

Täckning av deponier med aska och slam – erfarenheter från tre fältförsök

Maria Carling, Märta Ländell, Karsten Håkansson, Elke Myrhede

**Täckning av deponier med aska och slam –
erfarenheter från tre fältförsök**

**Covering of landfills with ash and sludge –
experiences from three field tests**

Maria Carling, Märta Ländell, Karsten Håkansson och Elke Myrhede

Q4-225

Förord

En förstudie (år 2001) samt etapp 1 av en huvudstudie (år 2001-2002) visade på både ekonomisk och teknisk potential vad gäller användning av slam och aska som tätskikt på deponier. I denna studie (etapp 2) har fältförsök genomförts med syfte att studera hantering, egenskaper och funktion i större skala.

Rapporten har utarbetats vid Geo Innova av Maria Carling (projektledare), Märta Ländell, Karsten Håkansson och Elke Myrhede. Flera andra har också arbetet i projektet och välvilligt bidragit till rapporten; Magnus Hammar och Marie Wikander, Tekniska Verken i Linköping, Rickard Wrene, SRV Återvinning, Malin Fält, Renova samt professor Bo Svensson, Linköpings universitet.

Projektet har finansierats av Värmeforsk, Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF Utveckling), VA-Forsk samt de tre deltagande anläggningarna (Tekniska Verken i Linköping, SRV Återvinning i Huddinge samt Renova i Göteborg).

Till projektet har knutits en referensgrupp som under projektiden lämnat värdefulla synpunkter. I referensgruppen har ingått Thomas Rihm, RVF, Stig Hård, GRYAAB, Magnus Berg/Karin Ifwer, ÅF, Kenneth Strandljung, Ragn-Sells, Anna Thuresson, VAFAB, Jan Olofsson, Länsstyrelsen Västra Götaland, Ulf Carlsson, Tekniska Verken, Cecilia Våg/Malin Fält, Renova, Rickard Wrene, SRV Återvinning samt Claes Ribbing, Värmeforsk.

Abstract

Fältförsök i form av provytor med blandning av slam/aska i tätskiktet vid tre olika anläggningar visar att det är möjligt att uppfylla funktionskravet för en icke-farligt avfall deponi.

Sammanfattning

Under de närmaste åren kommer ett stort antal deponier att avslutas som en följd av ny miljölagstiftning och höjda krav. Slam och askor är restmaterial med potential att användas som konstruktionsmaterial i deponier. En förstudie (år 2001) samt etapp 1 av en huvudstudie (år 2001-2002) visade på både ekonomisk och teknisk potential vad gäller användning av slam och aska som tätskikt på deponier. I etapp 2 (denna studie) har fältförsök genomförts med syfte att studera hantering, egenskaper och funktion i större skala. Fältförsöken har utförts vid tre olika anläggningar, vilket möjliggjort jämförelser av olika råmaterial och olika metoder för blandning och utläggning. Målgrupp för projektet är ägare till VA-anläggningar (slamproducent), energianläggningar (askproducent) och deponier (användare/konsument).

Projektet har finansierats av Värmeforsk, RVF Utveckling, VA-Forsk samt tre deltagande anläggningar (Tekniska Verken i Linköping, SRV Återvinning i Huddinge samt Renova i Göteborg) och har genomförts av Geo Innova i samarbete med Linköpings Universitet och de tre anläggningarna. Projektet har omfattat dels inledande laboratorieundersökningar på olika blandningar, dels utförande av provtytor samt viss uppföljning av funktionen hos provtyterna. Dessutom har studier gjorts avseende tätskiktens beständighet samt kring hantering av NH_3 -avgång från slam/aska-blandning.

Sammanfattningsvis visar utförda laboratieförsök att egenskaperna hos olika askor, slam och blandningar varierar avsevärt. Det innebär att det är mycket viktigt att karaktärisera både råmaterial och materialblandningar innan de används i fält i större skala. Erfarenheterna från provtyterna pekar på vikten av långsiktig planering för att få tillgång på material. Av logistisk skäl har råmaterialen lagrats en tid vid samtliga tre anläggningar innan blandning och utläggning. Tre olika metoder för blandning av aska och slam har provats i större skala inom projektet; tvångsblandare, stjärnsikt och trumsikt. Samtliga har fungerat väl, med vissa inkörningsproblem. Utläggning och packning av det färdigblandade materialet har skett med hjälp av grävmaskin som bladade ut materialet, vilket fungerade väl. Utläggningsen bör ske i minst två delskikt, eftersom man då fördelar ut inhomogeniteter i materialet. Väderleken är en viktig faktor för hur väl blandning och utläggning fungerar. Ur denna synpunkt rekommenderas att täckning med aska/slam-blandning sker under maj-juni.

Uppföljning av provtytan vid Tekniska Verken under ca ett år visar på ett flöde genom tätskiktet på ca $12 \text{ l/m}^2\cdot\text{år}$, d.v.s. tytan uppfyller funktionskravet för en deponi för icke-farligt avfall. Mätningar av gassammansättningen i provtyternas olika skikt pekar på att en omsättning sker av det organiska materialet i tätskiktet. Nedbrytning av det organiska materialet behöver dock inte nödvändigtvis leda till en högre hydraulisk konduktivitet, eftersom utfällningar av t.ex. CaCO_3 kan fungera som tätning av materialet. Ekonomiskt är tätskikt av slam/aska konkurrenskraftigt jämfört med konventionella material. Fortsatt uppföljning av provtyterna är angeläget för att bekräfta erhållna resultat avseende hydraulisk konduktivitet och beständighet.

Sammanfattningsvis bedöms tätskikt av slam och aska ha förutsättningar att fungera väl, förutsatt att vissa kvalitetskrav avseende råmaterial och utförande uppfylls. Det gäller

t.ex. pH i blandningen som måste vara högt ($\text{pH} > 11$) för att förhindra nedbrytning av det organiska materialet.

Nyckelord: tätskikt, aska, slam, beständighet, hydraulisk konduktivitet, fältförsök

Summary

In the coming years a large number of landfills will be closed as a result of new environmental regulations and more stringent requirements. Sludge and ash are wastes which could potentially be used as construction material. A feasibility study (2001) together with phase 1 of a more in-depth study (2001-2002) showed that there are both economic and technical advantages associated with the use of sludge and ash as a barrier layer on landfills. In phase 2 (this study), field tests have been performed with the aim of studying operational methods, properties and effectiveness associated with using sludge and ash on a larger scale. The field tests were carried out at three different plants, making it possible to compare different raw materials and different methods for mixing and spreading. The target group for the project are the owners of sewage treatment plants (sludge producers), power plants (ash producers), and landfills (users/consumers).

The project has been financed by *Värmeforsk*, *RVF Utveckling*, *VA-Forsk*, as well as three participating plants (*Tekniska Verken* in Linköping, *SRV Återvinning* in Huddinge and *Renova* in Gothenburg), and has been jointly managed by Geo Innova, Linköping University and the three participating plants. The project has comprised initial laboratory investigations of different mixtures, construction of experimental areas, and to a certain degree monitoring of the operational effectiveness of the test areas. In addition, studies have been made of both the durability of the material mixtures, and the management of NH_3 emissions from the mixtures.

In general, the laboratory tests show that the properties of ash, sludge and mixtures vary considerably. This underlines the great importance of characterising both the raw materials and the mixtures prior to using them on a larger scale in the field. Experience from the test areas indicates the importance of long-term planning so as to ensure availability of material. For logistic reasons, the raw material was stockpiled at all three plants for some time before mixing and spreading. Three different mixing and screening devices for mixing the ash and sludge have been tested on a large scale within this project. Despite some initial problems, all methods worked well. The prepared mixtures were spread out over the test areas and compacted by means of excavator with a grading attachment, which also worked well. Application of the material should be applied in two layers, in order to even out the heterogeneities in the material. Weather conditions are an important factor influencing how well mixing and spreading works. From this point of view, it is recommended that covering with ash/sludge mixtures is done during the period May-June.

Monitoring of the test area at *Tekniska Verken* for a period of one year shows a flow of $12 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$ through the barrier layer; in other words the area fulfils the operational requirements for a landfill for non-toxic wastes. Analysis of the composition of the gas in the different layers of the test areas indicate that the organic material in the barrier layer is being degraded. Degradation of the organic material does not necessarily lead to a higher hydraulic conductivity, since precipitation of, for example, calcium carbonate, can act as a sealing agent. The use of sludge/ash as a barrier layer is economically competitive compared to conventional materials. Further investigations of the test areas are

essential in order to verify the observed results, particularly as regards permeability and durability.

To sum up, barrier layers made of ash and sludge are supposed to work well, provided that specific quality requirements regarding raw materials and performance are fulfilled. This includes e.g. pH in the mixture which has to be high ($\text{pH} > 11$) to prevent degradation of the organic matter.

Keywords: barrier layer, ash, sludge, durability, hydraulic conductivity, field test

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSOMRÅDET	1
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSOMRÅDET	2
1.4	MÅL OCH MÅLGRUPP	2
1.5	GENOMFÖRANDE	2
2	BESKRIVNING AV INGÅENDE MATERIAL.....	4
2.1	ASKA	4
2.2	AVLOPPSSLAM.....	5
2.3	UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR PÅ INGÅENDE MATERIAL.....	8
3	EGENSKAPER HOS OLIKA BLANDNINGAR - LABORATORIEUNDERSÖKNINGAR10	
3.1	PROVBETECKNINGAR.....	10
3.2	INNEHÅLL AV METALLER, ORGANISKA ÄMNEN OCH NÄRINGSÄMNEN	11
3.3	VATTENKVOT, TS-HALT OCH GLÖDFÖRLUST	14
3.4	TORRDENSITET	14
3.5	PACKNINGSKURVA	15
3.6	HYDRAULISK KONDUKTIVITET	17
3.7	HÅLLFASTHET	20
3.8	YTUTLAKNING.....	21
3.9	DISKUSSION – VAL AV BLANDNINGAR.....	21
4	PROVYTOR – ERFARENHETER FRÅN OLIKA ANLÄGGNINGAR.....	24
4.1	PRAKTISKT UTFÖRANDE	24
4.2	UTLÄGGNING OCH PACKNING.....	32
4.3	INSTALLATION AV MÄTUTRUSTNING.....	34
4.4	UTLÄGGNING AV ÖVRIGA SKIKT	35
4.5	KVALITETSSÄKRING – UTFÖRANDEKONTROLL	36
4.6	ARBETSMILJÖ	43
4.7	PRESTANDA – FUNKTION.....	43
4.8	KOSTNADSBEDÖMNING	49
5	BESTÄNDIGHET	50
5.1	PÅVERKAN AV SYRE	50
5.2	BUFFERTKAPACITET	51
5.3	PH-UTVECKLING	53
5.4	FÄLTSTUDIER VID FURULUND	54
5.5	NEDBRYTNING – FÄLTSTUDIER	55
5.6	BERÄKNING AV NEDBRYTNINGSHASTIGHET	55
5.7	DISKUSSION.....	58
6	HANTERING AV AMMONIAK.....	61
6.1	ERFARENHETER.....	61
6.2	FÖRSÖK.....	61
6.3	RESULTAT	63
7	SAMMANFATTANDE SLUTSATSER	65
8	REKOMMENDATIONER.....	68
9	FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE	69

10	LITTERATURREFERENSER.....	70
-----------	----------------------------------	-----------

Bilagor

A BESKRIVNING AV PROVYTORNAS UTFORMNING SAMT INSTALLERAD MÄTUTRUSTNING

B ERFARENHETSSAMMANSTÄLLNING FRÅN TÄCKNING AV RGR-CELL MED ASKA/SLAMBLANDNING SOM TÄTSKIKT, GÄRSTAD DEPONI HÖSTEN 2004.

C ERFARENHETSSAMMANSTÄLLNING FRÅN ANLÄGGANDE AV PROVYTA FÖR SLUTTÄCKNING MED TÄTSKIKT AV FLYGASKA OCH RÖTSLAM VID SOFIELUNDS DEPONI

D ERFARENHETER FRÅN TÄCKNING MED SLAM OCH ASKA PÅ TAGENE DEPONI, RENOVA 2004-2005

E YTUTLAKNINGSFÖRSÖK

F UNDERSÖKNING AV ÅLDRAT MATERIAL, TEKNISKA VERKEN, SEPTEMBER 2005

G METALLHALTER I LYSIMETRAR OCH AVRINNINGSYTOR

H UNDERSÖKNING AV NEDBRYTNING I TÄTSKIKT

I SYRETILLGÅNG OCH PH – EFFEKTER I OLIKA KONSTRUKTIONER AV DEPONITÄCKNINGAR

J TOLKNING AV FÄLTPROVTAGNING AV MARKPROFILER VID FURULUNDS SLAMDEPONI, HÖSTEN 2003

K FÖRKLARING AV ANVÄNDA BEGREPP

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Under de närmaste åren kommer ett stort antal deponier att avslutas som en följd av ny miljölagstiftning och höjda krav. Tillgången på lämpliga material för täckning och tätning är begränsad, framför allt i storstadsregionerna. Slam och askor är restmaterial med potential att användas som konstruktionsmaterial. Ett kvalitativt sätt att använda slam och aska är att utnyttja deras goda tekniska egenskaper såsom låg permeabilitet (slam) och god bärighet (aska). En förstudie [1] samt etapp 1 av en huvudstudie [2] visade på både ekonomisk och teknisk potential vad gäller användning av slam och aska som tätskikt på deponier.

Den inventering av erfarenheter som gjordes i etapp 1 visade på ett flertal projekt där man med gott resultat använt enbart slam eller slam med inblandning av något stabiliserande material som täckning på deponier [2]. Uppmätt permeabilitet visade på låg genomsläpplighet för flertalet material, $10^{-9} - 10^{-11}$ m/s. En av de viktigaste frågeställningarna är materialets beständighet. För att aska/slam-blandningen ska klara de funktionskrav som ställs på ett tät- eller tätskiktmaterial även i ett längre tidsperspektiv, krävs att nedbrytningen av det organiska materialet sker mycket långsamt eller att en viss porositetsökning kan motverkas genom omlagring av materialet. De undersökningar som utfördes under etapp 1 pekade på ett mycket långsamt nedbrytningsförlopp i anaerob miljö. Områden som pekades ut som intressanta att studera vidare var bl.a. variationerna mellan olika askor och slam och hur dessa påverkar blandningarnas egenskaper, lämpliga blandningsförhållanden, metoder för utläggning och packning, permeabilitet i fält, möjliga släntlutningar, syrenedträngning i täckningen samt utlakning av näringsämnen, metaller och organiska ämnen.

1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Intresset för att använda blandningar av slam och aska som material för täckning av deponier har ökat under de senaste åren. Flera andra projekt (med andra aktörer, men med delvis samma finansiärer) som studerat angränsande frågeställningar, har pågått parallellt med detta projekt. Projekten har kompletterat varandra. Dessa parallella projekt beskrivs kortfattat nedan:

Pilotförsök med flygaskastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt [3]

Vid Dragmossen deponi i Älvkarleby kommun utfördes pilotförsök med tillverkning och utläggning av s.k. FSA i tätskiktet på försommaren 2004. Fältförsöket visar att FSA-material kan användas som tätskikt, förutsatt att de ingående materialerna klara uppställda kvalitetskrav. Efter ett års uppföljning är flödet genom tätskiktet lågt, $< 5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ på stora delar av provytan. Utförda försök i fält och laboratorium indikerar en god beständighet med avseende på nedbrytning av organiskt material.

Nedbrytningshastigheten för tätskikt uppbyggda av slam och aska [4]

I projektet har nedbrytningen av organiskt material för två olika blandningar av slam och aska studerats med hjälp av laboratorieförsök. Resultaten tyder på att aska-slam-blandningar kan användas som tätskikt på deponier utan att nedbrytningen av organiskt material kommer att påverka täckningens funktion negativt.

Flygaska och rötslam som tätskikt med efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering [5]

Projektet studerar vilken inverkan ett tätskikt av slam och aska har på rotpenetration, syrediffusion samt läckage av metaller och näringsämnen. Olika aska/slam-blandningar undersöks dels i fält, dels i lysimetrar.

1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Ettapp 1 av huvudstudien [2] visade på en stor ekonomisk och teknisk potential för användning av blandningar av slam och aska som tätskikt på deponier. För att en mer allmän användning skall bli aktuell krävs mer praktisk erfarenhet och systematisk dokumentation av erfarenheterna. I ettapp 2 (denna studie) har därför fältförsök genomförts med syfte att studera hantering, egenskaper och funktion i större skala. Fältförsöken har utförts vid tre olika anläggningar, vilket möjliggjort jämförelser av olika råmaterial och olika metoder för blandning och utläggning.

Projektet har finansierats av Värmeforsk, RVF Utveckling, VA-Forsk samt tre deltagande anläggningar (Tekniska Verken i Linköping, SRV Återvinning i Huddinge samt Renova i Göteborg).

1.4 Mål och målgrupp

Det övergripande målet med projektet har varit att bana väg för bättre resursutnyttjande av avloppsslam och aska från förbränning av biobränslen, där materialens goda tekniska egenskaper tas till vara, samtidigt som andra ändliga materialresurser kan sparas.

Syftet med denna studie (ettapp 2) har varit att ta fram lämpliga blandningar av slam och aska, undersöka det praktiska handhavandet i fält samt att verifiera och kvantifiera hydrauliska egenskaper och långsiktig beständighet. Ett annat syfte har varit att studera hur eventuella problem med ammoniakavgång kan hanteras. Målsättningen är att resultaten från projektet ska kunna utgöra underlag för rekommendationer både för utformning av tätskiktsskonstruktioner och för blandningsförfarande, utläggning och packning.

Målgrupp för projektet är ägare till VA-anläggningar (slamproducent), energianläggningar (askproducent) och deponier (användare/konsument). Kommunerna är ofta huvudman för både reningsverk, energianläggningar och deponi, vilket innebär att slammet och askan kan få avsättning inom den egna verksamheten.

1.5 Genomförande

Projektet har utförts i samarbete mellan Geo Innova, Linköpings Universitet, Tekniska Verken i Linköping, Renova samt SRV Återvinning. En referensgrupp bestående av representanter för finansörerna har också funnits. Projektet har omfattat dels inledande

laboratorieundersökningar på olika blandningar, dels utförande av provytor på de tre anläggningarna samt viss uppföljning av funktionen hos provytorna. Uppföljningen av provytorna har varierat i tid vid de olika anläggningarna och haft olika omfattning. Dessutom har mindre studier gjorts av materialblandningarnas beständighet samt återvinning av näringsämnen från slammet.

I Bilaga K förklaras vissa av de begrepp som används i rapporten.

2 Beskrivning av ingående material

Slam och aska från olika anläggningar kan ha högst varierande egenskaper, vilket visats av bl.a. Mascik et al. [6], Bjurström et al. [7] samt Arvidsson & Loorents [8]. Inom Värmeforsk har en databas, ALLASKA, sammanställts där olika askors egenskaper redovisas.

I Tabell 2-1 redovisas de material som använts vid de inledande laboratorieförsöken samt vid byggandet av provytor. För SRVs försök användes slam från olika anläggningar, beroende på att tillgången på rötat slam förändrades. Likaså varierade askans sammansättning mellan projektets olika moment (se vidare Bilaga C). Från Tekniska Verken utfördes laboratorieundersökningar på två olika typer av slam, dels ett färskt slam, dels ett som lagrats utomhus i 2-3 år (deponerats) och därmed varit fryst. Materialen valdes ut utifrån vad som fanns tillgängligt i närheten av respektive anläggning. Tekniska Verken hade tillgång till eget material inom företaget, vilket visade sig bra, eftersom både SRV och Renova hade vissa problem att få tag på lämpligt material. Ur miljösynpunkt (utlakning) valdes i första hand askor från förbränning av trä (undantaget Tekniska Verken).

Tabell 2-1. Använda material i projektet.

Table 2-1. Materials used in the project.

Anläggning	Aska	Förbrännings-anläggning	Slam
Tekniska Verken, Linköping	Flygaska kol/gummi	KV1 P1, Linköping (rostereldning)	Rötat avloppsslam, Nykvarn (Linköping) 1) färskt 2) åldrat ca 2-3 år (fryst/deponerat)
SRV Återvinning, Hudinge	Flygaska returflis Bottenaska returflis	BFB Fortum Värme, Nynäshamn AB	Rötat avloppsslam, 1) Käppalaverket (Lidingö) 2) Himmerfjärdsverket (Grödinge)
Renova, Göteborg	Flygaska, pellets av "nytt" trä	Göteborg Energi, pulverbrännare	Rötat avloppsslam, Ryaverket (Göteborg)

Inom ramen för respektive anläggnings kontrollprogram har materialen analyserats på ett urval parametrar, vilket redovisas nedan.

2.1 Aska

I Tabell 2-2 redovisas ett urval av ämnen för respektive aska (medelhalter alternativt intervall från kontrollprogram på respektive anläggning), jämfört med "normala" värden från litteraturen. Egenskaperna hos askan varierar beroende på bl.a. bränsle (och ursprung), förbränningstyp och driftsbetingelser.

Tabell 2-2. Innehåll av spårämnen i flygaska (FA) samt bottenaska (BA) som används i projektet jämfört med andra träaskor.

Table 2-2. Content of trace element in the fly ash (FA) and the bottom ash, which are used in the project, compared to other wood ashes.

