

Regional eller lokal hantering av slam från tretton Västgöta- kommuner

– teknik, miljö och ekonomi

Henrik Tideström

Anette Seger

Jan Hultgren



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande	Skellefteå
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Regional eller lokal hantering av slam från tretton Västgötakommuner – teknik, miljö och ekonomi
Title of the report:	Regional or Local Sludge Handling in Thirteen Municipalities in South Western Sweden – Technologies, Environmental Impact and Costs
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2004-05
Författare:	Henrik Tideström, Anette Seger och Jan Hultgren, SWECO VIAK
VA-Forsk-projektnr:	21-107
Projektets namn:	Regional slambehandling – frågeställningar kring lokalisering, logistik, miljö och ekonomi
Projektets finansiering:	VA-Forsk och SWECO VIAK
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	57 A4
Sökord:	Anläggningsjord, emissionsfaktor, fosfor, förbränning, jordtillverkning, slam, koldioxid, kolväten, kostnad, kväve, kväveoxider, miljöeffekt, miljöpåverkan, miljökonsekvensbeskrivning, svaveloxider, torkning, transport, utsläpp
Keywords:	Soil, emission, sulphur, incineration, combustion, hydrocarbon, sludge, carbon, dioxide, nitrogen, cost, oxide, phosphorus, environment, environmental impact assessment, drying, transport, treatment, pellets
Sammandrag:	Teknik och kostnader för och miljökonsekvenser av en tänkt samordnad regional slambehandling i 1–3 regionala torknings-/förbränningsanläggningar eller 1–3 anläggningar för jordtillverkning jämförs med varandra och dagens lokala slamhantering i tretton Västgötakommuner.
Abstract:	The technology of sludge drying and incineration and manufacturing of sludge based soil products at 1–3 regional plants are reviewed, and the costs and the environmental impact associated with the operation of the plants and the transportation of sludge are assessed and compared to the current sludge handling in thirteen municipalities in south western Sweden.
Målgrupper:	Kommuner, VA-verk, avfalls- och energibolag, jordtillverkare, leverantörer, entreprenörer, myndigheter, konsulter och andra intresserade av slamhantering, resurshushållning
Omslagsbild:	Slamtransport, fotograf: Frida Österdahl, Käppalaförbundet 2003
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2004
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

År 2001 utredde dåvarande VAI VA-Projekt AB¹ de tekniska och ekonomiska möjligheterna för tretton kommuner i Skaraborgs- och Älvsborgsområdet inom Västra Götalands län att gemensamt bygga och driva en eller flera regionala anläggningar för behandling av kommunernas avloppsslam.

Uppdraget utfördes på uppdrag av de tretton kommunerna Alingsås, Borås, Essunga, Falköping, Götene, Lerum, Lidköping, Mark, Skara, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn och Vårgårda samt kemikalieföretaget Kemira Kemwater.

Upprinnelsen till projektet var att ett femtontal kommuner under Kemiras Vattenvårdsdag 2000 bad Kemira att ta reda på vilka tekniska och ekonomiska möjligheter som finns för en regional behandling och användning av kommunernas slam. För att kunna hjälpa kommunerna på ett trovärdigt sätt vände sig Kemira till VA-Projekt för att, utan styrning från Kemira, göra en fristående utredning enligt de förutsättningar som råder i de tretton kommuner som då ingick i projektet. VA-Projekt utredde en rad olika lokala och regionala alternativ, med tyngdpunkt på dem som då bedömdes som mest aktuella för regional behandling: förbränning, återvinning av fosfor ur slam eller aska samt jordtillverkning. Hösten 2001 lämnades utredningen till kommunerna. I uppdraget ingick inte att välja teknik, utan att presentera de tekniska och ekonomiska förutsättningarna så att kommunerna själva kunde välja hur de skulle gå vidare.

Våren och sommaren 2002 stod det klart att de två tekniker för fosforåtervinning som tidigare marknadsfördes i Norden; Kemiras teknik för hydrolys och fosforutfällning ur slam (KREPRO) och BioCons jonbytesteknik för utvinning av fosforsyra ur slamaska, av olika skäl inte längre var kommersiellt intressanta. Samtidigt beslutade tre av kommunerna att fortsätta att använda sitt slam för att täcka avfallsdeponier. Två kommuner valde att gå över från deponering till jordtillverkning.

Föreliggande VA-Forskrappport beskriver en fortsättning på utredningen åt de tretton kommunerna. Här presenteras kostnaderna för gemensam slambehandling genom förbränning eller jordtillverkning och de konsekvenser som dessa teknikutlösningar kan ha på luft- och vattenmiljön. Resultatet jämförs med kostnaderna och miljökonsekvenserna av den lokala hantering som kommunerna hade under åren 2000–2002.

Syftet med VA-Forskrappporten är att den ska kunna användas som en vägledning för kommuner som överväger att gå samman om gemensamma slamhanteringslösningar. Resultatet av utredningen bör kunna användas som underlag vid val av teknik, tillståndsprövning samt regional och kommunal planering.

SWECO VIAK i november 2003

Henrik Tideström, Anette Seger och Jan Hultgren,
Region VA-Projekt, Stockholm.

1. Utredningen utfördes av dåvarande VAI VA-Projekt AB. Företaget köptes av SWECO-koncernen i november 2001 och ingår numera i SWECO VIAK AB.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Bakgrund	9
1.1 Förutsättningar och drivkrafter för slamhanteringen	9
1.2 Utredningsuppdrag åt tretton kommuner 2001	9
2 Aktuella kommuner, reningsverk och slam	10
3 Utredda alternativ	13
4 Teknik och kostnader	13
4.1 Nuvarande lokala slamhantering	13
4.1.1 Kostnader för lokal hantering	14
4.2 Regionala hanteringsalternativ	15
4.2.1 Torkning	16
4.2.2 Förbränning	17
4.2.3 Jordtillverkning och jordförbättring	21
4.2.4 Kostnader för regional behandling	23
5 Logistik/Transporter	27
5.1 Lokal slamhantering	27
5.2 Regional hantering	27
5.2.1 Inkommande transporter	27
5.2.2 Utgående transporter	28
5.3 Totala transportsträckor – en sammanställning	28
5.4 Transportkostnader	28
6 Kostnadsjämförelse: lokal – regional hantering	29
7 Konsekvenser för miljön	31
7.1 Avgränsningar	31
7.2 Allmänt om miljökonsekvenser av slamhantering	32
7.2.1 Faktorer som inverkar på luftmiljön	32
7.2.2 Faktorer som inverkar på vattenmiljön	34
7.2.3 Faktorer som inverkar på markmiljön	34
7.3 Nuvarande lokala slamhanteringar	36
7.3.1 Inverkan på luftmiljön	36
7.3.2 Inverkan på vattenmiljön	40
7.4 Framtida regional slambehandling	46
7.4.1 Torkning och förbränning – inverkan på luft och vatten	46
7.4.2 Jordtillverkning regionalt – inverkan på luft och vatten	49

7.5	Samlad miljökonsekvensbedömning vid lokal och regional slamhantering	51
8	Diskussion	53
	Referenser	55

Sammanfattning

LRF:s senaste slambojkott och det kommande deponiförbudet gör att många kommuner snabbt är tvungna att hitta nya sätt att hantera sitt avloppsslam. Ett sätt att klara situationen är att anordna gemensam jordtillverkning eller slamförbränning i större skala. SWECO VIAK har utrett teknik och kostnader för tretton kommuner i Västra Götalands län att behandla sitt slam i en, två eller tre regionala anläggningar lokaliserade i tre av kommunerna, vilket presenteras i denna rapport. Kostnadsuppskattningarna, som även omfattar nuvarande lokala hantering, baseras på uppgifter från kommunerna samt budgetofferter och prisuppgifter från maskinleverantörer och jordtillverkare

Rapporten beskriver även konsekvenserna för miljön av en övergång från lokal till regional hantering. Utsläpp till luft från transportfordon (alla alternativ), arbetsfordon och arbetsmaskiner (deponering, deponitäckning och jordtillverkning) samt från förbränning av deponigas och avloppsslam har beräknats. Likaså beräknas utsläpp till vatten vid deponering, deponitäckning, användning av slambaserad jord, slamgödsling av åkermark och slamtorkning (kondensat).

De tretton kommunerna Alingsås, Borås, Essunga, Falköping, Götene, Lerum, Lidköping, Mark, Skara, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn och Vårgårda producerar totalt 46 000 m³ slam per år. Slamkvaliteten är nära kvaliteten hos ett svenskt "normalslam". Slam från fjorton av de sjutton avloppsreningsverk som ingår i utredningen klarade samtliga gällande kvalitetskrav för jord- och skogsbruk. Övriga tre hade för hög halt av koppar, zink, krom eller nonylfenol. Trots att kommunerna i allmänhet har ett högkvalitativt slam, och trots att de allra flesta av kommunerna har tillräckligt med åkermark lämplig för slamgödsling, är det endast i Falköping som slammet används i jordbruket. Sex av kommunerna deponerar slammet, tre av dem använder det för sluttäckning av deponier, medan tre låter tillverka anläggningsjord av slammet.

Med utredningens teknikval och de aktuella kommunernas förutsättningar är användning av slammet i skydds- eller växtetableringsskikt på avfallsdeponier både billigast och bäst från miljösynpunkt. Så länge materialet är aerobt är fosforläckaget mycket litet. Om slammet används som tätskikt och blir anaerobt, kan även fosforläckaget bli stort under de första åren. En sådan användning kan då vara sämre från miljösynpunkt. Försök har dock visat att läckage av såväl fosfor som kväve avtar kraftigt två till fyra år efter utläggningen, för att därefter närma sig bakgrunds-nivån. Näst bäst från ekonomi- och miljösynpunkt är att lämna slammet till en entreprenör som tillverkar anläggningsjord för användning på grönytor eller för deponitäckning. Det dyraste alternativet är förbränning, vilket även ger störst utsläpp till luft, särskilt när det gäller svaveloxider och koldioxid, men också när det gäller kväveoxider, kolväten och stoft. Dessutom kan torkningen före förbränningen ge upphov till stora utsläpp av kväve till vatten (mängderna beror på valet av teknik). Tio av kommunerna skulle tjäna ekonomiskt på att gå över till jordtillverkning, medan endast fem av dem skulle tjäna på en regional förbränning. Att minimera antalet transporter är positivt, såväl ekonomiskt som miljömässigt. Deras andel av de totala kostnaderna och miljöpåverkan är dock liten när det gäller förbränningsalternativet på grund av detta alternativs höga kapital- och driftkostnader och stora utsläpp av rökgaser.

Summary

Incineration of sludge and the use of sludge as raw material for the manufacturing of sludge based soil products may be a way for Swedish wastewater treatment plants to cope with the current ban from the Swedish Farmers' Association and the approaching Swedish prohibition of the landfilling of organic wastes. In this report, the technology of sludge drying and incineration and manufacturing of sludge based soil products at 1–3 regional plants are reviewed by the Swedish consultant firm SWECO VIAK. The costs and environmental impact associated with the operation of the plants and the transportation of sludge are assessed and compared to the current sludge handling in thirteen municipalities in southwestern Sweden. The cost estimates are based on reported data from the municipalities, tenders from suppliers and contractors and on estimates from soil manufacturers.

The report further assesses the environmental impact of a change from current local sludge handling to regional sludge incineration or soil manufacturing. The assessment focuses on emissions into the air through exhaust gasses from transport vehicles and work vehicles (caterpillars and machinery used at landfills and by soil manufacturers), flue gas from incineration of dried sludge and combustion of landfill gas as well as on diffuse run-off from landfill sites, sludge based soil products and arable land fertilised by sludge and on discharges from thermal drying of sludge.

Together, the thirteen municipalities annually produce 46 000 m³ of sludge. Sludge from ten of the municipalities complies with the current quality requirement for the use in agriculture and forestry, but only one of the municipalities has found use for its sludge in agriculture. Sludge from six of the municipalities is landfilled, sludge from three municipalities is used by soil manufacturers, while three of them use sludge for final covering of landfills.

Both the cost estimates and environmental impact assessment show that the use of sludge in protective layers or topsoil for final covering of landfills is the most beneficial outlet, provided that the leachate is collected and treated. As long as sludge is kept aerobic, the losses through run-off of phosphorus are very low, but if sludge becomes anaerobic – for example if it is used for sealing of a landfill – the losses will be substantial the first years after application. After 2–4 years, nutrients run-off will decrease significantly and approach the background level prior to application. Delivering sludge to an established manufacturer of sludge based soil products is considered the second best option from an economical and environmental point of view, while incineration is the least favourable option. Emissions from incineration, especially of SO₂ and CO₂, will by far exceed the emissions from machinery and vehicles used in soil manufacturing and transportation. In addition, discharges of nitrogen via water from the condensation of the off-gases from thermal drying may be significant. Ten of the thirteen municipalities would benefit economically if they changed from their current sludge handling to soil manufacturing, whereas only five would benefit from a change to sludge incineration. Minimising transportation is both economically and environmentally favourable, but its share of the total costs and environmental impact is relatively small in the incineration option, because of the high investments and working expenses and the large emissions into the air associated with this option.

1 Bakgrund

1.1 Förutsättningar och drivkrafter för slamhanteringen

Förutsättningarna för kommunernas slamhantering har ändrats radikalt de senaste åren. Användningen i jordbruket har minskat avsevärt, vilket har lett till att arbetet med att återföra fosfor i ett hållbart kretslopp genom att sprida slam på åkermark har avstannat på många håll i landet. Minskningen av användningen i jordbruket motsvaras av en lika stor ökning av användningen av slam som råvara till jordtillverkning eller som täckmaterial på i första hand deponier. Intresset för förbränning har ökat, medan intresset för återvinning av fosfor ur slam och slamaska har minskat (bl.a. har planerna på att bygga Sveriges första anläggningar för utvinning av fosfor ur slam i Malmö och Falun skrinlagts).

Några av de enskilt viktigaste drivkrafterna bakom denna utveckling har varit LRF:s rekommendation hösten 1999 till sina medlemmar att inte längre använda kommunalt avloppsslam på åkermark för produktion av livsmedel eller foder.

Naturvårdsverkets krav på tidsbegränsade tillstånd för slamförbränning, alternativt ”avfosforisering” av slammet före eller efter förbränningen och Naturvårdsverkets nedskrivning av sitt tidigare återföringsmål för fosfor i slam. Återföringsmålet har skrivits ned från 90 procent av slammet ”i kretslopp” år 2010, vilket var målet i Aktionsplan avfall, Naturvårdsverket Rapport 4602 till att minst 30 procent av fosfor i avlopp bör återföras till åkermark år 2015 (minst 60 procent av fosfor i avlopp bör återföras till ”produktiv mark”, hälften till åker) enligt Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp, Naturvårdsverket Rapport 5214.

Naturvårdsverkets förslag till ny slamförordning, vilken innebär kraftigt skärpta tillförselgränsvärden för kadmium och kvicksilver vid slamgödsling av åkermark från och med 2005, kommer att ytterligare minska möjligheterna att använda avloppsslam i jordbruket. Förslaget har remissbehandlats av regeringen och ligger just nu på Miljödepartementets bord.

1.2 Utredningsuppdrag åt tretton kommuner 2001

Under 2001 fick dåvarande VAI VA-Projekt AB (numera SWECO VIAK) i uppdrag av tretton kommuner i Västra Götalands län och kemikalieföretaget Kemira Kemwater AB att utreda möjligheterna att bygga och driva en eller flera regionala anläggningar för gemensam behandling av avloppsslam från sammanlagt sjutton avloppsreningsverk i de tretton kommunerna. Kommunerna är: Alingsås, Borås, Essunga, Falköping, Götene, Lerum, Lidköping, Mark, Skara, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn och Vårgårda (1).

Anledningen till att kommunerna ville låta utreda möjligheterna att behandla slammet gemensamt i större skala, var dels det stundande deponiförbudet, dels svårigheterna att hitta långsiktigt hållbara avsättningsmöjligheter för slammet och de ökande kostnaderna för slamhanteringen. Målsättningen med uppdraget var att de aktuella kommunerna skulle kunna lämna över slammet till en entreprenör för slutligt omhändertagande, att slammet ska behandlas i en eller möjligen två gemensamhetsanläggningar och att anläggningen eller anläggningarna ska vara ekonomiskt optimala och ekologiskt korrekt utformade. Olika typer av slambehandlingstekniker studerades förutsättningslöst. Kommunerna valde ut följande teknikalternativ som intressanta:

1. Förbränning
2. Hydrolys och utvinning av fosfor och fällningskemikalier ur slam (KREPRO)
3. Utvinning av fosfor och fällningskemikalier ur aska (BioCon)
4. Kompostering
5. Jordtillverkning
6. Torkning
7. Avvattning/mineralisering i vassbäddar.

De två sistnämnda processerna, torkning och behandling i vassbäddar, är aktuella som förbehandling före transport, gödsling eller förbränning. Föreliggande VA-Forscutredning är en fortsättning och fördjupning av utredningen åt de tretton kommunerna. Utredningen presenterar kostnaderna för gemensam slambehandling enligt alternativ 1, 5 och 6 ovan, dvs. förbränning, jordtillverkning och torkning samt beskriver möjliga konsekvenser av de olika behandlingsteknikerna på yttre miljö. Torkning kan

dels användas som ett försteg till förbränning, dels som ett mellanled för att få ned transportvolymerna och därmed transportkostnaderna. Konsekvenserna av regional behandling jämförs med konsekvenserna av den lokala hantering som kommunerna hade under åren 2000–2002.

Intresset för återvinning av fosfor ur slam och slamaska, som diskuterades mycket under slutet av 1990-talet, har minskat ordentligt på senare tid. I Falun arbetar kommunen med att försöka hitta nya metoder för fosforutvinning ur aska från sin nybyggda slamförbränningsanläggning, men annars finns det förmodligen ingen kommun som har några konkreta planer på fosforåtervinning ur slam. De två kommuner som planerade att låta bygga Sveriges första anläggningar för fosforutvinning ur slam har som tidigare nämnts stoppat sina planer. Som en viktig anledning till detta har angivits Naturvårdsverkets nedskrivning av sitt tidigare återföringsmål för fosfor i slam, och – i BioCons fall – problem att få jonbytestekniken att fungera i praktisk drift. En annan anledning kan vara de höga kostnaderna, då den utvunna fosforn har visat sig bli minst 10 gånger dyrare än handelsgödsel fosfor. Enligt SWECO VIAK:s utredning åt de tretton kommunerna och de beräkningar som vi gjorde i samband med utarbetandet av Naturvårdsverkets aktionsplan för fosforåterföring (2), baserad på budgetofferter från Kemira och BioCon, var kostnaderna för fosforåtervinning hösten 2001 i samma storleksordning, oavsett teknik.

Företaget BioCon köptes av Krüger 2002, som inte bedömde fosforåtervinningstekniken som kommersiellt intressant. Kemira, som utvecklat KREPRO-tekniken, har också förklarat att man inte längre kommer att marknadsföra sin återvinningsteknik, åtminstone inte för tillfället. I sin tidning Vattenspeglar nr. 3/2002 skrev Ingemar Karlsson, Kemira Kemwater Technologies att: ”endast genom kvantitativa mål som sedan ligger fast kan en industriell aktör som Kemira Kemi AB satsa på den kvalificerade teknik och marknadsutveckling som krävs för att nå viktiga miljömål såsom kretsloppet av fosfor”.

Utomlands finns dock fortfarande ett visst intresse för fosforåtervinning, bland annat hos den internationella fosfatindustrin. Fosfatindustrins branschorganisation; CEEP (Centre Européen d'Études des Polyphosphates) bidrar ekonomiskt till utveckling av fosfor ur gödsel, avloppsvatten och avloppsslam. Fullskaleanläggningar för olika typer av fosforåtervinning finns bl.a. i Japan, Holland och Tyskland.

2 Aktuella kommuner, reningsverk och slam

De avloppsreningsverk i tretton kommuner som ingick i studien är av mycket varierande storlek. Den dimensionerande belastningen varierar mellan 1 200 och 110 000 personekvivalenter (pe). För närvarande uppgår den totala belastningen på samtliga verk som ingår i studien till knappt 500 000 pe. Tillsammans producerar reningsverken årligen ca 46 000 m³ avloppsslam, vilket motsvarar 10 000 ton TS.

För att ge en generell bild av hur slamhanteringen varierar bland de studerade tretton kommunerna, redovisas anslutning, slammängder, slamstabilisering och slamanvändningen i tabell 2-1 på nästa sida. För alla reningsverk utom ett, Horshaga reningsverk i Skara, representerar värdena i tabellen ett medelvärde för åren 1997–1999. Värdena för Horshaga representerar ett medelvärde för 1999. Anledningen är att slammet stabiliseras genom rötning från och med år 1999.

Räknat som genomsnitt för åren 1997–1999 klarar avloppsslammet från de flesta reningsverk de kvalitetskrav som gäller för användning i jordbruk (14 av 17 reningsverk) och skogsbruk (alla utom 2 reningsverk), vilket framgår av tabell 2-2 på sida 12. Slammet från Vårgårdas reningsverk Hjultorp klarade inte Skogsstyrelsens riktvärde för koppar, medan slammet från Essungas centrala reningsverk, Nossebro (för hög koppar- och zinkhalt), slammet från Svenljunga (för hög krom- och nonylfenolhalt) och slammet från Gässlösa i Borås (för hög nonylfenolhalt) inte klarade gränsvärdena för jordbruksanvändning. Nonylfenolhalten i slammet från Gässlösa har dock sjunkit till 28 mg/kg TS under år 2000, vilket ligger klart under slamöverenskommelsens rekommenderade maximala halt på 50 mg/kg TS.

Om samtliga studerade slam blandas i proportion till deras TS-halt skulle blandslammet uppfylla alla kvalitetskrav.

Möjligheterna att förbränna slam inom Skaraborgs-Älvsborgsregionen är idag mycket begränsade. Av de tretton kommuner som ingår i utredningen är det bara en, Lidköping, som idag har en avfallsförbränningsanläggning. En avfallsförbränningsanläggning

Tabell 2-1. Slamhantering i tretton kommuner i Älvsborg och Skaraborg (genomsnitt 1997–1999).

Kommun	Reningsverk	Anslutning (inkl. industri)		Årlig slammängd		TS- halt	Stabilisering vid verket	Huvudsaklig användning
		Dim. pe	Aktuell pe	m ³	ton TS	%		
Alingsås	Nolhaga	60 000	39 000	3 900	915	23	Rötning	Jordtillverkning (fr.o.m. 2002)
Borås	Gässlösa	110 000	96 400	11 600	3 047	26	Rötning	Sluttäckning av deponi
Essunga	Nossebro	5 500	2 800	380	69	18	Ingen stab.	Matjordsproduktion, markbyggnad.
Falköping	Hulesjö	30 000	21 000	2 700	494	18	Rötning	Jordbruk
	Stenstorp	9 000	2 600	540	68	13	Luftning	Jordbruk, markbyggnad
	Floby	4 000	870	320	52	16	Luftning	Jordbruk
Götene	Götene	24 000	12 000	3 000	705	24	Rötning	Deponering (jordbruk: 500 m ³)
Lerum	Floda	13 000	14 350	1 020	274	27	Luftning	Deponering
	Sjövik	1 200	240	160	28	18	Luftning	Deponering
Lidköping	Lidköping	45 000	25 560	5 000	1 100	24	Ingen stab.	Sluttäckning av deponi
Mark	Skene	50 000	16 500	4 800	1 034	21	Ingen stab.	Sluttäckning av deponi
Skara	Horshaga	90 000	55 000	5 300	1 040	17	Rötning+ vassbädd	50 % deponering, 50 % vassbädd
Svenljunga	Svenljunga (kommunal del)	4 000	3 280	1 800	280	15	Ingen stab.	Deponi
Tranemo	Tranemo	7 500	6 000	1 500	366	25	Ingen stab.	Deponi
Ulricehamn	Ulricehamn	10 000	10 970	1 300	252	19	Rötning	Deponi, mellantäckning
	Timmele	3 000	2 100	1 200	195	16	Luftning	Slamtorkbädd
Vårgårda	Hjultorp	6 000	4 500	1 100	220	19	Luftning	Jordtillverkning (fr.o.m. 2002)
Summa		472 000	309 200	45 700	10 100			

"Dim." = Tillåten eller dimensionerad.

"GR" = Glödningsrest (ung. detsamma som askhalt).

planeras i Borås. De flesta studerade kommuner har fjärrvärmeverk som eldas med biobränslen, där slam skulle kunna samförbrännas, förutsatt att rökgasreningen och kontrollen uppfyller kraven i EG:s förbränningsdirektiv. Idag förekommer ingen slamförbränning i regionen och ingen av kommunernas avfalls- eller energibolag har hittills visat något större intresse för att förbränna avloppsslam.

Att använda slam som råvara vid tillverkning av anläggningsjord och jordförbättringsmedel avsedda för grönytor och anläggningsarbeten kan vara ett alternativ till förbränning. Slammet ska vara stabiliserat och avvattnat eller torkat. Kommunerna ansåg dock

att det var tveksamt om det i regionen finns tillräckligt med grönytor eller markbyggnadsprojekt för att några större mängder slam skulle kunna användas lokalt i respektive kommun. Enligt kommunerna finns det en relativt stor tillgång till matjord i området, vilket gör att möjligheterna bedöms som små.

I drygt hälften av de kommuner som ingår i studien (Borås, Götene, Mark, Tranemo, Essunga, Falköping, och Lidköping) finns privata eller kommunala jordtillverkare. Alla dessa har dock hittills inte varit villiga att ta emot avloppsslam. Däremot finns det flera jordtillverkare strax utanför den studerade regionen, som är intresserade av att ta emot slam för

Tabell 2-2. Kvaliteten hos avloppsslam från respektive reningsverk och hos ett tänkt blandslam (blandslammets kvalitet har beräknats som det viktade medelvärde av samtliga ingående slam).

