

Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska

Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper

*Jan Sundberg
Maria Carling
Märta Ländell
Bo Svensson*



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 frivillig. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av 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
Roger Bergström
Bengt Göran Hellström
Staffan Holmberg
Pär Jönsson
Peeter Maripuu
Stefan Marklund
Peter Stahre
Jan Söderström

Skellefteå
Svenskt Vatten AB
Stockholm Vatten AB
Haninge
Östersund
Vaxholm
Luleå
VA-verket Malmö
Sv kommunförbundet

Asle Aasen, adjungerad
Thomas Hellström, sekreterare

NORVAR, Norge
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
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper
Title of the report:	Covering landfills with sludge and ash mixtures. Experiences, durability and other properties
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2003-21
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-85-5
Författare:	Jan Sundberg, Maria Carling, Märta Ländell, Geo Innova AB, Bo Svensson, Institutionen för Tema Vatten i Natur och Samhälle, Linköpings universitet
VA-Forsk projekt nr:	21-121
Projektets namn:	Täckning av deponier – resursutnyttjande av slam och askor
Projektets finansiering:	VA-Forsk, RVF utveckling
Rapportens omfattning Sidantal:	64
Format:	A4
Sökord:	Deponi, tätskikt, täckning, aska, slam, beständighet
Keywords:	Landfill, liner, covering, ash, sludge, durability
Sammandrag:	Slam och aska kan användas som tätning och täckning av deponier. På detta sätt utnyttjas materialens goda tekniska egenskaper (låg permeabilitet, god bärighet). En jämförande kalkyl visar på en stor ekonomisk potential. Materialens beständighet har undersökts både i laboratorium och i fält. Resultaten visar att pH och syretillgång (frånvaro av syre) har stor betydelse för nedbrytningshastigheten och den långsiktiga beständigheten.
Abstract:	Sludge and ash may be used for lining and covering of landfills, taking advantage of the good technical properties of the materials (low permeability, good bearing capacity). A comparing cost estimation points out a great economical potential. The durability of the materials has been studied both in laboratory and in the field. According to the results, pH and oxygen supply (absence of oxygen) are of great importance for the degradation rate and the long term durability.
Målgrupper:	Huvudmän för VA-anläggningar, energianläggningar och deponier
Omslagsbild:	Slamprovflaskor efter 79 dagar, foto Märta Ländell
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se Innehållet i denna rapport är identiskt med rapport "Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper", RVF Utveckling 02:18, som kan beställas i tryckt form från RVF, Britt Falkenberg, Prostgatan 2, 211 25 Malmö. Tfn. 040-35 66 00, fax 040-35 66 26, e-post britt.falkenberg@rvf.se
Utgivningsår:	2003
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Sammanfattning

Antalet deponier som ska avslutas under de närmaste åren antas öka till följd av nya deponikrav. Lämpliga material till täckning och tätning är en bristvara, framför allt i storstadsregionerna, samtidigt som det finns ett överskott av askor och slam. Ur resurs-synpunkt är all användning av överskottsmaterial positiv, om den kan ersätta naturliga ändliga materialresurser. Ett kvalitativt sätt att använda slam och aska är att utnyttja deras goda tekniska egenskaper såsom låg permeabilitet (avloppsslam) och god bärighet (aska). En förstudie som genomfördes 2001 (Sundberg & Nilsson, 2001) visade på en stor teknisk och ekonomisk potential vad gäller användning av slam som tätskikt på deponier. En jämförande kalkyl mellan alternativa tätskiktskonstruktioner visar på en kostnadsdifferens på 200 till 700 kr/ton till slammets fördel.

En inventering av erfarenheter kring användning av slam och aska har visat på ett flertal projekt där man med gott resultat använt enbart slam eller slam med inblandning av något stabiliserande material som täckning på deponier. Viss utländsk erfarenhet finns också. En sammanställning av permeabiliteten hos slam eller slam/aska som undersökts i olika undersökningar och fältförsök visar att flertalet material har en låg permeabilitet (10^{-9} – 10^{-11} m/s). Enligt förordningen om deponering av avfall skall deponier konstrueras så att lakvattenbildningen inte överstiger 5 resp. 50 l/m² och år för farligt resp. icke farligt avfall, vilket approximativt motsvaras av permeabiliteten 10^{-10} respektive 10^{-9} m/s vid gradient 1. För tätskikt av aska och slam måste utformningen av täckningen också värderas utifrån hur den påverkar möjligheterna till nedbrytning. T.ex. kan användandet av dränskikt på deponier ha negativa konsekvenser för tätskikt av aska/slam, pga. att syre lättare leds ner till tätskiktet.

Frågan om materialets beständighet är central för möjligheterna att kunna utnyttja slam som täckning på deponier. Detta har inte studerats tidigare och därför har projektet till stor del fokuserat på denna frågeställning. Utgångspunkten har varit att studera hur syretillgång (frånvaro av syre) och pH påverkar nedbrytningen. För att undersöka dessa faktorer genomfördes både fält- och laboratoriestudier. Undersökningar i fält av kalkat slam som legat utlagt ca 15 år tyder på att den mikrobiella aktiviteten har varit låg. Detta stämmer överens med resultaten från laboratorieundersökningarna där den mikrobiella nedbrytningen är låg i aska/slamblandningen. Både fältundersökning och laboratorieförsök tyder på att inblandning av aska eller kalk och den pH-höjning som därmed följer kan ha en fördröjande effekt på nedbrytningen. Avsaknad av syre bedöms som central ur beständighetssynpunkt. Syretransporten i perkolerande vatten är enligt utförda beräkningar liten, vilket innebär att det är viktigt att minska syretransporten via diffusion genom markprofilen, t.ex. genom en väl utförd packning.

Fortsatta utvecklingsprojekt i form av fältförsök föreslås, med syfte att utveckla hanteringen i större skala samt att undersöka och följa upp både tekniska och miljömässiga egenskaper.

Summary

The numbers of landfills that will be closed in the next few years are supposed to increase due to new directives. There is a shortage of suitable materials for covering and lining, especially in urban areas, while there is a surplus of ashes and sludge. In the view of saving natural resources, the use of surplus material is positive if substituting natural ending resources. A qualified way of using sludge and ashes is to take advantage of their good technical properties such as low permeability (sewage sludge) and high bearing capacity (ashes). A pilot study performed in 2001 (Sundberg & Nilsson, 2001) pointed to a great technical and economical potential regarding the use of sludge as landfill lining. A comparing cost estimation between alternative lining constructions points out a cost difference of 200 to 700 SEK/ton in favour of sludge.

An inventory of knowledge and practices concerning the usage of sludge and ashes has shown several projects where sludge or sludge mixed with stabilising materials have been used as landfill covering with good results. A compilation of the permeability of sludge or sludge/ash-mixtures studied in different projects shows that most of the materials have a low permeability. According to the Landfill Decree, landfills have to be constructed so that the yearly leachate forming does not exceed 5 l/m² for hazardous waste and 50 l/m² for non-hazardous waste respectively, corresponding to a permeability of 10⁻¹⁰ and 10⁻⁹ m/s respectively, provided a hydraulic gradient of 1. For lining consisting of sludge and ash, the cover construction must be valued by the possibilities for decomposition. The use of drainage layer in landfills may have negative consequences for the sludge/ash-liners, as oxygen more easily may reach the lining.

The durability of the material is crucial for possibilities of utilizing sludge as landfill covering. As this has not been studied before, this project has focused especially on this issue, by studying how oxygen supply (deficit) and pH influence the decomposition. Both field and laboratory studies were performed. Field studies at limed sludge that was laid out 15 years ago indicate that the microbiological activity has been low. This is in accordance with the results from the laboratory study where the microbiological decomposition is low in the ash/sludge mixture. Both the field studies and the laboratory studies indicate that mixing sludge with ash or lime and the corresponding increase in pH will delay the decomposition. The amount of available oxygen is crucial for the durability. The oxygen transport in percolating water is small according to estimations. This means that it is important to decrease the oxygen transport via diffusion through the soil profile, e.g. by a well done packing.

Further studies in the form of field studies is proposed, with the aim of developing management in larger scale, as well as to study and follow up both technical and environmental properties.

Förord

En förstudie genomförd 2001 visade på en stor potential vad gäller användning av slam och aska som täckning på deponier. Föreliggande projekt utgör etapp 1 av en huvudstudie med syfte att skapa förutsättningar för användning av avloppsslam och askor som konstruktionsmaterial i täckning av deponier.

Rapporten har utarbetats vid Geo Innova AB av Maria Carling, Märta Ländell, Elke Myrhede och Jan Sundberg som också varit projektledare. I projektet har också professor Bo Svensson och Annika Nielsen från Institutionen för Tema Vatten i natur och samhälle, Linköpings universitet, medverkat.

Projektet har till lika delar finansierats av Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF utveckling) och Svenskt Vatten (VA-Forsk). Till projektet har knutits en referensgrupp bestående av Thomas Rihm, RVF, Jan Kaijser, Tekniska kontoret Jönköping, Jan Olofsson och Eva Johansson, Länsstyrelsen Västra Götaland, Stig Hård, GRYAAB samt Hanna Gustafsson, SÖRAB.

Ett flertal företag har välvilligt bidragit med information och resultat från utförda försök till projektet.

Innehåll

Bibliografisk sida	II
Sammanfattning	III
Summary	IV
Förord	V
1 Bakgrund.....	1
1.1 Uppdrag	1
1.2 Hantering av avloppsslam	1
2 Erfarenhetsåterföring	3
2.1 Kompletterande litteraturstudie	3
2.2 Praktiska erfarenheter	4
2.3 Utländska erfarenheter	8
3 Krav på täckning	9
3.1 Generell uppbyggnad av täckning	9
3.2 Krav på täckning och lämpliga egenskaper för tätskikt	10
3.3 Bedömning av kritiska egenskaper för tätskikt av slam och aska	12
4 Miljö- och hälsoaspekter	15
4.1 Utlakning	15
4.1.1 Näringsämnen	15
4.1.2 Metaller och organiska föroreningar	16
4.2 Smittspridning	16
4.3 Lukt	17
5 Beständighet	18
5.1 Fältprovtagning vid deponier	18
5.1.1 Bakgrundsdata	18
5.1.2 Fältarbete	19
5.1.3 Analysresultat	20
5.1.4 Diskussion	24
5.1.5 Slutsatser	25
5.2 Laboratorieförsök på slam och slam/aska	26
5.2.1 Försöksuppställning	26
5.2.2 Resultat	28
5.2.3 Diskussion	32
5.2.4 Slutsatser	34
5.3 Nedbrytningshastighet	34
5.3.1 Faktorer som påverkar nedbrytningshastigheten	34
5.3.2 Beräkning av nedbrytningskoefficienter	35
5.3.3 Slutsatser	37
6 Värdering och slutsatser	38
7 Rekommendationer	42
Referenser	43
Bilagor	
Bilaga A Reseberättelse Tyskland	45
Bilaga B Diagram – fältundersökningar	50
Bilaga C Diagram – laboratorieundersökningar	52
Bilaga D Bakgrundstata för beräkning av nedbrytningshastighet	57

1 Bakgrund

1.1 Uppdrag

En kraftig ökning av deponier som ska avslutas förväntas inom de närmaste åren som en konsekvens av nya deponikrav. Lämpliga kvalitativa material till täckning och tät-skiktstruktioner för deponier är begränsade eller en direkt bristvara, framför allt i storstadsregionerna. Samtidigt finns ett överskott av förbränningsaskor och slam. Ur resurssynpunkt är det positivt om överskottsmaterial kan ersätta naturliga, ändliga materialresurser.

En förstudie genomfördes 2001 i form av en litteraturstudie med syfte att klarlägga statusen för användning av slam som tätskikt på deponier (Sundberg & Nilsson, 2001). Slutsatsen från förstudien var att potentialen för denna typ av användning är stor. Det finns emellertid tekniska och miljömässiga frågeställningar som måste klargöras innan en utbredd användning kan bli aktuell. Det gäller till exempel hur permeabilitet och bärighet varierar för olika typer av blandningar, eventuell utlakning från materialet och beständigheten på lång sikt. På några platser i landet har intressanta försök med olika slam- och askblandningar genomförts.

Med detta som utgångspunkt föreslogs ett utvecklingsprojekt med syfte att närmare utveckla metodik, förbättra tekniska egenskaper, klargöra långsiktig beständighet samt systematisera och dokumentera tidigare erfarenheter. Föreliggande rapport utgör en redovisning av etapp 1 som syftar till att fördjupa och förbättra underlaget inför utvecklingsinsatser i en planerad etapp 2.

Utgångspunkten har varit att utnyttja avloppsslammets låga permeabilitet, och att en tillsats av aska skulle kunna förbättra hållfasthets- och packningsegenskaperna. Med aska avses här främst flygaska från förbränning av biobränsle (eller kol). Projektet har huvudsakligen riktat in sig på användning av slam och aska som tätskikt på deponier. Det är emellertid tänkbart att använda slam även som skyddsskikt för hela eller delar av en deponi samt som avjämnningsskikt under tätningen. De erfarenheter som finns i dagsläget beträffande användning av slam och aska på deponier rör täckning i ett brett perspektiv. Man kan även tänka sig en användning som botten tätning i deponier.

1.2 Hantering av avloppsslam

Slam uppkommer genom mekaniska, biologiska och kemiska processer i våra avloppsreningsverk. Avloppsslammet innehåller mycket stora delar vatten och nästan allt slam från reningsverk innehåller dessutom smittämnen. För att slammet ska bli mer hanterbart, volymerna mindre och för att minska risken för smittspridning avvattnas, stabiliseras och hygieniseras slammet. Den vanligaste stabiliseringsmetoden i Sverige är rötning. Kalkstabilisering, kompostering och aerob stabilisering (luftning) är andra metoder. Avvattning är mycket viktig för att slammet ska bli mer hanterbart. Avvattning kan t.ex. ske genom centrifugering eller pressning, i vassbäddar eller genom frysning alternativt torkning. Vanligtvis ligger TS-halten mellan 25 och 30 %.

Användningen av slam från reningsverk i Sverige redovisas i tabell 1.1. Av tabellen framgår att den största delen av det slam som bildas vid avloppsreningsverk går till deponering. Stora regionala skillnader finns i användandet. Enligt förordningen om depo-

nering av avfall (SFS 2001:512) kommer det från 2005 att vara förbjudet att lägga organiskt avfall (såsom avloppsslam) på deponi.

Tabell 1.1. Användning av slam från reningsverk år 2000 (Statistiska Centralbyrån, 2002). En del av kategorin "annan användning" kan gälla olika typer av mellanlagring.

Användningsområde	%
Jordbruk	21
Annan markanvändning	32
(varav deponitäckning)	7
Mellanlager	8
Deponi	34
Annan användning	5

Naturvårdsverket har ett regeringsuppdrag rörande avloppsslam och dess användning, som redovisas i en "Aktionsplan för ökad återföring av fosfor ur avlopp från hushåll" (remissversion 2002-06-10 i form av arbetsmaterial). Naturvårdsverket föreslår mål för återföringen av fosfor från avlopp till jordbruk för år 2015 och 2025 (i form av procent-satser). Naturvårdsverket påpekar att det handlar om en strategisk omställning, men att det krävs kvalitetsförbättringar av dagens slam. Ur resurshänseende finns det emellertid inga skäl att ha bråttom med denna omställning, menar man.

Detta innebär att även med utgångspunkten att det primära målet på lång sikt är att utnyttja näringsämnena i avloppsslam, kommer det under lång tid att finnas behov av alternativa lösningar för hur slammet ska tas om hand. Ett sådant alternativ, där andra kvaliteter (goda tätande egenskaper) hos slammet utnyttjas, är att använda materialet som tätning och täckning på deponier.

2 Erfarenhetsåterföring

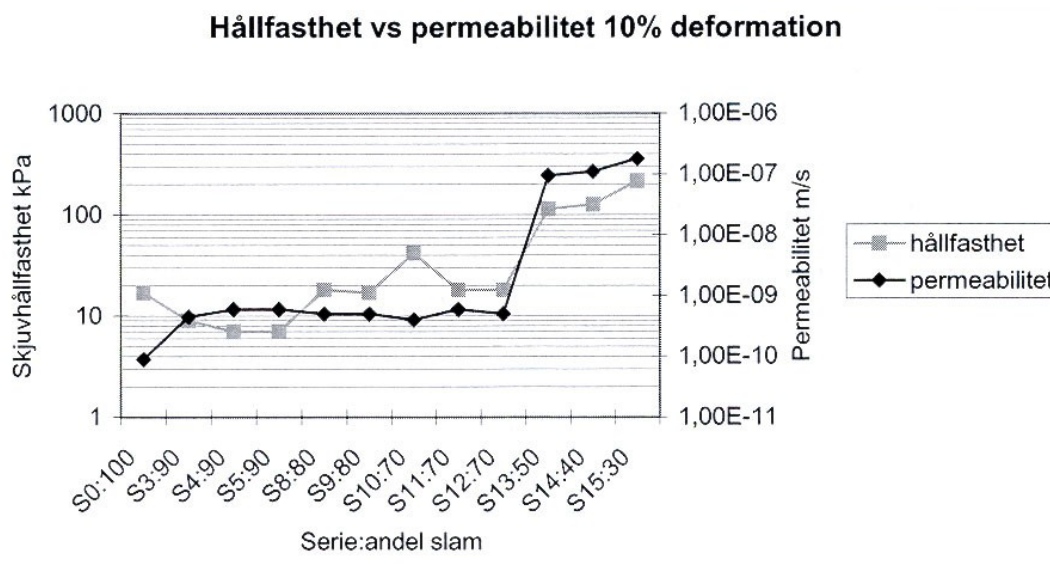
2.1 Kompletterande litteraturstudie

Den förstudie som gjordes under 2001 visade att ett långsiktigt överskott av slam föreligger och att potentialen är stor för att använda slam som tätskikt på deponier. En ekonomisk jämförande kalkyl visade på goda ekonomiska förutsättningar. Förstudien visade också att både svensk och utländsk erfarenhet finns kring användning av slam och aska som tätskikt, men att dokumentation kring erfarenheterna ofta saknas. Förstudien finns redovisad i RVF rapport 01:17. Viss kompletterande litteratur som publicerats efter att förstudien blev klar, refereras nedan.

Ytterligare erfarenhet finns från användning av slam från skogsindustrin. Slam genereras i olika processer inom papper- och massaindustrin. En del av detta slam är snarligt ”vanligt” avloppsslam.

Scandiaconsult har i ett uppdrag åt Stockholm Vatten undersökt möjligheterna att förbättra de geotekniska egenskaperna hos avloppsslam (Stockholm Vatten, 2001a, 2001b). Genom ytterligare avvattning kan TS-halten öka från 28 % till 33 %, med fortsatt låg permeabilitet och en något högre hållfasthet. Sensitiviteten var fortsatt hög. Stabilisering har utförts genom en serie inblandningsförsök med flygaska (från förbränning av biobränsle) och slam. Försöken visade på en dramatisk hållfasthetsökning från ca 17 kPa till mellan 230–430 kPa, men samtidigt ökade permeabiliteten till ca $1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Möjligen kan en optimal packning ge en lägre permeabilitet. En slutsats man kan dra är att det gäller att hitta det optimala blandningsförhållandet så att hållfastheten blir acceptabel och permeabiliteten tillräckligt låg. Även avvattning av slammet genom frysning har studerats teoretiskt. Studien visar att det borde vara möjligt även i Stockholmsområdet att er hålla acceptabla vattenkvoter genom frysning.

Andra laboratorieförsök har visat att blandningar av slam och aska med 70 och 80 % slam ger en permeabilitet på ca $5 \cdot 10^{-10}$ m/s (utvärderat från CRS-försök) och samtidigt tillräcklig hållfasthet för att materialet ska kunna användas som tätskikt på plant underlag (Cronquist, 2002), se figur 2.1. Försöken visade också att inblandning av färsk aska ger bättre hållfasthet än inblandning med lagrad aska. En förklaring kan vara att den lagrade askan till viss del redan härdat. Tillgången på färsk aska varierar emellertid under året.



Figur 2.1. Hållfasthet och permeabilitet hos prover efter 28 dagar vid 10 % deformation (Cronquist, 2002).

2.2 Praktiska erfarenheter

De praktiska erfarenheterna kring att använda aska och avloppsslam är begränsade. Vid ett fåtal anläggningar har man dock utfört försök eller använt materialen i större skala. Fiberslam från skogsindustrin har i större utsträckning använts i denna typ av tillämpningar. Även några av dessa erfarenheter finns därför beskrivna nedan. Någon heltäckande inventering av utförda projekt med användning av slam och aska har inte utförts, nedanstående beskrivningar får ses som exempel på "slamprojekt" som genomförts.

Kristianstad

I Kristianstad kommun har man under tre års tid arbetat med täckning med blandningar av aska/slam/grus (Ström, pers. komm.). Olika blandningsförhållanden har testats. För närvarande arbetar man med en blandning av 50 % rötslam (TS ca 17 %), 25 % aska från förbränning av biobränsle (både flyg- och bottenaska), samt 25 % s.k. gjutgrus. Materialet blandas med hjullastare och grävmaskin och vänds mekaniskt 3–4 gånger i limpor. Limporna får ligga och mogna 4–6 veckor, varvid konsistensen blir bättre och materialet mer lättarbetat.

Materialet som läggs ut med dumpers till 0,8–1 m täcke fungerar bra på terrass med lutningen 1:10, men ligger bra även på slänter med lutningen 1:4 – 1:5. Tidigare då inblandningen av aska var högre, fanns besvär med lukt (ammoniakavgång). Ett annat problem är utlakningen av näringsämnen (kväve och fosfor). I Kristianstad har man ytavledning av vattnet. Tillsynsmyndigheten har ställt krav på den största mängd näringsämnen som får laka ut. Problemet med näringsläckage är störst vintertid då den vegetation som finns på överytan inte kan fånga upp näringsämnena.

Permeabilitetsförsök i laboratorium utfördes 2001 på två prov med blandning av 50 % slam, 25 % aska och 25 % gjutgrus (angivet som volyms-%). Permeabiliteten, utvärderad utifrån CRS-försök, var 1,1 respektive $2,7 \cdot 10^{-10}$ m/s. (En ungefärlig omräkning till

vikts-% utifrån skrymdensiteter uppmätta i laboratorium vid ett senare tillfälle ger blandningsförhållandet 32 % slam, 14 % aska och 54 % gjutgrus.)