Ämne	Enhet	Göteborg Energi (träpellets)	Fortum Värme Nynäshamn AB (FA RT-flis)	Fortum Värme Nynäshamn AB (BA RT-flis) ³	TVAB 2002-2003 (FA kol/gummi/trä)	FA-träbränsle ¹	FA-returträ ¹
Si		2,35 vikt-% ²	9,4 % TS		-		
Al		0,69 vikt-% ²	3,1 % TS		-		
Ca		23,5 vikt-% ²	22 % TS		-		
Fe		0,87 vikt-% ²	2,2 % TS		-		
K		10,1 vikt-% ²	2,4 % TS		-		
Mg		4,76 vikt-% ²	1,9 % TS		-		
Mn		2,30 vikt-% ²	0,26 % TS		-		
Na		0,61 vikt-% ²	1,4 % TS		-		
P		0,94 vikt-% ²	0,33 % TS		-		
Ti		0,03 vikt-% ²	2,3 % TS		-		
Ba		0,18 vikt-% ²	0,5 % TS		0,06 % TS		
As	mg/kg TS	<20 ²	3 180	155	23	1,7-134	231-990
B	mg/kg TS	-	380	-	-	168-500	
Cd	mg/kg TS	12 ²	40	0,50	8,20	3-33	36-112
Co	mg/kg TS	5 ²	55	-	250		
Cr	mg/kg TS	33 ²	2 680	386	51	17-180	120-744
Cu	mg/kg TS	141 ²	2 760	2920	280	29-306	380-6 100
Hg	mg/kg TS	-	3,8	0,01	0,54	0,1-2,7	2,9-15
Mo	mg/kg TS	<10 ²	11	-	5,4		
Ni	mg/kg TS	19 ²	95	32	63	7-100	35-201
Pb	mg/kg TS	40 ²	3 860	685	570	17-386	1 500-11 800
Sb	mg/kg TS	-	-	46	54		
Se	mg/kg TS	-	-	-	15		
V	mg/kg TS	9 ²	69	52	-	10-106	48-80
Zn	mg/kg TS	2 050 ²	19 600	5740	47 800	420-3 400	8 660-37 100

¹Från [7]. Observera att underlaget är begränsat (ett fåtal anläggningar med olika typer av förbränningsprocess)

²Analyserna har utförts på prov inaskat på laboratorium

³Analys höst 2004 i Värmeforsk-projekt [9]

För organiska ämnen saknas data.

2.2 Avloppsslam

I Tabell 2-3 redovisas halten av några utvalda spårämnen i avloppsslam [10]. Av rapporten framgår inte om de analyserade slamproven utgörs av rötat avloppsslam eller avloppsslam som behandlats på annat sätt. En jämförelse visar att de här använda slammen med hänsyn till metallinnehåll är representativa för svenska reningsverk.

Tabell 2-3. Uppmätta halter av spårämnen i avloppsslam från GRYAAB, Käppala samt Tekniska Verken, jämfört med "normala" halter i avloppsslam från svenska reningsverk (angivet som 10 resp 90 % percentil, [10]). Analyser av Tekniska Verkens deponerade slam avser förhållandena då slammet "producerades".

Table 2-3. Measured content of trace elements in sludge from GRYAAB, Käppala and Tekniska Verken, compared to "normal" contents in sludge from Swedish sewage treatment plant (given as 10 and 90 %, respectively, [10]). Analyses for the deposited sludge, were made when the sludge was "produced".

Ämne	Enhet	GRYAAB (apr 2003- feb 2004) medelhalt	Käppala, (jan-sep 2003) medelhalt	TVAB Färskt röt- slam (aug 2002 + jan 2003)	TVAB Depone- rat/fryst röt- slam (sep 2000 – jan 2001)	Svenska reningsverk
Ag	mg/kg TS	5,5		3,8	9,7	-
As	mg/kg TS	4,8	-	-	-	2,5-7,5
B	mg/kg TS	11	17	-	-	8-150
Cd	mg/kg TS	1,0	0,9	1,5	1,2	0,78-1,7
Co	mg/kg TS	9,9		7,7	7,9	-
Cr	mg/kg TS	28	20	20	12	14-54
Cu	mg/kg TS	403	379	300	290	140-570
Hg	mg/kg TS	1,0	1,0	0,52	0,65	0,4-1,8
Ni	mg/kg TS	25	17	18	19	9-26
Pb	mg/kg TS	34	22	26	43	17-45
V	mg/kg TS	-	-	-	-	5-37
Zn	mg/kg TS	623	503	540	660	320-700
TS	%	31,0	19,2	31	24	16-27

Organiska ämnen i avloppsslam finns beskrivet bl.a. i Naturvårdsverkets rapport 5217 [11]. I rapporten beskrivs ett antal ämnesgrupper som är intressanta ur föroreningssynpunkt vid användning av avloppsslam på åkermark. I Tabell 2-4 sammanfattas resultat från en svensk undersökning m a p organiska föroreningar i avloppsslam. Endast ett fåtal ämnen har analyserats både i undersökningen av Samsøe-Petersen [11] och inom ramen för de olika anläggningarnas kontrollprogram, varför en jämförelse av halterna är svår att göra.

Tabell 2-4. Organiska ämnen i avloppsslam i Sverige 2001 [11]. Medelvärde från 19 prov (50 prov för bromerade flamskyddsmedel) från avloppsreningsverk. Halter i mg/kg TS.

Table 2-4. Organic substances in sludge in Sweden 2001 [11]. Mean value for 19 samples (50 samples for bromine flame retardant) from sewage treatment plant. Contents are given in mg/kg TS.

Ämnesgrupp	GRYA-AB (2003-2004)	Käppala (2003)	TVAB Färskt (aug 2002 + jan 2003)	TVAB Deponerat/fryst (sep 2000 – jan 2001)	Svenska renings- verk 2001
PAH	1,5	0,8	0,55	2	1,1
PCB	0,047	0,06	0,045	0,050	-
4-nonylfenol	26	24	28	23	3,9*
Bromerade flamskyddsmedel	-	-	-	-	0,47
Klorerade paraffiner	-	-	-	-	<2,0
Klorbensener	-	-	-	-	<0,28
Klorfenoler	-	-	-	-	<0,9
DEHP (di-2-(etylhexyl) ftalat)	-	-	-	-	6,6
EDTA	-	-	-	-	3,8
EOX	-	-	-	-	6,1
LAS (linjära alkyl bensen sulfonater)	-	-	-	-	252
Organiska tennföreningar	-	-	-	-	0,65
PCDD/PCDF (dioxiner o furaner)	-	-	-	-	0,0013
Perfluorooktansulfonat	-	-	-	-	0,08
Ftalater	-	-	-	-	7,3
triklosan	-	-	-	-	1,2

* medel år 1998 var 23 mg/kg TS

Näringsämnen och fysikalisk-kemiska parametrar från tidigare undersökningar, redovisas i Tabell 2-5.

Tabell 2-5. Innehåll av kväve och fosfor samt pH och glödförlust för de olika rötslammen.

Table 2-5. Content of nitrogen and phosphorous and pH and loss on ignition for the different sludges.

Ämne	Enhet	GRYAAB (apr 2003 - feb 2004) medelhalt	Käppala (jan-sep 2003) medelhalt	TVAB Färskt slam (aug 2002 + jan 2003)	TVAB Deponerat/ fryst slam (sep 2000 – jan 2001)
N-tot	g/kg TS	40	37	39	36
NH ₄ -N	g/kg TS	10	13	10	8,1
P-tot	g/kg TS	28	49	32	35
pH		8,0	7,6	8,2	7,9
GF (550°C)	% av TS	53	65	61	60

2.3 Utförda undersökningar på ingående material

Enstaka kompletterande laboratorieundersökningar har inledningsvis utförts på de ingående materialen. På askorna har TS, kompaktdensitet och kornstorleksfördelning undersökts och i något fall också pH. På slam från Tekniska Verken och SRV (från Käppala-verket) har TS och kompaktdensitet (korndensitet) undersökts medan endast TS uppmätts på slam från Renova (Ryaverket, GRYAAB).

Resultat

Vattenkvot för ursprungsmaterialen har analyserats och räknats om till TS-halt, se Tabell 2-6. För samtliga askor är TS-halten hög. TS-halten för slammen varierar mellan 17 och 34 %. I Tabell 2-6 redovisas även uppmätt kompaktdensitet. Osäkerheten i resultat är större hos slammen än hos askorna. Askorna från Tekniska Verken och SRV har ungefär lika kompaktdensitet. Observera att askorna av praktiska skäl varit befuktade vid senare fältförsök, vilket medfört en lägre TS-halt. Även vid de kompletterande laboratorieförsök som utfördes våren 2005 på material från Renova, var askan befuktad.

Tabell 2-6. TS-halt och kompaktdensitet för ingående material, laboratorieförsök höst 2003.

Table 2-6. Dry matter and compact density for used materials, results from laboratory, autumn 2003.

Material	Slam			Aska		
	TS (%)	w (%)	Kompakt-densitet (ton/m ³)	TS (%)	w (%)	Kompakt-densitet (ton/m ³)
TV färskt slam	26	291	1,85			
TV fryst/deponerat slam	34	193	2,02*			
TV aska				98	2,0	2,49
SRV slam	17	496	1,77			
SRV aska				99	0,4	2,45
RE slam	30	233	-			
RE aska				100	0	2,82

* stor spridning

pH i aska från Tekniska Verken och den aska som SRV använde i labförsöken var ca 12, se Tabell 2-7.

Tabell 2-7. pH och glödförlust i askor använda i labförsök.

Table 2-7. pH and loss on ignition for ashes used in laboratory tests.

Material	pH	GF, 550°C (% av TS)
TV aska*	12	24
SRV aska	12,4	-
RE aska	-	-

* medel 2002-2003

Undersökning av kornstorleksfördelning på flygaskorna har utförts som tvättsiktning. Renovas flygaska (Göteborgs Energi) innehåller mindre andel finmaterial än flygaska från Tekniska Verken och SRV Återvinning (Fortum Värme). Samtliga flygaskor har en

hög andel material motsvarande finjord (silt- och lerfraktion), mellan 70 och 80 % utgörs av material $<0,063$ mm.

Vid de inledande laboratorieförsöken (hösten 2003) var den flygaska som användes för SRV Återvinnings blandningar en ren flygaska-fraktion. Vid fältförsöken sommaren 2005 ingick även den s.k. ecoaskan i fraktionen med flygaska. Den bottenaska som ingick i materialblandningen vid fältförsöken vid SRV Återvinning hade en grov struktur, där ca 90% utgjordes av material i kornstorleken 2-8 mm.

3 Egenskaper hos olika blandningar - laboratorieundersökningar

I syfte att få fram en blandning med lämpliga proportioner av slam/aska utfördes inledningsvis en rad olika laboratorieundersökningar på material från de tre olika anläggningarna.

3.1 Provbeteckningar

Vid samtliga laboratorieförsök och analyser har följande beteckningar (Tabell 3-1) använts för de olika blandningarna (se också Tabell 2-1). Blandningsproportionerna är angivna som % av TS. Efter utvärdering av inledande försök, utfördes kompletterande undersökningar av ytterligare några blandningar. Dessa blandningar är markerade kursivt i tabellen. Bl.a. gjordes försök med inblandning av bottenaska i SRV:s blandning för att förbättra hållfasthetsegenskaperna.

Tabell 3-1. *Provbeteckningar på blandningar. Kursiverade blandningar avser komplement där endast ett urval undersökningar utförts.*

Table 3-1. *Notations for mixtures. Mixtures written in italics are made as complements, where only some chosen investigations have been made.*

		Provbeteckning
	<i>Tekniska Verken</i>	
Material	1 flygaska + 2 slam (färskt + deponerat/fryst)	
Blandning	40 % flygaska + 60 % slam (färskt)	TV40
	50 % flygaska + 50 % slam (färskt)	TV50
	60 % flygaska + 40 % slam (färskt)	TV60
	40 % flygaska + 60 % slam (fryst/deponerat)	TV40fr
	50 % flygaska + 50 % slam (fryst/deponerat)	TV50fr
	60 % flygaska + 40 % slam (fryst/deponerat)	TV60fr
	<i>Renova</i>	
Material	1 flygaska + 1 slam	
Blandning	40 % flygaska + 60 % slam	RE40
	50 % flygaska + 50 % slam	RE50
	60 % flygaska + 40 % slam	RE60
	<i>30 % flygaska + 70 % slam</i>	<i>RE30 (-05)¹</i>
	<i>40 % flygaska + 60 % slam</i>	<i>RE40 (-05)¹</i>
	<i>SRV Återvinning</i>	
Material	1 flygaska + 1 slam (+ 1 bottenaska)	
Blandning	40 % flygaska + 60 % slam	SRV40
	50 % flygaska + 50 % slam	SRV50
	60 % flygaska + 40 % slam	SRV60
	<i>30 % flygaska + 40 % bottenaska + 30 % slam</i>	<i>SRV30-40²</i>
	<i>40 % flygaska + 40 % bottenaska + 20 % slam</i>	<i>SRV40-40²</i>
	<i>40 % flygaska + 45 % bottenaska + 15 % slam</i>	<i>SRV40-45²</i>
	<i>40 % flygaska + 50 % bottenaska + 10 % slam</i>	<i>SRV40-50²</i>

¹ askan för dessa kompletterande provblandningar var befuktad och provtogs från lagrad hög utomhus

² askorna för dessa kompletterande provblandningar var torra och togs direkt från askutmatning

3.2 Innehåll av metaller, organiska ämnen och näringsämnen

De olika blandningarna har analyserats med avseende på metaller, glödförlust, organiska ämnen och näringsämnen. Analyserna har utförts av Analytica. De organiska ämnena avser mineralolja, PCB, klorerade pesticider, PAH, BTEX, klorerade alifater samt klorfenoler. Analys av organiska ämnen har endast utförts på en blandning från respektive anläggning (50 % aska, 50 % slam).

Resultat

För flertalet av de analyserade organiska ämnena är halterna under rapporteringsgränsen. I Tabell 3-2 listas ämnen där något prov uppvisar halter över rapporteringsgränsen. I dagsläget saknas relevanta riktvärden för användning av material, men halterna är generellt låga eller mycket låga, undantaget tyngre oljefraktioner i blandning från SRV.

Tabell 3-2. Organiska ämnen där något prov har halter över rapporteringsgränsen. Halt i mg/kg TS.

Table 3-2. Organic compounds where any of the samples have a content higher than the reporting limit. Contents are given in mg/kg TS.

	RE50	SRV50	TV50fr	TV50
Fraktion >C10-C12	37	14	110	24
Fraktion >C12-C16	240	110	280	85
Fraktion >C16-C35	560	3 200	1000	470
S:a xylener	<0,050	<0,050	<0,050	0,17
S:a TEX	<0,085	<0,085	<0,09	0,84
S:a PAH cancerogena	0,33	0,054	1,0	<0,070
S:a PAH övriga	1,7	0,31	14	4,8
2-monoklorfenol	<0,020	<0,020	<0,020	0,034
2,4-diklorfenol	<0,040	<0,040	<0,040	0,052

Även halterna av metaller är i flertalet fall förhållandevis låga, se Tabell 3-3. Några undantag finns, där är metallhalterna är mycket höga i blandningarna, vilket bedöms beror på de höga halterna av vissa metaller i de nyttjade askorna. En ökad andel aska ger i flertalet fall också högre metallhalter i blandningen.

Tabell 3-3. Metallhalter (mg/kg TS) i blandningar av aska och slam från Tekniska Verken, Renova och SRV. Från Tekniska Verken har både blandning med färskt och med fryst/deponerat slam undersökts.

Table 3-3. Content of metals (mg/kg TS) in mixtures of ashes and sludge from Tekniska Verken, Renova och SRV. For Tekniska Verken, both mixture with fresh and with frozen/deposited sludge have been investigated.

	TV40	TV50	TV60	TV40fr	TV50fr	TV60fr
As	21	14	20	24	17	20
Cd	6,2	4,9	7,2	5,7	6,1	7,2
Cr	82	97	86	80	91	78
Cu	409	352	397	343	319	328
Pb	371	311	434	328	397	465
Sb	-	-	-	-	-	-
Zn	10 800	13 900	14 000	10 600	14 400	17 500

	RE40	RE50	RE60	SRV40	SRV50	SRV60
As	-	<3	-	450	610	821
Cd	-	6,0	-	7,09	8,1	11,45
Cr	-	51	-	549	310	816,5
Cu	-	300	-	781,5	950	1 010
Pb	-	19	-	568,5	720	915
Sb	-	-	-	29,5	-	49,3
Zn	-	1430	-	3 100	3 400	4 675

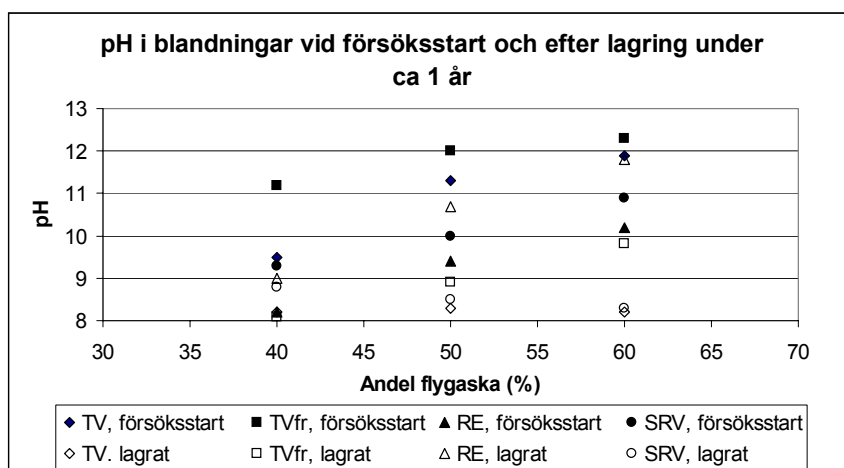
I Tabell 3-4 och Figur 3-1 redovisas pH samt innehållet av kväve och fosfor i blandningarna vid försöksstart samt pH efter omkring ett års lagring. Lagringen skedde i rumstemperatur i vanliga plastpåsar (ej diffusionstäta). Blandningarna med deponerat/fryst slam har ett högt pH, omkring 11-12. Lägst pH (pH 9,5) av Tekniska Verkens blandningar har blandningen med 60 % färskt slam och 40 % aska (TV40). Blandningarna från Renova och SRV har generellt lägre pH. För blandningarna från Tekniska Verken och SRV har pH sjunkit kraftigt under lagringen, vilket beror på reaktion med koldioxid (från luften och från nedbrytning av organiskt material) och bildandet av kalciumkarbonat. För att förhindra att pH sjunker i blandningen är det därför viktigt både att förhindra lufttillträde och att nedbrytning påbörjas (se vidare under avsnitt 5.3).

Tabell 3-4. pH och halt av kväve och fosfor (% av TS) vid försöksstart, samt pH efter ca ett års lagring (med visst lufttillträde). Laboratorieblandade prover.

Table 3-4. pH and content of nitrogen and phosphorous (% of dry matter) at the beginning of the investigations and after storing during approximately one year (some entry of air allowed). Mixtures made at laboratory.

		TV40	TV50	TV60	TV40f r	TV50f r	TV60f r
Försöksstart							
	pH	9,5	11,3	11,7	11,2	12,0	12,3
	N-tot	2,4	0,99	0,90	1,2	0,83	0,76
	P-tot	2,1	1,6	1,6	1,7	1,8	1,1
Efter lagring							
	pH	8,2	8,3	8,2	8,1	8,9	9,8

		RE40	RE50	RE60	SRV40	SRV50	SRV60
Försöksstart							
	pH	8,2	9,4	10,2	9,3	10,0	10,9
	N-tot	-	1,2	-	3,0	2,3	1,8
	P-tot	-	1,84	-	3,2	2,4	2,1
Efter lagring							
	pH	9,0	10,7	11,8	8,8	8,5	8,3



Figur 3-1. pH i laboratorieblandningar vid försöksstart samt efter ca 1 års lagring.

Figure 3-1. pH in mixtures made at laboratory, at the beginning of the experiment and after approximately 1 year storage.

3.3 Vattenkvot, TS-halt och glödförlust

Vattenkvot, TS-halt och glödförlust har analyserats som komplement till övriga miljötekniska analyser enligt gängse metoder. Analyserna är utförda både av SGI och Analytica.

Resultat

TS-halt och glödförlust vid ”naturliga förhållanden” har analyserats i två-tre prov av respektive blandning, se Tabell 3-5. Proverna är uttagna från samma blandningstillfälle, men av tabellen framgår att TS-halt och glödförlust varierar för samma blandning, vilket innebär att blandningarna är relativt heterogena.

Tabell 3-5. TS-halt, vattenkvot och glödförlust i olika blandningar i ”naturligt” tillstånd (d.v.s. utan torkning eller tillsats av vatten).

Table 3-5. Dry matter, water ratio, and loss on ignition in different mixtures at ”natural” condition (without drying or adding of water).

	TS (%)		w (%)		GF, 550°C (% av TS)	
		medel		medel	org.mtrl	medel
TV40	36-39	37	155-177	167	43-45	44
TV50	40-46	43	119-152	131	38-39	39
TV60	47-52	49	91-113	104	35-40	38
TV40fr	41-48	44	110-143	124	35-41	38
TV50fr	49-53	51	88-102	95	33-34	34
TV60fr	48-59	54	70-110	86	30-40	35
SRV40	25-26	26	279-295	289	38-39	38
SRV50	29-31	30	223-241	235	33-34	33
SRV60	34-35	34	190-193	192	28-29	28
RE40	40-42	41	140-149	145	-	-
RE50	46-52	48	94-116	109	40-41	41
RE60	50-53	51	90-101	96	-	-

Med ökande andel aska ökar TS-halten, vilket är naturligt. En jämförelse visar att TS-halt, vattenkvot och torrdensitet är i samma storleksordning som i blandningar i andra undersökningar (t.ex. [12]).

3.4 Torrdensitet

Torrdensiteten och vattenkvot har uppmätts vid flera olika labförsök där materialens geotekniska egenskaper undersökts.

Resultat

Resultaten redovisas i Tabell 3-6. Vattenkvoten avser ”naturligt tillstånd”, d.v.s. utan torkning eller tillsats av vatten. För CRS- och enaxliga tryckförsök packades materialet in för hand, medan tung instampning användes vid packningsförsöken.