Reningsverk	TS	Glöd- rest	Tot-P	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	Nonyl- fenol	PCB	PAH
	%	% av TS	mg/kg TS										
Nolhaga	23	44	2,7	30	0,9	290	46	0,9	13	435	22	0,03	1,1
Gässlösa	26	35	2,8	39	1,2	311	61	1,3	12	676	70	0,07	1,6
Nossebro	18	49	1,5	31	1,4	761	21	1,0	26	1 318	20	0,07	1,2
Hulesjö	18	41	3,6	31	0,8	246	25	1,1	14	564	30	0,10	1,1
Stenstorp	13	32	2,2	20	0,8	128	14	0,4	11	350	3	0,15	1,0
Floby	16	35	3,0	87	1,2	190	39	1,4	12	503	5	0,21	0,7
Götene	24	45	5,8	15	0,5	227	28	0,6	7	408	10	0,05	0,9
Floda	27	42	2,5	11	0,4	147	29	0,3	6	340	15	0,03	0,7
Sjövik	18		1,7	17	0,5	115	58	0,5	6	265	8	0,04	0,6
Lidköping	24	22	2,1	35	1,1	228	16	0,9	9	448	15	0,05	0,8
Skene	21	33	1,8	18	0,8	288	17	0,6	10	334	44	0,06	1,5
Horshaga	17	29	2,9	31	0,9	181	16	0,4	12	558	23	0,07	1,8
Svenljunga	15	34	1,2	7	0,2	103	647	0,3	8	213	64	0,03	0,4
Tranemo	25	39	1,8	24	0,6	203	25	0,5	6	350	16	0,06	0,8
Ulricehamn	19	38	3,1	24	1,0	295	54	1,4	31	520	14	0,04	0,6
Timmele	16	34	2,6	24	1,1	339	22	0,6	12	515	34	0,07	0,5
Hjultorp	19	27	2,3	39	0,8	553	27	0,6	15	713	24	0,07	0,8
Blandslam från samtliga reningsverk		35	2,7	30	0,9	270	54	0,9	11	520	39	0,06	1,2
Jämförvärden:													
Gränsvärden – slam till jordbruk			–	100	2	600	100	2,5	50	800	–	–	–
"Riktvärden" – Slamöverenskommelsen			–	–	–	–	–	–	–	–	50	0,4	3
Riktvärden – produkter på skogsmark			–	300	30	400	100	3	70	7 000	–	–	2

jordtillverkning. Efter det att vi gjorde utredningen har Alingsås och Vårgårda tecknat avtal med en jordtillverkare i Göteborg; Ragn-Sells Agro. Företaget tar numera hand om allt slam från dessa kommuner.

Torkat eller avvattat slam passar även utmärkt för sluttäckning och växtetablering av deponier och täkter. Minst hälften av slammet från de studerade kommunerna används redan nu för sluttäckning av deponier. Det finns f.n. inte några generella kvalitetskrav för slam eller annat avfall som ska användas som täckmaterial, varför alla studerade avloppsslam mycket väl torde kunna användas för detta. Möjligheterna att använda slam som täckmaterial begränsas dock av konkurrensen från andra mer beprövade täckmaterial.

Pelleterad aska från slamförbränning (monoförbränning eller samförbränning med trädbränsle), bör kunna användas vid skogsbruk på torvmark i regionen för att kompensera för de fosforförluster som orsakas skogsbruket. Eftersom kväve inte bör tillföras skogsmarken i södra Sverige, är det dock inte aktuellt att använda avvattat slam, som innehåller just kväve (3–4 % av TS). De allra flesta (ca 97 procent) av de slam som har studerats klarar Skogsstyrelsens riktvärden för vitaliserings- och kompensationsgödselmedel på skogsmark. Ett blandslam från samtliga studerade avloppsreningsverk skulle dock klara alla riktvärden. Om slammet förbränns skulle det endast vara askan från mindre än tio procent av

slammen, som skulle klara kravet för högsta godtagbara kopparhalt (400 mg/kg). Om samtliga studerade reningsverks slam skulle förbrännas i en gemensam anläggning, skulle askans kopparhalt bli ca 770 mg/kg, vilket är nästan dubbelt så mycket som Skogsstyrelsen tillåter vid spridning av biobränsleaska i skogen. Rent teoretiskt finns det tillräckligt med skogsmark som skulle kunna gödslas med aska från slamförbränning. Enligt statistik från SCB, utgörs över hälften av landarealen i Skaraborgs- och Älvsborgsregionen av skogsmark och uppskattningsvis är arealen utdikad torvmark där det är lämpligt att använda slam för näringskompensation i skogsbruket i storleksordningen 40 000–50 000 ha².

Slam har här en stor fördel jämfört med vedaska, vilket Skogsstyrelsen rekommenderar för vitalisering och näringskompensation i skogsbruket, nämligen att den har betydligt högre fosforhalt. Fosforhalten i de studerade slammen är 0,5–6 gånger högre än vad den är i "normal" vedaska. Den teoretiska fosforhalten i aska från en eventuell monoförbränning av ett blandslam från alla de reningsverk som ingår i denna studie är ungefär 8 gånger högre.

Konventionell slamgödsling av åkermark med avvattnat och rötat slam, vilket tidigare har varit det enskilt största användningsområdet i Sverige, torde inte vara ett realistiskt alternativ under överskådlig tid. Detta främst på grund av livsmedelsindustrins starka motstånd mot slamgödsling och LRF:s slambojkott. Trots att kommunerna i Skaraborgs–Älvsborgsområdet har ett i allmänhet högkvalitativt slam, och trots att det inom de allra flesta kommuner finns tillräckligt med jordbruksmark lämplig för slamgödsling (minst 200 000 hektar), är det endast Falköping som idag lyckas få avsättning för slammet i jordbruket. Två tredjedelar av de slam som ingår i denna studie klarar alla dagens kvalitetskrav för metaller och organiska ämnen. De kommuner som inte klarade alla krav är Essunga, som hade för hög koppar- och zinkhalt, Svenljunga, som hade för hög krom- och nonylfenolhalt och slammet Borås, som har för hög nonylfenolhalt.

2. Detta gäller om andelen utdikad torvmark i denna region är lika stor i Sverige som helhet, dvs. ca 4 procent av den produktiva skogsmarken.

3 Utredda alternativ

I denna utredning jämförs nuvarande lokala slamhantering med olika regionala hanteringsalternativ med avseende på ekonomi, logistik och miljö. Alternativen är:

1. **Nuvarande slamhantering:** Sluttäckning (Borås, Lidköping, Mark), Mellantäckning (Ulricehamn), Deponering (Götene, Lerum, Skara, Svenljunga, Tranemo), Jordtillverkning (Alingsås, Essunga, Vårgårda) Jordbruk (Falköping).
2. **Torkning:** Avvattnat slam transporteras till en eller flera mellanstationer med torkanläggningar. Syftet i detta alternativ är att minska transportvolymerna och att därefter transportera slammet vidare till en eller flera regionala anläggningar för förbränning eller jordtillverkning.
3. **Förbränning:** Avvattnat eller torkat (enligt alternativ 2, ovan) slam transporteras till en eller flera avfallsförbränningsanläggningar för samförbränning med hushållsavfall eller för monoförbränning. Om slammet transporteras i avvattnad form, torkas det i direkt anslutning till förbränningsanläggningen.
4. **Jordtillverkning:** Avvattnat slam transporteras till en eller flera anläggningar för jordtillverkning. Anläggningen/anläggningarna förutsätts ägas och drivas av etablerade jordtillverkarföretag.

4 Teknik och kostnader

4.1 Nuvarande lokala slamhantering

Enskilda kommuner av den här storleken kan i första hand använda sitt slam, eller produkter (t.ex. anläggningsjord) där slammet ingår som beståndsdel, i jordbruket, på grönområden, i markbyggnadsprojekt och för täckning av deponier.

I början av utredningen var det åtta av de tretton kommunerna; Alingsås, Götene, Lerum, Skara, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn och Vårgårda, som deponerade eller använde slammet för mellantäckning (mellantäckning jämföras med deponering). En sådan hantering kan bara pågå till och med utgången av år 2004, såvida man inte får dispens. Det är dock oklart hur dispensförfarandet kommer att gå till, eftersom Naturvårdsverket ännu inte har utarbetat några föreskrifter för detta. Från 2002 har Skara övergått från deponering till slambehandling i vassbäddar. Samma år slutade även Alingsås och Vårgårda att deponera sitt slam och övergick till att lämna sitt slam till en jordtillverkare i Göteborg. I framtiden måste de kommuner som fortsätter att deponera slam hitta någon annan användning för sitt slam. Borås, Lidköping och Marks kommuns användning av slam för sluttäckning beräknas kunna fortsätta i ytterligare 5–10 år. Därefter behöver även dessa kommuner hitta någon annan användning för sitt slam.

I allmänhet har kommunerna i denna studie högkvalitativa slam, men trots detta och trots det faktum att det inom de allra flesta av kommunerna finns tillräckligt med jordbruksmark som kan vara lämplig för slamgödning, är det idag endast Falköping som använder sitt slam i jordbruket. De flesta kommuner slutade att använda slam i jordbruket efter LRF:s första slambojkott 1989; några efter den slambojkott som LRF utlyste hösten 1999. Mängden slam som deponeras eller används för olika ändamål framgår av tabell 4-1 nedan.

Länsstyrelsen i Västra Götaland och de flesta kommuner har som mål att slammet i första hand ska användas inom jordbruket. De kommunala målen finns antingen i lokala Agenda 21 eller har antagits av de tekniska förvaltningarna. De flesta av kommunerna (8 st., år 2000) har genomfört slamrevisioner

enligt slamöverenskommelsen och fått slammet godkänt i lokala slamsamråd. En stor del av gårdarna har mjölkkor och är därför av mejerierna förbjudna att använda slam i sitt jordbruk. Ändå finns det gott om åkermark i regionen som helhet, där avloppsslam mycket väl skulle kunna användas som ersättning för handelsgödsel.

Enligt kommunerna finns det i regionen generellt sett inte tillräckligt med kommunal parkmark, golfbanor eller markbyggnadsprojekt för att slammet skulle kunna användas i någon större utsträckning på grönytor inom de studerade kommunerna. Eftersom det finns tillgång till mycket matjord i området, torde det inte finnas något större behov av nyproducerad anläggningsjord. Utanför regionen tycks det däremot finnas ett ganska stort behov av anläggningsjord. Efter det att vi gjorde utredningen har Alingsås och Vårgårda tecknat avtal med en jordtillverkare i Göteborg, som numera tar hand om allt slam från dessa kommuner.

4.1.1 Kostnader för lokal hantering

Tabell 4-2, se nästa sida, redovisar de kostnader som kommunerna har angivit för sina transporter och sin användning eller kvittblivning ("Övriga hanteringskostnad" i tabellen) av sitt slam år 2000 (Alingsås och Vårgårdas kostnader gäller dock 2002). Uppgifter om kostnader för transporter saknas för Alingsås och Vårgårda, eftersom de ingår i det totalpris som kommunerna får betala.

Som framgår av tabell 4-2, varierar kommunernas totalkostnader mellan 90 och knappt 600 kronor per ton slam, med ett medelvärde på drygt 300 kronor per ton. Omräknat till specifik TS-kostnad motsvarar detta 1 400 kronor per ton TS. Jordbruksanvändning

Tabell 4-1. Fördelning av mängden slam till olika användningsändamål (2001–2002).

Användning	Kommuner	Slammängder,	
		ton TS/år	Andel, %
Sluttäckning	Borås, Lidköping, Mark	5 200	55
Deponering (inkl. mellantäckning)	Götene*, Lerum, Skara**, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn***	2 400	25
Jordtillverkning, markbyggnad	Alingsås, Essunga, Vårgårda (Falköping***)	1 200	13
Jordbruk	Falköping*** (Götene*)	700	7

*) En mindre mängd även till jordbruk.

**) 50 procent vassbädd, 50 procent deponi.

***) En mindre mängd gick även till markbyggnad.

Tabell 4-2. Kommunernas nuvarande kostnader för transport och användning/kvittblivning.

Huvudsaklig användning/ kvittblivning	Transport- kostnad	Övriga hanterings- kostnader	Totalkostnad	
	MSEK/år	MSEK/år	MSEK/år	SEK/ton slam
Sluttäckning				
Borås	0,46	1,97	2,43	210
Lidköping	0,10	1,03	1,13	230
Mark	0,17	1,50	1,67	350
Deponering (inkl. mellantäckning)				
Götene	0,11	1,65	1,76	590
Lerum	0,07	0,34	0,40	390
Skara*	0,08	0,60	0,68	450
Svenljunga	0,07	0,87	0,93	520
Tranemo	0,25	0,43	0,68	460
Ulricehamn	0,08	0,05	0,12	90
Jordtillverkning, markbyggnad				
Alingsås	–		1,37	350
Essunga	–		0,13	580
Vårgårda	–		0,46	420
Jordbruk				
Falköping	–		0,79	220
Summa (avrundat)	–		13,2	–
Medelvärde	–		–	310

*) År 2002 behandlades ca 50 % av slammet från Skara i vassbädd, vilket inte tas upp här.

och sluttäckning av deponier är billigast. Den vanligaste transportkostnaden (medianvärdet), uttryckt som kronor per ton slam och transporterad kilometer var 1:90, men den varierar stort mellan de olika kommunerna.

4.2 Regionala hanteringsalternativ

Beroende på hur avloppsslammet eller dess beståndsdelar kan användas i framtiden, kan olika slambehandlingsmetoder komma ifråga. Slambehandlingen kan ske lokalt hos respektive kommun eller gemensamt i en eller flera regionala anläggningar. I det projekt som vi genomförde åt de tretton Västgötakommunerna hösten 2001 utredde vi möjligheterna för regional slambehandling i regionen enligt tre tänkta grundalternativ A–C. I föreliggande VA-Forskprojekt har vi lagt till ett fjärde alternativ (D)

som är en kombination av fortsatt lokal hantering och regional förbränning eller jordtillverkning. Alternativ D innebär att Borås, Lidköping och Mark fortsätter att som idag använda slammet för sluttäckning av sina kommunala deponier, medan övriga kommuner i studien transporterar sitt slam till en regional anläggning för förbränning eller jordtillverkning i Alingsås. Samtliga alternativ i denna rapport är praktiskt genomförbara, men de är ändå fiktiva och valda bland annat för att visa olika skaleffekter. Inga beslut har ännu tagits om ett eventuellt samarbete med regional slambehandling.

- A) En regional anläggning i Borås.
- B) Två regionala anläggningar i Borås och Lidköping.
- C) Tre regionala anläggningar i Borås, Alingsås och i Lidköping.
- D) Fortsatt lokal hantering (deponitäckning) i Borås, Mark och Lidköping + en regional slambehandlingsanläggning i Alingsås.

Den totala mängden slam i regionen uppgår som tidigare nämnts till ca 46 000 ton per år vid en genomsnittlig TS-halt på drygt 22 procent. Motsvarande mängd slam efter torkning till 90 procent TS är ca 11 000 ton per år, motsvarande 25 procent av nuvarande mängd avvattnat slam.

4.2.1 Torkning

4.2.1.1 Allmänt

Vid torkning av slammet till 90 procent TS minskar slammängderna med upp till 75 procent. Torkningen kan ske lokalt eller regionalt. Bortsett från kraftigt minskade transportkostnader för det torkade slammet jämfört med avvattnat, erhålls ett större antal frihetsgrader för hur slammet kan slutanvändas eller slutbehandlas.

Torkning innebär bland annat att ett homogent bränsle erhålls, vilket ger en effektiv förbränning. Det torkade slammet är också enklare att hantera och sprida vid användning som gödselmedel i både jordbruk och skogsbruk. Slammet varken luktar eller dammar efter pelletering och vissa torkleverantörer garanterar att det torkade slammet kommer att uppfylla de krav på hygienisering som för närvarande diskuteras inom såväl Sverige som övriga EU. Energibehovet för torkning av slam är dock mycket högt och ligger i storleksordningen 700 kWh eller mer per ton avdrivet vatten.

4.2.1.2 Torkmetoder

Det finns ett antal olika torkmetoder på marknaden, där indirekt torkning är en väl beprövad metod på slam. Luktproblem och luftemissioner är ofta förknippade med torkning av slam, varför indirekt torkning i ett system under undertryck där all frånluft förbränns är att föredra.

Indirekt torkning kan ske t.ex. i en bandtork, där slammet läggs ut i tunna strängar på ett uppvärmt band, eller i en multistegstork, där torkade slamkorn torkas och växer enligt lager-på-lager-principen till hårda granuler med hjälp av en skrapande arm. Tvåstegstorkning innebär att värmen utnyttjas bättre med lägre energiförbrukning som följd. Det finns många leverantörer på marknaden, framförallt av större torkar. Det finns dock torkar ned till 500 ton TS per år på marknaden.

4.2.1.3 Leverantörer av torkar

Nedan presenteras fyra leverantörer av torkar:

Seghers är en av flera stora leverantörer på tork- och förbränningsmarknaden. Seghers "Sludge hard pelletiser process" är en torkningsprocess där slamgranuler bildas enligt samma princip som pärlor växer till – ett litet slamkorn växer till lager på lager under bildande av hårda pelletsgranuler med diametrar mellan 1 och 4 mm. Torken är en indirekt vertikal multistegstork utrustad med skrapningsmekanism. Med hjälp av den skrapas granulerna ned från den översta plattan till nästa osv. I genomsnitt cirkuleras granulerna 5–7 gånger och varje gång täcks granulen med ett nytt lager vått slam som får torka. Resultatet blir mycket hårda och dammfria sfäriska pellets. Kapacitetsmässigt levererar de torkar från 50 till 10 000 kg vatten per timme.

Energiförbrukningen anges till 900 kWh/ton förångat vatten för en anläggning som behandlar allt slam, dvs. enligt alternativ A. Energiförbrukningen för de angivna slammängderna beräknas därmed till drygt 29 000 MWh per år.

Under torkningsprocessen bildas ett kondensat. Detta kondensat är rikt på organiska ämnen och kväve (i huvudsak ammoniumkväve) och kan behöva förbehandlas innan det släpps till reningsverk.

Innoplana är ett schweiziskt företag som levererar små, kompakta och energisnåla torkanläggningar av indirekt typ. Torken är en tvåstegstork med värmeåtervinning, dvs. värmen från sluttorkningen återanvänds för att torka inkommande slam.

I det första torkningssteget transporteras slammet kontinuerligt in i en horisontell tunnskiktstörångare med en skrupump. Rotorblad fångar upp slammet och breder ut det på värmewäggen till en tunn slamfilm. Därefter kommer slammet in i den underliggande "choppern" där slammet pressas till 6–8 mm tjocka strängar. Andra torksteget består av minst två över varandra, långsamt löpande perforerade stålband på vilket slamsträngarna blir färdigtorkade med varmluft till önskad torkningsgrad (vanligtvis 90 procent TS). Metoden är skonsam vilket gör att granulatet blir dammfritt.

Slammet torkas vid låg temperatur, under 100 °C, vilket innebär att kondensatet från torken är mycket rent jämfört med kondensatet från en konventionell tork. Typiska värden för totalkväve är enligt Innoplanas redovisade data 60 mg/l. Detta kan jämföras

med att totalkvävehalten i kondensat från konventionella torkar normalt ligger mellan 500 och 2000 mg/l. Detta innebär att en separat behandling av kondensatet troligen inte behövs med tvåstegsteknik.

Innoplans tvåstegstorkar har en processintegrerad värmeåtervinning, vilket medför att värmeförbrukningen kan sänkas till 650–700 kWh/ton avdrivet vatten. Energiförbrukningen för regionens slam-mängder beräknas därmed till närmare 27 000 MWh per år. Innoplana har tvåstegstorkar ned till 500 kg förångat vatten/h.

Torkapparater AB är ett svenskt företag som bland annat levererar indirekta torkar av tubtyp, den s.k. ”Tubulären”. Torkningen går till så att avvattnat slam blandas med en del torkat slam och matas kontinuerligt till en tubulär roterande tork. Som värmekälla kan användas biogas eller annat bränsle, såsom rökgaser från en förbränningsenhet. Gasen måste dock hålla temperaturen 400–1 200 °C. Slutfukthalten på slammet kan väljas, beroende på efterföljande behandlingssteg. Det system som Torkapparater föreslår i fallet en gemensam anläggning är två parallella torkar, vardera med cirkulationssystem med återinblandning av torkat gods, men med en gemensam hantering av förbränningsgaser, dvs. värmegivande medium. Systemet antas köras kontinuerligt, dvs. 7 900 timmar per år. Torkapparater har lämnat budgetpris enligt alternativ A (en gemensam anläggning) och alternativ B (två gemensamma anläggningar). Försörjningen av energi ingår dock inte till anläggningarna utan förutsätts exkluderad leveransen av torkare. Torkapparater har heller inte lämnat några uppgifter på förbrukningen av energi.

Torkar från danska **BioCon A/S**, är av indirekt typ och består av två bandtorkar med olika temperatur och hastighet. Inkommande slam förvärms först till 50 °C genom värmeväxling med kondensat från processen. Därefter fördelas slammet genom 8–10 mm dysor på det första bandet, som värmeväxlas med hetolja. Uppehållstiden är 20 minuter och bandet håller en temperatur av 140–180 °C. När slammet går vidare till det andra bandet har det en TS-halt på 50–60 procent. Det andra bandet är långsammare och har en lägre sluttemperatur, ca 75–85 °C. Uppehållstiden är 40–50 minuter och utgående TS i slammet är ca 90 procent. Därefter kan det torkade slammet förpackas på storsäck eller pelleteras, om det inte transporteras direkt till ett förbränningssteg. Enligt leverantören

är det torkade slammet hygieniserat och uppfyller nuvarande danska hygieniseringskrav. Hela systemet hålls vid undertryck för att undvika problem med lukt och luftemissioner och utgående luft brännes. Energiförbrukningen för torkningsprocessen beräknas till ca 35 000 MWh per år vid torkning av allt slam från de sjutton aktuella avloppsreningsverken.

Kondensatet från torkningen måste förbehandlas innan det släpps till reningsverk. Ett alternativ är att i stället låta ammoniakerna gå ut med rökgaserna. Rökgaserna passerar då ett tvättorn med svavelsyra och vatten, under bildning av ammoniumsulfat, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

4.2.2 Förbränning

Avloppsslam kan samförbrännas med annat avfall, biobränsle, kol m.m., alternativt brännas ensamt (monoförbränning) i anläggningar avsedda för detta. Inblandningen bör inte överstiga 20 procent slam. Vid högre inblandningsprocent kan det finnas risk för sänkt panntemperatur och ofullständig förbränning.

Det finns en del erfarenheter dokumenterade från provförbränningar med avvattnat slam gjorda i Sverige. 1998 genomfördes provförbränningar av avvattnat slam vid Igelstaverket i ett samarbete mellan Stockholm Vatten AB, Söderenergi AB och dåvarande VAI VA-Projekt AB (numera SWECO VIAK). Slammet blandades med returflis och förbrändes i en panna med fluidiserad bädd utrustad med rökgaskondensering. Resultaten visade att förbränningen av slam fungerade väl när inblandningen av slam begränsades till 20 viktsprocent. En förhöjning av NO_x (kväveoxider) erhöles dock, då slam innehåller 50 gånger högre kvävehalter än flis. Även halterna kvicksilver i flygaskan ökade. Vid inblandningsförhållanden över 20 procent avvattnat slam erhöles problem med ojämn förbränning samt sänkt temperatur i bädden, vilket gav ökade halter av Kväve- och svaveloxider (NO_2 och SO_2), lustgas (N_2O), kolmonoxid (CO) samt kolväten (CH_4) i rökgaserna. Söderenergis bedömning efter provförbränningarna var att Igelstaverket har kapacitet att ta emot 10 000–15 000 ton slam per år.

Kemira Kemwaters provförbränningar med 10 ton fiberslam från provkörningar med KREPRO-processen i Helsingborg 1997. Försöken gjordes vid Gärstadsverket i Linköping. Fiberslammet kom från försöksanläggningen i Helsingborg och höll en

TS-halt på 52 procent. Det organiska innehållet i slammet var 72 procent. Vid försöken analyserades metallhalterna i bottenaskan. Andelen slam var dock endast 5–10 procent av mängden sopor och på grund av stora variationer i sopornas sammansättning kunde varken positiva eller negativa effekter av slammet påvisas vad det gäller metallhalter i askan. Varken SO_x eller NO_x analyserades. Ytterligare provförbränningar med fiberslam från KREPRO-processen och biobränsle gjordes därefter med 20 procent inblandning av slam. Mätresultaten visade att NO_x -halten i rökgaserna var i samma storleksordning som vid förbränning av enbart biobränsle, dock ökade kemikaliebehovet vid NO_x -reduktion till nästan det dubbla. Detta trots att fiberslammet endast innehöll ca 30 procent av kvävehalterna i det ursprungliga slammet. Utsläppen av SO_x ökade kraftigt jämfört med förbränning av biobränsle och slutsatserna var att en inblandning av 20 procent fiberslam sannolikt kräver någon form av avsvavling av rökgaserna. Även metallhalterna i aska och rökgaskondensat ökade markant.

Under ett examensarbete på Chalmers gjorde man under år 2000 provförbränningar med både rötat och orötat slam blandat med träpellets och kol i förhållande 1:2. Testerna gjordes i en panna med fluidiserad bädd. Projektet visade bland annat att slamtillsatts leder till en ökning av bränslekväve in i pannan, vilket leder till att NO ökar med träpellets som basbränsle, men minskar med kol som basbränsle. N_2O , ökar oberoende av basbränsle, medan SO_2 , NH_3 (ammoniak) och CO ökade med ökande slamkvot. Provförbränningen klarade alla gränsvärden enligt gällande föreskrifter om avfallsförbränning.

Möjligheterna att samförbränna med andra bränslen än avfallsbränslen, t.ex. med biobränsle i ett värmeverk eller med kol i en industriell förbränningsanläggning, bedöms generellt sett vara små. Problemet med samförbränning med t.ex. biobränslen eller kol, är att anläggningen måste omprövas enligt miljöbalken och kompletteras med effektivare och dyrare rökgasrening och kontroll. Under senare år har emellertid cementindustrin visat sig vara intresserad av att bränna torkat slam tillsammans med kol i sina anläggningar.

Även möjligheten att samförbränna slam med avfall är f.n. ganska liten, på grund av den bristande förbränningskapaciteten i landet. Det finns gott om andra och mer lätthanterliga avfallsbränslen, som anläggningarna kan välja i stället för slam. Naturvårdsverket bedömer i en rapport från juni 2000 att

en kapacitetsbrist för minst 1 miljon ton brännbart avfall kommer att råda vid Sveriges förbränningsanläggningar, slam och industriavfall exkluderat år 2002, trots att ca 30 kommuner uppger att de planerar att bygga ut förbränningskapaciteten vid sina anläggningar. Kapacitetsbristen kommer därmed att bestå i flera år, då man normalt räknar 4–5 år från tillståndsansökan till färdig förbränningsanläggning.

En lösning på dilemmat med den bristande förbränningskapaciteten kan vara att investera i separata slamförbränningsanläggningar. Vid sådan monoförbränning måste slammet först torkas för att förbränningen inte ska behöva stödeldas med olja eller gas. Energin från förbränningen kan utnyttjas i fjärrvärmenätet eller som värmekälla vid torkningen av slammet. En anläggning med torkning följt av förbränning blir i princip självförsörjande på energi, med ett visst överskott av lågvärdig värme.

Tiden är knapp inför deponeringsförbudet av slam och annat organiskt avfall. Möjligheterna att få avsättning för slammet genom gödsling av åkermark eller skogsmark är begränsade. Dessa lösningar kan dock ses som dellösningar av slamproblematiken i framtiden. Därmed framstår förbränning, som en mycket trolig dellösning.

Under utredningens gång fanns det kommersiellt tillgänglig teknik för att utvinna fosfor ur slam eller aska, men eftersom detta inte längre är aktuellt, tas fosforutvinning inte upp i denna rapport. Teknikerna är utförligt beskrivna och analyserade i Naturvårdsverket Rapport 5221 (3).