Permeabilitetsförsök har även utförts i fält med ”permeabilitetsrör”. Enligt försöken är permeabiliteten i storleksordningen $3-4 \cdot 10^{-11}$ m/s. Slamblandningen kan enligt uppgift inte packas vid utläggning på grund av den höga vattenkvoten. Laboratieförsök visar dock att materialet går att komprimera till en skrymdensitet på ca $1,7 \text{ t/m}^3$. Enligt uppgift så sker en kraftig egensättning i slamblandningen efter utläggning beroende på ligg-tid och nederbörd. Baserat på densitetsbestämningar på material före utläggning och material som legat ute ett år sker en densitetshöjning ca 1,26 till $1,4-1,6 \text{ t/m}^3$. Det motsvarar en egensättning på 10–22 % (andel av totala slammäktigheten). Med utgångspunkt från den maximala densitet som uppmäts efter kompaktering i laboratorium så kan en egensättning på ca 25 % förväntas.

Gislaved

I Gislaved har man en 16 ha stor deponi som avslutats enligt tidigare riktlinjer. Deponin har sjunkit i toppen och man har velat förbättra tätningen (Wångmar, pers. komm.). På en mindre yta (1,2–1,3 ha) har man lagt ut ett slamskikt (0,5–1 m tjockt) som fått ligga över vintern varefter det har packats med bandmaskin. Trots vintern har slammet inte varit genomfruset, vilket gjort att det varit svårt att packa. Konventionella komprimeringsfordon har inte kunnat användas.

Slamskiktet har sedan överlagrats av fiberduk, 0,35 m bergkross, fiberduk, 0,2–0,7 m morän, 1,2 m torv och slutligen ett tunt växtskikt som ytlager.

I samband med utläggandet installerades också en ”regnmätare” under tätskiktet. Endast 8–9 mm/år av nederbörden har perkolerat ner genom tätskiktet. Inga kemiska analyser har gjorts på det insamlade lakvattnet, men det skulle i princip vara möjligt att göra. Även i dräneringslagrets utlopp i slänterna har det visat sig vara ytterst lite vatten. En möjlig förklaring är att vattnet magasinerar i torvlagret.

Under hösten kommer man att breda ut ett nytt lager (0,5–0,6 m) slam på en ny yta. Detta kommer sedan att överlagras av överskottsmassor.

På slänterna där man av stabilitetsskäl inte kan använda enbart slam har man idéer om att använda en blandning av avloppsslam och slagg från avfallsförbränning. Länsstyrelsen vill i dagsläget inte acceptera en sådan lösning.

Falun

I Falun planerar man att använda bl.a. en blandning av aska och bioslam från pappersindustrin som tätskikt vid täckning av den kommunala deponin (Karlsson, 2002). Bioslam är slam från industrins rening av processvattnet. Det liknar därmed till viss del avloppsslam från ”vanliga” reningsverk, men innehåller mer fibrer och förmodligen inte lika mycket näringsämnen. Tidigare erfarenheter från täckning av gruvavfall har visat på goda möjligheter att använda en sådan blandning. Kolvprover från ett sådant tätskikt har haft en hydraulisk konduktivitet på mellan $1,6 \cdot 10^{-9}$ och $2,7 \cdot 10^{-9}$ m/s. Den nu aktuella slamblandningen testades i laboratorium och hade där en permeabilitet på $1,3 \cdot 10^{-9}$ m/s. Två alternativa utformningar projekterades och försöksytorna lades ut sen höst 2001. Erfarenheterna från utläggningen visade att materialet går bra att hantera, det kan

läggas ut med grävmaskin över stora ytor, dock inte med en släntlutning överstigande 1:3.

Under sommaren 2002 har ostörda kolvprover tagit på båda försöksytorna vid olika nivåer. Permeabiliteten ska mätas på laboratorium i celltryckspormeameter och resultaten ska redovisas innan årsskiftet till Falu kommun.

Klippan

Vid Hyllstofta avfallsanläggning har försök utförts med fiberslam som topptätning (RVF, 2000). Fibermassan kommer från Klippans finpappersbruk och består av 20 % kaolin, 30 % krita och 50 % cellulosafibrer. Fiberslam med TS-halt 30 % lades i en flack yta och en yta med lutningen 1:3. På den flacka ytan tyder försöken på att slammet inte fungerade som tätskikt utan höga flöden genom skiktet uppmättes i samband med regn. I slänten fungerade däremot tätskiktet och lakvattnet avleddes via dräneringsskiktet ovanför tätskiktet. Den kraftiga lutningen underlättar ytavrinning vilket medför att endast en mindre mängd vatten infiltrerar ner genom markytan. På samma sätt underlättas dräneringen ovanför fibermassan av den stora lutningen. En slutsats i rapporten är att det är tveksamt om tätskikt behövs vid dessa lutningar. Laboratorieförsök i permeameter utfördes på material som togs upp ur provytan. Resultaten visade på en hydraulisk konduktivitet på $3 \cdot 10^{-6}$ m/s. Lägre värden erhålls vid försök på mald fibermassa och fibermassa avvattnat i fiberduk. Materialet blev också tätare om det våtpackades. Initieellt uppmättes höga flödes hastigheter under tätskiktet. Troligtvis hade fiberslammet till följd av den höga vattenkvoten avgett vatten vid pålagring av skikten ovanför.

Analys av totalkol i färsk respektive deponerad fibermassa visar att halten av cellulosa inte minskar under de första tjugo åren, dvs. ingen eller liten nedbrytning av anaeroba bakterier.

Man har gjort fortsatta försök vid Hyllstofta och sommaren 2001 gjordes försök med olika blandningar med fiberslam och avloppsslam (Torstendahl, pers.komm). Materialet var svårhanterligt och hade under första sommaren (2001) dålig bärighet. Efter att ha legat ett år är bärigheten nu bättre. Sättningar har skett i materialet. Materialet har inte varit täckt, vilket gett upphov till torksprickor. Misstankar finns om att det är fiberslammet som huvudsakligen ger upphov till bärighetsproblemen.

I mindre skala har tjugo olika ytor byggts upp med olika mixningar (rötslam, sand, aska, fiberslam, komposterat fiberslam m.m.). Dessa mixningar har fungerat bättre än de tidigare. För närvarande pågår laboratorieförsök för att undersöka permeabiliteten. Man kommer också att testa bärigheten rent praktiskt genom att köra ut med maskiner på materialen.

Växjö

I Växjö genomfördes i början av 90-talet försök med användning av rötslam i botten-skiktet på deponier (Helldén & Fransson, 1994). Resultaten var goda. Genom frysning kunde slammets bärighet förbättras så att konventionella entreprenadmaskiner kunde användas för utläggning. Laboratorieförsök (CRS) visade att slammet redan vid liten kompakteringsgrad hade en låg permeabilitet, ca $2 \cdot 10^{-10}$ m/s. I fält uppmättes permeabiliteten till $5 \cdot 10^{-9}$ m/s. Laboratorieförsöken visade också att slammet hade en låg skjuvhållfasthet, men arbetena i fält visade att skjuvhållfastheten trots allt var tillräcklig för att maskinerna skulle kunna arbeta på slammet. Trots de goda resultaten har man

inte fortsatt med att använda rötslam för bottentätning, delvis beroende på det merarbete som trots allt uppkommer vid användning av rötslam (svårigheter att lägga ut materialet).

På två mindre deponier har man använt lika delar rötslam och morän (50 volyms-%) som täckmaterial, vilket har fungerat bra (Fransson, pers. komm.). Blandningen av morän och rötslam har skett i tvångsblandare, en typ av flyttbar skruv.

I Växjö har man också i slutet på 90-talet använt avloppsslam blandat med avvattnat sjösediment som sluttäckning på Norremark-deponin. Några villkor i form av formulerade krav på täthet ställdes inte i samband med sluttäckningen.

Täby

SÖRAB har använt slam som tätskikt vid sluttäckning av Hagbyupplaget (Brundin, pers. komm.). Två till tre skikt lades ut med ca ett halvårs mellanrum. Innan ett nytt skikt lades på packades det föregående med bredbandsmaskin. Täckning skedde därefter med ca 1–1,5 m jord. Vissa problem förekom i branta slänter. Visuell kontroll vid senare provgroppsgrävning tyder på bra förhållanden med liten nedbrytning och ”lämplig” konsistens. Vid Hagbyupplaget har fältprovtagning genomförts i föreliggande projekt, se vidare kapitel 5.

Alvesta

I Alvesta har man under flera års tid använt sitt kalkstabiliserade slam (TS 30 %) för sluttäckning av en av kommunens deponier (Gustavsson, pers. komm.). Man utnyttjar dock inte slammets goda tätande egenskaper, utan slammet ingår som en del i skyddsskiktet. Som tätskikt används bl.a. gjuterisand. Man har inte haft några praktiska svårigheter med hanterandet av slammet, inte heller några luktproblem.

Ystad

I Ystad har olika blandningar av slam, aska, sand och kompost använts som massor för landskapsmodelleringar på deponier. Hanteringsmässigt har det fungerat bra. pH-värdet har blivit högt, vilket försvårat växtetablering. Blandningen har utförts med hjullastare, vilket inte alltid gett helt homogena blandningar (Leander, pers. komm.).

Södertälje

På Tveta återvinningsanläggning kommer man i samband med sluttäckning att pröva att använda slam eller aska i skyddsskiktet (Tamm, pers. komm.). I tätskiktet kommer man att testa olika blandningar av bentonit och flygaska. Den första provytan kommer att anläggas under hösten 2002. Totalt avser man att anlägga 4–5 provytor om ca 1 ha vardera där man testar olika blandningar i tät- och skyddsskikt.

Borås

Vid Gässlösa avfallsupplag utfördes i slutet av 90-talet försök med rötslam som tätskikt på tre olika provytor i form av lysimetrar. Försöken föll inte väl ut, eftersom materialet inte erhöll tillräcklig täthet och en stor mängd nederbörd därför perkolerade ner genom materialet (Jarlsvik, pers. komm.). Några entydiga slutsatser om orsakerna till detta är svåra att dra utifrån tillgängliga uppgifter, men en förklaring skulle kunna vara att materialet inte packades ordentligt.

2.3 Utländska erfarenheter

I Finland har man relativt lång erfarenhet av att använda fiberslam från skogsindustrin i olika tillämpningar inom markbyggnad, inklusive som tätskikt på deponier. Mäkelä & Höynälä (2000) menar att när mängden organiskt material i fiberslammet minskar t.ex. på grund av nedbrytning, blir materialet tätare och permeabiliteten minskar. Även en minskande vattenkvot ger lägre permeabilitet pga. att slammet blir hårdare. Konstruktioner med fiberslam blir tätare och konsoliderar med tiden. De initiala sättningarna tar ungefär ett halvt till ett år. De fiberslam som studerats är inte lättnedbrytbara, delvis beroende på innehållet av kaolin. Frys-tö förlopp ökar permeabiliteten i storleksordningen tio till hundra gånger, vilket innebär att frysning i ett tätskikt måste förhindras. Fiberslam kan enligt Mäkelä & Höynälä bearbetas och läggas ut med konventionella maskiner. Om materialet blandas med t.ex. aska krävs att det packas på platsen omedelbart efter blandning. När det gäller beständigheten visar studier att nedbrytningen av fiberslam efter femton år är liten eller obefintlig.

Erfarenheterna av att använda avloppsslam är däremot begränsad. Användning i form av täckning på deponier har enligt uppgift diskuterats, men ännu inte förverkligats (Wahlström, pers. komm.). Blandningar med aska och avloppsslam har testats i laboratoriemiljö av SCC Viatek (Maijala, pers. komm.).

För närvarande pågår vid VTT i Finland ett projekt om miljöegenskaper hos alternativa material för tätskikt. Tre olika blandningar/material studeras, bl.a. blandningar med flygaska, förorenad jord och fiberslam.

Företaget Gereka GmbH i östra Tyskland har utvecklat en metod att minska infiltrationen genom de s.k. Kalihalden (resthögar från saltbrytning) med hjälp av ett växtskikt, den s.k. grönskningstekniken. Metoden går ut på att täcka högen med en blandning av slam och aska. För att effektivisera inblandningen har en speciell blandningsteknik utvecklats, där aska och slam via transportband når ett stort blandningskärl med specialutformade skovlar. I blandningsutrustningen sker avsugning av ammoniak och tillsats av doftämmande ämnen. Den färdiga blandningen tippas sedan från släntkrön (släntlutning 1:1) och får ”rinna ut” till ett halvmeter tjockt skikt. Materialet blir hårt och tar pga. vattenunderskott inledningsvis åt sig vatten. Härdningen förhindrar erosion. De tekniska svårigheterna hänger framför allt ihop med utlakning av näringsämnen och metaller (främst koppar). Den ammoniak som tagits omhand i blandningsutrustningen kondenseras och fälls ut som ammoniumsulfat som sedan säljs till gödselindustrin. Grönskningstekniken finns närmare beskrivet i en reseberättelse i bilaga A.

3 Krav på täckning

Deponering av avfall regleras bl.a. i förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall. Deponin ska enligt förordningen konstrueras så att den maximala genomströmningen (dvs. lakvattenbildningen) inte överstiger 5 l/m^2 och år från en deponi för farligt avfall och 50 l/m^2 och år från en deponi för icke-farligt avfall. Detta är det funktionella kravet på deponins täckning. I förordningen tas inte aspekten beständighet upp, utan en rimlig beständighet hos täckningen förutsätts.

3.1 Generell uppbyggnad av täckning

Sluttäckning är enligt förordningen om deponering av avfall den samlande termen för en permanent övertäckning som kan bestå av utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt, dräneringskikt och skyddsskikt.

Täckningens främsta uppgift är att begränsa nettoinfiltrationen (dvs. lakvattenbildningen) i upplaget. Dimensioneringen görs utifrån de aktuella kraven på infiltrationsbegränsning och beständighet och utförs med hjälp av vattenbalansberäkningar. Perkolationen av vatten genom täckningen beror bl.a. på tätskiktets permeabilitet och mäktighet samt vattentrycket. Sluttäckningen utgörs primärt av ett tätskikt och ett skyddsskikt, se tabell 3.1. Alla skikt förekommer inte på samtliga deponier. Tätskiktet kan bestå av ett eller flera skikt och syftar till att motverka infiltration av nederbördsvatten. Det understa skyddsskiktet är till för att skapa ett byggbart och avjämnat underlag, för att utjämna sättningar samt att skydda tätningen mot föremål i avfallet.

Tabell 3.1. Principiell uppbyggnad av en sluttäckning.

Växtetableringsskikt/erosionsskydd
Skyddsskikt
Ev. rotspärr/ev. grävskydd
Ev. dränskikt
Tätskikt
Kapillärbrytande skikt
Avjämningskikt/skyddsskikt mot avfall

Tätskiktet är den barriär i deponin som huvudsakligen ska begränsa spridningen av föroreningar från deponin. Skiktets mäktighet påverkar funktionen. Skiktet ska främst fungera som vattenbarriär (hindra vatten att ta sig in i deponin och bilda lakvatten).

Skyddsskiktet ska skydda framför allt tätskiktet mot yttre påverkan som kan försämra funktionen. Faktorer som kan påverka beständigheten och därmed funktionen är risken för erosion, uttorkning, frostpåverkan, rotpenetration, biokemisk påverkan och mekanisk påverkan. Typ av material och skiktets mäktighet påverkar skyddsskiktets egenskaper. Morän eller annat friktionsmaterial är ofta lämpligt.

Den hydrauliska gradienten över tätskiktet är en av de faktorer som påverkar perkolationen genom skiktet. Ett *dränerande lager*, i form av ett grovt material, mellan tätskiktet och skyddsskiktet minskar den hydrauliska gradienten och därmed infiltrationen. Ett grovt material kommer också att verka *kapillärbrytande*, dvs. skära av verkan av de

kapillära krafterna mellan ett finporöst tätskiktmaterial och ett motsvarande skyddsskiktmaterial. Ett *gasuppsamlande skikt* under tätskiktet kan anläggas för att leda bort eventuellt bildad gas.

Genom att kombinera olika typer av skikt eller material kan man utforma ett tätskikt i flera skikt, en *komposittätning*, bestående av flera delskikt. På det sättet kan man överbrygga de nackdelar som olika material har, och därmed minska inverkan av ogynnsamma händelser som sprickbildning. Vissa delskikt kan utgöras av dränerande material med funktionen att snabbt föra bort vatten och därmed minska den hydrauliska gradienten över tätskiktet, och/eller verka kapillärbrytande.

3.2 Krav på täckning och lämpliga egenskaper för tätskikt

Det övergripande kravet på täckningen är att funktionen upprätthålls på lång sikt. I förordningen finns inte reglerat hur topptätningen ska vara konstruerad. I stället är kraven formulerade som maximal tillåten perkolation genom täckningen i antal l/m² per år, dvs. ett funktionskrav. För en deponi för farligt avfall gäller som tidigare nämnts att lakvattenproduktionen inte får överstiga 5 l/m² och år, för en deponi för icke farligt avfall gäller 50 l/m² och år. Detta funktionskrav medför i sin tur att en rad andra krav bör ställas på de material som ska fungera som täckning. Framför allt gäller det faktorer som på ett eller annat sätt kan påverka beständigheten.

Skyddsskiktets överyta kan utsättas för *erosion*. Beständigheten mot erosion säkerställs genom materialvalet. Lämpliga material i skyddstäckningens övre del är grovkorniga friktionsmaterial och blandkorniga material, t.ex. morän, grus och krossmaterial. För att minska risken för erosion är också upplagets utformning viktig (lutning, ytform).

Tjälskador kan utgöras av skador orsakade av tjällyftning och nedsatt bärighet på våren. Dessutom finns risk för sprickbildning i tätskiktet och ökad genomsläpplighet för vatten och gas. I NV rapport 4610 anges att största tjäldjupet varierar mellan 1,0 till 2,5 m i Sverige. Ett flertal faktorer såsom snöns mäktighet och köldperiodernas inträffande påverkar dock tjälnedträngningen. Tjäldjupet påverkas också av extra skikt i täckningen med andra dränerande/värmeledande/värmehållande egenskaper än skyddsskiktsmaterialet. Dränerande material ökar i allmänhet tjäldjupet. Tjäldjupet är också beroende av vattenhalten i jorden. En hög vattenhalt innebär en hög andel frysvärme (vilket verkar mot mindre tjäldjup) men också en hög värmeledningsförmåga (vilket verkar mot större tjäldjup). Ovanstående innebär i sig en motsättning, där olika material påverkas på olika sätt. Vanligtvis dominerar inverkan av frysvärme.

Vegetation på överytan av täckningen är önskvärd eftersom den är väsentlig för vattenbalansen och evapotranspirationen samt förhindrar erosion. Med vegetationen följer risken att rötter tränger ner och skadar tätskiktet. Rötter hos många växter, t.ex. träd, kan söka sig till relativt stora djup. Trädrötter har svårigheter att penetrera väl komprimerade skikt av finkorniga material. Penetrationsdjupet begränsas också av tillgången på vatten och syre. Förutom risken för *rotpenetration* kan vegetationen också bidra till uttorkning. Eriksson & Lundin (2001) anger att träd kan inverka på en leras uttorkning ner till 5,5 m. Med ett mäktigt skyddsskikt erhålls goda magasineringsförhållanden i skyddstäckningen och växtrötternas nedträngning begränsas. Dessutom kan man då uppnå vattenmättnad i tätskiktet, vilket ytterligare minskar risken för rotpenetration

eftersom de flesta rötter inte klarar att leva under grundvattenytan. De ”drunknar” eftersom syretillgången är begränsad.

Funktionen hos tätskiktet kan också förstöras genom *mekanisk påverkan*, t.ex. genom olika typer av grävningsarbeten. Sådan påverkan kan förhindras genom någon typ av ”varningssignal”, t.ex. ett mycket hårt skikt.

Materialet i tätskiktet bör vara *plastiskt*. Det innebär att det måste kunna ta upp rörelser i underlaget, dvs. ha en rimlig eftergivlighet mot förändringar i undergrunden. För att underlätta detta kan man lägga ett extra skyddsskikt under tätskiktet, som utjämnar sättningar samt skyddar tätskiktet mot t.ex. vassa föremål i avfallet. Genom att vänta några år med att sluttäcka deponin kan en del sättningar hinna tas ut.

Ett annat krav är att materialet är *byggbart*, dvs. det måste kunna hanteras praktiskt. Det innebär att hållfastheten måste vara tillräcklig för att arbetsfordon ska kunna lägga ut det, köra på det och packa materialet.

Även *stabiliteten* är av stor betydelse. Ett släntskred i täckningen skulle kunna innebära att avfallet blottades. Väsentligt är skyddsskiktets stabilitet, gränsskiktet mellan skydds- och tätskikt samt tätskiktets inre stabilitet. Stabiliteten är delvis beroende av vattentrycket. Ett dränskikt över tätskiktet minskar höga vattentryck och förbättrar stabiliteten.

Sprickbildning av tätskiktet genom uttorkning eller frysning måste förhindras. Ett mäkligt skyddsskikt med god magasineringsskapacitet innebär större möjligheter att behålla fuktigheten. En hög vattenhållande förmåga medför emellertid en ökad hydraulisk gradient över tätskiktet och att perkolationen genom tätskiktet ökar. En hög vattenhalt kan också påverka stabiliteten i negativ riktning.

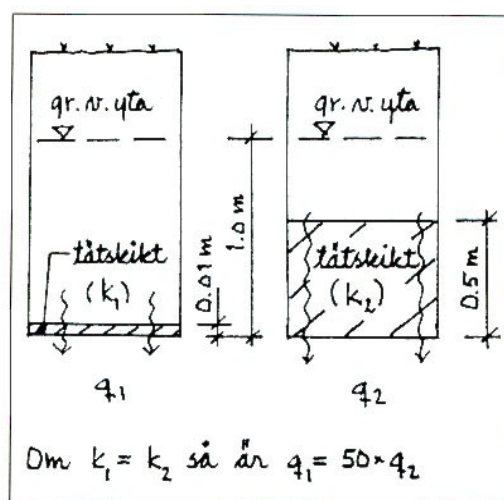
Tätskiktet bör också *förhindra föroreningstransport*. Genom en låg genomströmning blir den konvektiva föroreningstransporten liten. Föroreningstransport kan också ske via diffusion. Diffusionen styrs bl.a. av tätskiktets tjocklek och dess permeabilitet. Ett kapillärbrytande skikt skyddar mot diffusiv transport, och förhindrar dessutom den kapillära föroreningstransporten.

Tätskiktet måste ha en *låg vattengenomträngning*. Ur tabell 3.2 framgår att funktionskravet på 5 respektive 50 l/m² och år kan klaras med en permeabilitet på 10⁻¹⁰ m/s respektive 10⁻⁹ m/s hos tätskiktet, förutsatt att den hydrauliska gradienten är ett.