För blandning med fryst/deponerat slam har högst torrdensitet uppmätts för 50 % askinblandning vilket är något anmärkningsvärt. Av tabellen framgår att torrdensiteten gene-

rellt ökar med ökad inblandning av aska, vilket är förväntat (undantag TV50fr vid packningskurva och RE50 vid tryckförsök, se kommentar ovan). Torrdensiteten är också högre för blandningarna med Tekniska Verkens deponerade/frysta slam än med det färskta slammet, vilket kan förklaras av att den högre TS-halten för det frysta/deponerade slammet. Blandningarna med material från SRV har låg torrdensitet och hög vattenkvot, vilket gör att dessa blandningar har lösare konsistens än övriga. Mot denna bakgrund gjordes kompletterande försök med inblandning av bottenaska, vilket gav en högre torrdensitet.

Torrdensitet och vattenkvot skiljer sig något åt mellan de olika labförsöken (d.v.s. mellan olika blandningsomgångar), vilket tyder på viss heterogenitet i de ingående materialen. Storleksordningen är dock densamma. Någon tydlig skillnad i torrdensitet mellan material inpackade för hand (CRS- och enaxliga tryckförsök) och med tung instampning (packningskurva) syns inte, vilket är något anmärkningsvärt. Torrdensiteten är generellt något högre vid CRS-försöken än vid de båda andra försöken.

Tabell 3-6. Uppmätt torrdensitet och vattenkvot vid olika försök (försöksstart).

Table 3-6. Measured dry density and water ratio for different tests (results from the start of the tests).

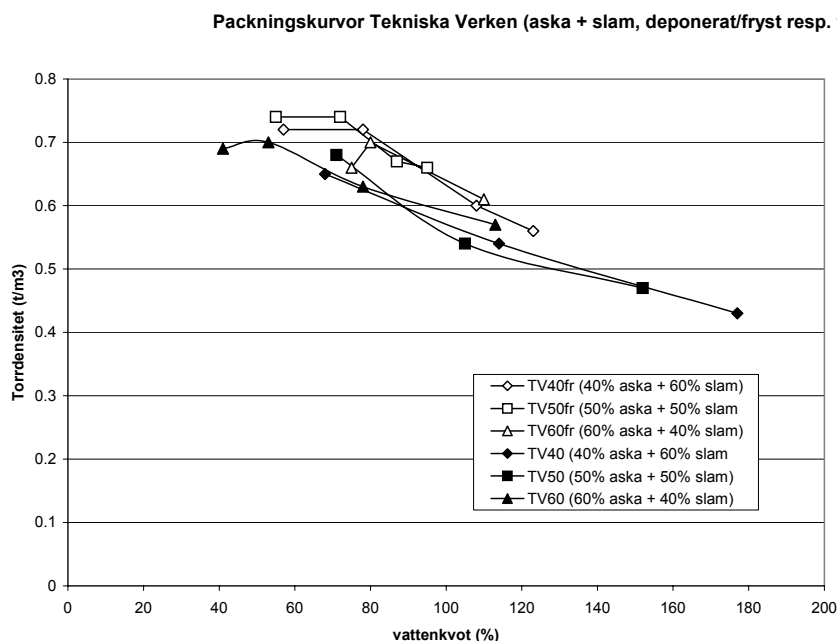
	Packningskurva		CRS-försök		Enaxliga tryckförsök	
	Torrdensitet (t/m ³)	w (%)	Torrdensitet (t/m ³)	w (%)	Torrdensitet (t/m ³)	w (%)
TV40	0,43	177	0,46	172	0,45	169
TV50	0,47	152	0,54	141	0,49	147
TV60	0,57	113	0,63	112	0,55	129
TV40fr	0,56	123	0,60	128	0,59	116
TV50fr	0,66	95	0,69	100	0,65	102
TV60fr	0,61	110	0,63	79	0,70	82
SRV40	-	-	0,29	295	0,28	293
SRV50	-	-	0,35	241	0,34	240
SRV60	-	-	0,42	192	0,41	192
SRV 30-40	-	-	-	-	0,50	152
SRV 40-40	-	-	-	-	0,66	107
SRV 40-45	-	-	0,79	82	0,82	76
SRV 40-50	-	-	0,99	54	1,03	52
RE40	-	-	0,50	140	0,42	149
RE50	0,55	108	0,51	116	0,48	116
RE60	-	-	0,53	90	0,47	101
RE30 (-05)	-	-	0,42	189	0,42	187
RE40 (-05)	-	-	0,46	173	0,46	170

3.5 Packningskurva

För att studera packningsegenskaperna har packningsförsök utförts på materialblandningar från Tekniska Verken. Packningen utfördes med tung instampning (modifierad Proctor). Även på Renovas blandning 50 % aska/50 % slam utfördes packningsförsök.

Resultat

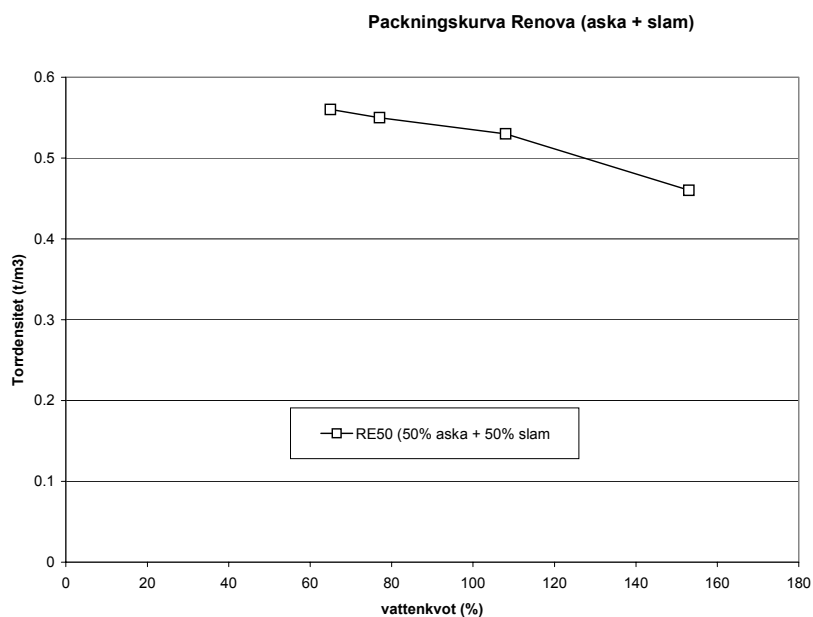
I Figur 3-2 redovisas packningskurvor på materialblandningar från Tekniska Verken. Av figurerna framgår att den optimala vattenkvoten ligger mycket lägre än vad som är rimligt att uppnå (eftersom slammet har en viss TS-halt från början). Blandningarna med det frysta/deponerade slammet har generellt en högre torrdensitet än blandningar med färskt slam vid samma vattenkvot (se avsnitt 3.4). I Figur 3-2 framgår hur kurvorna ansluter till varandra, d.v.s. de olika blandningarna med olika andel aska uppvisar likartade packningskurvor. Det innebär att torrdensiteten i stor utsträckning styrs av vattenkvot (TS-halt) snarare än andel inblandad aska. Optimal vattenkvot för blandningarna med fryst/deponerat slam är enligt Figur 3-2 omkring 70-80 % (d.v.s. TS-halt 55-59 %). För blandningar med färskt slam syns optimal vattenkvot endast för blandningen TV60.



Figur 3-2. Packningskurvor för blandningar av aska och fryst/deponerat slam (TV40fr, TV50fr, TV60fr) samt aska och färskt slam (TV40, TV50, TV60) från Tekniska Verken.

Figure 3-2. Compaction curve for mixtures of ash and frozen/deposited sludge (TV40fr, TV50fr, TV60fr) and ash and fresh sludge (TV40, TV50, TV60) from Tekniska Verken.

Packningskurva för material från Renova redovisas i Figur 3-3. Optimal vattenkvot för materialet kan inte utläsas av kurvan. Vid den packning som utfördes vid lägst vattenkvot hade materialen torkats något före försök.



Figur 3-3. Packningskurva för blandning av aska och slam från Renova.

Figure 3-3 Compaction curve for mixture of ash and sludge from Renova.

3.6 Hydraulisk konduktivitet

Bestämning av hydraulisk konduktivitet gjordes genom CRS-försök. Försöken utfördes vid SGI. Inpackningen skedde för hand i ödometerring vid befintlig ("naturlig") vattenkvot. P. g. a. materialens karaktär utfördes vissa försök med en lägre deformationshastighet än vad som anges i standard. I vissa försök erhöles också högre portryck än vad som tillåts enligt standarden. Detta bedöms dock inte ha någon betydelse för utvärdering av den hydrauliska konduktiviteten [13].

Resultat

Resultaten redovisas i Tabell 3-7.

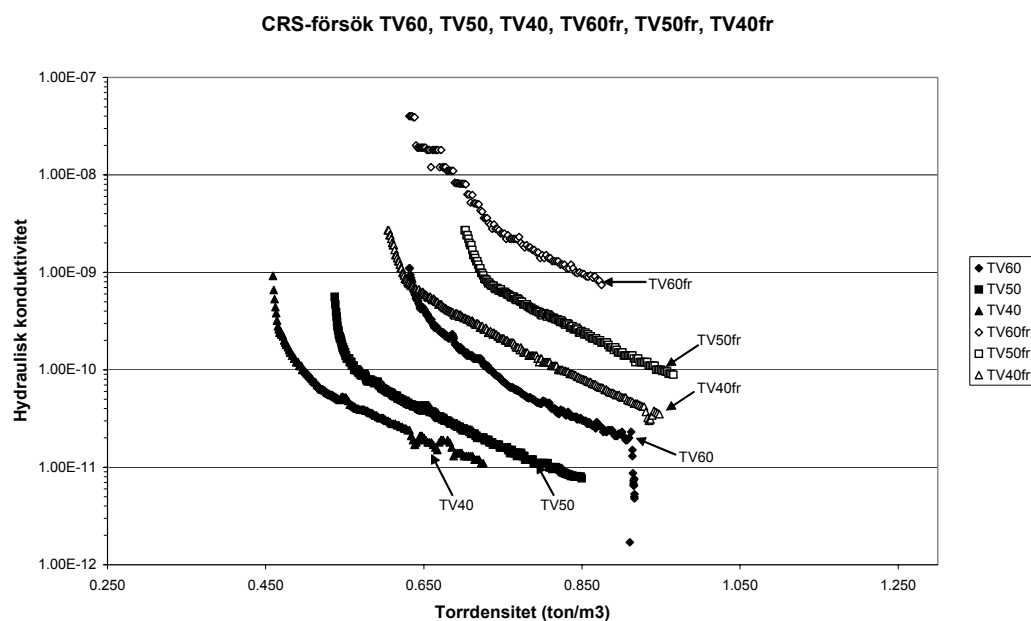
Tabell 3-7. Hydraulisk konduktivitet uppmätt i CRS-försök.

Table 3-7. Hydraulic conductivity measured by CRS-tests.

Provbeteckning	Torrdensitet, före försök (t/m ³)	Vattenkvot, före försök (%)	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
TV40	0,46	172	$1,4 \cdot 10^{-10}$
TV50	0,54	141	$1,4 \cdot 10^{-10}$
TV60	0,63	112	$4,5 \cdot 10^{-10}$
TV40fr	0,60	128	$1,2 \cdot 10^{-9}$
TV50fr	0,70	100	$2 \cdot 10^{-9}$
TV60fr	0,63	79	$2 \cdot 10^{-8}$
SRV40	0,29	295	$2 \cdot 10^{-10}$
SRV50	0,35	241	$2,1 \cdot 10^{-10}$
SRV60	0,42	192	$3 \cdot 10^{-10}$
SRV40-45	0,79	82	$1 \cdot 10^{-9}$
SRV40-50	0,99	54	$2 \cdot 10^{-9}$
RE40	0,50	140	$3,6 \cdot 10^{-10}$
RE50	0,51	116	$1,3 \cdot 10^{-8}$
RE60	0,53	90	$4 \cdot 10^{-8}$
RE30 (-05)	0,42	189	$1,3 \cdot 10^{-10}$
RE40 (-05)	0,46	173	$1 \cdot 10^{-10}$

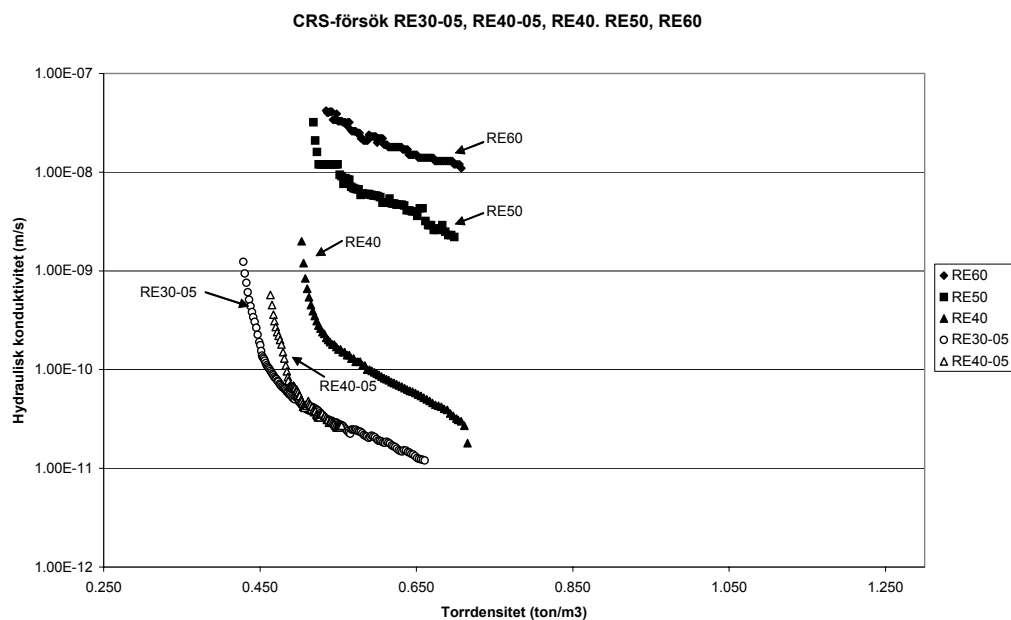
Av tabellen framgår att för blandningarna med material från Tekniska Verken är den hydrauliska konduktiviteten i storleksordningen $1-5 \cdot 10^{-10}$ m/s för samtliga blandningar med färskt slam, liksom för blandningar från SRV. Blandningarna med deponerat/fryst slam har 10-50 ggr högre hydraulisk konduktivitet än motsvarande blandningar med färskt slam (d.v.s. mindre tätt). Blandningen från Renova med 40 % aska har hydraulisk konduktivitet i nivå med blandningar från SRV och Tekniska Verken (färskt slam). De båda andra blandningarna från Renova har högre hydraulisk konduktivitet. Kompletterande försök på Renovas blandningar ger likartade resultat (hydraulisk konduktivitet $\approx 10^{-10}$ m/s). Inblandning av bottenaska i SRV:s blandning ger en högre hydraulisk konduktivitet.

I Figur 3-4-Figur 3-5 redovisas hydraulisk konduktivitet som funktion av torrdensitet för de olika materialblandningarna från Tekniska Verken, SRV och Renova. Mönstret är likartat för de olika blandningarna, d.v.s. en högre andel aska i blandningen ökar inte den hydrauliska konduktiviteten i någon nämnvärd utsträckning. Undantaget är Renovas blandningar, där en högre andel aska ger betydligt högre hydraulisk konduktivitet (jämför Tabell 3-7). För flertalet blandningar är kurvorna relativt branta i början, vilket innebär att måttlig ökning av torrdensiteten (t.ex. genom packning eller konsolidering p.g.a. överlast) kan ge en betydligt lägre hydraulisk konduktivitet. Den hydrauliska konduktivitet som är angiven i Tabell 3-7 är utvärderad enligt standard, där hänsyn bl. a. tas till kompressionen, och utgörs inte av första mätpunkten. SRV:s inblandning av bottenaska ger en högre torrdensitet, men ingen nämnvärd skillnad i permeabilitet.



Figur 3-4. Hydraulisk konduktivitet som funktion av torrdensitet. Resultat från CRS-försök för material från Tekniska Verken.

Figure 3-4. Hydraulic conductivity as a function of dry density. Results from CRS tests on mixtures from Tekniska Verken.



Figur 3-5. Hydraulisk konduktivitet som funktion av torrdensitet. Resultat från CRS-försök för material från Renova.

Figure 3-5. Hydraulic conductivity as a function of dry density. Results from CRS tests on mixtures from Renova.

3.7 Hållfasthet

Den odränerade skjuvhållfastheten har undersökts genom enaxliga tryckförsök på samtliga blandningar, dels 1 dag efter blandning, dels 30 dagar efter blandning. Försöken utfördes på SGI. Provkropparna som undersökts dag 30 har lagrats i kylrum (+8°C).

Resultat

I Tabell 3-8 redovisas resultaten. Hållfastheten för blandningar från Tekniska Verken är jämförbar med vad som uppmätts i andra undersökningar (t.ex. Cronquist, 2002), blandningar från SRV har lägre hållfasthet, medan blandningar från Renova har något högre hållfasthet. Som väntat ger en ökad inblandning av aska också en ökad skjuvhållfasthet. Skjuvhållfastheten är också högre i blandningarna med deponerat/fryst slam än i blandningarna med färskt slam, vilket förmodas ha att göra med den lägre vattenkvoten i dessa blandningar. Av tabellen framgår också att skjuvhållfastheten i flertalet fall ökar vid lagring, d.v.s. materialet hårdar. Anmärkningsvärt är den lägre hållfastheten som uppmätts i Renovas prover från -05. En trolig förklaring är att materialet har en lägre TS-halt än vid försöken 2004, genom lagring utomhus. Därmed har en del av hårdningskapaciteten gått förlorad. Liknande erfarenheter redovisas av i projektet FACE där olika flygaskors egenskaper jämförs [6].

Tabell 3-8. Skjuvhållfasthet uppmätt genom enaxliga tryckförsök.

Table 3-8. Shearing strength measured by unconfined compression tests.

Provbeteckning	Torrdensitet (t/m ³)	Vattenkvot (%)	TS-halt (%)	Skjuvhållfasthet, dag 1 kPa	Skjuvhållfasthet, dag 30 kPa
TV40	0,45	169	37	7,1	13
TV50	0,49	147	40	18	24
TV60	0,55	129	44	25	44
TV40fr	0,59	116	46	20	29
TV50fr	0,65	102	50	38	41
TV60fr	0,70	82	55	65	60
SRV40	0,28	293	25	1,9	-
SRV50	0,34	240	29	3,0	-
SRV60	0,41	192	34	3,7	-
SRV30-40	0,50	152	40	3,4	-
SRV40-40	0,66	107	48	5,6	-
SRV40-45	0,82	77	57	9,9	25
SRV40-50	1,03	53	66	36	64
RE40	0,42	149	40	40	-
RE50	0,48	116	46	39	-
RE60	0,47	101	48	53	-
RE30(-05)	0,42	187	35	8,9	-
RE40(-05)	0,46	170	37	9,8	-

Cronquist [14] anger att skjuvhållfastheten för material på plant underlag bör vara 8 kPa och ca 15-20 kPa för material som läggs i slänter, vilket är baserat på att mäktigheten hos lager ovan tätskiktet är ca 1,5 m.

3.8 Ytutlakning

Konstruktion med tätskikt görs i avsikt att minska perkolationen genom materialet. Det innebär att en del av det infiltrerande vattnet kommer att rinna av på tätskiktets överyta antingen via dräneringslagret, om sådant finns, eller på tätskiktets översida. Med de uppmätta hydrauliska konduktiviteterna är det troligt att den dominerande processen vid utlakning styrs av ämnenas diffusion till det avrinnande vattnet snarare än genomströmning. För att studera den diffusionsstyrda utlakningen har ytutlakningsförsök genomförts på aska-slamblandningar från Tekniska Verken och SRV Återvinning.

Resultaten visar att en stor del av ämnena för flertalet undersökta prov, inte uppvisar en urlakning som kan klassificeras som diffusionsstyrd. För dessa ämnen är det andra faktorer (än tiden) som styr utlakningen och resultaten av ytutlakningsförsöken kan därför inte användas för att prognostisera utlakningen på längre sikt. Sammantaget visar resultaten att halterna av nickel, arsenik och bly inledningsvis kan ge upphov till halter motsvarande allvarligt tillstånd enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för förorenade områden [15]. Halterna avtar emellertid med tiden. Efter sluttäckningens färdigställande kan halterna vara höga under en begränsad tid. Om detta medför oacceptabel miljöpåverkan bör det avrinnande vattnet under denna tid tas omhand utifrån lokala förutsättningar och i enlighet med förordningen om deponering av avfall.

De ämnen som lakas ut kommer dels att återfinnas i de små mängder vatten som perkoleras ned genom tätskiktet och dels i de stora mängder vatten som transporteras på tätskiktets översida. Halterna i det avrinnande vattnet är beroende av mängden avrinnande vatten. Det innebär att halterna i det avrinnande vattnet kommer att variera beroende på nederbördsintensitet, totalnederbörd samt tätskiktets hydrauliska konduktivitet.

Resultat och utvärdering av utförda ytutlakningsförsök redovisas i Bilaga E.

3.9 Diskussion – val av blandningar

Labförsöken på blandningar av slam och aska påbörjades hösten 2003. I samtliga labförsök användes torr aska. Dessa kompletterades sedan med ytterligare försök hösten 2004, där inblandning av bottenaska i SRV:s blandningar undersöktes, för att om möjligt öka blandningarnas skjuvhållfasthet. Även i dessa försök användes torr aska. Ytterligare kompletterande försök gjordes på Renovas blandningar våren 2005. Den aska som användes då hade tagits från hög utomhus, d.v.s. var befuktad.

Sammanfattningsvis visar de utförda laboratorieförsöken att egenskaperna hos olika askor, slam och blandningar varierar avsevärt. Det innebär att det är mycket viktigt att karakterisera både råmaterial och materialblandningar innan de används i fält i större skala. Resultaten visar att parametrar som torrdensitet och vattenkvot skiljer sig åt mel-

lan olika laboratorieförsök, d.v.s. blandningarna (som tillverkades på lab) är heterogena till sin karaktär. Man kan anta att blandning i fält också ger ett heterogent material.