4.2.2.1 Samförbränning i avfallsförbränningsanläggningar

Slam kan förbrännas i avvattnad eller torkad form. För att förbränna avvattnat slam krävs dock en samförbränning med annat energirikt bränsle, eftersom slam innehåller ca 75 procent vatten och har därmed för lågt värmevärde för att brinna själv utan tillförsel av bränsle (en tumregel är att material med ett kalorimetriskt värmevärde på 6 MJ/kg eller mer är brännbart (se bl.a. 4)). Om förbränningsanläggningen är utrustad med rökgaskondensering kan värmen i det förångade vattnet återanvändas med mycket små energiförluster i t.ex. befintligt fjärrvärmenät.

En nackdel med att förbränna avvattnat slam är det höga kväveinnehållet, som vid förbränningen omvandlas till kväveoxider (betecknas NO_x och brukar redovisas som NO_2). Vid torkning avgår en

större del av kvävet i slammet med kondensatet om inte torkningen sker under 100 °C.

Samförbränning av slam förekommer än så länge endast på försök i Sverige. Ett tiotal kommunala avfalls- eller energibolag har tillstånd till slamförbränning. De flesta tillstånd erhöles under åren 2000–2003. De flesta av dem som fick tillstånd under senare år har fått någon form av krav på avfosforisering av slammet, dvs. att fosfor ska utvinnas ur slammet. I en dom från år 2003 rörande Sydkraft ÖstVärme AB i Norrköping har Miljööverdomstolen avvisat Naturvårdsverkets krav på tidsbegränsat tillstånd, alternativt avfosforisering före eller efter slamförbränning. Bolaget fick i stället tillstånd till förbränning av 40 000 ton slam per år under en provotid på fem år. Under provotiden ska bolaget i samråd med Naturvårdsverket och länsstyrelsen utreda de ”Tekniska, ekonomiska och miljömässiga förutsättningarna för och konsekvenserna av en anläggning för omhändertagande av fosfor”. Liknande krav ställs i Halmstads Renhållningsaktiebolags tillstånd.

Under rådande förhållanden visar energibolagen egentligen inte något större intresse av att bränna slam, då det finns gott om andra bra bränslen.

Av de tretton kommunerna är det bara en, Lidköping, som idag har en avfallsförbränningsanläggning. Utanför Skaraborgs- och Älvsborgsregionen finns avfallsförbränningsanläggningar i Ljungby, Eksjö, Halmstad, Malmö, Göteborg, Linköping och Norrköping. En planeras i Borås och en i Jönköping. Ljungby har tillstånd till försöksförbränning av slam. Halmstad (Halmstads Renhållningsaktiebolag), Norrköping (Sydkraft ÖstVärme AB) och Jönköping (Jönköping Energi AB) har fått tillstånd från Miljödomstolen till slamförbränning under förutsättning att fosfor återvinns. Jönköpings tillstånd har överklagats till Miljööverdomstolen och har därmed inte vunnit laga kraft.

De flesta av de kommuner som har studerats i denna utredning har fjärrvärmeverk som eldas med biobränslen. Dessa skulle i princip kunna ta emot slam för att samförbränna det med sina ordinarie bränslen. Ingen av kommunernas energibolag har emellertid hittills visat något större intresse för att förbränna avloppsslam.

Regionens möjligheter att utnyttja slammets värmeinnehåll vid förbränning i befintliga förbränningsanläggningar är för närvarande begränsat. I Lidköping finns idag en förbränningsanläggning där förbränning av torkat slam skulle kunna ske. Enligt

uppgift är dock fjärrvärmekapaciteten begränsad så att det ökade vämetillskottet från slamförbränning idag inte skulle kunna tillvaratas. Ett alternativ som har nämnts är att utnyttja anläggningens överskottsvärme under sommarhalvåret för att torka slam. Efter lagring kunde slammet brännas under vintern. Förbränningsanläggningen skulle på detta sätt eventuellt kunna ta emot slam från Lidköping, men kapaciteten är inte i storleksordningen att hantera slam från hela regionen.

4.2.2.2 Samförbränning med biobränsle

Slam kan också förbrännas med biobränsle i konventionella värmeverk, eller med andra bränslen i industriella anläggningar, men anläggningarna måste då provas enligt miljöbalken som avfallsförbränningsanläggningar och kompletteras med effektiv rökgasrening, avancerade mätinstrument samt ett betydligt mer omfattande kontrollprogram än man har idag. Detta är inte helt lätt att genomföra och är dessutom kostsamt, då rökgasreningen är en dyr post både investeringsmässigt och driftmässigt. Energibolagen ställer sig därför inte alls särskilt positiva till att förbränna slam tillsammans med biobränslen heller.

4.2.2.3 Monoförbränning av slam

Några kommuner i Sverige har intresserat sig för möjligheten att monoförbränna avloppsslam. Fördelen med en monoförbränning är dels att man slipper konkurrera om den bristande kapaciteten vid förbränningsanläggningarna med andra bränslen, dels att det kan möjliggöra en framtida fosforåtervinning ur aska som har deponerats adekvat. Enligt Naturvårdsverket råder det inte någon akut brist på fosfor, men fosforåtervinning kan aktualiseras i framtiden, när eventuell fosforbrist avspeglar priset på råvaran och kostnaderna för fosforåtervinning kan motiveras rent ekonomiskt. Vid monoförbränning måste dock slammet först torkas till en torrhalt på minst 50–60 procent TS, gärna upp till 90 procents TS, för att förbränningen ska slippa stödeldas med olja eller gas om det inte blandas med något annat bränsle, t.ex. ren träflis. Torkat slam har vid en torrhalt på 90 procent TS ett värmevärde motsvarande 9–10 MJ/kg. Värmeenergin från förbränningen kan dock utnyttjas vid torkning så att torknings- och förbränningsprocessen i princip blir självförsörjande på energi.

Falu och Mora kommuner har gått ut som pionjärer i Sverige för lokal torkning och monoförbränning i relativt liten skala. Anläggningen i Falun

är dimensionerad för 2750 ton TS per år och består av ett torksteg och en förbränningsugn levererade från BioCon. Från början hade Falun även tänkt investera i BioCons dåvarande återvinningsteknik för fosfor och fällningskemikalier ur askan efter förbränningen. Nu när Krüger, som köpte BioCons moderbolag PM Energi år 2002, har valt att inte saluföra återvinningstekniken har dessa planer skrinlagts. Kommunen hoppas dock på utveckling av alternativa återvinningstekniker för aska. Ett utvecklingsprojekt om detta pågår för närvarande.

4.2.2.4 Omhändertagande av aska från slamförbränning

Askans kvalitet avgör omhändertagandet av askan. Om askkvaliteten och hanteringen uppfyller Skogsstyrelsens och länets skogsvårdsstyrelses krav kan askan pelleteras och användas som kompensationsgödselmedel i skogsbruket. Om inte, kan askan deponeras. Andra möjligheter är att använda askan som beståndsdel i betong. Om man väljer att deponera askan, kan det vara lämpligt att lägga upp den i en monodeponi för att underlätta en eventuell framtida fosforutvinning.

Användning i skogsbruk

Om samtliga studerade slam blandas i proportion till deras TS-halt, förbränns i en monoförbränningsanläggning och allt slam förbränns fullständigt (dvs. inget oförbränt organiskt material kvar i askan), kommer en aska som består av såväl flyg- och bottenaskasammansättningar få nedanstående sammansättning. Reningsgraden för metaller är mycket hög, för de flesta högre än 99,9 procent, 97–98 procent för kvicksilver (5, 6). Även praktiskt taget all fosfor i slammet torde hamna i askan. I tabellen nedan jämförs halten i askan med Skogsstyrelsens riktvärden och variationsbredden i vedaska. Ett par procent av kvicksilvret avgår till luft.

Tabellen visar att en aska från en eventuell förbränning av de tretton kommunernas slam kommer att ha för hög halt av koppar och möjligen PAH för att användas i skogsbruket. Glödgningsrestens kopparhalt är knappt dubbelt så hög som riktvärdet (nästan 800 mg/kg mot riktvärdet 400 mg/kg). Den PAH-halt som askan kommer att få kan inte beräknas på samma sätt, eftersom PAH kan både destrueras och nybildas vid förbränning. Riktvärdet för kvicksilver kommer troligen att tangeras, medan halten av övriga ämnen ligger under Skogsstyrelsens riktvärden.

En genomgång av de olika slammens kopparhalt visar att endast tre av reningsverkens slam skulle klara riktvärdet om slammet förbrändes. I alla förbränningsalternativen i A–D skulle askan få för hög kopparhalt.

Deponering

Transportavstånd och kostnader för deponering av aska från slamförbränning är beroende av om askan räknas som farligt avfall eller inte. Enligt avfallsförordningen (2001:1063) är aska från oljeeldning alltid farligt avfall, medan aska från annan förbränning endast är farligt avfall om den har vissa specificerade egenskaper och/eller innehåller farliga ämnen över en viss halt. Vilka egenskaper det handlar om och vilka halter som ska överskridas för att ett avfall ska betraktas som farligt anges av bilagor till avfallsförordningen.

Potentiellt farliga ämnen av den typ som kan finnas i avloppsslam kan ha vissa farliga inneboende egenskaper, dvs. de kan vara potentiellt hälsoskadliga, giftiga, cancerframkallande, fosterskadande, mutagena eller ekotoxiska. Om ett eller fler ämnen i askan har någon av de fem förstnämnda egenskaperna, ska koncentrationen av ämnena tillsammans överstiga vissa i förordningen specificerade halter, om askan ska betraktas som farligt avfall. Dessa varierar mellan 0,1 och 25 viktsprocent, dvs. 1 000–250 000 mg/kg. För egenskapen ”ekotoxiskt” finns

Tabell 4-3. Teoretisk fosfor- och metallhalt efter monoförbränning av ett slam som har beretts genom att samtliga studerade slam blandats i proportion till deras TS-halt.

	Tot-P	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
	%							
	mg/kg							
Teoretisk halt i aska (viktat medelvärde)	8	86	3	770	155	3	32	1 500
Riktvärden – produkter på skogsmark	-	300	30	400	100	3	70	7 000
Vedaska, normal variation (7)	1	<25–500	<1–30	25–600	15–250	0,001–1	20–250	70–5 300

inga procentsatser angivna, utan här får verksamhetsutövaren samt tillsyns- eller prövningsmyndigheten göra en bedömning från fall till fall.

Enligt KemI:s OBS-lista har koppar hög potential för bioackumulering, kombinerat med mycket hög giftighet för vattenlevande organismer. Om allt slam från samtliga studerade avloppsreningsverk blandas och förbränns, skulle askans kopparhalt enligt ovan bli så hög, ca 800 mg/kg, att den överstiger Skogsstyrelsens riktvärde för att få användas i skogsbruk. Däremot skulle den inte bli så hög att den överstiger avfallsförordningens haltgräns för mycket giftiga ämnen. Det kan finnas en risk att aska, och då i synnerhet flygaska, från förbränning av slam med mycket hög halt av koppar och andra tungmetaller, med hänsyn till ekototoxicitet kan klassas som farligt avfall i enskilda fall. En del av slammets metaller; bly, kvicksilver, arsenik, kadmium och zink, är relativt sett mer flyktiga än övriga varför dessa förflyktigas vid avfallsförbränning och fångas upp i stoftavskiljningen. Halten av dessa ämnen blir därmed högre i flygaskan än i bottenaskan.

Aska ska lämnas till en avfallsanläggning som har tillstånd att ta emot aska. I denna utredning räknar vi med att askan inte blir farligt avfall och att Borås, Lidköpings och Alingsås avfallsanläggningar kommer att få tillstånd att ta emot aska från en eventuell regional slamförbränningsanläggning.

Avfallsanläggningar i elva kommuner inom Västra Götalands län, varav fem av de kommuner som ingår i denna utredning, har för närvarande tillstånd att deponera aska. Antalet askdeponier kan möjligen öka om behovet av askdeponering ökar i länet. Den enda anläggning som idag har tillstånd att deponera farligt avfall är Munkebo avfallsanläggning i Trollhättans kommun. Anläggningen har ett tidsbegränsat tillstånd att deponera bl.a. metalliskt farligt avfall, slagg och bottenaska, men mottagningen är i praktiken begränsad till det kommunala bolaget TRAAB:s upptagningsområde. Enligt länsstyrelsen kan man troligen räkna med att flera av de deponier som idag inte tar emot farligt avfall kommer att söka tillstånd till det i framtiden. Vid beräkning av luftutsläpp från asktransporter räknar vi i den här utredningen därför med transportavståndet till den deponi som de aktuella kommunerna lämnar sitt slam till idag, även om deponin idag inte har tillstånd för deponering av farligt avfall.

I flygaska från förbränning av hushållsavfall brukar halten farliga ämnen i askan bli så hög att askan

klassificeras som farligt avfall, vilket gör att avfallsanläggningen dessutom ska ha tillstånd att ta emot farligt avfall. Om man däremot förbränner avloppsslam i en monoförbränningsanläggning, brukar askan få betydligt lägre halt farliga ämnen än sådan aska. Även om föroreningshalten i slam kan vara i samma storleksordning eller högre än i hushållsavfall, får askan ändå betydligt lägre halt tungmetaller, eftersom askhalten i slam är mycket högre än i hushållsavfall. Som en jämförelse kan nämnas att halten kadmium och kvicksilver i aska från förbränning av hushållsavfall brukar ligga i storleksordningen 100 mg/kg eller mer och halten zink 10 000 mg/kg eller mer (9), vilket kan jämföras med halten i glödgningensresten (= askan) i de tretton kommunernas slam som är ca 3 mg kadmium/kg, 3 mg kvicksilver/kg och ca 1 500 mg zink/kg.

4.2.2.5 Leverantörer av förbränningsanläggningar

Det finns ett flertal stora leverantörer av förbränningsanläggningar med väl beprövad teknik och många referenser, såsom Seghers Better Technology, Foster Wheeler, Kvaerner Pulping, Von Roll och Babcock Borsig. Vissa bränner slammet vid 25 procent TS, andra efter torkning till 32 procent TS eller till 90 procent TS. Energivärdet i slammet är så pass bra att processen torkning-förbränning i princip kan bli självförsörjande på energi, bortsett från stödbränsle vid uppstart. Problemet är snarare att de flesta förbränningsanläggningarna på marknaden är så stora och dyra med kapaciteter mellan 3–20 ton slam/h. Behandlingskostnaderna blir därmed ofta inte rimliga förrän vid behandling av uppåt 15 ton/h (75 000 ton slam/år). När vi gjorde utredningen åt de tretton kommunerna levererade BioCon anläggningar ned till 0,5 ton slam/h (2 500 ton/år) med kalkylerade totalkostnader för slamtorkning och förbränning i storleksordning med de stora anläggningarna eller lägre.

4.2.3 Jordtillverkning och jordförbättring

Jordtillverkning är ett användningsområde på stark frammarsch. Användningsområdet ökar i takt med att möjligheterna att använda slam i jordbruk minskar. Avloppsslam kan också användas mer eller mindre direkt som jordförbättringsmedel på grönytor, förorenad mark m.m. Ofta kan det vara fördelaktigt att först kompostera slammet om det ska användas för jordförbättring.

Både när det gäller jordtillverkning och användning av slam som jordförbättringsmedel är det i första hand slammets mullbildande organiska material som man vill utnyttja – inte så mycket dess innehåll av växtnäring. Alltför hög halt av fosfor och kväve kan tvärtom vara en nackdel.

Flera jordtillverkare använder numera slam som beståndsdel i en del av sitt sortiment, i huvudsak anläggningsjord och andra jordtyper som inte säljs i säck. Delar av jordbranschen är dock fortfarande osäkra om det är lämpligt att använda slam och andra avfallsprodukter i sin produktion eller ej. Man är framför allt osäker på vilka krav som man bör ställa på sådana råvaror och flera branschföreträdare har uttalat att man saknar tydliga kriterier för vad som är bra jord. Någon form av gemensamt överenskomna kvalitetskriterier är alltså önskvärda, dels för att hjälpa jordtillverkarna att bedöma erbjudna råvaror, dels för att underlätta en saklig marknadsföring. Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP, i Borås har tillsammans med jordtillverkarbranschen, vissa myndigheter, forskare och konsulter³ startat ett projekt för att ta fram ett sådana kvalitetskriterier (10, 11). Kvalitetskriterierna är avsedda att ingå i SP:s produktcertifieringssystem; P-märkning. Ambitionen är att certifieringsreglerna ska vara klara och att systemet med P-märkningen av jordprodukter ska sjösättas under 2004.

Det finns idag ingen officiell eller allmänt accepterad definition på jord och jordförbättringsmedel, men avdelningen Byggteknik på SP har föreslagit följande definitioner:

- **Jord** = en blandning i vilken det går att plantera direkt (till skillnad från jordförbättringsmedel).
- **Anläggningsjord** = jord avsedd för applikation på mark, t.ex. rabatter, gräsplaner etc., och som säljs i större kvantiteter än påsvis (jord för blomkrukor omfattas inte i detta begrepp).
- **Jordförbättringsmedel** = tillsats avsedd att blandas ut i befintlig jord (syftet med att använda slam som jordförbättringsmedel är att höja jordens mullhalt och förbättra den vattenhållande förmågan genom att tillföra organiskt mullbildande material, för att på så sätt öka bördigheten).

Slammet bör vara stabiliserat, t.ex. genom rötning och/eller kompostering, samt avvattnat eller torkat. För att minimera riskerna för spridning av sjukdoms-

framkallande bakterier, virus och parasiter ska slammet helst vara hygieniserat, t.ex. genom kompostering, torkning eller termofil rötning; i synnerhet om produkten ska användas på grönytor där allmänheten vistas. Med hygienisering menas att materialet behandlas på sådant sätt att sjukdomsframkallande mikroorganismer avdödas eller att mängden av dem reduceras under en specifik nivå. I dagsläget ställs inga formella krav i Sverige på hygienisering av slam som ska användas på grönytor, men någon form av hygieniseringskrav kommer på några års sikt. Förslag på detta har utarbetats av såväl Europeiska Kommissionen som svenska Naturvårdsverket. Förslagen skiljer sig något åt, men båda förslagen innehåller krav på hygienisering av slam som ska användas på grönytor. Förslag till nya hygienregler kan väntas under 2004 eller 2005.

Från resurshushållningssynpunkt är det fördelaktigt att använda olika avfall/returmateriäl i stället för att använda jungfruliga materiäl. Slambaserade jordprodukter eller jordförbättringsmedel kan användas på parkmark, golfbanor, vägslänter och liknande, i gräsmatteproduktion, vid täckning och avslutning av avfallsdeponier, förorenad mark etc. Syftet är att i första hand utnyttja slammets organiska materiäl. Även näringsämnen i slammet utnyttjas när det används som jordförbättringsmedel eller vid jordtillverkning, men detta är oftast inte huvudsyftet.

Vid jordtillverkning blandas avloppsslammet med sand och grus eller annat minerogent materiäl (sand, grus, matjord, aska). Ibland blandar man även in ytterligare organiskt materiäl (torv, bark, hästgödsel etc.). Ett vanligt inblandningsförhållande är 1/3 organiskt och 2/3 minerogent materiäl (våtvikt).

Näringsbalansen i slam är inte den ideala från växtnäringssynpunkt, men kan förbättras med extra tillsats av främst kalium. En blandning av aska från biobränslen, som har hög halt kalium och låg halt fosfor kan ge materialet en för växterna gynnsam balans. Biobränsleaska är alkalisk och en nackdel med inblandning av aska i slam är att pH-värdet kraftigt och slammets ammoniumkväve omvandlas till ammoniak som avgår till luften. Detta innebär inte bara ett miljöproblem, utan även att jordblandningens kvävehalt kan bli alltför låg, i de fall som man eftersträvar en jord med hög näringshalt. Om jorden ska användas på vägslänter och andra ställen där man inte vill klippa gräs alltför ofta, kan dock en låg kvävehalt vara fördelaktig.

Tidigare var de etablerade jordtillverkarföretagen tämligen ointresserade av att använda slam,

3. SWECO VIAK ingår i projektets referensgrupp.

komposterat hushållsavfall och andra ”kretsloppsprodukter”. Nu har denna inställning svängt hos flera av de etablerade samtidigt som nya företag har etablerat sig. Ragn-Sells Agro, Ekonova, Miljöplus och andra jordtillverkare har upparbetat, eller håller på att upparbeta, en relativt stor marknad för slambaserade jordprodukter, främst anläggningsjord. Även byggbranschen och gruvnäringen är intresserade av slam som beståndsdel i täck- och fyllnadsmassor.

Genom att använda slam i parker och på andra grönytor, kan kommunerna minska inköpen av konventionell anläggningsjord och på så sätt spara både pengar och naturresurser. Många kommuner skulle säkert kunna bli självförsörjande på anläggningsjord, om de bättre tar till vara slam och annat organiskt avfall. Konkurrenten från redan etablerade produkter kan dock begränsa möjligheterna att använda slam som jordförbättringsmedel och anläggningsjord.

Tillverkning av slambaserad anläggningsjord och jordförbättringsmedel i kommunal regi förutsätter god kännedom om marknadens behov, och därmed också om recept och tillverkningsmetoder. Vidare krävs stora informations- och marknadsföringsinsatser för att kommunen ska kunna konkurrera framgångsrikt med etablerade jordtillverkare; särskilt sådana som använder konventionella råvaror i produktionen. Av den anledningen är det förmodligen fördelaktigare att i stället låta en etablerad entreprenör hämta slammet för att göra säljbara produkter av det. Detta gäller särskilt för de allra minsta reningsverken, där en egen tillverkning blir alldeles för dyr.

Avvattnat och komposterat avloppsslam kan användas vid täckning av avfallsdeponier. Deponier behöver successivt avslutas och påföras en topp tätning för att minska vatten- och gastransporten till och från avfallet. Därmed minskar risken för oönskad miljöpåverkan. Topptätningen överlagras av ett skyddsskikt, för att skydda det mot uttorkning, erosion, rotpenetration och sönderfrysning. Ovanpå skyddsskiktet läggs ett jordlager för växtetablering. De olika typerna av skikt har olika kvalitetskrav.

Slam, avfall och annat material som används för sluttäckning, släntbegräddning, planterings- och vegetationsytor och liknande är befriade från avfallsskatt. Det gäller också material som används för att anlägga permanenta vägar, vallar, ledningsgravar m.m., eller för utfyllnad av mark och vatten i syfte att skapa ny mark inom deponin.

Avloppsslam har med gott resultat provats som tätskikt och som växtetableringsskikt på avfallsdeponier.

Slam bör också kunna ingå i det skyddsskikt som ska skydda tätskiktet. Risken för kväveutlakning bör dock beaktas. Möjligheterna att användas slam för topptätning av deponier begränsas dock av en stor konkurrens från lera, morän, schaktmassor och andra mer beprövade täckmaterial.

När vi besökte kommunerna 2001 fanns det privata eller kommunala jordtillverkare i drygt hälften av de kommunerna (Borås, Götene, Mark, Tranemo, Essunga, Falköping, och Lidköping). Bortsett från i Borås, Lidköping och Mark, där slammet används eller ska användas för sluttäckning av kommunernas deponier (i de två förstnämnda kommunerna blandas slammet först med annat material till en jordprodukt), var jordtillverkarna inte särskilt intresserade att ta emot avloppsslam.

Strax utanför den studerade regionen finns det flera jordtillverkare, som är intresserade av att ta emot slam för jordtillverkning. Efter det att vi gjorde den ursprungliga utredningen åt de tretton kommunerna har Alingsås och Vårgårda tecknat avtal med en jordtillverkare i Göteborg; Ragn-Sells Agro AB. Företaget tar numera hand om allt slam från dessa kommuner.

4.2.4 Kostnader för regional behandling

I detta avsnitt beräknar vi vilka kostnader som kommunerna kommer att få för investering och drift om de väljer att gå samman och ordna en gemensam, regional slamhantering. Kostnaderna beräknas som om alla kommuner delar samtliga kostnader lika. Vidare baseras kostnaderna till stor del på budgetofferter från olika entreprenörer. Kostnaderna för de transporter som är kopplade till olika lokaliserings- och teknikalternativ tas upp i kapitel ”Logistik/Transporter”.

4.2.4.1 Kostnader för torkning

Uppgifter om investering och driftkostnader för torkning av slam har erhållits från olika entreprenörer för en, två respektive tre torkanläggningar (alternativ A, B och C). I tabell 4-4 (nästa sida) jämförs budgetofferter på Turn Key-anläggningar från Seghers Better technology, BioCon och Innoplana. Utifrån uppgifterna i dessa offerter har vi sedan beräknat kapitalkostnader och mängdspecifika behandlingskostnader, vilka också anges i tabellen.

Tabell 4-4. Jämförelse av olika Turn Key-alternativ med en, två respektive tre regionala torkanläggningar.

Leverantör	Alt A		Alt B	Alt C
	Seghers	BioCon	BioCon	Innoplana
Slammängder, ton	43 100	43 100 + 15 %	43 100 + 15 %	43 400
Inkommande TS, %	23	22	22	22
Sluttorrhalt TS, %	90	90	90	90
Slutproduktform	Mkt hård, dammfri sfär	Dammfria strängar	Dammfria strängar	Dammfria strängar
Behandling av kondensat	Kvävereduktion tillkommer	Kvävereduktion tillkommer	Kvävereduktion tillkommer	Behövs inte (låg temp)
Drifttid, h/år	8 000	5 510	5 500	5 000
Energiförbrukning per ton förångat, kWh	900	1 020	1 080	650–700
Energiförbrukning, MWh	29 500	34 200	36 100	26 800
Energikostnad (0,4 kr/kWh), MSEK	12	14	14	11
Budget Turn Key (exkl. bygg), MSEK	50	27	28	50
Kapitalkostnad (exkl. bygg), MSEK	4,8	2,6	2,7	4,8
Mängdspecifik kapital*- och driftkostnad, MSEK/ton slam	390	340	340	360
Dito i MSEK/ton TS	1 800	1 500	1 500	1 700

*) Kapitalkostnaden är exklusive bygg och eventuell kondensatrening och är uttryckt som annuitet och är baserad på en avskrivning på 15 år och en kalkylränta på 5 %.

Seghers har endast lämnat budgetoffert för en gemensam anläggning för hela regionen. BioCon har lämnat budgetoffert enligt alternativ A och B, dvs. en respektive två gemensamma slambehandlingsanläggningar. Då de har angivit ett totalpris på torkning och förbränning, har torkdelen uppskattats till 40 procent av totala kostnaden. Innoplana har inte så stora torkar och har därför offererat fyra stycken torkningsmoduler med samma kapacitet, varav två med placering i Borås, dvs. enligt alternativ C. Fördelen med de fyra identiska modulerna är bl.a. att de har samma reservdelar och eventuellt kan personalbehovet för anläggningarna samordnas. Innoplana har även lämnat budgetpris på sju små torkanläggningar. Investeringen för sju små torkanläggningar är samma som för tre större anläggningar (exklusive bygg). Dock blir energidriftkostnaden något högre och troligen även personalbehovet för sju anläggningar.

