JTI
rapport
KRETSLOPP
&
AVFALL

Nr
10

Hygienisering av biologiskt avfall

Malin Inger
Erik Norin
Berit Mathisen

1997

JTI-rapport
KRETSLOPP & AVFALL
Nr 10

Hygienisering av biologiskt avfall

Hygienization of biological waste

Malin Inger
Erik Norin
Berit Mathisen

© Jordbrukstekniska institutet 1997
Enligt lagen om upphovsrätt är det förbjudet
att utan skriftligt tillstånd av copyrightinnehavaren
helt eller delvis mångfaldiga detta arbete

Tryck: Jordbrukstekniska institutet, Uppsala 1997
ISSN 1401-4955

Innehåll

Förord 7

Sammanfattning 9

Summary 10

Inledning 11
- Syfte och avgränsningar 12
- Termer och förklaringar 12
- Avfallsdefinitioner 15
  - Avfall av avloppsvattentyp 15
  - Avfall av slamtyp 15
  - Avfall av fast typ 16

Allmänt om hygienisering 16
- Förekomst av smittämnen i organiskt avfall 16
- Indikatororganismer 17
- När är avfallsmaterialet hygieniserat? 19
- Mikroorganismers värmeresistens 20
- Driftskrav för hygieniseringsmetoder 21
  - Hygienisering av organiskt avfall och avloppsslam i Danmark 21
  - Hygienisering av avloppsslam i Tyskland 22
  - Hygienisering av avloppsslam i Norge 24
  - Driftskrav vid kompostering 24
- COST 68/681 25
- CEN TC 223 och 308 26

Om avdödning av mikroorganismer 26
- Fysikalisk påverkan 26
  - Värme 26
  - Bestrålning 27
- Kemisk påverkan 27
  - Påverkan på cellstrukturer 27
  - Hämning av cellmetabolismen 28
- Biologisk påverkan 28

Fysikaliska behandlingsmetoder 29
- Pastörisering 29
  - Patogenavdödning 30
  - Processbeskrivning 31
  - Driftserfarenheter 31

Mikrovågsbehandling 32
Patogenavdödning med mikrovågor 33
Termisk torkning 33
Patogenreduktion 33
Processbeskrivning 34
Driftserfarenheter 36
Energi 36
Kostnader 36
Bestrålning 37
Patogenavdödning 37
Processbeskrivning 40
Materialförändringar orsakade av bestrålning 42
Driftserfarenheter 43
Energi 43
Kostnader 44
Frysning och tining 44
Patogenavdödning 44
Processbeskrivning 46

Kemiska behandlingsmetoder 47
Kalkbehandling 47
Allmänt om kalkanvändning 47
Patogenavdödning 48
Processbeskrivning 51
Materialförändringar 54
Tillämpbarhet på organiskt material 54
Driftserfarenheter 54
Kostnader 57
Andra alkaliska medel 58
Patogenavdödning 58
Processbeskrivning 59
Tillämpbarhet på organiskt avfall 59
Kostnader 59
Perättikssyra 59
Patogenavdödning 60
Processbeskrivning 61
Driftserfarenheter 61
Tillämpbarhet på organiskt avfall 61
Kostnader 62
Formalin 62
Patogenavdödning 62
Processbeskrivning 63
Driftserfarenheter 63

Tillämpbarhet på organiskt avfall 63
Kostnader 63
Övriga kemikalier 64
Klor, hypoklorit och kloramin 64
Klordioxid och ozon 64

Biologiska behandlingsmetoder 65
Processterminologi 68
Anaerob stabilisering 69
Patogenavdödning 69
Processbeskrivning 71
Driftserfarenheter 72
Materialförändringar 74
Kostnader 74
Kompostering 75
Patogenavdödning 76
Processbeskrivning 77
Dimensionering 80
Driftserfarenheter 82
Kostnader 86
Aerob termofil slamstabilisering 86
Patogenavdödning 87
Processbeskrivning 87
Driftserfarenheter 89
Materialförändringar 89
Tillämpbarhet på biologiskt avfall 89
Energi 90
Kostnader 90
Aktivslamprocessen 91
Patogenavdödning 91
Processbeskrivning 92
Driftserfarenheter 92
Lagring 92
Patogenavdödning 93
Processbeskrivning (slamlagring) 94
Processbeskrivning (lagring av avloppsvatten) 95
Driftserfarenheter 95

Kombinationsprocesser 96
Pastörisering i kombination med anaerob behandling 97
Aerob termofil slamstabilisering i kombination med anaerob behandling 97
Kalkbehandling i kombination med anaerob behandling 98

Miljöaspekter/Emissioner 99
Emissioner till luft 99
Emissioner till vatten och jord 101
Buller 101

Slutsatser och kommentarer 101
Utvärdering - Hygienisering 102
Utvärdering – Stabilisering 106
Utvärdering – Tillämpbarhet 106
Utvärdering – Kontrollerbarhet 106
Faktorer att beakta vid etablering av en hygieniseringsverksamhet 107

Framtida forskningsbehov 108

Referenser 109

Bilaga 1 121

Förord

Hantering av avfallsprodukter från samhället är på många sätt förknippat med risker kring smittspridning. Att såväl organiskt avfall som avloppsprodukter innehåller organismer som kan sprida sjukdomar är ett faktum som måste beaktas vid alla hanteringsfaser (insamling, behandling och användning/kvittblivning). Frågorna kring hygienisering har länge fokuserats på gödsel och avloppsslam som används i jordbruket. På senare tid har frågan aktualiserats i och med att intresset för att utnyttja växtnäring i organiskt avfall och avlopp ökat. Föreliggande litteraturstudie har gjorts med målet att kunna presentera en genomgång av de hygieniseringstekniker som kan användas vid behandling av olika typer av avfall.

Projektet, som påbörjades i januari 1996 och avslutades under december 1996 finansierades av Byggforskningsrådet, NUTEK, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen och Stiftelsen Lantbruksforskning inom ramen för forsknings- och utvecklingsprogrammet "Organiskt avfall som växtnäringsresurs".

Litteraturstudien har genomförts av forskningsassistenterna Erik Norin och Malin Inger, vilka också har sammanställt föreliggande rapport. Den övergripande projektledningen hade forskningsledarna Lennart Thyselius och Berit Mathisen. Illustrationerna i rapporten har gjorts av Kim Gutekunst, JTI.

Vi vill tacka alla som bidragit med driftserfarenheter och teknisk information om de olika metoderna. Ett särskilt tack riktas till Ann Albihn, Statens Veterinärmedicinska Anstalt, och Thor Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet.

Ultuna, Uppsala i december 1996

Björn Sundell
Chef för Jordbrukstekniska institutet

Sammanfattning

Hantering av avfallsprodukter från samhället är på många sätt förknippat med risker kring smittspridning. Rapporten är en översikt över olika hygieniseringstekniker och innehållet bygger på litteraturuppgifter, intervjuer och tidigare försök vid JTI. Växtpatogener behandlas inte, utan endast human- och animalpatogener. Merparten av dataunderlaget kommer från avloppsreningsområdet, där hygienfrågor länge diskuterats i samband med jordbruksanvändning av avloppsslam. De hygieniseringstekniker som behandlas är:

- **Fysikaliska behandlingsmetoder:** pastörisering, termisk torkning, bestrålning, mikrovågsbehandling samt frysning/tining.
- **Kemiska behandlingsmetoder:** kalkbehandling, alkaliska medel, perättikssyra, formalin och andra kemikalier.
- **Biologiska behandlingsmetoder:** anaerob stabilisering, kompostering, aktivslamprocessen, aerob termofil slamstabilisering samt lagring.
- **Kombinationsprocesser:** pastörisering/anaerob behandling, aerob slamstabilisering/anaerob behandling samt kalkbehandling/anaerob behandling.

I rapporten redovisas, i den mån uppgifter gått att finna, processbeskrivning, materialförändringar, tillämpbarhet på organiskt material, patogenavdödning, driftserfarenheter, behandlingskostnader och energiåtgång för de olika metoderna. Det finns också en översikt över de miljöaspekter och emissioner som metoderna kan ge.

I Sverige finns det ännu inte några generella regler gällande stabilisering och/eller hygienisering av organiskt avfall, varför vi valt att göra en sammanställning av de driftskrav för hygieniseringsmetoder som gäller i Danmark, Norge och Tyskland.

Dessa driftskrav har sedan legat till grund för en bedömning av de olika hygieniseringsmetodernas avdödningspotential. Metoderna har bedömts efter följande kriterier:

- Inga salmonellabakterier ska vara påvisbara efter behandlingen
- Inga viabla parasitägg ska kunna påvisas
- Antalet fekala streptokocker ska vara mindre än 100 stycken per gram.

Teknikerna pastörisering, kalkbehandling, formalinbehandling samt termofil rötning, kompostering och aerob termofil slamstabilisering har visat sig kunna uppfylla de tre hygieniseringskraven. Det är möjligt att även vissa andra tekniker kan uppfylla dessa krav, men detta har inte kunnat bekräftas genom denna studie. Lagring och frysning/tining är två tekniker där avdödningsdata tyder på att de inte kan betraktas som tillfredsställande hygieniseringsmetoder.

De i studier redovisade avdödningseffekterna har bestämts genom traditionell mikrobiologisk odlingsteknik. Icke odlingsbara former av patogena bakterier i miljön är ännu inte tillräckligt dokumenterade.

En utvärdering av metoderna har också gjorts med avseende på stabilisering, tillämpbarhet på olika typer av avfall, miljöaspekter samt teknik/kontrollerbarhet.

Summary

Waste management is in many ways associated with sanitary concerns. This research report is a summary of different hygienisation techniques. It is based upon scientific papers and reports, interviews and previous experiments/tests at the Swedish Institute of Agricultural Engineering (JTI). Plant pathogens are not being considered at all as we have chosen to focus on animal and human pathogens. Most data originates from the sanitary engineering field, where hygiene and hygienisation in association with agricultural use of sewage sludge have been investigated for years.

The following hygienisation techniques are discussed:

- **Physical treatments:** pasteurisation, thermal drying, radiation, microwave treatment and freezing/thawing.
- **Chemical treatments:** lime treatment, alkaline treatment, peracetic acid, formaldehyde and other chemicals.
- **Biological treatments:** anaerobic stabilisation, composting, active sludge treatment, aerobic thermophilic sludge stabilisation and storage.
- **Combination processes:** pasteurisation/anaerobic treatment, aerobic sludge stabilisation/anaerobic treatment and lime treatment/anaerobic treatment.

Process descriptions, material changes, applications to organic matter, pathogen reduction, operative experiences, treatment costs and energy consumption are presented. Environmental aspects and possible emissions are also summarised.

There are, so far, no general regulations concerning stabilisation and/or hygienisation of biological waste. Due to this fact, we have summarised biological waste regulations from Norway, Denmark and Germany. The following criteria, based on those foreign regulations, have been used when evaluating pathogen reduction capabilities:

- No Salmonellas detectable after the treatment
- No viable parasite eggs detectable after the treatment
- The number of fecal streptococci must be less than 100/g.

Pasteurisation, lime treatment, formaldehyde treatment and aerobic and anaerobic termophilic stabilisation have shown to be able to fulfil these criteria. It is possible that some of the other methods may fulfil the criteria, but we have not been able to demonstrate this due to lack of data. Storage and freeze/thaw are two techniques where data indicates that the pathogen reduction capabilities are not satisfying.

An evaluation has been done with reference to stabilisation, applicability for different types of wastes, environmental aspects and technique.

Inledning

En långsiktigt hållbar utveckling i samhället förutsätter att vi hushållar och återanvänder icke förnyelsebara resurser. Detta innebär för jordbrukets del att läckaget av näringsämnen till yt- och grundvatten måste minimeras samt att den växtnäring som bortförs med skörden återförs till jorden. Ett fungerande kretslopp av näringsämnen mellan stad (konsumtion) och land (produktion) bör därför eftersträvas. Av de avfallsprodukter som genereras i samhället är avloppsslammet den dominerande fraktionen om man ser till mängd organisk substans och växtnäringsämnen. Idag återförs ca 30 % av avloppsslammet till åkermark (Brolin et al., 1996).

Avloppsslam och vissa industriella avfallsfraktioner har – i varierande omfattning – utnyttjats på åkermark under många år. Som en följd av bland annat Agenda 21 har frågan om växtnäringsåterföring via organiskt avfall dock aktualiserats under senare tid. Avloppsslam anses ofta vara ett bra fosforgödselmedel under förutsättning att användningen följer gällande regler och rekommendationer med avseende på tillförsel av tungmetaller och organiska miljöstörande ämnen till mark. De hygieniska riskerna har hanterats genom olika former av försiktighetsåtgärder som till exempel viss karenstid mellan spridning och skörd. Dessa begränsar möjligheterna att använda slammet och förutsätter både planering och kontroll av verksamheten (Tullander, 1986; SNFS 1994:2). Även vid spridning av stallgödsel vidtas försiktighetsåtgärder för att minska smittspridningsriskerna. Stallgödselspridning på vall undviks i allmänhet, eftersom detta kan ge dålig hygienisk kvalitet och orsaka en smakförsämring på både ensilage och bete (Östling, 1993; Karlsson, 1991).

Smittskyddsaspekten har varit ett av huvudmotiven till att avfallsdeponier och avloppsreningsverk byggts. Från en mer eller mindre okontrollerad hantering av avfall och avlopp har de centraliserade systemen inneburit att den sanitära standarden i samhället förbättrats. De nuvarande avfalls- och avloppssystemen fungerar och kan kontrolleras bra ur hälsosynpunkt. Frågan om smittspridningsriskerna får inte glömmas bort i kretsloppsdiskussionen. För att inte riskera att den sanitära nivån i samhället försämras, finns det anledning att vara försiktig vid införandet av de "nygamla" metoder som de kretsloppsanpassade systemen representerar. Ett kretslopp av näringsämnen skall eftersträvas, medan kretsloppet av patogener skall brytas.

I Sverige finns det inga generella regler gällande stabilisering och/eller hygienisering av organiskt avfall. Det svenska EU-inträdet ger hygieniseringsfrågan en ny dimension till följd av ett ökat flöde av livsmedel och andra organiska produkter över gränserna. Strauch (1992) har bland annat belyst smittspridningsriskerna vid en öppen handel av avfallsbaserade kompostprodukter. Det finns flera smittspridningsvägar vid hanteringen av organiska avfallsprodukter. Dels finns en risk ur arbetsmiljösynpunkt (olägenheter vid hämtning, hantering och spridning), dels finns det olika smittvägar mellan djur och människor, vilket blir aktuellt vid utnyttjandet av organiskt avfall i jordbruket.

Det ställs allt hårdare krav på jordbruket när det gäller hantering och utnyttjande av växtnäring. En olämplig hantering kan leda till att ammoniakavgången till atmosfären respektive markurlakningen av nitrat och kalium blir betydande. De miljörelaterade krav som ställs på jordbruket vid bruk av stallgödsel måste även följas vid användningen av avfallsbaserade gödselmedel. Här har hygieniseringen en viktig roll att fylla eftersom restprodukter fria från smittämnen kan spridas i

växande gröda med ett effektivt växtnäringsutnyttjande som följd. För ett optimalt resursutnyttjande är det en nödvändighet att gödslingen bidrar till en produktion av jordbruksprodukter och inte leder till en negativ belastning av ekosystemen.

Syfte och avgränsningar

Föreliggande rapport är en översikt över olika hygieniseringstekniker och innehållet bygger på litteraturuppgifter, intervjuer och egna försök. I den mån det gått att finna litteraturdata beskrivs olika hygieniseringstekniker med avseende på processens funktion och tillämpbarhet på olika material, miljö- och energiaspekter samt ekonomi. De delar som gäller energi och ekonomi är svåra att beskriva generellt eftersom dessa beror på en rad faktorer (val av system- och tekniklösning, tillgång på anläggningskomponenter, behandlad avfallsmängd med mera). Därför har uppgifter gällande energi och ekonomi redovisats som exempel med aktuella förutsättningar beskrivna så långt som möjligt. En grov bedömning av de olika metoderna har gjorts med utgångspunkt från de redovisade litteraturuppgifterna. Vad gäller miljöaspekter har i första hand uppgifter gällande luftemissioner (till exempel lukt och ammoniakavgång) redovisats.

Urvalet av hygieniseringstekniker bygger till stor del på tidigare utförda sammanställningar samt i övrigt tillgänglig information. Huvuddelen av dataunderlaget kommer från avloppsreningsområdet där hygieniseringsfrågor länge diskuterats i samband med jordbruksanvändning av avloppsslam. Vissa data har även erhållits utifrån olika industriella applikationer.

Rapporten är inte komplett när det gäller möjligheterna till att hygienisera organiskt material. Målet har dock varit att beskriva de vanligast förekommande respektive bäst lämpade metoderna för organiskt avfall. En gränsdragning har skett till behandlingar som syftar till sterilisering (se "Termer och definitioner" nedan). En begränsning är att studien är inriktad på human- och animalpatogener, även om växtpatogener också kan vara ett betydande problem som bör hanteras.

Termer och förklaringar

Med termen hygienisering avses att mängden human- och animalpatogener skall reduceras till en sådan grad att det inte finns någon potentiell hälsorisk vid en given användning (Havelaar, 1984). Om ett organiskt material (avloppsslam, organiskt avfall, gödsel) kan betraktas som hygieniskt säkert beror således på vad användningen syftar till. Olika regionala skillnader (klimat, jordbruksstruktur, djurhållning, sanitär standard samt ekonomiska faktorer) spelar en stor roll i sammanhanget. När det gäller avloppsslam menar Havelaar (1984) att det är uppenbart att en fullständig sterilisering inte är nödvändig vid användning i jordbruket. Detta resonemang går att överföra till annat organiskt avfall som ej är att betrakta som högriskavfall och är ett generellt accepterat förhållningssätt. Detta förhållningssätt kan dock förändras om "nya" sjukdomar med mycket låg infektionsdos skulle komma (Albihn, pers. medd., 1996). I avsnittet "När är avfallet hygieniserat?" redovisas olika länders definition på ett hygieniserat material.

Med sterilisering avses normalt en avdödning av alla levande organismer i den steriliserade produkten (Waagner Nielsen & Ullum, 1989). Sterilisering tillämpas exempelvis inom slakterinäringen vid behandling av högriskavfall (t.ex. självdöda

djur, delar med kliniska tecken på sjukdom). I detta sammanhang avser sterilisering, enligt EU-direktiv 90/667/EEG, en behandling vid minst 133°C under minst 20 minuter vid ett tryck av 3 bar.

Vid sammanställningen av rapporten har en strävan varit att använda en konsekvent terminologi. I det följande (tabell 1) redovisas de termer som använts och vad de avser att beskriva.

Tabell 1. I rapporten använda termer och dess betydelse.

Ammonium	Kväveförening. Kemisk formel NH_4^+.
Antagonism	Den hämmande aktivitet som en organism eller ett ämne utövar.
Avfallsdeponi	Upplag som är kontrollerat med avseende på emissioner till mark, vatten och atmosfär.
Avvattning	Avlägsnande av vatten genom t.ex. centrifugering, torkning eller pressning.
Biomassa	Mängd organismer inom ett avgränsat område vid en viss tidpunkt.
BOD	"Biological Oxygen Demand". Syreförbrukning vid biokemisk oxidation av ämnen i vatten under specificerade betingelser.
Cellmembran	Cellens barriär mellan in- och utsida.
Cellulär	Något som har med levande celler att göra.
COD	"Chemical Oxygen Demand". Förbrukning av visst oxidationsmedel, omräknat till syreförbrukning vid kemisk oxidation av främst organiska ämnen i vatten. Analyseras under specificerade betingelser.
Cysta	En specialiserad cell med stor motståndskraft som produceras antingen som svar på försämrade omgivningsförhållanden eller som en del i en normal livscykel.
Denaturering	Förändring av ett ämnes struktur så att det inte längre är funktionellt.
Emission	Spridning av ämne eller energi till omgivningen.
Ensilage	Vallgröda som konserverats genom mjölksyrajäsning.
Enzym	Organisk katalysator, producerad av levande celler, som kan inleda och påskynda en kemisk reaktion och som efter reaktionens slut återfinns i oförändrad form.
Essentiell	Livsnödvändig.
Exponeringstid	Den tid som ett material utsätts för kemiskt ämne, värme etc.
Fekal	Med avföringsursprung.
Filterhud	Ytskikt (bestående av bland annat mikroorganismer) i filter.
Flock	Anhopning i lösning av lätta partiklar med svag inbördes vidhäftning.
Frekvens	Antal per tidsenhet.
Försedimentering	Sedimentering före biologisk och/eller kemisk behandling i avloppsreningsverk.
Förtjockning	Ökning av torrsubstanshalten i slam genom t.ex. sedimentation.
Glödförlust	Skillnaden mellan torrsubstans i ett prov före och efter upphettning till 600°C.
Granulärt	Kornformigt.

Humus	Sammanfattande benämning på mörkfärgade kolhaltiga ämnen i marken som bildats genom långsam omsättning av organisk substans med hjälp av mikroorganismer.
Hydraulisk uppehållstid	Genomsnittlig uppehållstid för material i reaktor.
Hydrolys	Spaltning av ett ämne genom reaktion med och upptag av vatten.
Icke viabel	Icke livsduglig.
Inaktivering	Upphävande av egenskap/verkan. I detta sammanhang avses upphävande av livsdugligheten.
Inert	Då ett ämne ej reagerar kemiskt med andra ämnen.
Infektivitet	Smittsamhet.
Inhibera	Helt eller delvis förhindra en kemisk reaktion.
Intermediär	Mellanliggande.
Koagulering	Utfällning i fast form i vätska.
Konglomerat	Sammanklumpning.
Kontaminera	Förorena, t.ex. med patogena mikroorganismer.
Letal	Dödlig.
$\log_{10}$-enhet	En reduktion på 1 $\log_{10}$-enhet motsvarar 90 procents reduktion.
Malign	Elakartad.
Mineralisering	Mikrobiell sönderdelning av komplexa organiska ämnen till enkla oorganiska föreningar som t.ex. vatten, kolsyra och närsalter.
Organisk substans	Substans som har kol och kväve som främsta byggstenar och som härstammar från växt- eller djurriket.
Osmos	Spridning av vätskelösning eller lösningsmedel genom en porös hinna.
Oxidation	(1) Elektronavgivning från ett ämne till ett annat. (2) Upptagning av syre, d.v.s. oxidbildning vilket kan betraktas som ett special-fall av (1).
Patogen	Sjukdomsalstrande
Presumtiva E. coli	Används i laboratoriediagnostik av E. coli för att framhålla att halten troligen representerar antalet E. coli men inte helt säkert gör det.
Reaktor	Behandlingsbehållare i form av tank, torn, trumma etc. där en process kan äga rum.
SS	Suspenderad substans.
Stabilisering	Minskning av halten nedbrytbart organiskt material eller minskning av den mikrobiella aktiviteten i avfall.
Substrat	Näringssubstans för bakterier och liknande.
Suspenderad substans	I vatten eller avloppsvatten uppslammade ämnen, vilka kan indelas i avsättbara ämnen och svävande ämnen.
Torrsubstans	De, i ett material, icke flyktiga beståndsdelar som kvarstår efter indunstning och torkning, vanligen vid 105°C.
Ts	Torrsubstans
Vall	Gräsmark för slåtter och bete.
Viabilitet	Livsduglighet.
VS	"Volatile Solids", beteckning för organisk substans (glödförlust).
Värdorganism	Virus och parasiter kräver en värdorganism (t.ex. en människa eller ett djur) för att kunna leva och föröka sig.

Avfallsdefinitioner

Ett syfte med sammanställningen är att belysa de olika hygieniseringsmetodernas tillämpbarhet på organiskt avfall i olika former. För att redovisa detta har organiskt avfall grovt indelats i tre olika kategorier med utgångspunkt från den fysikaliska formen. De tre kategorierna är:

- avfall av avloppsvattentyp
- avfall av slamtyp
- avfall av fast typ.

Avfall av avloppsvattentyp

Med avfall av avloppsvattentyp avses ett avfallsvatten med låg halt suspenderad substans.

Med avloppsvatten förstås i allmänhet förbrukat och förorenat konsumtionsvatten. Avloppsvatten delas då upp i två olika kategorier: kommunalt spillvatten och industriellt avloppsvatten. Kommunalt spillvatten kommer huvudsakligen från hushållen i form av bad-, disk- och tvättvatten och spolvatten från toaletter. Även vatten från kontors- och affärslokaler, hotell, restauranger, skolor och sjukhus räknas hit.

Mängden och kvaliteten av industriellt avloppsvatten varierar kraftigt. Det kan röra sig om avloppsvatten från farmaceutisk industri såväl som från livsmedelsindustri och pappersbruk. Varje industriellt avloppsvatten bör bedömas var för sig eftersom de angivna värden som finns för föroreningar från olika industrier kan variera inom vida gränser.

Avfall av slamtyp

Med avfall av slamtyp avses material med en hög partikelkoncentration. Materialet ska normalt vara pumpbart, men ej stapelbart. Denna rent fysikaliska definition leder till att exempelvis avvattnat slam inte räknas till kategorin. Typiska material som platsar i kategorin är olika typer av avloppsslam, industriella livsmedelsavfall och flytgödsel.

Avloppsslam är slam från avloppsreningsverk, trekammarbrunnar eller andra anordningar som behandlar avloppsvatten från hushåll, tätorter eller industrier. Avloppslam kan indelas i råslam och stabiliserat slam. Råslam är ett samlingsbegrepp för obehandlat slam som, om det kommer från avloppsreningsverk, många gånger kan delas in i mekaniskt slam, kemiskt slam och biologiskt slam, allt efter var i reningsprocessen slammet har producerats. Ofta hanteras de olika slamtyperna tillsammans som ett blandslam.

- Mekaniskt slam kommer från galler, silar och sedimenteringsbassänger.
- Kemiskt slam fås från det reningssteg där kemikalier använts för fälla ut ämnen, främst fosfor, i avloppsvattnet.
- Biologiskt slam kommer från biologiska behandlingar som t.ex. aktivt slam, biologiska filter, biorotorer och biologiska dammar.

Stabiliserat slam är ett slam där halten nedbrytbar organisk substans eller den mikrobiella aktiviteten har minskats. Även det stabiliserade slammet kan delas in efter behandlingsprocess:

- aerobt stabiliserat slam
- anaerobt stabiliserat slam
- kemiskt stabiliserat slam.

Avfall av fast typ

Till avfall av fast typ räknas material som är stapelbart och normalt ej är pumpbart. Exempel på avfall av fast karaktär är hushållsavfall och branschspecifikt avfall från restauranger, handeln och industrin. Även fastgödsel räknas till kategorin.

Allmänt om hygienisering

Återföringen av organiskt avfall till odlingsmark får varken skada människors och djurs hälsa eller odlingsmarkens kort- och långsiktiga produktionsförmåga. Här syftar hygieniseringen till att reducera halten patogena organismer i materialet till en sådan nivå att risken för smittspridning blir minimal. För vissa organismer kommer det att krävas en 100-procentig avdödning, medan det i andra fall kan räcka med en reduktion. Hygieniseringens verkan bör också sättas in i ett större sammanhang där hela hanteringssystemet medtas i en hygienisk riskvärdering.

Förekomst av smittämnen i organiskt avfall

Bakteriefloran i slam avspeglar befolkningens hälsa och sammansättning och varierar med årstider, klimat och andra faktorer som till exempel ansluten livsmedelsindustri. Det har i avloppsslam påvisats bland annat Listeria, Mycobacterium paratuberculosis, Yersinia, Leptospira, Campylobacter, Clostridium, Salmonella och E. coli (Stenström, 1996; Pike, 1983; Smith, 1996; Bendixen et al., 1995b; Strauch, 1991) Bakterier binder relativt lätt till partiklar i avloppsvattnet, filterhud och flockar, vilket gör att de oftast anrikas i slam. Detta motsvarar den reduktion av bakterier som sker genom avloppsvattenbehandlingen. Bakteriehalterna i slam kan därför överstiga de nivåer som finns i det ingående avloppsvattnet.

Virusförekomsten beror, liksom bakterieinnehållet, på folkhälsan. Såvida det inte finns ansluten livsmedelsindustri är det vanligen fråga om humanpatogena virus. Det kan också misstänkas att det sker en virustillförsel från husdjur genom deras avföring. I avloppsslam har påvisats bland annat poliovirus, Coxsachie A+B, rotavirus, echovirus och Hepatit A (Stenström, 1996; Pike, 1983; Smith, 1996; Bendixen, 1995b; Feachem et al., 1983; Strauch, 1991). Analysmetoderna för virus har, liksom alla mikrobiella analysmetoder, sina begränsningar. Det kan anses skäligt att anta att om en typ av enterovirus kan påvisas, så innehåller slammet även andra typer av enterovirus. Virus binder till partiklar i slam och jord, vilket gör att koncentrationerna ökar vid försedimenteringen. Detta motsvarar den reduktion som sker i de efterföljande stegen av behandlingen.

Parasiter skiljer sig från bakterier genom att de är beroende av en eller flera arter av värdorganismer. Några parasiter kräver både en huvudvärd och en eller flera mellanvärdar för att kunna fullborda en infektionscykel. Parasiter kan i de fall de hamnar hos en annan art än de normala värdarterna ändå ge upphov till sjukdomssymptom. Människan kan drabbas av så kallad visceral larva migrans orsakad av spolmask från hund, katt eller gris. Larven kan vandra runt i de flesta inre organ. Ögat kan drabbas och det finns exempel på där diagnosen felaktigt ställts som maligna förändringar och ögat har opererats bort (Albihn, pers. medd., 1996). Exempel på parasiter som påvisats i avloppsslam är till exempel spolmask och binnikemask (Stenström, 1996; Pike, 1983; Smith, 1996; Bendixen et al., 1995b; Feachem et al., 1983; Strauch, 1991). Sedimentationshastigheten för många parasitägg är dock relativt låg, vilket ofta innebär att merparten av äggen hamnar i klarfasen vid avloppsreningsverk. Det har inte kunnat påvisas att de konventionella behandlingsmetoderna har någon större påverkan på parasitäggens infektivitet.

På senare tid har en ny typ av smittämne börjat diskuteras, de så kallade prionerna. Prioner förstör hjärnan i ett långsamt sjukdomsförlopp och alla kända prionsjukdomar är dödliga. Hos människor orsakar prionsmitta den dödliga Creutzfeldt-Jakobs sjukdom. Andra prionsjukdomar hos människor är kuru "den skrattande döden", som drabbat kannibaler på Nya Guinea, och Gerstmann-Sträussler-Scheinkers syndrom. I djurriket har nötboskap drabbats av galna kosjukan (bovin spongiform encephalopati, BSE) och får och getter av så kallad scrapie. Prioner är ett tidigare otänkbart smittämne nämligen ett protein som saknar både arvsmassa och ämnesomsättning och därför inte kan föröka sig. Dessutom finns "normala" prioner i de flesta av organens celler. De normala prionerna kan omvandlas till onormala prioner efter smitta. Prioner är mycket motståndskraftiga mot strålning, värme och kemikalier. Enda säkra sättet att avdöda smittämnet är förbränning vid hög temperatur vilket tillämpas vid bekämpningen av BSE i Storbritannien (Nordstedt, 1995; Carlsson, 1996).

Indikatororganismer

Det är mycket svårt att genomföra en kvantitativt rättvisande analys av bakterie-, virus- och parasitförekomsten i vatten (Stenström, 1996). I stället väljer man att indikera en risk för smitta genom att undersöka förekomsten av så kallade indikatororganismer. Indikatororganismer behöver inte vara sjukdomsframkallande i sig. Vi har enbart funnit exempel på indikatororganismer som indikerar fekal förorening. Användandet av indikatororganismer vid undersökningar av avloppsslam och avfall har sina begränsningar, och det kan vara bättre att leta efter patogenerna direkt i stället för att gå omvägen via indikatororganismer. Detta gäller särskilt vid (Pike, 1983):

- Undersökning av patogenernas överlevnad efter slamspridning på jordbruksmark. Det finns för lite information om sambandet mellan överlevnad hos patogener och indikatororganismer för att man ska kunna dra några säkra slutsatser.
- Mätning av halten patogener i avloppsslam. Sambanden mellan halten patogener och indikatororganismer varierar.
- Jämförelse av olika hygieniseringsmetoders effektivitet.
- Bestämning av dos, exponeringstid och hur kraftig behandling som krävs för att reducera patogeninnehållet.

- En grundlig undersökning av en ny hygieniseringsanläggnings reduktionskapacitet.

Det kan vara lämpligt att använda indikatororganismer vid styrning av desinfektionsprocesser och kontroll av eventuell förnyad tillväxt av patogener i substratet. Analyser av patogener är många gånger komplexa och dyra att genom-föra (Pike, 1983). Beroende på hygieniseringsmetod kan det vara nödvändigt att välja olika indikatororganismer beroende på till exempel olika pH-känslighet (Strauch & de Bertoldi, 1985).

Alla tarmorganismer som utsöndras av merparten av befolkningen kan användas som indikatorer på fekal förorening. Man bör dock ställa följande krav på en indikatororganism (Stenström, 1996; Pike, 1983):

- Den ska förekomma naturligt och i relativt hög halt i avföring från människor och djur och endast där.
- Den skall ha ett tillväxt- och avdödningsförlopp i mark-vattenmiljö som är likartad med de sjukdomar som man önskar indikera. Vid risk för förnyad tillväxt i substratet efter behandlingen skall indikatororganismen kunna modellera även detta.
- Indikatororganismens känslighet för miljöfaktorer skall överensstämma med patogenernas känslighet.
- I laboratoriet skall man snabbt, enkelt och med god precision kunna kvantifiera indikatororganismen så att en eventuell smittorisk kan påvisas på kort tid.

En indikatororganism måste alltså väljas omsorgsfullt och endast efter det att dess överlevnadsegenskaper i den aktuella processen har undersökts. Den måste kunna visa att de patogener man önskat inaktivera verkligen har inaktiverats och att det hygieniserade materialet kommer att vara stabilt mellan processavslut och användning.

Tidigare trodde man att de indikatororganismer man använde alltid överlevde längre än de patogener som de indikerade. Så är inte alltid fallet, utan det kan mycket väl vara så att patogenerna överlever betydligt längre i miljön. Dessutom kan både indikatorbakterier och patogena bakterier under gynnsamma förutsättningar tillväxa i miljön. Att värdera riskerna enbart utgående från halten indikatororganismer kan därför vara förrädiskt. Riskerna måste även bedömas med hänsyn till miljöförhållanden och kunskaper om patogenernas överlevnad och tillväxt under dessa förhållanden (Stenström, 1996).

Exempel på vanliga indikatororganismer är totala koliformer, värmetåliga koliformer (fekala), presumtiva E. coli, fekala streptokocker och colifager (Pike, 1983; Stenström, 1996; Strauch & de Bertoldi, 1985; Bendixen et al., 1995a).

Ett alternativ till de vanliga undersökningarna med indikatororganismer för fekal påverkan och virusdetektion är att undersöka innehållet av bakterievirus som angriper indikatorbakterierna (bakteriofager). Tarmbakterier, till exempel E. coli, ska vara specifika för tarmen, vilket innebär att även bakterievirusen kommer att vara det. Virus tillväxer heller inte utanför sin värdcell. E. colis bakteriofager kallas colifager och kan alltså fungera som indikatorer på en fekal förorening. Colifagerna efterliknar dessutom de inaktiveringsegenskaper som de patogena tarmvirusen har (Stenström, 1996).

När är avfallsmaterialet hygieniserat?

Havelaar (1984) anger med utgångspunkt från ett europeiskt samarbetsprojekt (COST 68) att ett avloppsslam kan betraktas som hygieniserat om Salmonella samt ägg av bandmask och rundmask avdödats fullständigt (eller åtminstone gjorts icke viabla i fallet parasitägg). Definitionen innebär att vissa patogener, som till exempel temperaturresistenta virus, kan behålla sin viabilitet. Dessa är dock normalt inte att betrakta som en hälsorisk vid normal slamanvändning (Havelaar, 1984). Definitionen "hygieniserat material" varierar vanligtvis mellan olika länder, vilket följande sammanställning visar.

I Danmark finns ett regelverk (Miljø- og Energiministeriet, 1995) som redovisar erforderliga behandlingsåtgärder för avfallsprodukter som skall utnyttjas i jordbruket. Med avfallsprodukter avses restprodukter som kan ha ett värde för jordbruket, till exempel avloppsslam, slam från reningsverk vid livsmedelsindustrier samt källsorterat komposterbart matavfall från hushåll och restauranger. I regelverket definieras hygieniseringsmetoder som innebär att avfallsmaterialet kan användas utan hygieniskt grundade restriktioner. De metoder som innebär kontrollerad hygienisering skall uppfylla följande kvalitetskrav:

- salmonella skall icke kunna påvisas
- antalet fekala streptokocker skall vara mindre än 100/gram.

I Norge kommer det att från och med 1 januari 1998 finnas krav på att allt avloppsslam som skall användas på till exempel jordbruksmark skall vara stabiliserat och hygieniserat. (Fram till dess gäller kravet om minst sex månaders lagring av avvattnat råslam innan användning, varav två månader skall vara sommarmånader.) I den norska slamföreskriften anges följande definition på hygieniserat slam (SFT, 1995):

- inga salmonellabakterier skall kunna påvisas
- inga parasitägg skall kunna påvisas
- innehållet av värmetåliga koliforma bakterier skall vara mindre än 2 500 per gram torrsubstans.

Tyskland har troligtvis en av de mest genomarbetade definitionerna på begreppet "hygieniskt säkert" för avloppsslam som skall användas i jordbruket. Strauch (1991) pekar på att de tyska slamföreskrifterna hanterar problemet genom att upprätta kravparametrar både för hygieniseringsprocessen och för driften av denna. Först och främst gäller att avloppsslammet måste behandlas i en hygieniseringsprocess som genom en noggrann undersökning visats

- reducera antalet naturligt förekommande eller tillsatta salmonellabakterier med minst 4 $\log_{10}$-enheter
- göra så att naturligt förekommande eller tillsatta spolmaskägg inte kan utvecklas vidare.

För driften gäller kravet att 1 gram av det behandlade avloppsslammet, direkt efter behandling

- inte får innehålla salmonellabakterier
- inte får innehålla mer än 1 000 Enterobacteriaceae.

Därtill finns det krav på att processen drivs under sådan kontroll att de förhållanden som krävs för en fungerande drift uppfylls.

Mikroorganismers värmeresistens

Många av de hygieniseringsmetoder som används idag bygger på en rent termisk behandling. Temperaturens betydelse för ett avdödningsförlopp har en direkt koppling till en given exponeringstid, det vill säga den specifika tid som en organism utsätts för en viss temperaturpåverkan. I en biologisk behandlingsprocess kommer, vid sidan av temperaturens inverkan, även andra faktorer att påverka reduktionsförloppet. Vilka mekanismer som leder till att mikroorganismerna avdödas beskrivs i kapitlet "Om avdödning av mikroorganismer".

Feachem et al. (1983) har redovisat erforderliga tid-temperaturkombinationer för inaktiveringen av en rad patogena organismer vanligt förekommande i latrin och avloppsslam. Sammanställningen av dessa ger som ett resultat en "säker zon" vilken definierar de driftsförhållanden som krävs för ett hygieniseringsförlopp (bild 1). Redovisade avdödningskurvor uppges vara "konservativa", det vill säga angivna med viss grad av försiktighet.

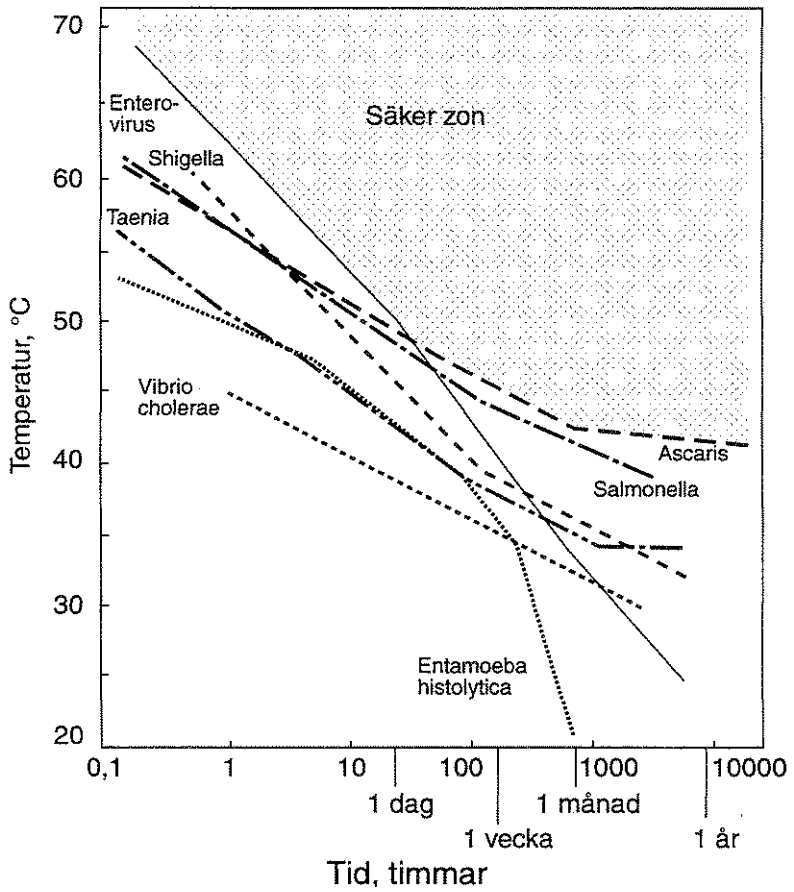

Bild 1. Tid-temperaturkombinationer som krävs för inaktivering av några vanligt förekommande patogena organismer i latrin och avloppsslam (Feachem et al., 1983).

