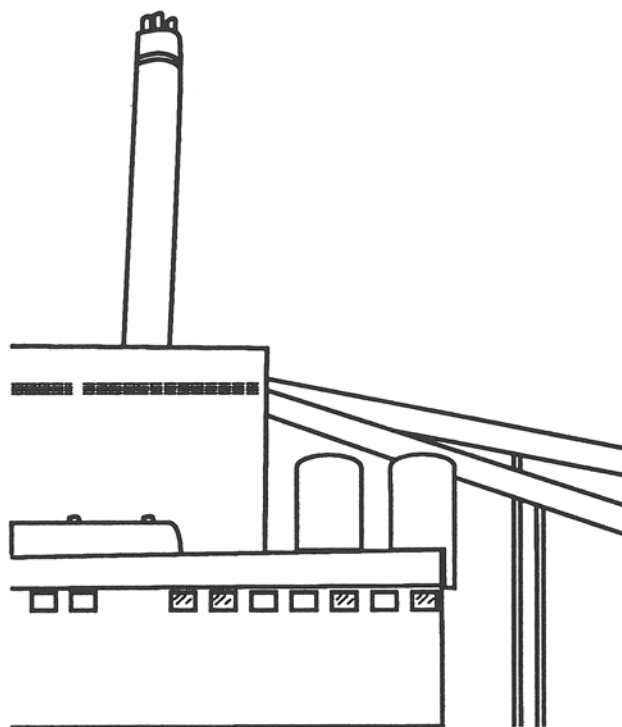


5. Energiutvinning

Förbränning av slam



Deponiskatt, ändringar i miljölagstiftningen och debatten om slam har gjort förbränning av avloppsslam till ett alltmer intressant alternativ till deponering och spridning av slam på åkermark.

Avloppsslam kan brännas separat eller tillsammans med biobränslen eller avfall. Förbränning erbjuder en lösning på flera problem, inte minst som en metod att omhänderta slam som av olika skäl inte kan användas i jordbruket. Dessutom minskar slammängderna drastiskt vilket leder till reducerade kostnader för såväl transporter som deponering. Förbränning möjliggör deponering eftersom restprodukterna i huvudsak är oorganiska och därmed inte omfattas av förbudet för deponering av organiskt avfall från och med år 2005.

Användningspotential

Restprodukten från förbränning utgörs av förbränningsaskor. Slammets innehåll av fosfor återfinns efter förbränning huvudsakligen i askan. Studier har visat att fosfor i aska är tillgänglig för växter. Teoretiskt skulle askans fosforinnehåll kunna utnyttjas som växtnäring genom spridning på åker- eller skogsmark. Detta förutsätter att askans kvalitet i övrigt är god. Askor från förbränning av enbart slam eller av slam tillsammans med biobränslen har sannolikt större förutsättningar att kunna användas på dessa sätt, genom att dessa askor kan vara mindre förorenade än askor från avfallsförbränning.

Möjligheterna att med befintlig teknik utnyttja förbränningsresternas innehåll av fosfor är i dagsläget osäkra. Studier pågår dock på ett flertal håll och ny teknik kan komma utvecklas där fosfor utvinns ur askan. Vid en förbränningsanläggning i Danmark har man utvecklat en metod för utvinning av fosfor, i form av fosforsyra, ur förbränningsaskan. Ur askan utvinns också fällningskemikalier samt en sulfatprodukt som kan användas som svavelgödselmedel. Anläggningen har varit i drift

i fem år. I Sverige har försök med fosforutvinning ur aska med hjälp av saltsyra nyligen genomförts på uppdrag av Stockholm Vatten. Man fann bland annat att metaller utlakades samtidigt med fosfor och att kvoten metaller/fosfor i lakvattnet var flera gånger högre för vissa metaller än vad som är lämpligt för jordbruksanvändning. Aska kan renas från metaller termiskt genom upphettning till 800 – 1 000 °C. Försök med upphettning av aska i laboratorieskala har gett goda resultat (mellan 75 och mer än 95 procents rening av vedaska med avseende på kadmium). Tekniken är dock inte etablerad.

Restprodukter från förbränningsprocesser kan även användas som utfyllnad i vägbankar eller i andra markarbeten samt som utfyllnad i betong. Använder man askan på detta vis måste man emellertid vara observant på risken för försämrade hållfasthet och ett eventuellt utläckage av tungmetaller och andra besvärliga ämnen med tiden.

Askan kan också vidarebehandlas till olika former av förädlade produkter. Denna teknik har utvecklats långt i Japan, där förbränningsprocesser som inte bara bränner det organiska materialet utan också smälter det oorganiska har utvecklats. Produkten blir glaslik och har använts till framställning av prydnadsföremål för såväl utomhus- som inomhusbruk. Man har också tillverkat kant- och gatsten av slaggen. Detta har provats även av Helsingfors Vatten i Finland.

Om slaggen dessutom omkristalliseras erhålls produkter som har goda egenskaper för att användas som olika typer av byggnadsmaterial.

Erfarenheter i Sverige och utomlands

Förbränning av avloppsslam har länge varit en mycket vanlig metod för omhändertagande av slam i stora delar av Europa, men har i Sverige hittills endast utförts på försök i några förbränningsanläggningar för biobränslen och avfall. Intresset för slamförbränning har ökat i Sverige på senare tid, och flera kommuner har fått eller sökt tillstånd enligt miljöbalken för att bränna slam. I Tyskland förbränns slam vid ett tjugotal större anläggningar.

Av de nordiska länderna är det bara i Danmark som renodlad slamförbränning förekommer och ett flertal anläggningar finns etablerade. I Norge har torkning av slammet blivit vanligt, främst på grund av hygieniseringskrav, och man är på så vis förberedd för eventuell framtida förbränning.

Provförbränningar av slam i avfallspannor och i fastbränslepannor har skett under de senaste åren i Sverige. Inblandningsförhållandet har vid dessa försök uppgått till 10 – 20 procent slam och 80 – 90 procent övrigt bränsle. Ur förbränningsteknisk synpunkt har provförbränningarna fungerat tillfredsställande och erfarenheterna av den praktiska hanteringen av slam har generellt sett varit goda.

Resursanvändning och resurshushållning

Slammets energivärde beror på halten organiskt material. Rötat slam har en lägre halt organiskt material än icke rötat slam och har följaktligen ett lägre energivärde; 9 – 13 MJ per kg TS mot 12 – 14 per kg TS. Energivärdet räknat per kg organisk TS (glödförlust) är 20 – 22 MJ, vilket i det avseendet är jämförbart med biobränslen. Om slammet har en tillräckligt hög torrsbstanshalt, i de flesta fall ca 70 procent, kan det konkurrera med andra bränslen. I praktiken måste det torkas för att uppnå en sådan TS-halt.

Rent tekniskt kan torkat eller avvattnat slam användas vid samförbränning, beroende på förutsättningarna vid varje enskild förbränningsanläggning. Det som styr inblandningsförhållandet är den resulterande bränsleblandningens vattenhalt och värmevärde. Bränsleblandningens värmevärde

måste vara tillräckligt för att upprätthålla förbränningstemperaturen i pannan. Om förbränningsanläggningen är utrustad med rökgaskondensering ökar förutsättningarna att ta emot ett slam med ett högre vatteninnehåll. Rökgaskondensering innebär ett bättre energiutnyttjande och ökar pannans verkningsgrad.

Förutsättningarna för samförbränning beror även på ekonomiska faktorer, lokalisering och på vilka avtal som kan nås med förbränningsanläggningen. De måste studeras i varje enskilt fall. Slammet ersätter i praktiken något annat bränsle. Är inte slammets värmevärde jämförbart med värmevärdet i de bränslen som normalt tas emot kan såväl värmeleveranser som ekonomi bli svåra att klara. Å andra sidan kan slammets högre vattenhalt ofta ha positiva förbränningstekniska effekter, då mycket torra bränslen används.

Sett ur ett helhetsperspektiv kommer utnyttjandet av energi ur slammet att i mycket grova tal motsvara den energi som måste tillföras för att få slammet brännbart genom avvattning, torkning, etc. Ur detta perspektiv torde förbränning i huvudsak betraktas som en kvittblivningsmetod. Å andra sidan behandlas slammet genom avvattning och ibland även torkning av andra skäl, till exempel för att underlätta hanteringen och reducera transportkostnaderna. Förbränning kan då ses som ett sätt att återvinna energi och vägas mot exempelvis deponering. Sammanfattningsvis bestäms det exakta energiutnyttjandet av ett stort antal faktorer och måste fastläggas i varje enskilt fall.

Miljöpåverkan och smittskyddsfrågor

Förbränning av slam och annat avfall ger i varierande omfattning upphov till utsläpp till luft av stoft, metaller, organiska föreningar, saltsyra, svavel- och kväveoxider samt koldioxid, kolmonoxid och metan. För att rena rökgaserna används vanligtvis en kombination av olika filter och skrubbar. Efter avskiljning och/eller neutralisering fås restprodukter i fast fas och vätskefas som måste omhändertas och renas.

Generellt sett har mycket stora utsläppsminskningar av ovan nämnda föroreningar åstadkommit vid de svenska avfallsförbränningsanläggningarna sedan år 1986, då ENA-utredningen¹ presenterades. Utsläppsminskningarna har framförallt åstadkommit genom en förbättrad rökgasrening.

Slammet ersätter i praktiken något annat bränsle, och förbränning av slam kommer i normalfallet inte att leda till en nettoökning av utsläppen till luft av föroreningar såsom stoft, svavel- och kväveoxider.

Slammet kan innehålla högre halter av vissa metaller, till exempel koppar och kvicksilver, än andra bränslen. Detta innebär dock nödvändigtvis inte att slamförbränning leder till högre utsläpp. Där emot kan det innebära att extra reningsåtgärder måste vidtas såsom högre dosering av de kemikalier som används för reningen, till exempel kalk. Den mängd metaller som inte släpps ut via luft kommer att hamna i förbränningsresterna och rökgasreningsprodukterna. Utsläppen till luft kan alltså hållas konstanta, men mängden restprodukter som behöver deponeras kan komma att öka. Reningsgraden för de flesta metaller är högre än 99,9 procent med gängse reningsteknik. Det enda undantaget är kvicksilver där reningen idag kan optimeras till ca 97 – 98 procent.

Vid samförbränning av slam och avfall är andelen slam relativt liten (ca 10 – 20 procent). Slammets föroreningsinnehåll har därför begränsad påverkan på föroreningshalterna i luft och aska.

Om rökgaskondensering tillämpas bildas det ett förorenat kondensat som måste renas innan utsläpp. Mängden kondensat vid förbränning av slam beror av mängden slam som förbränns. Kondensatet

¹ ENA = Energi ur avfall

innehåller en rad olika föroreningar, framför allt metaller, och måste behandlas. Behandlingen sker vid förbränningsanläggningen eller i ett kommunalt avloppsreningsverk. Detta kan medföra att halten oönskade metaller och stabila organiska ämnen (framför allt PAH) öka i det mottagande reningsverkets slam. Om slammet torkas innan förbränningen bildas ett kondensat med hög halt kväve och organiskt material.