Den hydrauliska konduktiviteten varierade för samtliga blandningar mellan 10^{-10} - 10^{-8} m/s. Tekniska Verkens blandningar med färskt slam gav en lägre hydraulisk konduktivitet än blandningarna med fryst/deponerat slam. Den inblandning av bottenaska som gjordes i SRV:s blandningar gav en högre hydraulisk konduktivitet, men också en högre hållfasthet. Kurvorna från CRS-försöken visar att en måttlig ökning av torrdensiteten kan ge betydligt tätare material (d.v.s. lägre hydraulisk konduktivitet). Detta skulle kunna ske genom en väl utförd packning eller konsolidering genom överlast. Att packa materialet ute i fält visade sig dock vara praktiskt svårt (se vidare avsnitt 4.2). Med undantag för Renovas blandningar så ökade inte den hydrauliska konduktiviteten nämnvärt genom en ökad andel aska. Detta innebär att det snarare är askans och slammets inneboende egenskaper än andel aska, som styr den hydrauliska konduktiviteten.

En ökad inblandning av aska ger ökad skjuvhållfasthet (observera att torr aska användes vid samtliga försök utom för RE30(-05) och RE40(-05)). Skjuvhållfastheten påverkas av vilken aska som används. I Värmeforsk-rapport 870 [6] pekas på att förutom askans vattenkvot kan även innehållet av CaO ha betydelse. Skillnaden i skjuvhållfasthet mellan Tekniska Verkens blandningar med färskt respektive fryst/deponerat slam visar att även slammets vattenkvot har betydelse, vilket också konstaterats av Mascik et al [12].

Med utgångspunkt från resultaten från laboratorieundersökningarna valdes blandningar ut för att undersöka i fält på provytor. Kravet var att blandningen skulle ha så låg permeabilitet som möjligt och ändå ha tillräcklig hållfasthet. För Tekniska Verken valdes att använda färskt slam istället för fryst/deponerat, eftersom färskt slam gav en lägre permeabilitet. Provet med 50 % inblandning av aska bedömdes ha tillräcklig skjuvhållfasthet. Eftersom blandningarna i de inledande labförsöken för SRV Återvinning hade en mycket dålig skjuvhållfasthet, gjordes kompletterande labförsök med inblandning av bottenaska. Blandningen SRV40-45 bedömdes ha tillräcklig täthet och acceptabel skjuvhållfasthet. Värt att notera är att denna blandning endast innehöll 15 % slam och ändå erhöles den hydrauliska konduktiviteten 10^{-9} m/s. Renovas blandning RE40 bedömdes ha bäst egenskaper.

Följande blandningar föreslogs att användas för provytorna:

Tekniska Verken	TV50	50% flygaska + 50 % slam (färskt)
SRV Återvinning	SRV 40-45	40 % flygaska + 45 % bottenaska + 15 % slam
Renova	RE40	40 % flygaska + 60 % slam

De råmaterial som användes vid provytorna skiljde sig i viss utsträckning från de som användes vid de inledande laboratorieundersökningarna. Detta berodde bl.a. på tillgången på material som förändrades under projekttidens gång (höst 2003 – sommar 2005) och på förutsättningarna för lagring av erforderlig mängd material. Det slam som SRV använde vid sin provyta kom från Himmerfjärdsverket, medan slammets som användes vid labförsöken (höst 2003 och höst 2004) kom från Käppalaverket. Slammets från Himmerfjärdsverket hade en högre TS-halt (ca 25 %) än Käppalasklammets (ca 17 %), vilket

är positivt för blandningens egenskaper. Vid de försök som utfördes hösten 2004 med inblandning av bottenaska utgjordes fraktionen med bottenaska av en blandning av bäddaska och eco-aska. Vid fältförsöken var askutmatningen ombyggd och bottenaska-fraktionen utgjordes endast av bottenaska (d.v.s. en grövre fraktion), medan eco-askan sammanfördes med flygaska-fraktionen. Det är möjligt att blandning av flygaska/eco-aska och slam från Himmerfjärdsverket skulle ge högre hållfasthet än vad som uppmättes i de labförsök då flygaska och Käppala-slam blandades.

4 Provytor – erfarenheter från olika anläggningar

Vid tre anläggningar har användandet av slam/aska- blandning använts i fullskala vid provytor. Vid provytorna har blandningar av slam och aska använts i tätskiktet. Provyternas utformning samt installerad mätutrustning redovisas i Bilaga A. I Bilaga B-D har respektive anläggning sammanfattat sina erfarenheter från anläggandet av provytorna.

Provytorna anlades september - november 2004 (Tekniska Verken) och juni 2005 (SRV Återvinning). Provytan vid Renova påbörjades i september 2005 med blandning och utläggning av tätskikt, men var i november 2005 ännu inte helt färdigställd (dränskikt och skyddsskikt saknas). Uppföljningen av provytorna har blivit kort inom ramen för detta projekt, eftersom ursprunglig tidplan av olika anledningar blivit förskjuten.

4.1 Praktiskt utförande

4.1.1 Förförsök

Både vid Tekniska Verken och SRV Återvinning utfördes förförsök innan provytorna anlades. Syftet var att i mindre skala undersöka lämplig blandningsmetod.

Tekniska Verken

Tekniska Verken lät utföra två olika blandningsförsök våren 2004. Det första försöket utfördes vid en blandningsstation vid Högbypörp norr om Stockholm. Råmaterial från Tekniska Verken i Linköping fraktades upp för försöken. En förblandning gjordes med hjullastare, varefter det förblandade materialet lastades i en matningsficka med rörliga delar. Materialet fördes sedan via transportband till blandningskammaren. Problem uppstod både vid förblandningen där materialet fastnade i skopan (vilket innebar att proportioneringen av råmaterialen blev osäker) och vid matningsfickan där material fastnade. Det material som kom ut från blandningskammaren tycktes dock välblandat och påminde till konsistensen om murbruk. Slutsatsen från försöket var att den testade utrustningen inte fungerade tillfredsställande.

På Gärstad deponi (Tekniska Verken i Linköping) utfördes senare ett blandningsförsök med trumsikt (0-42 mm). Försöket föll inte väl ut, blandningen blev heterogen med slamkolor överdragna av aska.

SRV Återvinning

Rekommendationerna utifrån de inledande labförsöken var att blanda bottenaska, flygaska och slam. Helt torr flygaska dammar oacceptabelt när den hanteras öppet. SRVs ursprungliga tanke var att utnyttja den betongblanderstation som Swerock har placerad vid Sofielunds avfallsanläggning. Blanderstationen har ett slutet system för inmatning och blandning. Bedömningen var dock att det skulle bli problem med inmatningen av slammet. Hösten 2004 utfördes därför försök med förblandning av bottenaska och rötslam dels i kompostmixer (av typen satsblandare), dels med rotorskopa. Målsättningar var att detta förblandade material skulle kunna matas in i blandningsstationens

materialfickor. Slutsatsen var att både kompostmixern och rotorskopan kan användas för blandning av materialen, men att det förblandade material inte hade sådan konsistens att det skulle kunna matas in i blandningsstationen. Kompletterande försök gjordes då med förblandning och befuktning av bottenaska och flygaska i blandarstationen, vilket fungerade väl. Askblandningen blandades därefter med slam med hjälp av skopa (hjullastare), varefter det skopblandade materialet kördes genom en stjärnsikt. Syftet med skopblandningen var att möjliggöra en noggrannare proportionering av materialen än vad som är möjligt i stjärnsikten. Metoden med förblandning av flyg- och bottenaska och därefter inblandning av slam i stjärnsikt bedömdes som bra och kom senare att användas för anläggandet av provytan (se nedan).

4.1.2 Lagring

Eftersom aska huvudsakligen genereras under den kalla delen av året var det nödvändigt att lagra aska för att få ihop tillräckliga mängder för blandningen. Den ursprungliga tanken var att försöka lagra aska torrt för att kunna utnyttja askans hårdningskapacitet bäst, men detta var inte praktiskt möjligt med de askmängder som var aktuella. Istället skedde i samtliga fall lagring av råmaterialet till blandningarna (både aska och slam) utomhus i högar under ett par veckor – ett par månader. Vid Tekniska Verken hade askan under lagringen varit övertäckt med plast, vid Renova låg askan öppen. Vid Renova bildades en tunn skorpa av härdad aska på askhögen, men under denna skorpa var askan ”pulveraktig”. Vid SRV skedde förblandning och befuktning av flygaska och bottenaska vid fem tillfällen under en månads tid. Denna askblandning lagrades sedan utomhus under ett par veckor innan slam/aska-blandningen tillverkades. Anledningen var att man då kunde tillverka hela slam/aska-blandningen samtidigt och lägga ut hela tätskiktet på en gång. På detta sätt undveks skarvar i tätskiktet.

Lagringen utomhus och det faktum att samtliga askor var befuktade innebar att askans TS-halt var lägre i fältförsöken jämfört med de inledande laboratorieförsöken. Tidigare erfarenheter pekar på att lagrad aska kan ge lägre skjuvhållfasthet jämfört med färsk aska [14].

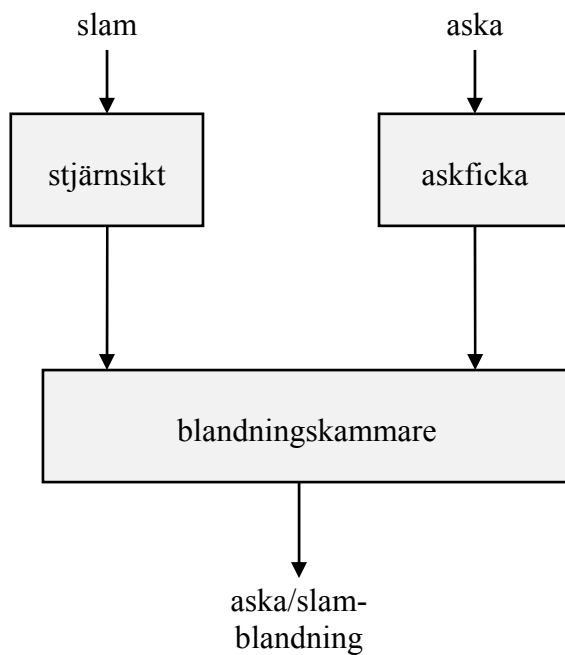
Vid Tekniska Verken och SRV Återvinning skedde utläggning av tätskiktet i direkt anslutning till att materialet blandades. Av praktiska skäl lagrades aska/slam-blandningen ca två veckor vid Renova innan utläggning skedde.

4.1.3 Blandningsutrustning

Tre olika typer av blandningsutrustning har använts vid de olika försöken. Utrustningarna skiljer sig åt bland annat med avseende på blandningsmetod, teknisk utformning samt komplexitet.

Tekniska Verken

Den utrustning som användes vid Tekniska Verken var ett modifierat asfaltsverk, speciellt ombyggt för ändamålet. Blandningen skedde enligt flödesschemat i Figur 4-1.



Figur 4-1. Flödesschema för blandning vid Tekniska Verken.

Figure 4-1. Flow chart for mixing at Tekniska Verken.

Slammet matades via en stjärnsikt till ett transportband (Figur 4-2 - Figur 4-3).



Figur 4-2. Ilastning av slam till stjärnsikten, Tekniska Verken, september 2004.

Figure 4-2. Loading of sludge into the mixing equipment, Tekniska Verken, September 2004.



Figur 4-3. Utmatning av slam från stjärnsikten till transportbandet.

Figure 4-3. Outfeeding of the sludge to the feeder band.

Askan matades direkt via en askficka till ett annat transportband. Transportbanden ledde till en blandningsstation där omblandning av råmaterialen skedde med hjälp av skovlar. I Figur 4-4 visas utmatningen av färdigblandat material från blandningskammaren.



Figur 4-4. Utmatning av slam/aska-blandning från blandningskammaren.

Figure 4-4. Outfeeding of sludge/ash-mixture from the mixing chamber.

Dosering av råmaterial skedde grovt genom en kontinuerlig vägning av råmaterialen och manuell justering av transportbandens hastighet. Under senare delen av blandningsperioden infördes ett styrsystem med logger. Loggern fungerade inte tillfredsställande. I slutet av blandningsperioden hade man problem med att askfickan satte igen och då gjordes förblandning med skopa (slam:aska 2:1,5) och materialet matades via stjärnsikten på ett gemensamt transportband till blandningsstationen. Efter blandning kördes materialet direkt upp till provytan för utläggning och packning.

De problem med blandningsmetod och blandningsutrustning som förekom vid Tekniska Verken var bl.a.:

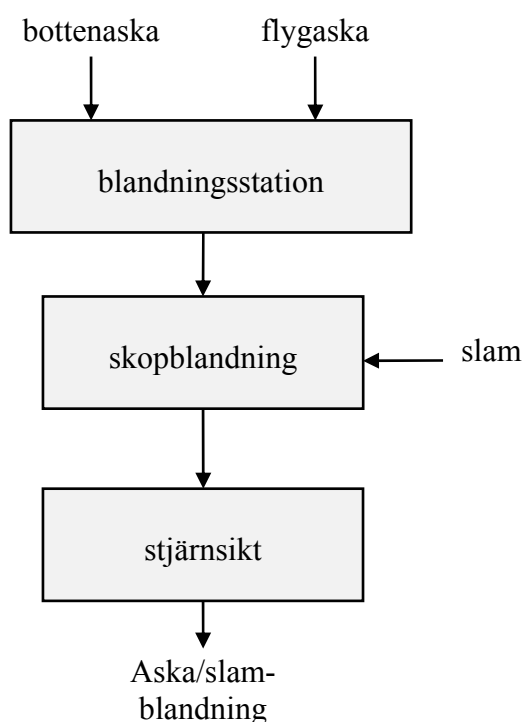
- inledningsvis en alltför kompakt blandning, vilket gjorde att skovlarna fick modifieras
- inledningsvis problem med dosering av aska och slam → styrsystem och loggning infördes först senare
- skrot i råmaterialet orsakade driftstopp
- regnigt väder gjorde askan svårhanterlig → förblandning med lastmaskin

Trots de problem som förekom verkade metoden ge en homogen blandning (utifrån okulär besiktning).

Tillverkning av aska/slam-blandning samt utläggning av tätskiktet tog ca fem veckor, inklusive flera dagars driftsstopp. Tidsåtgången var mycket mer än beräknat. En anledning var att man inledningsvis hade stora problem med att få utrustningen att fungera.

SRV Återvinning

Vid SRV Återvinning användes en enklare blandningsmetod än vid Tekniska Verken. Blandningsprocessen presenteras i Figur 4-5.



Figur 4-5. Flödesschema för blandning vid SRV Återvinning.

Figure 4-5. Flow chart for mixing at SRV Återvinning.

Bottenaska och flygaska blandades först i en särskild blandningskammare (sluten satsblandare vid betongstation). Vid askblandningen tillsattes vatten för att minska damningen. Askblandningen lagrades därefter i hög. Slam och askblandning grovblandades sedan med skopa med hjälp av lastmaskin, varefter hela blandningen kördes en gång genom en stjärnsikt (Figur 4-6). Rejektet återfördes till sikten. Proportioneringen av de två askorna skedde genom invägning, medan proportionerna vid inblandning av slam skedde med hjälp av skopa. Inledningsvis blandades två skopor slam och en skopa askblandning. Efter okulär besiktning ändrades proportionerna till 2,5:1, vilket gav en något "blötare" blandning. Blandningen fungerade i stort sett väl och gav ett relativt homogent material, men med inslag av "asköverdragna slamkuler". (Vid utläggning och packning smetades dessa slamkuler ut.) Efter blandning kördes materialet direkt upp till

provytan för utläggning och packning. Blandning och utläggning av tätskiktet tog ca 5 dagar i anspråk.

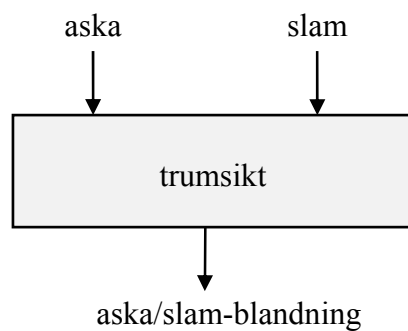


Figur 4-6. Blandning av aska och slam i stjärnsikt vid SRV Återvinning.

Figure 4-6. Mixing of ash and sludge in mixing device at SRV Återvinning.

Renova

Blandningsprocessen vid Renova var enkel, se Figur 4-7.



Figur 4-7. Flödesschema för blandning vid Renova.

Figure 4-7. Flow chart for mixing at Renova.

Vid Renova användes en enkel trumsikt (0-20 mm) utan rengöringsborste, för blandning av slam och aska, Figur 4-8. Slam och aska matades i trumsikten med hjälp av hjullastare. Blandningsförhållandet var tre skopor slam och en skopa aska. Blandningen kördes

två gånger genom trumsikten. Andra omgången tillfördes det rejekt som matats ut ur trumsikten och som mest bestod av aska.



Figur 4-8. Vid Renova användes en trumsikt för blandning av slam och aska.

Figure 4-8. At Renova a drum screen was used for mixing sludge and ash.

Trumsikten fungerade väl och den färdiga slam/aska-blandningen bedömdes okulärt vara relativt homogen. I Figur 4-9 syns omblandning i trumsikten samt utmatning av färdig blandning. Att blanda hela omgången med material tog ca en och en halv dag. Den färdiga blandningen lagrades drygt två veckor innan utläggning på den närbelägna provytan skedde.



Figur 4-9. Omblandning och utmatning från trumsikt vid Renova.

Figure 4-9. Mixing and outfeeding from drum screen at Renova.

4.2 Utläggning och packning

Tekniska Verken

Den färdiga materialblandningen transporterades med dumper från blandningsstationen och tippades på provytan. På provytan användes en grävmaskin som bladade ut materialet. Under första delen av anläggningsperioden kunde grävmaskinen köra på materialet, men under senare delen var bärigheten inte tillräcklig. Det är svårt att avgöra om detta beror på materialblandningens kvalitet i sig, eller om väderleken (regn) påverkade hållfastheten negativt. Utläggningen skedde i två lager om ca 25 cm vardera, med packning emellan.

Packning skedde dels med bandgående grävmaskin, dels med skopa. På provytans branta parti (1:3) var lutningen alltför kraftig för maskinen, och packning skedde endast med hjälp av skopa. Under senare delen av anläggningsperioden då bl.a. väderleken gjorde materialet blötare, kunde endast skopa användas för packningsarbetet. Även detta var tidvis svårt och materialet betedde sig plastiskt.

SRV Återvinning

Materialet transporterades med lastbil från blandningsstationen direkt ut till provytan (Figur 4-10), där en grävmaskin bladade ut materialet i två lager om ca 20 cm med

packning emellan. Materialet hade tillräcklig bärighet för att kunna köras på med grävmaskiner med larvfötter.



Figur 4-10. Utläggning av slam/aska-blandning vid SRV Återvinning, juni 2005.

Figure 4-10. Spreading of the sludge/ash-mixture at SRV Återvinning, June 2005.

Packning skedde dels genom att maskinen körde över materialet, dels med hjälp av skopa, se Figur 4-11. I slänten fungerade packning med larver endast bitvis. Banden sattes igen av material som häftade vid, med slirning som följd. Däremot fungerade packning med skopa bra. På den övre plana ytan provades även slätvältning (dragen av lastmaskin), men försöket avbröts då lastmaskinen gjorde djupa spår i ytan.



Figur 4-11. Packning av tätskiktet i slänt på SRV Återvinning.

Figure 4-11. Packing of the barrier layer in slope at SRV Återvinning.

Renova

Utläggningen av tätskiktet utfördes av hjullastare som körde upp det blandade materialet och en grävmaskin som packade det med skopan. Tätskiktet var så pass kladdigt att det inte bedömdes som möjligt att lägga ut det i två omgångar, vilket innebar att hela skiktet (ca 40 cm) lades ut på en gång. Utläggningen tog ca en och en halv dag.

4.3 Installation av mätutrustning

I samband med att provytorna anlades installerades olika typer av mätutrustning, för att möjliggöra uppföljning av provytornas funktion. Mätutrustningen utgörs av

Lysimetrar

Lysimetrar installerades på provytorna både över och under tätskiktet. Lysimetrarna används både för kontroll av hur mycket vatten som rinner igenom respektive skikt, samt för provtagning och analys av vatten.

Uppsamlingsytor

Uppsamlingsytor installerades ovan tätskiktet på två – tre platser. Syftet är främst att ta prov och analysera vatten som rinner på tätskiktet ovasida, men även mängden vatten kan kontrolleras.

”Grundvattenrör”

Genom att mäta grundvattennivån i de rör som installerats på provytan, kan dels vattentrycket ovan tätskiktet, dels om tätskiktet är vattenmättat kontrolleras.

<i>Gasprober</i>	Gasprober installerades i täckningens olika skikt (avfall, tätskikt, dränskikt, skyddsskikt). Analys av syre, koldioxid och metan kan ge information om ev. nedbrytning.
<i>Sättningspegel</i>	Sättningspegel installerades under och över tätskiktet samt i övre delen av skyddsskiktet. Genom avvägning av peglarna kan ev. sättningar i täckningen kontrolleras.

Installation av mätutrustning är mer utförligt beskrivet i Bilaga A.

4.4 Utläggning av övriga skikt

Efter att tätskiktet lagts färdigt lades övriga skikt på (geotextil, dränlager och skyddslager).

Tekniska Verken

Över tätskiktet lades ett materialskiljande lager i form av geotextil. Som dränskikt användes vid Tekniska Verken provyta bergkross på en delyta och slaggrus på en delyta (se vidare Bilaga A). Som jämförelse anlades också en delyta utan dränskikt.

Till skyddsskiktet användes förorenade jordmassor som behandlats på deponin (oljeskadad jord) samt metallförorenad jord. Utläggningen av skyddsskiktet försvårades av att bärigheten var begränsad, och endast larvgående maskiner kunde användas.