Tabell 3.2 Flödet Q genom ett tätskikt, räknat per kvadratmeter med olika permeabilitet hos tätskiktet och olika hydraulisk gradient. k =permeabilitet, i =hydraulisk gradient

	$k = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$		$k = 1 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$	
	$i = 1$	$i = 2$	$i = 1$	$i = 2$
$Q \text{ (l/år)}$	32	63	3	6

Flödet genom skiktet styrs indirekt också av skiktets mäktighet (som kan påverka den hydrauliska gradienten), vilket framgår av figur 3.1.



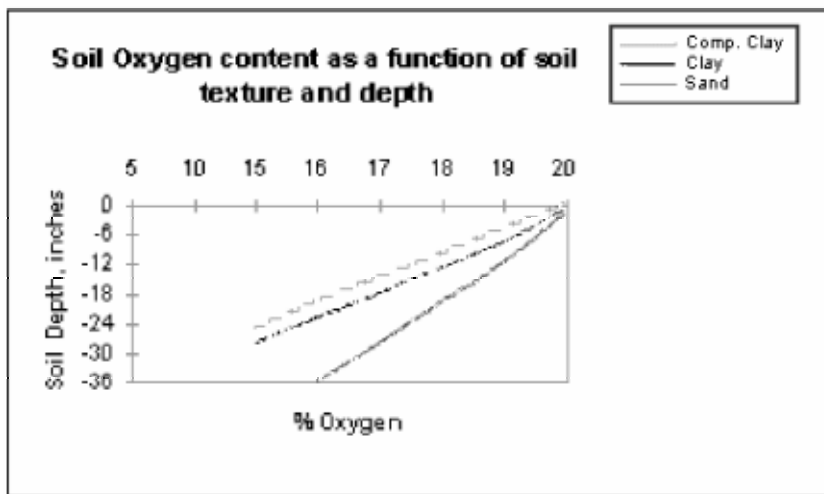
Figur 3.1. Illustration av betydelsen av tätskiktets mäktighet. Grundvattennivå och tätskiktets permeabilitet är lika i de båda fallen (Svenska Geotekniska Föreningen, 1999).

Flera av de krav och önskade egenskaper som beskrivs ovan står emot varandra. Det innebär att det för olika material krävs en optimering, där olika egenskaper vägs mot varandra.

3.3 Bedömning av kritiska egenskaper för tätskikt av slam och aska

Utgångspunkten när det gäller bedömning av ett tätskikt som utgörs av en blandning av slam och aska är bl.a. hur beständigheten påverkas av vatten- och syretillgången samt hur utlakningen av framför allt näringsämnen kan påverkas vid olika typer av konstruktioner. Detta styrs i sin tur av hur övrigt skikt är utformade och fungerar.

Tillgången på syre är central ur beständighetssynpunkt (se vidare avsnitt 5.3). Genom skyddsskiktet kan man minska syretillgången till tätskiktet, för att på det sättet minska risken för nedbrytning i tätskiktet. Generellt sett minskar syretillgången i marken, både med avseende på djupet och beroende på porositeten, se figur 3.2. Detta framgår också av de fältundersökningar som gjorts i detta projekt (se vidare avsnitt 5.1).



Figur 3.2. Syretillgångens variation med markdjupet för lera respektive sand (Texas Tech University, 2002). (1 inch = 2,54 cm)

Syretillgången beror också på vattenmättnadsgraden. En högre vattenhalt ger lägre syrehalt. I väl-dränerade jordar med gasfyllda porer kan syrgas diffundera till flera meters djup. Om porerna fylls med vatten blockeras diffusionen av syrgas. Att syretransporten i vatten är av underordnad betydelse för den aeroba nedbrytningen framgår av beräkningar i avsnitt 5.3. Ovanstående innebär att ett mäktigt och välpackat skyddsskikt minskar tillgången på syre vid tätskiktet och därmed möjligheterna till nedbrytning av materialet. Ett dränskikt av grovt material, med syfte att minska den hydrauliska gradienten över tätskiktet, kan dock medföra att syre lättare leds ner till tätskiktet. I en täckning utan dränskikt kan vattenhalten förväntas bli högre ovan tätskiktet, och därmed kan diffusionen av syrgas till viss del förhindras. Ett dränerande lager ovan tätskiktet kan dock innebära att utlakningen från slam/aska-tätskiktet minskar, eftersom vattnets upphållstid blir mindre. Det kan också finnas möjligheter att ta omhand dräneringsvattnet och leda till t.ex. en våtmark. Utlakning av näringsämnen och ev. föroreningar från slam behandlas mer utförligt i avsnitt 4.1.1.

Eftersom nedbrytning kan ske både aerobt och anaerobt kommer en viss nedbrytning alltid att ske, oavsett tillgång på syre. För att motverka den porositetsökning (och därmed en högre permeabilitet) som nedbrytningen kan medföra, krävs att en omlagring sker. Detta underlättas av en stor överlast, dvs. ett mäktigt skyddsskikt. Finska studier (Mäkelä & Höynälä, 2000) pekar på att nedbrytning i fiberslam (restprodukt inom pappersindustrin) t.o.m. kan ge en lägre permeabilitet och ett tätare material. Värt att notera är dock att fiberslam innehåller kaolin, ett lermineral som kan förväntas bidra till en låg permeabilitet.

Uttorkning av tätskiktet kan leda till sprickbildning. Risken med uttorkning av material är inte specifikt för tätskikt av slam/aska, utan finns även för andra tätskiktsmaterial (naturliga leror). Ett kapillärbrytande lager i täckningen kan förhindra uttorkning. Det är av särskild betydelse för tätskikt av slam, eftersom den låga permeabiliteten hänger ihop med det höga vatteninnehållet. Frysning kan i sig leda till uttorkning och försämrade egenskaper. Uttorkning kan dessutom förhindras genom ett skyddsskikt med god vattenhållande förmåga (se ovan).

De näringsämnen som finns i slam ökar risken för oönskad vegetation och rotpenetration. Den basiska miljö som erhålls genom askinblandning bör innebära att vegetation hämmas. Som beskrivits ovan (avsnitt 3.2) bidrar också en hög vattenmättnad i tätskiktet till att minska risken för rotpenetration.

Sättningar i undergrunden (avfallet) kan leda till sprickbildning. Nauska & Täthinen (2000) hävdar att tätskikt av fiberslam klarar sättningar och deformationer bättre än naturliga leror, pga. de plastiska egenskaperna. Man kan förvänta sig att avloppsslam har liknande egenskaper.

Slam har i allmänhet en låg bärighet. I vissa fältförsök där enbart slam använts har hållfastheten varit ett problem. Blandningar med slam och aska har fungerat bättre. Inblandning av aska i laboratoriemiljö har också medfört att hållfastheten avsevärt förbättrats (Stockholm Vatten, 2001b). En blandning av slam och aska bedöms därför ha tillräckligt god hållfasthet för att vara byggbart och för att kunna fungera som tätskikt.

Syftet med ”komposittätningar” har beskrivits ovan (avsnitt 3.1). Även med tätskikt av slam/aska kan principen användas. En flerskiktskonstruktion med geomembran som ett delskikt kan minska vattentransporten till tätskiktet (slam/aska-blandningen) och hämma syrediffusionen. En annan möjlighet är att utföra en konstruktion med lerlager som ett extra tätskikt. Med slam/aska-blandningen kan lerlagrets mäktighet begränsas jämfört med om endast lera använts som tätskikt.

4 Miljö- och hälsoaspekter

4.1 Utlakning

Utlakning från en topptätning med slam är en komplicerad process. När nederbörd perkolerar ner genom dränskiktet och når tätskiktet av rötslam sker från varje delyta på deponin en utlakning av eventuella föroreningar eller näringsämnen. Utlakningen sker i form av upplösning av partiklar samt via diffusion. Efterhand kommer processen att bli diffusionsstyrd. Diffusionens storlek beror på en diffusionskoefficient som är konstant samt av en drivande gradient, som utgörs av skillnaden mellan halten i porvattnet i deponin och halten i det på slammet ytavrinnande vattnet. Det vatten som infiltrerar längst upp på upplaget kommer således inledningsvis att vara utsatt för en stor drivande gradient eftersom halten av det utlakade ämnet i det infiltrerade vattnet är liten. Efterhand när vattnet transporteras efter sluttningen kommer gradienten att minska och haltökningen att avta. Den slutliga halten i vattnet bör till stor del bli beroende av uppehållstiden på slammet.

Ett dränerande skikt ovan slamtätskiktet kan göra att halterna blir lägre. Dräneringsvattnet kan eventuellt tas om hand. En konstruktion med flera delskikt, där ett av skikten utgörs av geomembran och ett annat av slamskikt, minskar vattenbelastningen på slamtätskiktet och därmed utlakningen, se vidare kap 3.

Åtgärder som kan minska utlakningen från slammet eller minska inverkan av densamma, kan t.ex. vara:

- En minskning av den lakande ytan av slammet, t.ex. genom täckning med enkel plastfolie som sedan eventuellt täcks med finkornigt material. Plastfolien behöver bara ha en låg beständighet eftersom den endast syftar till att jämna ut utlakningen under en så lång tidsperiod att naturen kan ta hand om överskottet av näringsämnen.
- Förbättrad dränering på upplaget så att uppehållstiden för vattnet på slammet minskar påtagligt (vilket dock kan medföra uttorkning av slammet)
- Plantering av växtlighet runt upplaget, eventuellt i kombination med enklare våtmark.

Näringsämnen

Avloppsslam innehåller drygt 3 % total-kväve och knappt 3 % total-fosfor. Av kvävet är ca en fjärdedel i form av ammoniumjoner och lätttröligt, resten är organiskt bundet och svårtillgängligt. Vid nedbrytning av det organiska materialet frigörs dock kvävet. Det kan också ske genom denitrifikation i anaerob miljö. Fosfor är något mer fast bundet (förekommer dels organiskt bundet, dels i form av järnfosfat och aluminiumfosfat beroende på fällningskemikalie). Läckaget av kväve bedöms inte utgöra något stort problem, eftersom kväveinnehållet i förhållande till fosforinnehållet, är litet sett ur växtnärings-synpunkt (Staafl, pers. komm.). Beroende på recipient kan eventuellt problem uppstå lokalt (se nedan).

Resultat från undersökningar av GRYAAB på avvattnat kalkat slam (ej rötat) som använts vid markbyggnad (Andersson & Mattsson, 1995) visar att utlakningen inledningsvis är mycket hög, men att den snabbt avtar. Under de två första åren efter utläggning var kväveutläckaget mycket högt (uppmätt i lysimetrar), därefter minskade utläckaget

till lägre nivåer. Utläckaget av fosfor var något mindre, och minskade ytterligare efter de två första åren. Efter sju år hade ca 20 % av den totala mängden kvävet lakat ut, men endast 1 % av fosfor. En stor andel av kvävet har därmed lakats ut redan efter sju år. Lakvattenhalterna är jämförbara med dem som uppmätts vid liknande försök vid Sofielunds avfallsanläggning. Täckningen utgjordes där av rötslam och slagg från avfallsförbränning.

Enligt resonemanget ovan är utlakningen bl.a. beroende av vattentillgången, vilket också framgår av GRYAABs undersökning (Andersson & Mattsson, 1995). Utlakningen av kväve och fosfor var högre i lysimetrarna där så gott som all nederbörd infiltrerar ner i slammet, än vid ”markbyggnadsplatsen” där vattentillgången bedömdes vara mindre pga. växtlighet och större dräneringsmöjligheter. Föroreningstransporten kan i båda fallen förväntas ske via konvektion, medan den vid tätskikt kan förväntas ske genom diffusion och då troligen blir lägre.

De refererade studierna pekar på att utläckaget av kväve och fosfor inledningsvis kan vara betydande. Vilken miljöpåverkan det har, beror på omgivningens förmåga att ta hand om näringsämnen. I sötvatten är fosfor ett bristämne, vilket innebär att varje fosfortillskott ger en ökad tillväxt. Med andra ord – fosfor är det tillväxtreglerande ämnet i sjöar och vattendrag. Lokaliseringen av deponin är därför av stor betydelse för värderingen av utlakningen. Även om näringsläckaget från en deponi med slamtätskikt lokalt och under en kortare tid kan bli mycket högt, är de utsläppta mängderna totalt sett små jämfört med det läckage som sker från t.ex. jordbruket. I det långa perspektivet bedöms inte näringsläckaget utgöra ett problem, eftersom de lätttrörliga närsalterna kan förväntas laka ut under en begränsad tidsperiod.

I Tyskland har man vid användning av blandningar med slam som täckning på gamla salthögar (se vidare bilaga A) sett näringsläckaget som ett problem. Man har där löst det genom att i blandningsutrustningen suga ut ammoniak och sedan sälja ammoniumsalt till gödselindustrin. Man bör i sammanhanget påpeka att geologin och geohydrologin i Tyskland är annorlunda än i Sverige, vilket har betydelse när man värderar utlakning.

Metaller och organiska föroreningar

Enligt de litteraturreferenser som tidigare har studerats (Sundberg & Nilsson, 2001) finns inget som tyder på att utlakning av metaller och organiska föroreningar skulle utgöra ett problem. Detta bör dock undersökas närmare i en etapp 2 med fältförsök.

4.2 Smittspridning

Vid spridning av avloppsslam finns även risk för smittspridning via patogener (sjukdomsframkallande mikroorganismer). En behandling som kraftigt reducerar innehållet av patogener kan benämnas hygienisering. I Naturvårdsverkets slamprojekt kommenteras behovet av krav på hygienisering vid användning av slam. Ett förslag på ny förordning för avloppsslam och dess användning finns framtaget och inkluderar behandlingsalternativ i kombination med användningsrestriktioner. Förordningen föreslås gälla mer generellt än de nuvarande föreskrifterna (dvs. även för användning på annan mark än jordbruksmark).

Samrådsgrupp Östgötaslam baserar sina behandlingskrav på förslag till kommande EU-direktiv. Man kräver att slammet lagras minst 6 månader, alternativt kalkbehandlas (för

att höja pH) eller rötas termofilt (Rydhagen, muntl. komm). Kraven liknar de som Naturvårdsverket föreslår i förslaget till ny förordning.

Med utgångspunkt från ovanstående bedöms smittoriskerna vid användning av avloppsslam som tät- eller täckskikt vid deponier som mycket liten (rötat slam och högt pH).

4.3 Lukt

Hantering av avloppsslam kan ge upphov till luktproblem. Inblandning av aska ger dessutom upphov till ammoniakavgång. Eftersom hanteringen av slam och aska som ska användas som täckningsmaterial kommer att ske i anslutning till deponier bedöms inte luktproblemen vara betydande. Vid Gereka GmbH i Tyskland har man löst problemen genom att ammoniak sugas ut och doftämmande ämnen tillsätts i den blandningsutrustning som används.

5 Beständighet

Frågan om materialet är beständigt är central för möjligheterna att kunna utnyttja slam som täckning på deponier. Beständigheten för täckningsmaterial slam och aska antas huvudsakligen vara beroende av i vilken grad nedbrytning sker av det organiska materialet. Nedbrytning av organiskt material i rötslammet/blandningen kan få negativa konsekvenser för täckningens funktion. För att undersöka hur slammet åldras till följd av mikrobiell nedbrytning genomfördes studier i fält på existerande upplag. Dessutom utvecklades en metod för att genom experimentella försök i laboratorieskala kunna bedöma hur stor nedbrytningen av det organiska materialet i slam eller slam och aska kan bli. En liknande metod används av Sveriges Provnings- och forskningsinstitut (SP) för att bedöma bionedbrytbarheten hos olika material, t.ex. polymerer. Hos dessa material (avfall) är dock bionedbrytbarheten något eftersträvensvärt.

Utgångspunkten har varit att pH och tillgången på syre påverkar nedbrytningen. Då slammet är rötat har de flesta av de lättnedbrytbara föreningarna förbrukats. Ytterligare mikrobiologisk aktivitet antas inte ske förrän materialet sönderdelats genom hydrolys. Kemisk hydrolys kan komma igång i basisk miljö och innebär att det organiska materialet spjälkas sönder kemiskt. Vid neutralt pH sker biologisk hydrolys. Efter hydrolysen kan mikroorganismer fortsätta nedbrytningen.

Om syre finns tillgängligt kommer nedbrytningen att vara aerob. Aerob nedbrytning går vanligtvis snabbt, men kan avstanna om det bildas ämnen med toxisk effekt på mikroorganismerna. Även i syrefattig (anaerob) miljö kan nedbrytning ske, men mycket långsammare. Om kemisk hydrolys pågår i materialet kan nedbrytningen vara betydande även i anaerob miljö.

5.1 Fältprovtagning vid deponier

Till projektets förfogande har ställts två platser där slam av olika typ och med olika funktion förekommer. På deponin i Hagby har rent rötat slam använts i tätskiktet. I Furulund har ej rötat slam blandat med kalk och använts för markbyggnadsändamål.

För att få en uppfattning om den mikrobiella aktiviteten på olika nivåer togs gasprover på olika djup. Gasproverna analyserades sedan med avseende på syrgas, koldioxid och metan. Då mikroorganismer tillväxer aerobt förbrukas syre, medan koldioxid, metan och vätgas bildas. I vanlig mark minskar syrehalten med djupet, framför allt pga. mikrobiell omsättning. Samma mönster kan förväntas i en deponi, men eftersom omsättningen förmodligen är större än i mark, bör gradienten bli större.

Bakgrundsdata

SÖRAB arbetar nu med att iordningställa deponin i Hagby i Täby kommun, som inte längre är i bruk. I dagsläget är deponin färdigtäckt och arbete pågår med att anlägga ett strövområde, med promenadstigar och dammsystem. Som en del i täckningen har rötat slam lagts ut i två eller tre lager om vardera 4 dm, mellan utläggning av de olika lagren packades slammet och fick ligga öppet under en tid (Gustafson, pers. komm.). Detta gjordes under 1990-talet och avslutades 1997. Det rötade slammets torrhalt varierade mellan 25 och 30 %.

GRYAAB använde under slutet av 1980-talet avvattnat, ej rötat slam blandat med kalk för markbyggnadsändamål. I Furulund, Partille kommun, lades slamblandningen ut under våren och sommaren 1987. Området övertogs sedan av kommunen och användes under en kortare period som fotbollsplan. Slamskiktets tjocklek varierar här upp till som mest 4 m. Under slammet finns ett lager med sten (Södergren, pers. komm.). Den utlagda blandningen bestod av 80 % avvattnat slam och 20 % kalk (angivet som volym-%). En instruktion fanns för hur slammet skulle packas (Olofsson, pers. komm.) Slam komposterades också, och har använts som övre skikt, för växtetablering, på platsen. Under den aktuella tidsperioden gjordes analyser av slam, kompost och kalkblandat slam. De parametrar som analyserades var pH, torrsubstanshalt, glödningsrest, konduktivitet, näringsämnen, metaller och organiska ämnen (PCB, DDT, olja och fett).

Fältarbete

Hagby

På deponin i Hagby togs gasprover på olika nivåer i täckskiktet. Detta gjordes genom att en prob trycktes ner i materialet. Genom ett membran i probens nedre del trängde gas in som sedan kunde tas ut genom en kanyl i toppen på proben. Med hjälp av en grävmaskin, som tillhandahölls av SÖRAB, grävdes en grop så att de olika skikten i täckningen blev synliga, se figur 4.1. Överst fanns ett 0,5 m tjockt skyddsskikt bestående av morän och lera, där den översta decimetern innehöll rötter från de gräs och örter som etablerats på deponin. Under detta skyddsskikt fanns ett 5 cm tjockt torvliknande material. Detta antogs vara rötslam där lätt nedbrytbara fraktioner brutits ned och endast svårnedbrytbara fibrer fanns kvar. Därunder fanns ett mörkare material som förmodligen bestod av jord och lera med inslag av sten, men påverkats genom lakning av skiktet ovanför. Inblandat i detta skikt fanns delar av det underliggande avfall, hushålls-, bygg- och industriavfall, som deponerats på platsen. Tjockleken på skiktet bestående av enbart detta material var drygt 0,5 m, men var sedan blandat i det underliggande avfallet.



Figur 5.1. Markprofil på deponin i Hagby, Täby kommun. Överst finns ett ca 0,5 m tjockt täckskikt, därunder finns ett 0,05 m tjockt skikt som bedöms vara nedbrutet slam. Under detta är materialet lerigt och svart, ned till avfallet.

Förutom provuttag gjordes densitetsmätning i fält. En grop grävdes i det material där densiteten skulle bestämmas, varefter volymen av det uttagna materialet mättes i fält. Slutligen vägdes det uttagna materialet på laboratorium och densiteten beräknades.

Noggrannheten för denna mätmetod är relativ låg, men för detta ändamål bedöms den vara tillräcklig.

Furulund

Även i Furulund togs gasprover med prob. Marken var vattenmättad, vilket innebar att den volym gas som kunde tränga in i proben inte alltid var tillräcklig. Ett antal prover kunde ändå tas ut på olika nivåer i de olika materialen. För att kunna se markprofilen togs prover med skruvborr, se figur 5.2. De olika skikten i upplaget beskrivs i resultaten nedan.



Figur 5.2. Bilder av markprofilen i Furulund. Till vänster: 0–1,0 m under markytan. Till höger: 1,0–2,0 m under markytan.

Eftersom slamskiktet i Furulund är mycket mäktigt gjordes försök att ta kolvprover på det kalkade slammet. Materialet var dock för ”filtigt” för att kunna skäras av. Därför kunde endast ett ytligt kolvprov tas ut. Detta prov har använts för mätning av permeabilitet i celltryckspermeameter. Försöket har utförts på SGI.

Även här mättes densiteten *in situ* enligt ovan beskriven metod, samt i laboratorium på det uttagna kolvprovet.

Vid grävning och borrning i det utlagda slammet kändes en svag lukt av ammoniak.