De förväntade miljöeffekterna kommer att variera beroende på var olika verksamheter lokaliseras. Kostnader och miljöbelastningar relaterade till transport av slam reduceras betydligt, genom de minskade slammängderna som torkningen och förbränningen resulterar i.

Lagstiftning och kvalitetssäkring

Utsläpp och annan miljöpåverkan från avfallsförbränningsanläggningar, vilka förbränningsanläggningar för slam närmast kan jämföras med, regleras dels genom generella föreskrifter och dels i individuella tillståndsbeslut enligt miljöbalken.

Generella rekommendationer för utsläpp till luft från svenska avfallsförbränningsanläggningar har funnits sedan 1987 då Naturvårdsverket och dåvarande Statens Energiverk redovisade den s.k. ENA-utredningen till riksdagen. Dessa ENA-krav, som innehåller krav på högsta utsläpp av stoft, väteklorid (HCl), kolmonoxid, kvicksilver och dioxiner, har varit vägledande vid individuella tillståndsprövningar sedan 1987. Med anledning av Sveriges medlemskap i EU har två EG-direktiv rörande kommunala avfallsförbränningsanläggningar börjat tillämpas i Sverige. Direktiven har gjorts bindande genom två föreskrifter meddelade av Naturvårdsverket (SNFS 1993:13 och SNFS 1993:14). I dessa föreskrifter är anläggningar för förbränning av avloppsslam undantagna. Naturvårdsverket har dock indikerat att detta undantag kommer att tas bort i en kommande revidering av föreskrifterna. I flera fall har tillståndsprövningarna resulterat i strängare utsläppsvillkor än såväl ENA-kraven som kraven i EG-direktiven.

Direktiven är s.k. minimidirektiv, vilket innebär att direktivens krav inte får underskridas. Varje medlemsland har dock rätt att meddela strängare krav. Generellt gäller att samtliga svenska avfallsförbränningsanläggningar har meddelats villkor, i individuella tillståndsprövningar enligt miljöskyddslagen eller miljöbalken, som är strängare än direktivens krav. Ett undantag från detta är direktivens villkor för väteklorid (saltsyra, HCl) som är strängare än de svenska kraven.

Askan från slamförbränningen ska hanteras på samma sätt som andra förbränningsaskor, det vill säga deponering inom barriär som förhindrar urlakning och som håller mycket lång tid.

Ett nytt EG-direktiv om avfallsförbränning (inkl. samförbränning med till exempel biobränslen) har föreslagits. Det nya direktivförslaget innehåller, liksom det gamla, krav på en minimitemperatur på 850°C och en uppehållstid på 2 sekunder. Skillnaden är att det föreslagna direktivet innehåller utsläppskrav som är strängare än de nuvarande, främst när det gäller kolmonoxid, väteklorid och stoft. Direktivet kommer troligen att beslutas av ministerrådet under år 2000. De skärpta kraven gör att rökgasreningen kommer att behöva kompletteras på flera av de svenska förbränningsanläggningarna.

1992 infördes miljöavgifter för utsläpp av kväveoxider från förbränningsanläggningar för energiproduktion (el- och värme), som producerar mer än 25 GWh per år. Avgiften är 40 kronor per kg kvävedioxid NO₂ och gäller oavsett vilket bränsle som används. Lagen om miljöavgifter innebär att avgifter kan komma att behöva betalas om slam förbränns för energiproduktion och kväveoxidutsläppen från förbränningsanläggningen överstiger riksgenomsnittet räknat per GWh.

Den renhållningsförordning som trädde i kraft den 1 januari 1999 ställer krav på att den som lämnar ett avfall som inte är hushållsavfall (till exempel slam) till en avfallsförbränningsanläggning ska lämna uppgifter till kommunens miljönämnd angående avfallets art, sammansättning och mängd samt redovisa varifrån avfallet kommer. Vad som ska rapporteras anges i föreskrifter från Naturvårdsverket.

Kostnader för investering och drift

De totala kostnaderna (investering och drift) för förbränning av enbart slam vid danska och tyska fullskaleanläggningar är i genomsnitt ca 3 000 kronor per ton TS med variationer mellan ca 2 000 och 4 500 kronor per ton TS. Denna kostnad inkluderar även förbehandling.

Vid samförbränning av slam tillsammans med andra bränslen kommer kostnaden att variera med förutsättningarna vid anläggningen. I alla händelser kan man räkna med att en investering krävs för mottagning och beskickning av slammet vid förbränningsanläggningen. Investeringen för en anläggning för mottagning och beskickning av ca 20 000 ton avvattnat slam per år uppskattas till mellan 5 och 15 miljoner kronor beroende på utformning. Vid en avskrivningstid på 30 år och realräntan 5 procent per år blir kostnaden per kg slam-TS 70 – 200 kronor (vid 25 procents TS-halt). Driftskostnaderna ligger i storleksordningen 500 000 kronor per år, motsvarande ca 100 kronor per kg TS, för en sådan anläggning. Ska slammet torkas innan förbränning tillkommer även denna kostnad (se avsnittet om torkning).

I de totala kostnaderna för förbränning av slam ska också inräknas avloppsreningsverkets kostnader för behandling och övrig hantering av slam. För ett reningsverk på 20 000 pe, som producerar ca 2 200 m³ rötat slam tillkommer ca 400 kronor per ton TS för avvattning, kvalitetssäkring, lagring, administration och transport av slam till förbränningsanläggningen, om man räknar med tre månaders lagring och ett transportavstånd på 30 km. Totalt blir kostnaderna för investering och drift mellan 650 och 750 kronor per ton TS, vid en komplettering av en förbränningsanläggning med utrustning för mottagning och beskickning enligt ovan. Om slammet behöver torkas före förbränningen, tillkommer kostnader för torkningen. Den verkliga kostnaden vid samförbränning i enskilda fall är dessutom beroende av de avtal som upprättas med aktuellt energibolag.

För- och nackdelar

Den största fördelen med förbränning är att en reduktion av slammängderna erhålls vilket minskar såväl transporter som deponering, samt miljöbelastningar relaterade till dessa förfaranden. Vid förbränningen fastläggs metaller i restprodukterna vilket medför att spridningen av metaller minskar, under förutsättning att omhändertagandet sker på ett korrekt sätt. I vissa fall kan slammets innehåll av energi utnyttjas så att en ekonomisk nettovinst erhålls. Är förbränningsaskorna tillräckligt rena kan det finnas förutsättningar att utnyttja dem för vitalisering eller näringskompensation i skogsbruket.

Den största nackdelen med förbränning av slam tillsammans med biobränslen eller avfall är att möjligheterna att utnyttja askornas innehåll av fosfor för jordbruksändamål hittills har varit små, då restprodukten ofta kan vara alltför förorenad av tungmetaller. En annan nackdel är att det finns en risk att slamförbränning kan komma att minska kommunernas incitament att arbeta för att minska slammets föroreningsinnehåll. Detta kan leda till ökade utsläpp till vatten av metaller och stabila organiska föreningar.

Rekommendationer om användning

Förutsättningarna för avsättning för avloppsslam till jordbruket undergår för närvarande stora förändringar och framtiden är osäker. Införandet av deponiskatten år 2000 och förbuden att deponera brännbart avfall år 2002 och organiskt avfall år 2005 medför troligen att avfallsförbränningen ökar. Regeringen räknar med en nära nog fördubbling av kapaciteten när det gäller avfallsförbränning. För att motverka en eventuell "omotiverad ökning" av avfallsförbränningen, säger sig regeringen att det kan bli aktuellt med att till exempel införa skatt även på avfallsförbränning. Dessa osäkerheter gör att det är svårt att bedöma möjligheterna att utnyttja förbränning för att omhänderta slam.

I dagsläget är samförbränning av slam i befintlig anläggning det mest realistiska alternativet då det bedöms som svårt att erhålla tillstånd för uppförande av separata slamförbränningsanläggningar. Förändringar härvidlag kan dock inte uteslutas i framtiden.

Tillämpning av samförbränning måste i varje enskilt fall vägas mot andra alternativ för omhändertagande av slammet och bedömas utifrån såväl tekniska och ekonomiska faktorer som ur miljösynpunkt. Samförbränning förutsätter först och främst att lämplig panna finns att tillgå. Förbränning av slam medför ökad belastning på luftreningsutrustningen av främst kväveoxider och kvicksilver samt eventuellt andra tungmetaller. Pannan måste därför vara utrustad med avancerad rökgasrening, vilket alla svenska pannor för avfallsförbränning är. Investeringar för mottagning, inblandning och beskickning av slammet krävs samt i vissa fall komplettering av rökgasreningen. Omhändertagande av övriga utsläpp (kondensat och deponering av askorna) måste lösas på ett korrekt sätt.

Slammet kan förbrännas torkat eller enbart avvattnat. Slutligt val av förbränningsmetod beror på förutsättningarna vid den enskilda anläggningen, och bestäms av energibalanser tillsammans med förbränningstekniska och ekonomiska faktorer samt lokala hänsynstaganden (till exempel transportavstånd).

Möjligheten att utnyttja askornas fosforinnehåll till exempel genom skogsgödsling bör beaktas. Teoretiskt sett borde slam från renodlad slamförbränning kunna utnyttjas i jordbruket, men detta behöver först undersökas närmare. Om metoder utvecklas för utvinning av fosfor ur, eller rening av, askorna kommer sannolikt förbränning att framstå som ett mer attraktivt alternativ från kretsloppsynpunkt.

Rötning

De flesta medelstora och stora avloppsreningsverk rötar sitt slam i egna biogasanläggningar (rötkammare). Biogasen utnyttjas i huvudsak för att producera värme eller elenergi. Den utvunna energin är ofta tillräcklig för att täcka reningsverkets energibehov. Biogasen kan efter rening även användas som drivmedel. Rötning är en i såväl Sverige som utomlands etablerad och välkänd metod för att stabilisera slam och utvinna energi ur slam. Metoden beskrivs därför mycket kortfattat i denna rapport.

Rötprocessen innebär en nedbrytning av organiskt material under anaeroba (syrefria) förhållanden. Det organiska materialet bryts ned i flera steg med hjälp av olika typer av bakterier, bland annat metanbakterier. Av ekonomiska skäl avbryts processen normalt då ungefär 50 procent av den organiska delen har brutits ned. Slutprodukterna är biogas (rötgas) och rötslam.

Biogasen innehåller 65 – 70 procent metan och 30 – 35 procent koldioxid samt små mängder av vätgas, kvävgas och svavelväte.

Rötning innebär dels att slamvolymen minskas, dels att slammet stabiliseras vilket förbättrar slammetts kvalitet och underlättar den vidare hanteringen av slammet. Fördelen med rötning framför andra biologiska stabiliseringsmetoder, till exempel kompostering, är möjligheten att nyttiggöra energin i form av el eller värme.