Med Innoplanas process är torkningstemperaturen lägre än 100 °C, vilket innebär att kväve i form av ammonium till stor del stannar kvar i slammet i stället för att följa med kondensatet. Någon kväverening av kondensatet skulle därmed inte behövas. Kostnaderna för energiförbrukningen vid torkning blir höga, om det inte finns biogas eller överskottsvärme att tillgå. Ur energisynpunkt är det därmed

en stor fördel att torka slammet i samband med förbränning. Jämförelsen visar att så länge energiinnehållet i slammet inte kan realiseras till intäkter, alternativt att det torkade slammet inte kan säljas och ge intäkter, t.ex. som gödningsmedel, blir det dyrare för kommunen att äga och driva en separat torkningsanläggning för slam, jämfört med en torkning följt av förbränning.

4.2.4.2 Kostnader för torkning följt av monoförbränning av slam

Torkning följt av en anslutande förbränning är att föredra från driftkostnadssynpunkt, då den utvunna värmeenergin i slammet kan utnyttjas vid torkningen. I princip blir en sådan anläggning självförsörjande på energi, med ett visst energiöverskott i form av lågvärdig värme.

Kostnadsuppskattningar har gjorts nedan för fyra olika storlekar på behandlingsanläggningar för torkning och förbränning. Som underlag till beräkningarna har vi använt samma uppgifter som vi använde för kostnadsberäkningarna i Naturvårdsverket Rapport 5221 (3) – en av underlagsrapporterna till Naturvårdsverkets aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Deponeringskostnaden har antagits vara i storleksordningen 600 kr/ton, inklusive deponiskatt

(370 kronor per ton avfall), vilket ger en total kostnad på ca 50 kr för omhändertagande av aska, utslaget per ton avvattnat slam. Den totala årliga askmängden uppgår till 3 500 ton (35 % av 10 000 ton TS/år).

A) En regional tork- och förbränningsanläggning (50 000 ton slam från 17 reningsverk)

För alternativ A har förutsatts att en tork- och förbränningsanläggning med placering i Borås ska kunna hantera allt slam som genereras vid de sju reningsverken. Kapaciteten på anläggningen ska vara minst 50 000 ton slam per år. Investeringen är ca 97 miljoner kronor. Beräknade årliga kapital- och driftkostnader samt kostnad per ton TS anges i nedanstående uppställning.

Kapitalkostnader	Kostnad, MSEK/år
Avskrivning (maskin 15 år, bygg 20 år, 5 % ränta)	8,9
Driftkostnader	
Energiförbrukning (2 400 MWh, 0,40 kr/kWh)	1,0
Kemikalieförbrukning	1,8
Deponering av aska	2,1
Underhåll 2 % av investeringen	1,9
Personal: 1 person	0,4
(Summa driftkostnader, exkl. transporter)	(7,2)
Summa kapital- och driftkostnader	16,1
Totalkostnader per mängd slam (46 000 ton/år)	350 SEK/ton
Totalkostnader per TS-mängd (10 000 ton/år)	1 610 SEK/ton TS

B) Två regionala tork- och förbränningsanläggningar (sammanlagt 50 000 ton slam från 17 reningsverk)

I alternativ B, med två regionala behandlingsanläggningar med en sammanlagd kapacitet på 50 000 ton slam per år, antas att en anläggning i Borås behandlar ca 60 % av regionens slam medan en anläggning i Lidköping behandlar ca 40 % av regionens slam, dvs. ca 30 000 ton slam i Borås och ca 20 000 ton slam i Lidköping.

Vi räknar då med att slam från reningsverken i Borås, Mark, Svenljunga, Tranemo, Ulricehamn, Alingsås, Lerum, Vårgårda och Essunga torkas och bränns i Borås anläggningen. I anläggningen i Lidköping torkas och bränns slam från reningsverken i Lidköping, Götene, Skara och Falköping.

Erfarenhetsmässigt vet man att investeringskostnaderna blir högre för två anläggningar jämfört med en. Här har vi räknat med att investeringskostnaderna blir 10 % högre för både maskindelen och byggdelen för två anläggningar. Investeringen för två förbränningsanläggningar blir då ca 107 miljoner kronor.

Av uppställningen nedan framgår att kostnaden per ton förbränt slam-TS beräknas bli 150 kronor högre än i än i den större anläggningen i alternativ A, dvs. ca 10 procent dyrare. Underhållskostnaderna blir 10 procent högre, personalkostnaderna ökar till det dubbla (2 personer behövs, dvs. en per anläggning), medan övriga driftkostnader blir ungefär desamma oavsett om det är en eller två anläggningar.

Kapitalkostnader	Kostnad, MSEK/år
Avskrivning (maskin 15 år, bygg 20 år, 5 % ränta)	9,8
Driftkostnader	
Energiförbrukning (2 400 MWh, 0,40 kr/kWh)	1,0
Kemikalieförbrukning	1,8
Deponering av aska	2,1
Underhåll 2 % av investeringen	2,1
Personal: 2 personer	0,8
(Summa driftkostnader, exkl. transporter)	(7,8)
Summa kapital- och driftkostnader	17,6
Totalkostnader per mängd slam (46 000 ton/år)	380 SEK/ton
Totalkostnader per TS-mängd (10 000 ton/år)	1 760 SEK/ton TS

C) En mindre tork- och förbränningsanläggning (5 000 ton slam från 3 reningsverk)

BioCon har lämnat budgetofferter på tork- och förbränningsanläggningar i moduler ner till 5 000 ton slam per år, vilket motsvarar 1 000 ton TS per år vid en TS-halt på 20 procent.

I alternativ C, tre förbränningsanläggningar, räknar vi med att den mindre av dem placeras i Alingsås och att man där förbränner slam från Alingsås och Lerum, den av de studerade kommunerna som ligger närmast. Mängden slam som ska förbrännas blir då ca 5 000 ton/år. För att bränna den slammängden räcker det med en modul. Investeringen blir ca 11 miljoner kronor, vilket ger en kapitalkostnad på ca 1 miljon kronor per år. Vid så här små anläggningar slår de relativt stora personalkostnaderna igenom på totalpriset per mängd slam. Om man räknar med

att personalbehovet i alternativ C är en person per anläggning, dvs. sammanlagt tre för alla de tre anläggningar som ingår i detta alternativ, blir driftkostnaderna 30 % högre per ton slam än i alternativ A och B. Den specifika förbrukningen av energi och kemikalier samt kostnader för deponering av aska och för underhåll är dock desamma. Räknat per ton slam-TS, blir totalkostnaden ca 2 500 kronor, vilket framgår nedan. Behandlingen i en anläggning för 5 000 ton per år blir alltså drygt 700 kronor (40 procent) dyrare per ton TS än i en anläggning för 20 000–30 000 ton TS/år.

Kapitalkostnader	Kostnad, MSEK/år
Avskrivning (maskin 15 år, bygg 20 år, 5 % ränta)	1,0
Driftkostnader	
Energiförbrukning	0,1
Kemikalieförbrukning	0,2
Deponering av aska	0,6
Underhåll 2 % av investeringen	0,2
Personal: 1 person	0,4
(Summa driftkostnader, exkl. transporter)	(1,5)
Summa kapital- och driftkostnader	2,5
Totalkostnader per mängd slam (5 000 ton/år)	500 SEK/ton
Totalkostnader per TS-mängd (1 000 ton/år)	2 500 SEK/ton TS

Kostnaderna i uppställningen gäller den mindre anläggningen av dem som är tänkta att ingå i alternativ C. Om behandlingskostnaderna delas lika mellan alla tretton kommuner, oavsett hur mycket slam som var och en av dem bidrar med, blir det ca 440 kronor per ton slam, motsvarande ca 2 000 kronor per ton TS.

D) En regional tork- och förbränningsanläggning (25 000 ton slam från 14 reningsverk)

Alternativ D är, dvs. kombinationen av fortsatt lokal hantering och regional förbränning eller jordtillverkning där Borås, Lidköping och Mark fortsätter som idag med deponitäckning, medan övriga 10 kommuner (14 reningsverk) behandlar sitt slam i en gemensam regional anläggning i Alingsås. Anläggningens kapacitet är på 25 000 ton slam per år. Det är lite mer slam än vad som har beräknats för Lidköpingsanläggningen i alternativ B.

Om man räknar med en investering på 55 miljoner kronor för anläggningen i alternativ D, blir

kapitalkostnaden ca 5 miljoner kronor per år. Personalbehovet bedöms till en årsarbetskraft. Enligt nedanstående kostnadskalkyl blir den totala behandlingskostnaden räknat per mängd slam ungefär densamma som kostnaden för behandling i de två anläggningarna i alternativ B.

Kapitalkostnader	Kostnad, MSEK/år
Avskrivning (maskin 15 år, bygg 20 år, 5 % ränta)	5,0
Driftkostnader	Kostnad, MSEK/år
Energiförbrukning	0,5
Kemikalieförbrukning	0,9
Deponering av aska	1,1
Underhåll 2 % av investeringen	1,1
Personal: 1 person	0,4
(Summa driftkostnader, exkl. transporter)	(4,0)
Summa kapital- och driftkostnader	9,0
Totalkostnader per mängd slam (24 000 ton/år)	380 SEK/ton
Totalkostnader per TS-mängd (5 000 ton/år)	1 800 SEK/ton TS

4.2.4.3 Kostnader jordtillverkning

Det är förmodligen fördelaktigare ekonomiskt att låta en etablerad entreprenör hämta slammet för att göra säljbara produkter av det, i stället för att kommunerna själva ska bedriva jordtillverkning själva. En överslagsberäkning av kostnaderna för hårdgjorda marktytor, maskiner, råvaror, personal, drift- och underhåll, avloppshantering och marknadsföring, vilket gjordes i utredningen åt de tretton kommunerna, visar att det troligen inte är lönsamt förrän man kommer upp i en slamförbrukning på 20 000 ton eller mer per år, vilket motsvarar knappt hälften av den sammanlagda slamproduktionen i kommunerna i utredningen.

Det finns privata företag i västra och södra Götaland som tar emot slam för att tillverka slambaserade jordprodukter. Vid de upphandlingar som har gjorts på senare år har kostnaden för att lämna slam till jordtillverkning varierat med i storleksordningen 200–300 kronor per ton, exklusive transport. Alingsås och Vårgårda har uppgett att de betalar 350 respektive 420 kronor per ton inklusive transport. Transportsträckan är ca 50 respektive 70 km enkel resa.

250 kr/ton slam är ett vanligt pris vid senare års entreprenadupphandlingar. I denna utredning antas

jordtillverkningen kosta 250 kr/ton slam, oavsett lokaliseringsalternativ med tillägg för transportkostnaden. I kostnadsjämförelsen nedan tar vi upp detta som en driftkostnad för kommunerna. Det är upp till entreprenören hur många behandlingsanläggningar som behövs i regionen.

5 Logistik/Transporter

5.1 Lokal slamhantering

De aktuella 13 kommunerna är geografiskt spridda i de delar av Västra Götalands län som ligger inom de tidigare länen Skaraborg och Älvsborg. Avståndet mellan kommunerna är som mest ca 13 mil. Avståndet mellan de studerade avloppsreningsverken och de platser där slammet tas omhand (deponering, deponitäckning, jordtillverkning, gödsling) varierar idag från någon kilometer upp till 7 mil. Det genomsnittliga avståndet är ca 1,5 mil. Totalt transporteras slammet drygt 41 000 km per år enkel resa. Om man antar att den totala transportsträckan för de fordon som används för slamtransporter i genomsnitt är lika lång som avståndet tur och retur mellan respektive reningsverk och mottagande deponi, jordtillverkare etc. blir den sammanlagda transportsträckan ca 83 000 km per år. I verkligheten varierar den beroende på hur logistiken är uppbyggd i respektive kommun.

Lastväxlare eller liftdumpers är de vanligaste fordonen för slamtransporter. Vikten per lass varierar mellan 6 och 26 ton slam. I Falköping transporteras slammet av en jordbrukstraktor ut till de skiften där slammet används för gödsling. Medellasten för de fordon som transporterar slam från de studerade reningsverken är ca 10 ton.

Lastkapaciteten hos de lastväxlare som används för transporter av de tretton kommunernas slam är 10–32 ton/lass, medan kapaciteten hos de liftdumpers som används är 6–7 ton/lass. Jordbrukstraktorn i Falköping har en lastkapacitet på ca 15 ton/lass. Det är inte ovanligt att åkerierna använder bilar som kan dra lass på drygt 30 ton, även för transporter av betydligt mindre mängder slam. Detta gör att det

ofta endast är en mindre del av den totala lastkapaciteten som utnyttjas.

5.2 Regional hantering

Antalet slamtransporter i regionen är förutom en miljö- och ekonomisk fråga, även en politiskt viktig fråga. Hur många tunga transporter klarar regionen?

5.2.1 Inkommande transporter

Omfattningen på transporter av slam in till en regional anläggning beror på om man väljer att behandla slammet i en eller flera anläggningar, men i de här aktuella fallen är omfattningen oberoende av slambehandlingsteknik. Däremot är antalet transporter ut från en anläggning beroende av om det är fråga om förbränning eller jordtillverkning. Dessa utgående transporter beskrivs i nästa avsnitt.

Den totala körsträckan (tur och retur), om allt slam i regionen skulle transporteras till en gemensam anläggning i Borås enligt alternativ A, skulle uppgå till ca 175 000 km per år räknat för fullastade 26-ton lastbilar (bil + släp: 13 +13 ton). Motsvarande körsträcka till två behandlingsanläggningar enligt alternativ B (Borås och Lidköping) beräknas bli ca 76 000 km per år, dvs. knappt 60 procent mindre än i A. Körsträckan till tre slambehandlingsanläggningar enligt alternativ C i Borås, Alingsås samt Lidköping, beräknas till ca 60 000 km, dvs. knappt 70 procent mindre än alternativ A (se även sammanställningen nedan i avsnitt 5.3).

Om dessa körsträckor jämförs med den totala körsträckan 83 000 km tur och retur med den nuvarande lokala hanteringen, ser man att en regional behandling måste ske vid två eller fler anläggningar för att körsträckan inte ska öka jämfört med dagsläget. Alternativet med att lokalisera en anläggning i Borås för att ta hand om allt slam i avvattnad form innebär att transportsträckan skulle öka lite mer än två gånger, jämfört med dagens situation.

Vid slamförbränning tillkommer transporter in till anläggningen av kemikalier för rökgasrening och transporter av aska och andra rökgasreningsrester ut från anläggningen. Det eventuella extra transportarbetet som tillkommer vid förbränning av slam från de tretton reningsverken, jämfört med vad som krävs

vid förbränning av andra avfallsbränslen kan dock betraktas som försumbart.

Om slammet används för jordtillverkning tillkommer transporter in till anläggningen av det material som slammet ska blandas med och transporter av den färdiga jordprodukten från anläggningen. Jordtillverkning av slam medför dock inga ökade transporter, jämfört med jordtillverkning baserad på andra råvaror än slam. Dessa transporter tas därför inte upp i miljökonsekvensbedömningen senare i rapporten.

Slamproduktionen vid de aktuella reningsverken varierar från 160 (Sjövik avloppsreningsverk i Lerum) och upp till knappt 12 000 ton slam per år (Gässlösa avloppsreningsverk i Borås). För att kunna köra fulla lass utan omlastningar på vägen behövs ett slamlager vid varje reningsverk med en kapacitet på minst 30 ton. Om slammet lagras på en slamplatta behövs en yta på minst 30 m². Dessutom måste det finnas plats för att en lastbil med släp ska kunna komma in och vända samt lasta slammet. Svängraden för en sådan bil är 12–13 meter.

5.2.2 Utgående transporter

5.2.2.1 Förbränningsalternativet

Den totala körsträckan vid transport av aska ut ur en regional förbränningsanläggning kan vara beroende av om askan klassificeras som farligt avfall eller inte. Antalet avfallsanläggningar som får ta emot farligt avfall är relativt få i dagsläget och transportavståndet kan därför vara längre om askan betraktas som farligt avfall än om den inte gör det. Av avsnitt 4.2.2.4 framgår dock att aska från monoförbränning av slam, vilket vi har valt som en regional teknisk lösning i denna utredning, i lagens mening normalt inte bör klassificeras som farligt avfall (däremot torde aska från en samförbränning med hushållsavfall i de flesta fall vara farligt avfall, eftersom halterna av farliga ämnen oftast är betydligt högre i aska från förbränning av hushållsavfall). Mot denna bakgrund räknar vi i denna utredning med att askan inte är farligt avfall och att Borås, Lidköpings och Alingsås avfallsanläggningar kommer att få tillstånd att ta emot aska från en eventuell regional slamförbränningsanläggning.

Transportavståndet från de förbränningsanläggningar som ingår i de olika regionala alternativen till respektive deponi varierar mellan knappt 6 km tur och retur i Borås (samtliga lokaliseringalternativ)

och 12 km tur och retur i Alingsås och Lidköping (alternativ B, C och D).

5.2.2.2 Alternativet jordtillverkning

Transporterna av slambaserade jordprodukter från en regional anläggning för jordtillverkning varierar beroende på var jorden ska användas. Om all slambaserad jord ska användas för sluttäckning av närmaste deponi väljer man troligen att lokalisera jordtillverkningen till deponin och transportera allt slam dit. Några uttransporter av slambaserad jord blir det då inte tal om. I de fall som man ska tillverka en jord, som ska användas till andra ändamål och på olika ställen, får man däremot räkna med transporter ut från anläggningen. Oftast används jorden relativt lokalt; inom kommunen och i grannkommunerna.

5.3 Totala transportsträckor – en sammanställning

I tabell 5-1 (nästa sida) presenteras de körsträckor som är förknippade med respektive lokaliseringalternativ. Såväl aska som slambaserade jordprodukter antas transporteras till den kommunala deponi som finns i var och en av de fyra kommunerna i lokaliseringalternativ A–D; askan för deponering, slam och slamjord för sluttäckning av deponin. Eftersom det är svårt att hitta lämpligt gods för returtransporterna brukar slambilarna gå tomma tillbaka, vilket medför att vi räknar med körsträckorna tur och retur till och från de olika anläggningarna. Som framgår ovan ligger deponierna ganska nära de tänkta platserna för lokalisering av regionala slambehandlingsanläggningar. Om jorden används till annat ändamål än deponitäckning, blir körsträckan antagligen längre i de flesta fall. Vi räknar här endast med slamdelen av transporterna, dvs. den del av askan/jordprodukten som härrör från slammet.

5.4 Transportkostnader

Utifrån de beräknade totala körsträckorna kan transportkostnaderna för varje lokalisering- och teknikalternativ beräknas. Kostnaderna för transport av slam samt aska eller slamjord har beräknats till 15

Tabell 5-1. Körsträckor in och ut till/från en eller fler regionala anläggningar.

Alternativ	Körsträcka in, km Avvattnat slam	Körsträcka ut, km		Körsträcka totalt (in+ut), km (avrundat)
		Aska	Jordprodukt	
A. Borås				
Förbränning	175 000	800	0	176 000
Jordtillverkning	175 000	0	9 800	185 000
B. Borås & Lidköping				
Förbränning	76 000	1 100	0	77 000
Jordtillverkning	76 000	0	14 000	90 000
C. Borås, Lidköping & Alingsås				
Förbränning	59 000	1 200	0	60 000
Jordtillverkning	59 000	0	15 600	75 000
D. Borås, Lidköping, Mark & Alingsås				
Deponitäckning (3 kommuner)	0	0	7 400	7 000
Förbränning	132 000	900	0	133 000
Jordtillverkning	132 000	0	11 000	143 000

kr/km, eller 1:20 kr per ton och km, förutsatt att transportererna sker med bil med släp som lastar totalt 26 ton per ekipage.

Med detta sätt att räkna blir den genomsnittliga transportsträckan för slamtransporter 100 km tur och retur i alternativ A och D med en gemensam anläggning i Borås. Den genomsnittliga kostnaden för transporter av slam blir därmed ca 60 kr/ton slam.

För alternativ B med två slambehandlingsanläggningar i Borås och i Lidköping, minskar den genomsnittliga sträckan för transporter till ca 45 km och därmed blir den genomsnittliga transportkostnaden ca 30 kr/ton. Motsvarande siffror för slamtransporterna in till och ut ur tre anläggningar (alternativ C) är ca 40 km respektive 20 kr/ton.

Borås kommer att få i stort sett oförändrade transportkostnader i alla lokaliseringalternativ. Lidköping kommer att få oförändrade transportkostnader i alternativ B, C och D, men betydligt högre i A, jämfört med fortsatt lokal hantering. Alingsås, den tredje av de kommuner som är tänkta att hysa regionala anläggningar, kommer att få oförändrade transportkostnader i alternativ C och D, jämfört med lokal hantering, och något lägre i A och B. För övriga kommuner kommer sex att få lägre eller oförändrade transportkostnader i alternativ A samt sju få lägre eller oförändrade transportkostnader i alternativ B och C. I alternativ D kommer alla kommuner utom Alingsås och Lerum att få högre transportkostnader än vad man har idag.

6 Kostnadsjämförelse: lokal – regional hantering

Utifrån kostnadsuppgifterna i avsnitt 4.1.1, 4.2.4 och 5.4 kan de genomsnittliga mängdspecifika behandlingskostnaderna beräknas för de olika teknik och lokaliseringalternativen. Resultatet av kostnadsberäkningarna visas i tabell 6-1 (nästa sida). Transportkostnaderna beräknas på samma grunder som i föregående avsnitt (15 kr/km). Siffrorna i tabellen avser medelvärden, vilket betyder att enskilda kommuner kan ha lägre eller högre specifika kostnader.

De specifika kostnaderna i tabell 6-1 redovisas som kronor per ton inkommande TS, men kan lätt räknas om till kronor per ton inkommande slam genom att multiplicera med 0,22, som är det vägda medelvärdet av de ingående reningsverkens TS-halt.

Av beräkningarna kan man konstatera följande när det gäller totala kostnader (kapital-, drift- och underhållskostnader) för de olika alternativ som har studerats i denna undersökning:

- Alla kostnader sammantaget och utslagna på den totala slammängden i samtliga kommuner visar

att fortsatt lokal hantering och regional jordtillverkning blir billigast.

- Förbränning är dyrare än jordtillverkning (i de här fallen 35–60 procent dyrare), vilket i sin tur är dyrare än deponitäckning.
- Totalkostnaderna för förbränning är likvärdiga för alternativ A och B, men ca 10 procent billigare än alternativ C, som i sin tur är 5 procent billigare än alternativ D.
- I jordtillverkningsalternativen minskar kostnaderna med ökat antal anläggningar, utom i alternativ D, som kan betraktas som ett specialfall.
- De tio kommuner som ingår i de regionala förbrännings- och jordtillverkningsalternativen i D har de högsta genomsnittliga totalkostnaderna av alla alternativen, medan de tre som ingår i det lokala alternativet deponitäckning har de allra lägsta.

Som tidigare nämnts avser kostnaderna i tabellen medelvärde för alla tretton kommuner. Om man däremot beräknar varje enskild kommuns kostnader

i proportion till deras slammängder och transportavstånd, blir bilden delvis en annan, särskilt när det gäller förbränning. Detta märks särskilt i alternativ C och D. I förbränningsdelen av alternativ C får Alingsås och Lerum här en genomsnittlig kostnad på 2 500 kronor per ton TS (500 kronor per ton avvattnat slam), medan övriga kommuner får en genomsnittlig kostnad på ca 1 800 kronor per ton TS (380 kronor per ton avvattnat slam), vilket är en skillnad på 40 procent. Av denna anledning finns det från ekonomisk synpunkt inte några större skäl att välja just detta alternativ när det gäller gemensam regional behandling. Däremot innebär jordtillverkningsdelen i alternativ C de lägsta kostnaderna av de regionala alternativen och kan vara intressant av den anledningen.

Jämför man varje enskild kommuns nuvarande kostnader för den lokala hanteringen med kostnaderna för olika typ av regional hantering, visar det sig att alla utom tre (Borås, Lidköping, Ulricehamn) skulle tjäna på att överge sin lokala hantering och gå samman och anordna en regional jordtillverkning, medan åtta

Tabell 6-1. Specifika genomsnittliga kostnader för respektive teknik- och lokaliseringsalternativ.

Alternativ	Behandlingskostnad Kostnad in- och uttransporter SEK/ton behandlat slam-TS		Summa (avrundat)
Lokal hantering: Deponitäckning, deponering, jordtillverkning, jordbruk	Kan ej specificeras*		1 400
Regionala hanteringsalternativ:			
A. Borås			
Förbränning	1 610	260	1 900
Jordtillverkning	1 140	280	1 400
B. Borås & Lidköping			
Förbränning	1 760	110	1 900
Jordtillverkning	1 140	130	1 300
C. Borås, Lidköping & Alingsås			
Förbränning**	2 000	90	2 100
Jordtillverkning	1 140	110	1 200
D. Borås, Lidköping, Mark & Alingsås			
Deponitäckning (3 kommuner)	900	20	920
Förbränning	1 800	400	2 200
Jordtillverkning	1 140	430	1 600

*) För fyra av de ingående kommunernas nuvarande lokala hantering har kostnaderna inte kunnat fördelas på behandling och transporter.

**) I C avses den genomsnittliga behandlingskostnaden för de tre anläggningarna. För enskilda kommuner kan kostnaden vara högre eller lägre.

kommuner har lägre kostnader idag än vad de skulle få vid en övergång till regional förbränning.

Om samtliga kostnader i alternativ D skulle delas lika mellan alla tretton kommunerna, inklusive de som fortsätter som tidigare med lokal hantering, blir kostnaderna klart lägst: 1 600 för kombinationen deponitäckning + förbränning och 1 300 kronor per ton TS för kombinationen deponitäckning och jordtillverkning. Detta alternativ är dock inte särskilt sannolikt.

Utöver de rent ekonomiska argumenten, kan det vara värt att notera att alternativ C innebär fördelar från miljösynpunkt. Exempelvis innebär detta alternativ ett omkring 20 procent minskat transportarbete jämfört med B, som i sin tur innebär 50–60 procent minskat transportarbete jämfört med A. Detta minskade transportarbete ger en motsvarande minskning av avgasemissioner, slitage av bilar, däck och vägbeläggning och bidrag till föroreningen av vägdagvatten.

För att minska transportkostnaderna skulle man kunna torka slammet innan det transporteras till de regionala anläggningarna. Slammängden minskar med ca 75 procent om slammet torkas från 22 till 90 procents TS-halt. Om slammet skulle kunna torkas vid alla de reningsverk som ingår i studien, skulle även den totala körsträckan minska med 75 procent. Det är dock inte ekonomiskt möjligt att göra så. Om man inte kan utnyttja värmten från förbränning av slammet kommer torkningen att kosta praktiskt taget lika mycket som kombinerad torkning och förbränning. Dessutom har inte alla reningsverk kapacitet nog att ta hand om och behandla kondensat från torkningen.

Ett alternativ är att torka slammet vid en eller fler mellanstationer som lokaliseras vid reningsverk med tillräcklig behandlingskapacitet för att ta hand om kondensatet. En överslagsberäkning visar dock att inte heller detta är ekonomiskt rimligt. Baserat på kostnadskalkylerna i tabell 4–4 för enbart torkning av slam varierar de totala årliga kostnaderna mellan 16 och 17 miljoner kronor, motsvarande i genomsnitt 1 600 kronor per ton TS (1 500–1 700 kronor/ton TS), exklusive kostnader för byggnader och för kväverening. Torkningskostnaderna är alltså i nivå med kostnaderna för att bygga och driva anläggningar för kombinerad torkning och förbränning enligt avsnitt 4.2.4.2.