Diagrammet visar att en säker värmebehandling till exempel motsvarar ≥62°C i en timme, ≥50°C i en dag eller ≥46°C i en vecka. Diagrammet visar vidare på att enterovirus har en relativt hög temperaturstabilitet. I Feachem et al. (1983) anges att

kurvan för enterovirus troligtvis också kan tillämpas för adenovirus och reovirus. Däremot finns det andra virussorter som är betydligt mer temperaturresistenta. Bendixen et al. (1995a) redovisar data för porcint parvovirus som pekar på en avsevärt högre temperaturtålighet än de ovan redovisade (70°C i ca 1,5 timme ger en 4 $\log_{10}$-reduktion). I Haas et al. (1995) presenteras tid-temperaturkombinationer för avdödningen av flera olika virusarter funna i gödsel. Även här redovisas långa avdödningsförlopp för porcint parvovirus (50°C i fem dagar för fullständig inaktivering), medan ett flertal andra virusarter inaktiveras efter ca en timme vid samma temperatur.

I diagrammet (bild 1) redovisas inte avdödningskurvor för fekala indikatororganismer som Escherichia coli (E. coli). Författarna menar att de behandlingsförhållanden som inaktiverar enterovirus och spolmaskägg även kommer att inaktivera fekala indikatorbakterier (dock ej sporbildare). Detsamma gäller även vanligt förekommande protozoer som Giardia lamblia och Cryptosporidium parvum (Feachem et al., 1983; Whitmore & Robinson, 1995).

Driftskrav för hygieniseringsmetoder

Till skillnad från vissa länder i vår omvärld saknar Sverige idag specificerade hygieniserings- och stabiliseringskrav för avloppsslam och organiskt avfall som skall användas i jordbruket. I likhet med många andra länder har vi dock föreskrifter som styr jordbruksanvändningen av avloppsslam (SNFS, 1994). För Sveriges vidkommande innebär detta ett system som grundar sig på försiktighetsprincipen. Försiktighetsprincipen bygger på införandet av restriktioner beträffande avloppsslammets användning för att minimera riskerna för smittspridning (Tullander, 1986).

Som exempel på hygieniseringsregler redovisas i det följande föreskrifter från Danmark, Norge och Tyskland. Danmark intar något av en särställning på området då deras föreskrifter dels redovisar specificerade hygieniseringskrav, dels – utöver att gälla avloppsslam – även omfattar organiskt avfall (t.ex. hushållsavfall). För Norge och Tyskland beskrivs de regler som gäller för avloppsslam som skall användas i jordbruket. Avslutningsvis redovisas aspekter på behandling av kompostprodukter.

Hygienisering av organiskt avfall och avloppsslam i Danmark

Miljø- og Energiministeriet (1995) anger i "Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål" flera avfallsslag som faller under föreskrifterna. Dessa är i korthet:

- Slam och spillvatten samt icke förorenade produktrester från bearbetning av vegetabiliska råvaror samt från mejerier.
- Slam etc. från dammanläggningar.
- Slam etc. från bearbetning av animaliska råvaror inkl. slam från reningsanläggningar på slakterier, fiskerier och foderfabriker.
- Källsorterat, komposterbart avfall (matavfall, kaffesump etc.) från hushåll och privata verksamheter.

- Avloppsslam från kommunala avloppsreningsverk samt privata reningsverk för hushållsspillvatten.

Användningen av avfallsprodukterna kopplas samman med användningsområde och hur avfallet behandlats. Följande behandlingskategorier anges: 1) ingen behandling; 2) stabilisering; 3) kontrollerad kompostering och 4) kontrollerad hygienisering. En kontrollerad hygienisering innebär att samtliga uppräknade avfallsslag kan användas inom jordbruket utan hygieniskt begränsande restriktioner. I det följande beskrivs de metoder som innebär en kontrollerad hygienisering.

- Behandling i reaktor som säkerställer en temperatur på minimum 70°C i en timme, eller motsvarande behandling. Behandlingen skall dokumenteras i form av registrerade temperaturmätningar.
- Behandling genom tillsättande av kalk så att allt material uppnår pH 12 under minst tre månader. Behandlingen skall dokumenteras i form av pH- och tidmätningar som täcker hela avfallsmaterialet.
- Behandling i biogasreaktor vid termofil utrötningstemperatur alt. behandling i separat hygieniseringskärl kombinerat med utrötning i termofil eller mesofil reaktortank med säkrade minsta exponeringstider enligt följande kombinationer (tabell 2):

Tabell 2. Kombinationer av tid och temperatur för att uppfylla det danska kravet på kontrollerad hygienisering vid avfallsbehandling i en termofil biogasprocess eller i en separat hygieniseringstank i kombination med en biogasprocess (efter Miljø- og Energiministeriet, 1995)

Temperatur (°C)	Exponeringstid (h) vid rötning i termofil biogasreaktor	Exponeringstid (h) i separat hygieniseringstank	
		innan eller efter rötning i termofil biogasreaktor	innan eller efter rötning i mesofil biogasreaktor
52,0	10	-	-
53,5	8	-	-
55,0	6	5,5	7,5
60,0	-	2,5	3,5
65,0	-	1,0	1,5

Hygienisering av avloppsslam i Tyskland

I de tyska föreskrifterna om avloppsslam beskrivs respektive hygieniseringsmetod med specifika driftskrav relativt utförligt. I det följande sammanfattas dessa hygieniseringsregler enligt en beskrivning som getts av Strauch (1991).

- **Pastörisering (förpastörisering):** Råslam skall värmas till maximalt 100°C och minst 65°C i minst 30 minuter. Andra möjliga tid-temperaturkombinationer är 70°C i 25 minuter, 75°C i 20 minuter eller 80°C i 10 minuter. 10 minuter får

aldrig underskridas även om temperaturen är högre än 80°C. För att försäkra sig om att alla slampartiklar exponeras tillräckligt tillåts en största partikelstorlek på 5 mm. Exponeringstid och temperatur skall mätas kontinuerligt som kontrollparametrar.

- **Aerob termofil slamstabilisering (våtkompostering):** Processen bör drivas med två reaktorer i serie för att minimera risken för kortslutningsflöden. Den hydrauliska uppehållstiden skall vara minst fem dygn. Följande tid-temperaturkombinationer skall uppfyllas: 50°C i 23 timmar, 55°C i 10 timmar eller 60°C i 4 timmar. Utöver att exponeringstid och temperatur skall mätas kontinuerligt, skall även pH på utgående slam och slamflödet mätas som en kontrollparameter.

- **Aerob termofil slamstabilisering i kombination med anaerob stabilisering:** Det aeroba steget fungerar här som en förpastörisering och detta steg skall drivas vid minst 60°C i 4 timmar eller längre. I det andra, anaeroba steget (rötkammare) skall en driftstemperatur på minst 30°C upprätthållas. Driftskontrollen består av att: a) mäta exponeringstid och temperatur i det första steget; b) temperatur i det andra steget.

- **Kalkbehandling med släckt kalk:** Kalken tillsätts vått slam företrädesvis i uppslammad form. Det initiala pH-värdet efter kalktillsatsen måste överstiga 12,6 och blandningen måste lagras i minst tre månader för användning. Kontrollparametrarna är initial-pH och lagringstid.

- **Kalkbehandling med osläckt kalk:**. Kalken tillsätts avvattnat slam. Det initiala pH-värdet måste vara minst 12,6. Temperaturen i blandningen måste vara 55°C eller högre i minst två timmar. Som driftskontroll används: a) förhållandet mängd inblandad kalk och slammets totala ts-innehåll; b) initialt pH-värde; c) temperaturen två timmar efter kalkinblandningen mätt i minst tre punkter varav en punkt skall vara i en perifer zon.

- **Kompostering av slam i sträng:** Slammet som komposteras tillsammans med strömaterial skall antingen vändas eller förses med syre genom mekanisk tillförsel. Varje del av kompostmaterialet måste utsättas för en lägsta temperatur på 55°C i minst tre veckor. Det initiala vatteninnehållet i kompostmaterialet skall vara 40-60 %. Driftskontrollen består i mätning av: a) ursprunglig vattenhalt i ingående kompostmaterial; b) temperaturen (dagligen) i tre punkter i strängen på olika avstånd från ytan, en punkt skall vara i ytan och en skall vara i centrum; c) komposteringstiden och vändningar (antal, datum).

- **Kompostering av slam i reaktor:** Samma krav på temperaturfördelning gäller som i fallet ovan medan initialt vatteninnehåll inte får överstiga 70 %. Hela materialblandningen måste bli exponerad av temperatur på minst 55°C under en uppehållstid i reaktorn på minst 10 dagar. Materialet måste vidare uppehållas i en "het zon" vid 65°C under minst 48 timmar. Efterkompostering skall fortgå i hög under minst två veckor med vändning. Driftskontrollen av denna process skall bestå av: a) mätning av initial vattenhalt; b) temperaturmätning i tre punkter, en före den "heta zonen", en efter denna samt minst en punkt i periferin; c) registrera lagringstid och vändningar under eftermognaden; registrering av driftsproblem under behandling.

Hygienisering av avloppsslam i Norge

Från och med den 1 januari 1998 skall allt avloppsslam som används på jordbruksmark i Norge vara hygieniserat. Fram till dess gäller hygieniseringskravet att avloppsslammet måste lagras i avvattnat form i minst sex månader varav två månader skall vara sommarmånader. Föreskrifterna är redovisade i "Forskrift om avløpsslam" (Miljøverndepartementet, 1995). Enligt dessa definieras avloppsslam som alla typer av slam som kommer från:

- avloppsreningsverk
- septiktankar/slamavskiljare
- mindre anläggningar och samlingsbehållare för slamavskiljning av avloppsvatten
- andra uppsamlingstankar för obehandlat sanitärt avloppsvatten

Slam från biologiska toaletter eller liknande, sandfång eller industriella reningsanläggningar omfattas inte av definitionen.

De hygieniseringsmetoder som är tillämpbara i Norge redovisas i NORVAR (1995). Metodval respektive driftsanvisningar för dessa grundas på det regelverk som gäller i Tyskland enligt föregående redovisning. I vissa fall anges dock andra driftsparametrar. Bland annat anges tid-temperaturkombinationen 70°C och 30 minuter vid pastörisering. Vid våtkompostering gäller en lägsta hydraulisk uppehållstid på sju dygn samt att en tvåstegsprocess inte är nödvändig (Sæther, pers. medd., 1996). Vidare skall pH-värdet under behandling med osläckt kalk vara 12,5 ± 0,3. Behandling med släckt kalk redovisas inte som en hygieniseringsmetod enligt NORVAR (1995).

Driftskrav vid kompostering

Vissa länder har särskilda nationella regler för produktion av kompostmaterial för trädgårdsbranschen. I Sverige finns inga sådana. Hasselfors Garden, som vid framställande av kompostjord huvudsakligen arbetar med kompostering av trädgårdsavfall har sammanställt några generella riktlinjer vid framställning av kompost. En kompostprodukt anses vara hygieniserad om materialet uppnått en temperatur som överstiger 55°C i minst två veckor. Vidare skall produkten efter behandling vara fri från ogräs (Holmberg, 1993).

Tyskland är ett exempel på land som har vissa specifika föreskrifter för kompostmaterial. Kron (1996) anger att det finns tre tyska standarder: The German Quality Association for Compost, 'Blue Angel' standard och LAGA standard. Den senare ges ut av tyska miljöministeriet och tar upp såväl växt- som djur- och humanpatogenaspekter. Kontrollförfarandet går ut på att olika testorganismer placeras i karakteristiska punkter av komposten. Som testorganism för djur- och humanpatogenkontroll används Salmonella senftenberg 775W. Tre olika tester finns: test av prototyp (två tillfällen) , test vid idrifttagning (två tillfällen) samt test av färdig kompostprodukt (minst en gång per år). Kraven för de tre olika testerna är att inga salmonellabakterier skall kunna påvisas. För växtpatogenkontroll används bland annat tomatfrö och tobaksmosaikvirus som testorganismer (LAGA Merkblatt M10, 1995).

COST 68/681

COST 68/681 är benämningen på en serie europeiska samarbetsprogram rörande behandling och användning av avloppsslam och agrara avfallsprodukter. Det första programmet, COST 68, som startade 1972 omfattade enbart avloppsslam inom områden som standardiserings- och karakteriseringsarbeten. COST 68 kom att följas av ytterligare två program, innan COST 681 startade 1983. Vid starten av COST 681 införlivades också den agrara sidan i arbetet. Arbetet i programmet avslutades 1990. COST 681 kom att innehålla fem arbetsgrupper, varav den tredje (WP 3) arbetade med hygieniska frågor relaterat till behandling och användning av organiskt slam. I gruppens arbete ingick bland annat att standardisera testorganismer och förutsättningar för utvecklingen av patogenreduktion samt att undersöka vilka typer av patogener som finns i organiskt avfall och var de härrör ifrån (Hall et al., 1992).

Det arbete som utfördes i hygieniseringsgruppen har beskrivits av Strauch (1992) och i det följande sammanfattas delar av detta. Utgångspunkten för gruppens arbete var att epidemiologiska riskvärderingar visat att det inte går att bortse från att smitta kan spridas till allmänheten vid utnyttjande av organiska slam. Därför är det viktigt att det finns behandlingstekniker för inaktivering av patogener. Det har visats att spridning av salmonella skett från avloppsvatten och avloppsslam till nötkreatur och vidare via opastöriserad mjölk till människan. En potentiell risk för virusspridning vid användning av organiskt slam finns också. Ett problem är att de uppgifter som finns gällande smittspridning är knapphändiga och egentligen inte indikerar vilka smittspridningsriskerna verkligen är. Befintliga data visar däremot på frågans komplexitet.

Inom arbetsgruppen har en lång rad hygieniseringstekniker diskuterats. Sammanfattningsvis kom gruppen fram till att följande tekniker kan hindra spridningen av patogener i miljön:

- pastörisering (i kombination med stabilisering)
- strålning
- aerob termofil slamstabilisering
- kompostering
- kalkbehandling och kemisk desinfektion
- långtidslagring och torkbäddar
- mikrovågor

När det gäller utnyttjandet av särskilda testorganismer för processkontroll istället för de patogena organismerna redovisas en oenighet mellan olika forskare. Det finns ett behov av att införa indikator- eller testorganismer som kan utnyttjas för att testa hygieniseringstekniker. Inget tyder på att det kan komma att bli en internationell standard på området, även om behovet är stort då Europamarknaden för organiska gödselmedel nu lämnats öppen. Hygieniseringsprocesser bör resultera i en komplett inaktivering av salmonella och spolmask, en 4 $\log_{10}$-reduktion av parvovirus/enterovirus eller en 4 $\log_{10}$-reduktion av fekala streptokocker (Strauch, 1992).

Strauch (1992) avslutar sin redovisning med att peka på kvarstående frågeställningar och problem inför framtiden. Han menar bland annat att många frågor inom området är obesvarade, bland annat frågan om de organiska slammens verkliga

betydelse för spridning av sjukdomar till människa och djur. Idag bygger riktlinjerna enbart på principen att patogenspridning skall hindras, och inte på vetenskapligt baserade fakta. Vidare ser författaren en fara i att de hygieniska frågeställningarna kommer i skymundan för de diskussioner som nu aktualiserats kring riskerna med organiska miljöstörande ämnen i avloppsslam.

CEN TC 223 och 308

Inom den europeiska standardiseringsorganisationen, CEN, arbetar två grupper inom områden som rör användandet av organiska gödselprodukter vid odling. Den tekniska kommittén 223 arbetar med frågor kopplat till jordförbättringsmedel och odlingssubstrat, medan den tekniska kommittén 308 arbetar med avloppsslam.

Inom CEN 223, "Soil improvers and growing media", finns en arbetsgrupp (WG 2) som utreder säkerhetsaspekter i koppling till användning av kompost- och jordförbättringsprodukter. Gruppens arbete har resulterat i ett dokument med arbetsnamnet "Guidelines for the safety of users, the environment and plants" i vilket ett avsnitt specifikt behandlar smittspridning och hygienisk kvalitet. Bland annat redogörs för smittspridningsrisker kopplat till olika patogena organismer, organismers värmeresistens, gällande förordningar samt kriterier för hygienisk säkerhet. Rapporten väntas bli färdig under 1997 (Bohlin, pers. medd., 1996).

CEN 308 består av tre arbetsgrupper (analysmetodik, definitioner, kommande behandlingstekniker). Ingen grupp har gått in djupare på hygieniseringsfrågor, men frågan har väckts i den grupp som arbetar med analys- och provtagningsfrågor. Denna grupp har hittills koncentrerat sitt arbete på växtnäringsämnen och tungmetaller. Behovet av att låta arbetet omfatta organiska ämnen och hygieniska parametrar har påtalats och i dagsläget ser det ut som om organiska ämnen kommer att behandlas i gruppen först. EU:s regelverk behandlar inte hygienfrågor för avloppsslam i någon större utsträckning, utöver att man tar upp att obehandlat avloppsslam får spridas i jordbruket om det brukas ner inom 24 timmar (Palm, pers. medd., 1996).

Om avdödning av mikroorganismer

Avdödning av mikroorganismer kan ske genom fysikalisk, kemisk och/eller biologisk påverkan. Många faktorer har betydelse för avdödningsförloppen. Exempel på kemiska och fysikaliska faktorer är pH-, fettsyra- och enzymnivåer respektive ts- och partikelinnehåll (Havelaar, 1984; Kearney et al., 1993).

De olika behandlingsprincipernas verkan beskrivs kortfattat i det följande.

Fysikalisk påverkan

Värme

Mikroorganismer kan tillväxa inom ett brett temperaturintervall, men tillväxthastigheten mattas av vid temperaturer under eller över den optimala tillväxttemperaturen. Vid temperaturer över den optimala temperaturen kommer strukturförändringar i vissa cellkomponenter (exempelvis proteiner och nukleinsyror) att

leda till döden. Det kan röra sig om förändringar hos vissa enzymer eller kemiska strukturförändringar i till exempel cellmembranet. Värme driver också ut vatten ur cellen. Eftersom alla organismer är beroende av vatten kan även detta leda till celldöd (Alcamo, 1987).

Fuktig värme penetrerar material fortare än torr värme eftersom vatten leder värme bättre än luft. Detta gör att lägre temperaturer och kortare uppehållstider kan användas än vid torr värme. Den fuktiga värmen denaturerar proteinerna i mikroorganismen, vilket bland annat innebär att de bindningar som håller ihop proteinet i en tredimensionell struktur bryts och proteinet antar en tvådimensionell struktur istället, varvid det koagulerar och förlorar sin funktion. Koagulering och denaturering av protein kräver mindre energi än oxidation. Vid autoklavering utnyttjas principen med fuktig värme (Alcamo, 1987).

Fuktig värme orsakar förändringar i proteinerna genom oxidationsreaktioner och torkar ut cellerna, vilket så småningom leder till döden. Organiskt material kan skydda mikroorganismerna mot värmen och bör därför om möjligt avlägsnas innan behandlingen (Alcamo, 1987).

Bestrålning

Mikroorganismer är känsliga för ultraviolett (UV) strålning inom det kortvågiga området (UV-C). När mikroorganismer utsätts för UV-ljus absorberar cellulärt DNA strålningsenergin. Närliggande tyminmolekyler kopplas då samman, vilket blockerar den normala replikationen av DNA. Dessutom störs proteinsyntesen vilket sammantaget ger en inaktivering av mikroorganismerna (Alcamo, 1987). Den bästa avdödningseffekten för E. colibakterier och DNA sammanfaller vid våglängden 265 nanometer (Philips, 1992).

Gammastrålning har en våglängd som är kortare än UV-ljus och är därför mer energirik. När gammastrålning passerar genom mikroorganismer slår den ut elektroner ur banorna kring atomkärnan och det kommer att bildas joner. Av detta skäl kallas gammastrålning *joniserande strålning*. Jonerna attraheras av varandra och det kan bildas jonföreningar som orsakar kemiska förändringar i cellen eller förändrar cellstrukturen. Det kan också bildas för cellen giftiga ämnen som t.ex. peroxider (Norén, 1970; Alcamo, 1987).

Kemisk påverkan

Ett stort antal substanser med olika kemisk natur och varierande verkningssätt kan användas för att bekämpa oönskade mikroorganismer. En del åstadkommer skador på cellstrukturen, medan andra påverkar cellernas metaboliska aktivitet (Norén, 1970).

Påverkan på cellstrukturer

Olika strukturkomponenter hos cellen kan förstöras av antimikrobiella ämnen. Plasmamembranen är särskilt känslig för bland annat fenol- och klorföreningar samt ytspänningsnedsättande ämnen. De skador som uppstår på plasmamembranen förändrar dess genomsläpplighet, vilket kan leda till att livsviktiga cell-

substanser, som till exempel aminosyror, kan läcka ut. Dessa förluster gör att cellen dör (Norén, 1970; Alcamo, 1987).

Fenolföreningar i höga koncentrationer, liksom alkohol, skadar inte bara plasmamembranen, utan denaturerar även cellproteinerna. Denna verkan har även formaldehyd och vissa oxiderande ämnen som väteperoxid. Med dessa ämnen sker därför även en inaktivering av enzymer. Klorföreningarnas verkan hänger samman med att de i vatten övergår till underklorsyra, HClO, som har en starkt oxiderande effekt och ger en destruktion av cellulära komponenter.

En faktor som påverkar alla mikroorganismer är det syra/basförhållande som råder i omgivande vätska. Flertalet bakterier har tillväxtoptimum vid pH 6,5-7,5. Åtskilliga, men långt ifrån alla, visar också en avsevärd tolerans gentemot variationer i yttermediets pH. Även om det finns bakterier som klarar extrema pH-värden (ca 2 eller 9) kommer de flesta bakterier att ta skada till följd av denaturering och koagulering vid pH-nivåer som ligger utanför det neutrala. I en sur miljö orsakas detta av vätejonerna (H^+), vilka tillhör de starkaste koagulanterna (Frobisher, 1968).

Hämning av cellmetabolismen

Många ämnen inaktiverar cellulära enzym. En del av dessa verkar ospecifikt på ett flertal olika enzym och är giftiga för alla celler. Till dessa ämnen hör tungmetaller. Vissa ämnen verkar mer specifikt på bestämda enzym eller enzymsystem i cellen. Andra ämnen kan likna intermediära nedbrytningsprodukter som bildas vid cellens biosyntesprocesser och kan därigenom blockera eller störa syntesernas normala reaktionskedja (Norén, 1970).

Biologisk påverkan

De smittämnen vars inaktivering beskrivs i denna rapport har i regel sin naturliga förekomst i mag-tarmkanalen, det vill säga de är anpassade till kroppstemperatur och riklig tillgång på näring. I naturens ekosystem är bakterier ofta utsatta för stress dels genom att den kemisk-fysikaliska miljön varierar, dels genom konkurrens om näringsämnen. Detta innebär att tillväxt och överlevnad påverkas. Så kan till exempel olika enterobakterier som E. coli, Salmonella och Campylobacter övergå i en viabel, men icke odlingsbar form som ett sätt att överleva i jord- eller vattenmiljö (Xu et al., 1982; Roszak et al., 1984; Rollins & Colwell, 1986).

Det kan således vara svårt att bedöma om en biologisk behandling verkligen innebär avdödning. De icke odlingsbara formerna kan enbart påvisas genom molekylärbiologiska eller immunologiska metoder. Sådana metoder finns inte redovisade för de hygieniseringstekniker som redovisas i denna rapport. Om Salmonellabakterier i icke odlingsbar form kommer in i ett djurs tarmkanal kan de åter bli påvisbara med konventionell teknik (Foster och Spector, 1995). Fenomenet med icke odlingsbara former har också påvisats i rötningsförsök vid 35°C där E. coli, S. typhimurium, Y. enteroclitica, L. monocytogenes och C. jejuni övergick i sådant stadium (Kearney et al., 1994).

Utöver denna fysiologiska stress är bakterier utsatta för predation av andra mikroorganismer. I aktivslamprocessen konsumeras t.ex. en stor mängd bakterier av olika protozoer. Därigenom kan också antalet patogener reduceras samtidigt som en del överlever i protozoerna (Barker och Brown, 1994).

Fysikaliska behandlingsmetoder

I detta kapitel beskrivs dels värmebehandlingsmetoder som pastörisering, termisk torkning och mikrovågsbehandling, dels andra fysikaliska metoder som bestrålning och frysning/tining att tas upp. När det gäller värmebehandling gäller det generella utformningskravet att allt material måste utsättas för den erforderliga temperaturen under en specifik exponeringstid. Förbränning är en fysikalisk behandlingsmetod som ibland tillämpas vid fullständig destruktion av smittat material. Detta förfarande behandlas dock inte i denna rapport.

Pastörisering

Värmebehandling är en vanlig metod för att reducera antalet mikroorganismer. När värmebehandlingen reducerar merparten av mikroorganismerna i materialet används benämningen pastörisering. Om alla mikroorganismer avdödas är det, oberoende av process, fråga om sterilisering.

Avdödningen är beroende av exponeringstid och temperatur (se avsnitt "Mikroorganismers värmeresistens"). Låg temperatur och hög exponeringstid är (inom vissa gränser) lika effektivt som hög temperatur och kort exponeringstid (Waagner Nielsen & Ullum, 1989).

Begreppet "pastörisering" är inte knutet till ett specifikt behandlingsförlopp gällande temperatur och exponeringstid. Det finns istället ett flertal rekommendationer för avloppsslam och organiskt avfall vilket visar att begreppet kan ha en varierande innebörd. Strauch (1991) anger följande tid/temperatursamband för pastörisering av avloppsslam enligt de tyska slamföreskrifterna: 70°C/25 minuter, 75°C/20 minuter eller 80°C/10 minuter, med en minsta rekommenderade temperatur på 65°C under 30 minuters exponeringstid. I Danmark är behandlingskravet 70°C och en timme eller motsvarande (Bendixen et al., 1995a), vilket ger friheten att hålla en lägre temperatur om exponeringstiden förlängs. Carrington och Strauch (1992) nämner kombinationen 70°C och 30 minuter, och konstaterar att det är gott och väl tillräckligt vid en jämförelse med försök i laboratorium. De motiverar också, enligt följande punktsatser, varför man inte bör minska behandlingstiden ytterligare.

- Det är nödvändigt med en säkerhetsmarginal på grund av eventuella skaleffekter.
- Det höga innehållet av organiskt material i slam kan skydda patogenerna från värmen. Detta gäller särskilt vid klumpar i materialet, som det tar tid för värmen att tränga in i.
- Experiment har visat att vid temperaturer under 60°C och exponeringstiden en timme sker ingen avdödning av salmonella. Fullständig avdödning av salmonella sker däremot vid 70°C och 30 minuter.

Pastörisering används också inom livsmedelsindustrin som ett sätt att öka hållbarheten på till exempel mejeriprodukter. Exponeringstiderna är här generellt kortare än de tider som används vid slambehandling. Så kallad HTST-pastörisering, som används för pastörisering av mjölk till ostframställning och dryck, använder sig av

temperaturen 72°C under 15 sekunder. Ca 2 $\log_{10}$-enheter av mikroorganismerna avdödas under denna behandling (Waagner Nielsen & Ullum, 1989).

Pastörisering av organiskt avfall eller avloppsslam används ofta i kombination med en biologisk stabilisering, i många fall anaerob behandling. I Schweiz pastöriserades tidigare avloppsslam efter det anaeroba steget ("postpastörisering"). Det uppstod redan 1973-74 misstankar om att detta inte var tillräckligt för att hygienisera slammet. Universitetet i Zürich visade snart att återväxten av bakterier efter pastöriseringen kunde bli explosionsartad. Återväxten kunde bland annat förklaras av kontaminering under den efterföljande lagringen. Det föreföll som om värmebehandlingen ändrade slamstrukturen så att det uppkom en bättre livsmiljö för patogenerna. Man kom snabbt underfund med att pastörisering före den biologiska stabiliseringen var effektivare ("prepastörisering"). Den balanserade mikroorganismflora som är i rötkammaren gör det pastöriserade slammet motståndskraftigt när det gäller återväxt av patogena bakterier. Sammantaget ger prepastörisering både bättre förutsättningar för en god nedbrytningsprocess och ett skydd mot återväxt av patogena organismer(Clements, 1982; Haug, 1993).

Patogenavdödning

Spolmaskägg är relativt resistenta mot värme. Carrington (1985) har i en studie visat att spolmaskägg som har värmebehandlats vid minst 55°C i ca två timmar har förlorat sin viabilitet. Pastörisering vid temperaturer under 47°C i tre timmar påverkade inte viabiliteten hos äggen. Eftersom spolmask är så motståndskraftig är den en lämplig indikator för andra parasiter som till exempel Taenia.

Clements (1982) undersökningar av hur pastörisering påverkar enterobakterier, vilka användes som indikatororganismer för Salmonella och koliformer. Innehållet av enterobakterier sjönk från 10^7 bakterier/g till 0,1-1 bakterier/g. I merparten av proverna kunde salmonella påvisas i råslammet, men inte i det pastöriserade slammet.

Bendixen et al. (1995a) beskriver en metod där fekala streptokocker används som testorganism vid biogasanläggningar (FS-metoden). FS-metoden kan dels användas för att mäta pastöriseringskärlets hygieniseringseffekt, dels att bedöma hela anläggningens hygieniseringskapacitet. En reduktion på 4 $\log_{10}$-enheter anses ge en godtagbar reduktion av ett flertal patogena mikroorganismer. FS-metoden kan bara användas om biogasanläggningen använder gödsel eller avfall som är fekalt förorenat. I Bendixen et al. (1995b) redovisas tester med fekala streptokocker i en blandning av hushållsavfall och gödsel vid pastörisering (70°C i en timme) vid en biogasanläggning. Reduktionen låg på 5-7 $\log_{10}$-enheter i flera upprepade delförsök.

I Bendixen et al. (1995b) beskrivs laboratoriestudier med två olika virusarter, porcint parvovirus (PPV) och klassisk svinpestvirus (SPV). Försöken gjordes vid en rad olika temperaturer kärl om 100 ml. I försöken användes gödsel respektive rötrest som substrat. Studierna visade att PPV kräver 1,5 timmes exponeringstid vid 70°C för en 4 $\log_{10}$-reduktion. För SPV var erforderlig behandling 70°C i 11 minuter.

I övrigt hänvisas till kapitlet "Mikroorganismers värmeresistens".

Processbeskrivning

Vid pastörisering av avfall avses normalt värmebehandling vid 70°C under minst 30 minuter. Vid pastörisering före rötning av slam får man ett slam som både är hygieniserat och stabiliserat. Dessutom fungerar rötningen bättre. För ett fettrikt avfall är det en stor fördel med värmebehandling eftersom rötningsresultatet förbättras (Edström et al., 1995).

För att få en god reduktion av patogener är det viktigt att ta hänsyn till följande (NORVAR, 1991; Strauch, 1991; Albihn, pers. medd., 1996):

- Det krävs god omblandning så att värmefördelningen i slammet blir så jämn som möjligt.
- Det får inte finnas möjligheter för obehandlat slam att komma i kontakt med redan behandlat slam.
- Materialet bör sönderdelas så att partikelstorleken inte överstiger 5 mm (på kortaste ledden, enligt Bendixen et al. (1995a). Strauch (1991) nämner också måttet 5 mm utan att gå in närmare på hur det skall mätas.
- Temperaturen och exponeringstiden bör registreras och användas som en kontrollparameter som även styr processen. Otillräckligt behandlat material skall inte kunna passera anläggningen okontrollerat.

Uppvärmningen av avfallet kan ske på ett flertal olika sätt; värmeväxling mot varmvatten eller slam, inblåsning av ånga med lågt tryck eller med hjälp av gasbrännare. Gasen från rötningen bör utnyttjas som energikälla så långt det är möjligt. För att erhålla en god energiekonomi är det vanligt att uppvärmningen sker med hjälp av värmeväxlare, vilket bland annat sker i Norge, Sverige och Danmark (NORVAR, 1991; Edström, pers. medd., 1996; Energistyrelsen, 1995). I avsnittet "Pastörisering i kombination med anaerob behandling" visas en principskiss på ett kombinationssystem med stegvis värmeväxling.

Själva pastöriseringsmomentet kan utföras som satsvis eller kontinuerlig behandling. Satsvis behandling kan genomföras i en eller flera parallella pastöriseringskärl. Vid utnyttjandet av två eller flera pastöriseringskärl kan ingående materialflöde vara kontinuerligt medan uppehållstiden garanteras i minst en av kärlen. Vid kontinuerlig pastörisering, som sker i isolerade tuber, med eller utan värmeväxling, skall det vara pluggflöde. I sådana lösningar anpassas tubernas längd och dimension samt materialflödet så att rätt exponeringstiden erhålls. De gödsel- och avfallsbaserade anläggningarna i Helsingborg och Laholm har pastöriseringssteg enligt denna princip (Reuterswärd-Wengström, pers. medd., 1996; Fridh, pers. medd., 1996).

Driftserfarenheter

I Bendixen et al. (1995a) beskrivs driftserfarenheter gällande pastörisering vid danska biogasanläggningar. Ett flertal av dessa anläggningar använder för- eller efterpastörisering som hygienisering. För Sinding-Ørres biogasanläggning använder en förvärmare för gödseln där god reduktion har uppnåtts vid 57°C. Dock påvisades ofta Salmonella i denna del av anläggningen. Några anläggningar har rapporterat om problem med att få hygieniseringstankarna att fungera. På biogasanläggningen i Lemvig finns det efterhygieniseringskanaler med en temperatur

på ca 51-52°C där avfallet passerar på 24 timmar. Detta fungerade bra i ungefär ett år efter uppstart, men därefter bildades det så kraftiga avlagringar att man var tvungen att ta dem ur drift. Istället infördes en förhygienisering som gav en 2-3 $\log_{10}$-reduktion med avseende på FS-innehållet.

Det har rapporterats om problem med att fibrer i slammet fäster på omrörarna i satsvisa pastöriseringstankar. Detta löses enklast med en sil eller kvarn innan pastöriseringsenheten, så att partikelstorleken inte överstiger 5 mm (NORVAR, 1996). Vid Laholms biogasanläggning (kontinuerlig pastörisering) har man haft problem med att värmeväxlarna sätter igen. För att komma till rätta med problemet upprättas speciella spol/underhållsrutiner (Reuterswärd-Wengström, pers. medd., 1996).

Slammet som pastöriserats och sedan rötats kommer att ha ungefär samma närings-, tungmetall- och organiskt innehåll som ett slam som bara har rötats, men det kommer därtill att vara hygieniserat. Avvattningsegenskaperna är goda. Det är viktigt att tankar, lagringssilos och avvattningsutrustning rengörs ordentligt, annars ökar risken för rekontaminering. I Fredriksstadsanläggningen, Norge tog det över ett år innan det utgående slammet klarade gränsvärdena på grund av återväxt efter behandling (NORVAR, 1991).

Det uppvärmda slammet kommer att avge lukt när pastöriseringstankarna ventileras. De olägenheter detta kan föra med sig löses enklast genom att ventilationsluften får passera ett luftfilter. Det kan också förekomma viss lukt från slamlagringstanken på grund av gasavgång (NORVAR, 1995).

I stora anläggningar (mer än 100 000 pe) är det ofta nödvändigt att ha en kontinuerlig pastöriseringsprocess. På mindre anläggningar produceras det i allmänhet inte så mycket slam att det kan gå kontinuerligt genom pastöriseringen. Eftersom det är lämpligt att mata rötkammaren så jämnt som möjligt över dygnet bör man inte låta pastöriseringen gå en del av dygnet för att sedan låta den stå under resten. Dessutom finns det risk för att slam bränner fast på värmeväxlarna vid stillestånd. Vid diskontinuerlig drift och under den tid då det inte tillförs något nytt slam i systemet bör slammet därför pumpas runt över de två varmaste värmeväxlarna (NORVAR, 1991)

Det bör finnas möjlighet att göra rent värmeväxlarna i syrabad, så att det inte bildas beläggningar, vilka minskar värmeöverföringen. Driftserfarenheter från FOA-anläggningen i Fredriksstad, Norge (NORVAR, 1991) visar dock på att det kan vara tillräckligt att rengöra med varmt vatten (ca 85°C).

Mikrovågsbehandling

Mikrovågor kan användas i syfte att värma upp olika material och kan därför vara ett sätt att pastörisera biologiskt avfall. De stora fördelarna är en mycket snabb uppvärmning och möjligheten att konstruera mobila anläggningar för mikrovågsbehandling.

Patogenavdödning med mikrovågor

Effekten på mikroorganismerna i substratet beror dels på egenskaperna hos substratet (till exempel pH och vattenhalt), dels på yttre faktorer som temperatur, frekvens och intensitet hos strålningen. Dessutom inverkar den fysikaliska och kemiska sammansättningen hos mikroorganismerna, samt deras antal (Niederwöhrmeier et al., 1985).

Vid experiment (Niederwöhrmeier et al., 1985; Böhm et al., 1988) har en mikrovågskälla med 1 kW och 2 450 MHz använts. Experiment (Niederwöhrmeier et al., 1985) med flytgödsel med en ts-halt på 1,21-1,98 % visade att en uppehållstid på 7,04 sekunder och en erhållen temperatur på 69°C var tillräckligt för att salmonella inte längre skulle kunna påvisas. Redan vid temperaturen 54°C var reduktionen av salmonella påtaglig.

Böhm et al. (1988) undersökte rötat slam med en ts-halt på ca 4 %. Inaktivering av Salmonella senftenberg var möjlig vid temperaturer på 65-70°C och en uppehållstid på ca en sekund. Spolmaskägg inaktiverades vid något lägre temperaturer och det fanns inga viabla ägg vid temperaturer över 65°C. Resultaten tyder också på att poliovirus A 1 inaktiverades vid dessa temperaturer.

Termisk torkning

Termisk torkning är en relativt vanlig industriell process som bland annat tillämpas inom livsmedels- och skogsindustrin. Det huvudsakliga motivet för torkningsprocessen torde vara den volym- och viktreduktion som erhålls. Detta gäller även vid exempelvis avloppsreningsverk. Vid större anläggningar är det vanligt att det organiska materialet i avloppsslammet först reduceras genom en biologisk behandlingsmetod. Vid rötning kan den utvunna rötgasen användas som energikälla för torkningen. Kombinationen rötning/termisk torkning ger därmed ett slam som är stabiliserat och hygieniserat samtidigt som det har ett högt ts-innehåll. I bild 2 illustreras en typanläggning för torkning av avloppsslam.

Patogenreduktion

Få undersökningsresultat finns redovisade över de hygieniska effekterna av torkning. Cristiani (1988) menar att termiskt torkat material är fritt från patogena mikroorganismer på grund av den höga temperaturen. Samma författare redovisar data för ett avloppsslam som torkats. Materialet var helt fritt från Salmonella, fekala streptokocker, kolibakterier och enterokocker. Ingen processbeskrivning ges i samband med denna redovisning.

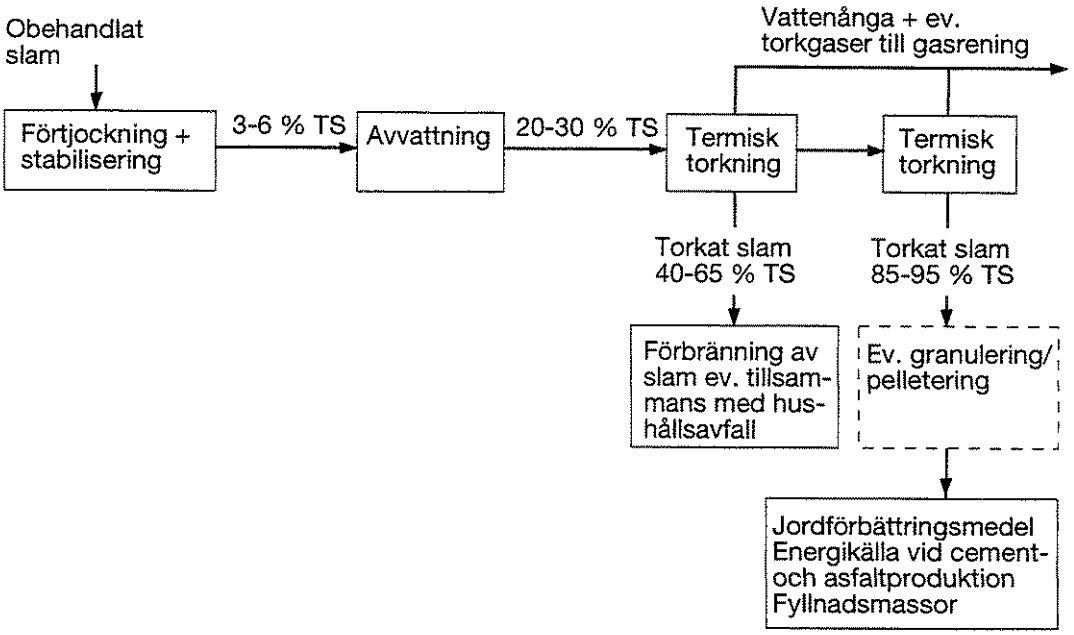

Bild 2. Principskiss för anläggning med termisk torkning av avloppsslam (efter NORVAR, 1995).

Processbeskrivning

Vid termisk torkning drivs en del av vattnet i materialet ut genom förångning, vilket ger ett slam med ett ts-innehåll på 85-90 %. Ett slam med en ts-halt över 85 % har ett relativt gott skydd mot förnyad kontaminering och kan därför lagras (NORVAR, 1991).

Det finns tre processvarianter:

- direkttorkning
- indirekt torkning
- värmestrålning

Direkttorkning (bild 3) innebär att varm luft, vattenånga eller förbränningsgaser kommer i kontakt med materialet, vilket gör att det värms upp och en del av vattnet avgår. Det förångade vattnet förs sedan bort med den varma gasen. Metoden innebär att en hel del stoft och illaluktande ämnen från materialet följer med ut, och det krävs därför att detta renas innan utsläpp till atmosfären. Denna processvariant ger mycket större gasvolymer än övriga torkartyper.

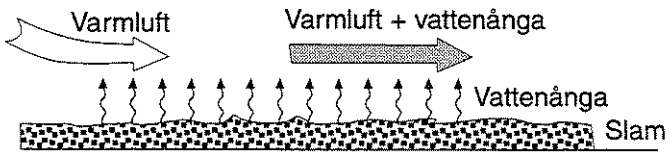

Bild 3. Principskiss över direkttorkning (efter NORVAR, 1991).