Analysresultat

Hagby

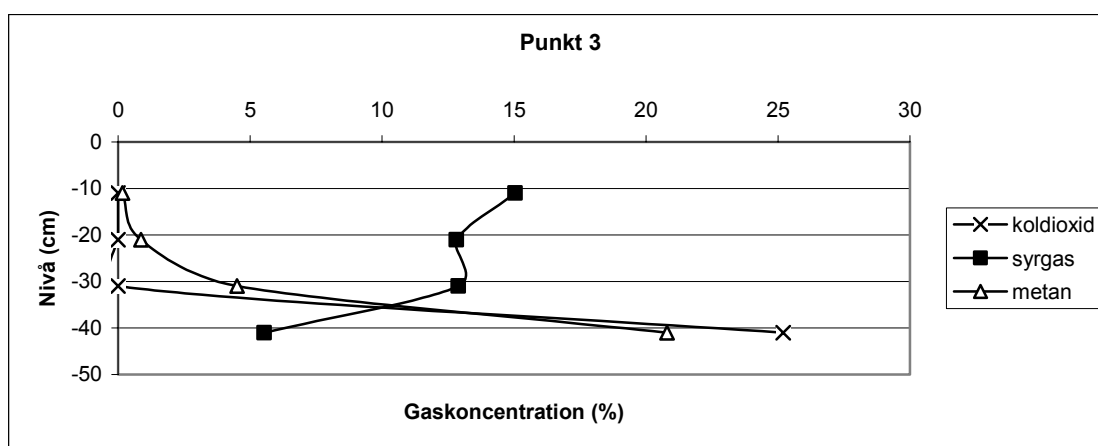
På deponin i Hagby togs fasta prover av det bruna materialet, som bedöms vara nerbrutet rötslam, och på det nästan svarta material, som förmodligen är jord blandat med utlakade substanser från slammet. pH, vattenhalt och organisk halt mättes på laboratorium enligt standardmetoder. Resultaten redovisas i tabell 5.1.

Tabell 5.1. Mätningar gjorda på fast material från Hagby, Täby.

	Nivå (m)	Densitet (ton/m ³)	pH	Vattenhalt (%)	Organisk halt (% av TS)
Brunt material	0,5	1,18	5,7	50	35
Svart material	0,6	1,01	7,3	12	3

Den låga organiska halten i det svarta materialet, utesluter en hög andel rötslam i detta material. I ren lera är den organiska halten i allmänhet under 2 %. Halten 3 % i det mörka materialet på deponin är mindre än i en ordinär jordbruksjord.

Innan gasprover togs ut, avlägsnades växt- och rotskikten. För vissa provpunkter togs även skyddsskiktet bort, så att slamskiktet blev synligt. Proverna i punkt 3 och 4 togs genom skyddsskiktet, medan ett ytprov samt proverna i punkt 1, 2 och 5 togs där skyddsskiktet var avlägsnat. Ytprovet togs ungefär 0,5 cm under ytan. Koldioxid och metan saknades i detta prov, medan syrgashalten uppgick till 13,6 %. I samtliga provpunkter sjunker syrgashalten med djupet i deponin. Metan- och koldioxidhalterna stiger däremot med djupet. Undantaget koldioxid i provpunkt 4 som inte kunnat detekteras med använd mätmetod. Gasprofil för punkt 3 återges i figur 5.3, medan övriga resultat återfinns i diagram i bilaga B.



Figur 5.3. Gaskoncentrationer i prover tagna i punkt 3 på deponin i Hagby. Proverna är tagna med skyddsskiktet kvar. Nivån räknas från överytan.

Furulund

Karaktärisering av de olika materialen i markprofilen i Furulund redovisas i tabell 5.2. Tre typer av fasta prover togs ut för olika mätningar. Kolvprov togs ut med hjälp av borrhavn för bestämning av densitet och permeabilitet. Vidare grävdes prov upp i samband med *in situ*-mätning av densitet. På detta prov analyserades även vattenhalt och organisk halt. För de senare analyserna togs även prov från skruven på en nivå där materialet utseendemässigt inte hade förändrats märkbart sedan utläggningen. Analysresultat redovisas i tabell 5.4.

Tabell 5.2. Beskrivning av markprofilen i Furulund.

Djup under m.y. (m)	Material	Anmärkning
0 – 0,15	Kompostjord	<i>Rotzon</i>
0,15 – 0,25	Sand	<i>Inga rötter</i>
0,25 – 0,7	Mörkt slam	
0,7 – 1,0	Ljusare, grått slam	<i>Som det kalkade slammet såg ut när det lades ut.</i>
1,0 – 1,6	Ljusare, grått slam	
1,6 – 1,7	Brunare skikt	<i>Kan vara slam som påverkats under utläggningen</i>
1,7 – 2,0	Ljusare, grått slam	
2,0 – 2,2	Ljusare, grått slam	
2,2 – 2,5	Lera	
2,5	Sten	<i>Stopp</i>

I det översta lagret som består av komposterat slam har vegetation etablerats. Rötterna når inte ner i den underliggande sanden. Därunder finns ett lager av mörk slamblandning. Vid utläggning var slammet ljusare, vilket tyder på kemisk eller biologisk påverkan. 0,7–2,2 m ner är slammet i huvudsak ljust grått, och skiljer sig inte visuellt från hur det såg ut vid utläggning. Mellan 1,6 och 1,7 m finns dock ett brunare skikt av okänd sammansättning. Under slammet finns ett lager lera och därunder är området utfyllt med sten.

Jämfört med de analyser som gjordes på slam blandat med kalk under 1986–1988, tabell 5.3, har pH i de övre skikten (0,3–0,6 m ner) och i de allra lägsta (1,9 m) sjunkit markant, från ca 12 till 7,5–8,5, tabell 4.4. Däremellan, 1,0–1,4 m under markytan, har pH endast sjunkit ungefär en enhet. I det material där pH-förändringen varit liten, har inte heller den organiska halten förändrats märkbart. I det övre material där pH sjunkit har den organiska halten sjunkit från 40 till 25 %. För detta material har även färgen ändrats jämfört med vid utläggningen. Slammet var då ljust grått, medan det nu är mörkbrunt ned till 0,7 m. På det slam som ligger längst ner i täckningen och har förändrat pH, kan däremot ingen färgförändring observeras. På grund av brist på material har inte den organiska halten kunnat mätas i detta understa skikt. En jämförelse av uppmätt densitet *in situ* och på laboratorium visar på liknande resultat, ca 1,3 ton/m³.

Permeabiliteten har endast mätts i ett relativt ytligt taget prov. Resultatet visar en permeabilitet på ca $1 \cdot 10^{-9}$ m/s, vilket innebär att materialet är tätt och bör klara aktuella funktionskrav. Det är värt att notera att denna permeabilitet erhöles i det lager där pH sjunkit och halten organiskt material minskat, förmodligen till följd av nedbrytning.

Tabell 5.3. Medelvärde, högsta och lägsta värde samt standardavvikelse för pH, vattenhalt och organisk halt beräknade utifrån månadsvärden under perioden november 1986 till november 1988 för kalkat slam som producerats av GRYAAB.

	pH	Vattenhalt (%)	Organisk halt (% av TS)
Medel	12,1	64,8	39
Max	12,6	71,1	44
Min	11,6	59,9	32
St. avv.	0,24	3,16	3,4

Tabell 5.4. Analyser gjorda på fast material från Furulund, Partille.

	Densitet (ton/m ³)	pH	Vattenhalt (%)	Organisk halt (% av TS)	Permeabilitet (m/s)
Kolvprov, 0,3–0,5 m	1,29	8,4			1,13 · 10 ⁻⁹
Prov från dens. mätn., <i>in situ</i>, 0,3–0,6 m	1,38	8,1	59	25	
Prov från skruven, 1,0 m		11,1	63	38	
Prov från skruven, 1,4 m		11,2			
Prov från skruven, 1,9 m		7,6			

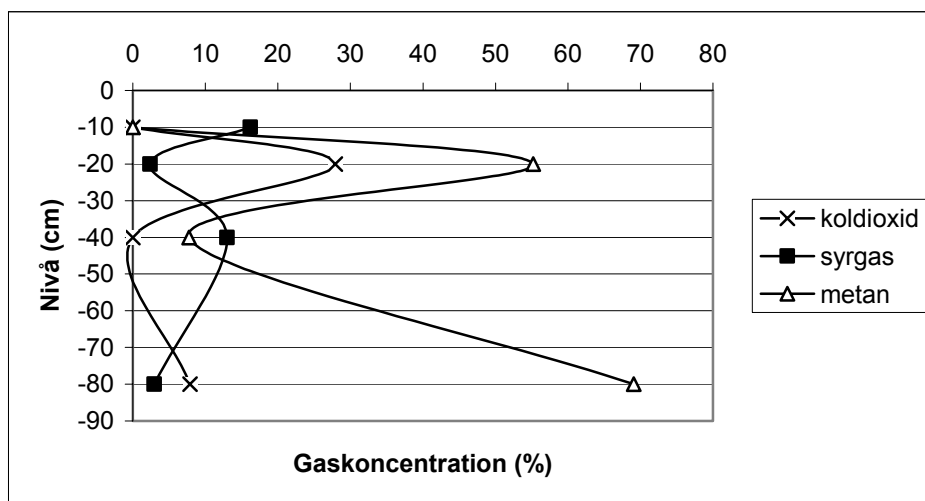
Gasprover togs utan att det övre skiktet togs bort. Därmed fås mätvärden även från de ytliga skikten. På vissa ställen var vattenhalten i marken så hög att endast en mindre gasvolym kunde tas ut. Detta resulterar i att dubbelprover inte kunnat göras. De uppmätta gaskoncentrationerna redovisas i tabell 5.5 och i figur 5.4.

Tabell 5.5. Analyser av gasprover tagna på olika nivåer i slammet i Furulund. N.d. (not detectable) innebär att halten inte var detekterbar med den aktuella analysmetoden.

Djup (m)	under m.y. Material	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	CH ₄ (%)
0,1	Kompost-jord	n.d.	16	n.d.
0,2**	Sand	28	2,4	55
0,4	Slam/kalk	n.d.	13*	7,7*
0,8	Slam/kalk	n.d.	4,1	67
0,8**	Slam/kalk	16	1,8	71

* Förmodligen provtagningsfel, se under avsnitt "Diskussion".

** Dubbelprov, beräknat medelvärde



Figur 5.4. Koncentration av gaser (koldioxid, syre och metan) på olika nivåer i marken i Furulund, Partille.

Koncentrationen av syre i gasproverna är låg även på ytligare nivåer. Detta kan bero på att luft har svårt att diffundera ner i det vattenmättade materialet. Metankoncentrationen är även här relativt hög, och ökar med ökande djup i deponin. Prover uttagna 40 cm under markytan innehåller mer syre och mindre koldioxid och metan än väntat. Detta beror troligen på att proverna späts ut med luft vid provuttag, se vidare nedan.

Diskussion

På deponin i Hagby finns ett tunt, brunfärgat skikt som är betydligt tunnare och har en annan struktur än slammet hade vid utläggning. Det mörkare materialet därunder kan inte innehålla en hög andel slam, eftersom den organiska halten är låg. Därför bedöms det brunfärgade skiktet vara det utlagda rötslammet. Förändringarna i materialet kan tyda på att slammet delvis brutits ner, men också på att provet tagits i en punkt där slamskiktet är tunnare och det underliggande, mer leriga lagret fungerat som tätning. Förmodligen har slamskiktet också komprimerats under den tid det legat på deponin. Enligt Herman Brundin (pers. komm.) utfördes grävningar under 2000 för ledningsdragning m.m. Slamskiktet befanns då vara i det närmaste intakt.

Gasprofilerna från Hagby visar att syrehalten i marken sjunker medan metan- och koldioxidhalterna stiger med djupet i täckningen och det deponerade avfallet. I en av provtagningsspunkterna har ingen koldioxid kunnat detekteras på någon nivå, vilket inte enkelt kan förklaras. I ett par fall fås stigande syrehalter och sjunkande metan- och koldioxidhalter trots ett ökande djup, -105 cm i punkt 2 samt -80 och -90 cm i punkt 5. Detta tyder på att proverna har späts ut med luft, vilket kunnat ske under provuttag, då metoden kräver stor noggrannhet. Merparten av mätningarna visar dock ett mönster i gaskoncentration relativt djup, som är typiskt för en fungerande täckning. Slammets funktion och egenskaper i täckningen är svåra att bedöma utifrån de utförda undersökningarna.

Det kalkade slammet i Furulund var i det övre skiktet (0,25–0,7 m u my) förändrat utseendemässigt jämfört med vid utläggning. Den organiska halten hade också sjunkit från 39 till 25 %. Färgförändringen kan tyda på utlakning eller på kemiska reaktioner i slam-

slammet, medan den lägre organiska halten kan bero på nedbrytning. Längre ner i det utlagda slammet har inte utseendet förändrats märkbart, liksom inte heller den organiska halten.

Även i Furulund stiger metanhalterna medan syrehalterna sjunker med djupet. På nivån -40 cm verkar provet ha späts med luft på samma sätt som några av proverna från Hagby, se ovan. Koldioxidhalterna är inte detekterbara på nivåer där pH är högt. Detta beror troligen på att koldioxid direkt binds i form av karbonater vid basiska förhållanden. Att metan och koldioxid produceras på relativt stort djup tyder på att mikrobiologisk aktivitet pågår. Också i det skikt i Furulund där pH är högre än 11 har höga halter av dessa gaser detekterats. Detta skulle kunna tyda på mikrobiell aktivitet även i material med högt pH. Längre ner i profilen sjunker pH igen, vilket skulle kunna bero på att sammansättningen av materialet är annorlunda eller att materialet har påverkats underifrån av grundvatten och lösta/suspenderade ämnen i detta. Att pH sjunkit till neutralt värde skulle kunna innebära att biologisk aktivitet pågår i detta skikt.

Förändringen kan eventuellt härröra från påverkan av grundvatten. Om grundvatten har strömmat genom detta skikt i större utsträckning än högre upp, kan utlakning ha skett av olika ämnen, vilket på sikt kan ha gett upphov till det förändrade pH-värdet. Merparten av grundvattenströmningen borde försiggå i den underliggande stenfyllningen, men kommer grundvatten in ovanför lerskiktet kan det strömma i nedre delen av slamskiktet. Vid detta lägre pH pågår troligen mikrobiell aktivitet och gaserna som då produceras kan diffundera upp genom materialet och detekteras på en högre nivå. Detta gör att ingen säker slutsats kan dras beträffande mikrobiell aktivitet i slam vid högt pH, metangasen kan bildas i detta material eller i materialet under, som har lägre pH. Mest troligt är att metangasen bildas i det undre skiktet med lägre pH. Detta skulle innebära att ett ca 4 dm tjockt skikt (1,0–1,4 m under markytan), jämför tabell 4.4, inte har påverkats av mikrobiell aktivitet under de 15 år slammet varit utlagt.

Om mikrobiell aktivitet med metanbildning pågår på en specifik nivå borde allt syre på denna nivå ha förbrukats. I de utförda undersökningarna förekommer inte metan och syre i höga halter på samma nivå, vilket tyder på att syre förbrukas och därmed att nedbrytning har skett. Låg syrehalt kan också bero på att syretillförseln är liten, särskilt vid de vattenmättade förhållanden som rådde i materialet i Furulund.

Slutsatser

På deponin i Hagby, där rent rötslam legat i drygt 5 år, har materialet fått en förändrad struktur. En förklaring kan vara att materialet har brutits ned. Det finns dock oklarheter i slamtätskiktets ursprungliga tjocklek, och tidigare okulära besiktningar har visat på ett nära på intakt slamskikt. Gasprofilen i deponitäckningen är jämförbar med den som brukar förekomma i deponier. Att metankoncentrationen är noll högre upp i skiktet tyder på att metan oxideras innan det når ytan.

Det kalkade slammet (ej rötat) har legat ca 15 år på i Furulund. Någon meter ner i materialet bedöms ingen nedbrytning ha skett och materialet i det kalkade slammet är intakt. Den översta halvmetern har påverkats något, vilket visar sig i form av förändringar i färg, pH och organisk halt. Trots detta är permeabiliteten låg. Även i botten av det utlagda slammet har påverkan skett, men i liten omfattning. I det opåverkade skiktet har ingen mikrobiell aktivitet kunnat säkerställas. Att förändringarna i slammet varit så

små, trots den relativt långa tidsperioden, kan bero på att kalken har en pH-höjande och stabiliserande effekt och på den höga tätheten som minskar syrenedträngningen.

5.2 Laboratorieförsök på slam och slam/aska

Vid rötning av avloppsslam bryts framför allt de lätt nedbrytbara ämnena ner. Trots detta kan nedbrytning av rötat slam på sikt bli stor. Detta leder till förändringar av materialets volym och struktur och skulle därmed kunna påverka dess funktion som tätskikt i en deponitäckning. Inblandning av andra material antas kunna förhindra/bromsa nedbrytning genom kemiska reaktioner med slammet. För att undersöka detta har avvattnat, rötat slam blandats med flygaska respektive stenmjöl. Proverna har sedan inkuberats (dvs. förvarats under bestämda betingelser) under en tid och prover har tagits ut för analys under försökets gång.

För att få en uppfattning om den mikrobiella aktiviteten i de olika blandningarna togs gasprover som sedan analyserades med avseende på koldioxid, vätgas och metan. Dessutom togs prover ur vätskefasen. Då mikroorganismer tillväxer kan koldioxid, vätgas och metan bildas.

Försöksuppställning

Material

Rötslam erhöles från Tekniska Verken AB i Linköping. Avloppsvattnet som kommer till röttningsanläggningen kommer till ca 70 % från hushåll, medan resterande härrör från industrier. Efter rötning avvattnas slammet med hjälp av järnsulfat (12 g Fe/m^3) och polyakrylamid ($1\text{--}2 \text{ g/m}^3$). Analys av slammet görs regelbundet och redovisas i Tekniska Verken AB i Linköpings månadsrapporter till Länsstyrelsen.

Flygaska från förbränning av rent biobränsle erhöles från Energiverket i Motala. Både slammet och askan togs direkt ur processen och var alltså helt färska. Stenmjölet var betecknat 0–2 och kom från Gladökrossen, Huddinge.

Blandning

Blandning av materialet gjordes i en stor blandare på SGI:s laboratorium. Lika delar rötslam och flygaska respektive stenmjöl (vikts-%, våtvikt) blandades.

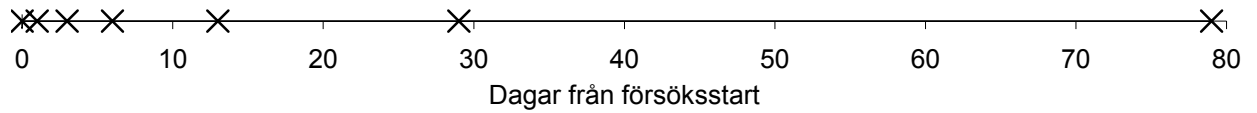
De olika blandningarna fick olika konsistens. Slam/aska-blandningen blev torr och föll lätt sönder. Slam/stenmjöl blev däremot mer lik det rena slammet. Vid blandning av slam och aska reagerade dessa kemiskt, vilket gav upphov till avgång av ammoniak och till att materialet ”härdade” och blev hårt. Detta skedde under värmeutveckling.

Inkubering

Inkubering gjordes i flaskor som rymmer ca 300 ml. Till varje provflaska sattes 100 g slamblandning och 150 ml vatten. Flaskorna tillslöts, skakades och i hälften byttes luften ut mot kvävgas för att få en anaerob miljö. Därefter placerades flaskorna i mörker vid rumstemperatur.

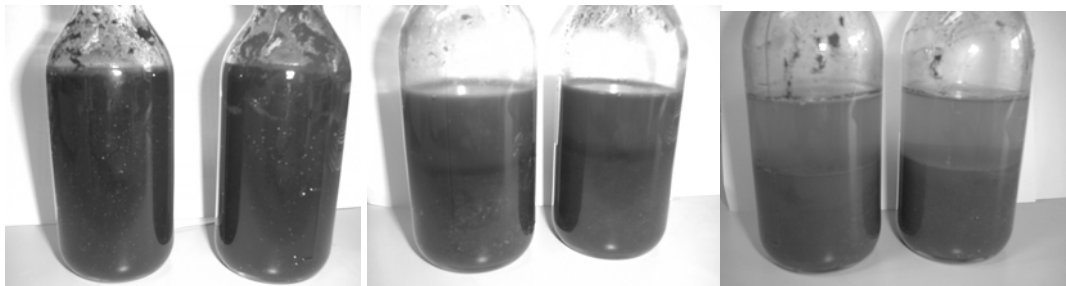
Provuttag

Prov togs för analys av blandningarna vid start och till att börja med relativt ofta för att sedan ske med längre tidsintervall. De exakta tidpunkterna anges i figur 5.5 nedan.



Figur 5.5. Tidpunkter för uttag av prover.

När flaskorna inkuberats under några dagar, se figur 5.6, kunde gasbubblor observeras i rent slam och i slam blandat med stenmjöl. Materialet var poröst med stora gasfyllda porer som gjorde att materialet fyllde hela flaskans volym. Då slam blandats med aska syntes däremot inga luftbubblor. Materialet hade sedimenterat på flaskans botten och packats till en hård massa som inte kunde slammas upp genom skakning av flaskan. Efter ungefär två och en halv månad har inte flaskorna ändrats utseendemässigt, se figur 5.7.



Figur 5.6. Redan efter ett fåtal dagar syns gasbubblor i flaskorna med slam respektive slam och stenmjöl, vänster och mitten. I slam och aska (höger) syns inga bubblor och materialet har lagt sig som en hård "kaka" mot flaskans botten.



Figur 5.7. Provflaskor efter 79 dagar. Från vänster slam, aerob och anaerob, slam och stenmjöl, aerob och anaerob, samt slam och aska, aerob och anaerob. I de fyra vänstra syns gasbubblor i massan, medan slam/aska har bildat ett hårdare skikt på flaskans botten.

Analyser

Före försökets start mättes pH, vattenhalt och organisk halt på de olika ingående materialen.

Då de inkuberade proverna provtogs analyserades pH, totalt organiskt kol (TOC), vätegas (H_2), metan (CH_4) och koldioxid (CO_2). Prover för gasmätningar togs direkt ur flaskan genom ett membran i flaskans lock. Därefter togs prov av det fasta materialet i flaskan, vilket först centrifugerades och, för hälften av proverna, sedan filtrerades ($0,45 \mu m$). pH och TOC mättes sedan på vätskefasen. På vissa prover mättes också etanol och fettsyror. Gasproduktionen i provflaskorna har i vissa fall varit stor, och gas har fått tas ut för att minska trycket.

Samtliga analyser har utförts på Tema Vattens laboratorium vid Linköpings universitet. Diagram över samtliga parametrar som analyserats under försökets gång återfinns i bilaga C.

Resultat

Vattenhalt och organisk halt som uppmättes i de olika materialen redovisas i tabell 5.6. Uppmätta värden för det rötade slammet överensstämmer med data från Tekniska Verken för perioden januari – maj, 2002, se tabell 5.7. Drygt hälften av torrsubstansen i slammet är organiskt material. Både askan och stenmjölet har vattenhalt och organisk halt nära noll. Mängden organiskt material blir därmed betydligt mindre då slam blandas med aska eller stenmjöl jämfört med i det rena slammet.