7 Konsekvenser för miljön

7.1 Avgränsningar

I detta avsnitt beskrivs de konsekvenser som slamhanteringen kan ha på den yttre miljön. Beskrivningen gör inte anspråk på att vara fullständiga redovisningar av alla konsekvenser som kan förekomma. De fokuserar istället på de konsekvenser som vi bedömer vara viktigast, när man ska välja mellan olika typer av regional samverkan eller fortsatt lokal hantering. Endast sådana parametrar som förekommer i flera teknikalternativ och som dessutom kan kvantifieras med någorlunda säkerhet tas med.

Exempel på miljöpåverkan som är av mindre omfattning och som därför inte tas upp är utsläpp av svaveldioxid (i huvudsak ett arbetsmiljöproblem) och lustgas (växthusgas) från avloppsbehandling och slamhantering. Ammoniakavgång är exempel på en miljöstörning som inte heller tas upp. Under förutsättning att slammet inte kalkas, är ammoniakavgången förhållandevis oberoende av vilken typ av slambehandling som man väljer.

Beskrivningen ska heller inte ses som en livscykelanalys, utan begränsas i första hand till de konsekvenser som hanteringen kan ha lokalt och – när det gäller transporter – regionalt. Nationella och globala konsekvenser tas inte upp.

När det gäller konsekvensbeskrivningen av respektive slambehandlingsteknik, beskrivs den typ av konsekvenser, som själva slambehandlingen och den övriga hanteringen av slam som sker på en slambehandlingsanläggning kan ge upphov till. Konsekvenserna av den ordinarie avloppsvattenbehandlingen tas bara upp i den mån de hänger ihop med den ökade belastningen på de mottagande reningsverken via det extra rejektvatten, kondensat etc., som blir följden av att slam tas in från andra avloppsreningsverk. Den ordinarie avloppsvattenbehandlingen ingår i referensalternativet (dvs. dagens hantering av avloppsvatten och slam) och konsekvenserna av denna är alltså lika i alla utredda alternativ.

7.2 Allmänt om miljökonsekvenser av slamhantering

Hantering av avloppsslam kan i de utredda alternativen påverka miljön på flera olika sätt. I huvudsak sker påverkan genom utsläpp till luft, mark och vatten samt buller och lukt. Påverkan kan ske såväl direkt från anläggningen, som indirekt vid transporter av slam, kemikalier och avfall in och ut från anläggningen, slambehandling och användning av slam, samt vid hantering av rökgasreningsprodukter (främst aska) vid slamförbränning.

7.2.1 Faktorer som inverkar på luftmiljön

De aktiviteter som bedöms få de största konsekvenserna för luftmiljön är dels utsläpp av dieselavgaser från tunga transportfordon⁴, arbetsfordon och arbetsmaskiner (nedan går arbetsfordon och arbetsmaskiner under samlingsnamnet arbetsmaskiner), dels utsläpp

av rökgaser från slamförbränning. I rutan nedan beskrivs kortfattat vilken huvudsaklig inverkan som olika teknikalternativ, processteg m.m. kan ha på luftmiljön.

Vid förbränning påverkas luftmiljön av koldioxid, kolmonoxid, svaveloxider, kväveoxider, kolväten, stoft/partiklar, metaller bundna till partiklar m.m., som släpps ut. Förhållandet mellan koldioxid och kolmonoxid samt utsläppta mängder av kväve beror främst på vilket luftöverskott man har vid förbränningen och på valet av reningsteknik.

När det gäller kväveoxider, är det primärt kväve-monoxid (NO), som bildas vid förbränning. I atmosfären omvandlas det till andra kväveföreningar, främst till kvävedioxid (NO₂). Genom atmosfärsreaktioner omvandlas kväveoxiderna också till salpetersyra (HNO₃), nitrat (NO₃), salpetersyrighet (HNO₂) och/eller peroxyacetylnitrat (PAN). Transportsträckan (uppehållstiden) i atmosfären varierar mellan olika kväveföreningar. Gasformiga kväveföreningar har i allmänhet en kortare uppehållstid än partikel-formiga. Utsläppsvillkor i tillstånd och mätkrav för

Teknikalternativ/Processteg/Aktivitet	Utsläpp till luft	Huvudsaklig förorening/ lukstörning
• Transport av slam, kemikalier, jord och avfall • Lossning, lastning vid slamlager • Torkning • Förbränning • Jordtillverkning – lagring (slam, strukturmateriäl, jord) – arbetsmaskiner (tillverkning, användning) – blandningsförfarandet • Deponitäckning – arbetsmaskiner – täckningsförfarandet • Gödslng – arbetsmaskiner (gödselspridare) – spridningsförfarandet • Deponering – arbetsmaskiner – deponeringsförfarandet	dieselavgaser torkgaser, kondensat rökgaser dieselavgaser dieselavgaser dieselavgaser dieselavgaser deponigas m.m.	NO _x , HC, CO ₂ , partiklar Lukt, NH ₃ Lukt, NH ₃ SO ₂ , NO _x , HC, CO, CO ₂ , stoft, HCl, metaller Lukt, NH ₃ NO _x , HC, CO ₂ , partiklar Lukt, NH ₃ NO _x , HC, CO ₂ , partiklar Lukt, NH ₃ NO _x , HC, CO ₂ , partiklar Lukt, NH ₃

SO₂ = Svaveldioxid NO_x = Kväveoxider HC = Kolväten CO₂ = koldioxid NH₃ = ammoniak

4. Tunga fordon har en totalvikt som överstiger 3,5 ton.

förbränningsanläggningar, angivna i bl.a. föreskrifter från Naturvårdsverket, uttrycks som kväveoxider (NO_x), vilket är summan av NO och NO_2 . Andelen NO_2 är ofta mindre än 5 procent av den totala mängden NO_x .

Medeltransportsträckan för luftburen ammoniak från en förbränningsanläggning är 20–100 kilometer, medan motsvarande sträcka för ammonium och nitratpartiklar är 750–1 000 kilometer. Omkring hälften av ammoniakkvävet deponeras inom 50 km från utsläppskällan (19).

Luktolägenheter och ammoniakavgång förekommer mer eller mindre i alla hanteringsled. Exempel på luktande ämnen är ammoniak, svavelväte, olika organiska svavelföreningar och flyktiga fettsyror. Dålig lukt kan upplevas som mycket störande av dem som bor nära anläggningen. Luktolägenheter kan alltså sägas vara en slags miljöpåverkan, men dålig lukt innebär inga egentliga hälsorisker.

Slamtorkning kan ge upphov till luktolägenheter i omgivningarna om torkgaser och kondensat inte tas omhand och behandlas på rätt sätt. Risken för luktstörningar från torkning minimeras genom att hålla hela torkanläggningen vid undertryck. När torkningen sker i anslutning till en avfallspanna leds frånluften ofta in i pannan där den förbränns. Enligt gällande lagstiftning måste temperaturen i en avfallspannas rökgaser efter sista tillförseln av förbränningsluft vara minst 850 °C under minst 2 sekunder, vilket effektivt eliminerar lukten. Om torkningen inte sker i anslutning till en avfallspanna, kan luften behandlas med en rad olika metoder, t.ex. genom behandling i biofilter (kompostfilter) eller ozonbehandling. Exempelvis har rätt dimensionerade biofilter hög reningseffekt på ett brett spektrum av illaluktande ämnen. Reningseffekter på 95–99,7 procent med avseende på VOC⁵, partiklar och luktämnen såsom svavelväte, ketoner och aldehyder har rapporterats (12, 13).

Utsläpp av ammoniak kan ge luktolägenheter i närmiljön, men den största miljöpåverkan består i att ammoniak bidrar till övergödning och försurning av mark och vatten. Omkring 1 procent av ett rötat och avvattnat slams TS-mängd och 25 procent av

dess kväveinnehåll föreligger som ammonium och ammoniak. Fördelningen dem emellan är beroende av slammets pH-värde (en höjning av pH-värdet ökar risken för ammoniakavgång). Den mängd ammoniak som kan avges under hantering av rötat slam är relativt liten. Dessutom torde skillnaden i ammoniakavgång vara förhållandevis liten mellan olika typer av slambehandling. Det har heller inte gjorts några jämförande mätningar av ammoniakavgång från olika typer av slamhantering, som kan användas för att med tillräcklig säkerhet kvantifiera eventuella skillnader i ammoniakavgång. Konsekvenserna av ammoniakavgång tas därför inte upp i konsekvensbeskrivningen.

Flyktiga kolväten (kan uttryckas som HC eller VOC) och partiklar i dieselavgaser och rökgaser från förbränning kan påverka människors hälsa, främst i närheten av anläggningar och trafikleder. I avgaser från fyrtaktsmotorer finns en viss mängd metan. För normala katalysatorbilar kan metanandelen uppgå till storleksordningen 10 procent, som medelvärde över en kallstartad provcykel.

Utsläpp av svaveloxider, kväveoxider och koldioxid kan ge negativa miljöeffekter och påverkar mer storskaligt än flyktiga kolväten och partiklar. Utsläpp av svaveloxider och kväveoxider bidrar till försurning av sjöar och marker samt till övergödningen av kustnära havsområden. Koldioxid är en s.k. växthusgas som påverkar klimatet.

I koncentrationer och mängder som är normala för avfallsförbränning är kolmonoxid inte särskilt miljöfarligt. Däremot är ökande koncentration av kolmonoxid i rökgaserna ett tecken på dålig förbränning, vilket kan ge ökande halt av andra mer skadliga föreningar, såsom tjärgaser⁶, dioxiner och liknande. I andra sammanhang kan kolmonoxid vara hälsofarligt på grund av sin förmåga att blockera blodets syreupptagning.

Regeringen har beslutat om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Det finns normer för kvävedioxid, svaveldioxid, bly och partiklar. Kvävedioxidhalten i luften har minskat i Sverige sedan början av 1980-talet, men ligger idag ändå över miljö kvalitetsnormen vid vissa trafikerade vägar och gator. Även svaveldioxidhalten har stadigt minskat i Sverige. Den ligger, med ett undantag (Säffle), under miljö kvalitetsnormen i hela landet. Inte heller blyhalten i luften

5. VOC = flyktiga organiska föreningar. Ibland avses flyktiga organiska föreningar exklusive metan, vilket på engelska förkortas betecknas NMVOC, "Non Methane Volatile Organic Compounds"). Metandelen är oftast mycket liten och VOC är ofta ungefär lika med NMVOC.

6. Tjärgaser är oförbrända gaser som vid nedkylning kondenseras till klubbiga substanser, varav vissa är starkt cancerogena.

utgör idag något problem, utan den ligger under miljö kvalitetsnormen i hela Sverige.

Användningen av transportfordon och arbetsmaskiner samt förbränning kan också ge indirekta miljö- och hälsoeffekter genom att utsläppta kväveoxider och flyktiga kolväteföreningar i sin tur kan ge upphov till marknära ozon. Ozon hör till de fotokemiska oxidanterna och är en starkt reaktiv gas. Enligt Naturvårdsverket kan ozon skada känslig vegetation vid halter som inte är mycket högre än den naturliga bakgrundsnivån. Under episoder med hög ozonhalt kan ämnet också irritera slemhinnor och lungor hos människor och djur. Kväveoxid- och kolväteutsläppen kommer till stor del från trafiken, men också från förbränningsanläggningar. Småskalig vedeldning och förbränning av naturgas är totalt sett de enskilt största källorna till utsläpp av kolväten.

7.2.2 Faktorer som inverkar på vattenmiljön

Vid såväl regional som lokal hantering släpps växt-näringsämnen, syreförbrukande ämnen samt miljöfarliga metaller och organiska ämnen ut i vatten. De hanteringsled och behandlingsprocesser som i första hand kan påverka vattenmiljön presenteras schematiskt nedanstående ruta.

Utsläppen påverkar vattenmiljön både lokalt och regionalt. Den lokala och regionala påverkan ser delvis olika ut. Förenklat kan man säga att utsläpp av näringsämnen påverkar såväl lokalt som regionalt, medan utsläpp av syreförbrukande ämnen, tungmetaller och organiska miljögifter i första hand påverkar lokalt.

De aktuella anläggningarnas närrecipienter ligger i inlandet. I inlandsvatten är det vanligtvis fosfor som är begränsande näringsämne för tillväxten av växtplankton. Fosforutsläpp bidrar därför till övergödningen, vilket kan ge syrebrist i bottenvattnet när plankton dör och bryts ned. När vattnet når Västkusten och Västerhavet kan även vattnets innehåll av kväve (i första hand nitratkväve) att bidra till övergödning. Utsläpp av ammoniumkväve och biokemiskt nedbrytbart organiskt material (mätts som BOD₇) förbrukar syre vid nitrifikation respektive nedbrytning av organiskt material.

7.2.3 Faktorer som inverkar på markmiljön

Deponering, användning av avloppsslam och slam-baserade jordprodukter på mark samt atmosfärisk deposition till följd av slamförbränning innebär att marken tillförs såväl ”nyttiga” som ”onyttiga” ämnen. Makronäringsämnen⁷ såsom fosfor och kväve samt

Teknikalternativ/ Processteg/Aktivitet	Utsläpp till vatten/Påverkan via	Huvudsaklig förorening/ luktstörning
• Lagring	Lakvatten	N
• Torkning	Kondensat	N, BOD ₇
• Förbränning	Rökgaskondensat, sotvatten	N, Cd
• Jordtillverkning		
– lagring (slam, strukturmateriäl, jord)	Lakvatten	N
– användning av jord	Läckage till yt- & grundvatten	N
• Deponitäckning	Lakvatten	N, P
• Slamgödsling	läckage till yt- & grundvatten	N
• Deponering	Lakvatten	N, P

N = kväve P = fosfor BOD₇ = biokemiskt nedbrytbart material

7. Makronäringsämnen = näringsämnen som växter och djur behöver i stor mängd, t.ex. kväve, fosfor, kalium, kalcium. Mikronäringsämnen = ämnen som är viktiga för växters och djurs tillväxt, men som behövs i små mängder jämfört med makronäringsämnena.

mikronäringsämnen som koppar, zink, nickel, kobolt, som tillförs odlad mark kan betraktas som nyttiga så länge de tillförs i rätt mängd. Tillförs de i mängder som överskrider växtlighetens näringsbehov kan de istället ge negativa miljöeffekter. De ämnen som inte tas upp av växtligheten ackumuleras i marken eller läcker till grundvattnet och vidare till ytvatten. Beror på ämne och mängden av respektive ämne kan de ge negativa effekter i miljön genom att i huvudsak bidra till övergödning och försurning. Vid tillförsel i stora mängder kan vissa ämnen, främst tungmetaller, orsaka förgiftningsskador, men så stora mängder föroreningar sprids inte vid slamhantering att detta skulle vara en reell risk.

Även helt oönskade ämnen som kadmium, kvicksilver samt PCB och andra svårnedbrytbara organiska ämnen, som inte har någon känd biologisk funktion, kan tillföras marken. Dessa ämnen tillförs både via nederbörd och gödselmedel, bl.a. avloppsslam. Stora mängder av sådana ämnen kan under ogynnsamma förhållanden orsaka förgiftningsskador, reproduktionsstörningar m.m. i markmiljön, men då handlar det om avsevärt större mängder föroreningar än vad som sprids vid normal slamhantering.

De flesta organiska ämnen bryts ned under avloppsvatten- och slambehandlingen. Ett undantag är nonylfenol. Upp till hälften av den nonylfenol som finns i inkommande kommunalt avloppsvatten följer med utgående vatten. Majoriteten av metallerna och de fettlösliga och svårnedbrytbara organiska ämnen som inte bryts ned under behandlingen binds mycket hårt till organiskt material och ackumuleras därför i marken. Spridningen vidare i miljön är mycket liten, och det mesta stannar kvar i den marken som slammet sprids på. Vissa lätttrörliga ämnen, t.ex. kadmium, kan tas upp av växter.

Det finns också en risk att sjukdomsframkallande mikroorganismer (patogener) sprids i miljön från slam som inte är tillräckligt hygieniserat. Det finns inga dokumenterade fall, som visar att människor eller djur i Sverige har smittats via slamgödsling, men smittskyddsforskare vid Smittskyddsinstitutet (SMI) och Sveriges veterinärmedicinska Anstalt (SVA) anser ändå att risken för smittspridning inte helt kan uteslutas.

7.2.3.1 Deponering och deponitäckning

När aska, avloppsslam och metallslam deponeras och när slam och aska används för sluttäckning av en deponi, tillförs en relativt stor mängd växtnäring,

organiskt material och föroreningar till en begränsad markyta. Deponitäckning, och i synnerhet deponering, är de alternativ som innebär störst föroreningsbelastning per ytenhet.

På kort sikt binds större delen av fosfor, metaller och de organiska ämnena relativt hårt i deponin, men på lång sikt (tusentals år) kommer det mesta av de ämnen som inte bryts ned troligen ha spridits till mark- och vattenmiljön utanför deponiområdet. Den del av kvävet som föreligger som, eller omvandlas till, ammoniak och nitratkväve avgår till luften respektive avrinner med lakvattnet. Om slammet är anaerobt kan det även läcka fosfor.

7.2.3.2 Jordtillverkning och användning av slamjord

Jordtillverkning sker vanligen på en hårdgjord yta. Avrinnande vatten från en sådan yta ledas ofta till ett kommunalt avloppsreningsverk. Detta gör att föroreningsbelastningen på marken blir liten. Enligt den rekommendation som Naturvårdsverket gjorde i sina tidigare, men numera indragna, allmänna råd om slamhantering; 90:13 läggs mellan 25–100 ton slam-TS per ha som en engångsgiva när slam eller slambaserad anläggningsjord används på grönytor.

7.2.3.3 Gödsling

Slamgödsling regleras av Naturvårdsverkets slamföreskrifter SNFS 1994:2. Slammet från tio av de tretton studerade reningsverken har tillräckligt lågt metallhalt för att kunna spridas med full fosforgiva, vilket i detta område är i genomsnitt ca 22 kg fosfor/ha och år, utan att överskrida Naturvårdsverkets gränsvärden för tillförd mängd metaller. En normal slamgiva med de aktuella slammen ligger på ca 6 ton TS per ha vart 7:e år. Jämfört med övriga användningsområden är detta en förhållandevis liten föroreningsbelastning per markyta (ytbelastning).

7.2.3.4 Slamförbränning

Vid förbränning sprids kväve, svavel, metaller och organiska föroreningar i gasform eller via stoft (flygaska som inte fångas upp i rökgasreningen). Ämnena förs vidare med vindarna för att så småningom falla ned på marken. Slamförbränningsalternativet är det alternativ som innebär den lägsta föroreningsbelastningen på mark räknat per ytenhet. Däremot innebär deponering av askan en stor ytbelastning. Om askan används till något nyttigt i stället, skogsgödsling, utfyllnad i betong etc., blir ytbelastningen mindre.

7.3 Nuvarande lokala slamhanteringar

7.3.1 Inverkan på luftmiljön

Den största påverkan på luftmiljön från nuvarande hantering sker under transporter och bearbetning med arbetsmaskiner. Därutöver påverkas luftmiljön huvudsakligen av ammoniakavgång och i viss mån av metanavgång på grund av anaerob nedbrytning vid lagring i samband med jordtillverkning, gödsling, deponitäckning, och deponering. Vid de två sistnämnda hanteringarna samlas den bildade metanen upp och förbränns och då tillkommer utsläpp av rökgaser från någon form av förbränningsanordning.

7.3.1.1 Diesellavgaser från slamtransporter

Avståndet mellan de studerade avloppsreningsverken och de platser där slammet tas omhand (deponering, deponitäckning, jordtillverkning, gödsling) varierar från någon kilometer upp till 7 mil. I denna utredning räknar vi med att den totala körsträckan tur och retur är ca 83 000 km per år.

Det finns flera beräkningsmodeller för att beräkna avgasemissioner från transporter. Alla ger något olika resultat och det finns ingen officiellt antagen modell. I denna utredning har vi valt att hämta emissionsfaktorer för tunga fordon (>3,5 tons totalvikt) från Vägverkets beräkningsmodell EVA. EVA-modellen anger emissionsfaktorer för kväveoxider (NO_x), kolväten (HC), koldioxid (CO₂), kolmonoxid (CO) och partiklar. Utsläppen av svavel från fordonstrafik är små, och modellen anger därför inga faktorer för svaveloxider. Modellen skiljer på lätta och tunga fordon, men har inga differentieringar när det gäller olika totalvikter inom de båda fordonskategorierna. Svaveloxidutsläppen från transporter har vi beräknat

utifrån drivmedelsförbrukning och svavelinnehåll i miljödiesel genom att använda formeln i referens 18.

Utsläppen är proportionella mot bl.a. bränsleförbrukningen. I VTI rapport 145 anges bränsleförbrukningen för fordon med totalvikt upp till 16 ton och för fordon med totalvikt högre än 16 ton till i genomsnitt 0,28 respektive 0,46 liter per km (16), dvs. ± 25 procent kring ett medelvärde på 0,37 l/km. I beräkningarna nedan har vi korregerat EVA:s emissionsfaktorer utifrån dessa bränsleförbrukningar.

Nedan räknar vi med att anlitade åkerier använder lastväxlare eller liftdumpers som lastar mellan 6 och 26 ton slam. I Falköping transporteras slammet med en jordbrukstraktor av den entreprenör som sprider slammet (lastkapacitet ca 15 ton).

Det är inte ovanligt att åkerierna använder bilar som kan dra lass på drygt 30 ton, även för transporter av betydligt mindre mängder slam. Detta gör att det ofta endast är en mindre del av den totala lastkapaciteten som utnyttjas. Det går dock att anpassa bilstorlek till den mängd slam som ska transporteras, dvs. att välja mindre bilar för de mindre slamtransporterna. Det är dock inte alltid som detta resulterar i minskade avgasutsläpp, eftersom utsläppen varierar beroende på motortyp, årsmodell m.m. I beräkningarna nedan utgår vi från emissionsfaktorer för fordon i följande viktclasser:

- A) Slam från Alingsås, Skara och Vårgårda: Tung lastbil, mer än 16 tons totalvikt
- B) Slam från övriga tio kommuner: Medeltung lastbil, upp till 16 tons totalvikt.

Utsläppen från transporter kan med utgångspunkt i ovanstående uppgifter beräknas till nedanstående värden (jordbrukstraktorn i Falköping har lastkapacitet på ca 15 ton/lass och sorteras för enkelhetens skull in under viktclass B även om den de facto inte är en lastbil).

Tabell 7-1. Emissionsfaktorer och avgasutsläpp från slamtransporter.

Slam från:	Utsläpp								
	SO ₂	NO ₂		HC		CO ₂		Partiklar	
	kg/år	g/fkm	kg/år	g/fkm	kg/år	g/fkm	kg/år	g/fkm	kg/år
Alingsås, Skara och Vårgårda	0,20	11,7	320	1,4	39	234	6 400	0,013	0,3
Övriga kommuner	0,24	7,0	410	0,85	50	140	8 200	0,0075	0,4
Summa utsläpp	0,44	–	700	–	85	–	14 200	–	0,7

fkm = fordonskilometer. Emissionsfaktorerna i tabellen (g/fkm) gäller 2000 års bilmodeller och för blandad körning i tätort och på landsväg. Faktorerna är korregerade för olika totalvikt/bränsleförbrukning.

Utsläppsmängderna är baserade på att det sammanlagda årliga transportavståndet tur och retur är 27 000 fkm (fordonskilometer) för slam från Alingsås, Skara och Vårgårda samt 56 000 fkm för slam från övriga studerade slam.

7.3.1.2 Dieselavgaser från arbetsmaskiner

Arbetsmaskiner används vid täckning av deponier, deponering och slamgödsling av åkermark. Nedan beskrivs hur slammet hanteras, vilka arbetsmaskiner som används, maskinernas motoreffekt, hanteringskapacitet, drifttider m.m. Beräknade utsläpp från arbetsmaskiner redovisas i tabell 7-4.

Jordtillverkning

Slammet från Alingsås och Vårgårda transporteras till en jordtillverkare i Göteborg (Ragn-Sells Agro), medan Essunga tillverkar slambaserad jord i egen regi. Slammet blandas med sand och grus i fraktionen 0–8 mm. Den färdigblandade jorden består av 20–30 % slam och har en mullhalt på 10–20 % (mätt som glödningsförlust). Slammet kan också användas för markbyggnad direkt, utan att man först tillverkar en jordprodukt av den. I denna utredning räknar vi dock med att allt slam används för jordtillverkning.

Vid tillverkningen av jord baserad på slam från de studerade avloppsreningsverken används lastmaskiner (hjullastare) och jordsorteringsverk. Vi räknar här med att lastmaskinerna har en motoreffekt på 100 kW och hanterar ca 1 000 m³ per arbetsdag, vilket motsvarar ca 140 m³ material/timme (7 timmars drifttid per dag). Jordsorteringsverket har en motoreffekt på 55 kW och hanterar 30–80 m³/timme. I de utsläppsberäkningar som redovisas nedan räknar vi med att jordsorteringsverket hanterar 40 m³/timme (kapacitet: 80 m³/timme, belastningsgrad: 50 procent enligt Kjell Davinder vid Ragn-Sells Agro (14). När jorden sedan används i olika markbyggnadsprojekt används ofta hjullastare även här. För användningen av den slambaserade jorden tillkommer alltså avgaser från utläggning av ca 140 m³ slamjord/timme.

Deponitäckning

I Lidköping används slam som skydds- och växt-etableringsskikt vid sluttäckning av kommunens avfallsdeponi. Slammet blandas först med flis, torv, halm och sand med hjälp av en grävmaskin, för att sedan komposterar. Det komposterade materialet läggs ut i ett ca en meter tjockt skikt ovanpå deponins tät- och dräneringsskikt. Syftet med ett skyddsskikt

är att skydda underliggande tätskikt. När man blandar in slam blir materialet också ett bra substrat för återvegetation av deponin.

Slammet från Gässlösaverket i Borås mellanlagras för närvarande vid Gässlösa avfallsanläggning i väntan på att användas som täckmaterial. 20 hektar av deponin planeras att sluttäckas under en tioårsperiod. För det ska bland annat avloppsslam blandat med sand och grus i fraktionen 0–5 mm användas. Ännu har dock inget slam använts för täckning i full skala på Gässlösa. Ett försök genomfördes i liten skala i maj 2002 med gott resultat, då ett vegetationsskikt lades ut på en provyta på 0,1 ha. I försöket användes ca 1 000 m³ täckmassor, innehållande ca 15 procent slam. Man räknar med att börja använda slambaserat täckmaterial under våren 2003.

Vid Mark kommuns avfallsanläggning, Skene skog, läggs avloppsslam ut i strängar för att sedan ligga i 1,5–2 år innan det läggs ut som tätskikt (ingen inblandning av annat material). Under lagringen avvattnas slammet genom torkning och frysning/upptining. En viss, men begränsad, nedbrytning av organiskt material sker också. En stor del av det cellbundna vattnet och porvattnet i slammet avgår under frysningen och man får ett torrt slam (≥50 % TS) med goda täthetsegenskaper. Avfallsanläggningen tar emot 5–6 lass slam om dagen. Varje lass är på ca 7 ton. Slammet lastas över på dumprar. När slammet läggs ut i strängar och senare som tätskikt används en grävmaskin.