Den kvalitetsförbättring som erhålls vid rötningen består i minskade luktemissioner och en reduktion (hygienisering) av antalet patogener, det vill säga sjukdomsalstrande mikroorganismer. Bakterier och virus avdödas i relativt hög grad (dock inte fullständigt). Inälvsmaskar och andra parasiter överlever röttningsprocessen i betydligt högre grad än bakterier och virus, särskilt om rötningen sker i det mesofila temperaturområdet (30 – 40 °C). Vid rötningen övergår en del av det organiskt bundna kvävet i slammet till vattenlösligt ammoniumkväve, vilket kan vara av fördel om slammet ska användas i jordbruket. Ammoniumkvävet är dock löst i vattenfasen och återförs till avloppsvattenbehandlingen med rejektvattnet om slammet avvattnas efter rötningen. Rötning och avvattning gör därigenom att slammets totalkvävehalt minskar.

Före rötning bör slammet ha förtjockats till åtminstone 3,5 – 4 procent och helst till ca 6 procent. Dessa TS-halter behövs för att få en tekniskt-ekonomiskt bra rötning och tillräcklig uppehållstid vid normal organisk belastning.

Den organiska belastningen kan variera mellan 2 – 3 kg VSS²/m³ och dygn för en högbelastad rötkammare. Ett kg tillförd organisk substans (blandning av primärslam och överskottsslam) ger 0,5 – 0,75 m³ biogas. Varje m³ biogas ger en totalenergi på ca 6 kWh. Vid produktion av elenergi med gasmotor och generator, blir den motsvarande elenergin 30 – 35 procent av den totala energimängden.

Systemet rötkammare - gasbehandling är dyrbart, varför rötning av ekonomiska skäl är endast lämplig för anläggningar över ca 20 000 pe. Avstår man från tillvaratagande av gasen och bara förbränner den i en fackla kan rötkammare möjligen användas vid reningsverk ned till ca 10 000 pe.

Investeringen för att bygga ut ett befintligt avloppsreningsverk med en biogasanläggning (rötkammare med kringutrustning) är i storleksordningen 6 miljoner kronor för ett reningsverk på 20 000 pe och ca 20 miljoner kronor för ett reningsverk på 100 000 pe. Driftkostnaden är ca 0,2 respektive 0,5 miljoner kronor. Med en avskrivningstid för investeringen på 30 år och en realränta på 5 procent per

² VSS = organisk TS = glödningsförlust

år blir summan av investerings- och driftkostnaderna ca 1 000 respektive 600 kronor per ton TS (avser rötat slam). Beroende på de lokala förhållandena kan investeringen bli lönsam. TS-mängden minskar med ca 30 procent vilket ger minskade kostnader för den vidare hanteringen av slammet. Den producerade biogasen kan utnyttjas för reningsverkets energiförsörjning, vilket minskar verkets kostnader för extern energi. Vidare kan eventuell överskottsenergi eller överskottsgas säljas till kommunala energiverk eller energibolag eller till näringslivet (som värme, elkraft eller drivmedel).

6. Några aktuella slambehandlingsmetoder

I detta kapitel beskrivs några av de olika slambehandlingsmetoder som används i Sverige, och som har nämnts i föregående kapitel. Metoderna används för att stabilisera slammet och/eller minska slamvolymen, och är ofta en förutsättning för att slammet ska kunna användas för respektive användningsområde. Slam stabiliseras i huvudsak för att undvika luktproblem och för att underlätta den fortsatta hanteringen. Vid stabiliseringen sker också en hygienisering, genom att de patogener (sjukdomsalstrande bakterier, virus och parasiter) som kan finnas i slammet inaktiveras eller minskar i antal. Termofila metoder ($>55\text{ }^{\circ}\text{C}$), såsom termofil rötning, kompostering och hydrolys, ger en mer långtgående hygienisering än mesofila metoder (temperatur $35 - 37\text{ }^{\circ}\text{C}$).

I detta kapitel beskrivs behandlingsmetoder, som ännu inte har fått någon större användning i Sverige, men som kommer att bli mer intressanta på sikt. Den helt dominerande behandlingsmetoden för slam i Sverige är rötning i avloppsreningsverkens biogasanläggningar (rötkammare). Rötning är även en metod för att utvinna energi ur slammet, och har därför beskrivits översiktligt i kapitlet om energiutvinning.

Den behandlingsmetod som beskrivs sist i detta kapitel, hydrolys, används även för att utvinna olika produkter ur slam, till exempel fosfat för tillverkning av handelsgödsel.

Torkning och pelletering

Torkning av slammet resulterar i en kraftig reduktion av slammängderna. Efter torkning återstår ca 1/3 av den ursprungliga mängden avvattnat slam. Av detta skäl kan torkning utnyttjas som en förbehandling till deponering eller förbränning och inför spridning av slam på åker- och skogsmark.

Ofta kan torkning vara motiverat oavsett slutlig avsättningsmetod enbart genom att transportkostnaderna kan reduceras. Dessutom innebär torkning i de flesta fall att slammet uppfyller eventuella hygieniseringskrav. Vid torkningen erhålls ett granulat, alternativt komprimeras slammet till pellets eller briketter, vilket medför att slammet blir lättare att hantera och mellanlagra.

Även vid förbränning används torkning ibland som ett förbehandlingssteg. Om förbränningsprocessen kräver att det inkommande slammets TS-halt överstiger ca 30 procent måste slamavvattningen kompletteras med torkning. Torkningen kan äga rum vid reningsverket, alternativt direkt i anslutning till en förbränningsanläggning.

Ett stort antal olika torkmetoder finns tillgängliga på marknaden. Olika utföranden med roterande trummor är vanliga. Slammet matas då in i den ena änden på trumman och torkas antingen direkt genom att het luft blåses in i trumman eller indirekt via någon typ av värmeöverföringsyta. Torkningen sker vid en temperatur nära 100°C . Värmeemediet kan i det senare fallet vara gas, ånga eller hetolja. Andra metoder är bland annat fluidiserade bäddtorkar, bandtorkar och strömtorkar.

Energiåtgången vid torkning är hög och motsvaras i stort av den energi som åtgår för uppvärmning och förångning av slammets vatteninnehåll. En stor del av energin måste i praktiken kunna återvinnas via kondensation av den avdrivna ångan för att kostnader och resursförbrukning ska hållas på en rimlig nivå.

De avdrivna gaserna är mycket illaluktande och måste omhändertas och renas. För att återvinna värme kondenseras gaserna. Det förorenade kondensatet innehåller framför allt stora mängder kvä-

ve och organiskt material (500 – 2 000 mg totalkväve per liter, 1 000 – 3 000 mg COD_{Cr} per liter) och kan ledas till behandling vid ett kommunalt reningsverk med kvävereduktion.

Damm kan utgöra ett stort problem vid torkprocesser och måste beaktas särskilt noggrant vid processutformningen. Dammet kan orsaka stora arbetsmiljö- och hanteringsproblem och dessutom utgöra en allvarlig brandrisk.

I Sverige finns en torkanläggning för slam i drift vid Himmerfjärdsverket i Tullinge utanför Stockholm (fullskaleanläggning), och en pilotanläggning har testats vid Öns avloppsreningsverk i Umeå. Ytterligare ett antal pilot- och fullskaleanläggningar är under utredning. I Norge finns ett flertal torkanläggningar och den totala kostnaden för torkningen uppgår i genomsnitt till ca 1 000 kronor per ton TS. Investeringskostnaden för en torkanläggning för 4 000 – 5 000 ton TS per år är enligt norska uppgifter i storleksordningen 12 miljoner svenska kronor. Driftkostnaderna för en sådan anläggning är grovt uppskattat i storleksordningen 1,5 – 2 miljoner kronor per år (personal, el, bränsle och underhåll). Stora variationer finns dock vad gäller kostnader.

Genom den volymminskning som torkningen ger, kompenseras en del av torkningskostnaderna genom att kostnaderna för den vidare hanteringen av slammet minskar. Genom att torka slammet till 90 procents TS-halt kan kostnaderna för exempelvis deponering minska med ca 1 500 kronor per ton TS, om man räknar med en deponeringskostnad på ca 500 kronor per m³ slam (avfallsskatt och kommunal deponiavgift). Besparingen kan alltså bli större än kostnaderna för investering och drift av en torkanläggning. Även kostnaderna för lagring, transport och slamspridning minskas genom torkningen.

Vassbäddar

Vassbäddar har under de senaste 20 åren utvecklats och använts för slambehandling i Tyskland, Danmark och USA. Metoden kom fram sedan det upptäckts att vanliga slamtorkbäddar fungerade bättre när det började växa bladvass (*Phragmites australis*) på dem. Vassbäddarna som sedan anlagts kan ta emot större mängder slam, ger en aerob och bättre behandling samt ett renare dräneringsvatten än vanliga slamtorkbäddar.

Vanligtvis är vassbäddarna uppbyggda med planterings- och dräneringslager, dräneringsrör och tätduk. Dräneringsvattnet leds vanligtvis tillbaka till reningsverket.

De dimensionerande förutsättningarna är 50 – 100 kg TS per m² och år. TS-mängden beror på hur väl stabiliserat slammet är. Slam som beskickas bäddarna ska ha en TS-halt mellan 0,5 och 1,5 procent. Minst fyra bäddar behövs för att få en upptorkning mellan utpumpningarna. Beskickningen kan pågå i ca 10 år innan behandlingen måste brytas. Detta beror på att bladvassens upptorkningsförmåga inte fungerar på ett större djup än 1,5 meter.

För ett tiotal anläggningar finns resultat från tömningarna av bäddarna redovisade. Dessa visar på ett hanterbart slam, som liknar kompostjord. TS-halten är 50 – 70 procent. Till stor del all fosfor men även tungmetaller finns kvar i slammet medan större delen av det kväve som belastat bäddarna har reducerats.

De främsta fördelarna med vassbäddar är minskad kemikalieförbrukning på reningsverket (polymerer kan helt uteslutas) och renare dräneringsvatten som ger lägre belastning än rejektivattnet från vanlig slamavvattning. Om slam behandlas i vassbäddarna i stället för på konventionellt sätt, be-

hövs inga centrifuger, ingen polymerberedning och rejektvattenbehandling, inga slampattor eller annan liknande utrustning på reningsverken.

Driften av vassbäddar är säker och enkel, vilket innebär en bättre arbetsmiljö för personalen på reningsverket. Metodes nackdelar är det stora ytbehovet och de relativt stora arbetsinsatser som krävs vid driftstart av anläggningen. Kunskapsnivån är också låg för slutanvändningen av behandlat slam, på grund av de få anläggningar som hunnit tömmas.