Tabell 5.6. Ursprungliga egenskaper för de ingående materialen. Organisk halt anges som procent av torrsubstanshalt.

	pH	Vattenhalt (%)	Organisk halt (% av TS)	Mängd organiskt material per flaska (g)
Slam	8,1	67	56	20
Aska	12,9 ¹	0	1,5	
Stenmjöl	-	4	0,3	
Slam/aska, 50:50	12,3	30	20	15
Slam/stenmjöl, 50:50	8,5	34	15	10

¹ Analys av pH i aska är inte gjord på färskt material, utan efter förvaring i ej helt lufttätt kärl under tre månader.

Tabell 5.7. Analysdata för avvattnat rötslam enligt Tekniska Verkens månadsrapport för januari – maj 2002.

	pH	Vattenhalt (%)	Organisk halt (% av TS)
Januari	8,6	67,9	61
Februari	8,2	65,0	56
Mars	8,4	65,9	56
April	8,6	67,3	60
Maj	8,4	67,8	60

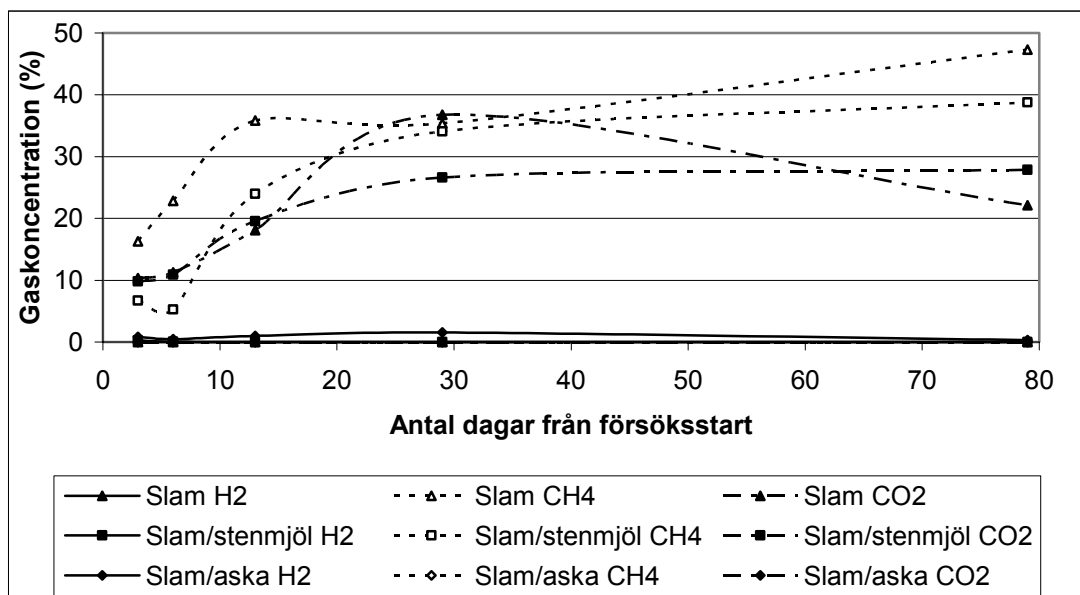
pH i slam och aska har under hela perioden legat på drygt 12 och inte varierat nämnvärt. I det rena slammet och i blandningen av slam och stenmjöl var pH initialt drygt 8, men har sedan stabiliserats runt 7,5, figur 1:1, bilaga C. Prover med samma material, men i aerob och anaerob miljö, visar sinsemellan ingen nämnvärd skillnad vad gäller pH-värde.

Gasproduktionen i vissa flaskor var så stor att gas behövde tas ut för att minska trycket. I figur 1:2, bilaga C, visas den totala mängd gas som har tagits ut ur de olika proverna. I blandningen av slam och stenmjöl är produktionen till att börja med relativt liten, men ökar sedan och når efter ungefär en månad upp till halva den volym som bildats i behållarna med enbart slam. Däremot kunde inget övertryck noteras i flaskorna med slam och aska. Initial aerob eller anaerob miljö för försöken verkar inte påverka gasproduktionen.

I figur 5.8 redovisas koncentrationer av de analyserade gaserna (vätgas, metan och koldioxid) i samtliga provflaskor, separata diagram för provtyperna återfinns i figurerna 1.3 – 1.5 i bilaga C. Där rent slam och slam blandat med stenmjöl inkuberats, bildas metan och koldioxid, men ingen vätgas. I flaskorna med slam och aska bildas små mängder vätgas, men inga mätbara mängder av övriga gaser.

De prover som från början var aeroba respektive anaeroba, men i övrigt lika, gav samma resultat. Metanproduktionen för enbart slam kom igång snabbare än för slam blandat med stenmjöl, men efter en månad var koncentrationerna på samma nivå. Därefter verkar koncentrationen av koldioxid stabiliseras eller sjunka medan metanhalten fortsätter att stiga något. Om koldioxid bildades i flaskorna innehållande slam och aska bands det, med stor sannolikhet, direkt som karbonater, pga. det höga pH-värdet. Den bildade vätegasen tyder på en viss aktivitet, biologisk eller kemisk. Halten ökar inte, vilket kan bero

på antingen att produktionen har avstannat eller på att vätgasen konsumeras. Detta kan vara i form av bildning av t. ex ättiksyra eller laktat. Mängden metan och koldioxid som bildats i flaskorna med slam respektive slam och stenmjöl har beräknats (tabell 5.8). Mol kol som på detta sätt avgått i gasfas har också beräknats. Omräknat till massa visar att som mest har 0,45 g kol per flaska omvandlats till metan och koldioxid (rent slam, aerob miljö). Denna mängd utgör ungefär 1,6 % av den ursprungliga mängden organiskt kol.



Figur 5.8. Koncentration av gaser i de olika provflaskorna under försöksperioden. Halten vätgas i slam och slam/stenmjöl, liksom halten metan och koldioxid i slam/aska syns inte i diagrammet eftersom halterna är så låga.

Tabell 5.8. Mängd bildade gaser i provflaskorna (mmol). Total mängd kol som övergått i gasfas i form av metan och koldioxid pga. mikrobiell nedbrytning.

	Slam		Slam och stenmjöl	
	aerob	anaerob	aerob	anaerob
Metan	24,8	19,1	10,3	9,02
Koldioxid	12,5	15,3	8,34	6,45
Kol i gasfas	37,3	34,4	18,6	15,5

Halten organiskt kol lösligt i vätskefasen varierar något över tiden för de olika försöksleden, se figurerna 1.6, 1.7 och 1.8 i bilaga C. I några av proverna med slam respektive slam och stenmjöl, fås en topp av organiskt kol under de första dagarna. Därefter sjunker TOC-halten för enbart slam, medan den för slam/stenmjöl först når ytterligare en topp för att sedan sjunka. Slam/aska visar under de första två veckorna en relativt kraftig ökning av halten löst organiskt material, därefter är ökningen betydligt mindre.

De höga halter av organiskt material som förekommer under de första dagarna i några av proverna med slam eller slam/stenmjöl, antogs vara flyktiga fettsyror (VFA), som,

tillsammans med koldioxid och metan, kan bildas under anaeroba förhållanden. För att säkerställa detta gjordes analys av några av de prover som analyserats m.a.p. TOC, se tabell 5.9. För slam blandat med aska gjordes analys på samtliga prover, medan för rent slam och för slam blandat med stenmjöl analyserades endast de prover där TOC-halten var som högst. I de prover där slammet blandats med aska kunde ättiksyra och etanol detekteras medan övriga analyserade ämnen endast förekom i lägre halter, se tabell 5.10. För slam och slam blandat med stenmjöl rådde motsatt förhållande. Ättiksyra och etanol förekom endast i små mängder, medan propionsyra, iso-smörsyra, smörsyra och iso-valeriansyra, dvs. fettsyror, förekom i högre halter. Diagram över etanol och fettsyror i de olika provtyperna redovisas i bilaga C, figur 1.9–1.14. Av den totala halten organiskt kol i lösningen förekommer dock dessa ämnen i relativt låga halter, se tabell 5.11.

Tabell 5.9. Provtagning för analys av flyktiga fettsyror i vätskefas. Medelvärde har beräknats för aeroba, anaeroba, centrifugerade och filtrerade prover, dvs. n=4 då inget annat anges.

Antal dagar från försöksstart	Slam	Slam och stenmjöl	Slam och aska
0			X
1			X
3	X (n=2)	X (n=2)	X
6			X
13		X	X
29			X
79			X

Tabell 5.10. Koncentration av etanol och organiska syror i vätskefasen.

	Etanol (mM)	Ättik- syra (mM)	Propion- syra (mM)	Iso- smörsyra (mM)	Smörsyra (mM)	Iso- valeriansyra (mM)
Slam och aska						
Dag 13	0,48	6,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dag 79	0,76	9,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Slam och stenmjöl						
Dag 3	n.d.	n.d.	3,5	2,4	2,4	2,6
Dag 13	n.d.	n.d.	7,6	3,2	2,9	3,6

Tabell 5.11. Mängden totalt organiskt kol, etanol och flyktiga fettsyror i lösning vid olika tidpunkter.

	TOC	Etanol och fettsyror	
	(mg C/l)	(mg C/l)	(% av TOC)
Slam och aska			
Dag 13	3110	170	5,3
Dag 79	4050	250	6,2
Slam och stenmjöl			
Dag 3	2540	510	20
Dag 13	2560	780	30

Om all omsättning av kol från det fasta materialet antas resultera i bildning av metan, koldioxid, etanol och organiska syror och samma hastighet antas gälla för en längre tid kan förväntad nedbrytning beräknas. Jämförelse görs här mellan slam/aska och slam/stenmjöl. Nedbrytningen i rent slam är större. Enligt dessa beräkningar omvandlas 0,81 g kol per år från varje kg slam/aska-blandning till i huvudsak ättiksyra, men även etanol. Motsvarande siffra för slam/stenmjöl är 25 g/(år·kg), som omvandlas till metan, koldioxid, propionsyra, smörsyra, iso-smörsyra och iso-valeriansyra. Detta motsvarar, för slam/aska, drygt 1 % och för slam/stenmjöl 50 %, av den ursprungliga mängden organiskt kol. Ungefär hälften av det organiska materialet utgörs av organiskt kol.

Diskussion

I försöken har inte ett tätskikt efterliknats. Nedbrytningen i försöken kan därmed inte direkt överföras på verkliga förhållanden i fält. Däremot kan nedbrytningen för de olika blandningarna jämföras sinsemellan. För att efterlikna ett tätskikt skulle materialet ha packats i flaskorna, en mindre vattenmängd skulle ha tillsatts och inkubationen skulle ha skett vid en lägre temperatur. Trots dessa åtgärder hade försöken inte kunnat efterlikna verkliga förhållanden helt och hade dessutom blivit mer tidskrävande. Nedbrytningshastigheten i försöken är alltså större än vad som förväntas i ett tätskikt.

Slammets pH var vid försöksstart drygt 8. Då slam blandades med stenmjöl förändrades inte pH-värdet, vilket var väntat. I slam blandat med aska var pH drygt 12, vilket beror på att aska är starkt basiskt (närmare pH 13). På sikt sjunker pH i aska till följd av att kalcitjämvikten ställs in. Reaktion sker mellan materialet och koldioxid. Hur lång tid denna process tar beror på tillförseln av koldioxid. Detta kan ske genom diffusion av koldioxid från luften in i materialet, men också genom att mikroorganismer producerar koldioxid i metabolismen. Faktorer som påverkar pH i slammet är alltså tätskiktets permeabilitet och vattenhållande förmåga, samt gastrycket från underliggande nivåer. I Furulund har 15 år gått sedan utläggning av det kalkade slammet och i delar av materialet har pH bara sjunkit en enhet under denna tid (se avsnitt 5.1.3 ovan.). Trots att pH ändå på sikt kommer att sjunka i slam- och askblandningen, kan det vara en fördel att blanda materialen medan askan fortfarande är färsk och har högt pH. Reaktion som fås då slammet och askan blandas (ammoniakavgång, värmeutveckling, härdning) kan ha betydelse för såväl materialets beständighet som dess täthet. Enligt Cronquist (2002) ökar även hållfastheten om blandning sker då askan är färsk.

De flesta av de idag kända mikroorganismer som har tillväxtoptimum vid pH 10–11 kallas alkalifila. Slammet innehåller från början förmodligen övervägande organismer

som tillväxer bäst vid neutralt pH, men förhindras att tillväxa vid det höga pH som erhålls vid inblandning av aska. De mikroorganismer som kan tillväxa vid ett högre pH får då möjlighet att utvecklas och kan så småningom orsaka en betydande nedbrytning av materialet. Mikroorganismernas anpassning till miljön är en tidskrävande process, vilket innebär att omfattande nedbrytningen inte fås förrän efter en tid. Alltså kan betydande nedbrytning och gasproduktion på sikt ske även i slam/aska-blandningen. Vid blandning av slam och aska steg temperaturen till följd av en kemisk reaktion. Denna temperaturökning uppmättes inte, men kan ha dödat en del av de organismer som fanns i slammet. Vid blandning blev också materialet hårt, vilket gör att syrediffusionen in i materialet motverkas. Den bildning av vätgas, ättiksyra och etanol som uppmätts tyder på viss nedbrytning av materialet.

Gasproduktionen var hälften så stor i försöksleden med slam blandat med stenmjöl jämfört med rent slam, se tabell 5.8 och figur 1.2 i bilaga C. Detta beror på att mängden organiskt material var hälften så stor i slam/stenmjölblandningen. Även halten organiskt kol löst i vatten är ungefär dubbelt så stor i rent slam som i slam/stenmjöl vid försökets slut. Under försökets gång har däremot denna halt varierat beroende på bildning och försvinnande av fettsyror.

Trots att hälften av proverna var aeroba och hälften anaeroba var resultaten från de prover som innehöll samma blandning mycket lika vid samtliga tidpunkter. Detta kan bero på att endast en begränsad volym syrgas fanns tillgänglig i provflaskorna vid provstart och att denna har förbrukats snabbt. Eftersom ingen luft har tillsatts provflaskorna har de sedan varit anaeroba under resten av försökstiden. I de flaskor där slam och aska har inkuberats förbrukas troligen mycket lite syre eftersom nedbrytningen är liten. Detta gör att dessa flaskor har en aerob miljö under en längre tid, vilket kan vara orsak till att TOC-halten och vätgaskoncentrationen i dessa skiljer sig åt något.

TOC-halten i proverna med slam respektive slam och stenmjöl når under de två första dagarna en eller två toppar, för att sedan sakta sjunka. I slam blandat med aska stiger TOC-halten under hela provtagningsperioden. Eftersom låg mikrobiell aktivitet observerats i de senare, kan den långsamma ökningen av TOC, motsvara ökningen i övriga flaskor under de första dagarna. På sikt kan TOC-halten även i slam/aska-blandningen nå en topp och sedan sjunka. Minskningen av organiskt kol i lösning motsvaras av ökningen av metan och koldioxid i gasfasen. Detta stämmer särskilt bra för slam/stenmjöl, medan det för rent slam, enligt analysresultaten, har bildats mer gas än mängden organiskt kol har minskat. En förklaring till detta kan vara att nedbrytningen var så snabb under de första dagarna att de högsta halterna av TOC inte mättes trots korta provtagningsintervall under den inledande veckan.

Bildningen av ättiksyra i slam/aska-blandningen tyder på viss mikrobiell nedbrytning även här. Att olika produkter bildas i de olika proverna kan bero på att nedbrytningen är av olika typ i de olika blandningarna. Buffertkapaciteten i slam och aska är förmodligen relativt stor, vilket gör att större mängd ättiksyra kan bildas. I övriga blandningar bildas i stället organiska syror med längre kolkedjor.

Den beräknade mängden omsatt kol under ett år, är ungefär 30 gånger större då slam blandats med stenmjöl än när det blandats med aska. På längre sikt kan dock nedbrytningshastigheten i slam/aska stiga eftersom pH ändras då buffertkapaciteten inte längre räcker till. En osäkerhetsfaktor är att samtliga möjliga nedbrytningsprodukter inte kunnat analyseras, t.ex. kan laktat produceras, och nedbrytningen därmed vara något större än den här beräknade.

Slutsatser

Vid blandning kunde konstateras att färsk aska reagerar kemiskt med slammet, vilket väntas få effekter på både tekniska och kemiska egenskaper hos blandningen (beständighet, täthet, hållfasthet).

Vid de utförda försöken, där nedbrytning under anaeroba förhållanden har studerats, har kraftig nedbrytning konstaterats i rent rötslam och i slam blandat med stenmjöl. Även i slam blandat med aska förekommer viss mikrobiell nedbrytning. Vid beräkningar konstateras att om nedbrytningen fortsätter med samma hastighet i flaskorna under ett år, bryts 1 % av det organiska materialet i slam/aska ned, medan motsvarande siffra för slam/stenmjöl är 50 %. Askan har alltså en starkt fördröjande effekt på nedbrytningen av materialet.

Eftersom nedbrytningen är liten i slam/aska-blandningen är det svårt att avgöra om kemisk hydrolys förekommer. Den lilla del organiskt material som bryts ned, kan vara lättnedbrytbart material som finns kvar även efter rötningen.

5.3 Nedbrytningshastighet

Faktorer som påverkar nedbrytningshastigheten

Nedbrytning av organiskt material i ett tätskikt påverkas av flera faktorer, t.ex. temperatur, i vilken form det organiska materialet föreligger och i vad mån syre finns tillgängligt i materialet. För tätskikt på deponier är temperaturen direkt beroende av lufttemperaturen och kan inte påverkas. Värt att notera är dock att speciellt vid aerob nedbrytning alstras värme, som kan gynna fortsatt tillväxt av mikroorganismer och därmed leda till ökad nedbrytning.

Det organiska materialets sammansättning i slammet påverkas genom rötning och inblandning av andra material, t.ex. aska. Andelen lättnedbrytbart organiskt material minskas därmed, och kan också göras mer svårtillgängligt genom kemiska reaktioner med t.ex. askans komponenter.

För att syre ska finnas tillgängligt i markprofilen på längre sikt, måste det transporteras dit. Detta sker främst genom diffusion och genom transport med perkolerande vatten. Diffusionen är beroende bl.a. av porositet, djup och en specifik diffusionskonstant. Att beräkna syretillgången i markprofilen utifrån diffusionstransporten är relativt krångligt, bl.a. eftersom syre också konsumeras av organismer i marken. Att syretransporten i perkolerande vatten är liten och av underordnad betydelse för den aeroba nedbrytningen framgår av nedanstående beräkningsexempel.

Genom tätskiktet på en deponi klass 2 tillåts en perkolation på $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$. Vid vattentemperaturer på ungefär 5°C kan som mest $0,06 \text{ g O}_2/\text{kg H}_2\text{O}$ finnas i lösning. Detta

innebär att på ett år kan 3 g syrgas transporteras in i materialet per kvadratmeter. Om allt detta åtgår för aerob nedbrytning omvandlas 1 g organiskt kol till koldioxid. Är vattnet efter transport genom tätskiktet endast till hälften syremättat då det når tätskiktet minskar den möjliga aeroba nedbrytningen till hälften, dvs. 0,6 g organiskt kol per år. Vid en syremättnad på 10 % kan endast 0,1 g kol brytas ned aerobt under ett år. Detta kan jämföras med ett tätskikt som är 0,5 m tjockt och i övrigt har samma egenskaper som materialet i det övre skiktet i Furulund och som skulle innehålla 30 kg organiskt kol per kvadratmeter. Den aeroba nedbrytningen till följd av syretransport i perkolerande vatten bedöms därmed vara liten.

Syretillförseln och möjligheterna till aerob nedbrytning kan därmed minskas genom att täckningen utformas så att diffusion av syrgas till tätskiktet minimeras, se vidare kapitel 3.

Beräkning av nedbrytningskoefficienter

Nedbrytningens hastighet över en längre tidsperiod kan uppskattas med hjälp av nedbrytningskoefficienter. Nedan görs en jämförelse av nedbrytningshastigheten under olika förhållanden. För aeroba förhållanden används data från tidigare dokumenterade försök med efterkompostering av rötslam. I de fall som har hittats (Borås och Västerås) har syftet med försöken varit att påskynda nedbrytningen av materialet för att kunna använda produkten för jordtillverkning (Naturvårdsverket, 1998; Ånger, pers. komm.). Det rötade slammet har blandats med trädgårds- eller köksavfall, där komposteringsprocessen redan startat, vilket gör att processen påskyndas. I bilaga D finns en sammanställning av data från försöken. Resultaten från undersökning av det kalkade slammet som lagts ut i Furulund (se avsnitt 5.1 i denna rapport) används som jämförelse för nedbrytning i anaerob miljö och där processen inte påskyndats. Dessa data jämförs här med resultaten från inkuberingar i laboratorium av slam och slamblandningar, som redovisas i avsnitt 5.2 i denna rapport.

I tabell 5.14 redovisas uppmätt halt organiskt material i prover från Furulund.

Tabell 5.14. *Halt organiskt material i prover tagna på olika nivåer i Furulund, Partille.*

Nivå i markprofilen	Vid utläggning av slamblandningen (nov., 1986 – nov., 1988) (% av TS)	Vid provtagning (juni, 2002) (% av TS)
0,3–0,6 m	39	25
1,0 m	39	38

I detta projekt har försök gjorts där slam och slam blandat med stenmjöl respektive aska inkuberats i anaerob miljö. Redovisning av försöken finns i avsnitt 5.2 ovan. Halten organiskt material vid start och slut av laboratorieförsöken återges i tabell 5.15.

Tabell 5.15. Organiskt material (% av TS) i prover från egna försök.

	Vid försöksstart	Dag 113
Slam	56	52
Slam/stenmjöl	15	13
Slam/aska	20	20

Eftersom endast resultat från start och slut av försöken har använts kan inget sägas om nedbrytningsförloppen. Från försöken i Borås finns dock fortlöpande resultat från komposteringsperioden. I bilaga D visas resultat från de två försöken, samt anpassade trendlinjer för förloppen. Med utgångspunkt från dessa har linjära extrapolationer för nedbrytningen använts för samtliga försök.

För att kunna jämföra nedbrytningen från de olika försöken, har halten av organiskt material beräknats i procent av ursprungshalten (tabell 5.16).