Jordbruk (gödsling)

Av de tretton kommuner som ingår i denna utredning är det bara Falköping, som använder avloppsslam i jordbruket (drygt 3 000 m³ från avloppsreningsverken Hulesjö och Stenstorp). Slammet sprids direkt, utan mellanlagring. Spridning av slam på åkermark påverkar luftmiljön främst genom dieselavgaser, lukt och ammoniakavgång. Enligt Naturvårdsverket Rapport 5221 (3) kan man räkna med att det går åt ca 8,6 MJ drivmedel för att sprida ett ton slam och att spridningen ger upphov till nedanstående utsläpp.

Tabell 7-2. Utsläpp till luft vid spridning av ca 3 000 m³ slam/år från Falköping.

Ämne	Utsläpp, g/MJ	kg/år
CO ₂	75	2 100
SO ₂	0,14	3,9
NO _x	1,3	36
HC	0,2	5,5

Deponering

I de avfallsanläggningar där slam från Falköping (Floby), Götene, Lerum, Skara (50 %, 2002), Svenljunga, Tranemo och Ulricehamn⁸ deponeras hanteras slammet främst med hjälp av hjullastare. I nedanstående beräkningar räknar vi med att hjullastaren hanterar ca 1 000 m³ slam per dag. Slammet har en plastisk konsistens och kan inte kompakteras med vanliga kompaktorer för avfall, utan packas med hjälp av hjullastaren (grävmaskin används i något fall).

7.3.1.3 Andra utsläpp till luft vid deponering och deponitäckning

Vid nedbrytning av organiskt avfall under anaeroba förhållanden avgår metan och koldioxid till atmosfären. När detta sker på en på en deponi talar man om deponigas. Deponigas består i huvudsak av metan och koldioxid. I övrigt består deponigasen av mindre delar vätgas, kvävgas och syrgas samt spår av svavelväte (i rötgasen från Alingsås, Gässlösa och Hulesjö avloppsreningsverk finns svavelväte i koncentrationerna 10–50 ppm) och flyktiga organiska ämnen.

Tre fjärdedelar av TS-mängden i slam från de studerade avloppsreningsverken är stabiliserade, de flesta genom rötning. Ett rötat slam är dock inte fullständigt stabiliserat, utan har i normalfallet kvar ungefär 50 procent av råslammets innehåll av organiskt material. I de här fallen är dock utrötningen lägre än så, eftersom glödningsresten ligger på 65 procent som ett viktat medelvärde för alla i studien ingående slam. Om anaeroba förhållanden råder i slammet kommer det biokemiskt nedbrytbara organiska material som finns kvar i slammet att fortsätta brytas ned till metan när det har deponerats, mellanlagrats eller använts för deponitäckning.

Under ett examensarbete, utfört vid SLU:s institution för lantbruksteknik (19), mättes emissioner av metan, koldioxid, ammoniak och lustgas från ett slamupplag på Löt avfallsanläggning utanför Norrtälje. Mätningarna utfördes under sommaren 2001 (maj–augusti). De högsta emissionerna av metan och ammoniak uppmättes från färskt rötslam under de två–tre första veckorna av lagringen, för att därefter klinga av mycket snabbt. Den emission som dominerade under lagringen av rötat slam var lustgas. Lustgasemissionerna från färskt rötslam var måttliga i början av lagringen, för att därefter öka.

8. Mellantäckning av deponi och torkning i slamtorkbäddar, som i Ulricehamn, räknas som deponering.

Även från treårigt rötslam uppmättes relativt höga nivåer på lustgasemissionerna. Om allt slam i Sverige skulle deponeras beräknades utsläppsmängderna av metan motsvara ca 0,2 % och utsläppsmängderna av lustgas motsvara ca 5 procent av de totala antropogena utsläppen av dessa ämnen i Sverige. Emissioner av ammoniak bedömdes främst vara ett lokalt miljöproblem, eftersom en stor andel av ammoniaken normalt deponeras nära utsläppskällan. Ammoniakemissionerna från slammet i Löt bedömdes ge ett försumbart bidrag på 0,0003 % till den totala kvävedepositionen i området. Mätningarna utfördes under en sommarsäsong. Resultatet är delvis svårtolkat och det är tveksamt om man kan dra alltför långtgående slutsatser från undersökningarna i Löt. Det är inte säkert att de är representativa för svensk slamdeponering.

När det gäller lättnedbrytbart organiskt avfall, vilket avloppsslam kan sägas vara även om det är rötat, är en tumregel (15) att ca 70 procent av det organiska materialet i avfallet bryts ned i en deponi. Den rest som blir kvar består i huvudsak av humusartade ämnen, som är mycket svårnedbrytbara. Av det nedbrutna och biologiskt omsatta materialet omvandlas lite mer än hälften, ca 60 procent, till deponigas, dvs. totalt ca 40 procent av slammets organiska del (den organiska andelen av de tretton kommunernas stabiliserade slam är i genomsnitt ca 65 procent, räknat som glödningsförlust⁹). I VA-sammanhang används ofta en annan tumregel, som säger att 0,5–0,75 m³ rötgas bildas per kg tillförd organisk substans (glödningsförlust) i en rötchammar för avloppsslam. Under en "efterrötning" av rötat slam i en deponi, kan man långsiktigt troligen räkna med halva denna gasproduktion, dvs. generellt mellan 0,25 och 0,4 m³ rötgas per kg organisk substans. Vid efterrötning av slambaserat jordmaterial som används i skyddsskikt är gasbildningen lägre.

Utifrån vad man vet om deponigasproduktion i deponier för hushållsavfall, kan man räkna med att gasbildningen i lagrat eller deponerat avloppsslam, eller i slambaserade tätskikt (om de är anaeroba), sätter igång efter ett par månader. Därefter kan deponigasbildningen pågå i något hundratal år. Optimala förhållanden råder troligen under de 10–15 första åren, då

9. Glödningsförlusten utgörs inte bara av organiskt material. Analysmetoden ger utslag för alla flyktiga komponenter i slammet, följaktligen även kristallvatten samt kalcium- och aluminiumföreningar. För enkelhetens skull brukar man dock räkna med att glödningsförlust = organiskt material.

den uttagbara gasen kan antas uppgå till i genomsnitt 5 m³ per ton slam och år. De allra första åren kan dock mängden uttagen gas uppgå till i storleksordningen 10–20 m³ per ton och år. Enligt detta sätt att räkna, kommer den totala deponigasbildningen att långsiktigt kunna uppgå till i storleksordningen 13 miljoner m³, varav det mesta emitteras under de första 15 åren.

I denna utredning räknar vi med att den deponigas som härrör från slammet (deponerat slam eller slam i täcksikt) har samma sammansättning som rötgas från en rötkammare för avloppsslam, dvs. 65–70 procent metan och 30–35 procent koldioxid (20) samt spår av bl.a. svavelväte, kolväten och kolmonoxid. Enligt Svenska Gasföreningen (17) är halten svavelväte och flyktiga organiska ämnen i orenad rötgas mindre än 10 ppm, dvs. minde än 0,001 %. Mängden bildad svavelväte beror på slammets svavelhalt som i sin tur beror på svavelhalt i inkommande vatten samt mängden sulfat som tillsätts i reningsverket genom fällningskemikalierna.

Enligt gällande regler ska den gas som bildas i en deponi samlas upp och helst nyttiggöras, t.ex. för fjärrvärmeproduktion, tillverkning av fordonsgas, uppvärmning av anläggningens lokaler etc. Den uppsamlade gasen får också facklas av. Från nio av de tretton kommunerna går slammet till deponering

eller deponitäckning. Mängden slam som hanteras på detta sätt uppgår till ca 34 000 ton/år (13 000 respektive 21 000 ton). Med en gasproduktion på 5–20 m³ per ton slam och år kan utsläppen av kväveoxider från detta slam beräknas enligt tabell 7-3. Utsläppen av svavel och kolväten kan betraktas som försumbara.

I Naturvårdsverkets Branschfakta om förbränningsanläggningar för energiproduktion anges att de specifika koldioxidutsläppen från förbränning av gasol och naturgas är 65 respektive 56 g CO₂/MJ. Om man räknar med det högre utsläppsvärdet vid förbränning av 5–20 m³ deponigas per år från slamdeponering, och att deponigasen har värmevärdet 6 kWh/m³, kan koldioxidutsläppet från förbränning av gas från 34 000 ton slam/år beräknas till mellan 240 och 960 ton CO₂/år.

Förbränning av deponigas för fjärrvärmeproduktion sker bl.a. i Skara Energis fjärrvärmeverk (deponigasen kommer från Rödjornas avfallsanläggning där slammet från reningsverket i Skara deponeras)

7.3.1.4 Beräknade totala utsläpp till luft från nuvarande hantering

Utifrån uppgifterna ovan och schablonvärden från litteraturen har påverkan av dagens hantering på luftmiljön beräknats. Resultatet redovisas i tabell 7-4.

Tabell 7-3. Kväveoxidutsläpp från förbränning av deponigas från slamdeponi.

Förbränning av deponigas i	Specifika utsläpp mg NO ₂ /Nm ³	Beräknade utsläpp vid deponering av/täckning med 34 000 ton slam/år		
		år 1	kg NO ₂ /år	år 2–20
Fjärrvärmeverk	200* (200–300) (Enl. Naturvårdsverket, 21)	140		23
Gasmotor	600 (500–650) (Leverantörsuppgifter)	410		70
Fackling	150 (Enl. IEA Bioenergy, 22)	100		18

*) Enligt Naturvårdsverket är utsläppen från normala svenska fjärrvärmeverk (50–200 MW) <200 mg/Nm³).

Tabell 7-4. Beräknade utsläpp till luft från nuvarande slamhanteing i de tretton kommunerna.

Utsläpp från:	Transporter	Arbetsmaskiner				Förbränning av deponigas (värmeverk, år 1)		Summa (avrundat)	
		Deponi täckning	Depo-nering	Jordtillverkning + användning	Göds-ling	Deponi-täckning	Depo-nering		
	Ämne	(10 000 ton TS)	(5 200 ton TS)	(2 200 ton TS)	(1 200 ton TS)	(500 ton TS)	(5 200 ton TS)	(2 200 ton TS)	(10 000 ton TS)
– kg/år –									
CO ₂	14 200	3 400	2 000		3 200	2 100	580	380	26 000
SO ₂	0,44	0,02	0,01		0,02	3,9	0*	0*	4
NO ₂	700	64	38		55	36	85	55	1 000
HC	85	10	6,0		8,6	5,5	0*	0*	120

*) 0 betyder här att utsläppen är försumbara.

Underlaget till beräkningarna av vad som släpps ut via dieselavgaser från arbetsmaskiner har hämtats från referenserna 14 (motoreffekter, kapacitet m.m.) och 18 (utsläpp)¹⁰. För att få jämförbara värden har vi här räknat med att de last- eller grävmaskiner som används vid deponitäckning, jordtillverkning och deponering alla hanterar ca 1 000 m³ per arbetsdag och att maskinerna används ca 7 timmar per dag. Bränslet antas vara diesel av miljöklass 1.

Beräkningarna visar att slamtransporterna står för de största utsläppen, i storleksordningen drygt hälften till tre fjärdedelar av de totala utsläppen av koldioxid, kväveoxid och kolväten. Transporternas andel av svaveldioxidutsläppen förefaller vara lägre, ca 10 procent. Beräkningarna visar också att förbränning av deponigas kan ge förhållandevis stora utsläpp av kväveoxider (ca 15 procent av de totala utsläppen). Det ska dock poängteras att de beräknade utsläppen i tabellen endast anger storleksordningar baserade på schablonvärden, som hämtats från olika litteraturreferenser samt på ett fåtal ”typfordon” och ”typmaskiner”. De verkliga utsläppsvärdena beror på en rad parametrar som typ av fordon eller arbetsmaskiner, motortyp, vägtyp, körsätt, underhåll, slammets stabiliseringsgrad, förbränningsteknik etc.

Utöver ovan redovisade utsläpp till luft, sker också en viss ammoniakavgång till atmosfären. Om slam som ska användas för deponitäckning blandas med aska för att förbättra hållfastheten, ökar pH och en stor del av slammets ammonium övergår till ammoniak. Eftersom materialet brukar vändas ett antal gånger innan det används, kommer det mesta av ammoniaken att ventileras ur slammet och avgå till luften. Maximalt skulle årligen ca 45 ton ammoniak kunna frigöras på detta sätt ur de slam som har använts, eller ska användas, som täckskikt om det skulle blandas ut med aska. Nu kommer detta dock inte att ske med slammet från de aktuella kommunerna, eftersom det används som det är eller uppblandat med sand, flis etc. Om slammet från alla studerade reningsverk skulle blandas ut med aska och användas som täckskikt, skulle ammoniakavgången kunna uppgå till ca 90 ton/år (mer om detta i senare av-

snitt). En mindre mängd ammoniak bildas även vid nedbrytning av det organiskt bundna kvävet i slammet, men denna mängd torde vara försumbar i sammanhanget genom att nedbrytningen hämmas av högt pH och liten tillgång på syre.

Enligt SCB uppgick de totala ammoniakemissionerna till luft år 2001 till 54 000 ton, vilket motsvarar ca 44 000 ton kväve. 85 procent av ammoniakutsläppen kommer från jordbruket. Det totala ammoniumkväveinnehållet i ett års slamproduktion i Sverige är i storleksordningen 2 000–3 000 ton. Om allt slam i Sverige skulle kalkas, skulle ammoniakutsläppen från slambehandlingen uppgå till ca 4–7 procent. Ammoniakutsläppen från kalkning av slam är alltså små, men kan inte betraktas som försumbara.

7.3.2 Inverkan på vattenmiljön

I de studerade kommunerna används slammet för någon form av markanvändning. Beroende på hur slammet hanteras, kommer mer eller mindre stora mängder av föroreningar att lakas ut ur slammet och nå vattenmiljön. För att föroreningar ska kunna lakas ut ur slammet krävs dock kraftig nederbörd. Enligt referens 23 krävs det t.ex. minst 50 mm regn för att fältkapaciteten i ett 25 cm tjockt slamlager ska överskridas så att regnvatten kan tränga undan slammets porvatten där de utlakningsbara föroreningarna finns. Vid torrväder sker i princip ingen utlakning.

Fosfor lakas i huvudsak ut när materialet är anaerobt. En del av slammet från de sjutton reningsverken är fällt med järnklorid eller järnsulfat. Rent stökiometriskt kan maximalt en tredjedel av fosfor bundet till trevärt järn frigöras när det trevärda järnet reduceras till tvåvärt, varvid järn(III)fosfat övergår till järn(II)fosfat. Frigjord fosfor kan sedan bindas till det aluminium och kalcium som finns i slammet, vilket bl.a. har visat sig i en undersökning av slam som lagts ut på deponin Avan i Gävle (se nedan och 23). Fosfor bundet till aluminium eller kalcium är mer stabilt vid de pH-värden som normalt föreligger i avloppsslam, men kan frigöras om pH sjunker. Om man bearbetar slamlagret, t.ex. genom att lägga ut det i strängar som vänds då och då, blanda ut det med sand, eller genom att plöja ned det i matjordsskiktet på en åker, torde fosforläckaget bli mindre än om man låter det ligga still, som t.ex. vid deponering.

Kväve läcker ut oavsett om slammet är anaerobt eller inte. I ett rötat slam föreligger den största delen

10. För arbetsmaskiner har vi utgått från att de precis uppfyller avgaskraven enligt steg 1, som gäller för Mobila maskiner som inte är avsedda att användas för transporter på väg fr.o.m. 31/12 1998 och för traktorer fr.o.m. 30 juni 2001. Kväveoxidutsläppen har räknats ned med 10 % eftersom svenska arbetsmaskiner oftast kör på diesel i miljöklass 1 (18).

av kvävet som organiskt bundet kväve. Omkring en fjärdedel av kvävet föreligger i form av ammonium. Ur ett rötat slam som inte luftas under hanteringen är det därför i första hand ut som ammoniumkvävet som läcker ut. Om slammet luftas nitrifieras (oxideras) ammonium till nitrat. Nitrat är lätttrörligt och lakas ut relativt lätt. En del av det organiskt bundna kvävet i slammet mineraliseras och övergår då till ammonium (ammonifiering) och – vid aerobi – nitrat.

Läckaget av kväve till recipienten är som störst per kubikmeter slam då slammet används som anläggningsjord i markbyggnadsprojekt eller som gödselmedel på åkermark. När slam deponeras eller används som skyddsskikt/växtetableringsskikt eller tätskikt på deponier samlas lakvattnet upp och behandlas före utsläpp. Så sker vanligen också med lakvattnet från en anläggning för jordtillverkning, vilket gör att påverkan på vattenmiljön från själva tillverkningen av jordprodukten blir mycket liten.

Metallerna föreligger i huvudsak bundna till det organiska materialet och som svårslösliga sulfider. Vid syrefria och reducerande förhållanden och nära neutralt pH är de flesta metallers rörlighet mycket låg. Sulfiderna måste oxideras till sulfater för att kunna lakas ut. När sulfider oxideras bildas svavelsyra och pH-värdet sjunker. Syre kan tränga ned i ett orört slamlager genom diffusion och konvektion, genom att slammet fryser och torkar ut och slamlagret spricker, genom att syrerik nederbörd tränger ned, genom biologisk aktivitet (bl.a. daggmask) eller genom att växtrötter penetrerar slamlagret (växtrötter konsumerar dock en del syre för sin metabolism, vilket till en del bromsar upp syrenedträngningen). I en konventionell avfallsdeponi är diffusion den dominerande transportmekanismen (24). Om diffusionen domi-

nerar även i en monodeponi för avloppsslam är inte helt klarlagt. Det borde vara svårare för syre att diffundera ned i ett lager deponerat slam, som normalt är mer kompakt än deponerat hushållsavfall. Undersökningen vid deponin Avan i Gävle (se nedan) visade dock att syre trängde ned ca 10 cm i ett lager med kompakterat slam under ett år. När en deponi sluttäcks minskar syrenedträngningen med närmare avsevärt; i storleksordningen två tiopotenser.

När slam blandas med sand och annat material och används som anläggningsjord luftas det, vilket gör att en del av ammoniumkvävet nitrifieras. Vid nitrifikationen förbrukas en del av slammet buffertkapacitet och pH sjunker, vilket i sin tur kan göra att läckaget av metaller ökar.

Miljöpåverkan när slam används på mark, som anläggningsjord, som tät- eller skyddsskikt på avfallsdeponier eller deponeras, är relativt sparsamt undersökt. Slutsatserna i denna utredning baseras i huvudsak på resultatet av följande i Sverige utförda undersökningar av utlakning av föroreningar ur slam:

- tillfällig mellanlagring av slam på jordbruksmark i Malmö (studier i fält – se referens nr 27),
- inarbetning av slam i Oxie utanför Malmö samt utläggning av olika sorters slambaserade jordprodukter på deponin Spillepeng (lysimeter- och fältförsök – se 25. Liknande resultat erhöles även i en motsvarande undersökning i Halmstad, se 26),
- slam som täckmaterial på deponin Avan i Gävle (studier i fält – se 23) och
- slam som täckmaterial på deponi i Furulund i Partille (lysimeter- och fältförsök – se 28).

I tabellen nedan visas en sammanfattning av resultatet av de olika undersökningarna ovan.

Tabell 7-5. Utlakning av ämnen ur slam och slambaserad anläggningsjord.

	Kväve	Fosfor	Koppar	Kadmium	Zink
	Procent av slammets totala innehåll				
Slambaserad anläggningsjord (Malmö)					
Utlakning 1:a året	10	0,0003	0,01	0,1	–
Kalkat slam (Partille)					
”Totalt” utlakningsbart (7 år)	20	0,2	–	–	–
Utlakning 1:a året (50 resp. 35 % av kväve och fosfor lakades ut det 1:a året)	10	0,07	–	–	–
Rötat slam (Gävle)					
”Totalt” utlakningsbart (11 år)	–	18	34	–	37

Malmö- och Halmstadsförsöken

Mätningarna i Malmö och Halmstad, som pågick kontinuerligt i sex respektive tre år, visar att det i huvudsak är kväve som läcker ut till underliggande marklager och till yt- och grundvatten när inarbetsjord och andra slambaserade jordprodukter används som anläggningsjord. En viss utlakning av fosfor, koppar, zink, bly och kadmium har visserligen också uppmätts, men denna är mycket liten, särskilt jämfört med de mängder som finns i slammet, i synnerhet bly och kadmium. Utlakningen är störst under det första året.

Partilleförsöken

Lysimeter- och fältförsöken med täckskikt i Partille utfördes av Gryaab. En byggtipp i Furulund täckt med ett tjockt lager avvattnat och kalkat slam samt komposterat slam studerades. Slammet hade låg kväve- och fosforhalt; knappt 2 respektive 1 procent av TS, vilket är ungefär hälften av halten i ett svenskt genomsnittsslam.

Utlakningen av kalkat och komposterat slam skedde under en sommar med mycket regn. I genomsnitt var slam- och kompostlagrets tjocklek nästan fyra meter (58 000 ton avvattnat slam och 16 000 ton slamkompost lades ut på en yta av 20 000 m²). Undersökningarna visade att det i huvudsak var kväve i form av ammoniumkväve som läckte ut. Det skedde också en viss utlakning av fosfor, och metaller, men denna var mycket liten jämfört med de mängder som fanns i slammet. Utlakningen av kväve och organiskt material var störst under de första två åren. Procentuellt sett läckte 17–21 procent av slammets kväve (0,8–1,6 g N/m²,d) och 0,1–0,2 procent av slammets fosfor ut under de sju första årens lysimeterförsök.

Utlakade mängder uppmätta under ett lysimeterförsök kan antas representera ett maximalt utläckage, eftersom i stort sett allt det vatten som tillförs slamytan penetrerar slammet och drar med sig föroreningar. Den övervägande delen av kväve och fosforförlusterna skedde under de två–fyra första åren. Mätningar i bäcken visade att ca 80 procent av den mängd kväve och fosfor som lakades ut under den sju år långa undersökningsperioden lakades ut under de tre första åren. Efter fyra år visade mätningarna att 99,5 procent av den utlakningsbara mängden fosfor hade lakats ut.

Gävleförsöken

Fältstudierna i Gävle av utlakning av fosfor och metaller ur deponerat rötslam utfördes på halvmeter tjocka

slamskikt på Gävle kommuns deponi Avan. Slammet kom från Duvbackens avloppsreningsverk. Analyser av prov tagna på olika slamskikt med olika ålder jämfördes med de analyser som gjordes strax innan slammet lades ut. Jämt fördelat under 11 år, skulle förlusterna från det äldsta slamskiktet i Avan motsvara ca 1,5 procent av fosforinnehållet och 2–3 procent per år av koppar- och zinkinnehållet. Nu är dock inte utlakningen jämt fördelad över tiden. Det mesta av fosfor, till exempel, läcker ut under de första åren efter det att slammet har lagts ut.

Utlakningen av såväl fosfor och metaller ur det deponerade slammet på Avan var mycket större än i både Malmö- och Partilleförsöken. Troligen är det så, att fosfor läcker ut under de första åren då slammet är i huvudsak anaerobt, medan metallerna läcker ut först då när syre har trängt ned i slamlagret. Att syre med tiden verkligen har trängt ned i slammet visade sig i det faktum att det slam som hade varit deponerat i 11 år var brunt till färgen och hade en mulliknande struktur.

De 18 procent av fosfor som läckte ut ur slammet i Avandeponin läckte förmodligen ut under de första 2–4 åren. Under det första året kan fosforutlakningen ha varit så högt som 10 procent av slammets fosforinnehåll, vilket vi räknar med när det gäller slam som används som tätskikt och slam som deponeras.

Slamlagret på Avan var täckt av tätt växande gräs, främst kvickrot med djupa rötter som gick genom hela slamlagret. Upptaget i växter kan antas vara mer eller mindre konstant när växtligheten väl har etablerats. Växterna vissnar ner varje höst/vinter och växtnäringsinnehållet återförs till slammet, varför upptaget i växtligheten inte innebär någon reell nettoförlust.

Det ska poängteras att varken deponin i Partille eller deponin i Gävle var tätad.

Nedan diskuteras hur förutsättningarna för utlakning kan skilja sig mellan olika hanteringssätt.

7.3.2.1 Jordtillverkning

Vid tillverkning av anläggningsjord och andra jordprodukter samt vid lagring av råvaror och den färdiga produkten kan föroreningar spridas till vattenmiljön, men de utlakade mängderna är förhållandevis små. Det vatten som kan tränga in i materialet och ta med sig föroreningar är dels regn- och smältvatten, dels vatten som bildas vid anaerob nedbrytning i anaeroba delar av lagrat slam. Den färdigblandade och siktade jordprodukten är till stora delar aerob och här bildas praktiskt taget inget sådant vatten.

Slam och slambaserad jord lagras vid anläggningen under en relativt kort tid. Under den tiden är det i huvudsak av kväve som hinner lakas ut. Mängden är dock relativt liten.

Slammet bearbetas mekaniskt, vilket gör att större delen av materialet luftas. Det mesta av fosfor blir då hårt bundet till slampartiklarna. Även utlakningen av metaller och svårnedbrytbara organiska ämnen är mycket liten, eftersom de också är hårt bundna till slampartiklarna. De flesta av de studerade slammen är stabiliserade, vilket gör att risken för urlakning av syreförbrukande organiskt material (BOD₇) är liten. För att minimera miljöeffekterna av det kväve som lakas ut, brukar vattnet samlas upp och ledas till ett avloppsreningsverk.

Den egentliga påverkan på vattenmiljön sker i huvudsak när den slambaserade jorden används i olika markbyggnadsprojekt. Mängden avvattnat slam från de kommuner, vars slam används för jordtillverkning; Alingsås, Essunga och Vårgårda, uppgår till ca 5 500 ton/år. Slammen har en TS-halt på i genomsnitt 22 % (vikttat medelvärde). Ett års slam innehåller 40 ton kväve, 30 ton fosfor, 440 kg koppar och 1 kg kadmium. Om resultatet av lysimeterförsöken med slamjordar i Malmö (se ovan) är allmängiltiga och appliceras på de tre kommunernas slam, skulle föroreningsläckaget till recipienten (grund- och ytvatten) se ut som i tabellen nedan.

Tabell 7-6. Utlakning och utsläpp till recipient från slambaserad anläggningsjord under det första året (avser utlakning från slamdelen).

Föroreningar	Utlakad mängd till recipient under 1:a året	
	kg	mg/m ³ slam
Totalkväve	4000	730 000
Totalfosfor	0,090	16
Koppar	0,044	8
Kadmium	0,001	0,2

Erfarenheterna från Partilleförsöken visar att huvuddelen av slammets miljöpåverkan via avrinnande vatten sker under de första två till fyra åren. Därefter är utlakningen avsevärt mindre och halten föroreningar i det avrinnande vattnet nära bakgrundsnivån.