SRV Återvinning

Då tätskiktet lagts ut lades geotextil, dränlager samt skyddslager på. Geotextilen fungerar som materialskiljande lager mellan tätskikt och dränlager. Dränlager utgjordes av bergkross och skyddslager av ospecificerade schaktmassor. Av olika anledningar lades delar av skyddsskiktet på först efter ca 3 månader. I Figur 4-12 syns hur skyddsskikt påförs på den flacka delen av provytan.



Figur 4-12. Utläggning av skyddsskikt på SRVs provyta.

Figure 4-12. Spreading of the protection layer at SRV Återvinning.

Renova

Vid Renova hade vid denna rapports färdigställande (november 2005) de övriga skikten ännu inte lagts på.

4.5 Kvalitetssäkring – utförandekontroll

Den ursprungliga tanken var att kvalitetssäkra den färdiga blandningen redan vid blandningstillfället genom en noggrann dosering och en väl fungerande blandningsmetod. För de blandningsmetoder som sedan användes vid de olika anläggningarna blev doseringen grov och justerades utifrån okulär besiktning av den färdiga materialblandningen. Det styrsystem för dosering som infördes vid Tekniska Verken fungerade i stora drag, men loggningen gav underliga resultat.

I utförandebeskrivningen för varje provyta ställdes krav på torrdensitet, med utgångspunkt från resultaten vid de inledande laboratorieundersökningarna (hösten 2003 och hösten 2004). Kravet på lägsta torrdensitet valdes ut utifrån uppnådd hydraulisk konduktivitet (10^{-10} m/s) vid CRS-försök. Som jämförelse har även en kravnivå för torrdensitet motsvarande den hydrauliska konduktiviteten 10^{-9} m/s använts vid utvärderingen.

Då konventionella material används, ställs normalt också krav på vattenkvot med utgångspunkt från den optimala vattenkvoten erhållen från packningskurva. För material av typen slam/aska är detta inte lika relevant, eftersom optimal vattenkvot inte kan erhållas utan att torka materialet (jämför Figur 3-2).

En enkel kvalitetskontroll skedde genom att TS-halten i den färdiga blandningen mättes flera gånger under blandningsförfarandet. Med undantag för blandningen vid Tekniska Verken som skedde under flera veckor, tog blandningen endast ett par dagar och det var därför svårt att utifrån resultat på TS kunna justera blandningens kvalitet. På SRV Återvinning undersöktes även skjuvhållfastheten i fält med hjälp av fallkonustrutning.

Torrdensiteten i det packade tätskiktet undersöktes i fält med hjälp av isotopmätning (CPN) samt som komplement med gropgrävning.

Resultaten sammanfattas nedan.

Tekniska Verken

TS-halt på ingående material ("råmaterial") i fält varierade i enlighet med resultaten i Tabell 4-1. TS-halt på slam är generellt högre (d.v.s. materialet är torrare) vid blandningen i fält än vid labförsöken. Den flygaska som användes för provytan var befuktad och lagrad utomhus, medan flygaskan som användes i labförsöken togs ut helt torrt.

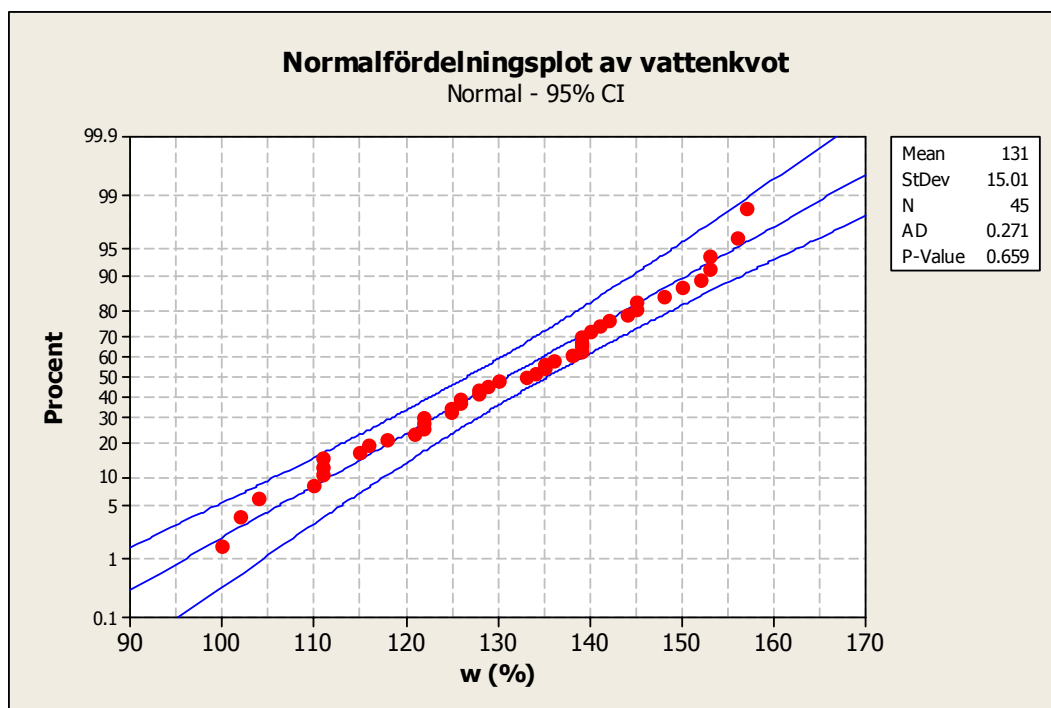
Tabell 4-1. TS-halt i "råmaterial" (slam respektive aska).

Table 4-1. Dry matter in "raw material" (sludge and ash, respectively).

	Provyta, höst-04		Lab, höst-03	
	TV slam	TV flygaska	TVslam	TV flygaska
TS (%)	27-42	57-67	26	98

Materialkravet på den färdiga blandningen sattes utifrån de tidigare laboratorieresultaten till en torrdensitet på minst $0,55 \text{ t/m}^3$ (för den hydrauliska konduktiviteten 10^{-10} m/s).

Uppmätt TS-halt i färdig blandning redovisas i Tabell 4-2. Vid de båda tillfällen då tätare provtagning genomfördes varierade vattenkvoten mellan 111-152 %. En statistisk analys visar att värden för vattenkvoten är normalfördelade, se Figur 4-13. Både vattenkvot och glödförlust i fältprov är jämförbara med vad som uppmättes i blandning på lab (Tabell 3-6), men variationen är större i fält.



Figur 4-13. Normalfördelningsplot av vattenkvot, provyta Tekniska Verken.

Figure 4-13. Normal probability plot for water ratio, Tekniska Verken.

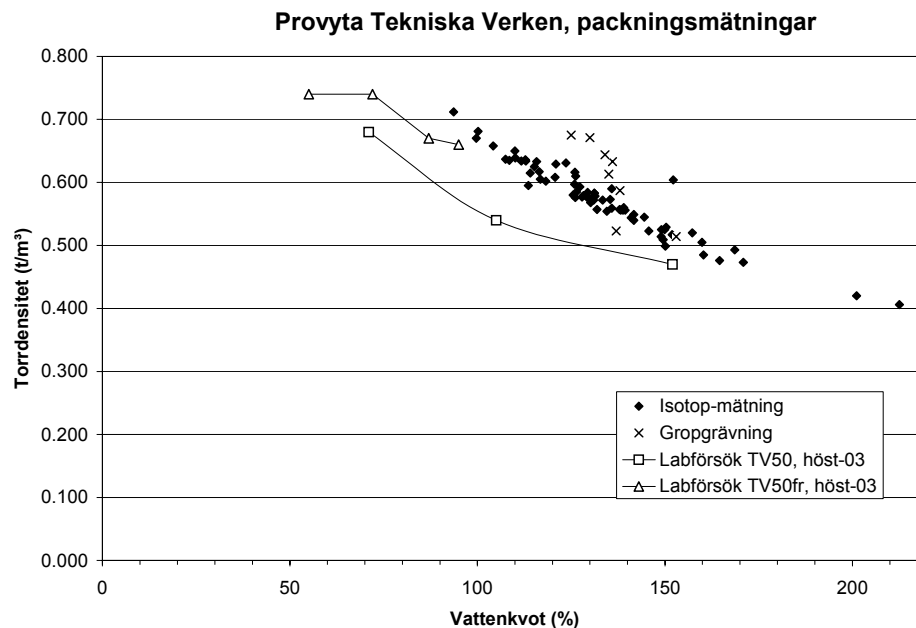
Tabell 4-2. TS-halt och vattenkvot i färdig blandning.

Table 4-2. Dry matter and water ratio in mixtures.

	Provyta, höst-04		Lab, höst-03
	TV slam+aska	TV slam+aska (medel, n=44)	TV50
TS (%)	39-50	43	40-46
w (%)	100-157	131	119-152
GF, 550°C (%)	38-40	-	38-39
pH	9,2	-	11,3

Isotopmätningarna gav en torrdensitet på i medeltal $0,57 \text{ t/m}^3$ och vattenkvot 133 %. Av isotopmätningarna framgår att materialblandningen är mycket heterogen, torrdensiteten varierar mellan $0,41\text{-}0,71 \text{ t/m}^3$ och vattenkvoten 93-213 %. Mätning av torrdensiteten genom gropgrävning gav överlag högre värden på torrdensiteten ($0,51\text{-}0,68 \text{ t/m}^3$) och vattenkvoten (125-153%). En förklaring till skillnaden kan vara att man vid isotopmätningen mäter ca 25-30 cm ner i materialet, d.v.s. i gränssnittet mellan första och andra delskiktet medan gropgrävningen utfördes 0-15 cm ner från tätskiktets överyta. Ca 70 % av värdena på torrdensitet uppmätt genom isotopmätning uppfyller materialkravet på $0,55 \text{ t/m}^3$. Sätts materialkravet istället till torrdensitet $> 0,54 \text{ t/m}^3$ (motsvarande den hydrauliska konduktiviteten 10^{-9} m/s vid de inledande CRS-försöken) uppfylls kravet vid ca 76% av mätpunkterna.

I Figur 4-14 redovisas resultat från *in situ*-mätningar av torrdensiteten i det utlagda tät-skiktet, tillsammans med resultat från packningsförsök i lab. Resultaten från fältmätningarna följer samma mönster som resultaten från de inledande laboratorieundersökningarna. Torrdensiteten är något högre i fält än i lab vid samma vattenkvot, vilket åtminstone teoretiskt betyder att materialet är bättre packat i fält än vad som åstadkommits på lab. Variationen i torrdensitet och vattenkvot behöver dock inte nödvändigtvis spegla skillnader i packning, utan kan också spegla spridning i blandningens sammansättning.



Figur 4-14. Resultat från packningsmätningar vid Tekniska Verkens provyta.

Figure 4-14. Results from measurements of compaction at Tekniska Verken.

Jämfört med tidigare utförda CRS-försök motsvaras torrdensiteten $0,57 \text{ ton/m}^3$ av den hydrauliska konduktiviteten $1 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$.

Den faktiska skjuvhållfastheten och hydraulisk konduktiviteten i fält mättes i laboratorium genom enaxligt tryckförsök respektive CRS-försök på två olika prov som togs ut vid olika tillfällen under blandningsperioden, se Tabell 4-3. Resultaten är jämförbara med dem som tidigare uppmätts på laboratorieblandade prover (jämför Tabell 3-7 och Tabell 3-8).

Tabell 4-3. Skjuvhållfasthet och hydraulisk konduktivitet uppmätt i slam/aska-blandning vid Tekniska Verkens provyta, jämfört med laboratorieblandning.

Table 4-3. Shearing strength and hydraulic conductivity measured at sludge/ash-mixture at the test area at Tekniska Verken, compared to laboratory mixture.

		Provyta, höst-04	Lab, höst-03
Skjuvhållfasthet (kPa)	Dag 1	21	18
	Dag 30	32	24
Hydraulisk konduktivitet (m/s)		$4 \cdot 10^{-10}$	$1,4 \cdot 10^{-10}$

SRV Återvinning

TS-halt och glödförlust analyserades vid två tillfällena på råmaterialen, Tabell 4-4. Att TS-halten i blandningen med flygaska och bottenaska är lägre än för de båda materialen separat beror på befuktning vid blandningen.

Tabell 4-4. Uppmätt TS-halt och glödningsförlust i "råmaterial" (slam respektive askblandning).

Table 4-4. Measured dry matter and loss on ignition for "raw material" (sludge and ash mixture, respectively).

	SRV slam	SRV flygaska + bottenaska	SRV flygaska	SRV bottenaska
TS (%)	22-25	87-90	99,5	93
GF, 550°C (%)	22	6	-	-

Även i det färdigblandade materialet mättes vattenkvot/TS-halt regelbundet (totalt 56 prov), Tabell 4-5. Tabellen visar att TS-halten i materialet blandat i fält är jämförbart med TS-halt i laboratorieblandade prov (Tabell 3-6). Den stora spridningen i resultat från fält beror på att "receptet" på blandningsförhållandena aska/slam ändrades under blandningsperioden från 2:1 till 2,5:1 (skopor slam/skopor aska).

Tabell 4-5. TS-halt och vattenkvot i färdig blandning vid provyta, jämfört med laboratorieblandning.

Table 4-5. Dry matter and water ratio in mixture at test area, compared to laboratory mixture.

	Provyta, sommar-05		Labförsök, höst-04
	SRV slam+aska	SRV slam+aska (medel, n=56)	SRV 40-45
TS (%)	47-64	56	56-57
w (%)	55-113	78	76-82
GF, 550°C (%)	17	-	-
pH	10,2	-	-

Utförandekravet på den färdiga blandningen sattes till en torrdensitet på minst 0,95 ton/m³ (utifrån den hydrauliska konduktiviteten 10⁻¹⁰ m/s vid de inledande CRS-försöken).

Isotopmätning gav en torrdensitet på i medeltal 0,92 ton/m³ (0,80-1,1) och gropgrävning 0,85 ton/m³ (0,58-1,3). Med utförandekravet på 0,95 ton/m³ uppfyller endast 36 % av mätpunkterna från isotopmätningen kravet. Sätts kravet istället till 0,79 t/m³ (motsvarande den hydrauliska konduktiviteten 10⁻⁹ m/s) uppfylls kravet hos samtliga provpunkter vid isotopmätningen.

Hydraulisk konduktivitet och skjuvhållfasthet undersöktes på lab på ett prov från den färdiga blandningen, Tabell 4-6, genom CRS-försök respektive enaxliga tryckförsök. Resultaten är jämförbara med dem som tidigare uppmätts vid de inledande laboratorieförsöken (se vidare Tabell 3-8).

Tabell 4-6. Skjuvhållfasthet och hydraulisk konduktivitet i färdig blandning, jämfört med laboratorieblandning.

Table 4-6. Shearing strength and hydraulic conductivity in mixture at test site, compared to laboratory mixture.

		Provyta, sommar-05	Labförsök, höst-04
Skjuvhållfasthet (kPa)	Dag 1	12	9,9
	Dag 30	18	25
Hydraulisk konduktivitet (m/s)		1,5·10 ⁻⁹	1·10 ⁻⁹

Tidigare utförda CRS-försök gav vid en torrdensitet på 0,92 ton/m³ den hydrauliska konduktiviteten 2·10⁻¹⁰ m/s, vilket stämmer dåligt med resultaten från CRS-försök på fältprov där den hydrauliska konduktiviteten är ca tio gånger högre. En förklaring till detta kan vara att råmaterialen delvis var annorlunda vid labförsöken jämfört med vid blandningen i fält. T.ex. kom slammet från en annan leverantör och hade en annan TS-halt, och de använda askorna hade också olika sammansättning, se vidare avsnitt 3.9.

Vid SRV:s provyta utfördes även kontroll av skjuvhållfastheten i fält med hjälp av fallkonutrustning. Skjuvhållfastheten uppmätt i fält varierar mellan 23 och 44 kPa, d.v.s. något högre än vad som senare uppmättes på ett prov i lab. Fältresultaten visar dock att variationen kan vara stor.

Renova

TS-halt i råmaterialen redovisas i Tabell 4-7. Resultaten visar att flygaskan som används i fält har en betydligt lägre TS-halt än vad som uppmättes i den torra aska som användes vid laboratorieförsöken. Provytans aska har lagrats utomhus utan täckning. Den lägre TS-halten kan förväntas påverka de geotekniska egenskaperna.

Tabell 4-7. TS-halt och glödförlust i "råmaterial" (slam respektive aska).

Table 4-7. Dry matter and loss of ignition in "raw material" (sludge and ash, respectively).

	Provyta, höst-05		Lab, höst-03	
	Renova slam	Renova flygaska	Renova slam	Renova flygaska
TS (%)	28	64-67	30	100
GF, 550°C (%)	50-51	36	53*	-
pH	8,4	10,5	8,0*	

*medelhalt uppmätt i kontrollprogram

TS-halt i det färdigblandade materialet redovisas i Tabell 4-8. TS-halten är lägre i det material som läggs ut på provytan jämfört med laboratorieblandade material.

Tabell 4-8. TS-halt i färdigblandat material vid provytan och vid tidigare labundersökningar.

Table 4-8. Dry matter in mixture at the test area and at earlier laboratory investigations.

	Provyta, höst-05	Labförsök, höst-03	Labförsök, vår-05
	Renova slam+aska	RE40	RE40 (-05)
TS (%)	35	40-42	36-37
w (%)	185	140-149	170-173
GF, 550°C (%)	39	-	-
pH	9,1	8,2	-

Medelvärde för torrdensiteten vid Renovas provyta var enligt isotopmätning $0,32 \text{ t/m}^3$ (vattenkvot 314 %). Max- och minvärde för torrdensiteten var $0,42$ respektive $0,13 \text{ t/m}^3$. Resultaten är betydligt under det materialkrav som ställts upp utifrån de inledande laboratieförsöken ($0,57 \text{ t/m}^3$ utifrån labundersökningar höst-03 och $0,46 \text{ t/m}^3$ utifrån labundersökningar vår-05).

Skjuvhållfasthet och hydraulisk konduktivitet mättes i prov från färdigblandat material i fält, se Tabell 4-9. Den hydrauliska konduktiviteten är i samtliga prov låg, runt 10^{-10} m/s . Den skjuvhållfasthet som uppmäts i det fältblandade provet är låg, vilket kan innebära att man kan komma att få problem med hållfastheten på provytan.

Tabell 4-9. Skjuvhållfasthet och hydraulisk konduktivitet i färdigblandat material vid provytan, jämfört med tidigare laboratorieundersökningar.

Table 4-9. Shearing strength and hydraulic conductivity in mixture at the test area, compared to earlier laboratory investigations.

		Provyta, höst-05	Labförsök, höst-03	Labförsök, vår-05
Skjuvhållfasthet (kPa)	Dag 1	2,2	40	9,8
	Dag 30	3,3	-	-
Hydraulisk konduktivitet (m/s)		$1 \cdot 10^{-10}$	$3,6 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-10}$

4.6 Arbetsmiljö

Vid blandning av flygaska och slam bildas ammoniak. Vid Tekniska Verken var ammoniaklukten störande/irriterande inom en radie av ca 3 m från blandningskammaren. Även vid SRV Återvinning var ammoniaklukten störande och gav upphov till obehag hos personalen. Mätning med diffusionsprovtagare visar på NH_3 -halter mellan 6-27 mg/m^3 i anslutning till blandningsutrustningen vid SRV Återvinning. Det hygieniska gränsvärdet är 18 mg/m^3 för en arbetsdag (nivågränsvärde) och 35 mg/m^3 för 5 minuters exponering (takgränsvärde). Vid blandningen hos Renova var ammoniaklukten inte lika påträngande och kunde knappast betecknas som störande, utom invid rejekten från trumsikten. Med en portabel gasvarnare uppmättes NH_3 -halter på 21 mg/m^3 på denna plats. Diffusionsprovtagare visar på NH_3 -halter mellan 2-15 mg/m^3 .

Inför framtida blandningar är det lämpligt att rekommendera att gasvarnare används av personalen.

Hantering av ammoniak diskuteras vidare under avsnitt 6.

Damning från den torra flygaskan kan utgöra ett annat arbetsmiljöproblem. Vid blandningen vid Tekniska Verken hösten -04 var damningen tidvis påtaglig (väderleksberoende). Vid SRV Återvinning beslöt man att befukta askan (blandning av bottenaska och flygaska) p.g.a. damningsproblematiken.

4.7 Prestanda – funktion

4.7.1 Uppföljning – täthet

Den hydrauliska konduktiviteten är en av de viktigaste egenskaperna hos materialet. Den faktiska hydrauliska konduktiviteten i fält i tätskiktet vid *Tekniska Verkens* provyta har uppmätts dels genom att kolvprover togs upp efter att materialet legat ute i ett år (se vidare Bilaga F), dels genom de lysimetrar som registrerar infiltrerad nederbörd.

Hydraulisk konduktivitet i kolvprover

I Tabell 4-10 redovisas den hydrauliska konduktivitet som uppmätts på kolvprover från tätskiktet vid *Tekniska Verkens* provyta. Materialet hade då legat ute knappt ett år.