Investeringens storlek beror mestadels på storleken och varierar mellan 600 och 1 200 kronor per m² planterad yta, beroende på förutsättningarna på platsen. För att behandla slam från ett avloppsreningsverk på 20 000 pe krävs en planterad yta på ca 9 000 m². Det totala ytbehovet inklusive vallar, försörjningsvägar m.m. är ca 15 000 m². Att anlägga en vassbädd för ett avloppsreningsverk på 20 000 pe kostar mellan 5 och 11 miljoner kronor. Med en avskrivningstid på 33 år och en realränt på 5 procent per år, blir kostnaden per ton TS mellan ca 600 och 1 300 kronor. Driftkostnaderna utgörs av pumpkostnader (10 000 kronor per år), allmän tillsyn (30 000 kronor per år) och slamtömning (800 000 kronor per tio år). Genom att slammets TS-halt ökar jämfört med konventionell stabilisering och avvattning kan kostnaderna för den vidare hanteringen av slammet (lagring, transport, slamspridning, förbränning, deponering) minskas.

Vassbäddar innebär en slambehandling med få transporter med mindre energiförbrukning jämfört med rötning och mekanisk avvattning. Fosfor finns kvar koncentrerat i bädden.

Behandling av slam på vassbäddar ger en liten miljöpåverkan förutsatt att tätduk används och att placeringen inte skadar känslig natur- och kulturmiljö.

I Sverige har det endast anlagts ett tiotal vassbäddar, medan det på kontinenten finns ett hundratal anläggningar i drift för reningsverk upp till 100 000 pe. Utvecklingen av vassbäddarna går mot anläggningar med bättre kvalitet på dräneringsvattnet. Vassbäddarna kan i framtiden få en funktion där de ingår i avloppsreningsverkens kväve- och fosforrening.

Kompostering

Vid kompostering bryts organiskt material ned av bakterier och svampar då fritt syre finns tillgängligt. Det bildas koldioxid, vatten och energi. Den utvecklade energin ger en temperaturhöjning som är en av fördelarna med kompostering eftersom detta kan leda till hygienisering av kompostmaterialet om processen styrs på ett riktigt sätt.

Vid komposteringen är torrhalten hos kompostmaterialet av stor betydelse. Beroende på torrhalten kan kompostering ske på två olika sätt: torrkompostering vid 35 – 65 procent TS, i reaktorer eller i strängar eller högar, och våtkompostering vid 2 – 12 procent TS i reaktorer syresatta med blåsmaskiner.

Slam har så liten porvolym att problem med syresättning uppträder vid torrkompostering om inte strukturmateriel tillsätts. Blandning och homogenisering av slam och strukturmateriel sker i en förbehandling. Strukturmateriel kan bestå av till exempel flisat trädgårdsavfall, bark eller sågspån. Dessa materiel kan dessutom behöva tillsättas för att få en optimal balans mellan näringsämnenas kol och kväve. Vid våtkompostering behövs däremot inget strukturmateriel, eftersom slammet är homogent fördelat i vätskeform.

Problem med lukt, lakvatten och metanavgång från syrefria zoner vid torrkompostering kan uppstå under den första delen av komposteringen (huvudkomposteringen). För att undvika att sådana problem uppstår måste huvudkomposteringen styras noggrannare än den efterföljande efterkomposteringen.

Vid huvudkomposteringen behöver luft tillsättas eftersom syre förbrukas vid oxideringen av det organiska materialet. Dessutom behövs luft för att leda bort värmeenergi i form av vattenånga, annars blir temperaturen så hög att mikroorganismerna hämmas.

Vid kompostering av ostabiliserat slam bör både huvud- och efterkompostering ske, medan det vid kompostering av redan stabiliserat slam (45 – 50 procents nedbrytningsgrad) kan vara tillräckligt med efterkompostering. En enkel efterkompostering med självdrag räcker för att erhålla hygienisering eftersom luftomsättningen då är så låg att värmeenergin blir kvar i komposten.

Både stabiliserat och ostabiliserat slam bör avvattnas innan kompostering eftersom det annars går åt orimligt mycket strukturmateriäl för att höja TS-halten innan kompostering. Vid kompostering av ostabiliserat slam erhålls en volymreduktion och TS-höjning av slammet medan man vid kompostering av stabiliserat slam endast kan räkna med en mindre volymreduktion och TS-höjning. Där är det primära att få en humusrik produkt.

Det finns ett antal metoder för kompostering. Den enklaste metoden är strängkompostering, där komposten lagd i en sträng luftas och/eller vänds av en speciell strängläggningssmaskin. En annan variant är tornkompostering där ingående material matas in på toppen av ett reaktortorn och matas ut ur botten av reaktorn. Kanalkompostering sker inomhus i kanaler inuti en sluten hall. Duktäckt kompostering innebär att ett membran installeras ovanpå komposten där en del av vattenångan kondenserar på innersidan duken. Luktämnena löser sig i detta vatten, varför ingen frånluftbehandling behövs, till skillnad från övriga metoder, som används vid huvudkompostering.

Hur länge materialet behöver komposteras beror på om slammet är rötat eller inte och vilken stabiliseringsgrad som eftersträvas hos den färdiga komposten. Slammets organiska del bör brytas ned med minst 40 procent för att förhindra metanavgång till atmosfären. Den stabiliseringsgrad som erfordras beror i sin tur på vad komposten ska användas till. En kompost som ska användas till jordförbättring eller tillverkning av anläggningsjord bör komposteras i 4 – 5 veckor om slammet är rötat före komposteringen, eller i 8 – 9 veckor om slammet inte är rötat. För att komposten ska vara hygieniskt invändningsfri, behöver huvudkomposteringen drivas så att temperaturen i hela materialet är minst 55°C i mellan 10 dygn och tre veckor, beroende på om komposteringen sker öppet eller i kompostreaktorer. Därefter bör materialet efterkompostera i minst 2 veckor (krav enligt RVF:s certifieringsregler för komposter och rötter).

Ovanstående metoder är torrkomposteringsmetoder, som sker vid 65 – 70 °C. Våtkompostering sker vid 55 – 65 °C i en eller flera slutna, isolerade reaktorer i serie där materialet syresätts med blåsmaskiner. Ofta sker värmeväxling mellan inkommande och utgående slam. Anläggningar för våtkompostering brukar vara utrustade med frånluftbehandling.

Fördelarna med kompostering är framför allt följande:

- En hygieniserad och strukturförbättrande humusrik produkt erhålls.
- Kompostering är relativt andra metoder en enkel behandlingsmetod.

Nackdelar med kompostering är:

- Risk för luktproblem under icke optimala driftförhållanden.
- Energin som utvecklas är lågvärdig värmeenergi som enbart kan användas till lokal uppvärmning.

De resurser som används vid kompostering är:

- El, dels för drift av blåsmaskiner vid tvångsluftning av komposten, dels vid förbehandlingen.
- Strukturmateriäl i form av flisat trädgårdsavfall, sågspån eller bark. (Vid samkompostering med hushållsavfall minskas/elimineras behovet av strukturmateriäl.)
- Markytor; Ju mer avancerad process, desto mindre yta.
- Vatten kan behövas för befuktning av komposten.

Investeringen för en komposteringsanläggning är 7 – 15 miljoner kronor för kompostering av slam från ett avloppsreningsverk på 20 000 pe (540 ton slam-TS), och 15 – 30 miljoner kronor på 100 000 pe (2 700 ton TS). Kostnaden är beroende av hur avancerad och automatiserad processen är. Med en avskrivningstid på 20 år och en realränta på 5 procent per år, är kostnaden för investeringen 1 000 – 2 200 kronor/ton TS för det mindre reningsverket och 450 – 900 kronor/ton TS för det större.

Energibehovet för en anläggning för torrkompostering är ca 120 MWh el/år för ett reningsverk på 20 000 pe, och ca 600 MWh el/år för ett verk på 100 000 pe. Personalbehovet är 0,5 – 1 personår. Kostnaderna för el och personal kan beräknas till drygt 400 respektive ca 1 200 kronor per ton TS. Till detta kommer kostnader för strukturmateriäl (det går åt 0,5 – 2 m³/m³ slam, beroende på process och TS-halt). Möjliga intäkter från kompostering består i försäljning av kompost och eventuell försäljning av värmeenergi.

Enligt SCB komposterades ca 45 000 ton slam år 1995. I Sverige har det under de senaste 15 åren varit två anläggningar i drift för torr reaktorkompostering av slam. Dessa är numera inte i drift, eftersom avsättningen av slam till jordbruk kan ske utan krav på stabilisering. Det finns också ett antal anläggningar för strängkompostering i drift för slam.

I utlandet finns ett flertal slamkomposteringsanläggningar i drift, bland annat i Finland och USA. Andelen slam som komposterar i Finland är dubbelt så stor som i Sverige. Här finns ett tiotal slutna komposteringsanläggningar för slam. På mindre anläggningar är trumkomposter.

Inarbetning

Inarbetning innebär att stora mängder slam (100 – 200 ton TS/år) nedbrukas i matjorden på en begränsad markyta under 3 – 7 år. Slammets organiska material bryts ned under i huvudsak aeroba förhållanden, varför metoden även kallas kompostodling. Efter avslutad inarbetning schaktas de övre trettio centimetrarna bort för att till exempel användas som anläggningsjord.

Den markyta där slammet ska inarbetas dräneras och besås med en fånggröda för att förhindra att växtnäringsämnen, främst kväve, läcker till yt- och grundvatten. Dräneringsvattnet och ytligt grundvatten, som får kraftigt höjd halt av nitrat och klorider och även i viss mån av fosfor, samlas upp i ett täckdikessystem och leds till ett avloppsreningsverk för behandling. Grödan påskyndar mineraliseringen (nedbrytningen) av slammet.

Slammet sprids och nedbrukas med konventionella jordbruksmaskiner en gång per år, helst på våren. Lämplig slamgiva de tre första åren är 200 ton TS per hektar och år; därefter bör givan sänkas till ca 100 ton TS per hektar och år. Fånggrödan – engelskt och italiensk rajgräs är exempel på lämpliga grödor – sås in direkt efter nedbrukningen av slammet. Följande vår nedbrukas den odlade grödan i samband med påföljande slamspridning. I övrigt sköts marken på normalt sätt för jordbruksmark. Omkring 50 procent av det organiska materialet mineraliseras på tre år (i mark utan fånggröda är mineraliseringen betydligt långsammare).

I ett försök på Sydvästra Skånes Avfallsaktiebolags deponi Spillepengen i Malmö har inarbetsjordens användbarhet som anläggningsjord jämförts med jord baserad på komposterat trädgårdsavfall (kompostjord), slambaserad jord och med konventionell anläggningsjord. Utifrån dessa försök kan konstateras att inarbetsjordens är väl lämpad för grönytor. Jämfört med kompostjord och konventionell anläggningsjord erhålls en snabbare växtetablering och en mer tätväxande gräsyta. Växtetableringen är dock starkt beroende av vilken gräsfröblandning som används.