Direkt torkning av avloppsslam tillämpas vid Himmerfjärdsverket i Grödinge (Södertälje). Torkningen, som bygger på industriell teknik utvecklad för skogsindustrin, utförs i en roterande trumma. Uppvärmningen sker med rökgaser från en gaspanna som matas med biogas från avloppsreningsverkets rötkammare. En temperatur på upp till 400°C kan därmed erhållas i trumman. Den vattenmättade luften från trumman leds via en cyklon för avskiljning av stoft till en värmeväxlare (kondensor) och vidare till en våtskrubber. Från värmeväxlaren erhålls ett vatten med en temperatur på 70-75°C. Torkprocessen ger ett slam (ca 90 % ts) i form av granuler med en storlek på ca 5 mm (Österman, pers. medd., 1996).

Indirekt torkning (bild 4) innebär att slammaterialet värms av en varm yta. Ytan kan värmas med hetolja eller ånga från en panna. Vattenånga kommer att avgå från slammet och kan föras bort för rening. Mängden gas som kommer att behöva renas blir mindre i jämförelse med direkttorkningen. Problemet är att det avvattnade slammet kan klibba fast mot värmeväxlaren. Detta kan lösas genom att en del av det torkade materialet recirkuleras.

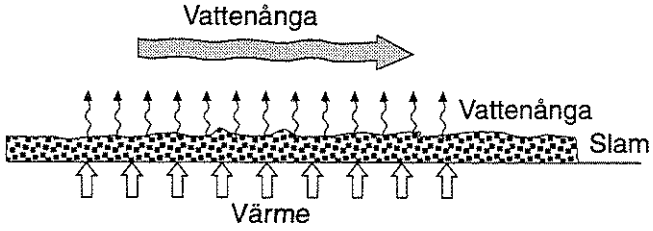

Bild 4. Principskiss över indirekt torkning (efter NORVAR, 1991).

Ett mellanting till de två redovisade torkarna är de så kallade ångtorkarna. I dessa värms materialet av överhettad ånga. Det är således fråga om direkttorkning processmässigt, men ur värmeekonomi- och miljösynpunkt är ångtorkarna mer jämförbara med de indirekta torkarna. Värmeåtervinning är relativt enkelt ur teknisk synvinkel (Balmér, 1988).

Den tredje typen av torkning sker genom värmestrålning som exempelvis kan genereras med infraröda lampor. Gasreningen blir i detta fall relativt enkel eftersom det inte blandas någon torkningsluft med vattenångan.

De parametrar som måste beaktas vid dimensioneringen är (NORVAR, 1991):

- medelproduktion och produktionsvariationer i slam-/avfallsproduktionen
- ts-halt efter avvattning
- det ingående slammets/avfallets temperatur
- ts-halt i slutprodukten
- kontinuerlig eller diskontinuerlig process
- typ av slam/avfall
- framtida slam-/avfallsproduktion

Driftserfarenheter

Ett vanligt problem vid de anläggningar som använder sig av termisk torkning är korrosion. Detta kan ha sin grund i användandet av järnklorid som fällningsmedel. Vid en kalktillsats på ca 10 % har problemen reducerats. Dessutom blir ett kalkblandat avloppsslam lättare att torka eftersom det blir lösare och grynigare (NORVAR, 1995).

Vid Himmerfjärdsverket i Södertälje har man efter två års drift övervägande goda driftserfarenheter av slamtorkningen. Processlösningen ger vid normal drift inga stoft- eller luktemissioner, och hela anläggningen är utformad med sluten undertrycksventilation. Utanför själva torkanläggningen har man dock haft problem med korrosion på anläggningskomponenter som skruvtransportörer. Detta visar på att materialvalet är en viktig aspekt vid uppbyggnaden av systemet (Österman, pers. medd., 1996).

Ett fettinnehållande slam kan orsaka kolbeläggningar på värmeväxlarna. Det är lämpligt att stabilisera ett sådant slam innan torkningen. Lukt- och stoftproblem löses enklast genom att man har ett slutet system med ett visst undertryck. Det torkade slammet kan självantända om det är för varmt, vilket gör att det är viktigt att man har en snabb avkylning. Det finns också risk för stoftexplosion (NORVAR, 1995).

Det torkade slammet suger lätt åt sig vatten, vilket gör att det bör lagras under tak. Detta minskar risken för återväxt i substratet. Det torkade slammet är lätt att sprida på åkrar och andra marker (NORVAR, 1995)

Energi

Eftersom processen kommer att drivas vid temperaturer kring 100°C krävs högvärdig energi. Energibehovet kan uttryckas som den energi som åtgår till uppvärmning av organiskt material och ingående vatten samt förångning av vattnet. Dessutom tillkommer strålningsförluster och den energi som åtgår för att driva pumpar med mera. I bild 5 redovisas den energi som krävs för att förånga vatten i slam vid olika ts-halter. Cristiani (1988) anger ett värmeenergibehov på 860-1 000 kcal för förångning av ett kg vatten vid termisk torkning av slam. Variationerna i energibehov beror på önskad ts-halt efter behandlingen och hur mycket organiskt material det finns i slammet.

Då energiåtgången är stor för torkningen är värmeåtervinning en central fråga. Förångningsvärmen står för ca 75 % av energiåtgången. Med värmeåtervinning kan 50-80 % återvinnas i form av varmt vatten (NORVAR, 1991). I Balmér (1988) beskrivs ett fall av värmeåtervinning där den bortdrivna ångan via en värmeväxlare ger ett varmvatten på 80°C och ett kondensvatten på 70°C. Under detta återvinningssteg beräknas förlusterna till ca 10 %.

Kostnader

Cristiani (1988) anger en kostnad på 1 500 000 lire per ton torrt slam. Slammet har efter behandlingen ett vatteninnehåll på 15 % eller mindre. Energistyrelsen (1995) beskriver ett danskt system där avvattnat slam med 20 % ts torkas till 95 % ts. Kostnaderna ligger här på 199 DKK per ton avvattnat slam.

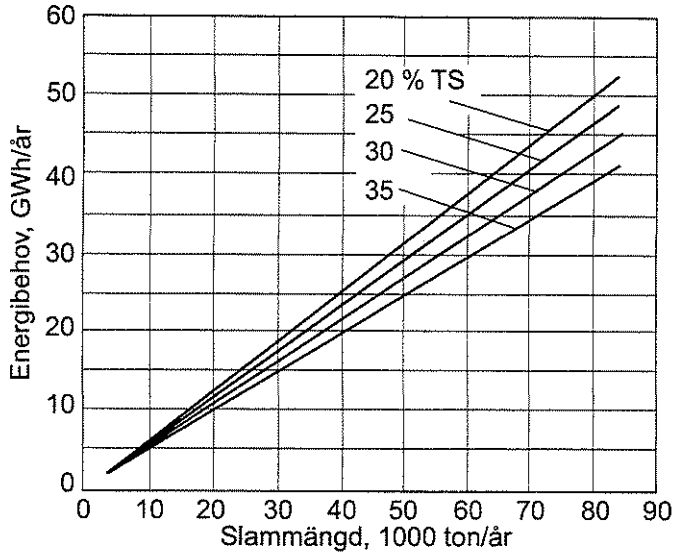

Bild 5. Teoretiskt energibehov som funktion av slammängd och ursprunglig ts-halt i slammet. Ingen hänsyn har tagits till värmeåtervinning (efter NORVAR, 1991).

Bestrålning

UV-bestrålning är i huvudsak en metod för desinfektion av dricksvatten, även om andra tillämpningar finns. Vid hygienisering av slam eller fast avfall kan joniserande strålning användas.

Patogenavdödning

UV-bestrålning

Avdödningen av mikroorganismer vid UV-bestrålning är beroende av dosen (J/m^2) och en hastighetskonstant som är unik för olika organismer. Den omgivande miljön påverkar avdödningen, och exempelvis kan vatten absorbera en del av den effektiva strålningen beroende på vattnets innehåll. Järnjoner är kända för att hindra strålningen. Detsamma gäller andra partiklar som orsakar grumlighet, som humus, lerpartiklar etc. (Philips, 1992; Guzikowski & Stenström, 1996).

Bakterier och virus har höga hastighetskonstanter och avdödas därmed enkelt vid låga strålningsdoser. Sporbildare och protozoer (cystor) kräver däremot höga doser och är därmed svåra att avdöda med UV-ljus (Philips, 1992). Avloppssystemet Aquatron, där toalettavloppsvatten passerar en cyklon för avskiljning av fast material och därefter UV-bestrålas, har testats vad gäller avdödningen av koliforma bakterier. Tillverkaren meddelar att man genom en analys kunnat visa att systemet ger en reduktion på 8 $\log_{10}$-enheter (Åkesson, pers. medd., 1996).

Joniserande bestrålning

Den förändring av bakteriers cellstruktur som sker vid bestrålning beror dels på direkt påverkan från partiklarna, dels på indirekt påverkan från joniseringsprodukter i vattnet. Förändringarna sker slumpartat, vanligen i de mer känsliga delarna i cellen som cellkärnan och DNA-kedjorna. Dessutom störs celldelningsmekanismerna.

Tabell 3. Strålningskänslighet hos bakterier (Alexandre, 1982).

Mikroorganism	D_{10} (krad)	D_L (krad)
Koliformer	100/300	1 800
E. coli	6/13	40/200
B. subtilis	100/170	2 000
Streptococcus fecalis	98/100	500/700
Mycobact. smegmatis	70/80	2 000
Mycobact. BCG	165	1 200/1 800
Salmonella paratyphi		50
Salmonella typhimurium	11	100/160
Shigella sonnei		50
Enterobacter	8	80
Klebsiella pneumoniae	10	130
Klebsiella ozonae	9,5	118
Klebsiella oxytoca	5	47

Strålningskänsligheten hos bakterier varierar kraftigt och beror också på vatteninnehållet i slammet (tabell 4).

Strålningskänsligheten hos en parasit beror främst på vilket utvecklingsstadium den befinner sig. Parasiter av hankön tycks vara känsligare än de av honkön. Bestrålade ägg kan ibland nå larvstadiet, men har som larver oftast förlorat sin infektivitet. Som vuxna klara de inte av att fortplanta sig. En dos på 100-150 krad förefaller tillräcklig för att inaktivera parasitägg. Strålning reducerar på samma sätt infektiviteten hos protozoer (Alexandre, 1982). I tabell 5 redovisas erforderliga strålningsdoser för parasiter och protozoer.

Vid strålning av virus med bara en DNA-kedja beror infektivitetsförlusten oftast på skador på denna, till exempel kedjebrott. Virus med dubbel DNA-kedja måste få skador på *båda* kedjorna för att inaktiveras. I de fall bara en av kedjorna skadas kommer det endast att påverka virusets mognad. Motståndskraften hos dessa virus är vanligen 10-20 gånger större än hos de virus som bara har en kedja. Strålningen kan också verka på höljet, men med mindre allvarliga konsekvenser. En tredjedel av infektivitetsförlusten beror på proteinskador (det vill säga viruset kan inte "binda till" värdcellen.)

Tabell 4. Strålningskänsligheten hos bakterier samt hur erforderlig strålningsdos varierar med vatteninnehållet i avloppsslam (Alexandre, 1982).

Mikroorganism	ts-halt 2-10%	ts-halt 40%	ts-halt 90%
Koliformer	20-30	20-30	15-350
Salmonella	25-50	30	35-80
Fekala streptokocker	120-150	120-150	70-360

Tabell 5. Erforderliga strålningsdoser för parasiter och protozoer (Alexandre, 1982).

Mikroorganism	Dos	Effekt
Protozoer	<200 krad	förstör rörliga former av protozoer
Schistosoma	<500 krad	förstör cystor
Spolmask	1 Mrad	effektivt mot embryon i filterkaka och kompost
	1,8 Mrad	inte alltid tillräckligt för att inaktivera alla utvecklingsstadier hos parasitäggen
	100 krad	reducerar infektiviteten med upp till 99,5% i slam

Eftersom virus är så små och har en relativt enkel kemisk uppbyggnad är de mer motståndskraftiga mot strålning än bakterier och parasiter. Det är därför omöjligt att fastställa en strålningsdos för virus utgående från strålningsdoser för bakterier. Å andra sidan är de doser som krävs för att inaktivera virus tillräckliga för att inaktivera även bakterier (Alexandre, 1982). I tabell 6 redovisas erforderliga strålningsdoser för virus.

Tabell 6. Strålningskänslighet hos virus (Alexandre, 1982).

Mikroorganism	D_{10} (krad)	D_{37} (krad)	D_L (krad)
Colifag T_3	3	16	74
Poliovirus		340	
Poliovirus Sabin	400/450		
Vaccinea		88	
Adenovirus typ 5		70	

Processbeskrivning

UV-bestrålning

Vid desinfektion med UV-strålning används ofta kvicksilverlampor som utsänder ljus i våglängdsområdet runt 254 nanometer. Även olika former av lysrör kan användas. Som tidigare nämnts måste substratet har låg färgstyrka och grumlighet vilket gjort att tekniken är vanlig på vattenverk. UV-tekniken har funnits länge i Sverige och idag utnyttjas UV-bestrålning vid ca 250 allmänna och mindre, privata anläggningar. Utomlands finns det mycket stora anläggningar desinficerar med UV. Vattnet måste ledas förbi UV-lamporna i ett tunt skikt eftersom vattnet annars absorberar för mycket av strålningen. Detta är alltså inte en metod som kan användas vid behandling av obehandlat, grumligt avloppsvatten eller slam (Philips, 1992; Alcamo, 1987; Guzikowski & Stenström, 1996).

Joniserande bestrålning

Det finns två olika sorters joniserande strålning som används vid desinfektionsprocesser:

- β-strålning (accelererade elektroner, direktjoniserande strålning)
- γ-strålning (strålning från radionukleider till exempel ^{60}Co och ^{137}Cs, indirekt joniserande strålning)

Elektroner och γ-fotoner verkar direkt på material (primärstrålning), men det kan också ske en växelverkan med det bestrålade materialet, vilket kan ge upphov till sekundära effekter i form av utsändande av strålning med en lägre energi. Strålningsdosen definieras som den totala mängden energi som genom joniserande strålning har tillförts ett medium. Tidigare användes enheten rad, medan man idag mest använder enheten Gray (Gy):

1 Gray= 1J/kg (= 100 rad)

Vid bestrålning av mikroorganismer används två begrepp:

- letal dos L_D (den dos vid vilken alla mikroorganismer dör eller inaktiveras)
- D_{10} (den dos där antalet viabla organismer i mediet reduceras med 90 %, det vill säga 10 % är fortfarande aktiva)

Strålningskänsligheten hos mikroorganismer beror på det biokemiska och fysiologiska tillståndet hos cellen när den utsätts för strålning. Känsligheten varierar från art till art och det finns också skillnader inom arterna. Steriliseringsdosen (baserad på en inaktiveringsfaktor på 10^8) varierar normalt mellan 0,5 kGy (vegetativa bakterier) och 40 kGy (vissa djurvirus). Mycket tåliga mot strålning är till exempel mul- och klövsjukevirus (50 kGy) och bakterien Micrococcus radiodurans (5,5 - 7 kGy) (Alexandre, 1982; Gardner et al., 1986).

Vid strålning av mikroorganismer måste man ta hänsyn till det initiala antalet i mediet och miljöfaktorer som mediets vatteninnehåll, syrekoncentrationen, temperatur och doshastighet (Alexandre, 1982; Gardner et al., 1986).

Närvaron av syre under bestrålningen ökar i allmänhet strålningseffekten. För till exempel vegetativa bakterieformer minskar D_{10} med en faktor 2,5 - 4,5 när strålningen sker i en aerob miljö. Ett lågt vatteninnehåll medför i allmänhet att smittämnen är mindre strålningskänsliga än om de hade befunnit sig i ett medium med högre vatteninnehåll (Alexandre, 1982).

När det gäller joniserande strålning beskrivs bestrålningsanläggningen vid avloppsreningsverket i Geiselbüllach, Tyskland (bild 7). Anläggningen byggdes 1973, är dimensionerad för 240 000 pe och behandlar ca 150 m³ avloppsslam per dag (Suess et al., 1982). Detta är den enda anläggningen i Europa där organiskt avfall (avloppsslam) hygieniseras genom joniserande bestrålning.

Avloppsslammet rötas först och förs sedan till en underjordisk kammare för bestrålning. Strålningskammaren är täckt med ett 1,8 m tjockt betongblock vars diameter minskar successivt så att ingen strålning läcker ut. Mitt i strålningskammaren finns strålningskällan i form av kobolt-60 i dubbelväggiga tuber. Runt omkring finns slingor för kylvatten, genom vilka man också kan detektera ett eventuellt läckage. Under strålningen cirkuleras slammet i strålningskammaren med hjälp av en cirkulationspump. Uppehållstiden i strålningskammaren är ca 50 minuter. För att kunna kontrollera att allt slam verkligen blir strålat placeras små joniseringskammare i gummibollar i slammet. Vid en dos på 300 krad var avvikelsen inte större än 8,8 %.

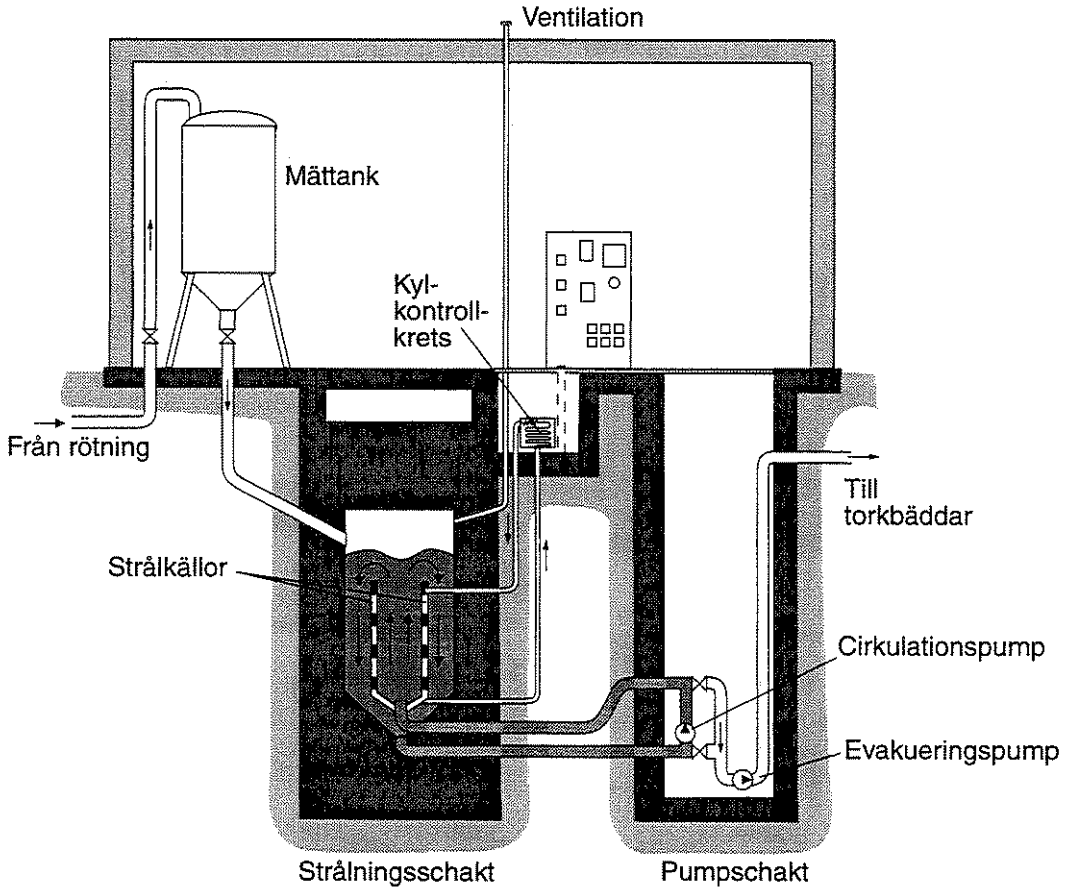

Bild 7. Anläggningen i Geiselbüllach, Tyskland (efter Suess et al., 1982).

Materialförändringar orsakade av bestrålning

UV-bestrålning har normalt inte så hög energi att den verkar joniserande. Därmed riskerar man inte att det skall bildas biprodukter. Detta ses generellt som en av metodens fördelar när det gäller behandling av dricksvatten (Guzikowski & Stenström, 1996).

Sedlácek et al. (1984) har beskrivit tjeckiska försök där avloppsslam behandlats med joniserande strålning (γ-strålning). Bland annat undersökte man hur bestrålningen förändrade slammets fysikaliska egenskaper.

Förtjockning

Vid bestrålning av slam med γ-strålning visade sig förtjockningshastigheten öka med strålningsdosen. Ökningen var dock inte proportionerlig (tabell 7).

Specifikt filtermotstånd

Bestrålningen ökade avvattningskapaciteten. Mätningar visade att filtermotståndet inte varierade med dosintensiteten (inom området 0,2 - 2,2 kGy/h) utan endast med stråldosen (γ-strålning). En sänkning av filtermotståndet uppmättes även vid strålning med accelererade elektroner och en dosintensitet på 15 kGy/h.

Tabell 7. Samband mellan strålningsdos och förtjockningshastighet (Sedlácek et al., 1984).

Strålningsdos (kGy)	Förtjockningshastighet (m/h)	Ytbelastning (kg/m^{2}h)
0	0,010	0,42
1,5	0,014	0,58
3,0	0,016	0,66

Konditionering av slammet

I bild 6 visas sambandet mellan tillsatt koagulantdos (i detta fall en katjonisk polymer), strålningsdos och avloppsslammets avvattningsegenskaper. Den optimala mängden av flockningsmedel visade sig här öka med ökad strålningsdos.

Partikelstorlek

Storleksfördelningen hos partiklarna förändrades vid bestrålningen. Det skedde en minskning av antalet små partiklar och en ökning av antalet större partiklar (Sedlácek et al., 1986).

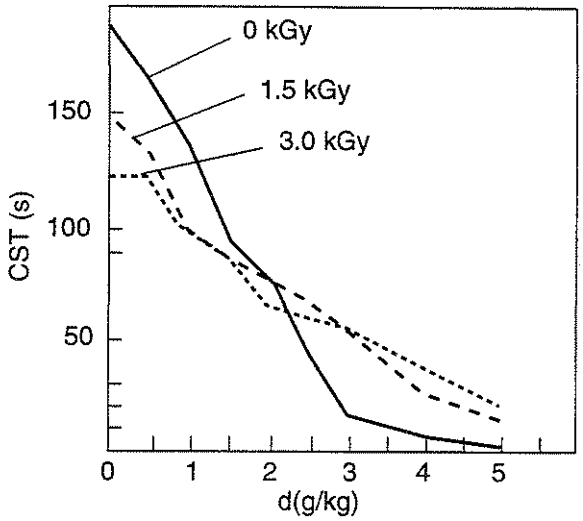

Bild 6. Samband mellan tillsatt koagulantdos (g/kg ts), strålningsdos (kGy) och avvattningsegenskaperna (CST_s) hos avloppsslam (efter Sedlacek et al., 1986).

Mineralisering och växtnäringsinnehåll

Vid försök med oavvattnat råslam, oavvattnat rötat slam och avvattnat rötat slam som strålades med 3 kGy och sedan blandades med jord respektive sand kunde inte någon skillnad påvisas vad gäller respirationskoefficienten (= producerad CO_2/konsumerad O_2) och kväveinnehållet jämfört med icke bestrålat slam (Sedlacek et al., 1986).

Driftserfarenheter

Beskrivningen av driftserfarenheter för bestrålning bygger enbart på data från bestrålningsanläggningen vid avloppsreningsverket i Geiselbüllach, Tyskland. Efter endast ett par veckor från uppstarten fick man problem med igensatta filter, vilket berodde på en stark tillväxt av strålningsresistenta mikroorganismer som Arthrobacteria och Bacillus mycoides. Detta löstes genom att man tillsatte ett kvicksilversalt (1 ppm) till slammet.

Sju månader efter starten började problem med utfällningar av struvit i rörsystemet och pumphjulen. Utfällningarna kunde lösas upp och avlägsnas med hjälp av 5-procentig myrsyra. Denna utfällning sker vid ett pH >8,0 och berodde på att pH steg under behandlingen eftersom ventilationen förde bort den koldioxid som bildades. Problemen upphörde när ventilationen stängdes av.

I dagsläget görs anläggningen ren med 2,5 års mellanrum. Då byts också strålningskällor. För att kunna använda myrsyra vid rengöringen var det nödvändigt att klä in betongväggarna i strålningskammaren med rostfritt stål (Suess et al., 1982).

Energi

Lampor för våglängdsområdet UV-C säljs i ett antal storlekar beroende på användningsområde. Philips har i sitt standardsortiment bakteriedödande lysrör på effekter 2,5 och 40 W (Philips, 1992).

Anläggningen i Geiselbüllach behandlar sitt slam med en strålningsdos på 300 krad (Suess et al., 1982). EU rekommenderar en dos på 500 krad för slam med högt vatteninnehåll och en dos på 1 000 krad för torrare slam.

Kostnader

Kostnaderna för slambehandlingen i Geiselbüllach, Tyskland, har beräknats med utgångspunkt från ett optimalt utnyttjande av anläggningen, vilket innebär ett slamflöde på 150 m^3 per dag. De totala kostnaderna (investerings- och drift-kostnaderna) uppgår till 5,18 DEM/m^3 slam. Suess et al. (1982) lämnar inga uppgifter om ts-halten i det ingående slammet.) Räntan har satts till 8 % och värdeminskningen till 5 % per år. Anläggningen i Geiselbüllach tycks vara en av de få anläggningarna där man behandlar slam med bestrålning.

Frysning och tining

En hygieniseringsmetod som lämpar sig speciellt för mer nordliga klimat är att frysa avloppsslam och sedan låta det tina. Sanin et al. (1994) skriver att metoden med fördel kombineras med rötning för att på så sätt öka den reduktion av mikro-organismer som sker i avloppsreningsverk.

Patogenavdödning

Cellerna skadas på två sätt vid frysning:

- osmotiska effekter
- frysning inne i cellen

De osmotiska effekterna beror på att det vid frysningen av vätskan mellan cellerna uppstår höga lösningskoncentrationer precis utanför cellerna. Skillnaderna i det osmotiska trycket gör att cellen avger vatten och torkar ut. Detta i sin tur gör att det kan uppstå dödligt höga koncentrationer inuti cellen. De osmotiska effekterna uppstår vid *låg* infrysningshastighet. Vid *höga* infrysningshastigheter hinner inte cellen att anpassa sig till lösningens nya koncentration. Det kommer att finnas mer vatten inuti cellen än utanför och det kan alltså ske en isbildning i cellen (Sanin et al., 1994).

Cellens reaktion på infrysningen kan sammanfattas som en konkurrens mellan massöverföring och värmeöverföring. Vid låg infrysningshastighet dominerar massöverföringen och en stor del av vattnet lämnar cellen för att bilda is utanför. Vid hög infrysningshastighet dominerar i stället värmeöverföringen. Temperaturen kommer att reduceras mycket fortare än vad vattnet hinner lämna cellen genom cellmembranet och det kan bildas is inne i cellen. I de flesta övriga fall anses frysning vid temperaturer från -76°C till - 196°C vara ett utmärkt sätt att bevara mikroorganismer (Frobisher, 1968).

De faktorer som påverkar avdödningshastigheten hos mikroorganismer vid frysning är (Sanin et al., 1994):

- vilken mikroorganism det är fråga om
- lagringstemperatur

- infrysningshastighet
- lagringstiden i fryst tillstånd
- koncentrationen av mikroorganismer i vattenlösningen

Sanin et al. (1994) testade i kärlförsök överlevnaden av ett flertal patogena organismer i avloppsslam (SS-innehåll 1,5-1,8 %). Olika försök genomfördes där bland annat olika infrysningstemperaturer (-7°C, -18°C och -25°C) och infrysningstider (1, 7 och 28 dagar) testades. Resultaten sammanfattas i det följande.

Temperatur under lagring

Temperaturnivån påverkade inte avdödningen av fekala streptokocker och salmonella i någon större utsträckning. Däremot påverkades virusavdödningen positivt av lägre lagringstemperaturer vilket tyder på att virusöverlevnaden kan vara beroende av frysningstemperaturen.

Infrysningshastigheten

Bakterierna dog snabbare ju snabbare infrysningshastigheten var. Virus påverkas däremot inte. För poliovirus har man i andra undersökningar visat att avdödningen är oberoende av infrysningshastigheten i temperaturintervallet -10°C till -26°C.

Lagringstid

För virus motsvarades kombinationen hög temperatur/lång lagringstid av låg temperatur/kort lagringstid. En lagring vid -7°C i 28 dagar visade sig motsvara -18°C i 7 dagar. En virusreduktion på 5-$\log_{10}$-enheter erhölls då lagringstiden var 28 dagar vid samtliga temperaturer. Reduktionen av salmonella och fekala koliformer förbättrades upp till sju dagars lagringstid (temperaturer enligt ovan). Därefter kunde ingen ökad reduktion påvisas. En undersökning (McCarron, 1965) har visat att 90 % av mikroorganismerna inaktiveras under de två första dygnen, medan övriga kan fortsätta att vara aktiva i månader.

Fekala koliformer reduceras mer än fekala streptokocker vid frysning. Att dessa är mer svåravdödade än fekala koliformer och salmonella gäller även för andra slambehandlingar som till exempel rötning. Av detta skäl är anser Sanin et al. (1994) att fekala streptokocker är en lämplig indikator på just salmonella vid frysning /tining.

Ägg från svinets spolmask visade sig vara svåra att inaktivera. Frysning påverkar inte deras viabilitet i någon större utsträckning. Cryptosporidium parvum inaktiveras däremot fullständigt (Sanin et al., 1994). Försök med snabb infrysning, sju dagars lagringstid och lagring vid -25° C har gett resultat enligt tabell 8.

Efter 7 dagars lagringstid visade sig endast Cryptosporidium parvum reduceras kraftigt. Reduktionen för övriga organismer var liten och för de flesta var reduktionen ungefär lika för de två slammen. Poliovirus och fekala koliformer uppvisar däremot påtagliga skillnader, vilket kan bero på initiala densitetsskillnader.

Tabell 8. Patogenreduktion (log_{10}-enheter) efter 7 dagars lagring i -25°C och efterföljande tining (efter Sanin et al., 1994)

	Aerobt behandlat slam	Anaerobt behandlat slam
Fekala koliformer	1,90	1,10
Fekala streptokocker	0,21	0,20
Salmonella	0,54	0,74
Poliovirus	1,08	1,47
Spolmaskägg	-0,06	-0,03
Cryptosporidium parvum (oocystor)	>8,00	>8,00

Processbeskrivning

Vid frysning följt av tining kommer det fasta materialet att bli mer granulärt. Detta beror på att när isfronten avancerar i slammet kommer den att skjuta orenheter och partiklar framför sig tills de stöter ihop med andra partiklar och bildar konglomerat (bild 8). Konglomeraten kommer sedan att bestå även när materialet tinas, vilket gör att det dräneras bättre. Man kan på detta sätt komma upp i 50-70 % ts-halt. När det gäller avloppsslam fungerar metoden bäst på kemslam och biologiskt slam, men kan tillämpas på alla sorters slam, oavsett slammets ursprungliga ts-halt (Sanin et al., 1994).

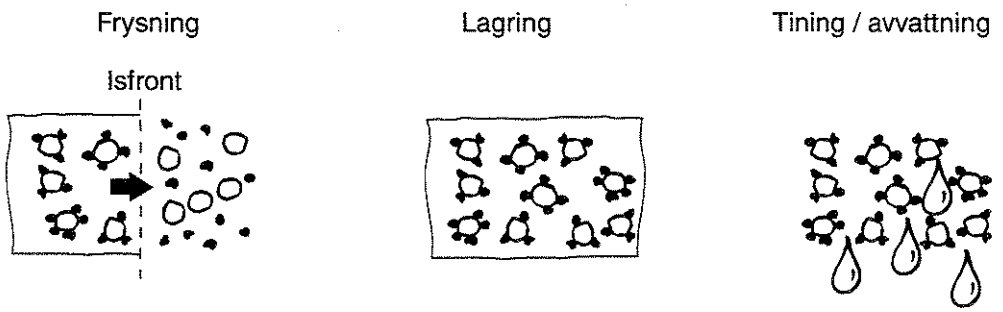

Bild 8. Frysning och tining av ett slamformigt material.

Vid behandling av avloppsslam genomförs processen lämpligen på en slamtorkbädd. Under vintern läggs aerobt eller anaerobt behandlat slam ut i tunna lager som får frysa till. När utetemperaturen ökar på våren kommer slammet att tina och avvattnas. Kvar blir en slamkaka med en hög ts-halt. Metoden har sannolikt inga ekonomiska förutsättningar för att kunna användas i klimat där man måste frysa på konstgjord väg eftersom energiåtgången är mycket stor. Metoden har alltså sina klara geografiska begränsningar. I Sverige har frysning/tining använts och utvärderats som avvattningsmetod i nordliga delar av Sverige (Hellström, 1996).

Kemiska behandlingsmetoder

Vid behandling med kemiska preparat är inblandningen ett kritiskt moment. Hojovec (1988) redovisar erfarenheter av praktiska försök med inblandning av kemikalier i flytgödsel i stor skala. Han poängterar att det kan vara svårt att blanda in små mängder med kemikalier i en stor mängd gödsel. Efter försök i en 1 700 m^3 stor gödselbehållare var slutsatsen att en effektiv homogenisering är det största problemet vid kemisk desinfektion.

Vid spridning av material som behandlats med kemiska preparat måste man iaktta försiktighet vid användningen av produkten. Vissa kemikalier kan ge en miljöpåverkan, vilket om möjligt bör beaktas.

Behandling med kalk är en beprövad metod inom kommunaltekniken och används bland annat för att hygienisera avloppsslam. I lantbrukssammanhang används kalk ibland vid sjukdomsutbrott på gårdar för desinfektion av gödsel och djurkroppar. Andra kemikalier som används i motsvarande syften är bland annat natriumhydroxid och formalin. I kapitlet redovisas även andra desinfektionskemikalier som klorföreningar.

I kapitlet redovisas enbart rena kemikaliekostnader baserat på aktuella priser och rekommenderade doseringar. Behovet av investeringar i blandningskärl, ombland-ningsutrustning etc. har inte tagits med. Detsamma gäller energi-förbrukningen för driva erforderlig utrustning.

Kalkbehandling

Kalk är en vanligt förekommande alkali. Som handelsvara förekommer kalk i två former: kalciumoxid, CaO, och kalciumhydroxid, $Ca(OH)_2$. Kalciumoxid benämns vanligen osläckt eller bränd kalk, medan kalciumhydroxid benämns släckt kalk.

Allmänt om kalkanvändning

Att använda kalk för att stabilisera och hygienisera avloppsslam har en lång tradition och användningen inom kommunaltekniken är även idag det dominerande fältet. Inom lantbruket förekommer det att kalk utnyttjas för att reducera smittämnen i gödsel. Denna användning är dock begränsad och metoden utnyttjas endast vid tillfälliga sjukdomsutbrott på enskilda gårdar för desinfektion av gödsel (Albihn, pers. medd., 1996). Kalkanvändning vid behandling av annat organiskt avfall (hushållsavfall, industriellt livsmedelsavfall etc.) är sällsynt (Olars, pers. medd., 1996). Det mesta av dokumentationen kring kalkbehandling kommer från den kommunaltekniska sidan.

I avloppssammanhang kan syftena med kalkanvändningen vara flera. Vid kalkfällning och slamkonditionering används kalk för fosforreduktion ur avloppsvatten respektive för att underlätta avvattning av avloppsslam i kammarfilterpressar. Benämningarna kalkbehandling och kalkstabilisering används normalt när kalk blandas med avloppsslam i syfte att uppnå hygienisering, stabilisering och luktreduktion (Hedin & Holmström, 1984). Därmed skiljer man på två principiellt olika behandlingsmetoder:

- Inblandning av osläckt kalk till ett avvattnat avloppsslam.
- Inblandning av släckt kalk till ett oavvattnat avloppsslam.

Vid desinfektion av smittat avfall på kreatursgårdar skall den ovan beskrivna behandlingsmodellen tillämpas. Material med lågt vatteninnehåll (t.ex. fastgödsel, strö eller foderrester) behandlas med osläckt kalk medan blötare material (flytgödsel, urin eller gödselvatten) behandlas med släckt kalk. För många av dessa materialtyper är det dock mycket ovanligt att kalk används för desinfektion.

När kalk i form av släckt kalk, $Ca(OH)_2$, löses sker en pH-höjning på grund av de fria hydroxidjonerna. Kalciumjonerna binds normalt i svårlösliga föreningar. Osläckt kalk, CaO, måste därför först omvandlas till släckt kalk för att få en pH-höjande effekt. Vid kontakt med vatten omvandlas osläckt kalk snabbt till släckt kalk. Samtidigt frigörs en icke obetydlig mängd värme:

$$1\ kg\ CaO + 0{,}32\ kg\ H_20 \Rightarrow 1{,}32\ kg\ Ca(OH)_2 + 1164\ kJ$$

Skillnaden mellan att använda osläckt eller släckt kalk är således att den förra formen ger en värmeutveckling. Om kalkdoseringen leder till en pH-nivå över 12 kommer mikroorganismer i avfallsmaterialet att inaktiveras. Därmed upphör den biologiska aktiviteten vilket ger ett stabilt och luktfritt slam (Tullander, 1982). Sjunker pH-värdet i det kalkbehandlade slammet kan biologiska nedbrytningsprocesser åter starta med luktolägenheter som följd. Lukt under lagring har observerats då pH-nivån sjunkit till ca 8-9 (Hedin & Holmström, 1984), men i vissa fall redan vid pH strax under 11 (Tullander, 1982). Orsaken till att pH-värdet sjunker gradvis under lagringen beror på CO_2-upptag från luften samt att slammet genomgår hydrolys. Mängden tillsatt kalk kommer att avgöra hur länge som en tillräckligt hög pH-nivå kan upprätthållas (NORVAR, 1991).

Även om pH-höjningen i sig kommer att reducera antalet mikroorganismer som patogena bakterier och virus, kan parasitägg och bakteriesporer överleva behandlingen. Viabiliteten hos parasitägg och sporbildande bakterier kan dock reduceras genom värmebehandling, vilket innebär att en kalkbehandling med osläckt kalk betraktas som en mer långtgående hygieniseringsmetod än kalkbehandling med släckt kalk (NORVAR, 1991). Undersökningar har dock visat att parasitägg inte är helt resistenta mot kalkningen och att en viss reduktion kan väntas även utan värmepåverkan (Strauch, 1992). Att homogeniseringen av kalkslammet är viktigt påpekas av Tullander (1982) vilket beskrivs i följande avsnitt.

Patogenavdödning

Kalkens bakteriologiska effekt på mikroorganismer är direkt avhängig pH-värdet. Överlevnadsgraden hos mikroorganismerna minskar med ökande pH, men också med ökande exponeringstid. Vissa grupper av bakterier (s.k. syrafasta, t.ex. mykobakterier) är mycket resistenta mot ett högt pH-värde, medan så kallade gramnegativa (t.ex. koliformer) är mycket mer känsliga (Tullander, 1982). Som tidigare

beskrivits innebär inblandningen av osläckt kalk ytterligare en stressfaktor – värme – som förstärker avdödningsförloppet.

Vid inblandning av släckt kalk i oavvattnat slam har man i vissa fall efter avvattningen funnit överlevande bakterier i slamkakan. Detta är ett problem som uppkommer i material med mycket organiskt material. Bakterier som är adsorberade till organiska partiklar kan skyddas mot kalkbehandlingen inuti slamaggregat. För att i praktiska fall erhålla samma hygieniseringseffekt som vid laboratoriestudier krävs det därför en mycket god homogenisering alternativt en längre exponeringstid eller högre kalkdos (Tullander, 1982).

Salmonella och fekala indikatorer är de vanligast testade mikroorganismerna för kontroll av hygieniseringseffekten vid kalkning. Pfuderer (1985) har redovisat både laboratorie- och fullskaletester med Salmonella senftenberg och koliforma bakterier under behandling av oavvattnat slam (3,6 % ts; pH 6,2-6,3) med släckt kalk. Laboratorieundersökningen gjordes med olika koncentrationer av kalk för att följa effekterna av ett sjunkande pH-värde. Försöken visade att Salmonella kunde reduceras till ej detekterbara nivåer på tre timmar vid ett initialt pH på 12,8 och ett slut-pH på 12,3. I ett annat försök där pH-värdet sjönk snabbare isolerades Salmonella fortfarande efter 5 dagar då pH-nivån sjunkit till 10,7. I båda fallen kunde inga koliforma bakterier återfinnas efter 1 timmes exponeringstid.

Tullander (1982) och Strauch (1983) redovisar ytterligare försök med Salmonella och koliforma bakterier som stöder ovanstående resultat. I båda fallen pekar man på att de aktuella organismerna kan inaktiveras tillräckligt genom att exponeras för ett högt pH-värde (>11,5). Paulsrud och Eikum (1984) redovisar avdödningsdata för fekala streptokocker och andra fekala mikroorganismer. I ett blandslam som behandlas med 600 kg släckt kalk/ton ts var reduktionen total efter sju dygns exponeringstid (pH ca 12,5). Coliforma bakterier avdödades i det närmaste momentant vid den aktuella doseringen. Vid en lägre dos, 200 kg släckt kalk/ton ts, kunde ingen effekt uppmätas (pH ca 10,5).

Hedin & Holmström (1984) redovisar en serie undersökningar från svenska avloppsreningsverk där kalk använts. I tre av de undersökta avloppsreningsverken användes osläckt kalk vid behandling av avvattnat slam och i sex fall tillsattes släckt kalk till oavvattnat slam vilket följdes av avvattning (i tre av dessa tillsattes järnklorid för avvattning i kammarfilterpressar). Även tre fall med kalkfällning studerades. De bakteriologiska undersökningarna omfattade koliforma bakterier, fekala streptokocker och clostridier. I tabell 9 redovisas resultaten av studierna med avseende på presumtiva E. colibakterier. Ytterligare driftsdata redovisas i avsnittet "Driftserfarenheter" (tabellerna 10 och 11).