7.3.2.2 Deponitäckning

Miljöpåverkan när slam används vid sluttäckning av avfallsdeponier blir olika om slammet används som

skydds- och växtetableringsskikt eller som tätskikt. I ett tätskikt blir slammet anaerobt, medan en stor del av slammet i ett skyddsskikt kommer att vara aerobt.

Slammet från Lidköping och Borås (sammanlagt ca 4 000 ton TS/år) används som tidigare nämnts som skydds- och växtetableringsskikt, medan slammet från Mark (ca 1 000 ton TS/år) används som tätskikt. För samtliga dessa slam gäller att det bearbetas mekaniskt innan det används. Bearbetningen, vilken innebär att slammet luftas, kan pågå ett å två år. Under den tiden lakas kväve ut, medan läckaget av fosfor blir litet. En viss metallutlakning kan också förekomma.

Utlakningen av fosfor ur slammet från Lidköping och Borås kommer att förbli litet när det används i skyddsskiktet. Miljöpåverkan består här främst i att kväve lakas ut och tillförs deponins lakvattensystem. Fosforläckaget bör vara i samma storleksordning som vid inarbetningsförsöken i Malmö, dvs. ca 0,0003 procent. Eftersom ett skyddsskikt kommer att vara devis aerobt kan det också lakas ut en del metaller, men att döma av resultatet av försöken i Malmö blir läckaget litet (resultaten av Malmö- och Gävleförsöken är dock motsägelsefulla när det gäller metallutlakning, men Malmöförsökens resultat bedöms vara tillförlitligare, eftersom de mätningarna här utförts kontinuerligt under flera år).

När slammet från Mark används som tätskikt blir det anaerobt med tiden, vilket gör att även fosfor kan lakas ut. Hur stor utlakningen blir beror på hur fort slammet blir anaerobt. Här antar vi att utlakningen det första året som slammet används som tätskikt som högst blir ca 10 procent, dvs. omkring hälften av den anaeroba utlakningen, som i Gävleundersökningen var 18 procent av fosforinnehållet.

Kväve kommer att lakas ut ur såväl Lidköping- och Boråsslammet som ur Markslammet. Utlakningen torde uppgå till i storleksordningen 10 procent under det första året (jfr Malmö- och Partilleförsöken). Metallutlakningen antas vara låg ur alla tre slammen, och tas inte med i beräkningarna i tabell 7-7 (nästa sida).

Under en deponis driftfas måste lakvatten samlas upp och behandlas (deponiförordningen; 2001:512). I de aktuella kommunerna behandlas lakvattnet i kommunala avloppsreningsverk. Reningseffekterna i reningsverken i Borås, Lidköping och Mark är ca 42 procent med avseende på totalkväve samt ca 90 procent med avseende på totalfosfor (flödesvägda medelvärden).

Tabell 7-7. Första årets utlakning av närsalter ur slam som används för täckning av avfallsdeponier i Borås, Lidköping och Mark samt utsläpp av behandlat lakvatten till recipient.

Föroreningar	Närsaltsinnehåll (1 års slamproduktion)	Utlakad andel	Totalt utlakad mängd	Reningseffekt i avloppsreningsverk	Utsläpp till recipient
Totalkväve	150 + 40 ton (Lidk. + Borås resp. Mark)	10 %	19 ton	4 %	11 ton
Totalfosfor	105 + 18 ton	0,0003 + 10 %	1,8 ton	90 %	0,18 ton

Det slam som produceras i Borås och Lidköping under ett år innehåller totalt ca 150 ton totalkväve och 105 ton totalfosfor. Slammet från Mark innehåller ca 40 ton totalkväve och 18 ton totalfosfor.

I tabell 7-7 ovan visas en beräkning av hur mycket närsalter som kan antas nå ytvattenrecipienterna från de aktuella deponierna.

Utslagen på hela den mängd slam som produceras under ett år i de tre kommunerna motsvarar utlakningen knappt 500 g totalkväve och ca 4 g totalfosfor per m³ slam. Beräkningarna, vars resultat visas i tabellen ovan, bygger på att fosforutlakningen ur slammet på deponin i Marks kommun är betydligt större än i Borås och Lidköping, vilket kan vara en överskattning. I Mark ska slammet överlagras av ett dräneringsskikt och ett skyddsskikt. Mängden lakvatten, som kan tränga genom tätskiktet och dra med sig föroreningar ur slammet ut ur deponin, kommer därmed att vara betydligt mindre än den mängd lakvatten som härrör från skyddsskikten i Borås och Lidköping, som ju ligger ovanför dräneringsskiktet. En avslutad deponi för icke-farligt avfall som uppfyller deponiförordningens krav läcker mindre än 50 liter per kvadratmeter och år. Föroreningsläckaget från deponin blir därmed mycket litet.

7.3.2.3 Deponering

Vid deponering av slam lakas betydligt större mängd närsalter ut per ytenhet än när slam används täckmaterial på deponier. Detta beror dels på att lagret av deponerat slam är betydligt tjockare, dels på att i stort sett allt det deponerade slammet är anaerobt och att det därför läcker mer totalfosfor. Läckaget är störst under de första åren innan den tid som deponicellen inte är sluttäkt. Därefter minskar utlakningen avsevärt.

Drygt hälften av deponierna i de kommuner som ingår i denna utredning behandlar sitt lakvatten i kommunala avloppsreningsverk; resten behandlar det lokalt i luftade dammar (fyra deponier; Essunga,

Skara, Svenljunga och Tranemo) och genom återpumpning över deponin (Falköping). Föroreningshalten i det lakvatten som släpps ut blir då i samma storleksordning som, eller något högre än, i utgående vatten från ett kommunalt avloppsreningsverk. Återpumpningen i Falköping kommer att ersättas av biologisk och kemisk behandling i en SBR¹¹-anläggning.

Avloppsslam från Falköping (Floby), Götene, Lerum, Skara (50 % år 2002, resten till vassbäddar), Svenljunga, Tranemo och Ulricehamn (Ulricehamns reningsverk) deponeras på avfallsdeponier. Totalt deponeras ca 13 000 ton/år, motsvarande en TS-mängd på drygt 2 500 ton/år. Ett års slamproduktion från dessa reningsverk innehåller ca 92 ton totalkväve och ca 83 ton totalfosfor. Med antagandet att huvuddelen av det deponerade slammet är anaerobt och med ledning av försöken i Gävle och Partille antar vi att läckaget från en slamdeponicell under det första året (slamdeponin antas vara varken tätad eller täckt under det första året) är i storleksordningen 10 procent av slammets innehåll av såväl totalfosfor som totalkväve. Utlakningen ur slammet och den mängd totalkväve och totalfosfor som släpps ut till recipienten efter rening, lokalt eller i ett kommunalt avloppsreningsverk, kan beräknas på samma sätt som i avsnitt 7.3.2.2 "Deponitäckning", ovan. Resultatet av den sådan beräkning visas i nedanstående tabell.

Tabell 7-8. Utlakning ur deponerat slam under det första året (deponin ej täckt) och utsläpp av behandlat lakvatten till recipient.

Föroreningar	Utsläpp till recipient under 1:a året	
	ton	g/m ³ slam
Totalkväve	5	380
Totalfosfor	0,4	31

11. SBR = Sequential Batch Reactor (brukar något oegentligt översättas med satsvis biologisk rening).

7.3.2.4 Gödsling

Liksom vid konventionell gödsling med mineralgödselmedel (handelsgödsel) eller stallgödsel ger slamgödsling främst upphov till läckage av kväve, men också av små mängder fosfor, till yt- och grundvatten. Även vissa metaller kan läcka till vatten, men läckaget av dessa är normalt ännu lägre än läckaget av fosfor. I det sexåriga inarbetningsförsöket i Oxie utanför Malmö visade det sig att zink hade spritt sig till grundvattnet efter inarbetning av mycket stora slam-mängder på en begränsad yta. Det finns också en risk att lättrörliga kadmiumföreningar kan spridas vidare till vattenmiljön. De flesta metaller och fosfor stannar kvar i marken. Det lilla läckage till ytvatten som ändå förekommer, sker i huvudsak i partikelform som en följd av jorderosion.

I Älvsborgs- och Skaraborgsdelarna av Västra Götaland är den genomsnittliga gödselgivan vid konventionell gödsling i storleksordningen 150 kg kväve per ha och år (arealer som år 2001 gödslades med både stall- och mineralgödsel enligt SCB, 29). I samma område är den arealspecifika kväveförlusten från jordbruksmark mellan 10 och 50 kg totalkväve/ha och år, beroende på jordmån, nederbörd, hur marken brukas etc. Bakgrundsvärdet, som kan anses vara den arealspecifika förlusten från "vanlig svensk skogsmark", är i storleksordningen 1–2 kg kväve/ha och år. Andelen kväve i gödsel som läcker från åkermarken varje år är ca 5–30 procent, bakgrundsvärdet bortdraget.

I Falköping, som är den enda av de studerade kommunerna som gödslar med slam, är läckaget i storleksordningen 15–20 kg totalkväve/ha och år. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, motsvarar detta tillståndsklass 4–5 på en femgradig skala, dvs. "Höga" – "Mycket höga förluster". Som jämförelse kan nämnas att tillståndsklass 3, "Måttligt höga förluster" motsvarar ett statistiskt normalläge för landet som helhet. Större delen av Älvsborgs- och Skaraborgsområdet ligger i tillståndsklass 5 och har alltså mycket höga förluster.

När det gäller fosfor, ligger åkermarken i området i fosforklass III–IV¹² på en fyragradig skala. Fosforläckaget är lägre än kväveläckaget och antas variera från knappt 0,2 till i storleksordningen 0,5 kg totalfosfor/ha och år. Bakgrundsvärdet är i storleksordningen 0,04–0,08 kg fosfor/ha och år. Den genomsnittliga

gödselgivan vid konventionell gödsling är i storleksordningen 35 kg fosfor per ha och år (29), vilket gör att ca 0,3–1,4 procent av tillförd fosfor läcker till yt- och grundvattnet.

Ovanstående kväve- och fosforförluster gäller konventionellt åkerbruk, med gödsling med mineral- och/eller stallgödsel. Sannolikt är fosforläckaget per kilo tillförd fosfor ungefär lika stort, oavsett om man gödslar med slam eller konventionella gödselmedel, men eftersom man (till skillnad från vid konventionell gödsling) förrådsgödslar med upp till sju års fosforbehov när man använder slam blir läckaget per ytenhet större när man slamgödslar. Läckage av fosfor sker i partikelform genom jorderosion. Fosforläckaget är antagligen inte linjärt proportionellt mot mängden tillförd fosfor, men för att inte underskatta slamfosfors miljöpåverkan vid slamgödsling, räknar vi ändå med det i nedanstående beräkningar.

Då halten kväve, och framför allt halten vattenlösligt ammoniumkväve, är betydligt lägre i slam än i konventionella gödselmedel, torde kväveläckaget vid slamgödsling bli betydligt lägre än vid konventionell gödsling. En slamgiva på ca 4 ton TS/ha, som vid slamgödsling i Falköping (se nedan) antas täcka grödornas fosforbehov i sju år, innehåller i storleksordningen 160 kg totalkväve, inklusive ca 40 kg ammoniumkväve vilket är den kväveform som är vattenlösligt och direkt växttillgänglig (det övriga kvävet, som är organiskt bundet, måste mineraliseras först). Ammoniumkvävemängden i en sådan sjuåriga slam är 2–5 gånger lägre än den av Jordbruksverket rekommenderade kvävegiva för spannmål och vall (huvuddelen av kvävet i mineralgödsel och en stor del av kvävet i stallgödsel är lösligt).

Om man drar av bakgrundsvärdena och antar att fosforläckaget vid slamgödsling enligt ovan är sju gånger högre än fosforläckaget vid gödsling med konventionella gödselmedel och att första årets kväveläckage vid slamgödsling är ca hälften av kväveläckage vid gödsling med konventionella gödselmedel, kan slammets miljöpåverkan på vattenmiljön illustreras i tabell 7-9 (nästa sida).

I Falköpings slam är såväl fosforhalten som kvävehalten hög (3,6 respektive 4,4 % av TS). Fosfor är begränsande för slamgiva. En lämplig giva med Falköpingsslam vid gödsling på mark i fosforklass III är ca 0,6 ton TS/ha, år. En sjuåriga Falköpings-slam blir då ca 4 ton TS per ha, motsvarande ca 180 kg totalkväve/ha och 150 kg fosfor/ha. Om man jämför detta med siffrorna ovan kan man utläsa att

12. I fosforklass III – IV varierar halten av den växttillgängliga fosfor varierar från 4 till >16 mg P-AL/100g jord (P-AL används i Sverige som ett ungefärligt mått på växttillgänglig fosfor).

kväveläckaget vid slamgödsling i Falköping är ca 3–6 procent av innehållet i slammet, medan fosfor-läckaget ligger någonstans emellan 0,5 och 2 procent av slammets fosforinnehåll. Då hela slammängden från Falköping, i genomsnitt 614 ton TS/år, innehåller 27 ton totalkväve och 25 ton totalfosfor, kan det maximala läckaget uppskattas till 1,6 ton kväve och 0,5 ton fosfor per år.

Tabell 7-9. Antaget näringsläckage från åkermark vid slamgödsling i Falköping.

Areal specifikt näringsläckage (netto)*, kg/ha och år		
	Konventionell gödsling	Slamgödsling (7-års giva)
Kväve	13–19	6–10
Fosfor	0,1–0,5	0,7–3

*) "netto" = med bakgrundsförlusterna bortdragna.

7.3.2.5 Beräknade totala N- och P-utsläpp till vatten från nuvarande hantering

Utifrån uppgifterna ovan kan påverkan av närings-ämnena kväve och fosfor på vattenmiljön beräknas. Resultatet redovisas i nedanstående tabell. Påverkan varierar över tiden, särskilt när det gäller deponitäckning, deponering och användning av slambaserad jord. Värdena i tabellen avser påverkan under första året. Som framgår av tidigare avsnitt sker huvuddelen av påverkan från deponitäckning etc. under de första två till fyra åren.

7.4 Framtida regional slambehandling

I detta avsnitt beskrivs vilken inverkan som en eller flera förbränningsanläggningar eller anläggningar för jordtillverkning kan ha på miljön.

Miljöeffekterna av transporter till och från anläggningarna tas upp i respektive avsnitt. De transporter

som är aktuella i denna utredning är transporter av avvattnat slam samt av aska eller slambaserade jordprodukter. De körsträckor det handlar om har redovisats tidigare i avsnitt 5 "Logistik/Transporter". Körsträckorna gäller under förutsättning att alla transporter till och från anläggningarna sker med lastbil och släp som lastar 26 ton slam per bil (13 + 13 ton/lass). Som tidigare räknar vi med dubbla avståndet (dvs. inklusive returtransporter med tom bil) mellan den regionala anläggningen och de platser dit askan eller jordprodukterna transporteras.

7.4.1 Torkning och förbränning – inverkan på luft och vatten

I denna utredning utgår vi från att torkningen är ett försteg till förbränning och att förbränningsanläggningen förläggs vid ett avloppsreningsverk, som har tillräcklig kapacitet att ta hand om och behandla kondensat från torkningen. Man kan också torka slam för att minska transportarbetet, men detta bedöms inte vara ett ekonomiskt rimligt alternativ vid en regional behandling av slam från de aktuella sjutton avloppsreningsverken (se avsnitt 5).

7.4.1.1 Inverkan på luftmiljön

Transporter till och från slamförbränning

In till anläggningen transporteras avvattnat slam från de olika kommunerna som ingår i studien. Ut från anläggningen transporteras askan från förbränningen av slam, vilken deponeras på närmaste kommunala avfallsanläggning. I tabell 7-11 (nästa sida) beräknas de årliga utsläppen till luft via fordonsavgaser från bilar som tar totalt 26 ton per lass. För sådana transporter räknar vi, precis som i avsnitt 7.3.1.1 "Dieselavgaser från slamtransporter", med följande emissionsfaktorer 11,7 g NO₂/fkm (fordonskilometer), 234 g CO₂/fkm, 1,4 g HC/fkm och 0,013 g partiklar/fkm. I alternativ D räknar vi ihop transportavstånden för de tre kommuner som eventuellt ska fortsätta med att använda sitt slam för deponitäckning och för de övriga tio, som vi i detta alternativ antar ska

Tabell 7-10. Utsläpp under första året av kväve och fosfor vid nuvarande lokala slamhantering.

	Utsläpp till recipient under 1:a året, kg				Summa (avrundat) (10 000 ton TS)
	Deponi täckning	Deponering	Användning av slamjord	Gödsling	
	(5200 ton TS)	(2200 ton TS)	(1200 ton TS)	(500 ton TS)	
Totalkväve	11 000	5 000	4 000	1 600	22 000
Totalfosfor	180	0,4	0,09	500	680

Tabell 7-11. Utsläpp från transporter av slam och aska till respektive från en eller fler regionala förbränningsanläggningar.

Lokaliseringsalternativ	Körsträcka totalt (in+ut), km	Utsläpp, ton/år				
		SO ₂	NO ₂	HC	CO ₂	Partiklar
A. Borås	185 000	0,001	2,2	0,3	43	0,002
B. Borås & Lidköping	90 000	0,0006	1,1	0,1	21	0,001
C. Borås, Lidköping & Alingsås	75 000	0,0005	0,9	0,1	17	0,001
D. Borås, Lidköping, Mark & Alingsås (Deponitäckning: 5 % och jordtillverkning: 95 % av körsträckan)	150 000	0,001	1,8	0,2	35	0,002

investera och driva en monoförbränningsanläggning i Alingsås.

Torkning

Slamtorkning kan ge upphov till luktolägenheter i omgivningarna om torkgaser och kondensat inte tas omhand och behandlas på rätt sätt. Risken för luktstörningar från torkning minimeras genom att hålla hela torkanläggningen vid undertryck. När torkningen sker i anslutning till en avfallspanna kan frånluften ledas in i pannan där den förbränns. Enligt gällande lagstiftning måste temperaturen i en avfallspannas rök-gaser efter sista tillförseln av förbränningsluft vara minst 850 °C under minst 2 sekunder, vilket effektivt eliminerar lukten.

Förbränning

Nedan beräknas de utsläpp av stoft, kolväten, SO₂, NO_x, och CO₂, som kan förväntas vid förbränning av avloppsslam som torkas till 90 procents TS-halt före förbränning. Slammet är tänkt att vara ett blandslam från de sjutton reningsverk som ingår i denna utredning. Efter torkning till en TS-halt på 90 procent motsvarar ett års slamproduktion vid dessa avloppsreningsverk drygt 11 000 ton. Askhalten i blandslammet blir 35 procent av TS-mängden (vikat medelvärde), vilket gör att mängden brännbart material, dvs. den organiska delen av slammet (antas vara lika med glödningsförlusten; GF), är ca 6 600 ton/år. Ett svenskt avloppsslam har normalt ett effektivt värmevärde på i storleksordningen 20–22 MJ/kg GF (6, 36), vilket vid förbränning ger en tillförd energi på ca 140 miljoner MJ/år, motsvarande 39 GWh/år. Med en total verkningsgrad i anläggningen på 85 procent produceras ca 33 GWh värme/år. En del av den producerade värmen kommer att gå åt för att torka slammet. Överskottet från förbränningsanläggningen kan utnyttjas som fjärrvärme, men bara

under den kalla årstiden, dvs. ca 6 månader per år. För att öka värmeutnyttjandet, skulle man emellertid kunna utnyttja anläggningens överskottsvärme under sommarhalvåret för att torka slam. Efter lagring kunde slammet brännas under vintern.

Det finns inga officiella schablonvärden, som kan användas för att beräkna utsläpp till luft från monoförbränning av slam. Förutom av slammets värmevärde och sammansättning och val av rökgasreningsteknik, beror utsläppen på förbränningstekniska faktorer som panntyp, förbränningstemperatur, luftöverskott, hur luften tillsätts, och om man använder stödbränsle eller ej.

För beräkningarna av utsläppen av luftföroreningar via rökgasutsläppen har vi utgått från två danska förbränningsanläggningar; Brønderslev och Hundested. Vi har valt dessa som referenser eftersom de i princip är uppbyggda på samma sätt som de förbränningsanläggningar som har byggts i Falun och Mora. Alla fyra anläggningarna är byggda av danska BioCon. När denna rapport skrivs, är anläggningarna i Falun och Mora under intrimning, men ännu inte tagna i drift.

Enligt miljökonsekvensbeskrivningen till Falu kommuns tillståndsansökan består rökgasreningen av aktivt kol, textilfilter och våtskrubber. Kylvattnet och kondensatet från torkanläggningen och vattnet från skrubbern återförs till avloppsreningsverkets inlopp. Rökgasreningen kommer dock att modifieras innan anläggningen tas i drift.

I Brønderslevs- och Hundestedanläggningarna uppgår specifika rökasmängden till 1 900 m³/ton slam. Slammens TS-halt (17 respektive 23 %) och GF-halt (59 respektive 66 % av TS) är i samma storleksordning som i ett tänkt blandslam från de sjutton aktuella verken i Västra Götaland. Det värmevärde som har redovisats av Krüger är 14 respektive 16,7 MJ/kg TS (32). Om man räknar med samma

specifika rökgasflöde vid förbränning av slammet från de sjuutton studerade avloppsreningsverken i Skaraborg och Älvsborg som vid slamförbränning i de danska anläggningarna, kan rökgasflödet beräknas till ca 87 miljoner m³ rökgaser per år. Med detta antagande erhålls de utsläpp till luft som anges i tabell 7-12 nedan. Utsläppsberäkningarna i tabellen bygger också på att utsläppen ligger 80 procent under gränsvärdena i Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning; NFS 2002:28.

Det finns dock inga gränsvärden för koldioxid och halten koldioxid i rökgaserna brukar därför inte mätas. Utsläppen av koldioxid är i stället beräknade med utgångspunkt i slammets innehåll av organiskt kol. Vid fullständig förbränning kommer allt organiskt kol att omvandlas till koldioxid och koloxid (kolmonoxid). En mycket liten del omvandlas till olika organiska ämnen, men denna del är försumbar i sammanhanget. Ett avloppsslam med 65 procents glödningsförlust har ett halt av organiskt kol (TOC) på ca 30 procent av TS (bilaga till referens 25). Även om man utgår från specifika emissionsfaktorer för koldioxidutsläpp från svenska fjärrvärme- och kraftvärmeanläggningar (ca 0,3 kg CO₂/kWh tillförd energi enligt referens 33) får man samma resultat som i tabellen nedan.

Siffrorna i tabellen gäller totala utsläppsmängder i förbränningsdelen av alternativ A–C. I alternativ D förbränns endast ca hälften av den totala slamm mängden, resten används som täckmaterial på deponierna i Borås, Mark och Lidköping. För att få utsläppsmängderna i alternativ D, divideras nedanstående siffror med två.

Om överskottsenergin från slamförbränning kan utnyttjas för att minska förbränningen av fossila bränslen, kan man räkna bort den del av koldioxiden som är kopplad till den nettoenergi som kan utvinns vid förbränningen. Denna nettoenergi är emellertid liten. Anledningen är att det går åt mycket energi för att förånga och driva av vattnet i avvattnat slam. Enligt vad de leverantörer som tagits upp i avsnittet om torkning tidigare i denna rapport har uppgivit, ligger nettoenergiförbrukningen går på 650–900 kWh per avdrivet ton vatten, beroende på torksystem. Mängden vatten som måste förångas före förbränning av ett blandslam från alla tretton kommuner är ca 35 000 ton per år (torkning till 90 procent TS). Förångning av denna mängd vatten kräver 23–32 GWh/år – den lägre siffran avser torkning med Innoplanas tvåstegsteknik. Den utvinningsbara värmeenergin i hela slamm mängden är som tidigare nämnts ca 33 GWh/år vid en total verkningsgrad på 85 procent. Av de torksystem som vi har studerat i denna utredning, är det egentligen bara vid tvåstegstorkning, som slamförbränning skulle kunna ge ett visst mått av energiöverskott (nettoenergi), teoretiskt sett ca 10 GWh/år eller 30 procent av den energi som utvinns vid själva förbränningen. Energiutnyttjandet skulle dock kunna höjas något med hjälp av rökgaskondensering genom att värmen i det förångade vattnet då kan återanvändas. Rökgaskondensatet behöver dock renas före utsläpp och även detta kräver energi. Om man sammantaget antar att den nettoenergi som utvinns vid slamförbränning är högst 20 procent, kan nettoutsläppen av koldioxid uppskattas till 9 000 ton per år.

Tabell 7-12. Beräknade utsläpp till luft vid torkning och monoförbränning av 10 000 slam-TS i alternativ A–C (BioCons torknings- och förbränningskoncept).

Ämne	Gränsvärde för tillåten halt i rökgaser (dygnsmedelvärden ¹³) mg/Nm ³	Total utsläppsmängd (om 80 % av gränsvärdet) ton/år
Stoft	10	0,69
Organiska ämnen i gas- och ångform (som TOC)	10	0,69
Svaveldioxid (som SO₂)	50	3,5
Kväveoxider (som NO₂)	200	13,9
Kolmonoxid (CO)	50	3,5
Koldioxid (CO₂)	-	11 000

13. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning; NFS 2002:28. Värdena är normerade till 11 % O₂ mätt på torra rökgaser.

7.4.1.2 Vattenmiljön

För att förbättra utnyttjandet av energin i slammet kan torkgaserna kondenseras. Kondensatet innehåller mycket kväve och BOD och kan därför behöva renas före utsläpp.

Om allt slam från reningsverken i denna studie torkas till 90 procents TS-halt kommer slammängderna minska från totalt ca 46 000 ton slam per år till ca 11 000 ton per år. Vid rening av kondensatet i de aktuella avloppsreningsverken är reningseffekterna i genomsnitt 40 procent med avseende på totalkväve, ca 90 procent med avseende på totalfosfor och ca 94 procent med avseende på BOD₇. (flödesvägda medelvärden).

Den sammanlagda kvävemängden i ett års slam från de sjutton reningsverken är i storleksordningen 380 ton. Mängden ammoniumkväve är ca 90 ton och det är denna kvävefraktion som kondenseras och hamnar i kondensatet.

Det är relativt sparsamt med litteraturuppgifter om innehållet i kondensat från slamtorkning, men en provtorkning av slam från Ryaverket i Göteborg och den reguljära torkningen i Himmerfjärdsverket i Botkyrka (SYVAB), har gett ett kondensat med en halt av kväve på ca 1 000 mg/l, fosforhalten var 6,4 respektive 9,5 mg/l och halten organiskt material i form av COD_{Cr} 650 respektive 1 700 mg/l (6). Liknande halter har uppmäts i rejektvatten från slamavvattning i Bromma avloppsreningsverk, där man förutom kväve och COD, även har mätt upp 200–1 000 mg BOD₇ per liter (35).

Innoplana anger att deras tvåstegsprocess innebär att ammoniumkvävet i slammet stanna kvar där i stället för att följa med kondensatet. Kvävehalten i kondensatet uppges variera mellan 50 och 100 mg/l. Någon kväverening av detta kondensat skulle därmed inte behövas.