Miljöpåverkan av inarbetning har undersökts vid försök i Malmö och Halmstad i mitten av 1990-talet. Rätt utförd innebär inarbetning inga större risker för negativa effekter. Metaller och miljöfarliga organiska ämnen binds mycket hårt i matjordskiktet och rör sig inte vidare nedåt i markprofilen. Ett undantag i Malmöförsöket var koppar och zink som ökade i alven (skiktet strax under matjorden) respektive i grundvattnet efter sex års inarbetning. En anledning till det är att Malmöslammet hade mycket högre koppar- och zinkhalt än riksgenomsnittet. Kväve och lättlösligt fosfor (P-AL) är mer lätttrögligt, varför halten av dessa ämnen ökar i alven. Merparten av tillfört nonylfenol, toluen och di-2-etylhexylftalat (DEHP), och ungefär hälften av slammets PAH, har mineraliserades på sex år. Det fanns också indikationer på att en del av den tillförda PCB kan ha brutits ned med upp till 60 procent under sex år.

Enligt Malmöförsöken finns det en risk för kväveurlakning när inarbetsjord används som anläggningsjord. Urlakningen av fosfor är dock mycket liten. Risken för kväveurlakning är en funktion av jordens innehåll av lättlösligt nitrat- och ammoniumkväve samt mängden inarbetsjord per ytenhet. Kväveurlakningen begränsas genom att hålla ytan besädd. Vidare bör risken för urlakning kunna minskas om jorden får mogna något år på inarbetsytan efter avslutad inarbetning.

Det är praktiskt och tekniskt möjligt att sprida mycket stora mängder slam, 700 ton TS per hektar under 3 år, utan att markbärigheten avsevärt försämras. Hur mycket som kan inarbetas i det enskilda fallet beror på halten metaller i marken, halten metaller och svårnedbrytbara organiska ämnen i slammet och på vad den färdiga produkten ska användas till.

Kostnaden för att tillverka inarbetsjord i Oxie i Malmö kommun har uppgetts uppgå till ca 180 kronor per ton avvattnat slam om 5 000 m³ slam, motsvarande 1 200 ton TS, inarbetas per år (1997). I kostnaden ingår slammellanlager, mark, transporter, slamspridning, inarbetning, gröda och kostnader för bortförsel av den färdiga produkten. Räknet per ton slam-TS, kostar inarbetsmetoden totalt ca 710 kronor (25 procents TS). Investeringen uppgick till ca 2 miljoner kronor, vilket motsvarar ungefär en tredjedel av de totala kostnaderna vid en avskrivningstid på 10 år. I kostnaderna ingår inte kostnaderna för behandling av dräneringsvattnet i kommunalt avloppsreningsverk eller eventuell återställning av ytan.

Mer information om inarbetsmetoden finns i Ohlsson, T et.al. och i Naturvårdsverket Allmänna råd 90:13.

Hydrolys och fraktionering i olika produkter

Genom att behandla avloppsslam med termisk hydrolys, kan slammets avvattningsegenskaper förbättras, olika produkter utvinns ur slammet och biogasproduktionen ökas.

Termisk hydrolys innebär att slammet hettas upp till 130 – 180 °C i olika steg med hjälp av ånga under högt tryck (3 – 10 bar). I vissa hydrolysprozess (till exempel Kreprometoden) sker hydrolysen under mycket sura förhållanden, omkring pH 1,5.

Hydrolysen kan göras före eller efter rötningen. Vid hydrolysen sprängs cellerna sönder hos mikroorganismerna i slammet. Organiska ämnen, främst proteiner, kolhydrater och fetter, bryts ned till organiska syror. Ett hydrolyserat slam är betydligt lättare att avvattna än ett konventionellt behandlat slam. Det är möjligt att uppnå TS-halter på 35 – 50 procent och minska slamvolymen med 30 – 70 procent.

Genom att de organiska ämnena i ett hydrolyserat slam består av mindre molekyler, som är betydligt lättare att bryta ned än de som finns i ett konventionellt behandlat slam kan biogasproduktionen i rötkammaren öka med 30 procent.

I Norden finns en fullskaleanläggning för slamhydrolys vid avloppsreningsverket i Hamar i Norge (Cambimetoden), och en pilotanläggning vid Öresundsverket i Helsingborg (Kreprometoden). Båda hydrolysanläggningarna har varit i drift sedan 1995. Avloppsreningsverkens dimensionerade anslutning är 65 000 respektive 200 000 pe.

Slammet från en hydrolysanläggning kan vidarebehandlas på olika sätt. Beroende på hur detta sker kan olika produkter utvinns ur slammet. Det som är mest intressant från uthållighetssynpunkt är möjligheten att utvinna koncentrerade och rena gödselprodukter samt fällningskemikalier ur slammet. Efter behandling med syra kan växtnäringen i slammet till exempel fällas ur som järnfosfat, eller som olika ammoniumfosfater. Efter torkning och pelletering kan dessa gödselprodukter användas direkt i jordbruket, eller levereras till gödselmedelindustrin för tillverkning av handelsgödsel.

De gödselprodukter som kan utvinns ur hydrolyserat slam har låga halter av såväl metaller som organiska miljögifter. Järnfosfat utvunnet ur Öresundsverkets slam 1997 hade en kadmiumhalt på ca 5 mg kadmium per kg fosfor. Detta är en tiondedel av halten i svenskt genomsnittsslam och i nivå med de renaste handelsgödselkvaliteter som används i Sverige. Nonylfenolhalten uppmättes till 1,6 mg/kg TS, PCB-halten till 0,02 mg/kg TS, vilket är mycket lägre än i konventionellt avloppsslam. Den utvunna järnfosfatprodukten hade en fosforhalt på ca 15 procent av TS, och en TS-halt på ca 35 procent.

Förutom att öka biogasproduktionen och att utvinna fällningskemikalier och växtnäring, kan man genom slamhydrolys producera ett organiskt slam som kan förbrännas i en energianläggning, eller användas som kolkälla till kväverening.

De två hydrolysmetoder som hittills har prövats i Norden, Cambi- och Kreprometoderna, finns beskrivna mer i detalj i Gotthardsson (1996) respektive Hansen et.al. (1997).

Investeringen för en komplettering av en befintlig rötkammare vid ett reningsverk på 100 000 pe varierar mellan 10 och 20 miljoner kronor. Den högre siffran gäller en anläggning med fosforutvinning. Vid 10 års avskrivning och en realränta på 5 procent motsvarar investeringen ca 1 000 kronor per ton TS (vid 2 700 ton slam-TS per år). Driftkostnaderna för hydrolys och utvinning av järnfosfat enligt Kreprometoden har uppgivits till ca 1 000 kronor per ton TS, om man inte tar hänsyn till

minskade kostnader som en följd av minskade slamvolymmer. De sammanlagda kostnaderna för investering och drift av en hydrolysanläggning med fosforutvinning blir då i storleksordningen 2 000 kronor per ton TS.

Genom den volymminskning som uppnås tack vare förbättrade avvattningsegenskaper kompenseras en del av de ökade kostnaderna för hydrolyshandlingen genom minskade kostnader för den vidare hanteringen av slammet. Exempelvis minskar kostnaderna för deponering med ca 1 000 kronor per ton slam-TS, om man räknar med en deponeringskostnad på ca 500 kronor per m³ slam (avfallsskatt och kommunal deponiavgift) och att hydrolysen gör att slamvolymen minskar med 50 procent. Den ökade biogasproduktionen och de utvunna produkterna, fosfor och fällningskemikalier, kan minska kostnaderna ytterligare.

Fördelarna från resurs- och miljösynpunkt är att man kan få fram en hygieniskt invändningsfri slambaserad gödselprodukt med hög fosforhalt och mycket låg halt metaller och organiska miljögifter. Detta bör öka reningsverkens möjligheter att få avsättning för slammets näringsämnen inom jord- och skogsbruket. En nackdel med att reningsverken använder sig av den här typen av slambehandling kan dock vara att kommunernas incitament att minska slammets föroreningsinnehåll kan komma att minska. Detta kan i så fall få till följd att utsläppen av metaller och stabila organiska föreningar till vatten ökar.

7. Sammanfattande bedömning

Det finns både ekonomiska och miljömässiga fördelar med att använda avloppsslam för olika ändamål, i stället för att lägga det på avfallsdeponier. Denna rapport beskriver de användningsområden för slam som främst är, eller kommer att bli, aktuella för de svenska kommunerna.

Alla de användningsområden som beskrivs i rapporten sparar naturresurser, minskar avfallsdeponering och minskar negativ miljöpåverkan. Den totala bilden är dock komplex, och det finns flera faktorer som på olika sätt kan motverka en del av de positiva faktorerna. Vilket användningsområde som totalt sett kan anses vara att föredra från resurshushållnings- och miljösynpunkt, beror på hur olika faktorer värderas och hur dessa vägs samman till en helhetsbild. Inställningen hos slamöverenskommelsens parter – VAV, LRF och Naturvårdsverket – samt de flesta statliga miljömyndigheter är att det sammantaget bästa sättet att hantera slam är att använda det som ersättning för handelsgödsel. Det tyngsta skälet till detta är att det finns ett stort behov av att hushålla med den ändliga resursen fosfor. Samma synsätt återspeglas i de olika miljömål för avlopps- och slamhanteringen som har antagits av riksdagen.

Alla användningsområden för slam är opinionskänsliga. Framförallt gäller detta användningen i jordbruket. Detta visar inte minst massmediadebatten om silver och bromerade flamskyddsmedel i slam under 1999, vilken fick LRF att uppmana sina medlemmar att tillfälligtvis inte använda slam i jordbruket.

Av de användningsområden för slam som har beskrivits i denna rapport är det användningen i jordbruket, tillverkning av jordersättnings- eller jordförbättringsprodukter samt förbränning, som kan betraktas som etablerad teknik. Användning av slam som fosforgödselmedel i jordbruket är det användningsområde som anses vara bäst från uthållighetssynpunkt, eftersom man då sparar på den ändliga naturresursen fosfor. I dagsläget är det framför allt aktuellt att använda avvattnat slam, torakat slam eller våtslam i jordbruket. I framtiden kan användningen av koncentrerade gödselprodukter som utvunnits ur hydrolyserat slam eller aska från slamförbränning bli ett alternativ till konventionellt behandlat slam.

När det gäller de enskilda avloppsreningsverkens möjligheterna att nyttiggöra sitt slam är det främst lokala och regionala faktorer som styr. I grunden ligger dock några generella faktorer som också har stor betydelse. Sammanfattningsvis kan de generella och lokala/regionala faktorerna grupperas enligt nedan:

Generella faktorer:

- gällande lagstiftning och myndighetsrekommendationer
- gällande skatteregler
- inställningen till slam hos jordbrukets organisationer (framför allt LRF och livsmedelsindustrin) och miljömyndigheter.

Lokala och regionala faktorer:

- befintlig slambehandlingsteknik
- slamkvalitet
- konkurrens från etablerade råvaror och produkter (handelsgödsel och olika bränslen)

- inställningen till slam hos marknaden, det vill säga enskilda jordbrukare, livsmedelsindustrier och deras kunder
- efterfrågan på slambaserade produkter (beror i sin tur på vilken typ av jord- och skogsbruk som finns lokalt/regionalt och på behovet av anläggningsjord för markarbeten)
- avstånd till tillgänglig jordbruks- och skogsmark samt till jordtillverkare och förbränningsanläggningar
- kommunens ekonomiska resurser.

