensvarianten der biologischen Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm-Leistungsvergleich, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Nr. 87, Technische Universität München.
- Reimann, D.O. 1989
Klärschlammentsorgung - Behandlung - Verwertung - Verbrennung - Deponierung. Beihefte zu Müll und Abfall, no. 28.

- 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.
- 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.
- SFT 1978 Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling.
- SFT 1983 Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. Revidert utgave. TA-525. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT 1991 Forslag til tekniske og hygieniske retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- 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.
- Stoch 1990 Personlig meddelelse fra driftsbestyrer på Roediger Anlage Werne.
- Utvik, Å. 1990 Personlig meddelelse fra Stord International A/S.
- Vråle, L. 1990 Kalkfelt slam som ressurs - Oppsummering av 1989-resultatene. Miljøpakke Drammen, Drammen.

- Wollski, 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.
- Zwiefelhofer, H.P. 1985
Aerobic-thermophilic/Anaerobic-mesophilic two-stage sewage treatment practical experience in Switzerland. Conservation and Recycling 8(1/2):285-301.
- Øyen, O. 1991
Kloakkslam i skog. Status for norske og utenlandske erfaringer. Rapport fra KAMBI A/S.

VEDLEGG 1
FORUTSETNINGER FOR KOSTNADSDATA
I RAPPORTEN

Generelle forutsetninger

I kostnadene er tatt med det utstyr som er nødvendig for å kunne drive slambehandlingsprosessene. Det er forutsatt tradisjonelle, mekanisk/kjemiske renseanlegg. Det er ellers brukt følgende generelle forutsetninger:

- Lånerente 12% p.a.
- Midlere avskrivningstid investeringer: 20 år
- Pris pr. årsverk til drift av anlegg: kr 250.000,- for slambehandling utenom tørking/forbrenning
kr 300.000,- for forbrenning og tørking
- Vedlikeholdskostnader: 1-2% av investeringskostnadene
- Transportkostnader (20 km): kr 70,-/m³ avvannet slam
- Arbeid på mellomlager + videretransport: kr 50,-/m³ avvannet slam
- Strømkostnader: kr 0,50 pr. kWh
- Verdi av biogass regnet etter brutto produksjon: kr 0,10 pr. kWh
- Verdi av gjenvunnet energi ved tørking og forbrenning: kr 0,10 pr. kWh
- Kostnad for olje til støttebrensel ved tørking/forbrenning: kr 2.000,- pr. tonn.
- Energipris for slamoppvarming ved bruk av gass: kr 0,10 pr. kWh.
- Mengde slam til mellomlager i forhold til det som benyttes direkte: 60%
- Arealbehov for mellomlagring ved ett års lagring: 2 m²/m³ slam
- Tørrestoffinnhold i avvannet slam ved ulik behandling før avvanning:

* Ingen behandling (råslam):	23%
* Anaerob stabilisering:	26%
* Våtkompostert slam:	26%
* Pasteurisering/aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering:	28%
- Tørrestoffinnhold i avvannet og kalkbehandlet slam:	37%

Spesielle forutsetninger

Anaerob stabilisering

- Andel organisk stoff i slam: 60%.
- Organisk stoff som nedbrytes: 40%.
- Gassproduksjon: 1,0 Nm³/kg nedbrutt organisk stoff.
- Energi i gassen: 6,0 kWh/Nm³.

Anaerob stabilisering + tørking

- Tørrstoffinnhold i slammet før tørking: 20%
- Etter tørking skal slammet ha minimum 85% TS.
- Pelleteringsanlegg er inkludert i kostnadene.

Frilandskompostering

- Innblanding av bark i forholdet 1:1: kr 100,- pr. m³ slam inkl. arbeid.
- Transport 20 km fra renseanlegg til komposteringsareal.
- Arealbehov ved frilandskompostering: 3,3 m²/m³ slam.

Kalkbehandling

- 550 kg kalk pr. tonn TS. Kalkpris kr 1.000,- pr. m³.
- Isolering av silo for avvannet slam er tatt med.

Forbrenning

- Slammet blir tilsatt 25% kalk og avvannet til 35% TS.
- Gassrensing er tatt med.