Författarna drar slutsatsen av undersökningarna att det finns en tydlig korrelation mellan högt pH i kalkslammet och reduktionen av E. colibakterier. Anläggningarna Kungsbacka, Rya, Smedjebacken, Skinnskatteberg och Hemmesta anses ge mycket god reduktion. Clostridierna (sporbildande bakterier) reduceras inte i lika stor utsträckning som icke sporbildande bakterier (Hedin & Holmström, 1984). Temperaturdata från de anläggningar som använde osläckt kalk är endast knapphändigt beskrivna i rapporten. I samtliga fall redovisas endast måttliga temperaturhöjningar, och Norrtäljeanläggningen som gav sämst reduktion har också den lägsta temperaturen (21-29°C). I Kungsbackafallet uppmättes en maximal temperatur på 70°C vilket också korrelerar med en hög avdödning av samtliga testade organismer.

Vid Kungsbackaanläggningen var kalkdosen den i särklass högsta, 1 200 kg CaO/ton ts (tabell 9). Hedin & Holmström (1984) poängterar vikten av att pH-värdet ej sjunker för snabbt under lagringen och att en tillräckligt hög kalkdos kan vara avgörande för detta.

Tabell 9. Översiktliga driftsdata för nio svenska kalkbehandlingsanläggningar där osläckt respektive släckt kalk använts för behandling av avloppsslam (Hedin & Holmström, 1984).

Anläggning[1]	pH efter tillsats	Pres. E. coli – f/e[2] (antal/g ts)	pH efter lagring	Lagringstid (dygn)	Pres. E. coli[3] (antal/g ts)
Kungsbacka (B)	>12,5	$1,5*10^8/<2$	12,4	28	8
Norrtälje (B)	>10,3	$9,4*10^6/<450$	10,1	21	<45
Rya (B)	>12,5	$3,2*10^8/75$	12,3	28	10
Smedjebacken (KF)	12,5	$6,8*10^6/4,2*10^3$	12,1	21	2
Skinnskatteberg (KF)	12,5	$2,9*10^6/2,5*10^3$	12,0	21	<3
Hemmesta (KF)	12,4	$3,2*10^7/190$	11,9	21	2
Nynäshamn (S)	10,9	$2,0*10^9/340$	9,7	25	390
Nybro (S)	10,0	$1,0*10^9/<5,6*10^3$	8,7	21	$<5,4*10^3$
Älmhult (S)	9,2	$3,1*10^7/5,5*10^6$	7,7	21	$1,6*10^5$

[1] Slambehandling med osläckt kalk (B), slamkonditionering med släckt kalk följt av avvattning i kammarfilterpressar (KF) respektive slamstabilisering med släckt kalk (S).
[2] Före respektive efter slaminblandning (f/e)
[3] Efter lagringen

Schuh et al. (1985) har undersökt viabiliteten av svinspolmaskägg vid kalkning av oavvattnat rötat slam med släckt kalk. Resultaten av undersökningen visade att antalet viabla svinspolmaskägg var ca 3,5 % efter nio veckor vid ett initialt pH på 12,5 (11,4 efter nio veckor). Slutsatsen som dras är att den initiala pH-nivån är avgörande och att ju högre den är desto säkrare blir avdödningen. I en parallell undersökning med ett initialt pH-värde på 11,7 var effekten avsevärt sämre. Författarna påpekar att resultatet troligtvis inte är kalkberoende utan bör kunna överföras till andra alkalier, till exempel lut (NaOH). Strauch (1983) rapporterar att osläckt kalk ger helt andra förutsättningar för parasiter. Värmeeffekten tillsammans med pH-höjningen ger snabbt att viabiliteten avtar helt.

När det gäller virus överlevnad vid kalkning rapporterar Strauch (1983) att flera undersökningar visar att många virus (bland annat poliovirus, reovirus och parvovirus) kommer att inaktiveras vid relativt måttliga kalkdoser. I Hedin & Holmströms (1984) sammanställning visar också på detta och i rapporten redovisas att pH-värden högre än 11 bör ge en snabb avdödning av virus.

I Jordbruksverkets utkast till Epizootihandbok beskrivs desinfektion av smittat lantbruksavfall. I handboken anges att kalkbehandling har en verkan på bakterier (dock ej mykobakterier) och virus (SJV, 1996).

Processbeskrivning

Processbeskrivningen delas in i behandling med osläckt eller släckt kalk. En viktig skillnad mellan metoderna är doseringen, som normalt blir högre vid behandling med osläckt kalk eftersom en värmeeffekt eftersträvas vid sidan om pH-höjningen. Inom respektive avsnitt beskrivs kommunaltekniska respektive lantbrukstekniska applikationer var för sig.

Inblandning av osläckt kalk

Temperaturökningen vid behandlingen avgörs av mängden tillsatt kalk och på slammets ursprungliga vatteninnehåll. Ett teoretiskt samband för temperaturökningen redovisas i bild 9 (Paulsrud, 1987). Diagrammet visar att temperaturen hos ett avloppsslam med 25 % ts kommer att öka med minst 45°C vid inblandning av 550 kg CaO/ton ts. En utgångstemperatur på 15°C ger således sluttemperaturen 60°C. Isoleringen av blandningsbehållaren kommer framför allt att få betydelse för hur snabb avloppsslammet svalnar under den efterföljande lagringen. Tullander (1982) anger att maximal temperatur normalt nås efter 10-60 minuter.

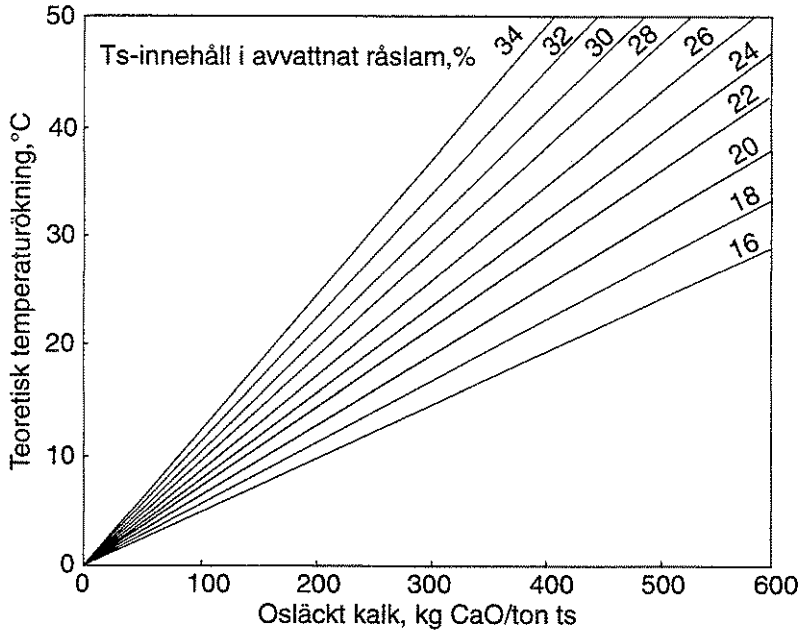

Bild 9. Temperaturutveckling (teoretisk) i slam vid inblandning av osläckt kalk. I praktiken kan högre värden förväntas (Paulsrud, 1987).

För att uppnå en tillräckligt hög hygieniseringstemperatur under kalkbehandlingen krävs normalt en kalkdos på ca 500-600 kg CaO/ton ts. För att uppnå ett tillräckligt högt pH-värde (>12) i slammet krävs lägre kalkdoser, ca 200-300 kg CaO/ton ts. Det krävs dock oftast ytterligare kalk för att undvika att pH-värdet sjunker för snabbt under en längre lagringsperiod (Tullander, 1982). För både pH och temperatur har exponeringstiden en avgörande betydelse för vilken hygieniseringseffekt

som erhålls. Kalkdos respektive anläggningens värmehållande förmåga är därför viktiga parametrar för hygieniseringsförloppet.

Orsa avloppsreningsverk var en av de första anläggningar som utnyttjade osläckt kalk vid behandling av avvattnat slam, varför den ibland benämns Orsametoden. Metoden utformas med kalksilo, råslamsilo, avvattnare, blandningsenhet och isolerad hygieniseringssilo (bild 10).

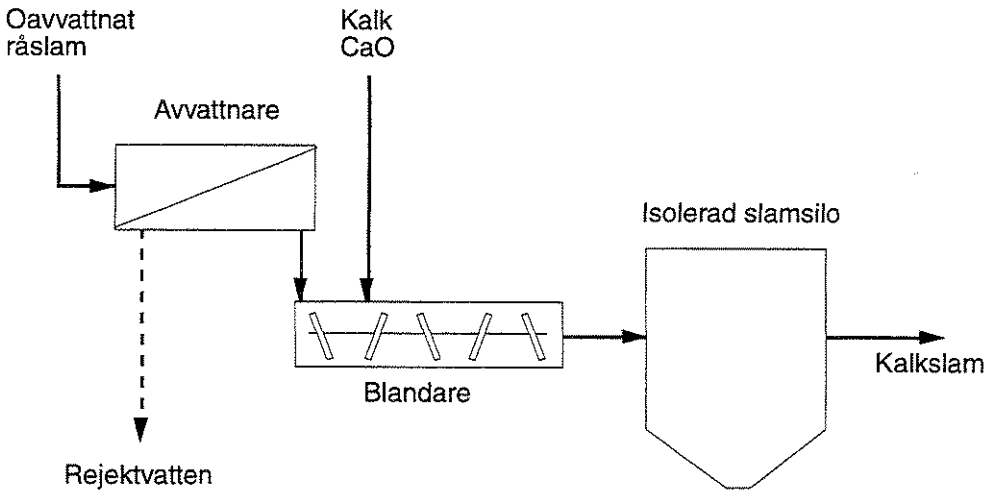

Bild 10. Utformning av kalkbehandlingsanläggning med osläckt kalk enligt Orsametoden (NORVAR, 1995).

Idag finns ett antal behandlingsanläggningar enligt Orsametoden i drift i Norge (NORVAR, 1995). Eftersom kalkslammet blir relativt torrt sker transporten inom anläggningen med transportband eller skruvar. Hygieniseringssilon utformas oftast med lutande väggar (> 60°C) och är invändigt behandlad med epoxybeläggning. Silon bör också utrustas med avluftning och luftbehandlingsutrustning för den ammoniakrika luften.

Vid anläggande av en så kallad "gödselstuka" för smittat fastgödsel gäller specifika rekommendationer enligt Jordbruksverket. Platsen skall väljas med omsorg så att smittämnen inte kan spridas vidare med eventuellt lakvatten. Djur och människor får inte ha tillträde till platsen. På platsen utläggs först ett 25 cm högt lager med halm som täcks med ett tätt lager släckt kalk (ca 10 kg/m^2). Blandning av gödsel och kalk erhålls med hjälp av en gödselspridare med en spridningsbredd på 2-3 meter. Under det att gödseln lastas på spridaren skall granulerad, osläckt kalk tillsättas i åtminstone två lager. Omblandningen bör vara 100 kg kalk till 1 m^3 gödselmaterial. Blandningen sprids under ständig bevattning tills en stuka på ca 1,5 meter bildas. Stukan täcks med en kraftig plastfolie som förseglas mot marken. Efter minst fem veckors lagring kan materialet plöjas ner på icke odlad åkermark (träda). Om materialet skall anbringas på odlad mark (växande gröda) skall lagringstiden vara minst tio veckor (SJV, 1996).

Inblandning av släckt kalk

Doseringen vid inblandning av släckt kalk till oavvattnat avloppsslam blir bland annat beroende av om slammet skall avvattnas i kammarfilterpressar eller inte. Vid enbart slamstabilisering krävs normalt 100-500 kg $Ca(OH)_2$/ton ts för att nå en tillräcklig pH-höjning. Doseringen beror vilken kalkningseffekt man eftersträvar, vilken slamtyp som behandlas samt vilken vattenmängd slammet innehåller. Förtjockning före kalkinblandningen ger ett minskat kalkbehov. Exempelvis gör en höjning av ts-halten i ett biologiskt-kemiskt avloppsslam från 1 % till 3 % att kalkbehovet minskar från 480 till 426 kg $Ca(OH)_2$/ton ts (Hedin & Holmström, 1984). I bild 11 visas ett exempel på hur en behandlingslinje för kalkstabilisering av oavvattnat avloppsslam kan utformas. Slamförtjockningen kan även ske innan kalkinblandningen (NORVAR, 1995).

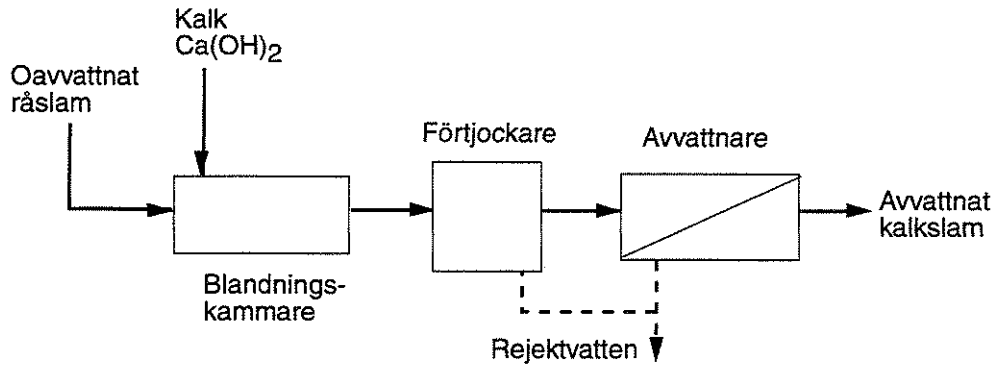

Bild 11. Exempel på utformning av behandlingslinje för kalkstabilisering (släckt kalk) av oavvattnat avloppsslam. Förtjockningen kan även ske innan kalkinblandningen (NORVAR, 1995).

Vid avvattning med kammarfilterpressar bör doseringen ligga på ca 250-400 kg $Ca(OH)_2$/ton ts tillsammans med en järnkloridtillsats på ca 5-10 % av ts (VAV, 1984). Kalkdosen bestäms huvudsakligen av pressarnas drift då man vill erhålla en slamkaka som har fast konsistens. Slamkakan skall enkelt lossa från filterdukarna utan att dessa sätts igen. Den släckta kalken tillförs oftast i slurryform direkt innan filterpressarna. Torrdosering är också möjligt (NORVAR, 1991 & 1995).

Desinfektion av flytgödsel, urin och gödselvatten med kalk sker normalt med släckt kalk i form av kalkmjölk (40-procentig lösning). Kalkmjölk kan beställas som en färdig produkt alternativt beredas på gården. Vid beredningen blandas 40 kg släckt kalk med 100 liter vatten under en grundlig omrörning. Vid behandling av flytgödsel etc. tillsätts 40-60 liter kalkmjölk till 1 m^3 material beroende på vilken sjukdom som konstaterats. En grundlig omblandning skall ske vid inblandningen och sex timmar därefter. Exponeringstiden skall vara minst fyra dagar och omblandning skall ske regelbundet under hela denna tidsperiod. Blandningen kan efter behandlingen spridas och nedplöjas på icke odlad åkermark till en mängd av ca 20 m^3/ha (SJV, 1996).

Även släckt kalk i granulform har använts i Sverige i en dosering på ca 25 kg/m^3 flytgödsel. Erfarenheterna är att omrörning är mycket viktigt vid denna tillämpning (Albihn, pers. medd., 1996).

Materialförändringar

Slammaterial som kalkats får normalt en torr och grynig konsistens som i allmänhet är lätt att hantera inom jordbruket. Kalkbehandlat material kommer att ge en kalkverkan vid jordbruksanvändningen (NORVAR, 1995).

Mängden torrsubstans kommer att öka genom kalktillsättningen. Kalken som tillsätts materialet kan bidra till att ts-mängden ökar med upp till 50 % (NORVAR, 1995). I de tidigare beskrivna driftsfallen låg kalkinblandningen mellan ca 20 % och ca 100 % av slammets ursprungliga ts-mängd. Vid kalkning med osläckt kalk kommer värmeutvecklingen att bidra till en reduktion av vatteninnehållet (om inte anläggningen är sluten). Den totala vikten på kalk-behandlat avloppsslam behöver därmed inte öka på grund av kalktillsättningen. Viss del vatten kommer även att bindas kemiskt till kalken (Paulsrud, 1987).

Kalkinblandning i organiskt material leder inte till någon reduktion av organiskt material eftersom all biologisk aktivitet avbryts och hindras så länge en hög pH-nivå upprätthålls. En biologisk nedbrytning kan däremot sätta igång i ett senare skede i hanteringskedjan. En annan generell aspekt är att den ammoniakavdrivning som kan ske okontrollerat leder till ett lägre växtnäringsvärde hos det kalkbehandlade materialet.

Tillämpbarhet på organiskt material

Ovanstående beskrivningar visar att kalk kan utnyttjas till flera typer av avfall. Kalkning i syfte att hygienisera kan ske på såväl avloppsvatten, urin och gödselvatten som avvattnat avloppsslam och ev. fastgödsel. I samband med avloppsslambehandling anger Hedin & Holmström (1984) att osläckt kalk passar bäst till avloppsslam med ett ts-innehåll inom intervallet 15-30 %. Detta för att materialets vatteninnehåll måste vara begränsat för att en tillräcklig värmeeffekt skall uppnås. Samma författare anger ts-intervallet 0,5-3,0 % för oavvattnade slammaterial vid behandling med släckt kalk.

Driftserfarenheter

Praktiska driftserfarenheter från åtta norska kalkbehandlingsanläggningar med osläckt kalk (Orsametoden) har beskrivits i NORVAR (1996). För släckt kalk är anläggningsbeskrivningar sällsynta, vilket torde bero på att antalet anläggningar är färre. En generellt beskriven driftsolägenhet för båda metoderna är avgången av ammoniak under driften. Problemet är störst vid behandling av rötat slam, där andelen mineraliserat kväve har ökat. Förlusterna kan uppgå till ca 30 % av det totala kväveinnehållet (VAV, 1981). Om pH-värdet drivs upp över 10 kan man förvänta sig att den största delen av ammoniumkvävet avgår som ammoniak (Hedin & Holmström, 1984).

I dessa tidiga beskrivningar av ammoniakproblematiken ligger fokuseringen på olägenheter ur arbetsmiljösynpunkt respektive att avloppsslammet fick ett minskat gödselvärde. Idag är ammoniakemissionerna lika vanliga i diskussioner kring belastning av miljön (se vidare i avsnittet "miljökonsekvenser").

Inblandning av osläckt kalk

En allmän slutsats som dras i NORVAR (1996) är att metoden i princip fungerar bra på samtliga anläggningar i drift. Ett vanligt problem är att det är svårt att dosera rätt kalkmängd i förhållande till ingående mängd avvattnat slam. Doseringsmomentet bör därför utvecklas ytterligare. När det gäller blandningsenheten bör denna utformas så att den är lätt att rengöra. Blandningsenheten bör också ha ett effektivt ventilationssystem eftersom vattenånga annars kondenserar och reagerar med hydratkalken. Rörkrökar måste vara lätta att byta då rördelarna utsätts för mycket slitage.

Ett generellt problem är den ammoniakrika luft som frigörs under behandlingen, vilket är besvärligt vid lastning av transportfordonen. Man föreslår att detta åtgärdas genom att man installerar ett punktutsug kring fordonen och att påfyllningen sker automatiskt så att personal inte behöver titta ner i behållarna under påfyllningen. Det är viktigt att luften från anläggningen behandlas, till exempel i en vattenskrubber, så att inte närboende störs av den starka ammoniaklukten.

Om inte en isolerad silo utnyttjas kan den efterföljande lagringen ske i en ventilerad container. Lagring i hög (stuka) ger för snabb avkylning av kalkslammet.

För att minska kalkbehovet föreslår man att slammet antingen förvärms eller avvattnas till en högre ts-halt. Vid tester med kraftigare avvattning till närmare 30 % ts har man i ett fall erfarit att kalken vid inblandningen lade sig ovanpå slammet, vilket fick till följd att slammets ts-halt fick sänkas. Vid en kraftigare avvattning ställs det således högre krav på blandningsenheterna och man vet inte om dagens utrustning går att bruka. Förvärmning av avvattnat slam har inte provats i praktiken. I tabell 10 redovisas några driftsdata från åtta norska kalkbehandlingsanläggningar enligt Orsametoden (efter NORVAR, 1996).

Det har inte varit något större problem med avsättningen av kalkslammet. Kalkslam går både till jordbruket och anläggningsarbeten. I något fall har materialet gått till deponi, men det har då berott på för höga tungmetallhalter. När det gäller avsättningen till jordbruket är det i vissa fall kö för att få kalkslammet. I ett annat fall har dock lantbrukarna endast tagit emot kalkslammet mot gratis utkörning och spridning.

På grund av ammoniakavdrivningen minskar kväveinnehållet i slammet. Kalktillsättningen kommer i gengäld göra kalkslammet attraktivt för lantbrukare som brukar sura jordar. En hög kalkdos vid behandlingen kan dock göra att kalken blir den begränsande faktorn för hur mycket kalkslam som får spridas på åkermarken. Vid kalkdoser på ca 500 kg CaO/ton ts kommer kalkslammet också att kunna lagras en längre period utan att en biologisk nedbrytning kommer att starta. Det kan alltid finnas en risk för att kalkslammet skapar luktproblem på åkermarken om det inte myllas ner relativt snart efter spridningen (NORVAR, 1991).

Tabell 10. Översiktliga driftsdata för åtta norska kalkbehandlingsanläggningar där osläckt kalk blandas med avvattnat avloppsslam (efter NORVAR, 1996).

Anläggning	Dim. PE	Kalk (kg CaO/ton ts)	TS-f/e[1] (%)	Temperatur i kalkslam	pH i kalkslam
RA-2, Lillestrøm	74 000	165	25/31	-	-
Frya, Sør-Fron	3 000	730	16/38	55-60°C	12,5
Åros, Røyken	400	-	23/-	55-60°C	-
Bårud, Modum	2 500	640	23/45	16-60°C[2]	12,4-12,6
Geilo, Hol	5 050	150	20/42	40-60°C[3]	12,4-12,8
Vallø, Tønsberg	55 000	500	22/37	47-71°C	12,3
Elstrøm, Skien	19 000	278	20/34	20-70°C	11,8-12,6
Høllen, Søgne	10 500	510	22/33	60-65°C	12,3-12,5

[1] Före respektive efter slaminblandning (f/e)
[2] 16-56°C vid silovägg, ca 60°C i mitten
[3] 60°C efter kalkinblandning, 40-50°C vid lagring i hög

I Hedin & Holmström (1984) redovisas driftsdata från tre svenska avloppsreningsverk där osläckt kalk använts vid slambehandlingen. En sammanfattning av några utvalda driftsparametrar från anläggningarna redovisas i tabell 11. Hygieniseringsresultat har redovisats i tabell 9.

Inblandning av släckt kalk

Stort personalbehov, besvärliga arbetsförhållanden och ytkrävande behandling har framförts som nackdelar vid inblandning av släckt kalk i kombination med avvattning i kammarfilterpressar. Som ren avvattningsmetod betraktad har den dock fördelen att ge en hög ts-halt (VAV, 1984). Hedin & Holmström (1984) har redovisat driftresultat från sex svenska avloppsreningsverk där släckt kalk utnyttjats till slamstabilisering och slamkonditionering (tabell 12). Hygieniseringsresultat från anläggningarna har redovisats tidigare (tabell 9).

Tabell 11. Översiktliga driftsdata för tre svenska kalkbehandlingsanläggningar där osläckt kalk blandas med oavvattnat avloppsslam (efter Hedin & Holmström, 1984).

Anläggning	Kalk (kg CaO/ton ts)	TS – f/e[1] (%)	pH – f/e[1] kalktillsats	Kj-N – f/e[1] (% av ts)
Kungsbacka	1 200	17/48	7,3/>12,5	5,2/1,5
Rya	450	20/32	6,6/>12,5	5,1/3,1
Norrtälje	175	17/22	7,1/10,3	2,2/1,7

[1] Före respektive efter slaminblandning (f/e)

Tabell 12. Översiktliga driftsdata för sex svenska kalkbehandlingsanläggningar där släckt kalk blandas med oavvattnat avloppsslam (efter Hedin & Holmström, 1984).

Anläggning [1]	Kalk (kg $Ca(OH)_2$/ton ts)	TS-f/e[2] (%)	pH-f/e[2] kalktillsats	Kj-N-f/e[2] (% av ts)
Smedjebacken (KF)	560	2/37	6,8/12,5	4,1/2,9
Skinnskatteberg (KF)	470	2,3/32	8,5/12,5	3,5/2,2
Hemmesta (KF)	490	3,9/36	7,1/12,4	4,0/2,8
Nynäshamn (S)	250	0,8/29	7,9/10,9	2,5/1,8
Nybro (S)	200	1,1/17	7,5/10,0	-/-
Älmhult (S)	30	2,5/16	7,0/9,2	-/-

[1] Slamkonditionering följt av avvattning i kammarfilterpressar (KF) respektive slamstabilisering (S).
[2] Före respektive efter slaminblandning (f/e)

Kalkstabilisering (med släckt kalk) ger, utöver sämre förutsättningar för hygienisering, följande nackdelar i jämförelse med kalkbehandling med osläckt kalk (efter VAV, 1981):

- Släckt kalk är dyrare än osläckt kalk.
- Ammoniakspridningen är vanligen svårare att bemästra vid inblandning i oavvattnat slam, eftersom möjligheterna till punktutsugning försvåras.
- Konsistensen på behandlat slam blir sämre än vid bruk av osläckt kalk då detta kalkslam brinner ihop och får en fastare konsistens.

I NORVAR (1995) anges att rejektvattnets höga alkalinitet är ett problem eftersom detta gör att kemikalieförbrukningen i avloppsreningsverket kan öka. Anläggningar med släckt kalk dras ofta med höga driftkostnader och driftsproblem kring kalkdoseringen.

Kostnader

Inblandning av osläckt kalk till avvattnat slam är en hygieniseringsmetod med relativt låga anläggningskostnader. Däremot kan driftkostnaderna bli höga om kalk skall tillsättas så att en hög hygienisk standard skall säkerställas (500-600 kg CaO/ton ts). Priset på kalk kommer därmed till stor del att styra kostnaderna (Paulsrud, 1987).

NORDKALK anger ett pris på ca 700 kr/ton osläckt kalk för 1996. Till detta kommer en transportkostnad på knappt 3 kr/mil och ton vid körning med fullastat fordon (Lindkvist, pers. medd., 1996).

I NORVAR (1991) presenteras en kalkyl över kalkbehandling som hygieniseringsmetod för avloppsslam. I kalkylen anges nettokostnader för metoden med avseende på kostnaderna för kalk (550 kg CaO/ton ts) samt en isolerad kalkslamsilo. Andra behandlingssteg (förtjockning, avvattning, transporter samt avgifter) har

således inte tagits med i sammanhanget. Kostnadsberäkningen i förhållande till olika årsmängder slam redovisas i tabell 13. Kostnaderna är inte bearbetade utan anges i norska kronor (NOK) enligt rapporten som författades 1991.

Andra alkaliska medel

pH-höjning kan åstadkommas med en mängd olika kemiska medel utöver kalk. Dem sökta effekten är densamma som vid kalkbehandling, det vill säga att nå en hög pH-nivå under en viss exponeringstid. Utöver kalk har bland annat natriumhydroxid (NaOH), ammoniumhydroxid (NH_4OH) och kaliumhydroxid (KOH) använts i detta syfte vid hygienisering av olika avfall. NaOH, eller lut, tas upp i Jordbruksverkets förteckning över möjliga desinfektionsmedel för smittat avfall (SJV, 1996). Haas et al. (1995) menar att alkalibehandling generellt är att betrakta som en effektiv och ekonomisk metod, men att nackdelen med en korrosiv materialblandning bör beaktas.

Som tabellen visar består den årliga behandlingskostnaderna till mellan 70 % och 90 % av rörliga kostnader. De rörliga kostnaderna domineras i sin tur av kostnaden för den osläckta kalken.

Tabell 13. Nettokostnader för hygienisering av avvattnat avloppsslam genom tillsättning av osläckt kalk. Kostnaderna är angivna enligt NORVAR (1991) och gäller exklusive förtjockning, avvattning, slamtransport samt avgifter.

Slammängd (ton ts/år)	Inv. kostnad[1] (milj. NOK)	Driftkostnad (milj. NOK/år)	Årskostnad (milj. NOK/år)	Kostnad (NOK/ton ts)
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

[1] Utifrån investeringskostnaden beräknades kapitalkostnaden utifrån en avskrivningstid på 20 år och en låneränta på 12 %.

Patogenavdödning

Jordbruksverket anger att NaOH verkar aktivt mot bakterier (dock ej mykobakterier) och virus. De behandlingskrav som ställs upp är att pH-värdet i alkali /avfallsblandningen skall överstiga 12 under en exponeringstid på minst fyra dagar (SJV, 1996).

Allievi et al. (1994) har redovisat laboratorietester med NH_4OH och KOH vid behandling av avloppsslam. Under försöken användes aktivt, aerobt respektive anaerobt stabiliserade avloppsslam som avvattnats och vattenjusterats till en ts-halt på 10 %. NH_4OH-lösningen innehöll en NH_3-koncentration på 28-30 % medan och KOH-lösningen var 30-procentig. Försöken lades upp så att alkalierna tillsattes de olika slammen tills ett pH-värde på 10,5 nåddes (20-25°C). Därefter lagrades slammen. Överlevnaden av fekala indikatorer undersöktes. Resultaten visade på att NH_4OH var långt mer effektiv än KOH och att fekala streptokocker kunde avdödas fullständigt vid en exponeringstid på två veckor vid pH 10,5. Ett starkt temperaturberoende kunde också utläsas av försöken, där en temperatur under 10°C försämrade reduktionen avsevärt. Allievi et al. (1994) menar att fekala streptokocker är den mest pH-resistenta fekala indikatorn och drar därmed slutsatsen att resultaten ger en god indikation på behandlingens effektivitet mot fekala bakterier.

Processbeskrivning

Inga uppgifter har gått att finna över hur de redovisade kemikalierna på bästa sätt hanteras och blandas in i avloppsslam. En studie (Allievi et al., 1994) visar att det anaerobt stabiliserade avloppsslammet (10 % ts) som användes i studien behövde tillsättas NH_4OH-lösning motsvarande 20 g NH_3/kg slam. Motsvarande avloppsslam med 5 % ts krävde knappt 10 g NH_3/kg slam. Det aktiva, aeroba slammet krävde en högre tillsats, ca 1,5-2 ggr så mycket NH_3.

Vid desinfektion av flytgödsel anger Jordbruksverket att 16-30 liter 50-procentig NaOH-lösning åtgår per m^3 beroende på mikroorganism. Minsta exponeringstid är fyra dygn, då pH-värdet inte får understiga 12. Efter behandlingen kan produkten användas om den omedelbart nedplöjes på icke odlad mark. Upp till 20 m^3/ha kan spridas utan risk för skada på växtlighet på mark eller växtlighet (SJV, 1996).

Tillämpbarhet på organiskt avfall

I enlighet med processbeskrivningen torde användningsområdet för olika alkalier vara passande för i första hand flytande material där kemikalierna kan blandas in. Flytgödsel och avloppsslam med 5-10 % ts har redovisats som behandlingsbara.

Kostnader

Kostnaderna för NaOH (45-procentig) som bulkvara kostar i storleksordningen 2 kronor per kg fritt utkört (Marten, pers. medd., 1996). Med Jordbruksverkets doseringsrekommendationer blir kemikaliekostnaden därmed ca 30-60 kronor per m^3 flytgödsel.

Perättikssyra

Perättikssyra är ett starkt oxidationsmedel som ofta diskuteras som lämpligt för hygieniseringsändamål (Haas et al., 1995). Jordbruksverket anger att man skall utgå från ett 15-procentigt handelspreparat som blandas med vatten till en bruks-lösning med önskad koncentration (1-10 %) (SJV, 1996) Användningen i Sverige

är dock hittills mycket begränsad i veterinärsammanhang (Albihn, pers. medd., 1996).

Fraser et al. (1984) har redovisat behandlingsresultat med en perättikssyrablandning bestående av 36-40 % perättikssyra med benämningen PAA. PAA framställs kommersiellt av ättikssyra och väteperoxid med svavelsyra som katalysator (Gardner, 1986). PAA:s sammansättning redovisas i tabell 14.

Ren perättikssyra är, liksom PAA, en nästan färglös vätska och är löslig i vatten/ polära vätskor. Frys- och kokpunkt ligger på -30°C respektive 105°C. De slutliga nedbrytningsprodukterna är ättikssyra, väteperoxid och syre samt spår av koldioxid. Alla nedbrytningsprodukterna är vattenlösliga och räknas som toxikologiskt säkra vid de koncentrationer som används (Fraser et al., 1984). Ren perättikssyra har en stark lukt och är explosiv (Gardner, 1986).

Tabell 14. Sammansättning av perättikssyrablandningen PAA (Fraser et al., 1984).

Komponent	Viktprocent (%)
Perättikssyra	38,0
Väteperoxid	3,3
Ättikssyra	44,9
Vatten	13,1
Svavelsyra	0,7

Perättikssyra är effektivare på bakterier och bakteriesporer än väteperoxid (Gardner, 1986). Jordbruksverket anger att perättikssyra kan användas både vid ytdesinfektion (av t.ex. redskap) och vid behandling av flytgödsel etc. (SJV, 1996). PAA:s egenskaper skiljer sig både kvantitativt och kvalitativt från väteperoxid och perättikssyra, som är de två mest reaktiva beståndsdelarna. PAA har mycket starkare antibiotiska egenskaper än dessa. PAA är aktivt i temperaturintervallet -30°C till +40°C. I tempererat klimat kan det därmed användas oavsett årstid (Fraser et al., 1984).

Patogenavdödning

Jordbruksverket anger att perättikssyra som används för desinfektion av flytgödsel är verksamt på bakterier, bakteriesporer och virus (SJV, 1996). Fraser et al. (1984) menar att PAA är ett passande medel för hygienisering av avloppsslam efter att ha studerat effekterna i fältförsök.

I försök redovisade av Fraser et al. (1984) användes koncentrationer på mellan 250 och 1 000 mg PAA/l i obehandlat och rötat avloppsslam. Denna behandling gav upp till en 99-procentig minskning av kläckningsfrekvensen och upp till en 100-procentig nedsättning av viabiliteten hos embryon av Taenia saginata. Motsvarande PAA-koncentrationer resulterade i en 5 $\log_{10}$-reduktion av Salmonella i obehandlat avloppsslam (förtjockat aktivt slam). Från en ursprungshalt på 2 400 bakterier per 100 ml erhölls en reduktion till <30 bakterier/100 ml vid doseringar

på 300, 400 och 500 mg PAA/l. En försämrad reduktion erhölls vid en dos på 150 mg PAA/l. Fraser et al. (1984) menar vidare att med motsvarande doser kan en tillfredsställande reduktion även uppnås för sulfatreducerande och andra aeroba bakterier.

PAA stör transporten genom cellmembranet genom att skada cellväggarna, varigenom aktiviteten i cellen hämmas kraftigt. Vad gäller inaktiveringen av sporer så denaturerar PAA förmodligen proteinerna. PAA kan också skada skyddande membran så att embryot utsätts för miljöpåverkan. PAA påverkas inte av katalas, utan inaktiverar detsamma (Fraser et al., 1984). Katalas är ett enzym som katalyserar peroxiders nedbrytning till syre och vatten (Frobisher, 1968).

Processbeskrivning

Vid behandling av gödsel, urin eller gödselvatten med perättikssyra anger Jordbruksverket en liknande hantering som vid kalkbehandling. Detta innebär en grundlig omrörning av medlet vid tillsättningen och genom hela exponeringstiden. 25-40 liter perättikssyralösning kan tillsättas per m^3 flytgödsel (2,5-4,0 % inblandning) med en timme som kortaste exponeringstid. Stark skumbildning kan uppstå. Även i detta fall uppges att det behandlade materialet kan användas på icke odlad mark (nedplöjning). Vid en giva på 20 m^3/ha behöver man inte vänta sig några skador på miljön (SJV, 1996). Man bör komma ihåg att ren perättikssyra är explosiv.

Fraser et al. (1984) menar att en direktinjektion i ett slamflöde i ett rör är en enkel doseringsmetod för inblandning av PAA i avloppsslam. Det inköpta medlet kan på behandlingsanläggningen enkelt föras över till lagertankar med hjälp av en fatpump. Material som skall vara i kontakt med koncentrerad PAA under en längre tid bör vara gjorda av rostfritt stål, polytetrafluoreten och glas eftersom perättikssyra är starkt korrosivt. Doseringspumpen bör efter varje användningstillfälle sköljas med vatten. En högre dos bör ges till ostabiliserat slam och med en dos upp till 1 000 mg/l får man endast små förändringar i slamblandningens pH-värde.

Driftserfarenheter

PAA hygieniserar inte bara slammet utan reducerar även odören kraftigt. Det bryts snabbt ner i slammet och har, vid de koncentrationer som används, ännu inte visat sig ge några skador på växter, maskar och andra organismer i jorden. De jordförbättrande egenskaperna och växtnäringsinnehållet i slammet påverkas inte av behandlingen (Fraser et al., 1984).

Övriga driftsfördelar är bland annat att slammet inte behöver lagras för ytterligare hygienisering, man kan snabbt få ut slammet på åkrarna (mindre växtnäring går därmed förlorad) och grund- och ytvatten skyddas mot smitta. Däremot kan slammet behöva lagras eftersom det inte får spridas vid valfri tidpunkt.

Tillämpbarhet på organiskt avfall

De jordbruksrelaterade avfallsslag som nämnts i samband med perättikssyrabehandling är urin, gödselvatten och flytgödsel. Flytgödsel kan ha en ts-halt på

ca 10 %. De avloppsslam som testats med PAA har haft ett ts-innehåll på ca 4 % (förtjockat eller rötat slam).

Kostnader

15-procentig stamlösning av perättikssyra säljs av MB Sveda för ca 3 kronor per kg som bulkvara (Marten, pers. medd., 1996). Detta innebär att kemikaliekostnaden för att behandla 1 m^3 flytgödsel blir 75-120 kronor vid inblandning enligt Jordbruksverkets rekommendationer. Fraser et al. (1984) anger att behandlingskostnaden med PAA är 0,5-0,75 US $ per ton råslam.

Formalin

Formalin är en vätska som innehåller 37-40 % formaldehyd. Den späds till en lämplig brukslösning med vatten eller alkohol, och är verksam både i sura och basiska miljöer (Gardner, 1986). Aldehyder är biologiskt nedbrytbara och är inte speciellt korrosiva på normalt förekommande utrustningsmaterial. Som desinfektionsmedel har formalin visat sig vara mycket effektivt på gödsel (Haas et al., 1995). Aldehyder har generellt en stickande lukt och är starkt temperaturberoende när det gäller hygieniseringseffekter. Temperaturberoendet har belysts av Jordbruksverket som menar att otillfredsställande effekt erhålls vid temperaturer under +10°C. Vid temperaturer upp till +20°C skall temperaturberoendet beaktas (SJV, 1996).

Formalin är upptaget på Kemikalieinspektionens begränsningslista för 1996, det vill säga, i den förteckning över ämnen som är förbjudna eller vars användning är inskränkt. Det finns i begränsningslistan dock inte angivet några restriktioner för användandet av formalin förutom i vissa byggmaterial som syrahärdande golvlacker och råa, träbaserade skivor (Kemikalieinspektionen, 1996).

Patogenavdödning

Gardner (1986) anger att formalin generellt verkar effektivt på bakterier och virus medan bakteriesporer kräver en relativt sett högre formalinkoncentration och en längre behandlingstid för tillfredsställande behandling. Motsvarande uppgifter redovisas av Jordbruksverket (SJV, 1996).

Godfree et al. (1983) har redovisat laboratorie- och fältförsök där avloppsslam behandlades med formalinpreparatet DF 955 i olika koncentrationer. Under försöken testades överlevnaden av E. coli, Salmonella och Taenia saginata i såväl obehandlat som rötat avloppsslam. De avloppsslam som utnyttjades i försöken hade ett ts-innehåll på mellan 2 och 5 %. Slutsatserna av försöken var att samtliga testade bakterier kunde avdödas fullständigt vid en timmes behandlingstid med en brukslösning bestående av 1 % DF 955. När det gäller Taenia saginata kunde man bara se att den nämnda behandlingen gav en signifikant reduktion i äggens viabilitet. Fältförsöken följdes upp med odlingsförsök och man kunde inte se några negativa effekter på jorden vid användning av slam som blandats med 1 % brukslösning.

Böhm (1994) redovisar resultat för formalinbehandling av flytgödsel (6-7 % ts) med avseende på avdödning av Mycobacterium paratuberculosis. Behandlingen

utfördes med 35-procentig formalin som blandades in i koncentrationer på 1,5 % till 3,0 %. Slutsatserna av försöken blev att en säker avdödning kan erhållas vid en lägsta koncentration på 2-2,5 % vid en exponeringstid på minst fyra veckor. Temperaturberoendet visades i försöken och avdödningen var ca tre gånger så långsam vid 4°C som vid 20°C.

Processbeskrivning

Vid desinfektion av till exempel flytgödsel eller gödselvatten på smittade gårdar gäller samma krav på inblandning och jordbruksanvändning som nämnts för kalk och perättikssyra. Den dos som krävs vid behandlingen är beroende av vilket smittämne som är aktuellt. Generellt gäller en dos på 6-20 kg formalin per m^3 smittat material. Exponeringstiden skall vara minst fyra dagar enligt Jordbruksverket (SJV, 1996).

Böhm (1994) rekommenderar en formalinkoncentration på 2-2,5 % (0,7-0,9 % formaldehyd) i flytgödsel med en minsta exponeringstid på fyra veckor. Innan formalin tillsätts skall det smittade materialet omröras kontinuerligt i minst två timmar. Under de första fyra dagarna med behandling rekommenderas en omblandning under minst två timmar per dag. Därefter gäller två timmars omblandning per vecka. Om det behandlade materialet skall användas på äng eller betesvall får inte mer än 15 m^3 spridas per ha.