Tabell 5.16. Linjära funktioner för olika nedbrytningsförlopp, samt beräknad tid för nedbrytning av hälften av det organiska materialet. y – återstående andel organiskt material (%), x – tid (dagar)

Studie	Typ av försök	Linjär ekvation	Halveringstid
Borås	Efterkompostering av rötslam	$y = -0,45 \times x + 106$	120 dagar (ca 4 mån)
	Efterkompostering av rötslam	$y = -0,57 \times x + 105$	90 dagar (ca 3 mån)
Västerås	Efterkompostering av rötslam	$y = -0,11 \times x + 100^*$	450* (ca 1,5 år)
Furulund	Kalkat slam, 0,3–0,6 m	$y = -0,0068 \times x + 100$	7 700 dagar (ca 21 år)
	Kalkat slam, 1,0 m	$y = -0,0006 \times x + 100$	100 000 (ca 270 år)
Egna laboratorieförsök	Slam, anaerobt	$y = -0,071 \times x + 100$	710 (ca 2 år)
	Slam och stenmjöl, anaerobt	$y = -0,12 \times x + 100$	400 dagar (drygt 1 år)
	Slam och aska, anaerobt	$y = 100$	mycket lång tid**

* För de båda blandningarna från försöket i Västerås fås samma nedbrytningshastighet.

** Under försökstiden (113 dagar) var nedbrytningen så liten att ingen halveringstid kunnat beräknas.

Koefficienten i de linjära ekvationerna är ett mått på nedbrytningshastigheten. Högt absoluttal motsvarar en hög hastighet. Minustecknet kommer av att nedbrytning beräknats. Tiden som skulle åtgå för att hälften av det organiska materialet ska ha brutits ned har beräknats.

Komposteringsförsöken av det rötade slammet i Borås har utförts utomhus under mars och april och försöken i Västerås har pågått under drygt ett år utomhus. Detta innebär att samtliga fältförsök har pågått vid en lägre temperatur än laborieförsöken, vilket påverkar nedbrytningshastigheten.

Den beräknade halveringstiden gäller endast vid den hastighet som räknats fram för de olika fält- och laborieförsöken. På längre sikt kan denna hastighet ändras, t.ex. om pH i slam/kalk eller slam/aska sjunker till neutralt värde.

Slutsatser

I allmänhet är aerob nedbrytning mycket snabbare än anaerob. Detta framgår också av beräkningarna av nedbrytningshastighet, se ovan. I anaerob miljö i laboratorium eller på deponi, är nedbrytningen av det organiska materialet upp till närmare 1000 gånger långsammare än vid komposteringsförsök under optimerade förhållanden (aerob miljö). Då slammet blandats med aska fördröjs nedbrytningen ytterligare jämfört med i rent slam eller då slammet blandats med ett icke-reaktivt material som stensmjöl. För slam blandat med aska är nedbrytningen så liten att någon skillnad i mängden organiskt material före och efter inkubering inte kunnat påvisas. (Att en liten nedbrytning ändå pågår har visats genom andra analyser.)

Nedbrytningen i fält (slam/kalk) är avsevärt mindre än nedbrytningen i laboratorium (rent slam och slam/stensmjöl). Detta kan, förutom på pH-skillnaden, bero på att materialet packats i fält och syrenedträngningen därigenom begränsats. Andra orsaker kan vara den lägre temperaturen och den lägre vattenhalten i materialet i fält. Slam blandat med aska är till sitt innehåll mer likt kalkat slam, men eftersom ingen minskning av organiskt material i slam/aska har observerats i de utförda laborieförsöken (se ovan), kan inte någon jämförelse mellan dessa materialblandningar göras.

Den mängd syre som kan transporteras till tätskiktet via perkolerande vatten bedöms vara liten i förhållande till transporten via diffusion. Det innebär att faktorer som kan förhindra diffusion är viktiga för att minska möjligheterna till aerob nedbrytning.

6 Värdering och slutsatser

Den genomgång som gjorts både i förstudien och i detta projekt av erfarenheter kring användning av aska och rötat avloppsslam som täckning på deponier, visar att det finns en potential att kunna utnyttja dessa restprodukter som en resurs och att intresse finns i branschen för att använda dessa material.

Rötat avloppsslam har tillräcklig täthet för att kunna användas som tätskikt på deponier, men har inte tillräckligt goda hållfasthetsegenskaper och är svårt att hantera i ”ren” form. En inblandning av aska kan ge ett material som är betydligt bättre ur dessa hänseenden. Tidigare undersökningar och erfarenheter har visat att det är viktigt med rätt proportioner mellan de ingående materialen för att erhålla både en tillräckligt låg permeabilitet och en tillräckligt hög hållfasthet.

Uppmätt permeabilitet

En sammanställning av permeabilitet hos slam eller slam/aska som uppmäts i tidigare undersökningar och fältförsök redovisas i tabell 6.1. Det bör observeras att permeabiliteten är mätt med olika metoder. Någon värdering av hur detta kan påverka resultaten har inte gjorts här. Det bör också noteras att i flertalet undersökningar har endast enstaka prov (stickprov) undersökts, och att det inte går att säga något om hur representativt dessa prov är för respektive blandning.

Tabell 6.1. Permeabilitet för slam och slamblandningar

Blandning	Permeabilitet i fält (m/s)	Permeabilitet i laboratorium (m/s)	Referens
Avloppsslam (100 %)		$7 \cdot 10^{-11}$	Stockholm Vatten, 2001a
Avloppsslam (30–50 vikts-%) Aska (50–70 vikts-%)		$9,5 \cdot 10^{-8} - 1,1 \cdot 10^{-7}$	Stockholm Vatten, 2001b
Avloppsslam (70–90 vikts-%) Aska (10–30vikts-%)		$4 - 6 \cdot 10^{-10}$	Cronquist, 2002
Avloppsslam (50 volyms-%) Aska (25 volyms-%) Gjutgrus (25 volyms-%)	$3-4 \cdot 10^{-11}$	$1,1-2,7 \cdot 10^{-10}$	Ström (pers. komm.), (Kristianstad)
Bioslam (fr. pappersindustri) Aska*		$1,3 \cdot 10^{-9}$	Karlsson, 2002 (Falun)
Fiberslam	$3 \cdot 10^{-6**}$		RVF, 2000 (Klippan)
Avloppsslam (100 %)	$5 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-10}$	Helldén & Fransson, 1994 (Växjö)
Avloppsslam (80 volyms-%) Kalk (20 volyms-%)	$1,1 \cdot 10^{-9**}$		Fältprovtagning, Furulund (denna rapport)

* ingen uppgift om proportioner

** uppmätt i laboratorium på fältprov

Av tabellen framgår att flertalet material har en låg permeabilitet. Värt att notera är att det kalkade avloppsslammet i Furulund som legat ute i 15 år och där viss nedbrytning observerats, ändå har en permeabilitet på ca 10^{-9} m/s. Vidare är det kalkade slammet i Furulund inte utlagt för att fungera som tätskikt, vilket innebär att med en packning av materialet kan permeabiliteten förväntas bli ännu lägre.

Byggbarhet och hantering

En god packning är ofta en förutsättning för att materialet ska erhålla tillräcklig täthet. För att packningsarbetet ska bli effektivt måste underlaget vara stabilt, vilket är ett generellt problem på deponier. Det krävs också att materialet har tillräcklig bärighet för att arbetsfordon ska kunna utföra erforderlig packning. Detta bedöms uppnå med en blandning av slam och aska. Eftersom vattenkvoten är av betydelse för både packningsgrad och bärighet, är materialet känsligt både för regn och för uttorkning.

Vid de deponier där man har använt slam eller blandningar av slam och andra material, t.ex. aska, har olika typer av enkla blandningsförfaranden använts, såsom blandning med hjullastare eller grävsropa i strängar eller högar. Vid en mer utbredd användning av slam och aska som täckningsmaterial bör man överväga om en mer sofistikerad blandningsteknik skall användas (se t.ex. bilaga A). Detta möjliggör en mer storskalig hantering och ger en mer homogen blandning. Att blandning, utläggning och packning sker på ett kvalificerat sätt är viktigt för tätskiktets funktion.

Beständighet

Beständigheten i tätskikt av slam och aska har tidigare inte studerats närmare. För att aska/slamblandningen ska klara de funktionskrav som ställs på ett tät- eller täckskiktsmaterial även i ett längre tidsperspektiv, krävs att nedbrytningen av det organiska materialet sker mycket långsamt eller att en viss porositetsökning kan motverkas genom en omlagring i materialet.

Beständigheten och nedbrytning av organiskt material har i detta projekt undersökts genom fältstudier och laboratorieförsök. I båda fallen har dels rent slam och dels slam med inblandning av aska eller kalk studerats. Undersökningar i fält av kalkat slam som varit utlagt ca 15 år tyder på att den mikrobiella aktiviteten har varit låg. Utförda laboratorieförsök med inblandning av aska stödjer detta, den mikrobiella nedbrytningen är låg för en aska/slamblandning. Beräkningar av nedbrytningshastigheten i kalkat slam respektive aska/slamblandning tyder på ett mycket långsamt nedbrytningsförlopp i anaerob miljö. Den beräknade nedbrytningshastigheten kan sägas vara överskattad, eftersom förhållanden i laboratorieförsöken inte motsvarar de verkliga förhållandena vid en deponi. En viss osäkerhet finns i antagandet om ett linjärt nedbrytningsförlopp.

Slutsatserna om nedbrytningshastighet behöver verifieras ytterligare för att en säker bedömning av beständigheten ska kunna göras.

Syretillgång

Några slutsatser om skillnad i nedbrytning mellan aerob och anaerob miljö har inte kunnat dras utifrån de utförda laboratorieförsöken, eftersom samtliga flaskor med slam eller slam/stenmjöl efter en kort tid fick anaeroba förhållanden. I flaskorna med slam/aska var nedbrytningen totalt sett så liten att ingen skillnad mellan aerob och anaerob miljö kunde ses. I allmänhet är dock den aeroba nedbrytningen mycket snabbare än den anaeroba.

Det innebär att tillförseln av syre är central ur beständighetssynpunkt. Syretransporten i perkolerande vatten är enligt utförda beräkningar liten. Det syre som finns tillgängligt för nedbrytning av organiskt material i tätskiktet bedöms därför i huvudsak tillföras genom diffusion. Syrediffusionen kan förväntas vara låg med ett vattenmättat och väl packat skyddsskikt.

pH

Både fältundersökning och laboratieförsök tyder på att inblandning av aska eller kalk och den pH-höjning som därmed följer kan ha en fördröjande effekt på nedbrytningen. I ett längre perspektiv kan ett lägre pH förväntas i tätskiktet (slam/aska-blandningen) pga. reaktion med koldioxid. pH i materialet påverkas därmed av faktorer som styr tillförseln av koldioxid, bl.a. tätskiktets permeabilitet och vattenhållande förmåga samt av gastrycket från underliggande nivåer.

Den reaktiva beståndsdelen i aska är osläckt kalk. Ur resurssynpunkt är aska att föredra eftersom det innebär att en restprodukt används istället för naturmaterial. Även ur ekonomisk synpunkt är aska att föredra som inblandningsmedel framför kalk eftersom aska kan förmodas ha en negativ kostnad.

Utlakning

En annan frågeställning vid användning av avloppsslam och aska har varit eventuell utlakning från materialet. Utlakning av näringsämnen kan inledningsvis vara hög, men bedöms inte utgöra ett problem i ett längre tidsperspektiv. Utlakning av metaller och organiska föroreningar bedöms vara liten, men detta behöver studeras ytterligare. Den eventuella miljöpåverkan som utlakning av näringsämnen och föroreningar innebär, beror i stor utsträckning på var deponin är lokaliserad, dvs. omgivningens skyddsvärde och sårbarhet.

Täckningens uppbyggnad

Genom skyddsskiktet kan man minska syretillgången till tätskiktet, för att på det sättet minska risken för nedbrytning i tätskiktet. Ett vattenmättat och välpackat skyddsskikt minskar syretillförseln till tätskiktet. Ett dränskikt av grovt material, med syfte att minska den hydrauliska gradienten över tätskiktet, kan dock medföra att syre lättare leds ner till tätskiktet. Användning av dränskikt på deponier kan därför ha negativa konsekvenser för tätskikt av slam/aska.

Ekonomi och potential

Ett stort materialbehov för sluttäckning av deponier är att förvänta under de närmaste åren. Teoretiskt skulle allt producerat slam under en 10 årsperiod kunna få avsättning som tätskikt på deponier (Sundberg & Nilsson, 2001). Samtidigt skulle stora mängder naturmaterial kunna sparas. En jämförande kostnadskalkyl för tätskikt av slam och lera presenteras i tabell 6.2. Av tabellen framgår att kostnadsdifferensen till slammets fördel är ca 200 – 700 kr/ton, dvs. det finns en stor ekonomisk potential för användning av slam som tätskikt. Skillnaden i kostnad uppgår till i storleksordningen 10–35 miljoner kronor för en 10 ha stor deponi.

Tabell 6.2. Kostnadskalkyl för tätskikt av slam/aska resp. lera

Moment	Kostnader kr/ton		Kommentar
	Tätskikt slam/aska	Tätskikt lera	
Transport	0–100	0–100	Bör vara lägre för slam
Materialkostnad	-	20–100	Kan variera kraftigt
Blandning, utläggning, packning	100 till 240	100	Slamskikt tjockare
Projektering, kontroll 10%	30	20	
Oförutsett 10%	30	20	
Summa	160 till 400	160 till 340	
Alternativkostnad (kvittblivning) slam	-400 till -600	-	
Totalsumma	0 till -440	160 till 340	
Kostnadsbesparing (differens slam/aska – lera)	170 till 780		
Kostnad per m ² deponiyta, kr/m ²	-15 till -330 kr/m ²	70 till 150 kr/m ²	0,5 resp. 0,3 m, 1,5 t/m ³

Alternativkostnaden för slam avser kostnaden för kvittblivning, t.ex. i form av deponering eller förbränning. Kostnaderna för kvittblivning på deponi uppgår till summan av deponiskatt (370 kr/ton fr.o.m. 2003-01-01), transportkostnad och deponeringsavgift. Vidare inträder ett deponeringsförbud 2005 för organiskt avfall, dit eventuellt slam kan komma att räknas. Nettokostnaden för förbränning har uppskattats till mellan 400 och 800 kr/ton, exklusive eventuell fosforåtervinning, beroende på om förbränningen sker vid egna eller utländska anläggningar.

I kalkylen har vidare antagits att en inblandning av annat material är nödvändigt för att förbättra slammets konsistens. Endast den maskinella blandningskostnaden belastar kalkylen, medan kostnaden för inblandat material antas vara av typ askor eller andra restprodukter. Inblandningsmaterialet antas vara belastat med samma transport- och alternativkostnader som slam och är därför kostnadsneutralt och påverkar inte kalkylen. Vidare har antagits att materialet accepteras som ett lämpligt konstruktionsmaterial varför deponiskatt inte utgår. Lertätningen skall egentligen belastas med någon form av naturresurskostnad men detta har inte gjorts eftersom en sådan kostnad är svår att beräkna i generella termer.

7 Rekommendationer

Sammanfattningsvis visar resultaten från etapp 1 att blandningar av aska och slam har lämpliga tekniska och miljömässiga egenskaper för att användas som tät- eller täckskikt på deponier. Förstudien visade också på den ekonomiska potentialen för ett sådant nyttiggörande. Vi föreslår därför att man i en etapp 2 av projektet går vidare med fältförsök. För att kunna dra mer generella slutsatser utifrån fältförsök är det av stor vikt att de är väl genomförda och ordentligt dokumenterade. Följande frågeställningar är exempel på områden som är intressanta att studera vidare:

- Hur stora är variationerna mellan olika askor och slam (från olika anläggningar)? Hur påverkar det egenskaperna hos blandningarna?
- Vilka blandningsförhållanden är lämpliga för att en optimering av egenskaperna ska erhållas? Är noggrann proportionering viktig för materialets egenskaper (kritisk för funktionen)? Hur kan materialen blandas i större skala?
- Hur bör utläggning och packning ske? Vilken skiktjocklek är lämplig? Vilken betydelse har underlaget för packningsresultatet?
- Vad blir permeabiliteten i fält?
- Vilka släntlutningar är möjliga?
- Hur varierar syrenedträngningen i täckningen?
- Hur stor är utlakningen av näringsämnen, metaller, organiska ämnen? Vilken miljöpåverkan har den?

Referenser

Andersson, I. & Mattson, A., 1995: Lakvatten från slam. GRYAAB Rapport 1995:5

Cronquist, S., 2002: Alternativa material i Stockholm län – askstabilisering av avloppsslam. TRITA-LWR Master Thesis 02-1. KTH, Stockholm.

Eriksson, B. & Lundin, P., 2001: Träds påverkan på lerjord med avseende på uttorkning och sättning. Examensarbete, Uppsala Universitet, juni 2001. ISRN UTH-INGUTB-EX-B-01/03-SE.

Förordning (2001:512) om deponering av avfall.

Karlsson, A., 2002: Avfall från skogsindustrin täcker delar av deponin i Falun. RVF-nytt 2/2002.

Lundgren, T., 1995: Sluttäckning av avfallsupplag. Krav, material, utförande och kontroll. Naturvårdsverket rapport 4474.

Mäkelä, H. & Höynälä, H., 2000: By-products and recycled materials in earth structures. TEKES. Technology Review 92/2000.

Naturvårdsverket, 1998, Biologisk behandling av avfall i Borås, Rapport 4864, Stockholm

Nauska, J. & Tähtinen, M., 2000: Utilization of paper industry fibre clay in earth construction. In: XIII Nordiska Geoteknikermötet, 5–7 juni 2000, pp 429–435.

RVF, 2000: Pilotförsök med fiberslam och moränlera som tätskikt. RVFs utvecklings-satsning Deponering. Rapport nr 2 2000.

Stockholm Vatten, 2001a: Slam i mark- och anläggningsbyggande. Avvattnat vatten-verks- och avloppsslam. R nr 1, jan 2001.

Stockholm Vatten, 2001b: Slam i mark- och anläggningsbyggande. Avvattnat vatten-verks- och avloppsslam. Utredning: Tätskikt i deponier. R nr 21, augusti 2001.

Sundberg, J. & Nilsson U., 2001: Användning av avloppsslam för tätning av deponier. Förstudie. RVF 01:17

Svenska geotekniska föreningen, 1999: Tätskikt i mark. Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer. SGF Rapport 1:99

Internetreferenser

Naturvårdsverket, 2002a: Aktionsplan för ökad återföring av fosfor ur avlopp från hushåll (remissversion 2002-06-10, arbetsmaterial), <http://www.environ.se>; *access 2002-08-23*

Statistiska Centralbyrån, 2002: Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden. Utsläpp till vatten och slamproduktionen 2000, Mi 22SM0101, tabell 12, <http://www.scb.se>; *access 2002-08-13*

Texas Tech University, 2002: Lecture Notes, Plant & Soil Science Department, <http://www.pssc.ttu.edu/pss2432/summer/Lecture.htm>, *access 2002-08-23*

Personlig kommunikation

Hans Augustinsson, Hushållningssällskapet Östergötland

Herman Brundin, SÖRAB

Gunnar Fransson, Växjö kommun

Hanna Gustafson, SÖRAB

Åke Gustavsson, Alvesta kommun

Tisse Jarlsvik, Renhållningsverket Borås

Pär Leander, ASSY

Aino Maijala, SCC Viatek, Finland

Jan Olofsson, Länsstyrelsen Västra Götaland

Birgitta Rydhagen, Linköpings universitet, Tema Vatten

Håkan Staaf, Naturvårdsverket

Hans-Åke Ström, Kristianstad kommun

Lennart Södergren, tidigare GRYAAB

Johanna Torstendahl, NÅRAB

Gustav Tham, Telge Återvinning

Margareta Wahlström, VTT, Finland

Kjell Wångmar, Gislaveds kommun

Torbjörn Ånger, VAFAB

Studiebesök vid Gereka GmbH

Reseberättelse

Bakgrund och syfte

I samband med förstudien Användning av avloppsslam för tätning av deponier (RVF rapport 01:17) togs kontakt med Gereka GmbH i Tyskland där man nyttjat avloppsslam som täckningsmaterial. Syftet med studieresan som genomfördes inom ramen för etapp 1 av projektet Täckning av deponier, var att närmare studera deras erfarenheter av att använda avloppsslam för täckning.

Studieresan genomfördes 7–8 juni 2002 av Elke Myrhede och Jan Sundberg, Geo Inno-va AB.

Bleicherode

Bleicherode är en liten stad vid gränsen mellan gamla Öst- och Västtyskland. Det ligger strax söder om bergsområdet Harz knappt 15 mil från Hannover. I området har salt brutits under 100 års tid. Efter att Öst och Väst förenades så har produktionen lagts ner och delvis ställts om. Utvinning av magnesiumsalt pågår fortfarande med hjälp av hetvatten. De 100 år av utvinning av salt har satt sina spår. Under mark på 600 m djup finns ett system av stora håligheter, gruvor, som är flera 100 meter långa och hundra meter i höjd. Håligheterna är instabila och ras har inträffat vid flertal tillfällen. Dessa ras har också märkts av på markytan genom sättningar. Ovan mark finns tre stora resthögar som kallas för Kalihalden. Nederbörd som avrinner från högarna innehåller höga halter salt Kalihalden och försaltar grundvattnet i området. Eftersom grundvatten är den huvudsakliga vattenförsörjningen i området är detta ett problem.



Bleicherode Bergwerk

Företaget Gereka

För att stabilisera saltgruvorna utför företaget BVGS åtgärder med hjälp av sopförbränningsaska som behandlas så att de ska vara kemiskt stabila i saltgruvemiljön. Sopförbränningsaskan säckas för att byggas in i gruvorna som pelarstöd. BVGS fick 1993 krav på sig att om man hade verksamhet i gruvorna under mark var man också skyldig till att åtgärda problemen ovan mark i form av Kalihalden. BVGS bildade företaget Gereka som fick i uppgift att få Kalihalden att grönska och minska försaltningen av grundvatten i området. Gereka är en förkortning av "Gesellschaft zur Rematurierung von Kalihalden". Gereka hade som affärsidé att omvandla restavfall och restprodukter till produkter som kan användas på olika sätt.

Åtgärderna på Kalihalden har fram till nu omfattat två principer

1. Den snabba metoden och kostnadseffektiva metoden är minska infiltration med hjälp av ett skikt som tillåter växter att etablera sig. Utgår från toppen av högen.
2. Den långsamma och kostsamma metoden är att bygga ett skal av schaktmassor med vallar som överlappar varandra, vanlig metod i deponisammanhang. Utgår från släntfoten av högen.