För att i det enskilda fallet kunna avgöra vilken användning av slam som är mest fördelaktigt från teknisk och ekonomisk synpunkt och från resurshushållningssynpunkt måste de olika alternativen utvärderas utifrån lokala förutsättningar. De användningsmöjligheter som har beskrivits i denna rapport kan utgöra ett steg på vägen vid utformning av olika alternativ.

Här följer en kort genomgång av de olika användningsområden som tas upp i denna rapport. Därefter visas beräknade investerings- och driftkostnader för några olika användningsområden och behandlingsmetoder.

Gödsling

Jordbruk

Avloppsslam innehåller såväl växtnäring som organiskt mullbildande material vilket gör det väl lämpat som gödslingsmedel. Att gödsla åkermark med avloppsslam, i stället för att lägga slammet som ett avfall på avfallsdeponier, är fördelaktigt från miljö- och resurshushållningssynpunkt och ofta även från ekonomisk synpunkt. Såväl kommuner, myndigheter som lantbrukare strävar därför efter att så mycket som möjligt av slammet ska användas i jordbruket, förutsatt att det håller tillräckligt hög kvalitet.

Den mängd fosfor som finns i slammet skulle kunna ersätta en tredjedel av den handelsgödsel fosfor som används i jordbruket idag, om allt slam skulle användas som fosforgödselmedel. Den större delen (ca 60 procent år 1998 enligt preliminära data från SCB) av slammet har hittills klarat de höga svenska kraven för att få användas i jordbruket. Andelen slam som använts inom jordbruket har dock varit lägre än andelen slam som klarar kvalitetskraven. Under 1980- och 1990-talen har mellan 20 och 50 procent av slammet använts i jordbruket.

Reglerna för användning av slam och andra organiska gödselmedel i jordbruket, samt livsmedelsindustrins krav gör att all åkermark inte kan slamgödas. Mellan 1 och 2 miljoner hektar, motsvarande 30 – 60 procent av den totala svenska åkerarealen, är tillgänglig för slamgödsling. Om 90 procent av det årligen producerade slammet används i jordbruket kan ungefär 40 000 hektar åkermark, motsvarande 1,5 procent av den totala åkerarealen, gödslas med slam varje år med en sjuårsgiva.

Avloppsslam som används i jordbruket behandlas oftast på olika sätt, framför allt genom rötning (vanligast), kompostering och kalkning. På senare tid har slam också börjat behandlas med nya metoder såsom hydrolys. Slam som stabiliserats och avvattnats i en vassbädd och därefter sönderdelats och homogeniserats borde också ha förutsättningar att användas i jordbruket. Vilken slambehandling som är lämplig i det enskilda fallet avgörs framför allt av lokala och regionala faktorer.

Efter behandling kan slammet spridas på åkermark i såväl avvattnad som oavvattnad form eller torakat och pelleterat/granulerat. Det vanligaste är att slammet är avvattnat, men mindre reningsverk i

jordbruksbygder sprider ibland oavvattnat slam (våtslam). Våtslamspridning kan ge högre kväveutnyttjande, men är dyrt och därför mest intressant som ett alternativ till att transportera slammet till ett större reningsverk för vidare behandling. Torkning och pelletering innebär betydligt högre behandlingskostnader än mekanisk avvattnings, men har många fördelar. Dels ger torkningen en långtgående hygienisering, dels minskar slammängden betydligt och därmed kostnaderna för lagring, transport och spridning. Även pelleterad aska från slamförbränning borde i framtiden kunna utnyttjas i jordbruket, särskilt om askan renas först eller om fosfor utvinnes ur askan, men detta är inte tillräckligt utprovat ännu.

Jämfört med fosforgödsling med handelsgödsel medför slamanvändningen minskad användning av den ändliga resursen fosfor och en rad fördelar från miljösynpunkt. Genom att ersätta en del av jordbrukets användning av handelsgödseln med slam, minskar den sammanlagda miljöbelastningen från VA-verksamheten och jordbruket. Detta beror på en rad direkta och indirekta faktorer såsom minskad deponering av näringsämnen och organiskt material (ger i sin tur ett minskat växtnäringsläckage till vatten och luft), minskad import av nytt kadmium till Sverige via handelsgödsel och minskad gruvdrift genom ökad återanvändning av fosfor.

Skogsbruk

Ett användningsområde för slam, för vilket intresset hos skogsägare och skogsvårdsforskare har ökat under senare år, är vitalisering, näringskompensation och produktionsgödsling i skogsbruket (skogsbruk = produktion av virkesråvara, dock ej energiskog). Vitalisering innebär att man tillför baskatjonerna kalcium, magnesium och kalium för att motverka markförurningens effekter på vegetationens vitalitet. Med näringskompensation menar man en tillförsel av andra näringsämnen än baskatjoner, främst kväve och fosfor, för att kompensera för de förluster från skogsmarken som såväl skogsbruket självt som förurningen orsakar. Därutöver kan man höja avkastningen i skogen genom produktionsgödsling, det vill säga att man tillför mer näring än vad som behövs för att enbart kompensera förlusterna. Slamspridning i skog är ännu ingen etablerad teknik, men har förutsättningar att bli det på lite sikt. Än så länge förekommer spridning av slam i skogen bara på försök i Sverige. Även internationellt är erfarenheterna av slamspridning på skogsmark begränsade.

En förutsättning för att slamspridning på skogsmark ska kunna bli ett alternativ för kommunerna är att helträdsutnyttjandet inom skogsbruket ökar. Helträdsutnyttjande betyder att såväl stam, bark som avverkningsrester (grenar, toppar, barr m.m.) tas tillvara. Idag tar skogsbruket ut endast ca 10 procent av den totala mängden avverkningsrester, men denna andel förväntas öka då skogsbränslen alltmer utnyttjas i den svenska energiförsörjningen. En sak som kan tala emot slamspridning i skogen är att Skogsstyrelsen idag förordar att vitalisering och näringskompensation sker genom återföring av vedaska. För att slamanvändningen i skogen ska kunna ta fart krävs forskningsresultat, som visar att slam eller slamaska är minst lika bra som vedaska. Pågående forskning vid Skogshögskolan (SLU) i Umeå indikerar att så troligen är fallet.

Hittills har man främst använt vedaska och handelsgödsel på fastmark för vitalisering och näringskompensation respektive produktionsgödsling. Produktionsgödslingen har huvudsakligen skett med kvävegödselmedel. På 1970- och 80-talet, när produktionsgödslingen var som intensivast, gödslades mellan 120 000 och 140 000 hektar skogsmark varje år. Ett par procent av den gödslade skogsarealen, 1 000 – 2 500 hektar, var torvmark.

Normalt är det kvävet, som är det begränsande ämnet för trädproduktion på fastmarker i Sverige, medan det på torvmarker istället är fosfor och kalium som begränsar produktionen. Torkat och pelleterat avloppsslam kan vara lämpligt för kvävekompensation eller kvävegödsling av skog på fast-

mark, tack vare sitt organiskt bundna men relativt lättmineraliserade kväveinnehåll. Detta kan framför allt vara aktuellt vid helträdsutnyttjande på skogsmark med låg bonitet i Norrland och Svealand.

Intensivt skogsbruk på torvmark kommer sannolikt att få omedelbara negativa produktionseffekter om fosfor- och kaliumförlusterna inte kompenseras. Andelen utdikad torvmark, som är lämplig för skogsbruk, är knappt en miljon hektar, eller ca 4 procent av den produktiva skogsmarken. Aska från slamförbränning har en stor fördel framför vedaska, eftersom den innehåller betydligt mer fosfor. Pelleterad aska från förbränning av slam, där fosfor finns kvar men kvävet är borta, torde vara väl lämpad för spridning på dikade och skogbeväxta torvmarker.

Vitalisering, näringskompensation och gödsling, till exempel genom slamspridning, ger ungefär samma typ av miljöpåverkan som gödsling av jordbruk (ackumulering av metaller i marken om tillförseln överstiger bortförseln, läckage av kväve och fosfor och spridning av smittämnen etc.). Det finns också flera miljömässiga fördelar med att använda slam i stället för handelsgödsel, vilka har beskrivits i jordbruksavsnittet.

Skogsbruk, inklusive gödsling m.m., regleras av skogsvårdslagen, skogsvårdsförordningen samt allmänna råd och föreskrifter från Skogsstyrelsen. Skogsstyrelsen har angett riktvärden för hur mycket metaller som högst bör finnas i aska och andra medel som används på skogsmark. Riktvärdena för de flesta metaller är högre eller i samma nivå som gränsvärdena för slam för jordbruksändamål. Skogsstyrelsens riktvärde för koppar är dock lägre än koppargränsvärdet för slam till jordbruket.

Jordförbättring och jordtillverkning

Avloppsslam kan användas som råvara vid tillverkning av jordförbättrings- och jordersättningsprodukter för grönytor, återställning av deponier och täkter m.m. Slambaserade jordprodukter är intressanta från marknadssynpunkt, eftersom både prisnivå och produkttegenskaper är konkurrenskraftiga med andra alternativ. Om sådana slamprodukter används på kommunal mark kan kommunerna minska sina inköp av konventionell anläggningsjord och handelsgödsel, och på så sätt spara pengar. Samtidigt sparar man på naturresurser.

Den övervägande delen av det svenska slammet, 80 – 90 procent, uppfyller Naturvårdsverkets riktvärden för att få användas på grönytor. Idag används 10 – 15 procent av det svenska slammet på parkmark och i olika typer av markbyggnadsprojekt. Erfarenheter från bland annat Finland talar för att det borde finnas möjligheter att öka produktionen av slambaserade jordersättningsprodukter och jordförbättringsmedel i Sverige.

Slambaserade jordprodukter tillverkas genom siktning, blandning och mognad. Ett normalt blandningsförhållande är en del slam och två delar minerogent material. Det finns i princip fyra olika sätt att använda slambaserade jordförbättrings- och jordersättningsprodukter:

- 1) tillverkning av ny jord, så kallad växtbädd,
- 2) förbättring av befintlig jord, genom att slamprodukten blandas in i befintlig jord,
- 3) gödsling och marktäckning där produkten sprids ovanpå befintligt vegetationstäck och eventuellt blandas in i ytskiktet, till exempel topdressing på golfbanor samt
- 4) som skyddslager, tätskikt och växtetablering vid avslutning av avfallsdeponier.

För att minimera riskerna för luktolägenheter och spridning av sjukdomsframkallande mikroorganismer bör slammet vara stabiliserat, till exempel genom rötning eller kompostering. Slammet bör också vara avvattnat.

Det finns gott om kommunal parkmark, vägsränor, golfbanor m.m. som behöver tillföras organiskt mullbildande material eller underhållsgödsel, till exempel med hjälp av slambaserade produkter. Nära 200 000 ha parkmark ägs av kommun, stat och kyrka. Slamprodukter kan till exempel användas i rabatter och på mindre planteringsytor.