Driftserfarenheter

Vid spridning på betesmark av slam med en koncentration av DF 955 på två viktprocent eller högre uppstod brännskador på växtligheten. Inom fem dagar efter spridning var alla växter bruna. Vid koncentrationer på två viktprocent tog det 13 veckor innan växtligheten började komma tillbaka. En koncentration på fyra viktprocent förlängde denna period till 17 veckor. Koncentrationer på en viktprocent eller mindre gav inga påvisbara skador (Godfree et al., 1983).

Daggmaskpopulationen påverkades negativt endast vid DF 955-koncentrationer över en viktprocent. Populationen reducerades något även vid låga koncentrationer, men återhämtade sig snabbt (Godfree et al., 1983). Koncentrationer på 0,5-1,0 viktprocent förbättrade slamlukten avsevärt. Vid 1,0 viktprocent kunde slamlukten inte kännas längre. Högre koncentrationer var dock kraftigt irriterande för ögon och näsa (Godfree et al., 1983).

Tillämpbarhet på organiskt avfall

Enligt redovisningen kan formalin användas till avloppsslam (upp till 5 % ts) och jordbruksrelaterat material som flytgödsel. Avloppsvatten och slammaterial med liknande egenskaper bör kunna behandlas med motsvarande effekt.

Kostnader

Perstorp AB, som under 1996 genomfört en leverans av formalin (37-procentig) till en smittad gård, uppger en kostnad på ca 3 kronor per kg (Lindberg-Pålsson, pers. medd., 1996). Doseras formalinet enligt Jordbruksverkets rekommendationer

blir därmed kemikaliekostnaden 18-60 kronor per m^3 flytgödsel. Med en dosering enligt Böhm (1994) blir kemikaliekostnaden 60-75 kronor per m^3.

Övriga kemikalier

Klor och klordioxid är kraftiga oxidationsmedel och angriper alla ämnen och strukturer i en cell. Normalt används dessa kemikalier enbart för desinfektion av dricksvatten till vilket även natriumhypoklorit, kloramin och ozon används (Guzikowski & Stenström, 1996). Det förekommer dock att utgående avloppsvatten kloreras tidvis, exempelvis om utsläppspunkten från avloppsreningsverket ligger nära en badplats. Nämnda kemikalier är i första hand lämpade för vatten som är relativt fritt från organisk substans. Kemikalierna och dess användning beskrivs därför enbart översiktligt.

Klor, hypoklorit och kloramin

Som desinfektionsmedel för vatten används klor i form av klorgas (Cl_2) eller natriumhypoklorit (NaOCl). Klorgas används vid större anläggningar av ekonomiska skäl. Doseringen av hypoklorit sker vanligen med vanliga doseringspumpar. Dosering av klorgas sker genom att klorgasen löses i en vattenström i doseringsapparaturen, varefter vattenströmmen tillförs det vatten som ska kloreras. De flesta förekommande bakterier och virus är relativt känsliga för klorering. Sporbildande bakterier är mest känsliga vid ett pH-värde på 7,6 (Gardner, 1986).

Klor reagerar lätt med organiska ämnen och vid reaktionen bildas dels nedbrytningsprodukter, dels så kallade substituerade föreningar, där väteatomer byts mot kloratomer. Innehåller vattnet till exempel fenol bildas klorfenoler som ger dålig lukt och smak redan vid låga koncentrationer. Reaktionen mellan klor och humusämnen i vattnet kan resultera i bildandet av trihalometaner (t.ex. kloroform). I vatten som innehåller ammonium förekommer reaktioner mellan ammonium och klor och så kallade kloraminer bildas. Kloraminer är betydligt sämre desinfektionsmedel än klor, men har fördelen att de inte reagerar så snabbt som fritt klor med andra komponenter i vattnet och man kan därför få en långtidsverkan (Guzikowski & Stenström, 1996; Gardner, 1986)

Klorering av dricksvatten är mycket vanligt och man tillsätter vanligtvis så mycket klor att det efter en kontakttid på 15 minuter finns ett fritt kloröverskott på 0,1-0,3 mg/l. Klorering av avloppsvatten görs ofta med hänsyn till bildningen av kloraminer eftersom behovet till det organiska materialet i praktiken inte kan uppfyllas (Gardner, 1986).

Klordioxid och ozon

Klordioxid (ClO_2) och ozon är kraftigare oxidationsmedel än andra klorbaserade desinfektionsmedel och är dessutom mindre pH-beroende. Båda är instabila gaser som inte kan lagras, utan måste tillverkas strax innan doseringen (Guzikowski & Stenström, 1996).

Till skillnad från klorgas och natriumhypoklorit bildar klordioxid inte kloraminer vid kontakt med ammonium. Klorfenoler eller trihalometaner bildas inte heller.

Dess desinfektionsverkan liknar övriga klorföreningar och dess desinficerande verkan är oberoende av pH-värdet inom området 6-10. Klordioxid används huvudsakligen för dricksvattenrening där halten organisk substans är låg (Gardner, 1986).

Biologiska behandlingsmetoder

Nedbrytning av organiskt material kan antingen ske i närvaro av syre (aerob miljö) eller vid syrefria förhållanden (anaerob miljö). Det finns flera typer aeroba nedbrytningsprocesser varav kompostering och aerob termofil slamstabilisering (våtkompostering) ger en betydande värmeeffekt. Aerob behandling av avloppsvatten ger i regel endast en marginell temperaturhöjning. Till de anaeroba behandlingsmetoderna kan man räkna olika former av processer för fast material, slam samt avlopps- och rejektvatten där man i regel har en kontrollerad biogasproduktion samt långtidslagring.

Då biologiska behandlingsmetoder utnyttjas för hygienisering är temperaturens påverkan den viktigaste faktorn. Biologiska processer som utformas för värmebehandling skall uppfylla samma krav som rena pastöriseringssteg. Detta innebär att processen måste kunna garantera en specifik exponeringstid, vilket inte är möjligt i de flesta kontinuerliga processer. Vidare skall följande krav tillgodoses:

- homogena förhållanden skall upprätthållas genom en effektiv omblandning.
- behandlingsanläggningen (reaktorn) skall utformas så att kortslutningsflöden undviks.
- temperaturen bör mätas kontinuerligt som en kontrollparameter.

Kraven är särskilt viktiga vid kontinuerlig behandling med intermittent beskickning. Vid utpräglad satsvis drift är risken för kortslutningsflöden liten eftersom hela reaktorinnehållet tappas ur innan nytt råslam fylls på.

Anaerob nedbrytning

Den mikrobiologiska nedbrytningen under anaeroba förhållanden är en relativt komplex process med ett antal delreaktioner och mellanprodukter (bild 12). Via omvandlingsförlopp som hydrolys och syrabildning erhålls vätgas, koldioxid och ättikssyra som i ett sista steg omvandlas till metan (CH_4) och koldioxid (CO_2) vilka är biogasens huvudbeståndsdelar (Nordberg, 1996).

Anaerob nedbrytning karakteriseras av att en stor del av den frigjorda energin genereras i form av metangas (CH_4), medan produktionen av ny biomassa liksom värme, är relativt liten i jämförelse med en aerob process. Den anaeroba nedbrytningen av organiska kolföreningar kan därmed förenklat beskrivas som:

Organiska kolföreningar

Mikroorganismer ↓ *Kväve, fosfor m.m.*

CO_2 + CH_4 + ny biomassa + ej nedbrutet organiskt material + lite värme

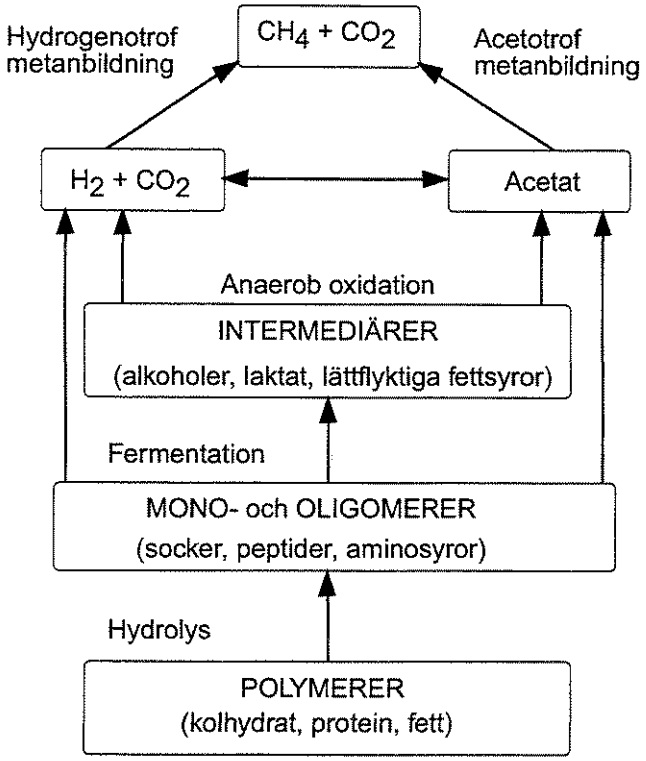

Bild 12. Översiktlig beskrivning av den anaeroba nedbrytningen av organiskt material till metan (CH_4) och koldioxid (CO_2) (efter Nordberg, 1996).

Fördelningen av biogasens huvudkomponenter, metan och koldioxid, beror bland annat på typ av process och vilket material som rötas. Detta leder till att metaninnehållet normalt varierar mellan 55 % och 70 %. Metan är den attraktiva beståndsdelen i biogas med ett energiinnehåll på ca 9,8 kWh/m^3. En kontrollerad biogasprocess drivs vanligen antingen i ett mesofilt temperaturområde (35-40°C) eller i ett termofilt område (50-60°C). Termofil rötning innebär i allmänhet en fördubbling av nedbrytningshastigheten, men innebär att processen blir mer energikrävande och känsligare för driftstörningar, till exempel i form av höga halter ammoniumkväve. Biogasprocessens mikrobiologi och teknik är väl dokumenterad och beskrivs bland annat i Nyns (1986), Thyselius (1982) och VAV (1981).

Aerob nedbrytning

Vid kompostering sker nedbrytningen av organisk substans i närvaro av syre och med hjälp av bakterier, svampar och maskar. Som slutprodukter erhålls vatten, koldioxid och värme. Den svårnedbrytbara resten är en humusliknande produkt blandad med ny biomassa. Värmeutvecklingen ger en temperaturhöjning i materialet och nedbrytningen sker i huvudsak i det termofila temperaturområdet (45-70°C). Hygieniseringseffekten kommer främst att bero på den ökade temperaturen. Giftiga nedbrytningsprodukter och konkurrens inverkar också på patogenernas möjligheter till överlevnad (Haug, 1993).

Vid aerob termofil slamstabilisering (våtkompostering) behandlas organiskt material i slamform som tillförs syre genom mekanisk luftning. Oxidationen sköts i detta fall i huvudsak av mikroorganismer och under oxidationen av organisk substans genereras energi som dels åtgår till uppbyggnad av ny cellmassa, dels frigörs som värme (Booth & Tramontini, 1984; Breitenbücher, 1985). Den karakteristiska kraftiga värmeutvecklingen är således analog för de båda beskrivna komposteringsprocesserna och patogena organismer kan avdödas eller reduceras under värmepåverkan i båda fallen. Vid våtkompostering kan värmeutvecklingen vara ett känsligt förlopp som styrs av parametrar som slammets energiinnehåll och viskositet, luftarens effektivitet samt behandlingssystemets värmebalans.

Det finns ett stort antal aeroba biologiska behandlingsmetoder för avloppsvatten. Avloppsvattnets art och mängd är faktorer som avgör vilken behandling som är bäst lämpad. Exempel på reningsmetoder är aktivslamprocessen, luftade dammar, biotorn och biorotorer. Hygieniseringseffekten för de olika metoderna varierar med utformning och driftsätt, men är normalt låg. I avsnittet behandlas enbart aktivslamprocessen som är den vanligaste biologiska reningsmetoden vid avloppsreningsverk.

Nedbrytningsprodukterna vid aerob nedbrytning beror delvis på råmaterialets sammansättning. Vid aerob nedbrytning av organiska kolföreningar kan förloppet förenklat summeras enligt följande:

Organiska kolföreningar + O_2

Mikroorganismer (ev. svampar, maskar) ↓ *Närsalter*

CO_2 + H_2O + ny biomassa + ej nedbrutet organiskt material + värme

Skillnader mellan anaerob och aerob nedbrytning

De största skillnaderna mellan de aeroba och de anaeroba processerna är (Haug, 1993):

- Anaeroba processer ger mindre energi till mikroorganismerna per kg organiskt material än aeroba processer. Dock är den metan som produceras vid rötning en högvärdigare energibärare än den aeroba processens värmeenergi.
- Det är mer sannolikt att den anaeroba processen orsakar lukt beroende på de många olika luktande mellanprodukterna som till exempel organiska syror eller svavelväte. Kompostering kan på samma sätt ge upphov till luktproblem beroende på att anaeroba zoner kan finnas i kompostmaterialet.
- I den aeroba processen kommer organiska kväveföreningar att omvandlas till ammoniak och eventuellt också till nitrat/nitrit och lustgas. I den anaeroba processen föreligger kvävet antingen i organisk form eller som ammoniak/ammonium.
- Svavelföreningar kommer i närvaro av syre att omvandlas till sulfat. I en syrefri miljö bildas istället slutprodukten sulfid eller svavelväte.

Processterminologi

De biologiska processerna kan dels beskrivas kemiskt/fysikaliskt, dels biologiskt. Till de kemiska/fysikaliska parametrarna hör frågor kring processutformningen. Till de biologiska parametrarna hör bland annat processtemperaturen.

Kemiska/fysikaliska parametrar

Beroende på hur materialflödet ser ut i en process brukar följande beteckningar användas:

- satsvis process
- kontinuerlig process
- pluggflödesprocess
- totalomblandad process

Satsvisa processer kännetecknas av att substratet tillförs den biologiska behandlingen satsvis och att varje sats behandlas separat under nedbrytningen. För kontinuerliga processer sker tillförsel och bortförsel av material kontinuerligt, det vill säga reaktorn fylls på och töms fortlöpande med små mängder i förhållande till den totala reaktorvolymen.

Pluggflöde innebär att varje del av substratet rör sig som en fast kropp genom behandlingen, det vill säga "först in, först ut". Vid lägre torrsubstanshalter krävs omblandning för att få ett homogent innehåll och processen blir då totalomblandad. Pluggflödesreaktorer kan vara utformade som en vertikal reaktor med matning högst upp och uttag i botten. De kan också vara liggande. De reaktorer där processen kräver syretillförsel luftas oftast genom luftningsmunstycken i botten. I bild 13 ges ett exempel på en vertikal pluggflödesprocess.

Totalomblandade reaktorer för fast material kan vara liggande trummor eller rektangulära kärl. Inmatningen sker i ena änden och uttag i den andra. Vid kompostering sker lufttillförsel sker antingen i inmatningsänden (trummor) eller i bottnen genom en luftad platta (rektangulära kar). En vanlig form av totalomblandad reaktor vid anaerob behandling av slamformigt material är den kommunala rötkammaren. Omblandningen tillgodoses ofta med en mekanisk omblandare eller genom gasomrörning. I bild 13 exemplifieras en totalomblandad reaktor för slamformigt material.

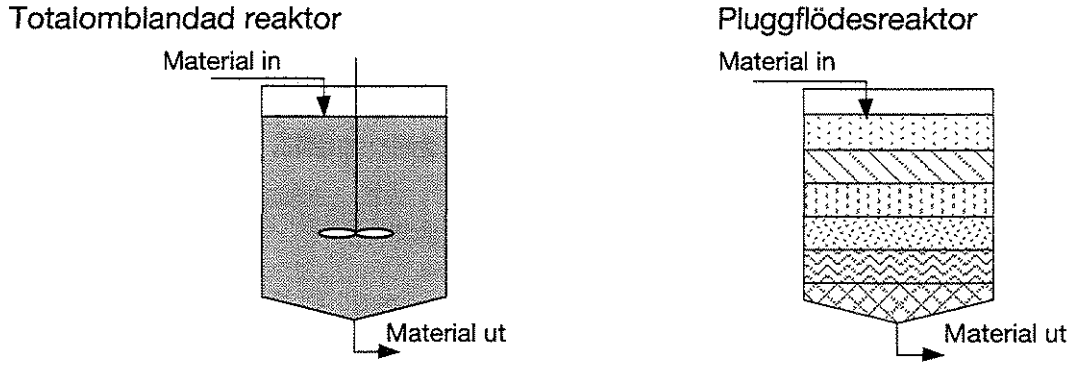

Bild 13. Principskiss över totalomblandad reaktor och pluggflödesreaktor.

Den anaeroba processen delas ibland in i enfas- och tvåfasprocesser. En enfas kan beskrivas som att substratet behandlas som en suspension (eller slam eller fast fas) under hela processen. I en tvåfasprocess frånskiljs det fasta materialet, och fast fas och processvätska behandlas vidare var för sig. En enfasprocess kan beskrivas som en "allt-i-ett"-process. Tvåfasprocessen är uppdelad i ett hydrolyssteg och ett metansteg.

När det gäller vatteninnehållet kan man rent fysikaliskt dela in processerna i torra eller våta. I en våt process (slam- eller avloppsvattenprocess) behandlas normalt material med en ts-halt <10 %. I torra processer (torr-rötning eller kompostering) har materialet oftast ts-halter >25 %.

Biologiska parametrar

Förutom att de aktiva organismerna kan vara aeroba (syrekrävande) eller anaeroba (syreskyende) organismer, finns det också ett antal temperaturområden där de är aktiva. Den anaeroba processen drivs normalt antingen i ett mesofilt temperaturområde med optimum vid 35-37°C eller i ett termofilt temperaturområde med optimum vid ca 55°C. Svensson (1988) delar även in de anaeroba mikroorganismerna i flera temperaturområden, t.ex. psykrofilt (optimum ca 15°C) och extremt termofilt (optimum ca 85°C).

Anaerob stabilisering

Den anaeroba processen (biogasprocessen, rötning) utnyttjas i samhället för att stabilisera organiskt avfall och för att utvinna energirik biogas. Det absolut vanligaste användningsområdet för processen är vid avloppsreningsverk och avfallsdeponier. Utvecklingen i Sverige pekar idag på ett ökande antal biogasanläggningar för organiskt avfall (till exempel slakteriavfall, gödsel och hushållsavfall) där målet är att utvinna energi och att utnyttja den stabiliserade restprodukten (rötresten) i jordbruket. I och med detta följs en dansk trend som sedan i mitten av 1980-talet resulterat i ett 20-tal anläggningar (Energistyrelsen, 1995).

Med hänsyn till olika patogeners temperaturresistens erfordras en termofil processtemperatur för att den anaeroba processen skall kunna betraktas som en hygieniseringsmetod. Vid mesofil rötning krävs då en separat hygienisering. Danska försök har dock visat att en mesofil rötning ger en bättre hygieniseringseffekt än motsvarande termiska uppvärmning.

Patogenavdödning

I pilotförsök utförda av JTI och SVA testades överlevnaden hos ägg från svinspolmask, Ascaris suum, under mesofil och termofil rötning av slaktavfall. Vid termofil rötning erhölls kunde inga viabla spolmaskägg återfinnas efter 4 timmars behandling. Vid den mesofila rötningen uppstod inga skador på äggen efter en tidsperiod på hela 8 dygn i rötkammaren (Thyselius et al., 1984).

Försök gjorda i en termofil biogasreaktor (Plym-Forsell, 1995) med kontinuerlig matning har visat att vare sig Salmonella eller svinspolmaskägg överlevde 24 timmar i reaktorn. Biogasreaktorn, i vilken försöken utfördes, var utformad så

att nytt material inte matades direkt in i reaktorn utan hamnade istället i en förkammare. På så sätt kunde man försäkra sig om en minsta uppehållstid på 17 timmar vid 55°C.

Giardia muriscystor inaktiveras till 99,9 % vid 18 timmars mesofil rötning i laboratorium (Gavaghan et al., 1993). Detta visar att en behandling på 24 timmar vid 37°C är tillräcklig för att inaktivera mer än 99,9 % av cystorna. Andra försök (van Praagh et al., 1993) visar på liknande inaktiveringstid vid 37°C. Inaktiveringstiden för Giardia muris vid 50°C har i dessa försök bestämts till 10,7 minuter (bild 14).

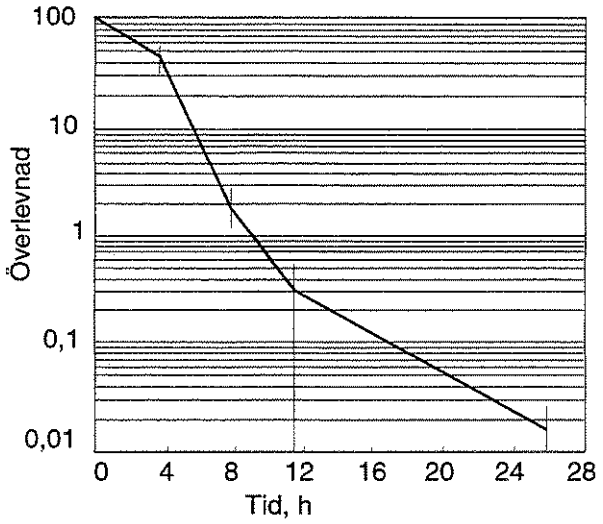

Bild 14. Avdödning av Giardia muris vid 37°C (efter Gavaghan et al., 1993).

Fullskaleförsök med mesofil rötning (semi-kontinuerlig process) har genomförts på Nordirland (Kearney et al., 1993). Resultat från dessa indikerar att T_{90} för bl.a. Salmonella typhimurium, E. coli, och Y. enterocolitica är betydligt högre i fullskala än i laboratorium. Försöken visar att Campylobacter jejuni är mycket motståndskraftiga med ett T_{90} på 438,6 dygn.

Soares et al. (1994) har undersökt reduktionen av enterovirus vid mesofil rötning. Reduktionen varierade mellan 68 % och >99,94 %, med ett medelvärde på 90,1 %. Virushalterna kunde, trots rötningen, överstiga 10^5 MPN/kg. Även Giardia muris-cystor undersöktes. Halterna var i åtta fall av 12 högre i det rötade slammet än i det orötade. Viabiliteten kunde inte fastställas med använda analysmetoder.

Virusreduktionen i mesofila och termofila processer har också undersökts av Lund et al. (1982). Försöken utfördes i laboratorium och man använde coxsachievirus B3 och echovirus 11. Under termofila förhållanden gick det inte att visa på någon korrelation mellan virusreduktion, uppehållstid och/eller temperatur. Däremot verkade det finnas en korrelation mellan intensiteten i gasproduktionen och inaktiveringen av virus. Det förefaller också som om virus kan skyddas av slammet vid termofila temperaturer, medan virusen inaktiverades vid mesofila temperaturer. Resultaten indikerar också att virus kan inaktiveras med ungefär samma hastighet som bakterier. Salmonella typhimurium verkar något mer motståndskraftig mot

rötning än fekala E. coli, vilket tyder på att E. coli skulle kunna vara en lämplig indikator även för humana enterovirus. Virus bundna till slampartiklar skyddas dock av dessa och förefaller då vara upp till 10 gånger motståndskraftigare än E. coli.

Danska försök (Bendixen et al., 1995b) har gjorts med porcint parvovirus (ett av de mest termoresistenta virusen) och bovint enterovirus (moderat termosensitivt). Dessa båda virus liknar motsvarande humanvirus. Biogasanläggningarna arbetade vid 35°C och 55°C och behandlade dels gödsel, dels gödsel blandat med 20 % hushållsavfall. En satsvis uppvärmning till 70°C genomfördes också. Parallella försök gjordes med virus i fysiologisk koksaltlösning. Resultaten visar att temperaturen är en viktig inaktiveringsfaktor vid termofil behandling och den dominerande inaktiveringsfaktorn vid 70°C. Vid temperaturer på 50-60°C kunde en additiv inaktiveringseffekt genom den aktiva biomassan påvisas.

Genom försöken (Bendixen et al., 1995b) kunde man påvisa ett inaktiverings-förlopp i två faser. Initialt skedde en kraftig inaktivering (initialfasen) följt av en långsammare (terminalfasen). Inaktiveringshastigheten var också lägre i gödsel /hushållsavfallsblandningen än i den rena gödseln, men man har inte funnit någon förklaring till detta. Försöksresultaten visar att porcint parvovirus (PPV) är mest resistent och bovint enterovirus(BEV) minst resistent. För BEV uppnås en 4 log10-reduktion på 23 timmar vid 35°C och <0,5 timmar vid 55°C. För PPV uppskattades inaktiveringstiden för en 4 log10-reduktion genom extrapolation till 11-12 timmar vid 55°C i initialfasen och till 54 timmar vid 55°C i terminalfasen. Resultaten tyder på att den i Danmark använda FS-metoden (där en 4 log10-reduktion mäts) också visar att en god inaktivering av alla betydelsefulla virus, utom parvovirus, har skett.

Försök (Bendixen et al., 1995b) med mätning av inaktivering av virus i vävnader och blod i biomassa har också gjorts. Resultaten från dessa försök tyder på att celler och vävnader delvis skyddar virus från att inaktiveras.

Processbeskrivning

Den anaeroba processen kan utformas för många typer av organiska avfallspro-dukter. Anaerob behandling av tunna substrat, som avloppsvatten eller hydrolys-vätska från en tvåstegsprocess, sker ofta i någon typ av filterprocess, medan slamformigt avfall (även uppslammat fast material) normalt behandlas i en total-omblandade reaktor. Fast avfall behandlas i reaktorer, antingen i enstegs- eller tvåstegsprocesser.

Avloppsvatten

Avloppsvatten kan delas in i högkoncentrerade och lågkoncentrerade. Högkoncen-trerade avloppsvatten har ett BOD_7-innehåll på 3 000 mg/l eller högre. De härrör vanligen från industriella anläggningar. Till lågkoncentrerade avloppsvatten räknas främst kommunalt avloppsvatten (Nyns, 1986).

Lågkoncentrerade avloppsvatten kan behandlas anaerobt för att erhålla en BOD-reduktion. Eftersom substratet är tämligen utspätt kommer det att krävas en hel del energi för att värma upp substratet till mesofila temperatur, vilket gör att det kan

vara svårt att få en sådan anläggning att gå ihop ekonomiskt. Kommunalt avloppsvatten har behandlats i en UASB-process, vilket är en process där de aktiva mikroorganismerna är fästa till små granuler som svävar i reaktorn under påverkan av vattenflödet. På detta sätt erhölls en COD-reduktion på 50-80% med behandlingstemperaturer på 13-30°C och med uppehållstider på mellan 12 och 24 timmar (Nyns, 1986).

Till högkoncentrerade avloppsvatten räknas bl.a. avloppsvatten från livsmedels- och läkemedelsindustri, stärkelse- eller metanolhaltigt avloppsvatten. Det finns mängder av olika rötningsprocesser som används för behandling av dessa typer av avloppsvatten, även om UASB dominerar som processtyp.

Slam/slurry

Slam och slurry rötas sedan lång tid tillbaka. Kommunala rötkammare är ett exempel på detta där kommunalt avloppsslam vanligtvis behandlas i en totalomblandad reaktor vid mesofil rötningstemperatur. Med processen erhåller man en betydande ts-reduktion som underlättar efterföljande slamhantering. Det finns även andra slamtyper som behandlas med rötning, som industriella avfallsslam som sockerbetsmassa (Nyns, 1986).

Fast avfall

Fast avfall kan stabiliseras genom torr-rötning eller efter utspädning som slurry (våtrötning). Vid torr-rötning räknar man med en ingående torrsubstanshalt på 20-40%. Exempel på torr-rötningsprocesser är VALORGA (Frankrike), KOMPOGAS (Schweiz) och DRANCO (Belgien) (IEA, 1996). Vid våtrötning ligger torrsubstanshalten på ca 10%. Exempel på våtrötningsprocesser är de italienska processerna ITALBA och SNAMPROGETTI samt den finska AVECOM-processen (IEA, 1996). Hushållsavfall kan till exempel stabiliseras i en kontinuerlig, totalomblandad process efter att ha blandats med avloppsslam i blandningsförhållandet 1:1 (Nyns, 1986).

Uppehållstid

Uppehållstiden beror på substratkoncentration och kemisk sammansättning samt önskad nedbrytningsgrad.

Uppehållstiden vid rötning av avloppsvatten är i storleksordningen några timmar till några dygn. Slamrötkammare vid avloppsreningsverk drivs oftast vid 15-20 dagars uppehållstid vilket anses vara tillräckligt för tillfredsställande stabilisering. Vid rötning av annat avfall är uppehållstiden vanligen mellan 10 och 40 dagar beroende på driftstemperatur och substrattyp. (Edström, pers. medd., 1996; Nyns, 1986).

Driftserfarenheter

För att processen skall fungera optimalt är det viktigt att temperatur och pH hålls så jämna som möjligt. Det är också viktigt att slammatningen sker jämnt fördelat över dygnet i den mån det går. Temperaturen i reaktorn bör inte variera med mer

än en grad och processen kommer att fungera bäst om det ingående slammet har samma temperatur som slammet i reaktorn. pH bör ligga över 7,0. Innehållet av flyktiga organiska syror bör inte överstiga 300 mg HAc/l (värden <200 mg HAc/l anses vara tillfredsställande). (NORVAR, 1991)

En indikation på att processen inte fungerar tillfredsställande är att pH sjunker till ett värde under 7,0, beroende på ökad mängd organiska syror. Gasproduktionen avtar och det finns risk för att processen går sur. Vanligen orsakas driftsproblem av temperaturvariationer, ojämn slammatning, dålig omblandning i reaktorn eller andra kraftigt ändrade livsbetingelser för bakteriekulturen. Har processen gått sur bör slamtillförseln minskas och därefter bör pH höjas till ett värde över 7,0. Detta kan ske med till exempel tillsats av släckt kalk. Ökad omrörning kan också få fart på processen igen. Om hela bakteriekulturen i reaktorn dör kan det ta mycket lång tid innan man får processen att fungera igen. Nystarten kan då ske med hjälp av en ymp från en fungerande reaktor. Trots ympning med en etablerad kultur kan det ta upp till ett år innan processen är någorlunda stabil. (NORVAR, 1991, 1996)

Flotationsslam och fett ger en ökad gasproduktion och den producerade gasen har också ett högt metaninnehåll. Ett fettrikt avfall bör dock värmebehandlas innan rötningen eftersom utrötningsgraden då blir högre. Fettnedbrytningen går oftast bättre i en termofil process än i en mesofil. För proteinnedbrytning gäller det omvända förhållandet. Rötning av material med upp till 1 % fett (15 % av ts) går bra. Vid försök med rötning av slaktavfall med fetthalter på 1,5-2 % erhölls kraftig skumbildning i den mesofila processen. Skumbildningen minskade när processen kördes termofilt. Skum kan också bildas om omrörningen är otillräcklig eller vid tillfällig tillförsel av ett lättomsatt material. I det senare fallet kan man få en "stormande jäsning", vilket gör att reaktorn jäser över (Mathisen, pers. medd., 1996). I extremfall kan skum tränga ut i gasledningen och därigenom orsaka ordentliga driftsproblem. (NORVAR, 1991)

Vid rötning av slam når man vanligen upp till en nedbrytningsgrad för det organiska materialet på 35-50 %. Vid ett väl utrötat slam är avvattningsegenskaperna bättre än för råslam. Slam som bara är delvis utrötat har däremot sämre avvattningsegenskaper än råslam (NORVAR, 1995).

Rötresten består av fyra huvudkomponenter; död, organisk substans i olika nedbrytningsstadier, oorganiska lättlösliga och svårlösliga ämnen, mikroorganismer och vatten. Det är den döda organiska substansen och de mer eller mindre lösliga oorganiska ämnena som ger rötresten värde som gödsel- och jordförbättringsmedel. Dit hör till exempel NH_4-N och organiskt bundet N. Under rötning har en del av det organiskt bundna kvävet omvandlats till ammoniumkväve. Ammoniumkvävet kan i allmänhet räknas som likvärdigt med kvävet i handelsgödsel. Det finns dock större risk för kväveförluster vid rötrestspridning än vid spridning av handelsgödsel. Det är därför viktigt att den myllas eller harvas ner direkt efter spridandet. Den kan också spridas i växande gröda med så kallad släpslangsteknik.

Halterna av ämnen som inte omsätts i processen till exempel tungmetaller, kommer att öka vid rötningen. Detta beror på att en del av det organiska innehållet bryts ned utan att det sker någon reduktion av mängden icke omsatta ämnen.

NORVAR (1991) har gjort en processbeskrivning som utgår från att avloppsslammet är mesofilt rötat, eftersom detta är vanligt på kommunala reningsverk. För att förlora så lite värme som möjligt värms slammet/avfallet ofta upp i tre

steg. Först värms råslammet upp till 25-30°C. I nästa steg värms det upp till 50-60°C genom värmeväxling med det färdigpastöriserade materialet. Det färdigpastöriserade slammet avkyls då till ca 40°C, vilket är lagom vid inmatningen i reaktorn. Slutligen värms slammet till 70°C med hjälp av värmeväxling med varmt vatten (85-90°C), som värmts upp genom förbränning av biogas. I de två första uppvärmningsstegen är det lämpligt med plattvärmeväxlare för att värmeväxla direkt från slam till slam, för att på så sätt undvika alltför stora värmeförluster. För det sista steget används lämpligen en rörvärmeväxlare.

Materialförändringar

Förändringen av det rötade materialets ts-halt är direkt beroende av materialets sammansättning och uppehållstiden i reaktorn. Normalt drivs processen med så lång uppehållstid att reduktionen av torrsubstans blir betydande det vill säga avfallet stabiliseras. Vid behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall (matavfall, slakteriavfall) kan ts-reduktionen komma att bli så hög som 60 % (Edström et al., 1995) och även nå ännu högre (80 %) för vissa industriella avloppsvatten, t.ex. från läkemedelsindustrin. Avloppsreningsverkens rötkammare har av tradition drivits med en lägre ts-reduktion, 30-40 % men en högre VS-reduktion (Rennerfelt, 1992). Tillsammans med bearbetningen i reaktorn leder således behandlingen till att (i fallet slamformigt avfall) materialet blir mer lättflytande och homogent. Ett väl utrötat slam har generellt förbättrade avvattningsegenskaper och ökad sedimenteringsbenägenhet (VAV, 1981).

Rötresten kommer att bestå av oorganiskt material, inert material, material som är svårnedbrytbart anaerobt samt bakteriell biomassa.

Karakteristiskt för biogasprocessen är en effektiv mineralisering av organiskt kväve, vilket leder till en ökad andel växttillgängligt ammoniumkväve i det våta slammet.

Kostnader

Novem (1992) delar in rötningsanläggningarna efter behandlingskapacitet i små anläggningar, medelstora anläggningar och stora anläggningar:

Små anläggningar

För anläggningar kapacitet på upp till 20 000 ton/år ligger investeringskostnaden på 970-1 434 NLG (nederländska gulden) per ton och år (KOMPOGAS och BTA-systemet). Detta ger också höga behandlingskostnader: 200-250 NLG per ton och år. I behandlingskostnaden ingår inte eventuella kostnader för en aerob efterstabilisering. (Novem, 1992).

Energistyrelsen i Danmark (1995) redovisar för anläggningen i Ribe en kapitalkostnad på 26 DKK/m^3 substrat (blandning gödsel/avfall) och driftkostnad på 13 DKK/m^3.

Anläggningar med en kapacitet på mellan 25 000- 30 000 ton/år är torr-rötningsanläggningar. För Biocel- och Waasasystemen är investeringskostnaden relativt låg, endast 540 NLG/ton respektive 613 NLG/ton. Behandlingskostnaderna

(brutto) ligger på 107 NLG/ton resp. 116 NLG/ton. För Waasasystemet kan kostnader för aerob stabilisering tillkomma. (Novem, 1992).

Medelstora anläggningar

Anläggningar med en kapacitet på 50 000- 60 000 ton/år omfattar endast torrrötningsanläggningar. Kompogas, Biocel och DEM har relativt låga kostnader på grund av låga investeringskostnader (420-602 NLG/ton). Biothane har den högsta investeringskostnaden: 790 NLG/ton. Bruttodriftkostnaderna varierar mellan 91 NLG/ton (Waasa) och 141 NLG/ton (Biothane). (Novem, 1992)

Den danska anläggningen i Fangel redovisar en kapitalkostnad på 44 DKK/m^3 och en driftkostnad på 29 DKK/m^3 (Energistyrelsen, 1995).

Stora anläggningar

Stora anläggningar, det vill säga 75 000- 120 000 ton/år har kostnader i samma storleksordning som de mindre anläggningarna. Investeringskostnaderna varierar mellan 365 NLG/ton (Paques, våtrötning) och 756 NLG/ton (Biothane). Bruttodriftkostnaderna ligger på 77 NLG/ton (DEM) och 133 NLG/ton (Biothane). (Novem, 1992)

Anläggningen Lintrup i Danmark har en kapitalkostnad på 23 DKK/m^3 och en driftkostnad på 21 DKK/m^3 (Energistyrelsen, 1995).

Kompostering

Kompostering är en behandlingsprocess med ett vitt användningsområde. Kommunalt avfall (avloppsslam, hushålls- och parkavfall m.m.), industriella restprodukter och gödsel är vanliga material som komposteras. Storskalig kompostering har stor utbredning i Europa och USA, och det finns ett stort antal varianter på komposteringsanläggningar. Bara i Tyskland finns i storleksordningen närmare 300 större komposteringsanläggningar. I Sverige byggdes ett 20-tal stora komposteringsanläggningar för kommunalt avfall under slutet av 1970-talet och början av 1980-talet. 1990 var sex stycken fortfarande i drift varav många behandlade park- och trädgårdsavfall (Wannholt, 1995).

Kompostering kan innebära olika grad av hygienisering. Haug (1993) påpekar att hygienisering vid kompostering, precis som vid andra biologiska processer, är en funktion av temperatur och exponeringstid vid sidan av faktorer som konkurrens av andra mikroorganismer, antagonism och produktionen av antibiotiska eller inhiberande substanser. de Bertoldi (1985 a) poängterar att hygienisering och kompostering inte nödvändigtvis är synonymt. Orsakerna till att man inte får en fullständig hygienisering i en kompost kan vara (Haug, 1993) följande.

- Ett heterogent råmaterial med klumpar kan skydda patogener från höga temperaturer
- Det blir en ojämn temperaturfördelning i materialet där ytterdelarna är svalare än centrumdelarna.

Därtill finns generella problem som risk för återväxt, kontaminering efter behandling osv. Här kan bland annat stabiliseringsgraden och vattenhalten i den färdiga komposten vara betydelsefull. En kompostprodukt med lågt innehåll av lättomsättbart organiskt material och hög ts-halt kan effektivt hindra förnyad tillväxt (de Bertioldi, 1985a).

Patogenavdödning

Löfgren et al. (1978) undersökte hygieniseringsförloppet i en kompostbädd bestående av hushållsavfall och avloppsslam. Luft tillfördes mekaniskt genom blåsning/sugning. Temperaturen i kompostmaterialet kom att variera betydligt i olika mätpunkter och beroende på luftningssystem. Försöken visade att Salmonella typhimurium avdödades efter 5 dygn vid temperaturer över 55°C. Ascaris suum ägg och poliovirus typ 1 blev icke viabla respektive reducerades fullständigt efter 3 dygn vid temperaturer över 50°C. Även E. colibakterier visade sig avdödas effektivt under komposteringen.

de Bertoldi et al. (1985 a) har redovisat reduktionen av Salmonella, fekala streptokocker och fekala koliformer i försök med olika komposteringssystem, avfallsblandningar och uppehållstider. Resultat för strängar med passiv och aktiv luftning samt vertikala och horisontella reaktorer redovisas. Vid de passiva strängarna reducerades Salmonella fullständigt efter 30 dagars behandling. Däremot erhölls ingen betydande reduktion av fekala streptokocker och fekala koliformer. Även vid aktiv blåsning/sugning av luft erhölls fullständig reduktion av Salmonella. Resultatet med fekala streptokocker och fekala koliformer redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Kvarstående halter (st/g ts) av fekala streptokocker (ursprungshalt 10^5-10^6/g ts) och fekala koliformer (ursprungshalt 10^5-10^7/g ts) vid kompostering i 25-30 dagar av avloppsslam och organiskt hushållsavfall i kompoststrängar med mekanisk luftning (de Bertoldi et al., 1985 a).

Testorganism	Inblåsning luft	Utsugning luft	Inblåsning/utsugning
Fekala streptokocker	$7,8\times10^2$-$3,4\times10^3$	2×10^2-$1,7\times10^3$	$1,3\times10^1$
Fekala koliformer	1,2-$2,9\times10^2$	1,9-$5,4\times10^2$	$6,2\times10^2$

Försöket i tabell 15 visar att kombinationen inblåsning och utsugning gav bäst resultat. Sämst resultat i försöksserien gav den vertikala reaktorn där även Salmonella återfanns i materialet efter 21 dagars behandling. Fekala streptokocker och fekala koliformer reducerades med måttligt eller inte alls.

I tabell 16 redovisas resultaten för de horisontella reaktorerna. Detta komposteringssystem gav det klart bästa resultatet i jämförelse med övriga. Två försöksserier redovisas.

Polprasert (1989) redovisar avdödningsresultat från en så kallad BARC-anläggning (täckt strängkompost med mekanisk luftning) där Salmonella, fekala streptokocker och fekala koliformer reducerats fullständigt efter endast

10 dagars behandling. Bakterieviruset F2 hade reducerats med 5 log_{10}-enheter efter 20 dagars kompostering. Sämst var reduktionen i ytterzonerna.

Tabell 16. Halter (st/g ts) av Salmonella, fekala streptokocker och fekala koliformer vid kompostering av avloppsslam och organiskt hushållsavfall i horisontellt liggande reaktorer. Två försök redovisas (de Bertoldi et al., 1985a).