Gereka har utvecklat den första metoden medan den andra utförs av en annan entreprenör.



Kalihalden

Teknik

Allmänt om grönskningstekniken

Gerekas metod att åtgärda högen är att täcka topp och slänter med lutning upp till 45 ° med en slam och askblandning som får rätt konsistens. Blandningen kan tippas från släntkrönet, rinner ner och bildar ett halvmeter tjockt skikt. Skiktet härdar till en början

och blir hårt vilket förhindrar erosion. pH i blandningen är högt till en början men sjunker sakta och när pH har nått ca 8 kan en växtetablering ske utan att någon sådd behövs eftersom blandningen innehåller mängder av frön.

Blandningen

För ändamålet att få Kalihalden att grönska används följande material i blandningen:

<i>Material</i>	<i>Andel i torrsvikt</i>	<i>Kommentar</i>
Rötat slam	25 %	Slam från reningsverk för hushållsavloppsvatten
Flygaska	25 %	Brunkol
Jord	< 10 %	I bland sker tillsats av jord
Brunkolaska	Ca 50 %	Dåligt förbränd brunkol av dålig kvalitet med upp till 20 % oförbränt kol. Detta material tar bort stor del av lukt pga. det oförbrända kolinnehållet. Askan har förhållandevis lågt pH och lågt innehåll av tungmetaller. Askan är vattentransporterad.

Vid blandningen sker en temperaturökning över 80 ° C och tillsammans med det höga pH, över 12, hygieniserar detta blandningen och de flesta mikroorganismer dör. Det anser Berndt Denker, biolog vid företaget, vara väsentligt vid användning av slam.

Maskinell utrustning för blandning

Askorna och andra material kan lastas in i silos, 200 m³ i fasta anläggningen, se foto. Silona har extra stora öppningar vilket förhindrar att askor fastnar.



Silo och transportband

Slammet lastas in fuktigt via en sikt som skakar och vibrerar ner materialet och sorterar bort stenar över 20 cm. Eventuella stenar under 20 cm klarar blandaren av. I sikten finns ett signalsystem som talar om för maskinföraren i frontlastaren när det är dags för påfyllning. Efter sikten vägs materialet på en våg innan materialet transporteras vidare med ett transportband till blandaren. Från silon kan materialet föras via en doserare som är en cirkelformad platta indelad i tårtbitar. I doseraren kan vikt och volym mätas och en hög noggrannhet erhållas även vid skilda material. Med doseraren erhålls en

flexibilitet i materialval. Ibland kan även vatten eller det från rötslam avskiljda vattnet tillsättas till blandningen för att erhålla rätt konsistens.

Blandaren består av ett stort kärl med en roterande vågrät axel där en typ av specialutformade skovlar är fästa. Skovlarna når ca 1–2 dm från blandarväggen, så att inte väggen rivs sönder. Skovlarna är av hårdat stål med specialhårdat stål påsvetsat ytterst på skovlarna för högsta hållbarhet. Skovlarna är placerade med varierande täthet med det största avståndet i början av axeln och med tätare skovlar mot slutet. Tätaste avståndet är 20 cm.

I blandningsutrustningen sker avsugning av ammoniak och tillsats av doftämmande ämnen (Weber Gmbh). Från blandaren kan materialet transporteras bort via ett transportband där även avsugning av ammoniakgas kan ske. Transportbandet är svängbart och materialet får falla ner i en hög. Eventuella klumpar rullar ner och utanför högen och kan om så önskas köras genom blandaren ytterligare. Från blandaren kan också lastbilar fyllas direkt och säckningsutrustning finns också.

Ammoniaken som tagits om hand kondenseras i ett kärl och fälls med svavelsyra och ammoniumsulfat kan erhållas. Detta salt kan säljas till gödselindustrin.

Den fasta anläggningens kapacitet är 70–80 ton per timme. Anläggningen styrs elektroniskt via datorer. En mobil blandningsanläggning med all här beskriven utrustning men med mindre silon (volym 80 m³) kan byggas för ca 700 000 DM = 3,5 miljoner kronor.

Utläggning

Blandningen körs ut och tippas från släntkrön och med hjälp av sina unika egenskaper erhålls ett sammanhängande skikt ca 50 cm tjockt. Materialet blir hårt och tar åt sig allt vatten som kommer i kontakt med materialet eftersom det har ett underskott av vatten med ett vatteninnehåll på ca 40 %.

Alternativa blandningar och produkter

Alternativa intressanta material som har goda egenskaper och kan fungera som goda tillsatser i en askslamblandning är

Kolaska – gärna dåligt förbränd. Absorberar bland annat dålig lukt
Aska från förbränt rötslam. Innehåller mycket järn och kompakterar sig nästan själv.
Gjuterissand och slam. Högt järninnehåll
Slipdamm – högt järninnehåll
Portlandcement ger en mer hållfast och tät material
Dolomit kalksten
Apatit
Rökgasreningsprodukt från tegelindustrin (tillverkning utan glasyrer)
Natrium vattenglas – tät material och kanske följsamt?

Flera av dessa material har en kostnad (inte en negativ kostnad som slam och aska kan ha)

Svårigheter

Utlakning

De tekniska svårigheterna är framförallt utläckage av näringsämnen och vissa metaller. Höga halter kväve har varit problem i grönskningsprojektet. 25 % slam i blandningen betyder 1 % kväve i blandningen vilket har gett upphov till 100 mg/l NH_4 i lakvatten.

Koppar löser ut vid höga pH (>9) upp till 3000 $\mu\text{g/l}$ men sjunker vid neutrala pH till 20 $\mu\text{g/l}$. Vid Kalihalden sker en pH sänkning i samband med att materialet vattenmättas och man har då en liten avrinning från ytan. Detta sker vid häftiga regn. Det totala utsläppet av koppar är alltså relativt litet trots höga halter. Efter ca 3 månader är pH nere i 8. Då är skiktet också relativt vattenmättat och växter börja växa i materialet. Detta ger i sin tur att vatten börjar förbrukas av växterna istället för at materialet.

Erosion

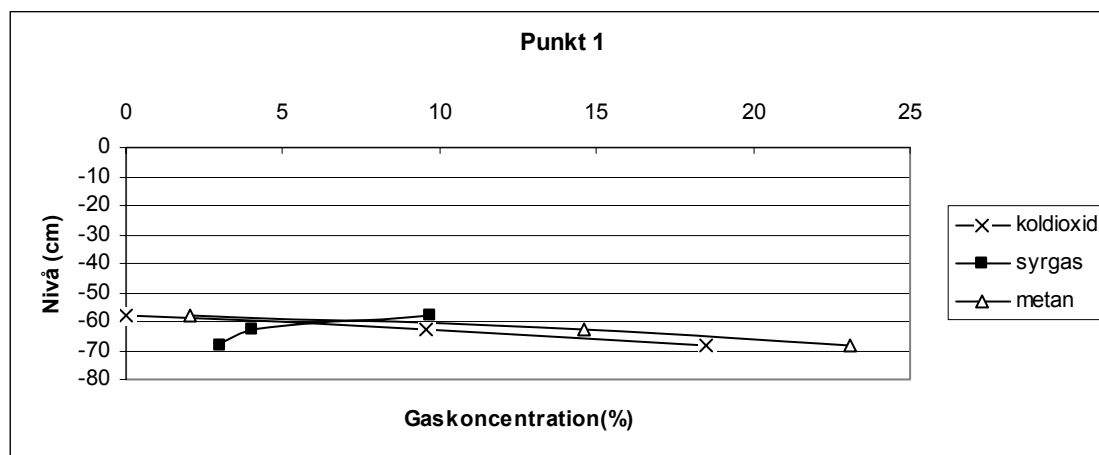
Är inget problem menar man trots den kraftiga lutningen som skiktet läggs i. När skiktet inte har vegetation tar skiktet upp det mesta av vattnet och avrinningen är liten. Sedan kommer vegetationen och binder materialet.

För närvarande används inte grönskningsmetoden pga. administrativa problem

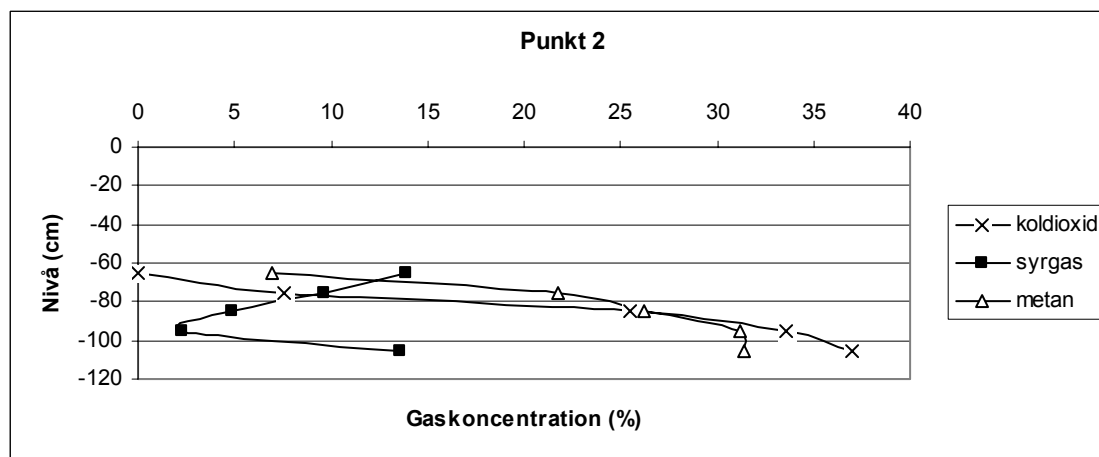
Linköping 2002-08-09

Elke Myrhede

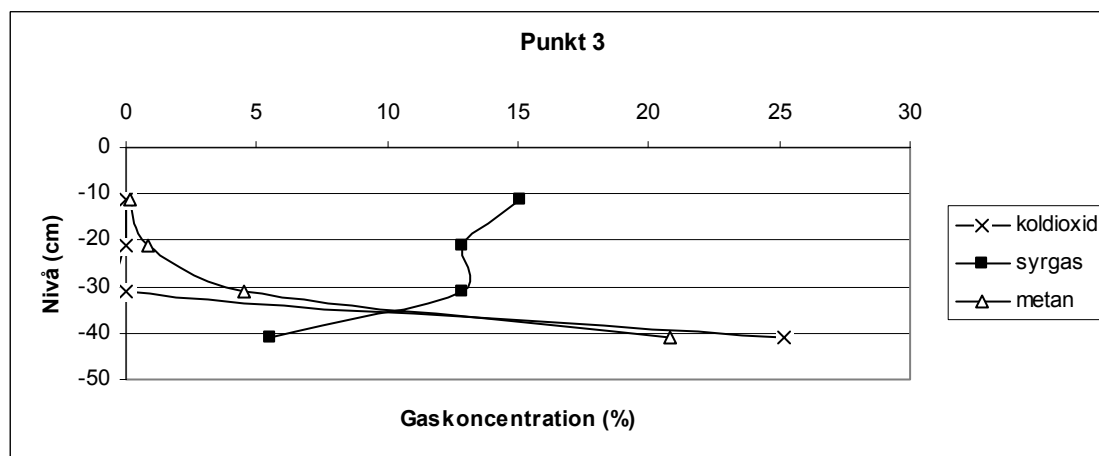
Gaskoncentrationer i deponitäckning, Hagby



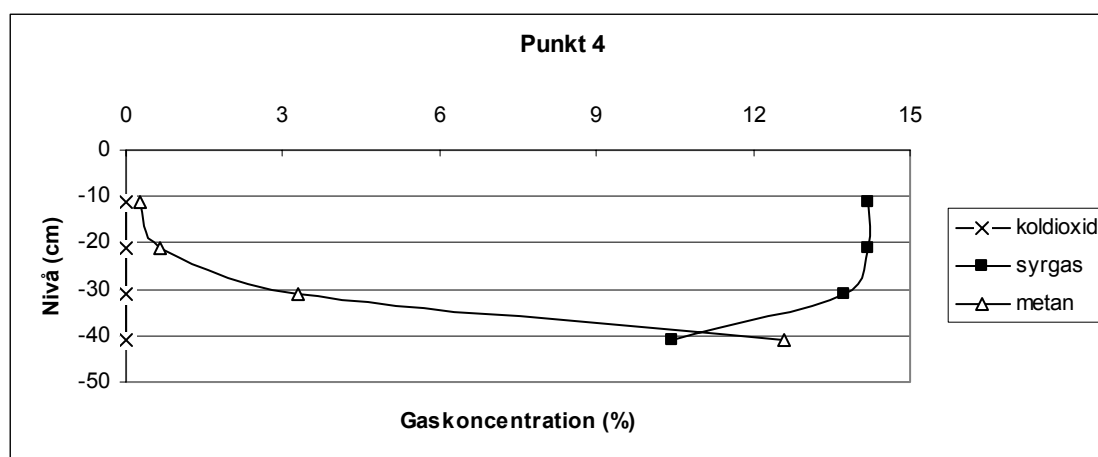
Figur 1.1: Gaskoncentrationer på olika nivåer i provpunkt 1 på Hagby-deponin. Proverna är tagna sedan skyddsskiktet avlägsnats. Nivån räknas från täckningens överyta.



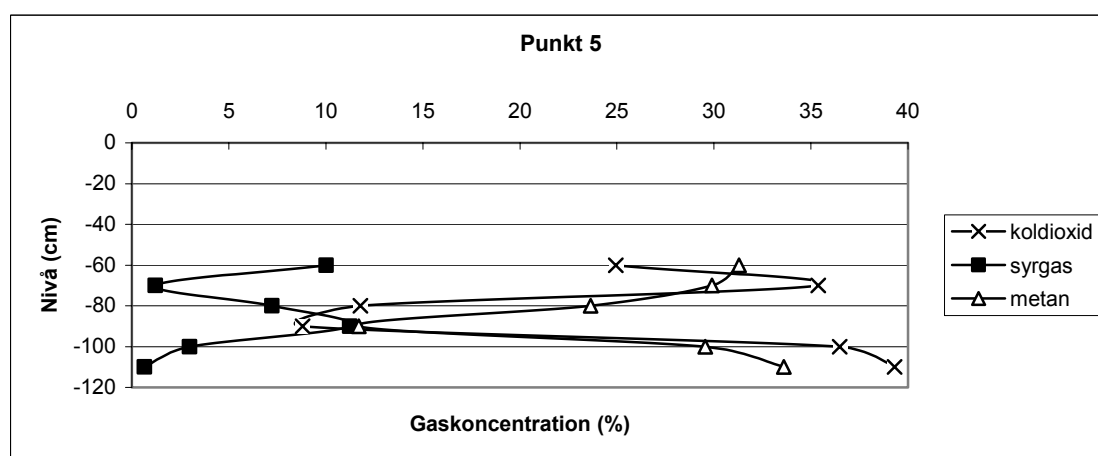
Figur 1.2: Gaskoncentrationer på olika nivåer i provpunkt 2 på Hagby-deponin. Proverna är tagna sedan skyddsskiktet avlägsnats. Nivån räknas från täckningens överyta.



Figur 1.3: Gaskoncentrationer på olika nivåer i provpunkt 3 på Hagby-deponin. Proverna är tagna med skyddsskiktet kvar. Nivån räknas från täckningens överyta.



Figur 1.4: Gaskoncentrationer på olika nivåer i provpunkt 4 på Hagby-deponin. Proverna är tagna med skyddsskiktet kvar. Nivån räknas från täckningens överyta.



Figur 1.5: Gaskoncentrationer på olika nivåer i provpunkt 5 på Hagby-deponin. Proverna är tagna sedan skyddsskiktet avlägsnats. Nivån räknas från täckningens överyta.

Analysresultat för inkuberade slamprover

Provmärkning:

S - slam

SS - slam och stenmjöl

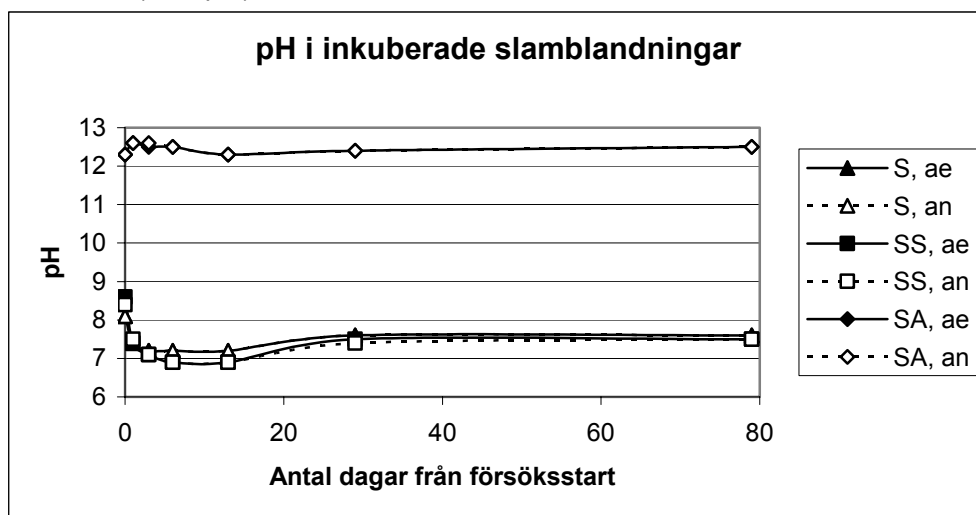
SA - slam och aska

ae - aerob miljö

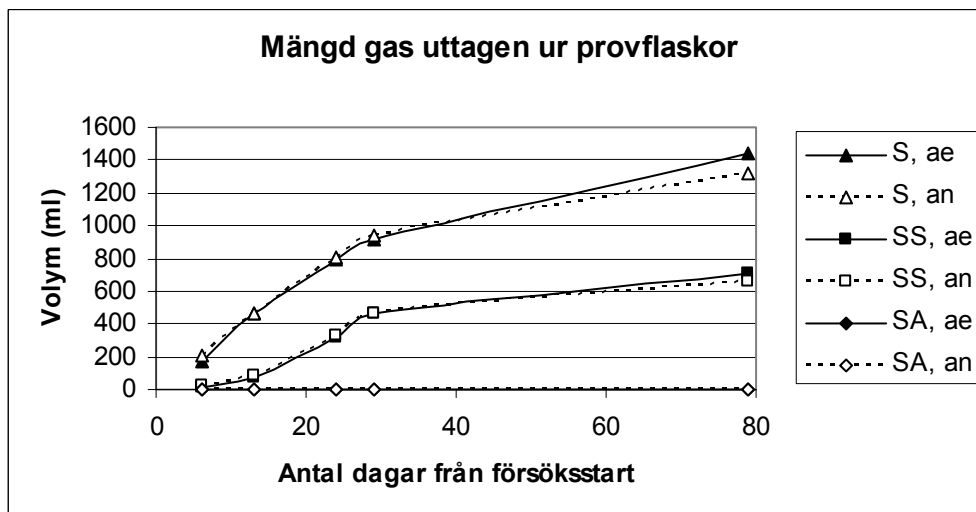
an - anaerob miljö

C - centrifugerat (8 000 rpm, 15 min)

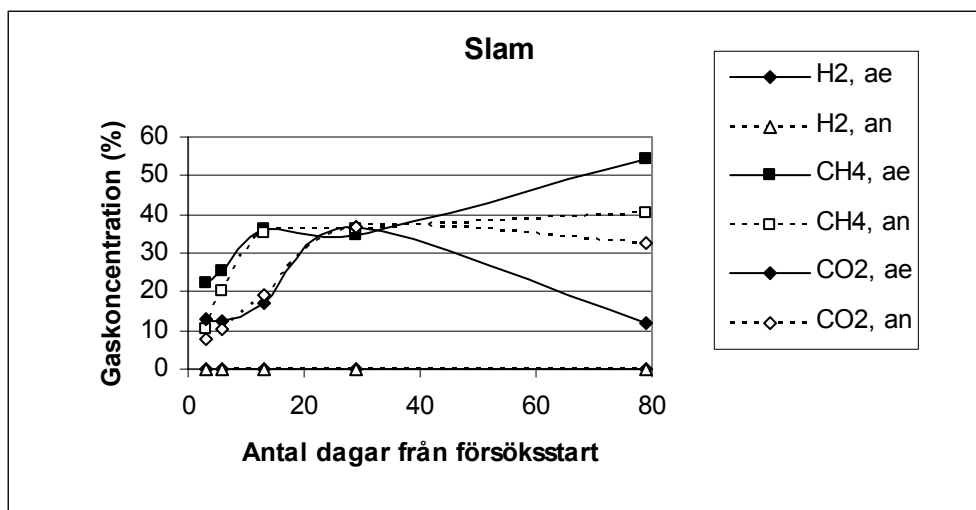
F - filtrerat (0,45 µm)



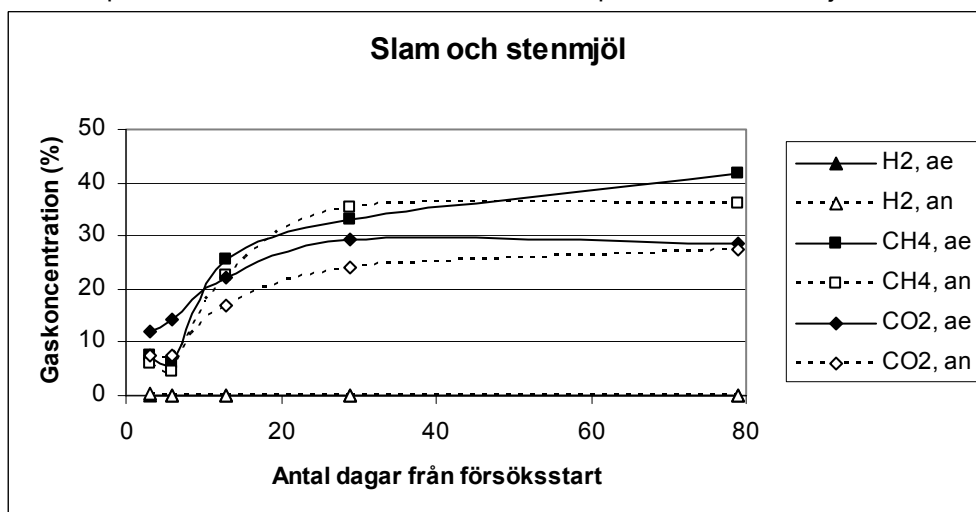
Figur 1.1: pH i vattenfasen vid olika tidpunkter efter start av försöket.