Tabell 4-10. *Hydraulisk konduktivitet uppmätt i CRS-försök på ett år gammalt material från tätskikt, Tekniska Verken.*

Table 4-10. *Hydraulic conductivity measured by CRS tests at one year old material from barrier layer, Tekniska Verken.*

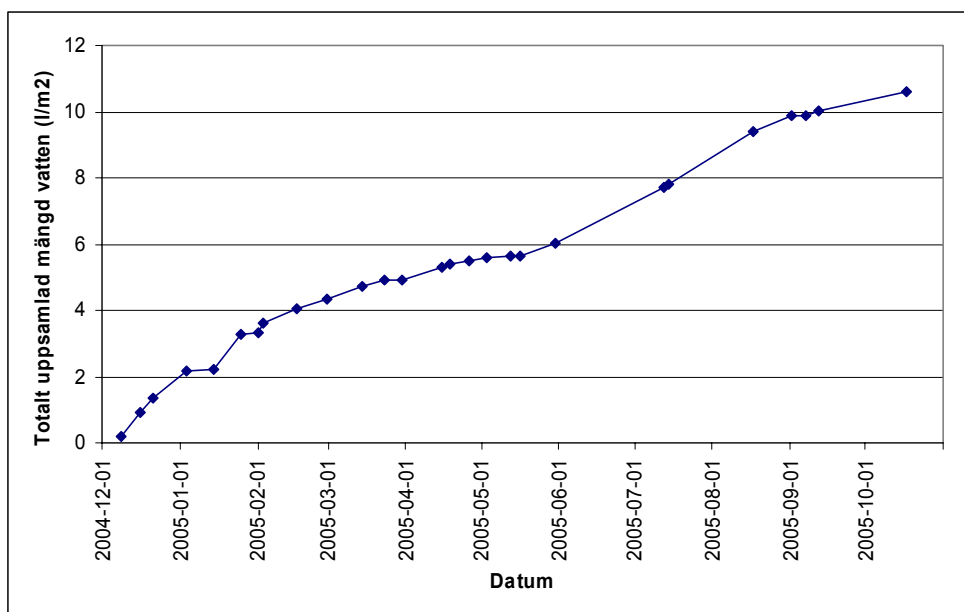
Provbeteckning	Provplats	Torr densitet före försök (ton/m^3)	Vattenkvot före försök (%)	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
BH1:1	Dränskikt av bergkross	0,56	123	$2 \cdot 10^{-9}$
BH2:3	Inget dränskikt	0,59	113	$2 \cdot 10^{-9}$

En jämförelse med det prov som togs i samband med utläggningen av tätskiktet (höst-04, jämför Tabell 4-3) visar att den hydrauliska konduktiviteten i de nu tagna proverna är ca 5 ggr högre. Det bör observeras att proverna är tagna som stickprov och det är svårt att enbart utifrån dessa två prov dra några generella slutsatser om att hydraulisk konduktiviteten blivit sämre.

Den uppmätta torrdensiteten är jämförbar med de som uppmättes vid utläggningen (medelvärde $0,57 \text{ ton/m}^3$).

Hydraulisk konduktivitet utifrån lysimetrar

Det vatten som perkolerat ner genom täckningen har samlats upp i lysimetrar både över och under tätskiktet. I Figur 4-15 redovisas den mängd vatten som perkolerat ner genom tätskiktet till en av lysimetrarna vid *Tekniska Verkens* provyta. Omräknat till $\text{l/m}^2\cdot\text{år}$ motsvarar det $12 \text{ l/m}^2\cdot\text{år}$ (beräknat på de tio första månaderna). För delytan utan drän-skikt är motsvarande mängd $20 \text{ l/m}^2\cdot\text{år}$. Båda lysimetrarna klarar därmed funktionskravet för deponi för icke-farligt avfall ($50 \text{ l/m}^2\cdot\text{år}$). Det bör observeras att mängderna kan komma att ytterligare avta med tiden, när en del av det vatten som materialblandningen innehåller från början, pressats ur. En sådan utveckling har man sett vid t.ex. Dragmos-sen [3]. Det är tydligt att den delyta som saknar dränskikt och där en vattenmättad zon funnits direkt ovanpå tätskiktet (se nedan) har en högre perkolation p.g.a. den högre gradienten (vattentrycket).



Figur 4-15. Totalt uppsamlad mängd vatten i lysimeter under tätskiktet vid Tekniska Verkens provyta under perioden december 2004-oktober 2005. Delyta med drän-skikt.

Figure 4-15. The total collected volume of water in lysimeter below the barrier layer at Tekniska Verken during december 2004-oktober 2005. Part of the area with drainage layer.

För *SRV Återvinning* gäller att lysimetern under tätskiktet i det flacka partiet under täckningens första tre månader (juni – september 2005) inte tagit emot något vatten. En liten mängd vatten har mätts upp i motsvarande lysimeter över tätskiktet. Däremot har lysimetrarna både över och under tätskiktet i det branta partiet tagit emot vatten.

”Grundvattennivåer”

Grundvattennivån ovan tätskiktet har undersökts genom de grundvattenrör som installerats på provytan. Mätningar under perioden december 2004 - september 2005 vid *Tekniska Verken* sammanfattas i Tabell 4-11. Både inom det område där det dränerande lagret utgörs av slaggrus och inom det område av provytan där dränerande lager saknas, har en vattenmättad zon funnits ovan tätskiktet större delen av mätperioden. Den vattenmättade zonen kan ha flera olika konsekvenser för tätskiktets funktion. Dels förhindras syretillförsel via diffusion, vilket minskar risken för nedbrytning av materialet (se avsnitt 5.1 nedan), dels kan gradienten över tätskiktet orsaka ett ökat flöde genom tätskiktet.

Tabell 4-11. Observationer i grundvattenrör på Tekniska Verkens provyta, dec 2004 – sep 2005.

Table 4-11. Observations in ground water well at the test area at Tekniska Verken, dec 2004 – sep 2005.

Gv-rör 1	Gv-rör 2	Gv-rör 4	Gv-rör 5
Dränmtrl: bergkross	Dränmtrl: bergkross	Dränmtrl: slaggrus	Odränerat
Lutning 1:20	Lutning 1:3	Lutning 1:3	Lutning 1:20
torr	Fukt i botten	0-14 cm vatten	1-27 cm vatten

Med utgångspunkt från observerade vattennivåer ovan tätskiktet och uppmätt hydraulisk konduktivitet från labundersökningar på upptagna prov från provytan, kan flödet genom tätskiktet beräknas utifrån Darcys lag ($q = K \cdot i$) se Tabell 4-12. Beräkningarna ger ett flöde som är större än vad som faktiskt mätts upp i lysimetrarna. Det kan bl.a. bero på att den hydrauliska konduktiviteten generellt är lägre än vad det enskilda prov som undersökts på lab visar.

Tabell 4-12. Antagna värden (utifrån mätningar i fält och på lab) samt beräknat flöde genom tätskiktet vid Tekniska Verkens provyta.

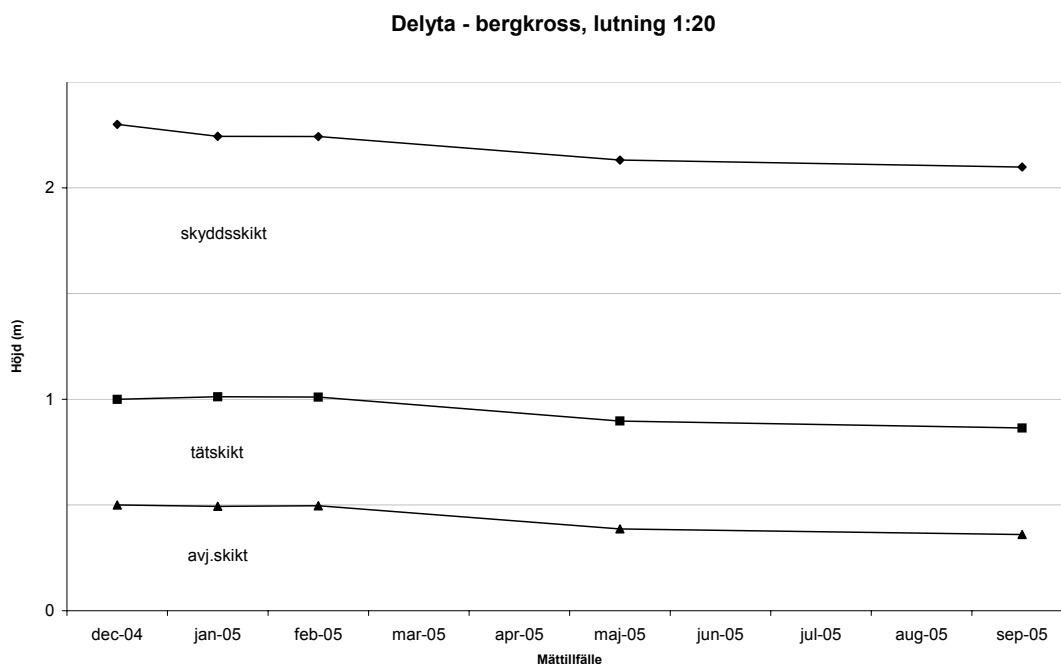
Table 4-12. Assumed values (from measurements at test areas and laboratory) and calculated flux through the barrier layer at the test area at Tekniska Verken.

	Gradient, i	Hydraulisk konduktivitet (m/s)	Beräknat flöde ($\text{l/m}^2 \cdot \text{år}$)
Dränlager – bergkross	1	$2 \cdot 10^{-9}$	63
Odränerat	1,54	$2 \cdot 10^{-9}$	97

Vid den avläsning av ”grundvattennivåer” som gjordes i september 2005 vid *SRV:s* provyta var samtliga grundvattenrör torra, d.v.s. ingen vattenmättad zon fanns över tätskiktet.

4.7.2 Sättning

Eventuella sättningar i de olika skikten har följts upp under ett år vid *Tekniska Verkens* provyta med hjälp av sättningspeglar som vägts av vid fyra tillfällen i fyra olika punkter. Resultaten visar på små rörelser i tätskiktet, sättningar på mellan 1-2 cm har mätts upp, d.v.s. ca 2-4%. Någon tydlig skillnad mellan de olika delytorna (ev. dräneringslager, lutning) syns inte. Ett exempel på sättningarna redovisas i Figur 4-16.



Figur 4-16. Sättningsmätning i de olika skikten vid Tekniska Verkens provyta.

Figure 4-16. Measurement of sinking in the different layers at Tekniska Verken.

Vid den kontroll av tätskiktet som gjordes i samband med kolvprovtagning i september 2005 uppmättes tätskiktets tjocklek till 0,3-0,55 m. Vid utläggningen lades slam/askablandning till en tjocklek av minst 0,5 m. Skillnaden kan bero konsolidering av materialet alternativt att det på någon plats blivit tunnare än avsett vid utläggning.

4.7.3 Hållfasthet

Skjuvhållfastheten har undersökts på två prov från tätskiktet vid *Tekniska Verkens* provyta som legat ute ca ett år. Resultaten är jämförbara med vad som uppmättes på ett prov i samband med utläggningen, se Tabell 4-13.

Tabell 4-13. Skjuvhållfasthet på prov i samband med utläggning av tätskikt samt ett år efter utläggning.

Table 4-13. Shearing strength for samples taken during construction of the barrier layer and one year later.

Prov	Skjuvhållfasthet (kPa)
Prov ett år efter utläggning (höst-05)	27-36
Prov vid utläggning (höst-04)	21 (dag 1) 32 (dag 30)

4.7.4 Utlakning

Halterna av organiska ämnen, metaller samt kväve och fosfor har mätts i uppsamlat vatten från lysimetrar under och över tätskiktet samt från de s.k. avrinningsytorna (samlar upp vatten som rinner av på tätskiktets yta, i eventuellt dränlager).

Vid *Tekniska Verken* har analys utförts på vatten från januari respektive maj 2005. Vid *SRV Återvinning* har analys utförts på vatten från juni respektive september 2005. För både lysimetervatten och vatten från avrinningsytor gäller att halterna av näringsämnen (kväve och fosfor) är mycket höga, se exempel i Tabell 4-14. Halterna är högre i vatten från lysimeter under tätskiktet än från lysimeter över tätskiktet, vilket är naturligt. Som jämförelse redovisas även ”normala” halter i obehandlat lakvatten vid Gärstad deponi (*Tekniska Verken*).

Tabell 4-14. Kväve och fosfor i vatten från avrinningsytor resp. lysimetrar.

Table 4-14. Nitrogen and phosphorous in water from surface for runoff and from lysimeters, respectively.

	Tekniska Verken (jan + maj 2005)		Tekniska Verken, lak- vatten 2005	SRV (juni + sept 2005)	
	Avrinningsyta	Lysimeter		Avrinningsyta	Lysimeter
N-tot (mg/l)	110-660	730-5300	100	220-1000	390-4100
P-tot (mg/l)	1-2,8	0,67-4,7	<1	1,6-12	2,5-7

Metallhalterna är generellt högre än naturliga halter i svenska vattendrag. Halterna är likartade vid de båda anläggningarna (*Tekniska Verken* och *SRV*). Någon signifikant skillnad mellan de olika delytorna (ev. dränlager, lutning) går inte att se. Antalet mättillfällen är för få för att man ska kunna se några tendenser avseende t.ex. minskande halter. Analysresultaten redovisas i Bilaga G.

Organiska ämnen har endast analyserats vid ett mättillfälle (*Tekniska Verken*, januari 2005 och *SRV* juni/september 2005). Resultaten visar överlag på låga halter som ligger långt under Naturvårdsverkets riktvärden för grundvatten vid förorenade bensinstationer [16]. Måttliga halter av klorfenoler har påvisats i vatten från lysimetrar respektive avrinningsytor både vid *Tekniska Verken* och *SRV*. Halterna vid *SRV* är generellt något lägre. Vid de inledande laboratorieundersökningarna höst-03 detekterades klorfenoler i

slam/aska-blandning från Tekniska Verken (jämför Tabell 3-2). SRV:s laboratorie-blandning är inte jämförbar med den som användes vid provytan.

4.7.5 Nedbrytning

Eventuell nedbrytning av det organiska materialet hos slam/aska-blandningen har utvärderats dels utifrån gasmätningar i fält (Bilaga H), dels utifrån kontroll av det material som grävdes upp efter ca ett år (Bilaga F).

I Tabell 4-15 redovisas uppmätt pH, TS-halt och glödförlust i tätskiktsmaterial ett år efter utläggning. Jämfört med resultat för prover tagna i samband med utläggning av provytan är TS-halten nu något högre. pH är lägre i det ett år gamla tätskiktsmaterialet från provytan, jämfört med pH vid utläggning, och markant lägre jämfört med prov-blandning på laboratorium. Detta kan förväntas ha betydelse för materialets beständighet och eventuell nedbrytning.

Tabell 4-15. pH, TS-halt och glödförlust i tätskiktsmaterial ett år efter utläggning vid Tekniska Verkens provyta.

Table 4-15. pH, dry matter and loss of ignition in material in the barrier layer, on year after construction, test site at Tekniska Verken.

Delyta	pH	w (%)	TS (%)	GF, 550 °C (% av TS)
Tätskikt <i>med</i> <i>dränsikt</i>	8,0-8,5	(30)* - 115	47-(77)*	(13)*-39
Tätskikt <i>utan</i> <i>dränsikt</i>	8,5-8,6	61-108	48-62	32-39
Prov från utlägg- ning, höst-04	9,2	100-157	39-50	38-40
Labförsök, höst- 03	11,3	119-152	40-46	38-39

* slam/aska-blandning med inslag av bergkross från dränsiktet

Vid okulär kontroll kunde konstateras att slam/aska-blandningen var mörkt brun, nästan svart och luktade svagt av ammoniak. Jämfört med materialet vid utläggning kunde inga skillnader konstateras vid okulär kontroll.

För att undersöka om eventuell nedbrytning av organiskt material sker i tätskiktet har gassammansättningen i täckningens olika skikt analyserats. Vid mikrobiell nedbrytning konsumeras syre, medan metan och koldioxid bildas. Om inte syre finns tillgängligt, förväntas nedbrytningen ske i mycket långsam takt.

Vid Tekniska Verken har gassammansättningen analyserats vid fem olika tillfällen (december 2004, februari, maj, juni och september 2005) och vid SRV vid ett tillfälle (september 2005). Resultaten redovisas i sin helhet i Bilaga H.

Resultaten från Tekniska Verkens provyta visar förekomst och därmed en sannolik bildning av metan i avfallet. Avfallet består av rökgasreningsrest, som enligt laboratorieanalyser innehåller en andel organiskt material (glödningsförlust: 11 %; [17]). Vida-

re är pH för rökgasreningsresten hög (10-12) vilken antas ha en hämmande effekt på nedbrytningen. Att metan har uppmätts i avfallet (rökgasreningsresten) är något anmärkningsvärt. Andra studier [18] har pekat på mycket låg metangasbildning i aska. Metan har även uppmätts i tät- och skyddsskiktet. Metan i tätskiktet kan antingen ha bildats där eller ha diffunderat från det underliggande avfallet. Även det omvända kan ha skett, d.v.s. att metan bildas i tätskiktet och diffunderar till avfallet. I dränkskiktet är det dock inte sannolikt att metanbildning kan fortgå, metan i detta skikt antas ha diffunderat från underliggande material. Metanbildning kan troligen fortgå i den övre delen av tätskiktets profil (i kontakt med dränkskiktet), där eventuellt perkolerat vatten i dränlagret kan bidra till en pH-neutralisering av materialet.

Utifrån de resultat som erhållits från gasprover tagna vid Tekniska Verken går det inte att säkert avgöra om mikrobiell nedbrytning pågår i tätskiktet. Den koncentration av metan som uppmätts i tät- och dränkskikt kan härröra från avfallet, men avfallet innehåller relativt liten mängd organiskt material och nedbrytning av detta material hade inte förväntats.

Slutsatsen från gasmätningarna tillsammans med uppmätta pH för färsk och åldrad blandning kan konstateras att det sannolikt pågår en omsättning av det organiska materialet i tätskiktet på provytorna. I relation till tidigare laboratorieförsök utförda inom etapp 1 av projektet [2] var utgångs-pH i materialblandningen lägre (pH 9,2 i blandning i fält, höst 2004). Detta är ett skäl till att nedbrytning sker i material i fält, men inte kunde ses i laboratorium vid de tidigare undersökningarna. För att få en beständighet som är tillräcklig för tätskikt på deponier, är blandningen av slam och aska därmed kritisk, d.v.s. det är viktigt att ett högt pH erhålls.

Beständighet diskuteras också övergripande i avsnitt 5.

4.8 Kostnadsbedömning

För att tätskikt av aska och slam ska vara aktuellt i större skala krävs, förutom att blandningen har tillfredsställande tekniska och miljömässiga egenskaper, också att det är kostnadsmässigt konkurrenskraftigt. Anläggningskostnaden för tätskikt av aska/slam är högre än för jämförbara konventionella material (t.ex. lergeomembran). För provytorna inom projektet varierade anläggningskostnaden mellan 50-220 kr/m². I detta ingår kostnad för blandning, transport, utläggning och packning, men inte merkostnader i form av t.ex. mätutrustning. Skillnaden mellan de olika anläggningarna och provytorna antas bero på blandningsmetod, transportavstånd från blandningsstället till själva provytan och tidsåtgången för blandning och utläggning. Anläggningskostnaden för ett tätskikt av lergeomembran bedöms till 50 kr/m² [19]. För att kunna lägga geomembran krävs dock ett relativt kostsamt förarbete i form av utjämningskikt. Denna kostnad tillkommer och är anläggningsspecifik. I kalkylen för den totala kostnaden måste också alternativkostnaden för aska och slam tas med, liksom eventuella effekter av skatteåterbäring. När hänsyn tas till dessa faktorer blir totalkostnaden för tätskikt av aska/slam lägre än för konventionella material. SRV Återvinning uppskattar totalkostnaden för tätskiktet av aska/slam till ca 40 kr/m² [19].

5 Beständighet

Beständigheten hos ett material definieras som kapaciteten att motstå nedbrytning och utlakning, d.v.s. materialets fysikaliska integritet. Det innebär att beständigheten kan utvärderas med avseende på i vilken utsträckning materialet har minskat sin halt av organiska ämnen över tiden. I detta projekt har fokus legat på nedbrytningen av material i tätskiktet samt i någon mån de kemiska förändringar som påverkar nedbrytningen. I avsnitt 5.7 diskuteras beständigheten hos ett par andra studier med liknande inriktning. För fullständighetens skull redovisas också andra faktorer som har betydelse för tätskiktets funktion och som har samband med beständigheten.

Nedbrytningen sker huvudsakligen under inverkan av mikroorganismer. Om syre finns närvarande sker den största nedbrytningen med hjälp av syre, även om andra oxidationsmedel finns tillgängliga som också kan stå för en oftast mindre del av nedbrytningen, t.ex. nitrat. Detta betyder att man kan utnyttja skillnaden i koncentrationer av syre på olika nivåer för att uppskatta den aeroba nedbrytningen. Nedbrytning sker också under anaeroba förhållanden. För att undersöka anaerob nedbrytning kan man på samma sätt utvärdera i vilken grad halten av organiskt material minskat över tiden. Om detta inte är möjligt kan man undersöka förekomst av andra gaser som bildas vid anaerob nedbrytning t.ex. metan. Det kan vara svårare att utvärdera sådana mätningar, än mätningar av syreprofiler. För syre är atmosfären den enda källan och den har dessutom konstant halt. För metan kan det finnas flera källor på olika nivåer och det är därför svårt att avgöra om halterna beror på en verklig källa eller på produktion på den aktuella nivån.

5.1 Påverkan av syre

Nedbrytning av organiskt material i slam/aska-blandningen är beroende av bl. a. tillgången på syre och pH i blandningen. Nedbrytning kommer att fortgå även i frånvaro av syre, men i betydligt lägre takt än då syre finns tillgängligt. De flesta mikroorganismer i slam och ”normala” jordar har pH-optimum mellan 6 och 8, d. v. s. de tillväxer snabbast i detta intervall. I alkalina miljöer utvecklas dock mikroorganismer med högre pH-optima. Eftersom mikroorganismerna i ett skikt av slam och aska har sitt huvudsakliga ursprung i slammet, bedöms nedbrytning därför vara långsam så länge pH är högt och syretillgången är låg. Vid en ökning av syretillgången som orsakar ett sänkt pH, kan en ökning av nedbrytningshastigheten förväntas.

Tillförsel av syre till tätskiktet väntas ske genom diffusion och transport med perkolerande vatten. Mängden syre som kan transporteras med vatten är liten, och minskar med stigande temperatur. Diffusionen kan bli betydligt större. Faktorer som påverkar diffusionens storlek är materialets porositet (beror bl. a. av packning), vattenmättnaden i skiktet, skiktets nivå under markytan, överliggande materials beskaffenhet (bl. a. porositet) och skador på skiktet i form av rotpenetration och grävning av människor eller djur.