Utifrån dessa förutsättningar kan mängden kväve, fosfor och BOD₇ i torkkondensat före och efter re-

ning i ett kommunalt avloppsreningsverk uppskattas enligt tabell 7-13 nedan.

I likhet med i avsnitt ”Förbränning”, ska även nedanstående siffror divideras med två om man ska räkna ut utsläppen via kondensat i förbränningsdelen av alternativ D.

7.4.2 Jordtillverkning regionalt – inverkan på luft och vatten

7.4.2.1 Luftmiljön

Utsläpp till luft från transporter till och från jordtillverkningsanläggningar

På samma sätt som ovan, transporteras avvattnat slam in till respektive anläggning från de olika kommunerna som ingår i studien. Om den jordprodukt som tillverkas av slammet ska användas för sluttäckning av en avfallsdeponi, tillverkas jorden på plats och därmed blir det inga uttransporter av slambaserad jord. Om jordprodukten ska användas för andra ändamål, som anläggningsjord, planteringsjord etc. används jorden på en annan plats och måste följaktligen transporteras ut från jordtillverkningsanläggningen.

Beräkningarna för alternativen A, B och C innebär att slamjorden tillverkas vid reningsverken i Borås, Lidköping och Alingsås. För att få jämförbara värden, räknar vi med att slamjord som tillverkas vid respektive avloppsreningsverk (jordtillverkningsanläggningen är tänkt lokaliseras till reningsverket) transporteras lika långt som avståndet mellan reningsverket och kommunens deponi. I tabell 7-14 (nästa sida) beräknas de årliga utsläppen till luft via fordonsavgaserna. Vi använder samma emissionsfaktor som tidigare.

De sammanlagda körsträckorna blir något längre i jordtillverkningsdelarna av de olika studerade alternativen än i förbränningsdelarna, eftersom antalet

Tabell 7-13. Kväve, fosfor och BOD₇ i kondensat från torkning av slam från de tretton kommunerna (alternativ A–C) före och efter rening (35 000 ton kondensat/år).

Ämne	Antagen halt/mängd i orenat kondensat		Renings-effekt	Uppskattad mängd efter rening
	mg/l	ton/år	%	ton/år
Kväve (NH ₄ -N)	50–1 000	1,8–35	40	1,1–21
Fosfor (tot-P)	6–10	0,21–0,35	90	0,02–0,04
BOD ₇	200–1 000	7,0–35	94	0,4–2,1

Tabell 7-14. Utsläpp från transporter av slam och slambaserad jord till respektive från en eller fler regionala anläggningar med jordtillverkning.

Lokaliseringsalternativ	Körsträcka totalt (in+ut), km	Utsläpp, ton/år			
		NO ₂	HC	CO ₂	Partiklar
A. Borås	185 000	2,2	0,3	43	0,002
B. Borås & Lidköping	90 000	1,1	0,1	21	0,001
C. Borås, Lidköping & Alingsås	75 000	0,9	0,1	17	0,001
D. Borås, Lidköping, Mark & Alingsås (Deponitäckning: 5 % av sträckan, jordtillverkning: 95 %)	150 000	1,8	0,2	35	0,002

transporter ut ur anläggningarna blir olika. Uttransporterna av slambaserad jord blir många fler än uttransporterna av aska. Detta gör att utsläppen via diesellavgaser från transportfordonen blir 6–25 procent större vid jordtillverkning enligt alternativ A–C och 7 procent större i alternativ D, jämfört med förbränningsdelarna av samma alternativ.

Utsläpp till luft från arbetsmaskiner

Vid jordtillverkning och vid användning av slambaserade jordprodukter i markbyggnadsprojekt eller vid sluttäckning av avfallsdeponier används arbetsmaskiner för bearbetning av slam, utläggning av jordprodukter etc., vilket har beskrivits i avsnitt 7.3.1.2. Om man utgår från underlaget i detta avsnitt kan följande avgasutsläpp av olika ämnen från arbetsmaskiner beräknas enligt tabell 7-15. Utsläppen är beroende av hur stora slammängder som ska hanteras och inte av lokaliseringen. Utsläppsmängderna vid deponitäckning i alternativ D har tidigare beräknats och redovisats i tabell 7-4.

Tabell 7-15. Utsläpp till luft från arbetsmaskiner vid regional jordtillverkning enligt alternativ A–C samt användning av slambaserade jordprodukter på grönytor eller som skydds-/växtetableringsskikt.

Utsläpp av	Specifika utsläpp kg/kg slam-TS	Totala utsläpp vid hantering av 10 000 ton TS kg/år
CO ₂	650	27 000
SO ₂	0,0038	0,17
NO ₂	12	460
HC	1,9	72

7.4.2.2 Vattenmiljön

Den egentliga påverkan på vattenmiljön sker när den slambaserade jorden används i olika markbyggnadsprojekt. De små utsläppen till vatten som kan ske från själva anläggningen är försumbara i sammanhanget.

I alternativen A–C blir den sammantagna påverkan på vattenmiljön densamma oavsett lokalisering. Där emot blir påverkan olika om den slambaserade produkten används som anläggningsjord i t.ex. parker eller om den ska användas vid täckning av deponier som tätskikt, skyddsskikt och/eller växtetableringsskikt. När den slambaserade jordprodukten används på avfallsdeponier blir påverkan på vattenmiljön mindre eftersom det avrinnande vattnet från en deponi samlas upp och renas. Den genomsnittliga (flödesvägt medelvärde) reningseffekten i avloppsreningsverken i Borås, Lidköping och Alingsås är 40 procent med avseende på totalkväve och ca 90 procent med avseende på totalfosfor.

Liksom i tidigare avsnitt utgår vi från resultatet av de tidigare beskrivna lysimeterförsöken med inarbetningsjordar och andra slamjordar i Malmö när det gäller slambaserade produkter som används för att anlägga grönytor eller som skydds- eller växtetableringsskikt. När produkten används som tätskikt, som med tiden blir anaerobt, utgår vi när det gäller fosfor från resultatet av undersökningarna av fosforutlakning på Avandeponin i Gävle och när det gäller kväve från GRYAAB:s undersökningar i Partille. Om dessa försök är allmängiltiga kan föroreningsläckaget till recipienten (grund- och ytvatten) under det första året efter utläggning se ut som i tabell 7-16 (nästa sida).

I alternativ D är påverkan på vattenmiljön i Borås, Lidköping och Mark densamma som den som har beskrivits i avsnitt 7.3.2.2 ”Deponitäckning”.

Tabell 7-16. Första årets utlakning av närsalter ur slambaserade jordprodukter samt utsläpp av behandlat lakvatten till recipient när jorden används på grönytor eller för deponitäckning (alternativ A–C).

Föroreningar	Närsaltinnehåll (1 års slamproduktion)	Utlakad andel	Totalt utlakad mängd	Reningsseffekt i avloppsreningsverk (endast vid deponitäckning)	Utsläpp till recipient
Grönytor, skydds- och växtetableringsskikt					
Totalkväve	380 ton	10 %	38 000 kg	40 %	23 000 kg
Totalfosfor	270 ton	0,0003 %	0,8 kg	90 %	0,08 kg
Tätskikt					
Totalkväve			– Som ovan –		
Totalfosfor	270 ton	10 %	27 000 kg	90 %	2 700 kg

Av de beräkningar som har redovisats ovan framgår att utsläppen av kväve till vatten kan variera mellan 23–38 ton under första året, beroende på om den slambaserade produkten används på en deponi eller på parkmark eller annan grönyta. Utsläppen av fosfor till vatten varierar mellan knappt 1 kg ända upp till närmare 3 ton under det första året efter utläggning, vilket är en mycket större variation än vad kväveutsläppen har. Anledningen är de stora skillnaderna som tycks föreligga mellan fosforutlakning ur aerobt slam och anaerobt slam. Erfarenheterna från Partilleförsöken visar att huvuddelen av slammets miljöpåverkan via avrinnande vatten sker under de första två till fyra åren. Därefter är utlakningen avsevärt mindre och halten föroreningar i det avrinnande vattnet blir då nära bakgrundsnivån.

7.5 Samlad miljökonsekvensbedömning vid lokal och regional slamhantering

I detta avsnitt sammanfattas miljöpåverkan från fortsatt lokal hantering och från en övergång till gemensam regional hantering enligt de olika lokaliserings- och teknikalternativen. Alla icke nedbrytbara föroreningar i slam kommer förr eller senare att spridas till mark, vatten och luft, men i denna utredning bedömer vi i första hand påverkan på relativt kort sikt. I avsnittets tabeller sammanfattas de utsläpp som har kvantifierats tidigare i rapporten.

Av tabell 7-17 framgår att utsläppen till luft från såväl nuvarande lokala hantering som en eventuell

Tabell 7-17. Totala utsläpp till luft vid nuvarande lokala hantering och vid behandling av 10 000 ton slam-TS i en eller fler regionala anläggningar (transporter, behandling och annan hantering).

Alternativ	Utsläpp, ton/år				
	SO ₂	NO ₂	HC + TOC*	CO ₂	Partiklar + stoft
Lokal hantering	0,0040	1,0	0,10	26	0,001
Regional hantering					
Förbränning alt. A	3,5	15,9	0,84	9 000	0,69
Jordtillverkning alt. A	0,0014	2,7	0,30	70	0,002
Förbränning alt. B	3,5	14,8	0,77	9 000	0,69
Jordtillverkning alt. B	0,0008	1,6	0,15	48	0,001
Förbränning alt. C	3,5	14,6	0,77	9 000	0,69
Jordtillverkning alt. C	0,0007	1,4	0,15	44	0,001
Deponitäckning + förbränning alt. D	1,8	8,6	0,50	4 500	0,35
Deponitäckning + Jordtillverkning alt. D	0,001	2,0	0,16	40	0,002

*) Summa HC + TOC omräknat till TOC (TOC = ca 0,8xHC)¹⁴.

14. För att summera TOC-utsläppen från slamförbränning med kolvätesutsläppen från dieselavgaser ska siffran för TOC multipliceras med 1,3. Vid mätning av kolväten från fordon kalibreras mätarens utslag mot metan eller propan. Kol utgör ca 80 procent av vikten hos metan eller propan.

framtida regional jordtillverkning (inklusive användningen av de producerade jordprodukterna) är betydligt lägre än utsläppen till luft från förbränning. Det framgår också att utsläppen minskar med ökande antal anläggningar, dvs. med ökande decentralisering.

Däremot är det praktiskt taget ingen skillnad i utsläpp av svaveloxider, kolväten, koldioxid och partiklar/stoft mellan de olika förbränningsdelarna i lokaliseringsalternativen A–C.

Eftersom hälften av slammet i alternativ D används lokalt för att täcka avfallsdeponier, medan den andra hälften förbränns, blir utsläppen till luft vid förbränning hälften så stora, eller mindre, som i alternativ A–C. Den enda parameter som varierar med lokaliseringsalternativ när det gäller förbränning

är kväveoxider (NO₂), som minskar med ökande decentralisering.

Det kan också konstateras att transportererna står för en liten del av de samlade utsläppen i förbränningsalternativen, men för en betydande del i den nuvarande lokala hanteringen och i jordtillverkningssalternativen i samtliga lokaliseringsalternativ A–D. En viss betydelse har utsläppen från transportererna även i förbränningsdelen i alternativ D (gäller kväveoxider och kolväten).

Kväve är den utsläppsparameter i denna utredning, som är gemensam för såväl utsläpp till luft som vatten. Kväveoxidutsläpp till luft från förbränning, transporter och arbetsmaskiner kan adderas till utsläppen av totalkväve till vatten via kondensat från torkning

Tabell 7-18. Transporternas andel av utsläppen till luft vid nuvarande lokala hantering och en framtida regional hantering.

Alternativ	Transporternas andel, %				
	SO ₂	NO ₂	HC + TOC*	CO ₂	Partiklar + stoft
Lokal hantering	10	70	85	55	70
Regional hantering					
Förbränning alt. A–C	<0,1	6–15	10–20	0,1–0,4	0,2
Jordtillverkning alt. A–C	70–85	60–80	50–75	40–60	–
Deponitäckning + förbränning alt. D	<0,1	20	30	0,6	0,7
Deponitäckning + Jordtillverkning alt. D	98	92	94	90	–

Tabell 7-19. Totala utsläpp av närsalter till vatten vid nuvarande lokala hantering och vid behandling av 10000 ton slam-TS i en eller fler regionala anläggningar (utsläpp av kondensat, läckage vid användning av jordprodukter).

Alternativ	Totalkväve ton/år	Totalfosfor ton/år
Lokal hantering	20	0,7
Regional hantering alternativ A–C		
Förbränning*	1–20	0,02–0,04
Jordtillverkning: användning på grönytor	40	0,0008
Jordtillverkn.: användn. som skyddsskikt/växtetablering	20	0,0001
Jordtillverkning: användning som tätskikt	20	3
Regional hantering alternativ D		
Deponitäckning	10	0,2
Förbränning*	0,2–10	0,01–0,02
Jordtillverkning: användning på grönytor	20	0,0004
Jordtillverkn.: användn. som skyddsskikt/växtetablering	10	<0,0001
Jordtillverkning: användning som tätskikt	10	1
Summa deponitäckning + förbränning	10–20	0,2
Summa deponitäckning + jordtillverkning	20–30	0,2–1

*) Intervallet i förbränningsalternativen kommer sig av att olika typer av torkprocesser kan användas.

och läckage från slambaserade jordprodukter om man räknar om kvävedioxid till totalkväve. Antal ton kvävedioxid ska då multipliceras med 0,3, som är molviktförhållandet mellan kväve och kvävedioxid.

Utsläppen till luft av totalkväve från transportfordon och arbetsmaskiner visar sig vara mycket små i jämförelse med övriga kväveutsläpp – i synnerhet vid en i jämförelse med utsläppen till vatten.

Om man jämför med kväveläckaget från jordtillverkningsalternativen under första året efter användning av slambaserade jordprodukter är utsläppen av kväve till luft helt försumbara. Det är endast regional förbränning i alternativ A–C och i viss mån alternativ D, som kväveoxidutsläppen till luft har någon större andel av de totala kväveutsläppen. Kväveoxidutsläppen till luft utgör 16–80 procent av de totala kväveutsläppen i förbränningsdelen av alternativ A–C, och 8–15 procent av de totala kväveutsläppen i förbränningsdelen av alternativ D. Den lägre procentsatsen avser tvåstegstorkning av slam, vilket enligt uppgift från leverantören ger mycket låg kvävehalt i kondensatet. I övrigt är andelen endast 1–1,5 procent.

Efter de första två till fyra åren minskar kväveläckaget till vatten från utlagda slambaserade jordprodukter betydligt, ofta mer än tio gånger. Även då överväger kväveläckaget till vatten över kväveutsläppen till luft, men luftutsläppens andel har då ökat till 10–15 procent eller något mer.

8 Diskussion

I avsnitt 5.2 har kostnaderna för att en fortsättning av dagens blandade lokala slamhantering och för en övergång till en samordnad regional slamhantering beräknats. I nedanstående tabell sammanställs

resultatet av dessa beräkningar. Kostnader för rening av kondensat från torkning tillkommer i förbränningsalternativet.

Kostnaderna kan jämföras med den miljöpåverkan som har beräknats, bedömts och redovisats i tidigare avsnitt (se bl.a. 7.5). En sådan jämförelse visar att den slamhantering som är både billigast och bäst från miljösynpunkt är att låta kommunens avfallsbolag, renhållningsförvaltning eller liknande ta hand om slammet från de aktuella avloppsreningsverken och använda det som material i skydds- och/eller växtetableringsskikt när kommunens deponi, eller delar av den, ska avslutas. Bedömningen att detta alternativ är bäst från miljösynpunkt baserar vi på att såväl utsläppen till luft som utsläppen av fosfor till vatten är låga. Utsläppen av kväve till vatten kan visserligen bli stora de första åren, men det är oftast fosfor som ger det största bidraget till övergödning (eutrofiering) i närrecipienten. Så länge som slam eller slambaserade jordprodukter hanteras aerobt är fosforutsläppen låga. Om slam används i tät-skikt kan emellertid även fosforutsläppen bli stora, åtminstone under de första åren, varför en sådan användning är ett sämre alternativ från miljösynpunkt.

Dyrast är förbränning. Förbränning är också den behandling som ger störst utsläpp till luft. Torkningsdelen kan ge upphov till stora utsläpp av kväve till vatten, men kvävet betydelse för övergödningen av ytvatten kan diskuteras. Normalt är det så, att fosfor har största betydelse för övergödning av inlands-vatten, medan kväve anses ha betydelse för övergödningen av öppna havet. I kustvatten kan både fosfor och kväve ha stor betydelse. För de aktuella reningsverkens närrecipenter har utsläppen av totalkväve troligen inte särskilt stor betydelse, såvida det inte till stor del består av ammoniumkväve. Ammoniumkväve är syreförbrukande och försurande. Oftast förbrukar utsläpp av ammoniumkväve från avloppsreningsverk betydligt mer syre i recipienten än deras utsläpp av syreförbrukande organisk substans (BOD).

Tabell 8-1. Kostnadsjämförelse lokal – regional slamhantering.

Slamhantering	Kostnader i SEK/ton TS för			Summa 1–3 anl. (avrundat)
	kapital	drift	transporter	
Fortsatt lokal hantering	–	1 100	270	1 400
Regional förbränning i 1–3 anläggningar (Investering: 11–97 MSEK)	890–1 100	720–900	260–90	1 900–2 100
Regional jordtillverkning i 1–3 anläggningar	–	11 400	280–110	1 400–1 200

Det som sammantaget bedöms som näst bäst från såväl ekonomisk och miljömässig synpunkt för de flesta av de tretton kommunerna är att lämna slammet till en etablerad jordtillverkare som säljer slambaserad anläggningsjord till parkförvaltningar, byggbolag, entreprenörer etc. Den framställda jorden kan användas till att anlägga grönytor, t.ex. i parker eller på golfbanor.

Tabellerna nedan sammanfattar de miljödata som har tagits fram i denna utredning.

I förbränningsdelarna av alternativ C och D, där reningsverket i Alingsås är tänkt att ta hand om 0,1–2 respektive 0,5–10 ton kväve per år i kondensat från slamtorkning kommer kvävet från den regionala slamhanteringen efter rening att stå för 0,1–2 respektive 0,5–10 procent av de totala kväveutsläppen från Alingsås avloppsreningsverk¹⁵. I verkets recipient, Sävåån, transporteras varje år ca 1 000 ton totalkväve (37). Först när Sävååns vatten har runnit ut i Göta älv och vidare ut i Västerhavet kan kvävet bidra till övergödning. Via Göta älv transporteras 20 000 ton totalkväve ut i Västerhavet (37). Mot denna bakgrund synes inte kvävet från slamförbränning ha någon större betydelse för vattenmiljön.

Transporternas andel av kostnaderna och miljöpåverkan för/av olika sorters slambehandling och hantering är störst när det gäller fortsatt lokal hantering och regional jordtillverkning. I de olika förbränningsalternativ som har studerats i denna utredning är transporterna inte alls lika betydelsefulla för förbränningskostnaden, vilket kommer sig av att kapital- och driftkostnaderna är helt överskuggande. När det gäller jordtillverkning är det från både miljö- och kostnadssynpunkt fördelaktigast att anordna en så lokal hantering som möjligt. Det är bättre med flera mindre jordtillverkningsanläggningar än en stor. Motsatsen gäller vid förbränning. Då är det fördelaktigare att anlägga och driva en enda stor regional förbränningsanläggning, än flera mindre anläggningar. Det är också ekonomiskt fördelaktigare att torka slammet i direkt anslutning till en förbränningsanläggning än att torka det i separata anläggningar där man inte kan utnyttja överskottsenergi från slamförbränning eller slamrötning. Åtminstone gäller detta de tretton kommuner som ingår i denna utredning.

Tabell 8-2. Utsläpp till luft lokal – regional slamhantering.

Slamhantering	Koldioxid kg/ton TS	Kväve-oxider	Kolväten (C) – g/ton TS –	Svavel-oxider	Stoft & partiklar
Fortsatt lokal hantering	2,6	100	10	4	0,1
Regional torkning/förbränning i 1–3 anläggningar	900	1 500–1 600	77–84	350	70
Regional jordtillverkning i 1–3 anläggningar	7–4,4	270–140	50–30	0,14–0,07	2–1

Tabell 8-3. Utsläpp till vatten, första året lokal – regional slamhantering.

Slamhantering	Totalkväve kg/ton TS	Totalfosfor g/ton TS
Fortsatt lokal hantering	2	70
Regional förbränning i 1–3 anläggningar	0,1–2*	2–4*
Regional jordtillverkning i 1–3 anläggningar och:		
– användning på grönytor	4	0,08
– användning vid deponitäckning	2	0,01–300**

*) Utsläpp via kondensat, variation beroende på torkningsteknik.

**) Läckage via lakvatten, variation beroende på aerob (lägst utsläpp) eller anaerob hantering (högst utsläpp).

15. Eftersom kvävehalten i kondensat kan variera stort mellan olika torkningstekniker har andelarna angetts i ett intervall.

Referenser

1. Hultgren, J, Seger, A & Tideström, H (2001). *Regional hantering av slam från tretton kommuner i Västra Götaland*. VAI VA-Projekt AB.
2. Naturvårdsverket (2003). *Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp*. Naturvårdsverket Rapport 5214.
3. Balmér, P, Book, K, Hultman, B, Jönsson, H, Kärrman, E, Levlin, E, Palm, O, Schöning, C, Seger, A, Stark, K, Söderberg, H, Tideström, H & Åberg, H (2002). *System för återanvändning av fosfor ur avlopp. Underlag till actionsplanen Bra slam och fosfor i kretslopp*. Naturvårdsverket Rapport 5221.
4. Naturvårdsverket (2003). Remissförslag till föreskrifter och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall.
5. Starberg, K, Haglund, J-E & Hultgren, J (1999). *Slamförbränning*. VA-Forsk rapport 1999-11.
6. Starberg, K & Haglund, J-E (1998). *Utredning angående slamtorkning vid Stockholm Vatten*. Stockholm Vatten R nr 12 mars 1998.
7. Johansson, M-B, Nilsson, T & Olsson, M (1999). *Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering*. Skogsstyrelsens Rapport 1999:1.
8. Miljööverdomstolen vid Stockholms Hovrätt (2003). Dom i mål nr. M 1716-01.
9. Carlsson, B & Söderström, K (2002). *Hantering av rökgasreningsrester (RGR) från avfallsförbränning*. RVF Rapport 02:01.
10. Ekvall, A, von Bahr, B & Savukoski, M (2003). *Riktlinjer för kvalitet hos jord och angränsande material – en sammanställning av rådande internationella läge*. SP Bygg & Markteknik. SP Rapport 2003:04.
11. SP, Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (2003). *Certifieringsregler för P-märkning av Anläggningsjord*. SPCR 148. Remissförslag oktober 2003.
12. Khayyami, M (1996). *Luktbehandling vid reningsverk. Reduktion av odörer i kompostfilter och luftfilter*, KTH, Avd. för uppvärmnings- och ventilationsteknik.
13. Hansson, W & Wulff, K (1989). *Biofilter för luftrening*. Naturvårdsverket Rapport 3583.
14. Kjell Davinder (2002), Ragn-Sells Agro i Göteborg. Muntlig uppgift.

15. Serti, S (2002). *Deponiaspekter*. Underlag till Naturvårdsverkets remissförslag till handbok med allmänna råd till 3-33 §§ i förordningen om deponering av avfall. SWECO VIAK Avfallsteknik 2002-10-23.
16. Hammarström, U & Yahya, M-R (2000). *Uppskattning av representativa bränslefaktorer för tunga lastbilar – Intervjuundersökning*. VTI-rapport 445.
17. Svenska Gasföreningen. (Elektronisk). http://www.gasforeningen.se/26/26_52.html.
18. Persson, K & Kindbom, K (1999). *Kartläggning av emissioner från arbetsfordon och arbetsredskap i Sverige*. IVL Rapport B1342.
19. Flodman, M (2002). *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Examensarbete. Institutionsmeddelande 2002:04.
20. Tideström, H, Starberg, K, Ohlsson, T, Camper, P-A & Ek, P (2000). *Användningsmöjligheter för avloppsslam*. VA-Forsk rapport 2000-2.
21. Naturvårdsverkets föreskrifter om utsläpp till luft av svaveldioxid, kväveoxider och stoft från förbränningsanläggningar med en installerad tillförd effekt på 50 MW eller mer; NFS 2002:26.
22. IEA Bioenergy (2000). *Biogas Flares – State of the Art and Market Review*.
23. Rydin, E, Persson, K & Forsberg, C (1999). *Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle*. VA-Forsk rapport 1999-6.
24. Bozkurt, S (2001). *Syre styr metallläckage från tipp*. RVF-Nytt Nr 2/2001.
25. Ohlsson, T, Nilsson, P & Aspegren, H (1997). *Inarbetning av avloppsslam – En metod att tillverka jord. Metoder – Miljöeffekter – Kostnader*. Naturvårdsverket Rapport 4823.
26. Halmstads kommun, tekniska kontoret (1994). *Inarbetning av slam från kommunalt reningsverk i Halmstads kommun 1990–1994*.
27. Särner, E, Lundberg, A-K & Fädmyr, S-Å (1984). *Lagring av slam på åkermark. Effekter på slammets, lakvattnet och marken – slutrapport*. Malmö gatukontor, Lunds tekniska högskola, VBB.
28. Andersson, A & Mattsson, A (1995). *Lakvatten från slam. Utlakning av närsalter, organiska ämnen och tungmetaller från slam som används till markanläggningar*. GRYAAB RAPPORT 1995:5.
29. SCB (2002). *Användning av kväve och fosfor från gödsel 2001. Kväve och fosfor från handels- och stallgödsel*. (Elektronisk). SCB:s hemsida: <http://www.scb.se/statistik/mi1001/mi1001tab1.asp>.

30. Eriksson, S (1992). *Tungmetaller i åkermark*. SLU Info Nr 9, 1992.
31. Ekwall, K & Hedlund, H (1993). *Källsorterat hushållsavfall – kompostering och förbränning*. Huvudrapport. Naturvårdsverket Rapport 4185/RVF rapport 1993:2.
32. Allan Rasmussen (juni 2003), Krüger A/S. Muntlig uppgift .
33. Energimyndigheten, Fjärrvärmeföreningen, Kraftverksföreningen och Naturvårdsverket (1999). *Hållbar energiframtid? Långsiktiga miljömål med systemlösningar för el och värme*. Slutrapport från SAME-projektet.
34. Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/77/EG av den 27 september 2001 om främjande av el producerad från förnybara energikällor på den inre marknaden för el.
35. Agnes Mossakowska (2003), Stockholm Vatten AB. Muntlig uppgift.
36. Lekhove, M (2001). *Samförbränning av mekaniskt avvattnat avloppsslam från Ryaverket med träpellets och kol i fluidiserad bädd*. Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för energiteknik, avdelningen för energiomvandling. Examensarbete T 2001-252(II).
37. Göta älvs vattenvårdsförbund. Rapporter avseende vattendragskontroll 1998–2000.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se