Runt det statliga vägnätet finns ca 200 000 ha vägsränor. Slamprodukter kan här användas för att snabbt etablera växtlighet vid nyanlagda vägar.

Den totala arealen golfbanor är 20 000 ha. Slambaserade produkter kan användas vid nyanläggning av banor och underhållsarbeten samt som topddressing. Därutöver finns ca 300 aktiva avfallsdeponier, där slamprodukter kan användas för täckning och växtetablering.

Energiutvinning

Förbränning av slam

Det organiska materialet i slam kan också utnyttjas för energiutvinning genom förbränning. Idag förekommer slamförbränning bara på försök i Sverige, men intresset ökar bland kommunerna.

Avloppsslam kan förbrännas separat eller tillsammans med biobränslen eller avfall. Förbränning erbjuder en lösning på flera problem, inte minst som en metod att omhänderta slam som inte har blivit godkänt för jordbruksanvändning. Vidare omfattas inte aska av det förbud för deponering av organiskt avfall som införs från och med år 2005. Dessutom är det billigare att deponera aska än slam.

Slamförbränning behöver inte bara vara en energiutvinnings- och kvittblivningsmetod, vilket man oftast ser den som på kontinenten. Slammets innehåll av fosfor återfinns efter förbränning huvudsakligen i askan. En liten del kan under vissa förhållanden avgå i gasform. Lakförsök har visat att fosfor i aska bör vara tillgänglig för växter. Teoretiskt sett borde askans fosforinnehåll kunna utnyttjas i jord- och skogsbruket. Metoder för att rena aska eller utvinna rena fosforprodukter ur aska håller på att utvecklas. Aska kan även användas som utfyllnad i vägbankar eller i andra markarbeten samt som utfyllnad i betong.

Förbränning av avloppsslam har länge varit en etablerad metod i stora delar av Europa, men har i Sverige hittills endast utförts på försök i några förbränningsanläggningar för biobränslen och avfall. Inblandningsförhållandet har vid de svenska försöken varit omkring 10 – 20 procent slam och 80 – 90 procent övrigt bränsle. Ur förbränningsteknisk synpunkt har provförbränningarna fungerat tillfredsställande, och erfarenheterna av den praktiska hanteringen av slam har generellt sett varit goda.

Slammets energivärde beror på halten organiskt material. Rötat slam, som har en lägre halt organiskt material än icke rötat slam, har också ett lägre energivärde; 9 – 13 MJ per kg TS mot 12 – 14 per kg TS. Räknat per kg organisk TS (glödförlust) är energivärdet jämförbart med biobränslen.

Rent tekniskt kan såväl torkat som avvattnat slam användas vid samförbränning, beroende på förutsättningarna vid varje enskild förbränningsanläggning. Om anläggningen är utrustad med rökgaskondensering ökar förutsättningarna att bränna slam med högre vatteninnehåll. Förutsättningarna

för samförbränning beror även på ekonomiska faktorer, lokalisering och på vilka avtal som kan nås med förbränningsanläggningen. Dessa faktorer måste studeras i varje enskilt fall.

Sett ur ett helhetsperspektiv kommer utnyttjandet av energi ur slammet att i mycket grova tal motsvara den energi som måste tillföras för att få slammet brännbart genom avvattning, torkning, etc. Normalt behandlas slammet vid reningsverket genom avvattning, och ibland även torkning. Förbränning kan då ses som ett sätt att återvinna energi och vägas mot exempelvis deponering.

Liksom vid förbränning av bibränslen och avfall ger slamförbränning utsläpp till luft. Rökgaserna renas vanligtvis genom en kombination av olika filter och skrubbar. Eftersom slammet i praktiken ersätter något annat bränsle, kommer förbränning av slam normalt inte att leda till någon nettoökning av utsläppen.

Jämfört med andra bränslen kan slammet innehålla högre halter av vissa metaller, till exempel koppar och kvicksilver. Detta innebär nödvändigtvis inte att slamförbränning leder till högre utsläpp. Däremot kan det innebära att extra reningsåtgärder måste vidtas, såsom högre dosering av de kemikalier som används för reningen, till exempel kalk. Reningsgraden för metaller är hög, för de flesta metaller högre än 99,9 procent. Det enda undantaget är kvicksilver där reningsgraden idag är ett par procent lägre än för övriga metaller.

Tillämpning av samförbränning måste i varje enskilt fall vägas mot andra alternativ för omhändertagande av slammet och bedömas utifrån såväl tekniska och ekonomiska faktorer som ur miljösynpunkt. Samförbränning förutsätter först och främst att det finns en lämplig panna att tillgå och att det finns förbränningstekniska förutsättningar. Förbränning av slam medför en ökad belastning på luftreningsutrustningen av främst kväveoxider och kvicksilver samt eventuellt andra tungmetaller, till exempel koppar. Investeringar för mottagning, inblandning och beskickning av slammet krävs samt i vissa fall komplettering av rökgasreningen.

Rötning

Rötning innebär att slammets organiska del bryts ned biologiskt i en biogasanläggning (rötkammare) under syrefria förhållanden. Processen drivs normalt tills ungefär hälften av den organiska delen har brutits ned. Slutprodukterna är biogas (rötgas) och rötslam.

Biogasen innehåller 65 – 70 procent metan och 30 – 35 procent koldioxid samt små mängder av vätgas, kvävgas och svavelväte. Gasen kan utnyttjas för att producera värme eller elenergi, och de flesta medelstora och stora avloppsreningsverk täcker på så sätt stora delar av sitt eget energibehov. Ett kg tillförd organisk substans ger en totalenergi på ca 3 – 4,5 kWh. Vid gasmotordrift kan 30 – 35 procent av den totala energimängden erhållas som elenergi och 65 – 70 procent som värme. Gasen kan efter rening även användas som drivmedel.

Av ekonomiska skäl är rötning framför allt aktuell för anläggningar över ca 20 000 pe. Röttningsprocessen innebär att slamvolymen minskas och att slammet stabiliseras. På så sätt förbättras slammets kvalitet och den vidare hanteringen underlättas. Vidare minskar risken för luktemissioner, samtidigt som antalet sjukdomsalstrande mikroorganismer reduceras (hygienisering). Rötning är en i såväl Sverige som utomlands etablerad och välkänd metod för att stabilisera slam och utvinna energi ur slam. Metoden har därför beskrivits mycket kortfattat i denna rapport.

Kostnader för olika användningsmöjligheter

I tabellen på nästa sida redovisas beräknade kostnader för några användningsområden för avloppsslam. Kostnaderna är exklusive moms och anger storleksordningar. De har i alla nedanstående räkneexempel, utom i fallet "Hydrolys + P-utvinning", beräknats utifrån ett tänkt avloppsreningsverk som producerar ca 2 200 m³ rötat slam (550 ton TS) per år och har anslutningen 20 000 pe. Hydrolys är i första hand avsett för större avloppsverk, och här har vi räknat med ett reningsverk på 100 000 pe, som producerar ca 11 000 m³ slam per år. Dessa och övriga förutsättningar för kostnadsberäkningarna har beskrivits i tidigare kapitel

Kostnaderna har delats upp i kostnader för investering och drift i de fall som detta har varit möjligt. I kostnadsberäkningarna har ingen hänsyn tagits till eventuella intäkter för material eller försåld överskottsenergi. Inte heller har hänsyn tagits till de besparingar i internt använd energi som kan göras tack vare ökad biogasproduktion efter slamhydrolys.

Utöver de kostnader som tas upp i tabellen tillkommer i hydrolys- och förbränningsfallen tillkommer kostnader för att ta hand om de rester som blir kvar efter behandlingen. Vad som framför allt kan vara aktuellt för resterna efter hydrolys och fosforutvinning är jordtillverkning, förbränning eller deponering. Kostnaderna för detta kan variera från ca 500 till drygt 3 000 kronor per ton TS. För aska är det oftast deponering som är aktuellt. Kostnaderna för askdeponering ligger i storleksordningen 500 kronor per ton i deponiskatt och kommunal deponiavgift. Aska kan även användas som utfyllnad i vägbankar eller i andra markarbeten samt som utfyllnad i betong, men detta är inte särskilt vanligt i Sverige.

Observera att lokala förhållanden, ränteläge, avskrivningstider m.m. gör att kostnaderna kan bli annorlunda i enskilda fall. I slutänden bestäms de totala kostnaderna av vilka avtal som sluts med jordbrukare, skogsägare, jordtillverkare och energi- eller avfallsbolag.

Tabell 4. Kostnadsjämförelse mellan olika användningsmöjligheter för avloppsslam (storleksordningar exkl. moms)

Kostnader för:	Jordbruk				Skogsbruk		Jordtillverkning m.m.	Förbränning
	Våtslam	Avvattnat	Torkat	Hydrolys + P-utvinning	Torkat	Aska.		Separat slamförbr.
	<i>kronor per kg torrsubstans (i reningsverket avskilt slam)</i>							
Investering								
behandling (exkl. stabilisering)*	0	70	500	1 000	500	3 000	650	3 000
Lagring	500	230	120	180	120	90	80	40
Drift								
behandling (exkl. stabilisering)*	0	90	650	1 000	500	ingår ovan	ingår ovan	ingår ovan
kvalitetssäkring och adm.**	130	130	130	130	130	130	130	120
transporter (30 km)	1 000	160	60	100	60	50	160	60
spridning***	400	160	40	100	40	40	0	0
Totalt	2030	840	1500	2510 ****	1350	3310	1020	3220 ****
*) I posten "behandling" ingår kostnader för den behandling, som slammet genomgår <u>efter</u> stabilisering, dvs. avvattning, torkning, förbränning och hydrolys. **) I "kvalitetssäkring och adm." ingår provtagning och analys av slam, administration samt, när det gäller användningsområdet jordbruk, samråd enligt slamöverenskommelsen. ***) Spridningen brukar i normalfallet bekostas av jordbrukaren, men det förekommer också att kommunen gör det ****) De totala kostnaderna för hydrolys och förbränning är exklusive kostnader för hanteringen av de rester som uppstår efter behandlingen.								

Kostnaderna för de olika investeringarna är alla beräknade som annuitet och baserade på 5 procents realränta. Avskrivningstiden varierar beroende på typ av investering. För maskinell utrustning har avskrivningstiden 15 år använts, medan 30 års avskrivning har valts för byggnader och anläggningar. Kostnaderna för lagring är beroende av hur stor lagringskapacitet som behövs. Detta behov beror i sin tur på vad slammet ska användas till. Här har vi räknat med 3 månaders lagringskapacitet när slammet levereras till tillverkare av jordförbättrings- och jordersättningsprodukter eller till förbränningsanläggningar. För slam som ska levereras till jord- eller skogsbruket, har vi räknat med 12 månaders lagringskapacitet. Anledningen till detta är att slam kan levereras till jordtillverkare och förbränningsanläggningar under hela året, medan slam för jordbruks- eller skogsbruksändamål en-

hösten, såvida inte jordbrukaren har möjlighet att utan kostnad mellanlagra slammet på egen mark under övriga delar av året.