Testorganism	1. Ursprunglig halt	1. Kvarstående efter 14 dgr	2. Ursprunglig halt	2. Kvarstående efter 28 dgr
Salmonella	$8,7\times10^{2}$	-	$6,3\times10^{3}$	-
Fekala streptokocker	$5,1\times10^{6}$	$1,7\times10^{2}$	$9,1\times10^{5}$	$2,0\times10^{2}$
Fekala koliformer	$5,1\times10^{6}$	$9,5\times10^{1}$	$8,9\times10^{4}$	$2,1\times10^{1}$

Även Strauch (1982) har redovisat undersökningar för olika komposteringssystem. Slutsatsen blev att strängkompostsystem är osäkra för Salmonella och ECBO-virus, även om en godtagbar avdödning kan åstadkommas under gynnsamma förhållanden. Komposteringsreaktorer visar här en högre tillförlitlighet med fullständig avdödning av såväl Salmonella och ECBO-virus som ägg av Ascaris suum. Även för dessa system menar Strauch (1982) att tekniska störningar kan ge ofullständig säkerhet. Ett sätt att komma lösa eventuella driftsproblem är att låta kompostmaterialet åter passera reaktorn alternativt efterkomposteras i sträng under ett återkommande vändningsförfarande.

Ovanstående resultat stöds av Plym-Forsell (1988) som visat att Salmonella kunde avdödas fullständigt i fastgödsel efter 7 dagars kompostering i stuka. de Bertoldi (1985 b) har även i ett försök visat att fekala streptokocker och fekala koliformer går att reducera till i storleksordningen 1×10^{1}/g ts i strängkomposteringssystem med aktiv luftinblåsning. Klart är att driftstillsyn och skötsel i form av luftning och vändning är avgörande för om en strängkompostanläggning skall kunna fungera tillfredsställande som hygieniseringsmetod.

Processbeskrivning

Faktorer som har stor betydelse när det gäller möjligheterna att kompostera biologiskt avfall är (NORVAR, 1995; Haug, 1993):

- halten organiskt material (vanligen inget problem när det gäller avloppsslam eller hushållsavfall)
- pH (bör inte överstiga pH 9 för att nedbrytningsprocessen ska komma igång)
- kol/kvävekvoten
- värmeisoleringen
- syretillförseln
- ev. strukturen

I praktiken har det visat sig att det vid kompostering av slam utan inblandning av tillsatsmedel är lämpligt med en ts-halt på ca 30 %. Vanligen blandas slam med bark, sågspån eller andra organiska fraktioner för att få en tillfredsställande porosi-

tet, så att syretillförseln blir god och så att nedbrytningsprodukter kan avges. Vid inblandning av material med en hög C/N-kvot kan ammoniakavgången minskas under nedbrytningsprocessen (NORVAR, 1991).

Kvaliteten på slutprodukten hänger naturligtvis samman med hur processen har förlöpt. Frilandskompostering utan tillsatsmaterial och/eller med få vändningar ger en slutprodukt som är dåligt stabiliserad och hygieniserad. En komposteringsprocess där man har använt tillsatsmaterial samt styrt luftningen efter temperaturen i kompostmassan har i allmänhet bättre förutsättningar för att ge en slutprodukt som kan betraktas som stabiliserad och hygieniserad. Ju mer arbete som läggs ner under processen (det vill säga vändningar och inblandning av tillsatsmaterial) desto bättre slutprodukt erhålls. Sluten kompostering (tunnel-, hall-, reaktorkompostering eller liknande) anses ge de bästa kontrollmöjligheterna (NORVAR, 1991; Haug, 1993).

Från en väl skött anläggning kommer komposten att ha en jordliknande struktur som är lämplig att använda som jordförbättringsmedel. Beroende på om man använder tillsatsmaterial eller inte, samt på om komposten siktas efter processen, kommer volymen att förändras. Under processen sker en upptorkning av slammet, men om tillsatsmaterial används kan ändå slutvolymen bli större än ursprungsvolymen (NORVAR, 1995).

Komposteringsanläggningarna kan delas in i tre olika typer:

- Frilandskompostering
- Kompostering på luftad platta
- Reaktorkompostering

Frilandskompostering (strängkompostering)

Vid strängkompostering behöver komposthögarna eller -strängarna vändas relativt ofta. Vid manuell vändning görs det oftast en gång i veckan. Mekaniserad vändning görs en gång per dag eller oftare. Vändningarna ger bra syretillförsel och bidrar också till att kompostmaterialet blandas om. Nedbrytningen tar 20-40 dagar (beroende på hur ofta högarna vänds, ts-halten och tillsatsmaterial). Storleken på högarna/strängarna varierar och beror på anläggningens övriga utformning. Temperaturerna inne i högen kan nå upp till 65°C eller högre.

Kompostering på luftad platta

En effektivare komposteringsmetod som ger höga temperaturer i det termofila området och en bättre hygienisering är kompostering på luftad platta. Avfallet blandas med eventuella tillsatser (till exempel träspån) och läggs på en betong- eller asfaltsplatta med ett inbyggt luftningssystem. Luft sugs eller blåses genom högen så att en optimal syrehalt uppnås. Det kan vara bättre att suga igenom luft än att blåsa, eftersom det då ges bättre möjligheter till luktkontroll (NORVAR, 1995)

Kompostering i fyra veckor och en efterbehandlingstid (mognande) på 2-9 månader är i allmänhet tillräckligt, detta under förutsättning att man uppnår en temperatur på minst 55°C under tre veckor. För att uppnå detta kommer högen att behöva vändas minst en gång vid hög temperatur (<55°C), så att alla delar av komposten

har behandlats. Temperaturfördelningen i denna typ av högar blir annars lätt ojämn (bild 15). Kärnan kommer att bli varmare än de yttre delarna, vilket innebär att det där kan finnas patogener som inte har inaktiverats (Haug, 1993; Polprasert, 1989).

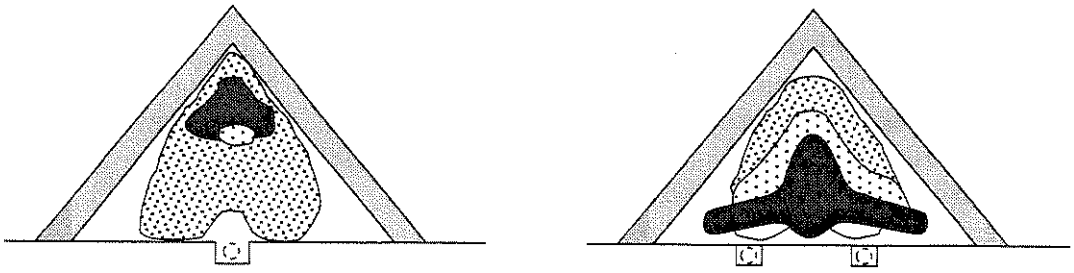

Bild 15. Typiska temperaturfördelningar vid strängkompostering (a) luftning genom blåsning (b) luftning genom sugning (Polprasert, 1996).

Det finns också varianter där man inte vänder högen under processen utan isolerar den med ett lager färdig kompost istället (BARC, Beltsville Aerated Rapid Compost, se bild 16). Detta är en metod som lämpar sig bäst för områden med varmt klimat. Resultatet tycks inte påverkas nämnvärt av en sänkning av omgivningstemperaturen och/eller regn (Haug, 1993).

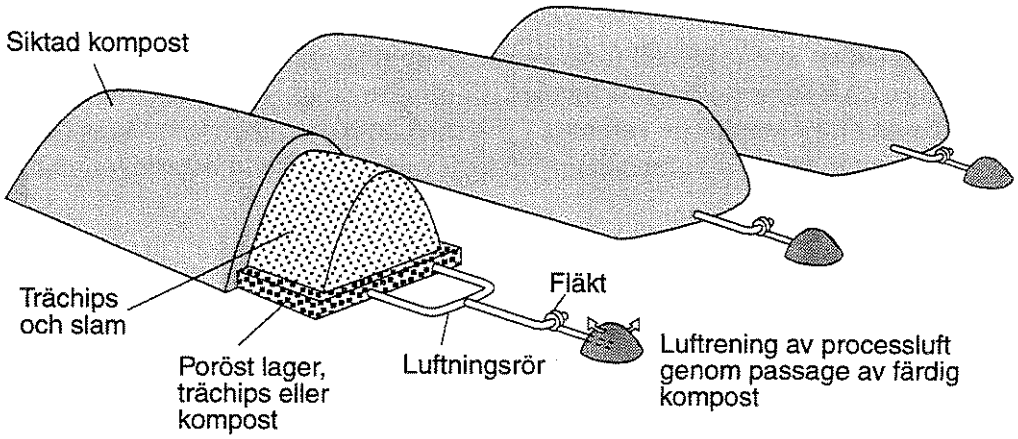

Bild 16. Beltsville Aerated Rapid Compost (BARC-processen) (efter Polprasert, 1989).

Reaktorkompostering

Vid reaktorkompostering sker första delen av processen i en reaktor. Behandlingstiden i denna understiger i allmänhet två veckor. Reaktorbaserade tekniker för kompostering av matavfall, avloppsslam, grönyteavfall m.m. är till exempel (Wannholt, 1995):

- Trumkompostering
- Tunnelkompostering
- Tornkompostering (Silokompostering)
- Boxkompostering (Cellkompostering)
- Containerkompostering
- Sluten hallkompostering
- Brikollaremetoden

Trumkompostering innebär att komposteringen äger rum i en långsamt roterande trumma. Trummorna förekommer i många olika storlekar och utföranden. De kan tillverkas i stål och är oftast isolerade,

Tunnelkompostering innebär att komposteringen sker i en sluten "tunnel", det vill säga ett utrymme med både väggar, tak och botten, vanligen med luftning via bottenplattan och utsugning via taket.

Tornkompostering innebär att komposteringen sker vertikalt i någon slags torn eller silo med materialtillförsel i toppen.

Boxkompostering och containerkompostering är två tekniker som påminner om varandra. Skillnaden är att boxkompostering genomförs i slutna, stationära boxar, vanligen gjorda i betong, medan containerkompostering genomförs i slutna och mobila stålcontainrar.

Sluten hallkompostering innebär att komposteringen sker helt inbyggd i en hall-liknande byggnad. Luftning kan ske genom bottenplattan och/eller med vänd-aggregat av olika slag. Moderna komposteringssystem är helt automatiserade och utrustade med vändningsaggregat som går på kranbanor eller bryggor och på så sätt kan nå hela komposteringsytan.

Brikollaremetoden är en speciell form av kompostering, där kompostmaterialet formas genom ett komprimeringsförfarande till mindre block som påminner om håltegel. Dessa block staplas på varandra i pallar så att hålrummen ventileras och placeras i en sluten hall där komposteringen äger rum. Efter komposteringen mals blocken.

Dimensionering

I tabell 17 redovisas optimala värden på viktiga driftsparametrar enligt NORVAR (1991).

C/N-kvoten är viktigt för nedbrytningsförloppet. I slam ligger värdet vanligen på 13-15, medan den optimala nivån ligger som synes högre. Orsaken till detta är att aktiva aeroba mikroorganismer använder 15-30 gånger mer kol än kväve vid sin metabolism. En C/N-kvot på ~30 ger en effektivare nedbrytning (Haug, 1993) Den kan nås genom tillsättning av material med ett högt kolinnehåll, som till exempel bark och flis. En låg C/N-kvot ökar kväveförlusterna i form av ammoniak, medan en hög C/N-kvot ökar nedbrytningstiden, eftersom kvävet blir begränsande (NORVAR, 1991).

Tabell 17. Driftsparametrar för komposteringsprocessen (NORVAR, 1991).

Parameter	Optimalt område
C/N	20-35
Temperatur (°C)	55-65
Ts-halt (slam + tillsatsmaterial) (%)	30-50
Fuktighet (slam + tillsatsmaterial) (%)	50-70
Porositet (%)	25-40
Densitet (kg/m^3)	< 800

Vid alltför höga temperaturer, 70-80°C, kommer flera för processen viktiga grupper av mikroorganismer att dö. Vid låga temperaturer, 40-50°C kommer komposteringen att bli långsam och ta längre tid. Den optimala temperaturen ligger därför på 55-65°C (NORVAR, 1991; Haug, 1993).

Vid syrebrist kommer nedbrytningen att ske anaerobt på vissa ställen i komposten. Detta ger problem med lukt. Vid för hög luftning kommer komposten att kylas av och processen kommer då att gå långsammare eller avstanna helt (särskilt under den kalla årstiden).

Vid ett för lågt vatteninnehåll kommer nedbrytningsprocessen att avstanna. Ett torrt substrat kan också innehålla för lite näringsämnen. Ett för högt vatteninnehåll kan ge problem med luftningen, lägre temperaturer i komposten, materialet kan kompakteras under sin egen tyngd och det kan krävas mer tillsatsmaterial (Haug, 1993).

Dimensionering av frilandskompostering

Strängarna/högarna är vanligen 4-4,5 meter breda och 1,5-2 meter höga. Det måste finnas tillräckligt med plats mellan dem för att man ska kunna köra där samt använda hjullastare för vändningen. Detta gör att arealbehovet blir mycket stort, ca 1 m^2 / pe, vid ett slam med en ts-halt på 20 % (utan tillsatsmaterial). Vid en intensiv kompostering med tillsatsmaterial och täta vändningar kan arealbehovet reduceras till ca 0,3 m^2 /pe. För hushållsavfall krävs ca 4 m^2/ton avfall (VAR-anläggningen i Wilp, Nederländerna, såsom den redovisas av NOVEM (1992), det vill säga 77 dagars kompostering exklusive tre månaders efterlagring)

Den yta som krävs för strängkompostering av avloppsslam har uppskattats till 1 ha per 10-12 ton ts. Denna yta omfattar (Polprasert, 1989):

- yta för blandning av slam med tillsatsmaterial
- yta för själva komposteringen
- yta för efterbehandling
- yta för siktning/sållning av den färdiga komposten och separering/recirkulering av tillsatsmaterial
- yta för att behandla lakvatten och dagvatten från kompostområdet
- övriga ytor för, till exempel, manskapsbodar, lastning, lossning m.m.

Dimensionering av kompostering på luftad platta

Vid kompostering på luftad platta är luftbehovet ca 9-15 N m^3/h per ton ts beroende på hur fuktigt materialet är. Slammet behöver inte vändas mer än under efterlagringen. Detta medför att ytbehovet blir mindre än vid frilandskompostering. Efterlagringstiden och typ av luftning påverkar naturligtvis också ytbehovet. Normalt krävs 0,14-0,35 m^2/pe (NORVAR, 1991).

Vid kompostering på luftad platta bör ytan asfalteras och ha ett fall mot en uppsamlingsbrunn. Lakvattnet är i allmänhet kraftigt förorenat och måste renas om det inte används till bevattning av komposten (Haug, 1993).

Dimensionering av reaktorkompostering

Dimensioneringen beror helt på vilken typ av process man väljer. Weissystemet uppskattar den yta som behövs för kompostering av 25 000 ton/år till 0,4 ha (exklusive 3 månaders efterlagring) (Novem, 1992). Den yta som behövs till efterlagringen kan enligt NORVAR (1996) uppskattas till 0,1-0,3 m^2/ pe.

Driftserfarenheter

I Norge finns det idag några anläggningar där man använder sig av frilandskompostering för avloppsslam (bland annat Drammen, Kristiansand och Vennesla). Två anläggningar använder sig av kompostering på luftad platta (Isi och Overhalla). Tidigare har det funnits reaktorkompostering i Oslo, men denna har lagts ner på grund av stora driftsproblem. Dessa driftsproblem yttrade sig i (NORVAR, 1996):

- höga nettodriftkostnader
- kortslutningsströmmar i reaktorn
- avsevärt slitage och korrosion på/av maskindelar
- svårigheter att upprätthålla en jämn fuktighet i reaktorn

Det utvecklas alltid lukt vid kompostering. (Haug, 1993; NORVAR, 1996; Bidlingmaier, 1992) Anläggningen bör därför placeras långt från bebyggelse, eller också bör någon form av luftrening installeras. Många gånger går det att reducera lukten, t.ex. genom att låta den utgående luften passera ett lager färdigbehandlad kompost. Det finns dock en mängd lösningar för luktreduktion, både i form av tekniska behandlingsanläggningar eller rena utspädningsmetoder. Det är också en fördel om man kan suga luften genom substratet i stället för att blåsa i genom luften (NORVAR, 1996; Haug, 1993).

Regn och snö kan kyla av komposten ordentligt. Under dessa perioder lönar det sig inte att vända komposten, utan det är bättre att vänta tills det har torkat upp något. Man kan avhjälpa problemet genom att bygga tak över anläggningen och på så sätt skydda den mot nederbörd (NORVAR, 1996).

Frilandskompostering

Ett exempel på frilandskompostering ges av Kirchmann och Widén (1994) som beskrivit kompostering av den organiska fraktionen av källsorterat hushållsavfall

i Uppsala. Avfallet siktades innan komposteringen för att skilja av plastkassar som använts vid insamlingen och transporten. Hälften av materialet blandades med parkavfall i förhållandet 1:1. Avfallet lades sedan i strängar (ca två meter höga och åtta meter långa), vilka vändes två gånger i veckan under sex månader.

Temperaturen i strängarna steg till 35-40°C redan efter ett par timmar efter uppläggningen. Under de två följande månaderna steg temperaturen till 68°C i strängen med den oblandade fraktionen och till 74°C i strängen med blandningen av organisk fraktion/parkavfall. Tre månader efter uppläggningen började temperaturen sjunka igen och efter ytterligare tre månader var temperaturen i högarna samma som i luften. pH-värdet ökade i båda högarna under de inledande fyra månaderna, från pH 4,9 respektive 5,4 till pH 8,0 respektive 8,5. Under de två avslutande månaderna låg pH-värdena på i princip samma högre nivå (Kirchmann & Widén, 1994).

Trots källsortering och separat insamling var avfallet förorenat av bl.a. stenar, plast, glasbitar och liknande. Föroreningarna utgjorde 2-3 % av den totala vikten. De flesta främmande föremålen kunde frånskiljas den färdiga komposten genom siktning, men felsorteringen är ändå ett problem. Analyser av tungmetallinnehållet i kompost tyder på att tungmetallhalterna i den organiska fraktionen av källsorterat hushållsavfall är lägre än i osorterat hushållsavfall. Källsortering är ur denna synvinkel en lämplig förändring av avfallshanteringen (Kirchmann & Widén, 1994).

De totala kväveförlusterna i kompost av källsorterat organiskt avfall uppgick till 52 % (Kirchmann & Widén, 1994). Utlakningen bedöms som ringa och förlusterna torde därför ha varit gasformiga. Inblandning av 50 % parkavfall (innehåller 0,5 % kväve i torrsubstans) resulterade i en halvering av kväveförlusterna. Författarna påpekar dock att detta enbart kan tolkas som en klar indikation på att kväveförlusterna minskar vid inblandning av kvävefattigt parkavfall och att någon generalisering inte kan göras.

Kompostering på luftad platta

För att erhålla en god nedbrytning och så få störningar av nedbrytningsförloppet som möjligt är det viktigt att plattan konstrueras så att luftfördelningen blir jämn, lakvatten inte samlas i luftpiporna och så att inte systemunderhåll försvåras. Luftningen av substratet styrs i allmänhet av ett tidsprogram baserat på de erfarenheter man har vid den aktuella anläggningen. Generellt kan man dock konstatera att de viktigaste styrparametrarna för kompostering på luftad platta är (NORVAR, 1995):

- hur luften blåses/sugs genom kompostmassan
- årstid och andra klimatfaktorer
- hur långt nedbrytningsprocessen har kommit
- temperaturutvecklingen i kompostmassan
- syrehalt

Temperaturen är den styrparameter som är enklast att mäta och som ger en rimlig uppfattning om processförloppet. Viktigt är att det inte tillförs mer luft än vad som behövs för att få en aerob miljö i substratet. Vid ett luftöverskott kommer yttemperaturen att sjunka och det finns risk för att luktproblemen ökar.

Driftserfarenheter finns bland annat från Falkenberg (Reforsk, 1990). Vid kompostering av enbart källsorterat hushållsavfall blir materialet lätt för kompakt och att risken för anaeroba zoner är stor. Detta ger upphov till lukt och otillfredsställande nedbrytning. Man anser därför att strukturmaterial i form av flis, trädgårdsavfall eller till exempel halm bör blandas in i materialet i samband med att komposteringsprocessen påbörjas. Ca 30 volymprocent anges som lämplig mängd.

Löfgren et al. (1978) har undersökt patogenöverlevnaden vid samkompostering av slam och hushållsavfall i Laxå. Slammet som blandades med hushållsavfallet hade inte genomgått biologisk stabilisering. Slam/avfallsblandningen luftades genom att luft omväxlande sögs respektive blåstes genom den. Ensidig sugning visade sig nämligen ha nackdelen att det yttre skiktet inte uppnådde de temperaturer som är önskvärda ur hygieniseringssynpunkt. Ensidig blåsning medförde en för stor avkylning i bottenzonen samt en så stor uttorkning att nedbrytningen i bottenzonen blev ofullständig. Kombinerad blåsning/sugning gav temperaturer i samtliga delar av komposten, vilka väl anslöt till temperaturerna i mitten. Denna kombinerade luftning visade i Laxå-försöken större nedbrytningshastighet och därmed högre självgenererad värme än vid strängvändning. Maximal temperatur var under första komposteringsveckan 60°C eller därutöver.

Reaktorkompostering

Även vid reaktorkompostering är temperaturen den parameter som är enklast att mäta och som ger bra information om tillståndet i reaktorn (NORVAR, 1995). Även fuktinnehåll och syrenivå är viktiga parametrar (Oorthuys, 1995).

I Groningen, Nederländerna, samlas grönsaks-, frukt- och trädgårdsavfall in separat och komposteras. Komposteringsanläggningen tillämpar tunnelkompostering och behandlar mer än 25 000 ton avfall per år. Varje komposteringstunnel är utrustad med en egen luftningsanläggning, vilket gör det möjligt att behandla olika typer av avfall samtidigt på anläggningen. Avfallet komposteras under en vecka i tunneln och därefter får det efterkompostera. Detta kan ske antingen på luftad platta eller i tunnel. Efterkomposteringen på den luftade plattan tar ca 4-6 veckor mot tunnelns 3-4 veckor. Det behövs inte lika mycket syre i efterkomposteringstunneln som i den vanliga komposteringstunneln. (Oorthuys, 1995)

Oorthuys (1995) anser att fördelarna med tunnelkomposteringen i Groningen är:

- Systemet är flexibelt med avseende på mängden och kvaliteten på det inkommande avfallet. Det finns möjlighet att genomföra en satsvis behandling, vilket har fördelen att man kan behandla olika typer av avfall samtidigt.
- En god processkontroll gör att initialfasen blir mycket kort och nedbrytningen går snabbt, vilket resulterar i en någorlunda väl stabiliserad produkt efter en vecka.
- Komposteringsdelarna på anläggningen är skilda från övriga anläggningsdelar, vilket ger en bättre arbetsmiljö och lägre underhållskostnader.
- Tunnelkomposteringen ger möjligheten att ta hand om allt förångat vatten i ett biofilter, vilket gör att det inte blir några utsläpp av lakvatten eller liknande.

Anläggningsbeskrivning (strängkompostering)

Ett exempel på strängkompostering ges i NORVAR (1996). Anläggningen komposterar avvattnat slam blandat med bark eller malda grenar på luftad platta. Inledningsvis blåste man in luft i komposten, men det har man nu slutat med. Data ges i bild 17.

Behandlar slam från	Falkensten (mek-kem, PAX), Åsgårds strand (mek-kem, PAX), Nykirke (biol-kem, AVR), Vike (biol-kem, PAX), Sundbyfoss (biol-kem, PAX) samt septikslam från Borre, Holmestrand, Hof och Våle
Anslutna industrier	viss livsmedelsindustri
Antal personekvivalenter	14 000
Termotoleranta koliformer	< 30 /g slam
Tillsatsmaterial	malda kvistar och bark (blandningsförhållandet 1:1, upp till 2:1 på vintern)
Vändning	minimum var tredje vecka
Uppehållstid i strängarna	6-7 veckor
Efterbehandling	varierar
Temperatur	minst 55°C i sex veckor
Mängd avvattnat slam	ca 2 000 ton per år
Avvattningsmetod	centrifug
Ts-halt i det avvattnade slammet	ca 22 %
Ts-halt i den färdiga komposten	ca 32-38 %
Färdig mängd kompost	ca 2 000 ton år

Bild 17. Data för strängkomposteringsanläggning för avloppsslam i Nord-Jarlsberg avfallsselskap, Holmestrand, Norge (efter NORVAR, 1996).

Parkavfall från kommunerna mals och blandas i slammet. När det inte finns tillräckligt med kvistar används bark istället. Blandningen sker i en Allusträng-vändare och läggs sedan ut i strängar. Blandningsmaskinen gör att det inte bildas slamklumpar i komposten och den används också vid den första vändningen av strängarna. Därefter används vanliga hjullastare eftersom det går snabbare och komposten blir mindre kompakt.

Under processen mäts varje vecka CO_2-innehåll och temperatur i komposten. Komposten vänds när temperaturen sjunker eller halten CO_2 närmar sig 20 %. Man har inte kapacitet att vända strängarna oftare, även om det hade varit fördelaktigare ur processynpunkt. Vintertid har anläggningen haft problem med att snö smälter in i processen. De åtgärder man har provat för att komma tillrätta med problemet är:

(1) Låta komposten vila under vintern och inte vända den
(2) Lufta komposten på den luftade plattan
(3) Blanda in mer bark och kvistar i komposten.

(1) och (2) gav inte det önskade resultatet, medan däremot en ökad inblandning av bark och kvistar gjorde att temperaturen ökade igen i komposten. Även vid denna anläggning har det varit klagomål på lukt, men dessa har minskat sedan man vid anläggningen börjat göra en mer noggrann processuppföljning (NORVAR, 1996).

Kostnader

Ur hygieniseringssynpunkt har frilandskompostering begränsat intresse. Detta på grund av svårigheterna att styra och kontrollera processen. Nedan redovisas därför bara kostnaderna för container-, hall-, silo- och tunnelkompostering (Novem, 1992).

Små anläggningar

För anläggningar med en kapacitet på upp till 30 000 årston varierar investeringskostnaderna mellan 387 NLG/ton (Weiss, silokompostering) och 852 NLG/ton (Herhof, hallkompostering). I snitt ligger investeringskostnaderna på 598 NLG/ton.

Driftkostnaderna ligger på 77 NLG/ton som lägst (BAS, tunnelkompostering) och 168 NLG/ton som högst (Biocon, containerkompostering). Medelvärdet ligger på 119 NLG/ton.

Medelstora anläggningar

För anläggningar på 50 000 ton ligger medelinvesteringen för tunnelkompostering på 360 NLG/ton och för hallkompostering på 550 NLG/ton. Driftkostnaderna ligger i snitt på 74 NLG/ton (tunnelkompostering) och 105 NLG/ton (hallkompostering). Endast en siloanläggning finns redovisad, nämligen Weiss, som redovisar en investeringskostnad på 366 NLG/ton och en driftkostnad på 83 NLG/ton.

Stora anläggningar

För anläggningar med en behandlingskapacitet på ca 100 000 ton/år ligger investeringskostnaden i snitt på 282 NLG/ton (tunnelkompostering) och 456 NLG/ton (hallkompostering). Driftkostnaderna har ett medelvärde på 61 NLG/ton för tunnelkompostering och 88 NLG/ton för hallkompostering.

Aerob termofil slamstabilisering

Aerob termofil slamstabilisering (våtkompostering) har i många länder (t.ex. Schweiz och Tyskland) setts som en intressant stabiliseringsmetod med anledning av att den termofila behandlingen ger förutsättningar för avdödning av patogena mikroorganismer (Sonnleitner & Bomio, 1990). Processen har sedan slutet av 1960-talet utnyttjats för behandling av avloppsslam respektive flytgödsel inom lantbruket. På senare tid har processen fått nya tillämpningar med sambehandling av slam, organiskt avfall och gödsel (Skjelhaugen & Sæther, 1995; Norin, 1996a). Fullskaleanläggningar där trekammarbrunns- och septikslam sambehandlas med flytgödsel i lika delar har under senare tid börjat uppföras i Norge.

Patogenavdödning

Temperatur i förhållande till exponeringstid ses generellt som huvudfaktorn för avdödning av patogena organismer i processen. Utöver den rent termiska behandlingen har också faktorer som pH-nivå, slammets ts-innehåll samt närvaro av kemiska substanser betydelse för avdödningen (Havelaar, 1984; Strauch et al., 1985; Ponti et al., 1995). Bomio (1991) poängterar att man inte kan vänta sig några synergieffekter från de aktiva aeroba termofila mikroorganismerna.

För att minska risken för kortslutningsflöden vid intermittent drift menar Strauch (1988) att processen skall utformas med minst två reaktorer i serie. Som tidigare redovisats kan en otillräcklig stabilisering innebära att bakterieåterväxt blir möjlig i det behandlade slammet.

Aerob termofil slamstabilisering har varit föremål för flera mikrobiella undersökningar i laboratorie-, pilot- och fullskala. Olikheter i drift och process-utformning gör det svårt att göra en generell jämförelse av olika hygieniseringsresultat. Edgington och Clay (1993) har redovisat avdödningsdata för en fullskaleanläggning för avloppsslam. Salmonella och fekala streptokocker avdödas fullständigt vid temperaturer på mellan 47°C och 63°C vid ca tre dygns exponeringstid. Strauch et al. (1985) testade Salmonella och parvovirus i en fullskaleprocess (avloppsslam). Deras resultat visar på att Salmonella avdödas vid en temperatur på 55°C efter 24 timmars exponering. För parvovirus erhölls en 4 $\log_{10}$-reduktion efter behandling vid 60°C under 24 timmar. I en undersökning redovisad av Whitmore & Robertson (1995) har man funnit att även parasiten Cryptosporidium parvum avdödas i processen. Inga viabla oocystor kunde spåras efter en behandling vid 55°C i två timmar. Ytterligare resultat finns redovisade av till exempel Breitenbücher (1985); Havelaar (1984); och Ponti et al. (1995).

I Norin (1996a) beskrivs en undersökning där viabiliteten för ägg av Ascaris samt överlevnaden av fekala indikatorbakterier, salmonella- och paratuberkulosbakterier testats. De senare organismerna undersöktes genom värmebehandling på laboratorium. Vid 55°C visade sig Salmonella avdödas efter ca 3 timmar och fekala indikatorer inom 12 timmar. Paratuberkulosbakterierna reducerades tillfredsställande efter 24 timmars exponering. Äggen av Ascaris suum kunde inte kläckas efter 5 timmars exponering vid 50°C. I försöken testades även en bakteriofag i processen som indikator på temperaturstabila virus (till exempel parvovirus). Undersökningen visade på att metodiken kan utnyttjas för avdödningskontroll, men att ytterligare laboratoriestudier krävs.

I syfte att kontrollera återväxten i kompostslamlager undersökte Skjelhaugen & Sæther (1994) under ett år förekomsten av termostabila koliforma bakterier i ett lager som dagligen tillfördes behandlat material (blandning av trekammarbrunnsslam och gödsel). Vid samtliga provtillfällen var halterna $<10^2$/g material. Behandlingen utfördes i en våtkomposteringsreaktor på gårdsnivå (enstegsprocess) som drevs vid en lägsta temperatur av 55°C.

Processbeskrivning

Den aeroba termofila processen kan utformas med en eller flera reaktorer i serie. Den kan också drivas i kombination med en anaerob process vilket i denna rapport redovisas som en separat hygieniseringsprocess.

Den renodlat termofila processtemperaturen ger ett snabbt nedbrytningsförlopp, vilket gör att processen kan drivas med korta hydrauliska uppehållstider. Vid behandling av avloppsslam drivs processen normalt vid hydrauliska uppehållstider kring 6-10 dagar (Bruce, 1985), vilket innebär en reaktorstorlek på ca 1/3-1/2 av en traditionell rötkammare. Vid för korta behandlingstider kan dock stabiliseringsgraden bli otillräcklig vilket ökar risken för bakterieåterväxt i det behandlade slammet (Bomio, 1991).Vid hygienisering bör behandlingen utföras i en sluten, isolerad reaktor. Syreförsörjningen tillgodoses normalt med luft.

I bild 18 illustreras en konventionell anläggning för aerob termofil slamstabilisering. Antalet reaktorer i serie kan variera och tyska anläggningar (av fabrikat Fuchs) uppförs normalt med två reaktorer i serie. Anläggningen kan även förses med värmeväxlare mellan in- och utgående slam. En reaktor utformas normalt med en eller flera luftare, eventuellt en separat omblandare samt utrustning för skumbekämpning. Anläggningen bör också vara försedd med behandlingsutrustning för ammoniakhaltig luft. Luftare finns i flera utföranden och valet avgörs bland annat av typen av råslam och behandlingsbehållarens form (Norin, 1995). Processen drivs normalt intermittent med beskickning en gång per dygn.

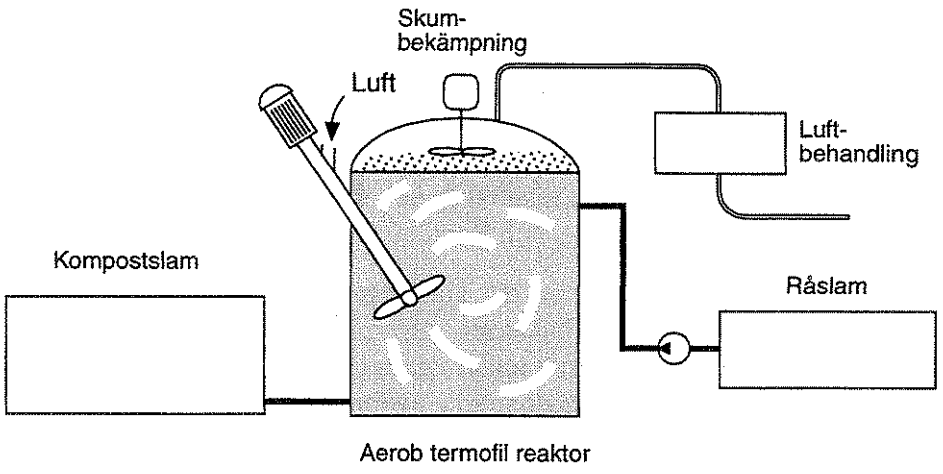

Bild 18. Principiell utformning av en anläggning för aerob termofil slamstabilisering. Antalet reaktorer i serie kan variera.

Som följd av den utvecklade biologiska värmeeffekten är den aeroba termofila processen självvärmande. I gynnsamma fall finns det möjligheter att ta till vara och utnyttja processens överskottsvärme. Inom vissa jordbruk där flytgödsel behandlats i en termofil process används den utväxlade värmen till golv-, luft-, och radiatorvärme samt tappvattenuppvärmning (Askestad & Gjervan, 1986). Uttag av processvärme förekommer också vid tyska avloppsreningsverk (Deeny et al., 1991).

Driftserfarenheter

De vanligaste driftsproblemen vid aerob termofil behandling är kopplade till skumbildning, luktproblem eller otillräcklig temperaturhöjning. En kraftig skumproduktion är normal under processen och kan få till följd att luftledningar täpps till. Skumbekämpningen byggs därför normalt in i processen, oftast i form av mekaniska skumskärare som drivs av luft eller el (Oechsner, 1991). Ett skumtäcke som får växa under kontrollerade förhållanden anses däremot gynna stabiliseringsprocessen (Morgan et al., 1984). De främsta orsakerna till luktproblem anses vara otillräcklig luftning och omblandning (Morgan et al., 1984; Kelly et al., 1993). En överbelastning med för låg lufttillförsel som följd kan således ge upphov till en tillfällig luktgenerering.

För låg reaktortemperatur har bland annat rapporterats av (Paulsrud & Nedland, 1994) vilka förklarar detta med att ingående avloppsslam hade ett för lågt VS-innehåll (<2,5 %). Edgington & Clay (1993) har även erfarit en dåligt fungerande process vid höga halter fettsyror i ingående avloppsslam. Utöver driftsproblemen har bland annat följande positiva erfarenheter framhållits (Edgington & Clay, 1993; Bomio, 1991; Svoboda & Evans, 1985):

- Processen är stabil, pålitlig och enkel att sköta
- Processen minskar lukt på avloppsslam och gödsel
- Processen ger effektiv nedbrytning av normalt nedbrytbara organiska föreningar och god nedbrytning av vissa svårnedbrytbara föreningar
- Den exotermt utvecklade värmen kan utnyttjas efter värmeväxling
- Reaktionsprodukterna koldioxid och vatten vid våtkompostering medför inte samma säkerhetsrisker som metanproduktionen vid rötning

Materialförändringar

Analogt med det som beskrivits för den anaeroba processen kommer den aeroba processen att leda till en ts-reduktion och mekanisk bearbetning som gör kompostslammet tunnare och mer lättflytande. Vid normal drift kommer ts-reduktionen dock inte bli lika kraftig som vid anaerob behandling, bland annat beroende på en större tillväxt av bakteriebiomassa. Vidare leder behandlingen till att kompostslammet får försämrade avvattningsegenskaper och en ökad sedimenteringsbenägenhet (Morgan et al., 1984; Messenger et al., 1993).

Kvävemineralisering, hög temperatur och ett basiskt pH-värde i slammet innebär att processen kan leda till viss ammoniakavgång. Storleken av detta är beroende av driftsätt och generellt gäller att ammoniakavgången blir större ju längre behandlingstiden är. Detta motiverar att processen drivs under korta hydrauliska uppehållstider och under i övrigt optimala förhållanden (t.ex. temperaturnivå). För att fullständigt eliminera kväveförlusterna krävs ett luftbehandlingssystem som medger återvinning av kväve.

Tillämpbarhet på biologiskt avfall

Material som skall behandlas måste vara i flytande form. För att erhålla en effektiv luftning bör ts-innehållet inte överstiga 10-12 %. Den nedre gränsen är kopplat till råmaterialets energiinnehåll och ligger i området 3-4 % ts. För avloppsslam anger

Deeny et al. (1991) den nedre gränsen 2,5 % VS, vilket motsvarar ca 4 % ts. Om råmaterialet innehåller lättnedbrytbart organiskt avfall (komposterbart köksavfall) kan substratet vara tunnare (Norin, 1996a). Utöver behandling av avloppsslam, gödsel och köksavfall har processen visat sig vara användbar till behandling av bland annat avloppsvatten från livsmedelsindustrier (Schwinning et al., 1993) och avfall från fiskerier (Sœther & Skjelhaugen, 1994).

Energi

Energiförbrukningen ses allmänt som de aeroba processernas största nackdel. Storleken på förbrukningen är framför allt en funktion av anläggningsstorleken, men är även beroende av anläggningens utformning, val av luftningssystem osv. Vid en anläggningsstorlek på 11,5 m^3 slamvolym har en elförbrukning på mellan 26 och 30 kWh/m^3 rapporterats av Skjelhaugen & Sæther (1994). För större anläggningar (upp till 250 m^3 slamvolym) rapporteras en elförbrukning på 9-15 kWh/m^3 behandlat slam (Deeny et al., 1991).

Vid utvinning av processvärme anger Deeny et al. (1991) en potentiell värmeutvinning motsvarande 20-30 kWh/m^3 behandlat slam. Detta är dubbelt så mycket som den redovisade förbrukningen vilket visar på att processen kan drivas med en positiv energibalans. Processens värmefaktor blir således kring 2, vilket överensstämmer med resultat som erhållits vid flytgödselbehandling (Askestad & Gjervan, 1986).

Kostnader

Kostnaderna för en aerob termofil process kan variera betydligt beroende på om processen utformas som en enstegs- eller flerstegsprocess, om befintliga tankar/lager finns (vid avloppsreningsverk eller lantbruk) osv. Det är därför svårt att ge en generell kostnadsnivå på investeringen (Paulsrud, 1987). I tabell 18 redovisas anläggningskostnader för en liten (11,5 m^3 slamvolym, ca 580 m^3 slam/år) enstegsreaktor placerad på en gård för behandling av flytgödsel och trekammarbrunnsslam. I tabellen redovisas även kringkostnader för erforderliga buffert- och efterlager (ej täckta). Kostnaderna är redovisade i norska kronor och har avrundats till jämna tusentals kronor efter redovisningen i Høyås & Løfsgaard (1995).

Den redovisade anläggningskostnaden överensstämmer med en kostnads-uppskattning redovisad i Norin (1996b). För en något mindre anläggning (420 m^3/år) anges anläggningskostnaden 800 000 kronor, vilket inkluderar behandlingsanläggning (inklusive sönderdelningsutrustning för organiskt avfall), efterlager (500 m^3) samt ett mindre buffertlager.

För de två redovisade exemplen beräknades de årliga driftkostnaderna till 36 000 NOK respektive 53 000 kronor vilket inkluderar el, underhåll och slamanalyser (ej kapitalkostnader). Slamspridningskostnaderna varierar beroende på transportavstånd, tillgänglig utrustning och slamvolymer. I NORVAR (1991) anges driftkostnader för medelstora till stora anläggningar. I tabell 19 redovisas driftkostnaderna för en aerob termofil tvåstegsanläggning (två reaktorer i serie) för behandling av avloppsslam. Uppgifterna gäller exklusive kostnader för förtjockning, avvattning, transporter samt avgifter.

Tabell 18. Anläggningskostnader för en liten (11,5 m³) gårdsbaserad våtkomposterings-anläggning för behandling av flytgödsel och trekammarbrunnsslam. Kostnaden är angiven i norska kronor (NOK) (efter Høyås & Løfsgaard, 1995).

Anläggningsdel	NOK
Buffertlager 250 m^3 inkl. arbete, pump	247 000
Våtkomposteringsreaktor inkl. elutrustning	234 000
Efterlager 2x250 m^3 inkl. arbete	220 000
Totalt	**701 000**

Tabell 19. Nettokostnader för behandling/hygienisering av förtjockat avloppsslam genom aerob termofil behandling i en tvåstegsanläggning. Kostnaderna är angivna enligt NORVAR (1991) och gäller exklusive förtjockning, avvattning, slamtransport samt avgifter.