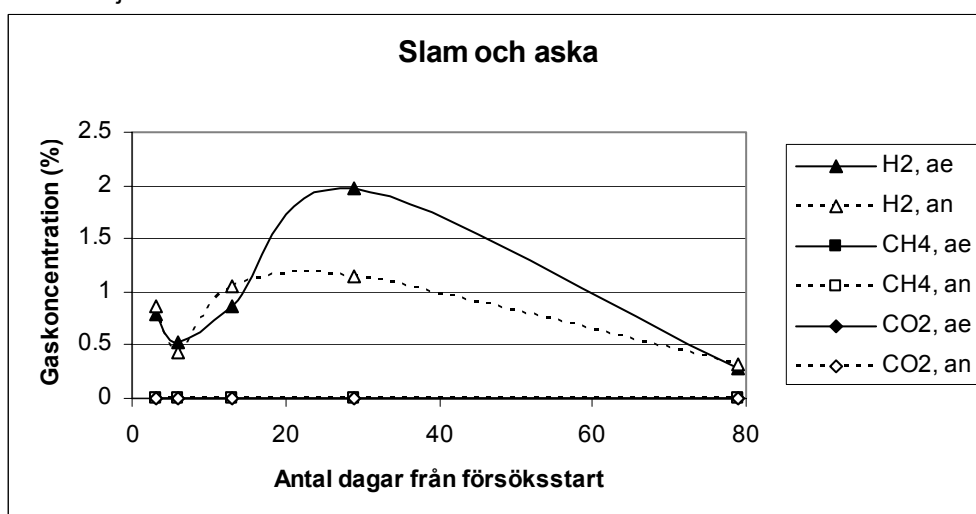
Figur 1.2: Volym gas som tagits ut ur provflaskorna under försökets gång. Volymerna har summerats för hela försöksperioden.



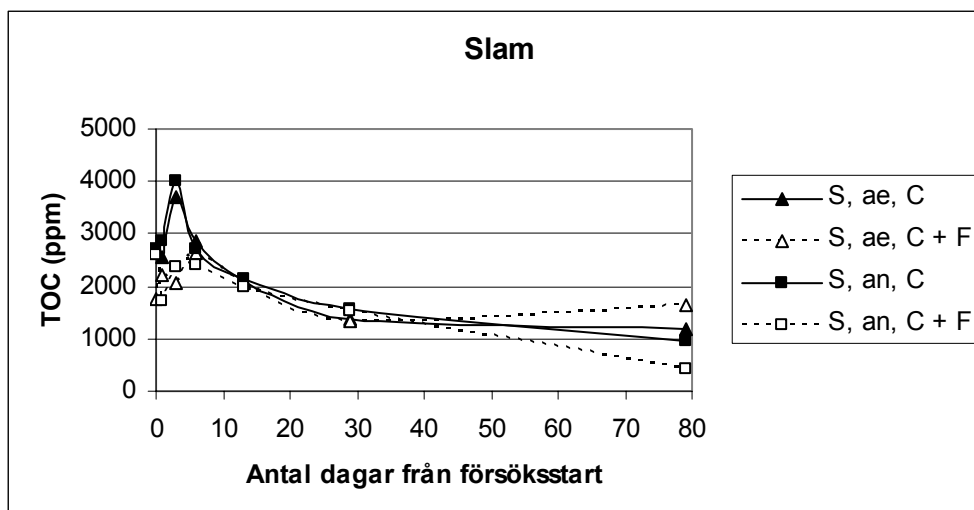
Figur 1.3: Koncentration av de analyserade gaserna (vätgas, metan och koldioxid) vid de olika provtillfällena i slam, inkuberat i aerob respektive anaerob miljö.



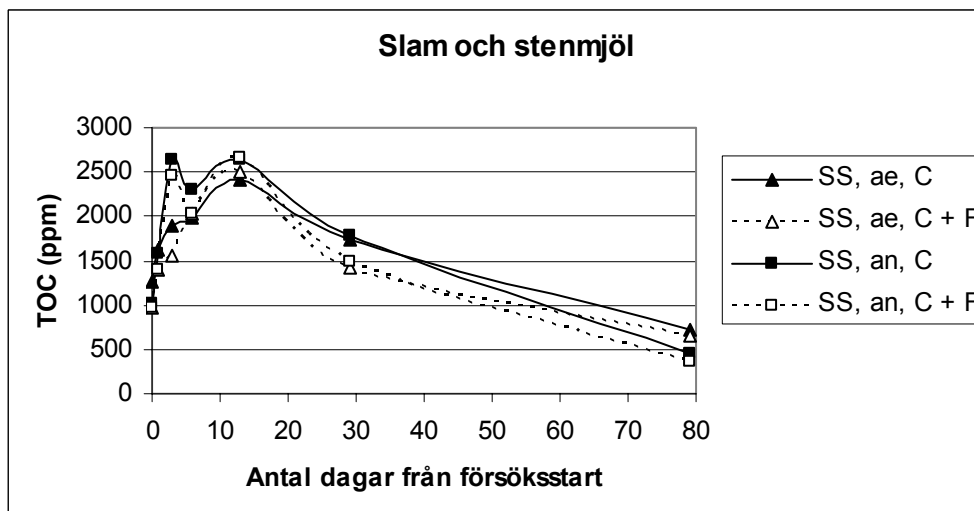
Figur 1.4: Koncentration av de analyserade gaserna (vätgas, metan och koldioxid) vid de olika provtillfällena i slam blandat med stenmjöl, inkuberat i aerob respektive anaerob miljö.



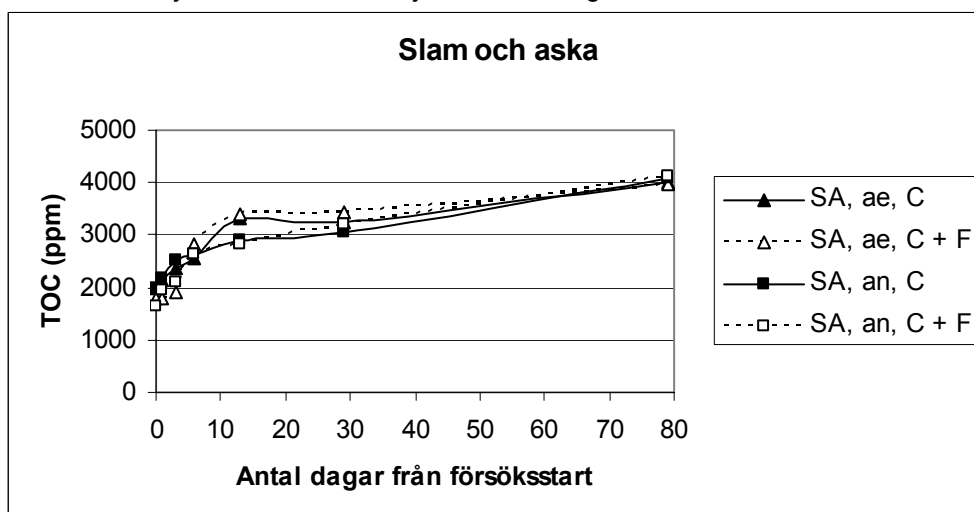
Figur 1.5: Koncentration av de analyserade gaserna (vätgas, metan och koldioxid) vid de olika provtillfällena i slam blandat med flygaska, inkuberat i aerob respektive anaerob miljö.



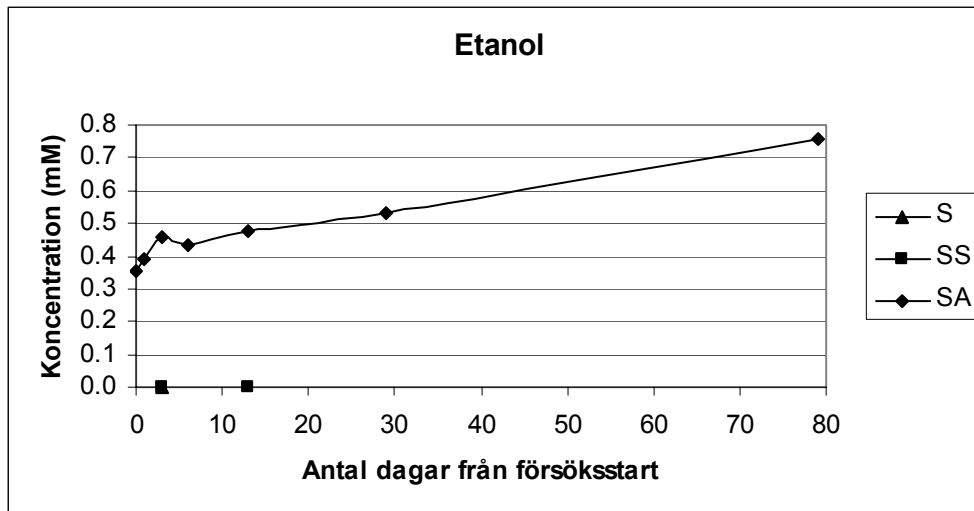
Figur 1.6: Koncentration av totalt organiskt kol lösligt i vattenfasen i inkuberat slam vid olika tidpunkter. O₂ – aerob miljö, N₂ – anaerob miljö, C – centrifugerat, F – filtrerat.



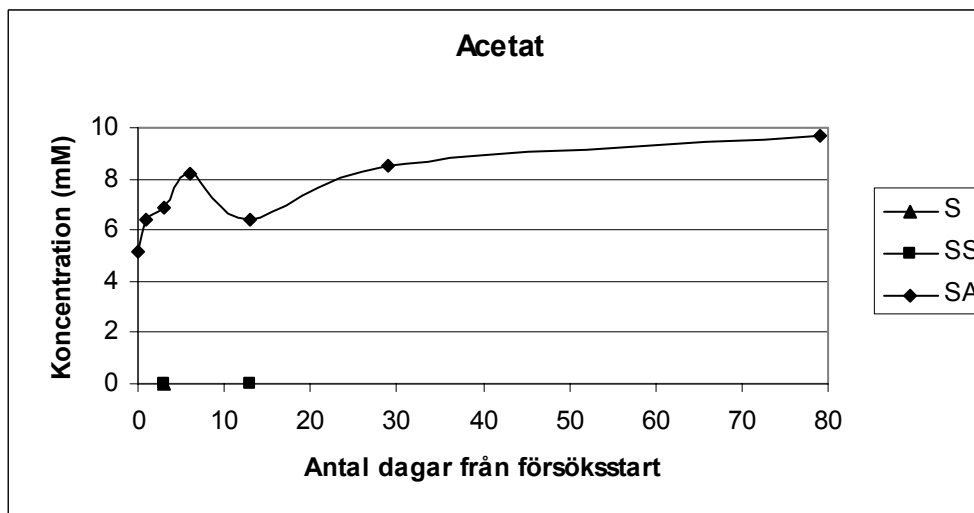
Figur 1.7: Koncentration av totalt organiskt kol lösligt i vattenfasen i inkuberat slam blandat med stensmjöl, vid olika tidpunkter från start av försöket. O₂ – aerob miljö, N₂ – anaerob miljö, C – centrifugerat, F – filtrerat.



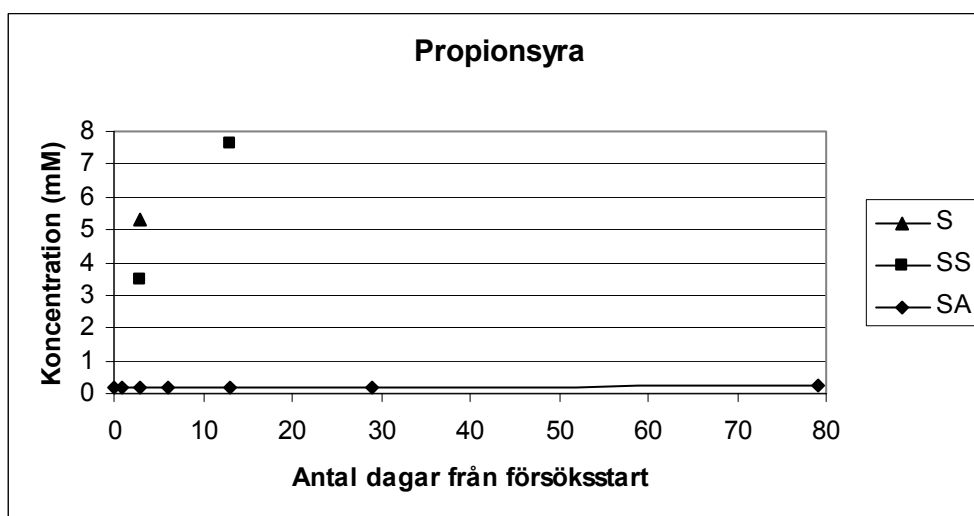
Figur 1.8: Koncentration av totalt organiskt kol lösligt i vattenfasen i inkuberat slam blandat med flygaska, vid olika tidpunkter efter start av försöket. O₂ – aerob miljö, N₂ – anaerob miljö, C – centrifugerat, F – filtrerat.



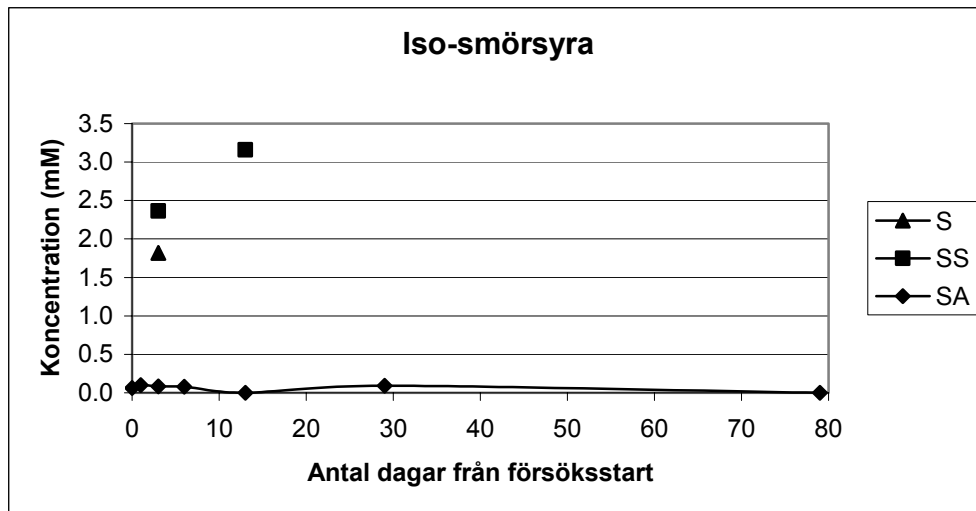
Figur 1.9: Uppmätt koncentration av etanol i proverna vid olika tidpunkter.



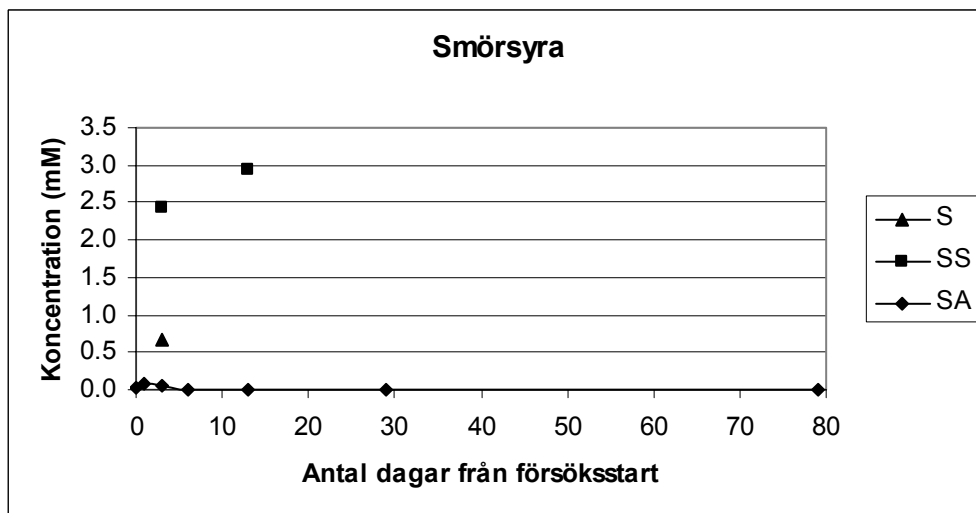
Figur 1.10: Uppmätt koncentration av acetat i proverna vid olika tidpunkter.



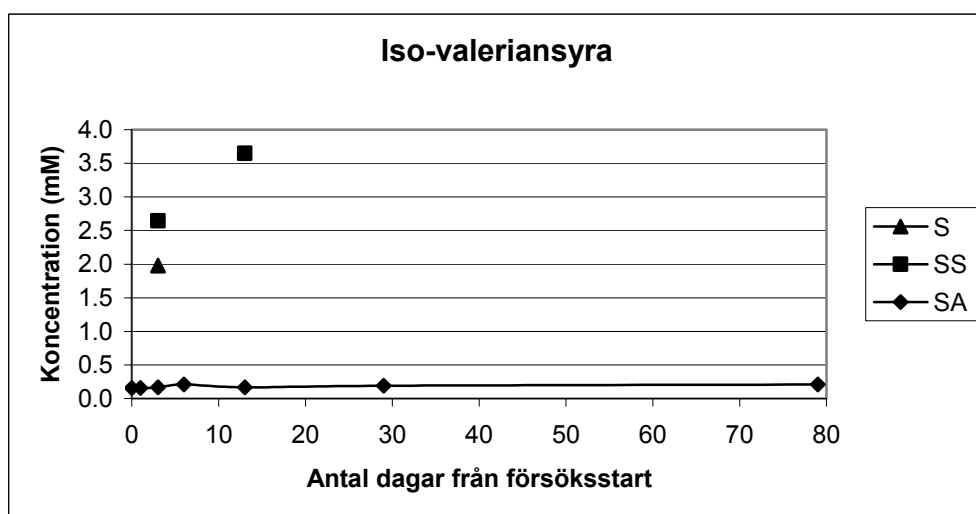
Figur 1.11: Uppmätt koncentration av propionsyra i proverna vid olika tidpunkter.



Figur 1.12: Uppmätt koncentration av iso-smörsyra i proverna vid olika tidpunkter.



Figur 1.13: Uppmätt koncentration av smörsyra i proverna vid olika tidpunkter.



Figur 1.14: Uppmätt koncentration av iso-valeriansyra i proverna vid olika tidpunkter.

Bakgrundsdata för beräkning av nedbrytningshastighet

Vid komposteringsundersökningarna som gjorts i Borås (Naturvårdsverket, 1998), blandades rötat avloppsslam med grönkompost och köskompost. Blandningarna lades sedan ut i strängar, som vändes och bevattnades under försökets gång. I Västerås (Ånger, pers. komm.) har komposteringsförsök gjorts på samma sätt förutom att komposten lades i stackar efter att den legat i strängar. För de två delförsök från vardera anläggningen, som används för beräkningarna nedan för aeroba förhållanden, redovisas andelen inblandat material, komposterings-tiden, samt glödningsförlust vid start och slut av försöken i tabell 1 och 2.

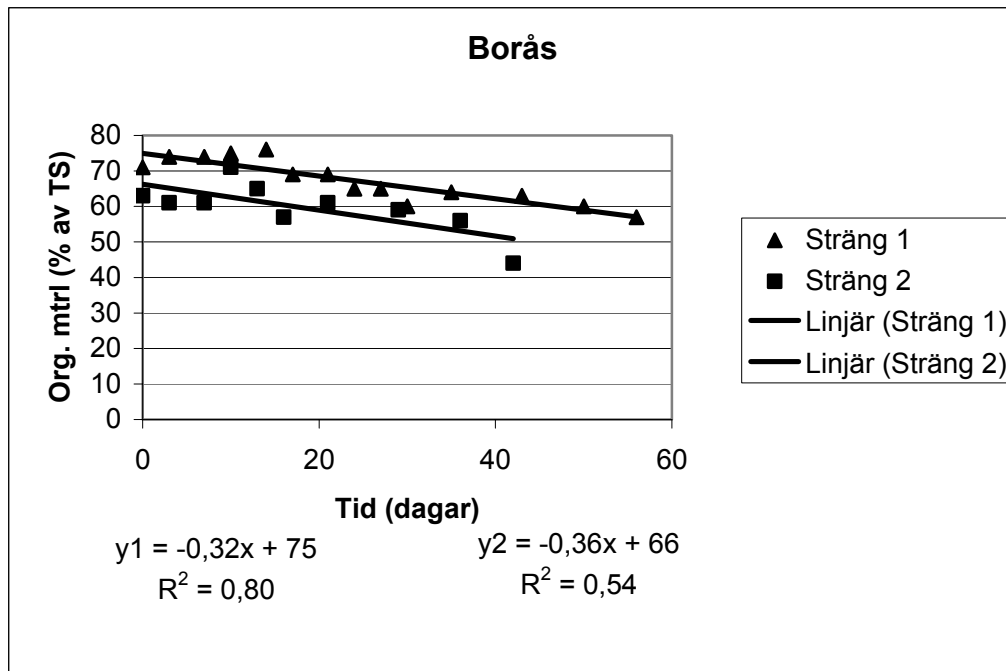
Tabell 1. Data från komposteringsförsök utförda i Borås kommun under 1996 (Naturvårdsverket, 1998).

	Sträng 1	Sträng 2
Grön- och köskompost (vol-%)	23	37
Komposterings-tid (dagar)	56	46
Glödningsförlust vid försöksstart (% av TS)	71	63
Glödningsförlust vid försöksslut (% av TS)	59	50

Tabell 2. Data från komposteringsförsök utförda i Västerås under 1994 – 1995 (Ånger, pers.komm).

	Blandning 1	Blandning 2
Slam (m³)	50	50
Torv (m³)		80
Krossat trädgårdsavfall (m³)	100	60
Komposterings-tid (dagar)	420	420
Glödningsförlust vid försöksstart (% av TS)	79	77
Glödningsförlust vid försöksslut (% av TS)	42	41

Från försöken i Borås finns fortlöpande resultat från komposteringsperioden, varför en regressionsanalys har kunnat göras. R^2 -värdet är ett mått på den anpassade funktionens överensstämmelse med punkterna i diagrammet. I detta fall fås ungefär samma överensstämmelse för linjär och exponentiell anpassning.



Figur 1. Mängd organiskt material i prover tagna vid komposteringsförsök gjorda i Borås. För de två delförsöken har approximation gjord med dels linjär och dels exponentiell funktion.

$y1$ – sträng 1, linjär

$y2$ – sträng 2, linjär

Referenser

Naturvårdsverket, 1998: Biologisk behandling av avfall i Borås. Rapport 4864, Stockholm

Torbjörn Ånger, VAFAB, personlig kommunikation



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se