Tillförseln av syre till tätskiktet har beräknats i tre olika exempel, se vidare Bilaga I. Tillförseln av syre via *perkolerande vatten* beräknas till 2,2-3,5 g/(m²·år) för en icke-

farligt avfall-deponi (tillåten mängd perkolerande vatten $50 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$) och $0,22\text{--}0,35 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ för en farligt avfall-deponi. Tillförseln av syre via *diffusion* har beräknats till $10\text{--}20 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ beroende på täckningens utformning.

Skillnaden mellan mängden syre som tillförs via perkolerande vatten och via diffusion är stor och tillförseln av syre till materialet begränsas effektivast genom att diffusionen minimeras. Detta kan åstadkommas t.ex. genom att tätskiktet är vattenmättat så stor del av tiden som möjligt och att överliggande skikt är täta och har relativt stor mäktighet. Ett annat sätt kan vara att använda ett enkelt plastgeomembran över tätskiktet.

5.2 Buffertkapacitet

Nära knuten till frågan om beständighet är frågan om buffertkapacitet i materialet. Buffertkapacitet innebär ett materials förmåga att motstå förurning. Eftersom urlakningen av många ämnen är kraftigt beroende av pH- värdet vill man kunna förutsäga utvecklingen av pH över tiden. I askor förekommer höga halter av ämnen som i kontakt med vatten ger ett mycket högt pH-värde. Oftast är det lösligheten av kalciumhydroxid som avgör vilket pH-värde som uppkommer. Rent vatten löser $1,7 \text{ g}$ kalciumhydroxid. Hydroxidjonkoncentrationen i ett sådant vatten är $12,3$ vilket därför är det maximala pH som kan uppkomma om mängden kalcium och hydroxid är den samma i aska/slamblandningen.

Buffertkapaciteten i ett en slam-aska blandning kommer så småningom att uttömmas beroende på tillförsel av protoner (vätejoner) från nederbörden eller från nedbrytning av organiskt material. Tiden det tar kan uppskattas på olika sätt. För t.ex. gruvavfall gör man ofta en bestämning ned till ett lågt pH för att undersöka vilken kapaciteten för neutralisation är. Potentialen för syrabildning uppskattas genom att analysera syrabildande ämnen. Ofta används totalhalt av svavel som en approximation av dessa ämnen. För slam-aska är eventuell buffring vid låga pH-värden av mindre intresse och det är buffringen ned till ett intermediärt pH-värde som kan vara aktuellt. I en avhandling [20] beskrivs hur man med kännedom om materialets syraneutralisationspotential (ANC) kan fastställa vilken förmåga ett material har att motstå förurning. ANC definieras som den mängd av en stark syra som måste tillsättas en lösning för att uppnå ett referensvärde av pH $5,3$. Det fasta materialets innehåll av sådana ämnen beror till stor del på hydroxider och karbonater. Crawford [20] utförde en bestämning av ANC på tre avfall med hjälp av lakningar och fann att den största delen av ANC utgjordes av hydroxider och karbonater av kalcium.

För att uppskatta den buffrande kapaciteten hos aska-slam blandningar behövs, förutom denna information, kunskap om hur stor del av alkaliniteten som bortförs eller tillkommer med avrinnande vatten. Enligt Crawford [20] kan materialet antingen vara i jämvikt med kalciumhydroxid eller med kalciumkarbonat. Om materialet står i jämvikt med kalciumhydroxid sker utlakningen betydligt snabbare än om materialet står i jämvikt med kalciumkarbonat. För att ge en försiktig uppskattning av den buffrande kapaciteten hos aska-slam blandningar är därför nedanstående exempel (Tabell 5-1 - Tabell 5-3) baserat på en hög utlakning av alkalinitet, och med låga halter av ANC_{Ca} (TV 40fr, d.v.s. aska/slam-blandning från Tekniska Verken med 40% aska och 60% depone-

rat/fryst slam). Dessutom är syraproduktionen baserad på den totala svavelhalten. Vidare har den hydrauliska konduktiviteten uppmätts till maximalt $1 \cdot 10^{-9}$ m/s, motsvarande ca $40 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ (d.v.s. nedanstående beräkningar är konservativa).

Tabell 5-1. Buffertkapacitet av aska/slam-blandning från Tekniska Verken.

Table 5-1. Buffer capacity for ash/sludge-mixture from Tekniska Verken.

	TV40fr	TV50fr	TV60fr
CaO (g/kg)	151	187	216
S (g/kg)	32,4	41,8	48,0
ANC _{Ca} (mol/kg)	1,68	2,03	2,355
Bulkdensitet D (kg/m ³)	1270	1300	1300

Förrådet av buffrande ämnen för TV40fr på 1 m^2 yta (Buffring /ytenhet) ges av:

$$B = L \cdot D \cdot \text{ANC}_{\text{Ca}}$$

där B är buffring/ytenhet, L är mäktigheten av skiktet, D är densiteten och ANC_{Ca} är den resulterande neutraliserande kapaciteten baserat på kalciumhalten och svavelhalten. Med varierande skiktjocklek på materialet fås för TV40fr olika värden för buffringskapaciteten per ytenhet (mol/m^2).

Tabell 5-2. Innehåll av buffrande ämnen i TV40fr.

Table 5-2. Content of buffering substances in TV40fr.

L (m)	D (kg/m ³)	ANC _{Ca} (mol/kg)	Buffring/ytenhet (B) mol/m ²
0,5	1270	1,68	1066
1	1270	1,68	2133

Trots att alkalinitetsvärden inte är kända från det utgående vattnet kan en uppskattning av buffertkapaciteten göras. Med antagande om halter av kalcium i det utgående vattnet på värdet $2 \cdot 10^{-2} \text{ mol/l}$ (800 mg/l) som motsvarar att hela lakningen sker under jämvikt med portlandit fås tiden det tar för buffertkapaciteten att uttömmas.

Tiden i år Y fås genom:

$$Y = B / (I \cdot C)$$

där Y är tiden i år, I infiltrationen i $\text{l/m}^2 \cdot \text{år}$, C är koncentrationen i mol/l och B är buffring/ytenhet.

Tabell 5-3. Tid innan buffertkapaciteten är uttömd vid olika infiltration och skiktjocklek.

Table 5-3. Time before the buffering capacity is used at different infiltration and thickness of the layer.

Förråd (mol/m ²)	I (l/m ² ·år)	C 2·10 ⁻² mol/l	År
1066 (0,5m)	500	2·10 ⁻²	107
1066 (0,5m)	100	2·10 ⁻²	533
2133 (1m)	500	2·10 ⁻²	213
2133 (1m)	100	2·10 ⁻²	1066

Av tabellen kan också dras slutsatsen att med en infiltration av 50 l/m² ·år bör buffertkapaciteten räcka i 1000 år.

5.3 pH-utveckling

Av betydelse för både buffringen och beständigheten är pH. Med anaeroba förhållanden och lågt gasutbyte kommer jämvikt med kalciumhydroxid att råda. Det innebär ett högt pH-värde i aska-slam blandningen, vilket kan påverka utlakningen av metaller och löst organiskt material, med positiva effekter för vissa metaller och negativa för andra. Buffringen kommer att vara något sämre i det anaeroba fallet men i gengäld verkar den mikrobiologiska aktiviteten att vara låg, som har noterats i Furulunds ”slamdeponi” (se vidare Bilaga J). Om beständigheten definieras som kapacitet att motstå nedbrytning är därför en anaerob situation med högt pH att föredra. Om det finns tillgång till syre kommer emellertid organiskt material att brytas ned i högre utsträckning. Vid denna nedbrytning bildas koldioxid som en viktig gas. Denna reagerar med det kalcium som finns i jämvikt med kalciumhydroxid i lösningen, och kalciumkarbonat bildas, tills all kalciumhydroxid har förbrukats. Efter denna process kommer fortsatt bildad koldioxid att reagera vidare med den fasta karbonaten. Resultatet blir en pH-sänkning som emellertid inte kommer att underskrida pH 6 så länge det är organiskt material som oxideras.

I korthet är det alltså syrefria förhållanden som krävs för att inte nedbrytningen skall medföra en ökad produktion av koldioxid som sänker pH till en nivå där betingelserna för en ökad nedbrytning blir än mer gynnsamma. I viss mån kan denna pH-sänkning orsakad av koldioxid också bero på kontakt med luft, även om halterna i luft är betydligt lägre.

De två olika scenarierna kan sammanfattas:

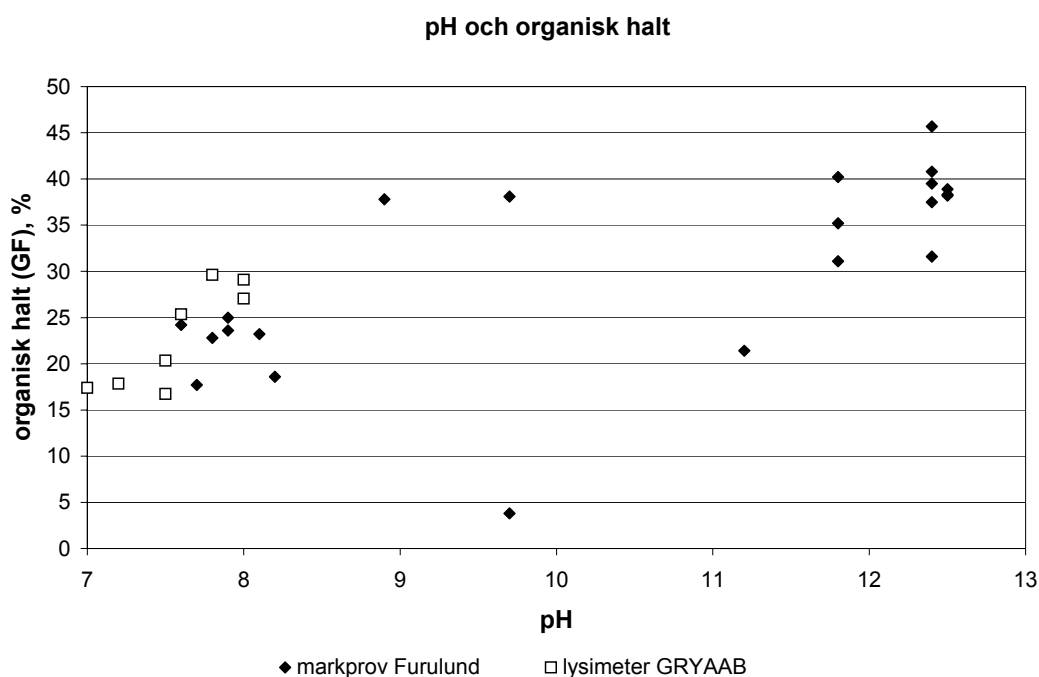
- Laklösning i jämvikt med kalciumhydroxid → låg syrehalt → låg nedbrytning → något sämre buffertverkan
- Laklösning i jämvikt med kalciumkarbonat → högre syrehalt → högre nedbrytning → bättre buffertverkan.

5.4 Fältstudier vid Furulund

Under sommaren 2002 utfördes provtagning av en utfyllnad vid Furulund. Utfyllnaden utgjordes av avvattnat kalkat slam som lades ut 1987 och hade alltså vid provtagningen legat ca 15 år. Resultat och slutsatser från provtagningen redovisas i RVF Rapport 02:18 [2].

Kompletterande provtagning utfördes hösten 2003 med syfte att verifiera tidigare slutsatser avseende beständigheten hos slam stabiliserat vid högt pH. Resultaten från provtagningen redovisas och diskuteras i Bilaga J. Det slam som lagts ut i Furulund utgjordes av ett avvattnat, ej rötat, slam som stabiliserats med kalk. Att slammet inte var rötat innebär att de lätt nedbrytbara delarna av det organiska materialet finns kvar. Medelvärde av pH i slam/kalk-blandningen vid utläggningen var ca 12. Slutsatsen från dessa fältstudier är att det deponerade stabiliserade slammet genomgår en långsam nedbrytning som huvudsakligen är anaerob. Detta har inneburit att i den övre halvmeteren av materialet har det organiska materialet brutits ned till ca 50 %. I det till synes opåverkade skiktet på nivåerna 1,0-2,5 m u markytan har ca 5 % brutits ned enligt utförda beräkningar.

Det kalkade slammet har även studerats i lysimetrar vid Ryaverket (GRYAAB). Lysimetrarna finns beskrivna av Andersson & Mattson [21]. Analys av pH och organisk halt i detta material bekräftar resultaten från Furulund (Figur 5-1) – det finns ett samband mellan hög organisk halt och högt pH.



Figur 5-1. pH och organisk halt (uttryckt som glödförlust) i prover från Furulund samt lysimetrar vid GRYAAB.

Figure 5-1. pH and organic content (expressed as loss on ignition) in samples from Furulund and lysimeters at GRYAAB.

Sammanfattningsvis verifierar provtagningen och analyserna från 2003 resultaten från undersökningen 2002. Högt pH har en fördröjande effekt på nedbrytningen. I tillämpningar där rötat slam används, kan nedbrytningshastigheten förväntas bli avsevärt lägre.

5.5 Nedbrytning – fältstudier

Resultaten från Furulund visar ett tydligt samband mellan pH och nedbrytning, bestämt som totalt kvarvarande organiskt material, och pH i jorden. För tätskikten vid Tekniska Verken finns ett liknande generellt samband, genom att indikationer på nedbrytning syns genom gasmätningar (se Bilaga F). Metan förekommer i flera skikt. Även koldioxid förekommer, förutom i alkaliska skikt där man kan förvänta sig en utfällning av karbonat. Vid SRV kan man med ledning av gasmätningarna inte dra några slutsatser om nedbrytning i tätskiktet eftersom metanen kan härröra från avfallet. Förekomst av syre i det underliggande avfallet på både SRV och Tekniska Verken gör det svårt att avgöra i vilken utsträckning nedbrytningen är anaerob eller aerob (se även avsnitt 4.7.5).

5.6 Beräkning av nedbrytningshastighet

Beräkning av nedbrytningshastigheten kan göras med hjälp av skillnader i uppmätt halt av organiskt material vid blandning av materialet och då materialet legat som tätskikt under en period. Beräkning kan också göras utifrån uppskattat mängd syre som kan diffundera ner i materialet. I detta fall antas att hela mängden syre som diffunderar ner till tätskiktet förbrukas vid nedbrytning av organiskt kol.

Nedan görs en jämförelse av nedbrytningshastigheten under olika förhållanden som undersökts i detta projekt och i föregående etapp [2].

5.6.1 Laboratorie- och fältförsök

Resultat från undersökning av det kalkade slammet som lagts ut i Furulund och resultat från inkuberingar i laboratorium av slam och slamblandningar redovisades i tidigare rapport [2].

Det material som lagts som provyta vid Tekniska Verken, provtogs då det legat ungefär ett år, se Bilaga F. Proverna undersöktes bland annat med avseende på organiskt material (glödningsförlust, GF). I samband med blandning och utläggning undersöktes endast två prover. Vid den senare provtagningen mättes glödningsförlust på nio prover, varav ett har uteslutits på grund av inblandning av bergkross. Det låga antalet prover gör att resultaten är osäkra (ingen signifikant skillnad mellan proven vid blandning och efter ca 1 år, beräknat på 5 %-nivån) och kan komma att revideras om ytterligare provtagningar görs. Mätresultaten redovisas i Tabell 5-4.

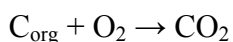
Tabell 5-4. Organiskt material (% av TS, medelhalt) i prover från från pilotförsök på Tekniska Verken.

Table 5-4. Organic matter (% of dry matter, mean value) in samples from the test area at Tekniska Verken.

	Vid blandning	Efter ca 1 år
Slam/aska	39	36

5.6.2 Teoretiska beräkningar

Teoretiska beräkningar av nedbrytningen har gjorts utifrån antagandet att 1 mol syrgas förbrukas vid mineralisering av 1 mol organiskt kol, enligt:



I Bilaga I beräknas största möjliga mängd syre som väntas diffundera ner till materialet vid olika konstruktioner. Här beräknas mängder utifrån de gradienter som uppmätts vid gasmätningar på prover från Tekniska Verkens respektive SRV:s provytor. I övrigt har samma antaganden som vid beräkningar i Bilaga I gjorts. I Tabell 5-5 anges de data som använts vid beräkningarna samt resulterande största teoretiska mängd syre som kan diffundera ner i materialet.

Tabell 5-5. Antaganden och resultat från teoretisk beräkning av maximal mängd syrgas som kan diffundera ner i materialet.

Table 5-5. Assumptions and results from teoretical calculations of maximum amount of oxygen that can diffuse into the material.

Syrekoncentration i skydds- alt. dränskikt (%)	Syrekoncentration i tätskikt (%)	Nivåskillnad (m)	Maximal mängd syre som kan diffundera till tätskiktet (kg/m ² ·år)
13	13	1	3
15	5	1	13
20	5	1	19
17	5	0,5	30

5.6.3 Resultat

Resultat från beräkningarna av nedbrytningshastigheter redovisas i Tabell 5-6.

Tabell 5-6. Beräknad tid för nedbrytning av hälften av det organiska materialet.

Table 5-6. Calculated time for degradation of half of the organic material.

Studie (referens)	Typ av försök	Metod	Tid för nedbrytning av hälften av det organiska materialet
Tekniska Verken (Föreliggande rapport)	Slam och aska, pilot- försök i fält	GF	2 300 dagar (ca 6 år)
Beräkning av syrediffusion (Föreliggande rapport)	Slam och aska, pilot- försök i fält	beräkningar	3-28 år
Furulund [2]	Kalkat slam, 0,3-0,6 m	GF	7 700 dagar (ca 21 år)
	Kalkat slam, 1,0 m	GF	100 000 (ca 270 år)
Labförsök [2]	Slam, anaerobt	GF	710 (ca 2 år)
	Slam och stenmjöl, anaerobt	GF	400 dagar (drygt 1 år)
	Slam och aska, an- aerobt	GF	mycket lång tid*

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

Eftersom mätresultat från endast två tillfällen har använts kan inget sägas om nedbrytningsförloppen. I dessa beräkningar har antagits att nedbrytningen följer ett linjärt förlopp, vilket är en förenkling. Trots att slammet är rötat kan rester av lätt nedbrytbart material finnas kvar, vilket skulle leda till högre nedbrytningshastighet initialt. I gengäld kan nedbrytningen avstanna då slammet blandas med aska och pH höjs kraftigt. Efter en tid, då mikroorganismerna anpassats till miljön, ökar åter hastigheten. Därför gäller den beräknade nedbrytningstiden endast vid den hastighet som räknats fram för de olika fält- och laborieförsöken.

Den teoretiskt beräknade nedbrytningshastigheten kan variera kraftigt eftersom gradienten för syrekonsentrationen varierar dels på olika platser på provytorna och dels mellan de olika provytorna. Dessutom har flera antaganden beträffande materialets beskaffenhet gjorts, se vidare i Bilaga I. Osäkerheten för resultaten är även här stor, dels på grund av gjorda antaganden och dels på grund av osäkerheter i uppmätta syrekonsentrationer. Gaskonsentrationerna varierar mellan olika provtagningstillfällen.

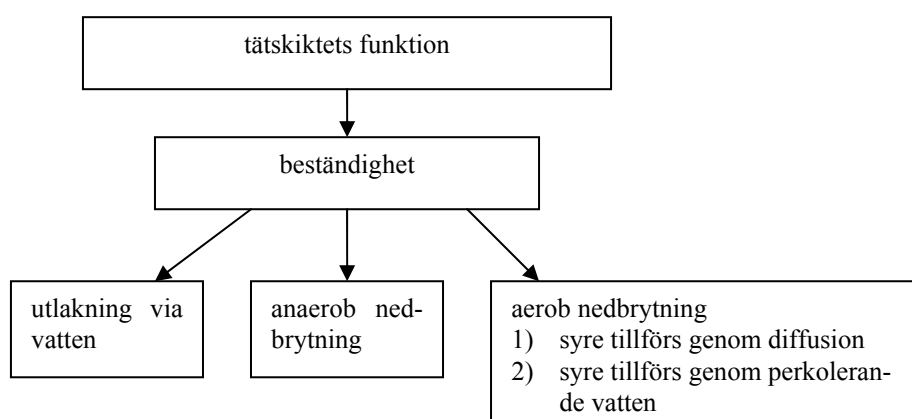
5.6.4 Slutsatser

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 betydligt långsammare än i aerob miljö.

5.7 Diskussion

Kapacitet att motstå nedbrytning är en av de faktorer som påverkar beständigheten och därmed funktionen hos ett tätskikt. Utlakning av ämnen från tätskiktet kan också ge en minskad beständighet. Med en definition av beständighet som innebär att det är borttransporten av organiskt kol via gas eller vatten som avgör livslängden av ett tätskikt kan sambandet illustreras enligt Figur 5-2 nedan.



Figur 5-2. Samband mellan funktion - beständighet - nedbrytning/utlakning.

Figure 5-2. Correlation between function – durability – degradation/leaching.

Den aeroba nedbrytningen har diskuterats i detta projekt (avsnitt 5.1 och Bilaga I) och den anaeroba i tidigare studier [2]. Syretillförsel via perkolerande vatten har uppskattats och bedömts vara 2,2 – 3,5 g/m²·år, d.v.s. ca tre tiopotenser lägre än syretillförsel via diffusion.

I en rapport av Wikman et al. [4] redovisas försök att bestämma nedbrytnings-hastigheten genom kolonnförsök. Försöken är genomförda som flerfaktorförsök där ingående faktorer varierar. Faktorerna som varierar är olika blandningar av aska-slam med olika ursprung, aska –slamkvot, tillsats av natriumazid (NaN₃), frysning, torkning, vattenhalt, kompaktering, densitet. Totalt varierades 8 faktorer i försöken som bestod av 72 kolonner. Försöken utfördes i huvudsak under anaeroba förhållanden, utom vid frysning eller torkningsförsök. En viktig slutsats var att någon bakteriell aktivitet inte kunde påvisas, utan förändringar i materialets TOC-halt antogs främst bero på utlakning av TOC. En tydlig hög utlakning av TOC skedde i början av försöken. Slutsatsen att ingen biologisk aktivitet förekom baseras på att skillnaderna var små mellan kolonner som

hade tillförts bakteriehämmare av natriumazid och kolonner som inte hade tillförts bakteriehämmare.