Slammängd (ton ts/år)	Inv. kostnad[1] (milj. NOK)	Driftkostnad (milj. NOK/år)	Årskostnad (milj. NOK/år)	Kostnad (NOK/ton ts)
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

[1] Utifrån investeringskostnaden beräknades kapitalkostnaden utifrån en avskrivningstid på 20 år och en låneränta på 12 %

Aktivslamprocessen

Patogenavdödning

Stenström och Hoffner (1981) har utifrån en litteraturstudie redovisat reduktionsvärden för tarmbakterier, virus och parasiter. För bakterier (koliformer, streptokocker, Mycobacterium tuberkulosis, Salmonella och Shigella) anges att aktivslamprocessen kan ha en reduktionsgrad på 25-99 %. Detta visar på en stor variation, vilket också är fallet när det gäller virusreduktion. Variationen speglar stora skillnader i effektivitet mellan och även inom studerade anläggningar.

Generellt gäller att hygieniseringseffektiviteten hos ett reningsverk för avloppsvatten inte är enbart beroende av en enskild anläggningsdel som aktivslamprocessen. Den fullständiga reduktionsgraden erhålls med effekter från flera delar som försedimentering, biologisk rening, kemisk fällning, eftersedimentering osv.

Processbeskrivning

En förutsättning för aktivslamprocessen är att en tillräcklig mängd syre tillförs samt att slamkoncentrationen i luftningsbassängen är tillräcklig. Vid den konventionella metoden åstadkoms det senare genom att en viss del (25-75 %) av slammet som sedimenterar efter luftningsbassängen återförs som ett returslam (ympmaterial). Den mängd slam som svarar mot nyproduktionen av mikroorganismer tas ut som så kallat överskottsslam (biologiskt slam). Viktiga processparametrar är slambelastning, slamålder och uppehållstid. En normalbelastad aktivslamanläggning drivs med en uppehållstid på 1,5-3,0 timmar och med en slamålder på 3,0-4,0 dygn (Rennerfelt, 1991).

Under luftningen bryter mikroorganismer i det aktiva slammet ner organiskt material i avloppsvattnet till slutprodukterna, som enligt tidigare redovisning, i huvudsak består av vatten, koldioxid och ny cellmassa.

Driftserfarenheter

Aktivslamprocessen är vanlig och en väl beprövad process vid framför allt kommunala avloppsreningsverk. Processen har generellt följande fördelar (Rennerfelt, 1991):

- Litet utrymmesbehov (i jämförelse med biologiska dammar och luftade dammar).
- Reningsförloppet och verkningsgraden kan styras.
- Hög reduktion av organisk substans kan erhållas.
- Temperaturfallet blir litet.

Till de negativa erfarenheterna hör höga anläggnings- och driftkostnader, stort styrbehov samt känslighet för snabba belastningsökningar, förgiftning och stora variationer i pH. Ett exempel på driftsproblem är så kallad slamsvällning. Detta kan uppträda i samband med överbelastning av organiskt material vilket leder till syrebrist. Slamsvällningen orsakar ofta en kraftig utveckling av trådbakterier, som vanligen endast kan avlägsnas genom tömning av hela bassänginnehållet. Höga halter fett eller annan påverkan från industriella föroreningar kan också orsaka slamsvällning.

Lagring

I Sverige ses det ofta som praxis att avloppsslam eller avloppsvatten som har komposterats eller lagrats under minst sex månader har god hygienisk standard. I Naturvårdsverkets Allmänna Råd om slam från kommunala avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 1991) anges att "lagring under minst 6 månader anses ge en tillfredsställande hygienisering för vissa ändamål till exempel för jordbruksändamål eller grönytor". Lagringsförhållandena är inte specificerade och metoden har ingen förankring i de svenska slamföreskrifterna (SNFS, 1994).

Lagring kan betraktas som en passiv desinfektionsmetod med begränsad effektivitet. Patogenreduktionen beror på ett flertal olika faktorer såsom tid-temperaturförhållandet, brist på näringsämnen och konkurrens med andra mikroorganismer.

Metoden är användbar i den meningen att den i viss mån kan reducera de patogener som förknippas med risker för djur och människor vid användning av slam vid odling.

På Gotland lagras avloppsvatten från bostäder och Roma sockerbruk för bevattning av speciellt utvalda grödor. Anledningen har varit den vattenbrist som råder på ön samt att man har velat avlasta recipienten (Gotlands kommun, 1986).

Patogenavdödning

Den reduktion av mikroorganismer som sker vid lagring av avloppsslam och annat organiskt avfall beror främst på att mikroorganismerna konkurrerar ut varandra samt svälter. Temperaturen är en annan viktig faktor och reduktionen går snabbare vid högre lagringstemperatur, med hänsyn taget till optimal tillväxttemperatur. Humanpatogener trivs till exempel bäst vid temperaturer nära människans kroppstemperatur och vid höga substratkoncentrationer, något som gör att de vid andra temperaturer och substratkoncentrationer snabbt konkurreras ut av andra mikroorganismer. Deras närvaro kan dock påvisas under lång tid om man bara använder tillräckligt känsliga analysmetoder. Det finns alltid en risk för återväxt i substratet, vilken bör beaktas (Pike, 1985).

Pike (1985) skriver att patogenreduktionen vid lagring av oavvattnat slam förefaller effektivast vid lagringstemperaturer över 20°C. En reduktion med 1 $\log_{10}$-enhet (90 %) har uppmätts till en månad för bakterier, sex månader för parasitägg och mer än två månader för virus. Lägre lagringstemperaturer ger längre reduktionstider. Vid temperaturer lägre än 20°C uppmättes reduktionen till mer än sex månader för bakterier, minst tre år för parasitägg och åtta månader för virus.

Plym-Forsell (1988) har undersökt överlevnaden av Salmonella i fastgödsel som inte komposterades. Temperaturen varierade mellan 5°C och 15°C under drygt 200 dagar. Resultatet visade att överlevnaden var relativt god. S. senftenberg och S. typhimurium överlevde 204 dagar, men kunde inte återfinnas efter 214 dagar. Författarens slutsats är att gödsel som inte komposteras inte kan betraktas som säker ur smittskyddssynpunkt.

Många patogener är känsliga för uttorkning samt UV-ljus. Vid lagring i dammar förekommer dessa villkor endast i ytan på slamlagret och patogenreduktionen till följd av UV-exponering och/eller uttorkning kommer alltså att vara av begränsad omfattning (Pike, 1985).

Lagring används sällan som enda hygieniseringsmetod. Den kan däremot vara ett bra komplement till annan behandling. Vid Universität Hohenheim har försök gjorts med lagring av aerobt och anaerobt behandlat slam (Philipp et al., 1988). I dessa försök har man inte kunnat påvisa någon Salmonella efter fem månaders lagring på täckta eller öppna bäddar. Artikelförfattarna konstaterar att detta motsäger andra internationellt publicerade resultat. Fortsatta försök med enterovirus och parasitägg planerades.

Ahmed och Sorensen (1995) har i laboratorieförsök med lagring av avvattnat, rötat slam visat på att det inte sker någon direkt reduktion av vare sig Salmonella typhimurium eller Yersinia enterocolitica vid lagring i 62 dagar vid +5°C. Även andra patogener som till exempel poliovirus och spolmaskägg reduceras i mycket ringa omfattning vid så låg lagringstemperatur. Undersökningarna visar att

avdödningshastigheten ökar med ökande temperatur. Det kunde i Ahmed och Sorensens försök inte påvisas någon skillnad mellan aerobt och anaerobt lagrat slam. Författarna föreslår att en lagringsperiod bör omfatta minst en sommar med temperaturer på minst +20°C och konstaterar också att alla åtgärder som ökar temperaturen på slammet förkortar den nödvändiga lagringstiden.

Infektiviteten hos ägg och andra utvecklingsstadier hos inälvsparasiter beror på en rad olika faktorer. Vanligen avtar den med tiden. Bandmaskägg ute i miljön förlorar gradvis sin infektivitet och efter ca sex månader är merparten av äggen icke viabla. Spolmaskägg däremot kan utvecklas till larver i fuktig miljö och kan därefter infektera en värd, som fått i sig larverna via föda. Äggens utveckling till larver kan fördröjas vid låga temperaturer och avstanna helt vid anaeroba förhållanden. Spolmaskägg förblir viabla och behåller sin infektivitet under flera år i fuktig miljö. Nedmyllning av det organiska avfallet i marken är alltså ett relativt säkert sätt att försäkra sig om att det inte sker någon betydande inaktivering av dem (Albihn, pers. medd., 1996). Spolmaskägg är också mycket resistenta mot desinfektionsmedel. För att inaktivera dem krävs exempelvis torkning, UV-ljus eller temperaturer på minst 55°C (Pike, 1985).

I Olsson (1995) redovisas överlevnadsstudier som genomförts med källsorterad humanurin. Försöken baserades på försöksserier i laboratorium vid två olika lagringstemperaturer, 4°C och 20°C. Överlevnaden visade sig vara temperaturberoende. I urinlösning med pH 9 uppmättes en fullständigt avdödning av E. coli efter 3-7 dagar. För fekala streptokocker kunde fullständig avdödning endast uppmätas vid lagring i 20°C. Vid 4°C uppmättes endast en obetydlig reduktion efter närmare 42-49 dagar. För en virusindikator, Salmonella typhimurium bakteriofag 28 B, som tillsattes hade ingen reduktion skett efter 49 dagar. Däremot avdödades Salmonella typhimurium efter enbart två dagar.

Processbeskrivning (slamlagring)

Skillnaden mellan kallrötning och lagring i dammar ligger mer på det processtekniska planet än det mikrobiologiska. Gemensamt för dem är att de båda genomförs vid omgivningstemperaturer (d.v.s. vid temperaturer som inte överstiger 20°C i tempererade klimat), uppehållstiden är av storleksordningen ett flertal månader och båda metoderna är anaeroba. Nedbrytningen av det organiska materialet kommer att ske relativt långsamt, men slutresultatet blir ungefär som vid en mesofil rötning. Det vatten som tillförs slamlagret bör begränsas till den nederbörd som faller på platsen (Pike, 1985).

Lagring i dammar

Dammarna är normalt sett ganska grunda och är antingen jorddammar eller betongdammar. De är lämpliga för lagring av slam med ett högt vatteninnehåll. Under lagringen kommer slampartiklarna så småningom att sedimentera och klarfasen kan ledas av och renas. Uppehållstiden är normalt omkring två år. Den horisontella omblandningen i dammen är oftast dålig, vilket gör att det tar ett tag innan metanproduktionen kommer i gång. Den dåliga omblandningen är också ett problem när uppehållstiden ska definieras eftersom det kan finnas "döda zoner" i slammet, alltså områden där det inte har skett någon omblandning (Pike, 1985).

Kallrötning

Kallrötning genomförs ofta i djupa betongbrunnar där omblandningen stimuleras av den uppåtströmmande gasen som bildas vid nedbrytningen av slammet. Vid temperaturer på 15°C tar stabiliseringen ca sex månader. En typisk uppehållstid är nio månader (Pike, 1985).

Processbeskrivning (lagring av avloppsvatten)

I exemplet Gotland behandlas avloppsvattnet mekaniskt-biologiskt i biodammar. Man räknar med att få en reduktion av BOD_7 och fosfor på 30 % (årsmedelvärde). Reduktionen varierar dock kraftigt beroende på årstid. Anläggningen i Roma har kompletterats med ytterligare en biodamm för att minska ytbelastningen och göra det möjligt att tömma och rensa dammarna. Vid extremt regniga år är det ibland nödvändigt att släppa en del av avloppsvattnet till vattenrecipienten. Vid sådana tillfällen kommer tillåtna utsläppshalterna att överskridas, varför man förbereder för att kunna använda kemisk fällning. Det kan vid utnyttjande av kemisk fällning vara lämpligt att sektionera dammarna så att slamtömningen underlättas (Gotlands kommun, 1986).

Efter behandlingen i biodammarna leds vattnet till magasineringsdammar för lagring. Man räknar med att fem månaders lagring är tillräckligt för att få en god patogenreduktion. Eftersom bevattningssäsongen är ca fyra månader krävs lagringskapacitet motsvarande ett års avloppsvattenproduktion. Det behövs därför flera separata lagringsmagasin. I Gotlandsmodellen har man valt att ha tre magasin, varav ett mindre för avloppsvattenproduktionen under sommaren och två större för vinterproduktionen (Gotlands kommun, 1986).

Driftserfarenheter

Slamlagring har skett på ett flertal ställen under många år. Det har dock inte skett någon djupare utvärdering av systemen. Lagring i slamdammar kan vara ett sätt att lagra slam eller komplettera den hygienisering som sker vid en mesofil rötning. Eftersom omblandningen i dammarna är dålig kan det finnas risk för kortslutningsströmmar. Satsvis behandling eller pluggflöde är av detta skäl att föredra. Det är därför lämpligt med seriekopplade dammar. Ett alternativ är satsvis behandling i brunnar (Pike, 1985).

På Gotland har man sedan 1980 genomfört försök med lagring av avloppsvatten i dammar. 1984 färdigställdes anläggningen i Stånga och därefter byggdes anläggningarna i Roma och Hemse (Gotlands kommun, 1986).

Anläggningsbeskrivning

Bårlidalens behandlingsanläggning behandlar avlopp från Eidsvolls kommun i Akershus. 1992 påbörjades långtidslagring av slammet från anläggningen. Under första verksamhetsåret täcktes slammet med sand, men tillsynsmyndigheten ansåg att det var bättre med barktäckning och förordade istället detta. 1993 anlades tre slamlager, varav ett täcktes med sand, ett med bark och en lämnades utan täckning. Processkontrollen består i temperaturmätningar och bakterieprov. Data redovisas i bild 19.

Reningsmetod på avloppsreningsverk	mekanisk-kemisk
Fällningskemikalie	AVR
Anslutna industrier	tre slakterier, en korvfabrik
Vändningsfrekvens	vänds inte
Uppehållstid	2-3 år
Producerad mängd avvattnat slam	2 020 ton per å
Avvattningsmetod	Centrifug
Ts-halt i det avvattnade slammet	22-23 %

Bild 19. Data för anläggning för lagring av avloppsslam i Bårlidalen, Norge (NORVAR,1996).

Resultaten från mätningarna visar att termotoleranta koliformer och fekala streptokocker dör av nästan helt och hållet under första sommaren. Salmonellaprover har inte tagits alls. Ts-halten låg på ca 20 % vid utläggningen. I det otäckta lagret hade den på ett år ökat till ca 30 %. I det lager som täckts med sand var ts-halten 24 % och i det barktäckta lagret bara 22 %.

Slamtemperaturerna har legat på 30°C i det otäckta lagret, men har i de täckta lagren bara nått upp till lite drygt 20°C. Slamkonsistensen har under lagringen förändrats från leraktig till mer matjordsliknande. Ca 15 % av totalfosforet och 25 % av totalkvävet har förlorats. Det har inte undersökts om det har skett någon mineralisering av kvävet.

Kombinationsprocesser

Med kombinationsprocesser avses här en kombination av en utpräglad hygieniseringsteknik och en biologisk behandling som syftar till stabilisering av råmaterialet. Anaerob behandling (rötning) är den vanligaste biologiska processen i dessa sammanhang och exempel på kombinationsprocesser är:

- pastörisering i kombination med anaerob behandling
- aerob termofil slamstabilisering i kombination med anaerob behandling
- kalkbehandling i kombination med anaerob behandling.

Det uppenbara motivet till att kombinera en hygieniseringsteknik med en stabiliseringsmetod är att båda effekterna eftersträvas. Författare som Clements (1982) och Bomio et al.(1991) pekar även på att risken för återväxt av patogena organismer i det hygieniserade materialet minskar avsevärt om materialet stabiliseras på biologisk väg. Den förre menar att den största skyddet mot återväxt erhålls om hygieniseringen sker innan den biologiska behandlingen.

Tidigare har förutsättningarna för hygienisering vid biogasanläggningar beskrivits. Generellt gäller att en mesofil drift alltid kräver ett separat hygieniseringssteg medan en termofil anläggning under vissa driftsmässiga förutsättningar kan klara sig utan detta. Vanligt är dock att även termofila anläggningar har separat hygienisering vilket ger en större flexibilitet vid driften av rötkammaren.

De enskilda behandlingsmetoderna har tidigare i rapporten beskrivits ingående. I det följande ges enbart en kortfattade redovisning av respektive kombinationsmetod.

Pastörisering i kombination med anaerob behandling

Av Danmarks ca 18 biogasanläggningar för rötning av gödsel och avfall har sex anläggningar (mesofil drift) separata hygieniseringssteg (Energistyrelsen, 1995). Denna strategi följs även i Sverige där de avfallsbaserade biogasanläggningar som uppförs under 1996 har separat pastörisering. Vid samtliga anläggningar sker värmebehandlingen före rötningen. Processtekniskt sett finns här exempel på olika lösningar. Uppsalas, Linköpings och Helsingborgs anläggningar har satsvis hygienisering i pastöriseringskärl, medan Laholms och Helsingborgs pastöriseringsteknik bygger på kontinuerlig hygienisering i tubvärmeväxlare med pluggflöde. I bild 20 redovisas en principskiss av ett kombinationssystem där uppvärmningen sker med tre värmeväxlingssteg.

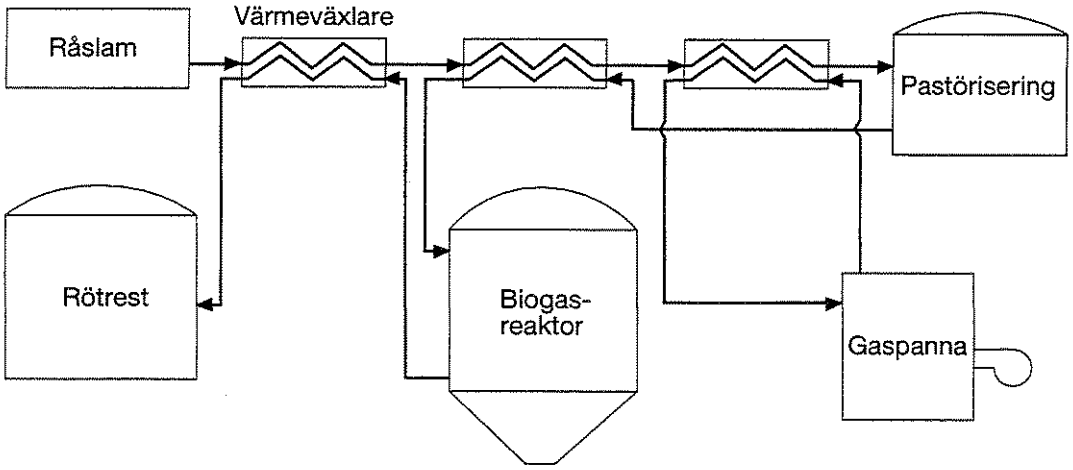

Bild 20. Principskiss av ett kombinationssystem med pastörisering och anaerob behandling. Uppvärmningen sker i detta fall genom värmeväxling i tre steg.

Som tidigare diskuterats kan en värmebehandling av råmaterialet innan en anaerob behandling innebära vissa fördelar. Fett som utsätts för hög värme genomgår strukturförändringar vilket gör det mer tillgängligt för mikroorganismerna i processen. En större del av fettet bryts därmed ned, vilket kan öka biogasutbytet betydligt.

Aerob termofil slamstabilisering i kombination med anaerob behandling

Den aeroba/anaeroba kombinationsprocessen förekommer först och främst vid avloppsreningsverk och det aeroba behandlingssteget har här en funktion som ett förpastöriseringssteg. På grund av reduktionen av organiskt material finns det stor risk att en aerob förbehandling försämrar biogasproduktionen vid den efter-

följande rötningen. Baier och Zwiefelhofer (1991) har dock visat att det vid behandling av avloppsslam går att bibehålla eller till och med förbättra biogas-utbytet efter en aerob förbehandling vid hydrauliska uppehållstider på 1-2 dygn. I bild 21 illustreras hur en kombinationsprocess principiellt kan byggas upp.

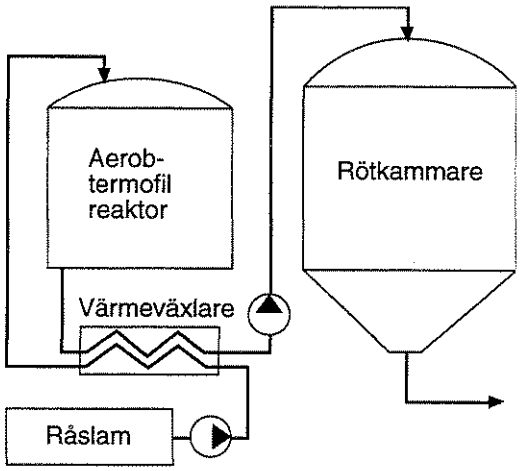

Bild 21. Principiell uppbyggnad av en kombinationsprocess med aerob termofil slamstabilisering följt av en biogasprocess.

För att minska effekterna av en ogynnsamt stor biologisk omsättning i det aeroba steget har man på vissa håll testat att driva processen effektivt med syrgas. Messenger et al.(1993) redovisar ett sådant försök, där uppehållstiden i det aeroba steget gick att begränsa till 1,25 dygn i jämförelse med de 4 dygn som krävdes för att uppnå samma temperatur (>60°C) vid luftanvändning. COD-reduktionen i det aeroba steget vara ca 12 % i det förra fallet och ca 30 % i det senare.

Kalkbehandling i kombination med anaerob behandling

Kombinationen kalkbehandling och rötning förekommer inte i Sverige och är troligtvis inte så vanlig ens i länder som har uttalade hygieniseringskrav för avloppsslam. Vissa försök har dock redovisats där ett mål varit att undersöka om ett högt pH-värde påverkar biogasprocessen negativt.

Pfuderer (1985) har beskrivit undersökningar där två mindre rötkammare (mesofil drift, 20 dygns uppehållstid) drevs parallellt med olika kombinationer av kalkat respektive okalkat råslam. Som testorganismer för hygienisering användes Salmonella och koliforma bakterier. Studien visade dels att kalkning till pH >12 innebär en säker barriär mot smittspridning, medan bakterieinnehållet i okalkat avloppsslam endast påverkas marginellt av rötningen. I ett driftsfall pH-justerades hela reaktorinnehållet till pH 12,7-13,0 vilket visade sig ge en viss minskning i biogasproduktionen. Samtidigt ökade däremot metaninnehållet i utgående gas. Författaren menar avslutningsvis att denna kombinationsprocess ur hygieniseringssynpunkt kan jämföras med en biogasprocess med förpastörisering.

Liknande resultat har noterats av Strauch (1983) som beskrivit både pilot- och fullskaleförsök. Vid matning av kalkat råslam (pH 11-12,8) till rötkammare (20 dygns uppehållstid) erhölls ingen mätbar effekt på gasutbyte eller mängden fettsyror i processen. I alla försök höll utgående slam pH-värden mellan 7,2 och 7,3.

Miljöaspekter/Emissioner

I kapitlet diskuteras några generella aspekter som har med emissioner och miljöpåverkan att göra vid användning av de olika hygieniseringsmetoderna.

Emissioner till luft

Lukt

Behandlingsprocesser där man hanterar och behandlar avfall är sällan helt luktfria. Biologiska behandlingsanläggningar kan exempelvis generera luktande ämnen som ammoniak, svavelväte, indol, skatol och olika merkaptaner. För de processer där det finns risk för luktproblem kan problemet i viss mån bemästras genom byggnads- och processmässiga åtgärder. Den vanligaste lösningen består i att behandla/rena utgående processluft i till exempel våtskrubbers eller filter. Biofilter är en av de enklaste behandlingsmetoderna som vanligtvis fungerar tillfredsställande vid korrekt dimensionering och skötsel (Haug, 1993).

En viss lukt kan förväntas uppstå runt en rötningsanläggning. Denna lukt genereras inte i någon högre utsträckning under själva processen utan vid mottagandet av avfall, förbehandling och eventuell efterbehandling (Novem, 1992). Rötresten är inte heller den luktfri, men luktar avsevärt mindre än det ingående slammet/ avfallet. Luktemissionerna vid spridning av rötrester är i allmänhet mindre än vid spridning av obehandlad stallgödsel (Energistyrelsen, 1995).

För komposteringsanläggningar är lukten i allmänhet det största problemet. Denna uppstår vid (Bidlingmaier, 1992; Novem 1992):

- leverans av avfall till anläggningen (gäller även övriga metoder)
- sortering , siktning och krossning av avfallet (gäller även övriga metoder)
- komposteringstrummor
- kompoststrängar
- efterbehandlingen

Odören vid kompostering beror främst på att det finns anaeroba zoner i materialet, där det under nedbrytningen bildas illaluktande svavelföreningar. Dessa luktar kraftigt även vid mycket små koncentrationer. Även den aeroba nedbrytningen producerar luktande ämnen som till exempel ketoner, alkoholer, estrar och organiska syror. Merparten av dessa ämnen har låg kokpunkt, vilket gör att de lätt avgår vid de temperaturer vid vilka processen drivs. De kan också följa med avdunstande vatten upp i luften (Haug, 1993).

Luktproblem vid våtkompostering uppkommer vanligen endast vid felaktig drift. Morgan et al. (1984) har för en behandlingsanläggning för avloppsslam rapporterat perioder med lukt som sammanföll med överbelastningar av processen. Otillräcklig luftning orsakade i detta fall luktproblemen.

En riktigt genomförd kalkning kommer att medföra att det behandlade materialet i sig luktar mindre genom hämning av den biologiska aktiviteten. Lukt kan dock uppstå i den efterföljande hanteringen/användningen, eftersom kalkningen inte stabiliserar slammet biologiskt. Kontakt med luft och jord kommer att innebära att pH-värdet i materialet sjunker och en mikrobiell nedbrytning av det kan därmed återupptas. För att förhindra olägenheter i samband med spridning bör materialet snabbt brukas ner.

Lagring kan medföra luktproblem och bör av den anledningen placeras långt från vägar och bebyggelse. Ett avstånd på minst 500 meter till vägar/bebyggelse rekommenderas i Norge när det gäller lagring av obehandlat slam. Vid lokalisering av en slamlagringsplats är det viktigt att ta hänsyn till topografi, vegetation och förhärskande vindriktningar (NORVAR, 1995).

Ammoniakemissioner

Ammoniakavgång under processerna kommer att leda till att materialets kväveinnehåll minskar. Kväveförlusterna blir därmed störst för ett material med ett högt ammoniumkväveinnehåll. Ammoniakavgången är temperatur- och pH-beroende och ökar med temperaturen. Ammoniak i atmosfären bidrar till övergödning och försurning. Utöver detta kan ammoniakavgången också vara ett arbetsmiljöproblem (Haug, 1993). Om ammoniak samlas in via luftbehandlingsutrustningar kan den återföras som växtnäring. Ett sofistikerat exempel på detta är att aktivt driva bort ammoniak vid ett högt pH-värde för att sedan fånga den med en stark syra. På så sätt kan man tillverka kvävegödselmedlet ammoniumsulfat.

Ammoniakavgång under våtkompostering beror på hur processen drivs (luftning, hög temperatur och högt pH). I Skjelhaugen & Sæther (1994) och Norin (1996a) ges exempel på ett behandlingsförfarande där ammoniak avlägsnas genom att den varma, vattenmättade processluften kyls, varigenom ammoniak bortförs med kondensatet.

Vid kalkning torde ammoniakavgången kunna bli större vid bruk av osläckt kalk än vid bruk av släckt kalk. Detta beror på att temperaturen är högre i det förstnämnda fallet.

Växthusgaser

Koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) bidrar till växthuseffekten varför de diffusa utsläppen av dessa måste begränsas. Betraktat ur ett hundraårsperspektiv är lustgas en 270 gånger starkare växthusgas än koldioxid. Metan är 11 gånger starkare än koldioxid (Dalemo, pers. medd., 1996).

Metan och lustgas kan genereras under kompostering till följd av att anaeroba zoner finns i materialet. Hellebrand & Leipnitz (1996) har uppmätt metan i de inre delarna av en kompoststräng och drar slutsatsen att enbart tillräcklig luftning kan begränsa metanproduktionen. Storleken på lustgasavgången hade ett samband med kväveinnehållet och luftningens omfattning. I början av komposteringen var ammoniakavgången dominerande, medan lustgas framför allt genererades under slutfasen. Brink et al. (1992) konstaterar också att lustgasemissioner vid kompostering är ett otvetydigt tecken på otillräcklig luftning. Även vid våtkompostering har låga halter

metan uppmätts i processluften (Norin, 1996a). Sannolikheten för att lustgas skall bildas vid våtkompostering är svårbedömd.

Vid biogasanläggningar finns det också risk för diffusa utsläpp av framför allt metan. Metanproduktionen i den färdigbehandlade rötresten är normalt så betydelsefull att efterlager förses med gasuppsamlingssystem. Energistyrelsen (1995) anger att man på så sätt kan öka biogasproduktionen vid anläggningen med 10 %.

Stoft

Vid termisk torkning kommer den utgående processluften att innehålla en del stoft och gaser. Stoftet kan avskiljas i en cyklon och luften behandlas sedan i t.ex. en skrubber. En del anläggningar, i synnerhet komposteringsanläggningar, kan ha problem med kringflygande skräp och damm (NORVAR, 1996).

Emissioner till vatten och jord

Förorening av jord samt grund- och ytvatten kan uppstå runt behandlingsanläggningar på grund av läckagerisk (lakvatten, avloppsvatten, slam, rötrester etc.). Det går dock att täta runt om anläggningen så att de problemen inte behöver uppstå. Det är också viktigt att se till att materialet inte hanteras på andra ytor än de som är avsedda för det (Novem, 1992).

Vid all öppen avfallshantering finns det risk för ett läckage av lakvatten (nederbörd, pressvatten och vatten som bildas under nedbrytningen) vid all öppen hantering. Detta lakvatten är oftast kraftigt förorenat och kan alltså innehålla avsevärda mängder miljöstörande och syreförbrukande ämnen. Det är nödvändigt att på något sätt behandla lakvattnet innan det tillförs en recipient. Det kan också vara lämpligt att använda det vid bevattning av kompostmaterial (Haug, 1993).

Vid behandling av avloppsvatten i avloppsreningsverk kommer bakteriehalten i vattnet att reduceras. Reduktionerna är dock inte alltid tillräckliga för att vattnet ska kunna släppas till en recipient utan risk. Klorering av det utgående vattnet kan vara en nödvändig åtgärd om utsläppspunkten är i närheten av en badplats under sommaren (Hultman & Rennerfelt, 1985).

Buller

Buller uppkommer främst i samband med transporter till/från anläggningen, samt eventuellt vid lastning och lossning. Det kan också uppstå vid användandet av maskiner i anläggningen, till exempel strängvändare vid komposteringsanläggningar.

Slutsatser och kommentarer

Vi har valt att utvärdera de olika metoderna med avseende på hygieniserings- och stabiliseringseffekt, tillämpbarhet på olika typer av avfall samt teknikens komplexitet. Dessutom redovisas eventuella invändningar mot tekniken. Med tabellkommentaren "Data saknas" avses att vi inte har funnit några data genom

litteraturstudien. Det innebär således inte att metoden inte har någon effekt eller funktion i det aktuella fallet.

Investerings- och driftkostnaderna för de olika teknikerna är svåra att uppskatta. Det finns mycket få ekonomiska uppgifter angivna i litteraturen. Kostnaderna är generellt helt anläggningsspecifika. Dessutom är de beroende av den aktuella lagstiftningen på området som skiljer mellan olika länder. Lagstiftningen styr vilken behandlingsnivå som krävs, och därmed också den erforderliga teknik-nivån.

Utvärdering - Hygienisering

I tabell 20a-c redovisas de hygieniseringsdata för olika tekniker som kommit fram av studien. De mikroorganismer som valts ingår alla som indikatorer i olika länders beskrivningar av hygieniseringskrav. Tabellen ger en indikation för vilka metoder som testats för de aktuella indikatororganismerna, men är inte fullständig.

Tabell 20a. Hygieniseringsdata för fysikaliska metoder i förhållande till några vanligt förekommande indikatororganismer för kontroll av hygieniseringseffekter. Om inga data gått att finna under litteraturstudien används beteckningen "Data saknas".

Fysikaliska metoder	Salmonella	Parasitägg (Ascaris el. Taenia)	Fekala streptokocker	Virus
Värmebehandling				
Pastörisering	Fullständig avdödning (avfall)	Icke viabla (avloppsslam)	5-7 log_{10}-reduktion (avfall/gödsel)	4 log_{10}-reduktion för porcint parvovirus (70°C/ 1,5 timmar) och svinpestvirus (70°C/ 11min.)
Termisk torkning	Under detektions-gränsen efter behandling (avloppsslam)	Data saknas	Under detektions-gränsen efter behandling (avloppsslam)	Data saknas
Mikrovågor	Salmonella under detektions-gränsen efter behandling (avloppsslam)	Icke viabla (avloppsslam)	Data saknas	Resultat tyder på inaktivering av poliovirus vid temperatur >65°C (avloppsslam)
Övriga fysikaliska metoder				
Bestrålning	Data saknas	Data saknas	Data saknas	Data saknas
Frysning/tining	0,54-0,74 log_{10}-enheter (avloppsslam)	Ingen viabilitets-reduktion (avloppsslam)	0,20-0,21 log_{10}-enheter (avloppsslam)	1,08-1,47 log_{10}-enheter för poliovirus (avloppsslam)

Tabell 20b. Hygieniseringsdata för kemiska metoder i förhållande till några vanligt förekommande indikatororganismer för kontroll av hygieniseringseffekter. Om inga data gått att finna genom litteraturstudien används beteckningen "Data saknas".

Kemiska metoder	Salmonella	Parasitägg (Ascaris el. Taenia)	Fekala streptokocker	Virus
Kalkbehandling	Salmonella under detektions-gränsen efter behandlingen (pH >11,5) (oavvattnat avloppsslam/ släckt kalk)	Måttlig effekt med släckt kalk (pH-verkan). Fullständig effekt med osläckt kalk (pH- och värmeverkan)	Fullständig reduktion vid pH >12,5 (avlopps-slam).	God reduktion vid måttliga kalkdoser (pH >11) (avloppsslam)
KOH	Data saknas	Data saknas	Ingen effekt har uppmätts (rötat avloppsslam)	Virucid effekt vid pH > 10,5 (avloppsslam)
NH_4OH	Data saknas	Data saknas	Fullständig av-dödning (pH >10,5) (rötat avloppsslam)	Data saknas
PAA	5 log_{10}-enheter (förtjockat aktivslam)	99-procentig reduktion av kläcknings-frekvensen och upp till 100-procentig nedsättning av viabiliteten (förtjockat aktivslam)	Data saknas	Data saknas
Formalin	Under detektions-gränsen efter behandlingen (avloppsslam)	Reduktion av viabiliteten (avloppsslam)	Effektivt på bakterier	Data saknas
Klor, klordioxid	Data saknas	Data saknas	Data saknas	Data saknas

Tabell 20c. Hygieniseringsdata för biologiska metoder i förhållande till några vanligt förekommande indikatororganismer för kontroll av hygieniseringseffekter. Om inga data gått att finna genom litteraturstudien används beteckningen "Data saknas".

Biologiska metoder	Salmonella	Parasitägg (Ascaris el. Taenia)	Fekala streptokocker	Virus
Anaerob stabilisering (termofil process)	God reduktion (avloppsslam, avfall)	God reduktion (avloppsslam, avfall)	>4 log_{10}-enheter (avfall/gödsel)	God inaktivering (förutom för parvovirus) (avfall/ gödsel)
Kompostering	Under detektions-gränsen efter behandlingen (avloppsslam/ avfall)	God reduktion (avloppsslam/ avfall)	>4 log_{10}-enheter (avloppsslam/ avfall)	God inaktivering för ECBO-virus
Aerob, termofil slamstabilisering	Fullständig avdödning vid 55°C efter 3-24 timmar (avfall/ avloppsslam)	Inga viabla ägg efter 5 timmar vid 50°C (avfall/avlopps-slam)	4 log_{10}-reduktion vid 55°C efter 12 timmar (avfall/avlopps-slam)	Temperatur-tåliga virus kräver >60°C och 24 timmar (avloppsslam)
Lagring	Fullständig avdödning efter 214 d (gödsel), 1 log_{10}-enhet vid 1 mds lagring vid 20°C (avlopps-slam)	1 log_{10}-enhet vid sex månaders lagring vid 20 °C (avloppsslam)	1 log_{10}-enhet vid en månads lagring vid 20 °C (avloppsslam)	1 log_{10}-enhet vid mer än två månaders lagring vid 20 °C (avloppsslam)
Aktivslam-processen	25-99 procents reduktion (avloppsslam)	93-98 procents reduktion (avloppsslam)	99,9 procents reduktion (avloppsslam)	50-90 % i genomsnitt. 92-99,9 % för poliovirus (avloppsslam)

Vi har valt att bedöma de olika metoderna efter följande kriterier:

- Inga salmonellabakterier skall vara påvisbara efter behandlingen.
- Inga viabla parasitägg skall kunna påvisas.
- Antalet fekala streptokocker skall vara mindre än 100 stycken per gram.

I tabell 21 sammanfattas hur metoderna uppfyller ovanstående hygieniseringskrav. Bristen på avdödningsdata gör att det inte är möjligt att göra en fullständig bedömning av alla metoder.

Tabell 21. Sammanfattning av hur de olika metoderna uppfyller vissa hygieniseringskrav. Med tecknet "-" avses att data saknas, "ja" innebär att det finns avdödningsdata som tyder på att kravet kan uppfyllas och "nej" att det finns avdödningsdata som tyder på att metoden inte uppfyller hygieniseringskravet.

	Salmonella	Parasitägg	Fekala streptokocker
Pastörisering	Ja	Ja	Ja
Termisk torkning	Ja	-	Ja
Mikrovågor	Ja	Ja	-
Bestrålning	-	-	-
Frysning/tining	Nej	Nej	Nej
Kalkbehandling	Ja	Ja/Nej*	Ja
KOH	-	-	Nej
NH_4OH	-	-	Ja
PAA	Ja	Ja	-
Formalin	Ja	Ja	Ja
Klor, klordioxid	-	-	-
Anaerob stabilisering (termofil process)	Ja	Ja	Ja
Kompostering (reaktorprocess)	Ja	Ja	Ja
Aerob, termofil slamstabilisering	Ja	Ja	Ja
Lagring	Ja	-	-
Aktivslamprocessen	Nej	Nej	Nej

*) Kravet kan uppfyllas med osläckt kalk där man får en värmeeffekt. Med släckt kalk kan inte kravet uppfyllas

Tabellen visar att metoderna pastörisering, kalkbehandling, formalinbehandling samt anaerob stabilisering, kompostering och aerob termofil slamstabilisering har visats kunna uppfylla de tre redovisade hygieniseringskraven. Det är fullt möjligt, och i vissa fall även troligt, att vissa av de övriga studerade metoderna kan uppfylla de aktuella kraven, men detta har alltså inte kunnat bekräftats genom denna studie. Exempel på en metod som sannolikt uppfyller alla krav är termisk torkning. För denna saknas dock avdödningsdata för parasitägg.

Lagring och frysning/tining är två metoder där avdödningsdata inte visar att de skulle kunna uppfylla hygieniseringskraven. Avdödningen av patogena organismer är för dessa mycket låg och är inte tillfredsställande ur hygieniseringssynpunkt.

Utvärdering – Stabilisering

De biologiska behandlingsmetoderna ger både en hygienisering och en stabilisering av avfallet. Graden av stabilisering och hygienisering beror på hur processen drivs.

De fysikaliska behandlingsmetoderna innebär enbart hygienisering. Då behandlingen inte ger någon reduktion av lättomsättbar substans finns det en klar risk att patogena organismer växer till i materialet om detta återinfekteras. Detta gynnas också av att materialet inte innehåller några konkurrerande mikroorganismer efter behandlingen.

De kemiska behandlingsmetoderna ger en hygienisering genom en förändring den kemiska miljön i materialet samt genom att skada mikroorganismerna. Om den tillsatta kemikalien efter en tid slutar verka kan det finnas möjligheter till återinfektion med samma motiv som vid fysikalisk behandling. Dock kan kemikalier som är oxidationsmedel stabilisera avfallet i viss omfattning eftersom en del av det organiska innehållet oxideras.

Utvärdering – Tillämpbarhet

I tabell 22 sammanfattas metodernas tillämpbarhet vid hygienisering av de tre olika former av organiskt avfall. Indelningen av typmaterialen är grov och följer den tidigare redovisade definitionen av typavfall: avfall av avloppsvattentyp, slamtyp respektive fast typ. I redovisningen anger ett "+" har de olika metoderna används med utgångspunkt från data i litteraturstudien. Vidare anges om redovisade erfarenheter och hygieniseringsdata avser fullskaleanläggningar eller laboratoriestudier.

Man bör vara medveten om att metoderna perättikssyra och formalin kan ha kraftigt negativa effekter på miljön vid restproduktanvändningen. Dessa torde i första hand vara passande vid akuta sjukdomsutbrott, med de rekommendationer som ges av Jordbruksverket (Jordbruksverket, 1996).

Strålning är en metod som man kan diskutera användbarheten av. UV-strålning kan vara tillämpbar på vatten med låg färg och grumlighet. Anläggningar med joniserande strålning har sannolikt en mycket begränsad tillämpbarhet på många håll beroende på en stark opinion mot systemen.

Utvärdering – Kontrollerbarhet

En viktig teknisk fråga är om hygieniseringsmetoderna kan betraktas som kontrollerbara. Med kontrollerbarhet avses bland annat om det går att styra och påverka förloppet vid en normal utformning. Målet är att alla delar av materialet skall uppnå samma grad av hygienisering. Detta innefattar bland annat faktorer som omblandning/homogenisering och temperaturkontroll.

De flesta metoderna bedöms i normalfallet kunna utformas tillfredsställande med avseende på kontrollerbarheten. Följande metoder innebär att processen kan vara svår eller omöjlig att kontrollera ur ett hygieniseringstekniskt perspektiv.

- Lagring
- Frysning/tining
- Öppen kompostering

Tabell 22. Sammanställning av de olika metoders tillämpbarhet vid hygienisering av biologiskt avfall i tre olika former. Redovisningen anger hur de olika hygieniseringsmetoderna används med utgångspunkt från erfarenheter som framkommit i litteraturstudien. Om ursprunget av erfarenheter och hygieniseringsdata kommer från fullskaleanläggningar eller laboratoriestudier anges.