En annan skillnad mellan olika användningsmöjligheter är till exempel att kostnaderna för kvalitets-säkring är högst när slammet ska användas inom jordbruket. Kravet på samråd enligt slamöverens-kommelsen gäller för närvarande (år 2000) inte vid användning i skogsbruket.

8. Referenser

- Albertsson, B, Goldstein, B, Pettersson, O, Ulén, B, Rundqvist, B (1997). Fosfor - livsnödvändigt, ändligt och ett miljöproblem. Naturvårdsverket Rapport 4730.
- Andersson, P-G och Nilsson, P (1996). Slamspridning på åkermark - Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981 - 1995. Hushållningssällskapens Rapportserie Nr 1.
- Brittish Retail Consortium (BRC), Water UK, ADAS (1998). The Safe Sludge Matrix. Guidelines for the Application of Sewage Sludge to Agricultural Land.
- Egnell, G, Nohrstedt, H-Ö, Weslien, J, Westling, O och Örlander, G (1998). Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen Rapport 1998:1
- Eriksson, J (1993). En utvärdering av tänkbara vitaliseringsmedel för skogsmark. Naturvårdsverket Rapport 4201
- Eriksson, J, Andersson, A och Andersson, R. (1997) Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket Rapport 4778
- Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Statens författningssamling, SFS 1998:944.
- Gotthardsson, S (1997). Cambi-processen. Reducering av slammängd och återvinning av fällningskemikalien. Termisk hydrolys (Cambi) utnyttjar slammets resurser. Regional VAV-dag i Borgholm. Föredrag vid VAV-dagarna den 13 – 14 mars 1997. VAV Meddelande VAV M99•mars 97
- Hansen, B, Hagström, L, Magnusson, P m.fl. (1997). Fosfor och energi ur avloppsslam. Krepro - ett kretsloppsprojekt. Naturvårdsverket Rapport 4822.
- Hultman, B (1999). Konsten att utvinna fosfor ur slam. VAV-NYTT Nr 4/99
- Höök, K, Christensson, P (1997). Hantering av avloppsslam och organiskt hushållsavfall i Europa. Jordbruket och miljön i Europa. En skrift från LRF (LRF Näringspolitik).
- Johansson, M-B, Nilsson, T och Olsson, M (1999). Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Skogsstyrelsens Rapport 1999:1
- Jordbruksverket (1995). Ta vara på stallgödseln!. Jordbruksinformation 15-1995.
- Jordbruksverket (1996). Regler för stallgödsel och grön mark. Jordbruksinformation 4-1996.
- Jordbruksverket (1998). Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 1998:132) om spridning av gödselmedel. Jordbruksverkets författningssamling.
- Kardell, A, Slorach, S, Albanus, L, von Hofsten, B, Oskarsson, A m.fl. (1989). Livsmedelstoxikologiska aspekter på röt slam i jordbruket. Naturvårdsverket Rapport 3623
- Levlin, E, Löwén, M, Schmidt, E, Hultman, B och Mossakowska, A (1998). Fosforutvinning ur aska. Stockholm Vatten Rapport nr 54
- Linderholm, K (1995). Hantering av avloppsvatten och slam – Inverkan på näring, miljö och ekonomi.

LRF, VAV och Naturvårdsverket (1995). Användning av avloppsslam i jordbruket. Naturvårdsverket Rapport 4418

Lundeberg, S m.fl. (1998). Kvalitetssäkring av kompost och rötrest från organiskt avfall – Förstudie. AFR-report 197.

Lundeberg, S, Johansson, C, Krok, E, Sandström, M, Norin, E, Carlsbäck, M, Palm, O och Brunes, L (1998). Förslag till certifieringssystem för kompost och rötrest från organiskt avfall – Slutrapport. AFR-report 216.

Malgeryd, J, Karlsson, S, Norin, E (1998). Spannmålskvalitet vid användning av avloppsslam som gödselmedel – en litteraturstudie. Jordbrukstekniska institutet, JTI Rapport Kretslopp & avfall nr 16, 1998.

Malmöhus läns hushållningssällskap i samarbete med Eslövs kommun och Enepec AB. Användning av våtslam i jordbruket - En jämförbarhetsstudie och ett pilotförsök i Eslövs kommun (1995)

Naturvårdsverket (1986). Miljöskydd vid djurhållning. Naturvårdsverket Allmänna råd 89:6

Naturvårdsverket (1990). Slam från kommunala avloppsreningsverk. Naturvårdsverket Allmänna råd 90:13

Naturvårdsverket (1994). Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Statens Naturvårdsverks föfattningssamling SNFS 1994:2

Naturvårdsverket (1998). Statens naturvårdsverks föreskrifter om ändring i kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Statens Naturvårdsverks föfattningssamling SNFS 1998:4

Naturvårdsverket (1996). Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket Rapport 4638

Nilsson, C och Steenari, B-M (1995). Karaktärisering och behandling av träaska. Askåterföring till skogsmark. NUTEK R 1996:15

Nilsson, A-C (1997). Organiska miljöföroreningar i slam - Bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser. Naturvårdsverket Rapport 4673

Nilsson, C, Rappe, C, Öberg, L, Håkansson, H (1999). Biosolids in land application – a study on the dioxin situation. Rapport från The United States Conference of Mayors – Urban Water Council, June 1999.

Nohrstedt, H-Ö, Ring, E, Bergholm, J, Westling, O och Borg, G (1998). Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Försöksverksamheten med skogsvitalisering. Naturvårdsverket Rapport 4820

Ohlsson, T, Nilsson, P och Aspegren, H (1997). Inarbetning av avloppsslam - En metod att tillverka jord. Metoder - Miljöeffekter - Kostnader. Naturvårdsverket Rapport 4823.

Persson, J-E, Cederberg, C och Hansson, B. Avloppsslam i ekologisk odling. Resultat från försök med slam från Veinge reningsverk i ekologisk odling på L:a Börslids miljö- och resursgård. Organiskt avfall som växtnärringsresurs. Slutrapport. Laholm 5 februari 1999. Laholms kommun och Hallands läns hushållningssällskap.

Renhållningsverksföreningen samt Avfallsforskningsnämnden vid Naturvårdsverket samt (1999). Sjösjättning av certifieringssystem för kompost och rötrest - Slutrapport. AFR-report 257

- Samuelsson, H, Bäcké, J-O (1997). Effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring – en litteraturstudie. Skogsstyrelsens Rapport 1997:6
- SkogForsk. Snurran 1.0 (Excellprogram). <http://www.skogforsk.se>
- Skogsstyrelsen (1991). Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till ledning för användning av kvävegödselmedel på skogsmark. Skogsstyrelsens författningssamling SKFS 1991:2 (planeras att revideras under 1999). ISSN 0347-5212.
- Skogsstyrelsen (1993). Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till skogsvårdslagen (1979:429). Skogsstyrelsens författningssamling SKFS 1993:2 (Senast ändrad genom SKSFS 1998:7). ISSN 0347-5212.
- Skogsstyrelsen (1998). Skogsstyrelsen rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. 1998-11-16. Skogsstyrelsens hemsida <http://www.svo.se/fakta/skogsenergi/sksrek98.pdf>
- Skogsstyrelsen (1999). Riktvärden för askgivor i samband med askåterföring. Skogsstyrelsens hemsida: <http://www.svo.se/fakta/skogsenergi/askriktttext.doc>.
- Starberg, K, Haglund, H, Hultgren, J (1999). Slamförbränning. VA-FORSK Rapport 1999•11
- Statistiska Centralbyrån (1996). Gödselmedel i jordbruket 1994/95. Tillförsel till åkergrödor. Statistiska meddelanden. Na 30 SM 9602.
- Statistiska Centralbyrån (1996). Ägoslag och åkerarealens användning den 6 juni 1995. Statistiska meddelanden. J 10 SM 9607.
- Statistiska Centralbyrån (1997). Land och miljö. MiljöSverige. Hantering av kommunalt avfall. SCB:s hemsida: <http://www.scb.se/landmiljo/annan/miljosverige/miljoavfall2.asp>
- Statistiska Centralbyrån (1997). Utsläpp till vatten och slamproduktion 1995. Kommunala reningsverk samt viss kustindustri. Statistiska meddelanden. Na 22 SM 9701.
- Stenström, T-A (1996). Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem – Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Naturvårdsverket Rapport 4683 (Utgivare: Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet och Socialstyrelsen)
- Svensk Byggtjänst (1999). Allmän material- och arbetsbeskrivning för anläggningsarbeten. Anläggnings AMA 98
- Svensk Byggtjänst (1999). Råd och anvisningar till Anläggnings AMA 98. RA 98 Anläggning.
- Tabell. L (1997). Myllning av våtslam i åkermark. Naturvårdsverket Rapport 4826
- Tideström, H (1996). Överenskommelsen om slamanvändningen i jordbruket mellan LRF, VAV och Naturvårdsverket – Uppföljning av de första åren: 1994-1996. Naturvårdsverket Rapport 4665
- Tideström, H, Moberg, P-O, (1986). Användningsmöjligheter för bioaska som skogsgödsel. Rapport till Statens Energiverk 1986-02-07 (projekt 146 198).

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Claes Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledning. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, *Olofströms kommun, Carl-Johan Legetth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnärsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningssystemet på avloppssystem inom urbana områden, *Claes Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunskande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöslös för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcksökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattning av avloppsslam med naturnära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningsslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Liheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg, *Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albihn, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992–1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering, *Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk, *Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattnings av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner, *Peder Hjorth*
- 1999-09 Köksavfallsvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(or)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbricht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*
- 1999-15 Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäingsresurs", *Erik Kärrman, Håkan Jönsson, Christopher Gruvberger, Magnus Dalemo, Ulf Sonesson, Thor Axel Stenström*
- 1999-16 Kadmium – spårning och analys, *Marie Hägglund, Christina Rydh, Birgitta Strandberg*
- 1999-17 Optimering av långsamfilter, *Husam S. Jabur, Jonas Mårtensson*
- 1999-18 Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen, *Johanna Blomberg, redaktör*
- 1999-19 Hårdgörning av dricksvatten med krita i torr form och kolsyra – fullskaleförsök vid Öxsjöverket i Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1999-20 Servisavloppsledningar – erfarenheter och råd vid schaktfri renovering, *Thomas Johansson*
- 1999-21 Hydraulisk modellering av vattenledningsnät i realtid, *Lennart Andersson*
- 1999-22 Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–1997, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 2000-01 Källsorterad humanurin i kretslopp, *Håkan Jönsson, Björn Vinnerås, Caroline Höglund, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar, Holger Kirchmann*
- 2000-02 Användningsmöjligheter för avloppsslam, *Henrik Tideström, Katarina Starberg, Thord Ohlsson, Per-Axel Camper, Peter Ek*