Metod	Avfall av avloppsvattentyp	Slamformigt avfall	Fast avfall	Data från
Fysikaliska metoder				
Pastörisering	+	+		Fullskala
Termisk torkning			+	Fullskala
Bestrålning		+		Fullskala
Mikrovågsbehandling		+		Lab.skala
Frysning och tining		+	+	Fullskala
Kemiska metoder				
Kalkbehandling	+	+	+	Fullskala
Övriga alkaliska medel		+		Lab.skala
Perättikssyra		+		Lab.skala
Formalin		+		Lab.skala
Klorföreningar	+			Fullskala
Biologiska metoder				
Anaerob behandling	+	+	+	Fullskala
Kompostering			+	Fullskala
Aerob termofil slamstab.		+		Fullskala
Aktivslamprocessen	+			Fullskala
Lagring	+	+	+	Fullskala

Faktorer att beakta vid etablering av en hygieniseringsverksamhet

För samtliga metoder är det viktigt att noggrant välja behandlingsmetod med tanke på hygienisering, tillämpbarhet, kontrollerbarhet, stabiliseringseffekt. Detta är även viktigt ur miljösynpunkt och med hänsyn till hur behandlingsresten ska användas. För avfall som behandlats med kemiska metoder kan det till exempel krävas viss karenstid innan det används vid odling på grund av till exempel toxisk verkan eller liknande.

I övrigt redovisas i det följande faktorer att beakta vid val och etablering av en viss hygieniseringsmetod. Förteckningen är inte uttömmande, utan vissa grundläggande regler som exempelvis homogenisering/god omblandning gäller generellt. Likaså bör luktproblem och andra emissioner beaktas vis samtliga metoder. När det gäller lukt på behandlat material har troligtvis de aeroba

behandlingsmetoderna en fördel framför såväl anaerob behandling som många andra metoder.

Pastörisering: Klumpar, större partiklar etc. som finns i materialet kan skydda patogenerna från värme så att dessa inte avdödas/inaktiveras.

Termisk torkning: Processen är mycket energikrävande, men värmeåtervinning är möjlig. Risken för korrosion måste beaktas vid materialval.

Bestrålning: Energiåtgången är relativt stor, främst beroende på att materialet måste rundpumpas under behandlingen.

Mikrovågsbehandling: Mikrovågsbehandling är ett energisnålt sätt att snabbt värma upp ett material. Mikrovågorna i sig påverkar inte patogenerna. Det största problemet är svårigheten att få en jämn temperaturfördelning i materialet. Ojämn temperatur kan göra att patogener överlever behandlingen.

Frysning och tining: Hygieniseringseffekten är mycket tveksam. Frysning betraktas normalt som ett sätt att bevara mikroorganismer och försöksresultat (Sanin et al., 1994) visar inte på någon större avdödningseffekt. Inaktiveringen av Cryptosporidium parvum (oocystor) har visat sig vara god.

Kalkbehandling: Kalkåtgången är stor om man ska uppnå en tillfredsställande hygienisering. Risken för korrosion måste beaktas vid val av byggnadsmaterial. Ammoniakavgång bör beaktas, speciellt vid behandling med osläckt kalk.

Alkaliska medel: Risken för korrosion måste beaktas vid val av byggnadsmaterial.

Formalin: Formalin är kraftigt allergiframkallande. Man har också sett att formalinbehandlat slam ger brännskador på växter vid en för stark giva (Godfree et al., 1983), vilket bör beaktas.

Rötning: Mesofil rötning ger inte en tillfredsställande hygienisering.

Kompostering: Öppna, passiva komposteringssystem är svårövervakade. Det är svårt att se till att alla delar av komposten når tillräcklig hygieniseringstemperatur. Sluten, reaktorbaserad kompostering är fördelaktigare.

Aerob termofil slamstabilisering: Råslammets energiinnehåll måste vara tillräckligt så att en hög hygieniseringstemperatur kan garanteras.

Lagring: Patogenreduktionen är beroende på lagringstemperaturen. Vid låga temperaturer är reduktionen starkt begränsad.

Framtida forskningsbehov

För flera metoder finns ett behov att undersöka avdödningseffekterna närmare. Till dessa hör bland annat lagring där man klarare bör utreda förutsättningarna för att avdöda viktiga patogena organismer. Erforderliga temperaturförhållanden, vatteninnehåll, påverkan av UV-ljus är exempel på parametrar som behöver belysas. Driftskrav för öppna komposteringsanläggningar kan också behöva studeras.

Lagring i sex månader har redovisats vara en metod som ger tillräcklig hygienisering. Data tyder på att så inte är fallet och det saknas dokumentation på avdödningseffekten vid lagring i vårt klimat, det vill säga en lagringsperiod som inbegriper en eller flera vintermånader.

Det kan också vara intressant att undersöka avdödningseffekterna för kombinationer av metoder.

Referenser

Ahmed, A.U. & Sorensen, D.L., 1995, Kinetics of pathogen destruction during storage of dewatered biosolids, Water Environment Research, Vol. 67, nr 2, 143-150

Alcamo, I.E., 1987, Fundamentals of microbiology, The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., USA

Alexandre, D., 1982, Irradiation: Microbiological aspects, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg, edited by A.M. Bruce, A.H. Havelaar & P L´Hermite.

Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E. & Ferrari, A., 1994, Inactivation of fecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment, Bioresource technology 49, Elsevier Science Ltd., 25-30

Askestad, E., & Gjervan, J.O., 1986. Prototypanlegg for utnyttelse av kompostvarme fra blötgödsel, IBT-rapport nr. 234. Norges lantbrukshögskola, Ås.

Baier, U. & Zwiefelhofer, H.P., 1991. Effects of aerobic thermophilic pretreatment on anaerobic sludge stabilisation and subsequent treatment steps. Ur: Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes, Commission of the European Communities, edited by P. L´Hermite.

Balmér, P., 1988. Ny slambehandlling vid Ryaverket, Sammanfattningar av utredningar om ny slambehandling vid Ryaverket, Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag (GRYAAB).

Barker, J. & Brown, M.R.W., 1994. Trojan horses of the microbial world: protozoa and survival of bacterial pathogens in the environment. Microbiology 140: 1253-1259.

Bendixen, H.J et al., 1995a, Smitstofreduktion i biomasse, Bind 1: Hoved-rapport 1995, Landbrugs- og Fiskeriministeriet, Veterinaerdirektoratet, Danmark

Bendixen, H.J et al., 1995b, Smitstofreduktion i biomasse, Bind 2: Del-rapporter og bilag 1995, Landbrugs- og Fiskeriministeriet, Veterinaerdirektoratet, Danmark

Bidlingmaier, W., 1992, Odour emissions from composting plants, Composting and compost quality assurance criteria, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Jackson, D.V., Merillot, J.-M. & L´Hermite, P., 111-116

Blatchey III, E.R., 1993, Disinfection and antimicrobial processes, Water Environment Research, Vol 65, nr 4, 353-360

Bomio, M., 1991. Aerobic thermophilic sludge treatment. Studies in environmental science 42, 85-112, Elsevier science publishers.

Booth, M.G. & Tramontini E., 1984. Aerobic thermophilic digestion of sludge using oxygen and air. Ur: Sewage sludge stabilisation and disinfiction, edited by A.M. Bruce.

Braun, H.J., Kugel, G. & Zingler, E., Simultaneous pasteurization and digestion of sludge, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P.

Breitenbücher, K.,1985, Engineering and practical experiences of autoheated aerobic-thermophilic digestion, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 192-205

Brink N., Gärdedal L., Hansson Y. & Robertsson M., 1992, Provning av kompostbehållare, Trädgårdsförsöksstationen, Ultuna, REFORSK, FoU nr 65, Malmö

Brock, T.D., Madigan, M.T., Martinko, J.M. & Parker, J., 1994, Biology of microorganisms, 7th Ed., Prentice-Hall International Inc.

Bruce, A.M., 1985, Stabilisation of sewage sludges and liquid animal manures by mesophilic anaerobic digestion - an overview, Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktör: L´Hermite, P., 39-55

Bürger, H.-J., 1983, Survival of Taenia saginata eggs in sewage and on pasture, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H., 191- 196

Böhm R., Butz U. & Niederwöhrmeier B., 1988, Inactivation of infectious agents in sewage sludge for agricultural use by microwave treatment, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges Lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 592-595

Böhm, R. & Ley, T., Disinfection of Mycobacterium paratuberculosis in cattle slurry, Institut für Umwelt- und Tierhygiene, Universität Hohenheim, Stuttgart

Carlsson, U., 1996, Proteiner smittar när spiraler blir flak, Kemisk Tidskrift, Stockholm, nr 6 maj-juni 1996, 69-74

Carrington, E.G. & Strauch, D., 1992, Hygienic aspects related to treatment and use of organic sludge and sanitary aspects of spreading of slurries and manures, Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes, Review of COST 68/681 programme, 1972-1990, Commission of the European Communities, Luxemburg, Redaktörer: Hall, J.E., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 112-124

Carrington, E.G., 1985, Pasteurisation; effects upon Ascaris eggs, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 121-125

Clements, R.P.L., 1982, Sludge hygienization by means of pasteurization prior to digestion, Disinfection of sewage sludge:Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., Havelaar, A.H & L´Hermite, P.

Coppola, S. & Villani, F., 1985, Aerobic stabilization in the solid state of partially dewatered sewage sludge, Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktör: L´Hermite, P., 407-411

Cristiani, S., 1988, Sewage sludge thermal drying, Thermal treatment of sludges. Redaktörer: Colin, F., Newman, P.J. & Spinosa, L.

Davis, B.D., Dulbecco, R., Eisen, H.N., Ginsberg, H.S & Wood, Jr W.B, 1973, Microbiology, 2nd Ed., Harper International Edition

de Bertoldi, M, Civilini, M. & Manzano, M., 1985, Sewage sludge and agricultural waste hygienization through aerobic stabilization and composting, Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktör: L´Hermite, P., 212-226

de Bertoldi, M., Frassinetti, S., Bianchin, L. & Pera, A., 1985, Sludge hygienization with different compost systems, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg, Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 64-76

Decun, M., Berehoiu, G., Crainiceanu, E., Oprin, C., Tomescu, V., Grozav, I.S., Trif, R. & Tibru, I., 1988, The influence of methanic fermentation of waste over the medical interest bacteria, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 623-628

Deeny, K., Hahn, H., Leonard, D. & Heidman, J., 1991. Autoheated thermophilic aerobic digestion, Water environment and technology, 3, 65-72.

Edgington, R. & Clay, S., 1993. Evaluation and development of a thermophilic aerobic digester at Castle Donington sewage-treatment works, Journal of the Institution of Water and Environmental Management, 7, 149-155

Edström, M., Andersson, L., Adolfsson, Y. & Sundqvist, J.O., 1995. Biogas och växtnäring i stad/land baserat kretslopp, Pilotförsök med organiskt avfall i Uppsala, JTI-rapport *Kretslopp & avfall* nr. 2.

Energistyrelsen, 1995. Biogasfœllesanlœg, fra idé til realitet, Energistyrelsen, Köpenhamn.

EPA, 1979, Process design manual for sludge treatment and disposal, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., EPA 625/1-79-001

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H. & Duncan Mara, D., 1983, Sanitation and Disease, Health aspects of excreta and wastewater management, World Bank Studies in Water Supply and Sanitation 3, John Wiley & Sons, USA

Fiechter,A. & Sonnleitner, B., 1985, Thermophilic aerobic stabilisation, Sewage sludge treatment and use: New developments, technological aspects and environmental effects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 291-301

Foster, J.W. & Spector, M.P., 1995. How Salmonella survive against the odds. Annu. Rev. Microbiol. 49:145-174.

Fraser, J.A.L., Godfree, A.F. & Jones, F., 1984, Use of peracetic acid in operational sewage sludge disposal to pasture, Water Science and Technology, Vol. 17, 451-466

Frobisher, M., 1968, Fundamentals of microbiology, 8th edition, W. B. Saunders Company

Gardner, J.F. & Peel, M.M., 1986, Introduction to Sterilization and disinfection, Churchill Livingstone, Melbourne, Australien

Gavaghan, P.D., Sykora, J.L., Jakubowski, W., Sorber, C.A., Sninsky, A.M., Lichte, M.D. & Keleti, G., 1993, Inactivation of Giardia by anaerobic digestion of sludge, Water Science and Technology, Vol. 27, nr. 3-4, 111-114

Godfree, A.F., Bevins, R. & Jones F., 1983, The destruction of pathogens and parasites in sewage sludge by chemical means, Wat. Pollut. Control, 1983, 471-478

Gotlands kommun, 1986, Bevattning med avloppsvatten enligt Gotlandsmodellen, Gotlands kommun, Gatukontoret,Visby

Guzikowski, G. & Stenström, T., 1996. Desifektion av dricksvatten 1. – Metoder och rutiner vid svenska vattenverk. Vatten 52:279-282.

Haas, B., Ahl, R., Böhm, R. & Strauch, D., 1995. Inactivation of viruses in liquid manure, Revue scientifique technique, International Office of Epizootics 14 (2), 435-445.

Hall, J.E., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 1992. Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes (Review of COST 68/681 programme, 1972-90).

Haug, R.T., 1993, The practical handbook of compost engineering, Lewis publishers, USA

Havelaar, A.H., 1984. Sludge stabilisation- an overview of methods and their effec-tiveness,Sewage sludge stabilisation and disinfection, Edited by A.M. Bruce.

Hedin, H., & Holmström, H., 1984. Kalkning av slam – hygieniska effekter, Statens naturvårdsverk/Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, SNV PM 1743.

Hellebrand, H.J. & Leipnith, W., 1996, Generation of greenhouse gases during composting, Paper reprint, International Conference on Agricultural Engineering, 23-26 September, Madrid

Hellström, D., 1996. An investigation of components in wastewater nutrients management: natural sludge dewatering and storage of urine. Licentiate thesis 1996:10 L, Tekniska högskolan i Luleå.

Hojovec, J. & Novák, P., The process of hygienization in anaerobic fermentation of dung, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruks-universitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 645-649

Hojovec, J., 1988. The problem of liquid manure disinfection, Hygienic aspects of the treatment and use of organic sludge and liquid agricultral wastes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Edited by D. Strauch, H. Over & P. L´Hermite.

Holmberg, P., 1993. Kompostkvalitet. Informationsblad för tillverkning, hantering och leverans av kompost, Hasselfors Garden, Hasselfors.

Hrudey, S.E & Hrudey, E.J., 1989, Health effects associated with wastewater treatment, disposal and reuse, Journal WPCF, Vol.61, nr 6, 849-854

Hughes, D.L., Morris, D.L., Norrington, I.J. & Waite, W.M., 1985, The effects of pasteurisation and stabilisation of sludge on Taenia saginata eggs, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg, Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 126-134

Høyås, A. & Løfsgaard, W.B., 1995. Økonomisk vurdering av avløpssystemer – tett tank og våtkomposteringsreaktor, Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Lantbrukshögskola, Ås.

IEA, 1996, IEA Bioenergy - Biogas from municipal solid waste, Danska Energi-styrelsen & Novem

Jakob, J., Roos, H.-J. & Siekmann, K., 1985, Aerobic thermophilic methods for disinfecting and stabilizing sewage sludge, Sewage sludge treatment and use: New developments, technological aspects and environmental effects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 378-381

Jones, P.W., 1983, The survival and infectivity for cattle of salmonellas on grassland, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H., 178-185

Karlsson, S., 1991, Handledning för spridning av stallgödsel, JTI-rapport, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Kearney, T.E., Larkin, M.J. & Levett, P.N., 1993. The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria, Journal of Applied Bacteriology, 74, 86-93.

Kearney, T.E., Larkin, M.J. & Levett, P.N., 1994. Metabolic activity of pathogenic bacteria during semicontinous anaerobic digestion. Appl. Environ. Microb. 60 (10): 3647-3652.

Kearney, T.E., Larkin, M.J., Frost, J.P. & Levett, P.N., 1993, Survival of pathogenic bacteria during mesophilic anaerobic digestion of animal waste, Journal of Applied Bacteriology, 75, 215-219

Keeley, G.M. & Skipper, J.L., 1988, The use of aerobic thermophilic composting for the stabilisation of primary meat waste solids, Alternative waste treatment systems, Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, 120-130

Kelly, H.G., Melcer, H. & Mavinic, D.S., 1993. Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one-year, full-scale demonstration project, Water Environment Research 65:7, 849-861.

Kemikalieinspektionen, 1996, Begränsningslistan 1996, Kemikalieinspektionen, Solna

Kirchmann, H. & Widén, P., 1994, Kompost av källsorterat hushållsavfall, Fakta Mark/växter nr 1, Sveriges Lantbruksuniversitet

LAGA Merkblatt M10, 1995. Qualitätskriterien und Anwendungsenpfehlungen für kompost, Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Müll und Abfall Lfg. 5/95.

Langeland, G. & Paulsrud, B., 1985, Aerobic thermophilic stabilization, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 38-47

Lewis, M.J., 1994. Heat treatment of milk, Ur: Modern dairy technology, volume 1, Edited by R.K. Robinson.

Lewis-Jones, R. & Kiff, R.J., 1983, A comparison of parasite ova as indicator organisms in sewage sludge treatment and disposal, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H., 232-234

Lindberg, A., 1995, Länsvis omhändertagande av slaktavfall och kadaver för utvinning av energi och växtnäring, JTI-rapport 1, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Lindner, F. & Böhm, R., 1985, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg, Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P.,113-120

Lund, E., Lydholm, B. & Nielsen, A.L., 1982, The fate of viruses during sludge stabilization, especially during thermophilic digestion, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P.

Löfgren, I., Tullander, V. & Hovsenius, G., 1978, Förekomst och överlevnad av mikroorganismer vid samkompostering av hushållsavfall och slam, SNV PM 1077, Statens Naturvårdsverk, Solna

Mathisen, B. & del Pilar Castillo, M., 1989, Biogas från slakteri- och slaktavfall vid olika rötningsprocesser, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

McCarron, J.E., 1965, Survival and distribution of mesophilic bacteria in ice, M.S. thesis, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, U.S.A.

Mellersta Hallands avfallsaktiebolag & Borås Gatukontor, 1990, Kompost producerad ur källsorterat hushållsavfall, REFORSK-rapport nr 55, Stiftelsen REFORSK, Malmö

Messenger J.R., Villiers, H.A., Laubscher, S.J.A., Kenmuir, K. & Ekama, G.A., 1993. Evaluation of the dual digestion system: Part 1: Overview of the Milnerton experience. Part 2: Operation and performance of the pure oxygen aerobic reactor, Water SA, 19:3, 185-200.

Miljø- og Energiministeriet, 1995. Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål, Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 730, Danmark.

Morgan, S.F., Gunson, H.G., Littlewood, M.H. & Winstanley, R., 1984. Aerobic thermophilic digestion of sludge using air. Ur: Sewage sludge stabilisation and disinfiction, edited by A.M. Bruce.

Munch, B. & Errebo Larsen, H., 1988, Occurrence and persistence of salmonella infections in Danish cattle herds as monitored by slurry examinations, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 606-611

Naturvårdsverket, 1991. Slam från kommunala avloppsreningsverk, Allmänna råd 90:13, Naturvårdsverket, Solna

Naturvårdsverket, 1995. Användning av avloppsslam i jordbruket, Rapport 4418, Naturvårdsverket, Solna

Naturvårdsverket, 1996. Flöden av lättnedbrytbara organiska restprodukter i Sverige, Naturvårdsverket, Solna

Niederwöhrmeier, B., Böhm, R. & Strauch, D., 1985, Microwave treatment as an alternative pasteurisation process for the disinfection of sewage sludge-experiences with the treatment of liquid manure, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 135-147

Noonan, M.J., Harman, H. & Keeley, G.M., 1988, An alternative method for reducing numbers of faecal coliform bacteria in slaughterhouse effluent, Alternative waste treatment systems, Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, 219-228

Nordberg, Å., 1996, One- and two-phase anaerobic digestion of ley crop silage with and without liquid recirkulation, Doktorsavhandling, Rapport 64, Institutionen för mikrobiologi, Uppsala genetikcentrum, Uppsala

Nordstedt, C., 1995, Galna kor, kannibaler och smittsamt protein, Forskning och framsteg, Stockholm, nr 3 1995, 4-8

Norén, B., 1970, Mikrobiologi, Almqvist&Wiksell, Stockholm

Norin E., 1996a. Våtkompostering som stabiliserings- och hygieniseringsmetod för organiskt avfall, JTI-rapport *Kretslopp & Avfall* nr 3, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Norin E., 1996b. Lokalt kretsloppsbaserat system för behandling och utnyttjande av toalett- och köksavfall. Förstudie av planerad bebyggelse i Horn, Västerås kommun, JTI-rapport *Kretslopp & Avfall* nr 5, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Norin, E., 1995. Aerob termofil slamstabilisering – processteknik och tillämpningar, Vatten 51-3, 227-234, Lund.

NORVAR, 1991, Slambehandling og -disponering ved storre kloakkrenseaenlaegg; Sluttrapport, NORVAR-rapport 20-1991, Norske VAR-selskapers forening, Ottestad, Norge

NORVAR, 1995, Slambehandling, NORVAR-rapport 51-1995, Norsk VA-verkforening, Hamar, Norge

NORVAR, 1996, Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge - forprosjekt, NORVAR-rapport 64-1996, Norsk VA-verkforening, Hamar, Norge

Novem, 1992, Conversion Techniques for VGF biowaste, Developments in 1992, Haskoning, Nijmegen. Redaktör: de Jong, H.

Nyns, E.J., 1986. Biomethanation processes, Ur: Biotechnology, Volume 8 (ed. W. Schönborn), VCH Verlagsgesellsschaft mbH.

Oechsner, H., 1991. Verfarenstechnische untersuchungen zur entseuchung von flüssigmist durch aerob-thermophile stabilisierung. Universität Hohenheim, 203.

Olsson, A., 1995. Källsorterad humanurin – Förekomst och överlevnad av fekala mikroorganismer samt kemisk sammansättning. Institutionen för lantbruksteknik, rapport 208, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Oorthuys, F.M.L.J, von Deylen, H. & Lokin, P.C., 1995, Engineering, construction and first operational experiences of the 25,000 tpa tunnel composting plant in Groningen, Biological Waste Management "A wasted chance?" University of Essen och Technical University of Hamburg-Harburg, Tyskland. Redaktörer: Bidlingmaier, W. & Stegmann, R.

Owen, R.R. & Crewe, W., 1985, The effect of chemical disinfectants on Taenia eggs, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 148-157

Paulsrud, B. & A.S. Eikum, 1984. Experiences with lime stabilisation and composting of sewage sludge. Ur: Sewage sludge stabilisation and disinfection, Edited by A.M. Bruce.

Paulsrud, B. & Eikum, A. S., Experiences with lime stabilisation and composting of sewage sludge, Sewage sludge stabilisation and disinfection, Water Research Center, Ellis Horwood Limited, Chichester. Redaktör: Bruce, A.M, Kapitel 13

Paulsrud, B. & Langeland, G., 1985, Aerobic thermophilic digestion of pre-thickened sludge using air, New developments in processing of sludges and slurry, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 49-58

Paulsrud, B. & Nedland, K.T., 1994, Full scale experiences with thermophilic aerobic digestion of primary-chemical sewage sludge, Chemical water and wastewater treatment III, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg 1994, 329-339.

Paulsrud, B., 1987, Metoder for hygienisering av slam, K7 Slambehandling-Elmia Water 87, Elmia, Jönköping

Paulsrud, B., 1987. Hygienisering av slam, Norges Teknisk-Naturvetenskapelige Forskningsråd, Prosjektrapport 63/87.

Paulsrud, B., Haugan, B.-E. & Langeland, G., 1983, Aerobic, thermophilic digestion of sewage sludge using pure oxygen, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H. , 107-109.

Pfuderer, G., 1985. Influence of lime treatment of raw sludge on the survival of pathogens, on the digestability of the sludge and on the production of methane – Hygienic investigations, Ur: Inactivation of Microorganisms in Sewage Sludge by Stabilization Processes, Edited by D. Strauch, A.H. Havelaar & P. L´Hermite.

Philipp, W., Haible, C., Wekerle, J. & Strauch, D., 1988, Langzeitlagerung von Klärschlamm- eine Methode zur Entseuchung, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 596-600

Philipp, W., Wehrle, V., Schwartz, A., Wekerle, J. & Strauch, D., 1988, Die Düngerpackung als eine Desinfektionsmöglichkeit zur Bekämpfung anzeigepflichtiger Tierseuchen?, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 640- 644

Philips, 1992. Germicidal lamps. Disinfection by UV-radiation. Information från Philips Lighting, Nederländerna.

Pike, E.B., 1983, Indicators of pollution and efficacy of treatment: significance and methodology, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H., 213-218

Pike, E.B., 1985, Long-term storage of sewage sludge, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P.

Pitt, A.J. & Ekama, G.A., 1994. Dual digestion of sewage sludge with air. Seventh international symposium on anaerobic digestion, South Africa. Poster paper preprints, 140-143.

Plym-Forshell, L, 1988, Composting of cattle and pig manure in Sweden, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 650-658

Plym-Forshell, L, 1988, Survival of salmonellas in composted and not composted animal manures, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 659-663

Plym-Forshell, L. & Ekesbo, I, 1993, Survival of salmonellas in composted and not composted solid animal manures, Journal of Veterinary Medicine B.40, 654-658

Plym-Forshell, L., 1995, Survival of Salmonellas and Ascaris suum eggs in a thermophilic biogas plant, Acta Veterinaria Scandinavica, 36, 79-85

Polprasert, C., 1989, Organic Waste Recycling, John Wiley & Sons Ltd, Storbritannien

Ponti, C., Sonnleitner, B. & Fiechter, A., 1995. Aerobic thermophilic treatment of sewage sludge at pilot plant scale. 2. Technical solutions and process design, Journal of Biotechnology 38, 183-192.

Poole, J.E.P. & Mills, M.J., The effect of lime treatment of sewage sludge on the hatching and viability of human beef tapeworm, Sewage sludge stabilisation and disinfection, Water Research Center, Ellis Horwood Limited, Chichester, Redaktör: Bruce, A.M., Kapitel 24

Rennerfelt, J., 1992. Kommunal och industriell avloppsteknik. Biokemisk teknologi, Tekniska högskolan, Stockholm.

Rollins, D.M. & Colwell, R.R., 1986. Viable but nonculturable stage of Campylobacter jejuni and its role in survival in the natural aquatic environment. Applied Environment of Microbiology 52:531-538.

Roszak, D.B., Grimes, D.J. & Colwell, R.R., 1984. Viable but nonrecoverable stage of Salmonella enteritides in aquatic systems. Canadian Journal of Microbiology 30:334-338.

Sæther, T. & Skjelhaugen, O.J., 1994. Hygienisering og stabilisering av kildesortert matavfall og fiskeoppdrettsavfall i våtkomposteringsreaktor, Seminar nr. 251, NJF-teknikk -94.

Sanin, F.D., Vesilind, P.A. & Martel, C.J, 1994, Pathogen reduction capabilities of freeze/thaw sludge conditioning, Water Research, Vol. 28, nr 11, Elsevier Science Ltd., 2393-2398

Schuh, R., Philipp, W. & Strauch, D., 1985. Influence of sewage sludge with and without lime treatment on the development of Ascaris suum eggs, Ur: Inactivation of Microorganisms in Sewage Sludge by Stabilation Processes, Edited by D. Strauch, A.H. Havelaar & P. L´Hermite.

Schwinning, H.G., Deeny, K. & Fuchs, L., 1993. ATAD: an effective PFRP alternative, Water Environment Federation Annual Conference & Exposition, Anaheim, USA.

Sedlácek, M., Koubík, M., Vacek, K., & Rejholec, J., 1984, Sludge treatment technology and ionizing radiation, Water Science and Technology, Vol. 17, Amsterdam, 551-562

SFT, 1995. Forskrift om avløpsslam, Miljøverndepartementet & Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SGF, 1995. Verksamhetsberättelse 1994 med energigasöversikt. Svenska Gasföreningen, Stockholm.

SJV, 1996. Epizootihandbok (utkast), Statens Jordbruksverk, Jönköping

Skjelhaugen, O.J. & Sæther, T., 1994. Local ecological waste water solution for rural areas. Report N. 94-B-039, AgEng -94, Milano.

Smith, S.R., 1996, Agricultural recycling of sewage sludge and the environment, CAB International, Storbritannien

SNFS, 1994. Statens Naturvårdsverks Författningssamling, SNFS 1994:2 MS:72, Kungörelse med förskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket, Naturvårdsverket, Stockholm.

Soares, A.C., Straub, T.M., Pepper, I.L. & Gerba, C.P., 1994, Effect of anaerobic digestion on the occurence of enteroviruses and Giardia cysts in sewage sludge, Journal of Environmental Science and Health, A29(9), 1887-1897

Sonnleitner, B. & Bomio, M., 1990. Physiology and performance of thermophilic microorganisms in sewage sludge treatment processes. Biodegredation, 1,133-146.

Steinle, E., 1993, Sludge treatment and disposal systems for rural areas in Germany, Water Science and Technology, Vol. 27, Storbritannien, 159-171

Stenström, T.A., 1996. Mikrobiologisk hygien i avloppssystem – Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Rapport 4683, Naturvårdsverket/ Socialstyrelsen/Smittskyddsinstitutet.

Stoll, U., The stabilization of sewage sludge and its disinfection according to specific requirements: Two-stage anaerobic/aerobic operating technique, Sewage sludge treatment and use: New development, technological aspects and environmental effects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 364-369

Strauch, D., & Ballarini, G.,1994, Journal of Veterinary Medicine, B. 41, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 176-228

Strauch, D., & de Bertoldi, M., 1985, Microbiological specifications of disinfected sewage sludge, Processing and use of organic sludge and agricultural wastes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktör: L´Hermite, P., 178-197

Strauch, D., 1981, Effects of methods of slurry treatment on microbiological safety, Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Walton, J.R. & White, E.G., 223-237

Strauch, D., 1982, Hygienic aspects of the composting process, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P., 150-164

Strauch, D., 1983, Use of lime treatment as disinfection process, Processing and use of sewage sludge, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: L´Hermite, P. & Ott, H.

Strauch, D., 1983. Use of lime as disinfection process, Ur: Processing and Use of Sewage Sludge, Edited by P. L´Hermite & H. Ott.

Strauch, D., 1985, Improvement of the quality of sewage sludge - microbiological aspects, Sewage sludge treatment and use. New developments, technological aspects and environmental effects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., L´Hermite, P. & Newman, P.J., 160-179

Strauch, D., 1988. Disinfection of sewage sludge in the Federal Republic of Germany, Ur: Environment and Animal Health, Editor: I. Ekesbo, Volume 2.

Strauch, D., 1991. Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge, Revue scientifique technique, International Office of Epizootics 10 (3), 813-846.

Strauch, D., 1992. Hygienic aspects to treatment and use of organic sludge and sanitary aspects of spreading of slurries and manures, Ur: Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes (Review of COST 68/681 programme, 1972-90), Edited by J.E. Hall, P. L´Hermite & P.J. Newman.

Strauch, D., Hammel H.E. & Philipp, W., 1985. Investigations on the hygienic effect of single stage and two-stage aerobic-thermophilic stabilisation of liquid raw sludge, Ur: Inactivation of Microorganisms in Sewage Sludge by Stabilation Processes, Edited by D. Strauch, A.H. Havelaar & P. L´Hermite.

Strauch, D., Hammel, H.-E. & Philipp, W., 1985, Investigations on the hygienic effect of single stage and two-stage aerobic-thermophilic stabilization of liquid raw sludge, Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Strauch, D., Havelaar, A.H.& L´Hermite, P., 48-63

Suess, A., Lessel, T. & Haisch, A., 1982, Technical and economical aspects of irradiation, Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P.

Surampalli, R.Y., Banerji, S.K. & Chen, J.C., 1993, Microbiological stabilization of sludge by aerobic digestion and storage, Journal of Environmental Engineering, Vol. 119, nr 3

Svensson, B., 1988. "Psykrofil" produktion av biogas. Biogasprocessen i Norden. Institutionen för mikrobiologi rapport nr. 40. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Svoboda, I.F. & Evans, M.R., 1985. Heat from aerated liquid animal wastes. Proceedings from Leeds conference composting of solid wastes and slurries.

Swinwood, J.F., Waite, T.D., Kruger, P. & Rao, S.M., 1994, Radiation technologies for waste treatment: A global perspective, IAEA Bulletin 1/1994, 11-15

Thyselius, L., 1982. Biogas från gödsel och avfall. Meddelande nr. 391, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala.

Thyselius, L., Andersson, R., Granstedt, 1991, Biogas från lantbruket, JTI-rapport 137, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Thyselius, L., Mathisen, B., Eklund, S. & Christensson, D., 1984, Anaerob behandling av slakteriavfall, JTI-rapport 56, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Tullander, V., 1982. Quicklime treatment of sludge, Ur: Disinfection of Sewage Sludge: Technical, Economic and Microbiological Aspects, Edited by A.M. Bruce, A.H. Havelaar & P. L´Hermite.

Tullander, V., 1986. Slam på odlad mark – hygieniska risker för människor och djur, Ur: Slam på odlad mark – hot eller resurs, Redaktör: P. Balmér, Chalmers publikation 2:86.

van Praagh, A.D., Gavaghan, P.D. & Sykora, J.L., 1993, Giardia muris cyst inactivation in anaerobic digester sludge, Water Science and Technology, Vol. 27, nr. 3-4, 105-109

VAV, 1981. Rötning av kommunalt slam, Teknik med nya möjligheter, Svenska vatten och avloppsverksföreningen, Publikation P42.

VAV, 1981. VAV:s årsmöte 1981. Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Meddelande M35.

VAV, 1984. Slamhantering vid kommunala avloppsreningsverk, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Publikation P51.

Waagner Nielsen, E. & Ullum, J.A., 1989, Dairy Technology 1, Danish Turnkey Dairies Ltd., Aarhus, Danmark

Wannholt, L., 1995, Biological waste treatment in Europe, A review, International Directory of Solid Waste Management, 1995/6, The ISWA Yearbook. Redaktör: Møller, J.

Wekerle, J., Mack, H., Wehrle, V. & Strauch, D., 1988, Chemical disinfection of pig slurry to eliminate Aujeszky disease virus, Environment and animal health, Rapport 21, Sveriges lantbruksuniversitet, Veterinärmedicinska fakulteten, Skara, 619-622

Whitmore, T.N. & Robertson L.J., 1995. The effect of sludge treatment processes on oocysts of Cryptosporidium parvum, Journal of Applied Bacteriology, 78, 34-38.

Whitmore, T.N. & Robertson, L.J., 1995, The effect of sewage sludge treatment processes in oocysts of Cryptosporidium parvum, Journal of Applied Bacteriology, nr 78, 34-38

Xu, H.S.N., Robert, F.L., Singleton, R.W., Attwell, D.J. & Colwell, R.R., 1982. Survival and viability of non-culturable E. coli and V. cholerae in the estuarine and marine environments. Microb. Ecol. 8:313-323.

Zwiefelhofer, H.P., Experience with aerobic, thermophilic disinfection of sewage sludge, at the Wartau sewage treatment plant, and with prepasteurization, at the St Gallen-Hofen works, also in Switzerland, Disinfection of sewage sludge: Technological, economic and microbiological aspects, Commission of the European Communities, Luxemburg. Redaktörer: Bruce, A.M., Havelaar, A.H. & L´Hermite, P.

Östling, C., 1993, The role of manure and enterobacteria in silage fermentation, dissertation, Inst. för mikrobiologi (rapport 56), SLU

Personliga meddelanden, 1996

Albihn, Ann, Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA), Uppsala
Bohlin, Claes, Hasselfors Garden AB, Hasselfors
Dalemo, Magnus, Jordbrukstekniska institutet (JTI), Uppsala
Edström, Mats, Jordbrukstekniska institutet (JTI), Uppsala
Jönsson, Håkan, Inst. för lantbrukstekniк, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala
Lindberg-Pålsson, Maj-Lis, Perstorp AB, Perstorp.
Lindkvist, Ola, Nordkalk AB, Malmö
Marten, Ann-Britt, MB Sveda, Stockholm
Mathisen, Berit, Jordbrukstekniska institutet (JTI), Uppsala
Olars, Jan, Nordkalk AB, Malmö
Palm, Ola, Ragn-Sells Agro AB, Järfälla
Stenström, Thor Axel, Smittskyddsinstitutet (SMI), Solna
Sæther, Trond, Institutt for tekniske fag, Norges Lantbrukshögskola, Ås
Thyselius, Lennart, Jordbrukstekniska institutet (JTI), Uppsala
Åkesson, Torsten, Aquatron International, Stockholm.
Österman, Anders, Himmerfjärdsverket (SYVAB), Södertälje

Bilaga 1

Strategi för litteratursökning

Strategi: Önskat sökresultat C = A + B

A	B
Hygienization	Pathogen/s
Disinfection	Parasite/s
Sterilization	Virus/es
Decontamination	Bacteria
Sanitation	Microorganisms
Inactivation	
Pathogen reduction	Waste water/s
Pathogen/s	Waste/s
Parasite/s	Slurry
Virus/es	Sludge
Bacteria	Manure
Anaerobic treatment	Municipal solid waste
Aerobic treatment	Solid waste
Composting	Biological waste
Digestion	Organic waste
Irradiation	Liquid waste
Chemical treatment	Sewage sludge
Storage	Agricultural waste
Heat treatment	Animal waste
Pasteurization	Faeces
Incineration	Slaughterhouse waste
Microwave/s	Food waste
Lime treatment	
Disinfectant/s	
Pathogen elimination	
Anaerobic digestion	
Aerobic digestion	
Liming	
Quicklime treatment	

Artikelsökningen har gjorts i följande databaser:

DATABAS	STARTDATUM	UPPDATERING
Agrarbuch	940503	Projektdatabas(*)Oregelbundet
Agris	900101	Varje månad
Agricola	900101	Varje månad
Elfis	900101	Varje månad
Agrep	941018	Projektdatabas(*) Oregelbundet
Agrar forsc.	950330	Projektdatabas(*) Varje år
Biosis Prev	900101	Varje vecka
Biolis	900101	Varannan månad
CAB abstract	900101	Varje månad
Enviroline	900101	Varje månad
Phytomed	900101	Varje kvartal
Vitlis-Vea	900101	Varje kvartal

(*) Projektdatabas innebär att basens innehåll byts ut vid uppdatering

Aktuella JTI-rapporter, *Kretslopp & Avfall*

Kostnadsfritt kan Du få en förteckning över samtliga rapporter (*Lantbruk & Industri* och *Kretslopp & Avfall*) utgivna av JTI, tel. 018-30 33 00, fax 018-30 09 56.

1996

1 Länsvis omhändertagande av slaktavfall och kadaver för utvinning av energi och växtnäring. A. Lindberg

2 Biogas och växtnäring kretslopp stad-land. Rötningsförsök med organiskt avfall i Uppsala. M. Edström, L. Andersson, Y. Adolfsson, J-O. Sundqvist

3 Våtkompostering som stabiliserings- och hygieniseringsmetod för organiskt avfall - Försök i pilotskala med svartvatten, köksavfall och gödsel. E. Norin

4 Miljökonsekvenser vid hantering av hushållsavfall i VAFAB-regionen. M. Dalemo, H. Oostra

5 Våtkompostering i ett lokalt, kretsloppsbaserat behandlingssystem för toalett- och köksavfall. E. Norin

6 Ammonia Recovery from Liquid Manure by Desorption with Air. A. Wikberg

1997

7 Lokalt omhändertagande av icke avvattnat avloppsslam. P-A. Algerbo, M. Dalemo

8 Sammanfattning av seminariet "Morgondagens kretslopp" Uppsala den 22-23 oktober 1996

9 Hanteringssystem för råvara och rötrest vid storskalig rötning av växtmaterial. M. Dalemo, B. Jonsson, H. Oostra, M. Sundberg

7-11

Läsvärt från JTI

Jordbrukstekniska institutet (JTI) är ett industriforskningsinstitut som arbetar med forskning, utveckling och information inom områdena jordbruk, miljö, energi och avfall. Enklaste sättet att ta del av JTI:s resultat är att prenumerera på den information som passar Dig bäst!

Nyhetsbrevet ***JTI-perspektiv*** *- om biologiskt avfall och kretslopp* riktar sig till Dig som arbetar med frågor som rör organisk avfallshantering. ***JTI-perspektiv*** ges ut två gånger per år och är gratis.

JTI-rapporterna är vetenskapliga sammanställningar för den som vill fördjupa sig ytterligare. Rapporterna delas in i *Kretslopp & Avfall* och *Lantbruk & Industri*. Det kostar 200 kr att prenumerera på *Kretslopp & Avfall* och Du får då 4 - 6 rapporter på ett år. En prenumeration på serien *Lantbruk & Industri* kostar 400 kr och består av ca 15 rapporter. Vi erbjuder även en prenumeration på båda serierna tillsammans för ett paketpris på 500 kr. (Alla priser är inklusive moms och gäller för 1996.)

JTI:s årsberättelse som är gratis, ger en samlad bild av verksamheten och presenterar aktuella projekt.

För Dig som är särskilt intresserad av lantbruk finns även:

Teknik för lantbruket. På 8-16 rikt illustrerade sidor presenteras ny teknik och nya metoder för lantbruket. En årsprenumeration består av åtta nummer och kostar 150 kr (1996).

Axplock från JTI. Detta nyhetsbrev vänder sig till alla som har anknytning till svenskt lantbruk och är intresserade av teknik och utveckling. Brevet, som ges ut tre gånger per år, är gratis.

Vill du veta mer, så kontakta JTI på nedanstående adress!

Distribution:
JTI (Jordbrukstekniska institutet)
Box 7033
750 07 UPPSALA
Telefon 018 - 30 33 00
Telefax 018 - 30 09 56
E-post: office@jti.slu.se
Hemsida: http://www.jti.slu.se

Postgiro 29 74 00 - 4
Bankgiro 171 - 8246

ISSN 1401 - 4955