Vidare var slutsatserna att den hydrauliska konduktiviteten inte påverkades av förändringar i TOC, trots eventuella förändringar till följd av nedbrytning eller utlakning. Inte heller frysning/tining gav någon effekt på den hydrauliska konduktiviteten. Däremot påverkades den hydrauliska konduktiviten av torkning. Nackdelar med försöket var att TOC-bestämningarna i den fasta fasen och den lösta fasen utfördes med olika instrument. Detta kan ha bidragit till en viss osäkerhet i massbalanser för TOC. En beräkning av resttermen av TOC som teoretiskt skulle kunna motsvara gasavgången av organiskt kol gav till resultat att den framräknade resttermen gav ett negativt värde för 28 av de 36 kolonnerna, för de kolonner där analysdata fanns. I sak bör detta emellertid inte ändra bedömningen att gasbildningen åtminstone var låg.

I en rapport av Mácsik et al [3] uppskattades beständigheten genom mätning av metanbildningspotentialen under anaroba förhållanden för blandningen flygaska-slam, med mätning av metanoxidation och med ett respirationsförsök under aeroba förhållanden. Effekten av andelen flygaska på biologisk aktivitet uppskattades också.

En anaerob nedbrytning konstaterades både i försök med slam och i försök med 40% askblandning. Däremot var gasbildningen fördröjd med upp till två månader. Skillnaden mellan försöken av Wikman et al. [4] som inte upptäckte någon gasbildning och dessa försök kan bero på att i de senare försöken tillsattes dels en ympning av metanogent slam och dels att inkubationen skedde vid högre temperatur. Metanoxidation skedde men med en lång etableringstid. Respirationsförsöken visade en tydlig syreförbrukning. Det höga pH-värdet medför att koldioxid inte kan detekteras eftersom bildad koldioxid löser sig i slurryn. Slutsatserna av undersökningarna var sammantaget att nedbrytning sker både anaerobt och aerobt men att förekomst av aska minskar den biologiska aktiviteten i materialet. Detta beror på högt pH och höga salthalter.

Enligt Mácsik et. al. [3] har efter 1 år har maximalt 10 % av materialet brutits ned (utan tillsats av flygaska). I försök med inblandning av aska sker nedbrytningen långsammare. Maximalt sker en nedbrytning av 5,4 % av det organiska materialet vid en askinblandning av 40 %. Utlakningen av organiskt kol är liten jämfört med materialets totala organiska innehåll. Vid L/S 10 och L/S 100 har maximalt lakats 5 % av det ursprungliga slammet. Eftersom materialet är tätt kommer det att ta lång tid att uppnå dessa värden. Ett räkneexempel i rapporten anger att L/S 10 tar 310 år om perkolationen är 10 l/m². Även om perkolationen är högre (50 l/m²) så kommer L/S 10 att uppnås först efter 160 år.

5.7.1 Sammanfattning

Utlakning via vatten

Undersökningarna ger en bild av att materialet lakar organiskt kol, men omfattningen av lakningen bör vara måttlig om tätskiktet uppfyller sin viktigaste funktion (att vara tätt). Något mer organiskt kol lakar om askinnehållet är stort. Utlakningen verkar ha ett maximum i början vilket innebär att utlakningen av DOC relaterat till L/S bör minska med

tiden vilket också Mácsik et. al. [3] noterade. För de material som initialt hade en hög täthet anses inte utlakningen av organiskt kol påverka tätheten [4].

Nedbrytning

Nedbrytningen kan under optimala förhållanden vara mycket hög men om tätskiktet är delvis vattenmättat bör nedbrytningen bli betydligt lägre. Dränskikt i materialet kan fungera som ingång för luft och ökar risken för diffusion av syre in till tätskiktet som ökar nedbrytningen betydligt. Både anaerob och aerob nedbrytning kan under optimala betingelser orsaka en tydlig minskning av beständigheten. Nedbrytningen har visat sig minska kraftigt vid hög andel askinblandning, särskilt vid laboratieförsök. Fältförsöken visar däremot inte samma tydliga beroende av askinblandning. Skillnaderna mellan laboratieförsök och fältförsök kan bero på inhomogeniteter i materialet. Nedbrytning av rent slam kan ske i vissa punkter, denna nedbrytning producerar koldioxid som sänker pH-värdet i övriga delar av blandningen och ökar därmed risken för nedbrytning i dessa delar.

Tätskiktets funktion

Tätskiktets funktion är inte samma sak som beständigheten. Tätskiktets funktion kan vara acceptabel trots en måttlig beständighet. Buffertkapaciteten är som nämnts tidigare något bättre i ett material som utsatts för nedbrytning, och det kraftigt alkaliska lakvattnet som infiltrerar genom ett helt opåverkat tätskikt kan ha en negativ effekt på utlakning av vissa miljöstörande ämnen i tätskiktet eller avfallet, utlakningen av t.ex. zink och bly kan förväntas vara hög i ett sådant lakvatten. Den sänkning av pH-värdet som förefaller vara kopplad till nedbrytningen bör innebära en lägre utlakning av dessa metaller, t.ex. genom karbonatutfällning eller effektivare sorption i avfallet, även om mängderna totalt sett är små för ett tätt material. Den hydrauliska konduktiviteten hos ett material utsatt för nedbrytning behöver inte nödvändigtvis öka vid nedbrytning, eftersom utfällningar bestående av t.ex. kalciumkarbonat kan fungera som tätning av materialet. Detta behöver emellertid verifieras ytterligare. Beständigheten hos materialet är därför inte den enda faktorn som bestämmer om tätskiktets funktion är acceptabel.

En viktig fördel med att ändå sträva efter ett tätskikt med lång beständighet, är att dimensionering av diffusivitet, vattengenomströmning etc., kan göras utan att man behöver hänsyn behöva tas till komplexa kemiska och fysikaliska förändringar under tätskiktets livslängd.

6 Hantering av ammoniak

I samband med framställandet av aska/slam-blandning sker ammoniakavgång till luft. Ammoniak bildas när avloppslam blandas med aska. Kvävet kan finnas både i slammet och i askan.

Ammoniakavgången innebär framförallt ett arbetsmiljöproblem (se avsnitt 4.6 ovan), men kan även innebära ett miljöproblem. Miljöproblemet kan uppstå dels vid täckning av bebyggelsenära deponier men även vid blandning i stor skala under lång tid.

6.1 Erfarenheter

I Tysklands Bleicherode användes aska och slamblandning för täckning av ”Kalihal-den” som är ett restmaterial från saltutvinning [2]. Syftet med täckningen är att minska perkolation av vatten genom högarna för att förhindra försaltning av grundvattnet i om-rådet. Eftersom produktionen av aska/slam-blandningen genomfördes nära bebyggelse krävdes att lukt och ammoniakutsläpp minimerades. Två principer användes:

1. I blandningsutrustningen sugs luft ut och ammoniak kondenseras. Ammonia-ken kondenseras i ett kärl och fälls med svavelsyra och ammoniumsulfat kan er-hållas. Detta salt kan säljas till gödselindustrin.
2. Så kallad ”luktnedbrytning”. Genom att spraya med ett medel som består av ve-getabiliskt framställda kemikalier fälls ammoniak och andra luktaerosoler till marken eller ned i materialet. Medlet sprutas i luften över den luktaende slam och askblandningen. Detta kan ske i blandaren, över transportband och över uppsam-lingshögar. Tre olika medel förekommer. En består av en tvålprodukt som är lättnedbrytbar (6,5 h halveringstid). En annan produkt använder sig av bakterier som bryter ned luktmolekylerna och på så sätt förhindras lukt. Bakterierna kan bara användas i syrerik miljö. Den tredje produkten består av citronsyra och ät-tiksyra bundet med socker (ekologiskt nedbrytbart). Denna produkt binder am-moniaken som sedan vid nedbrytning bildar kvävgas. Vid denna behandling är det också viktigt att sprayningen sker på rätt sätt. Till dessa produkter finns ock-så särskilda anläggningar som kan köpas eller hyras [22,23].

Vid ett möte på Tekniska Verken i Linköping avseende möjligheter att bekämpa ammo-niaklukta föreslogs en lösning enligt punkt 2 [22].

Bekämpning av ammoniakavgång till luft i görs bland annat vid ett slakteri i Helsing-borg med hjälp av Webers produkter.

6.2 Försök

I samband med blandning av aska på SRVs anläggning i Sofielund i Huddinge gjordes mätningar på ammoniakhalter i luft. Syftet var att erhålla underlag för bedömning av om det är en risk för personal som arbetar med blandning och utläggning – se avsnitt

om arbetsmiljö (avsnitt 4.6). Utöver att mäta gas i luft kring blandningsanläggningen skulle även enkla försök genomföras avseende omhändertagande av ammoniak från luft.

Blandningen av aska och slam för provytorna utfördes av Gladökrossen som annars arbetar med annan askblandning på området. Gladökrossen blandar rökgasreningsrest (RGR) från avfallsförbränning vid Högdalenverket för stabilisering i sin blandarstation för deponering på Sofielundsanläggningen. Blandarstationen är belägen på Deponi 2000, Sofielund. Vid denna blandning sker en kraftig ammoniakavgång. Ammoniaken finns i RGR och denna drivs av i samband med stabiliseringen då RGR blandas med Monofill och vatten. Inne i blandarstationens utrymme har kraftiga fläktar installerats för att avhjälpa olägenheter i utrymmet. Det bedömdes lämpligt att utföra försök vid denna anläggning eftersom stora mängder ammoniakgas produceras i en sluten blandare. Blandaren innebär att det finns möjlighet att få en jämn produktion av ammoniakgas som kan samlas in och ledas till omhändertagande.

Geo Innova har genomfört ett försök med insamling och omhändertagande av ammoniak från luft. Då ammoniak är löslig i vatten 53,1 g i 100 g vatten [24] bedömdes det vara möjligt att omhänderta ammoniak från luft genom att lösa den i vatten.



Figur 6-1. Försökuppställning. Blandningskammare för Monofill och RGR (rökgasreningsrest från avfallsförbränning). Luft sugas via en kompressor från ventilationskanal till blandaren. Luften tillåts sedan passera vatten i dunken i förgrunden.

Figure 6-1. Experimental arrangement. Mixing chamber for Monofill and RGR (combustion residue from MSWI). Air is sucked in through a compressor from ventilation duct to the mixer. The air is then allowed to pass the water in the can in the foreground.

Detta genomfördes genom att luft från askblanderstationen sögs ut via en kompressor från blandarens ventilationskanal. Den uppsamlade luften bubblades genom vatten, se Figur 6-1. Ammoniakhalten i luft analyserades vid IVL med hjälp av passiva provtagare. En kapsel sattes på kompressorn där luften sögs in och en kapsel sattes på insidan av vattenbehållaren över vattenytan. Vattenprov togs ut före och efter bubbling för analys av pH och analys av ammoniumkväve, fosfatfosfor, nitatkväve, nitritkväve, tot-kväve och pH. Vattenanalysen utfördes av AlControl.

6.3 Resultat

Två passiva provtagare analyserades med avseende på ammoniak i luft. I Tabell 6-1 redovisas resultaten.

Tabell 6-1. Ammoniakhalter i luft. "Luft in" är luft från blandarstationen och "Luft ut" representerar luft över vattenytan.

Table 6-1. Ammonia in air. "Luft in" is air from the mixing chamber and "Luft ut" represents air over the water surface.

Prov	Tid	NH ₃ (mg/m ³)
Luft in	50 min	>79*
Luft ut – provtagare över vatten	40 min	6,2

*Den passiva provtagarens övermättades.

Reningseffekten beräknat på de passiva provtagarna blir mer än 90 %. Analyser av vattnet före och under försöket redovisas i Tabell 6-2.

Tabell 6-2. Ammoniakhalter och pH i vatten.

Table 6-2. Ammonium and pH in water.

Prov	NH ₄ -N (mg/l)	pH
Före	0,01	8,2
Efter 40 minuter	13	9,6
Efter 80 minuter	28	9,8

En överslagsberäkning visar att ca 200 mg NH₄-N har löst sig i vattnet totalt efter 80 minuters drift (vattenvolymen var ca 7 l). Luftflödet var ca 0,19 dm³/s. Enligt den passiva provtagaren var halten i den inströmmande luften >79 mg/m³ vilket innebär att >73 mg NH₄-N har förts till vattnet. Det ger en differens på över 120 mg mellan beräkningen baserad på passiva provtagare och vattenanalyser, vilket innebär att reningseffekten av 90 % baserad på de passiva provtagarna är underskattad.

Ingen lukt kunde noteras från vattnet varför ammoniak inte bedöms avgå i gasfas från vattenytan.

Slutsatser:

- Rent vatten löser ammoniak effektivt. Vatten kan lösa över 500 g/l enligt litteraturen.
- Teoretiskt kan 1 l vatten rena 5000 m³ luft med en halt av ammoniak om 100 mg/m³.
- Reningskapaciteten kan inte bestämmas med detta försök utan nya försök måste utföras för att bestämma kapaciteten i praktiken.
- Det är möjligt att använda vatten för att ta hand om ammoniak från luft. Metoden kräver ett system för att suga upp ammoniakförorenad luft och att föra ner luft i vatten så att ammoniaken löser sig effektivt.
- Det ammoniakbemängda vattnet bör kunna användas som gödselmedel. Tester avseende ev. andra föroreningar bör dock göras.

7 Sammanfattande slutsatser

Tillgång på råmaterial

Det var inledningsvis svårt för två av anläggningarna att få tag på material, vilket är en av anledningarna till att anläggandet av provytor blev förskjutet i tiden. Möjligheterna för avfallsproducenterna att finna avsättning för sina material tycks alltså öka, vilket är positivt, men det innebär också att det vid framtida stora projekt är viktigt att i ett tidigt skede inventera ”marknaden” för både aska och slam. Vissa askor genereras bara under en kort tid av året och tillgången på aska kan förväntas vara den begränsande faktorn för hur stor yta som kan täckas. Sammantaget behövs en långsiktig planering dels för att knyta till sig materialet genom avtalsskrivning, dels för att man vid större täckningar kan behöva använda material från flera olika anläggningar. Det innebär också att blandningsreceptet kan behöva provas ut för olika råmaterial, eftersom egenskaperna hos dessa varierar.

Användning av torr aska är generellt att föredra, eftersom askans härdningsegenskaper då utnyttjas bättre, men innebär svårigheter både ur arbetsmiljö- och miljösynpunkt (damning). Dessutom är det svårt logistikmässigt att lagra stora mängder aska torrt. För att få logistiken att fungera och för att erhålla tillräcklig mängd material, har därför råmaterial vid alla tre anläggningarna lagrats under en viss tid. Detta har påverkat bl.a. TS-halt i materialen, och kan också ha påverkat egenskaper såsom härdningskapacitet hos askan. En rekommendation för att minska förändring av TS-halt är att täcka över askan vid eventuell lagring.

Alternativet till lagring är att blanda och lägga ut i mycket små deletapper, men detta innebär förmodligen högre kostnader (stillestånd för maskiner alternativt nyetablering) och många skarvar med risk för sämre kvalitet där äldre tätskikt skarvas ihop med nytillverkat material.

Utförande – blandning och utläggning

Tre olika metoder för blandning av aska och slam har provats i större skala inom projektet; tvångsblandare, stjärnsikt och trumsikt. Samtliga har fungerat väl, tvångsblandaren hade dock en del inkörningsproblem. Trumsikt provades vid två anläggningar, med varierande framgång. Det innebär att en och samma metod kan fungera olika väl beroende på råmaterial. Proportionering av råmaterialen (aska respektive slam) har i något fall skett med våg och annars med skopa, vilket inneburit att det varit svårt att erhålla exakta blandningsproportioner. De problem som har förekommit, både vid tillverkningen av tätskiktsmaterialet och vid tidigare utförda förförsök, har oftast varit förknippade med inmatning av slam och att blandningen inte blivit homogen. En slutsats från utförda blandningar är också att begränsa blandningstiden, eftersom slam/aska-blandningen annars blir för ”blöt”.

En kontroll av blandningens kvalitet har gjorts genom regelbunden analys av TS-halt (vattenkvot). Spridningen är förhållandevis stor och visar att det är svårt att erhålla en homogen blandning. Även de prover som blandats på lab uppvisar spridning. Detta kan bero på att råmaterialen varierar i kvalitet eller att blandningsproceduren inte är till-

fredsställande. Även på laboratorium kan det således vara svårt att erhålla en homogen blandning.

Utläggning av det färdigblandade materialet har skett med hjälp av grävmaskin som bladade ut materialet, vilket fungerade väl. Utläggningen har vid två av provytorna skett i två delskikt, vilket är att föredra eftersom man fördelar inhomogeniteter. Packning har mestadels skett med hjälp av skopa och om materialet bedömts ha tillräcklig bärighet även genom att maskinen kört över materialet med larvfötter. P.g.a. materialets karaktär har någon mer kvalificerad typ av packning (t.ex. med vält) inte varit möjlig att genomföra.

Även uppmätt torrdensitet på packat material uppvisar förhållandevis stor spridning. Den variation i torrdensitet och vattenkvot som syns behöver inte nödvändigtvis spegla skillnader i packning, utan kan också spegla spridning i blandningens sammansättning. Mätningar av torrdensitet på packat material pekar på ett bättre packningsresultat i fält än i lab. Vid de tre provytorna sattes kvalitetskrav (utförandekrav) upp avseende torrdensitet. Detta gjordes utifrån de inledande labförsöken och med hänsyn till önskvärd hydraulisk konduktivitet. Med utgångspunkten att uppnå en hydraulisk konduktivitet på högst 10^{-9} m/s, uppfylldes kravet för merparten av punkterna både vid Tekniska Verken och SRV, däremot inte vid Renova.

Väderleken är en viktig faktor för hur väl blandning och utläggning fungerar. Regn skapar problem, vilket var tydligt vid anläggandet av Tekniska Verkens provyta. Ur denna synpunkt rekommenderas att täckning med tätskikt av slam/aska sker under maj-juni. Dessutom är möjligheterna då större att använda relativt färsk aska.

Ammoniakavgång har vid två av anläggningarna (Tekniska Verken och SRV Återvinning) orsakat arbetsmiljöproblem och uppmätta halter visar också på halter runt relevanta gränsvärden. Vid tillverkning av aska/slam-blandning i andra projekt rekommenderas gasvarnare för berörd personal. Det finns tekniker i Tyskland för att undanröja ammoniakproblemet, och kostnaden för detta bör tas med i framtida projektbudgetar.

Funktion

De inledande labförsöken visade att det skulle vara möjligt att för vissa blandningar uppnå en hydraulisk konduktivitet på omkring 10^{-10} m/s. Resultat på prover tagna i fält har visat att det kan vara svårt att praktiskt erhålla så låga värden på den hydrauliska konduktiviteten. Vid den provyta som legat längst (Tekniska Verken) visar installerade lysimetrar ett flöde genom tätskiktet på ca $12 \text{ l/m}^2\cdot\text{år}$, vilket innebär att ytan klarar funktionskravet för en icke-farligt avfall deponi. I den del av provytan där dräneringslager saknas är flödet något högre, vilket visar på vikten av ett dränerande lager över tätskiktet. I nuläget går det inte att avgöra om flödet avtar med tiden, en tendens man har sett i andra undersökningar. Av de gasmätningar som utförts går inte att dra några slutsatser om att nedbrytningen är mindre i den delyta som saknar dräneringslager (d.v.s. att syrediffusionen och därmed nedbrytningen skulle bli mindre).

Ett år efter utläggning är sättningarna i tätskiktsmaterialet små.

Beständighet

Aska/slam-blandningens beständighet och möjligheterna att motstå nedbrytning bedöms vara väsentlig för tätskiktets funktion i ett längre tidsperspektiv. Syretillgång och pH är faktorer av betydelse, vilket visats både i laboratorieförsök och i fältstudier. Med utgångspunkt från erhållna resultat för mätningar av gassammansättningen i de olika lagren och av pH för färsk och åldrad blandning kan konstateras att det sannolikt pågår en omsättning av det organiska materialet i tätskiktet på provytorna. I relation till tidigare utförda laboratorieförsök [2] var utgångs-pH i materialet lägre. Detta är ett skäl till att nedbrytning sker i materialet i fält, men inte kunde ses i laboratorium. Studier av kalkat slam vid Furulund pekar också på att högt pH har en fördröjande effekt på nedbrytningen. pH verkar därmed vara en kritisk faktor och askans pH har stor betydelse för tätskiktets beständighet.

Nedbrytning av det organiska materialet behöver inte nödvändigtvis leda till en högre hydraulisk konduktivitet, eftersom utfällningar bestående av t.ex. kalciumkarbonat kan fungera som tätning av materialet. Beständigheten hos materialet är därför inte den enda faktorn som bestämmer om tätskiktets funktion är acceptabel.

Ekonomi

Ekonomiskt är tätskikt med aska/slam-blandning konkurrenskraftigt jämfört med konventionella material. Anläggningskostnaden (blandning, utläggning, packning, kvalitetskontroll) bedöms som högre. Däremot blir totalkostnaden lägre, när man tar hänsyn till alternativkostnaden för restmaterialet och effekter av skatteåterbäring etc.

Sammanfattning

Fördelar och nackdelar med tätskikt av aska och slam jämfört med konventionella material kan sammanfattas enligt:

+

- minskat uttag av naturresurser
- nyttiggörande av material som annars skulle deponeras
- kostnadsmässigt fördelaktigt
- ”robust” konstruktion – tjocka skikt som är tillåtande för sättningar, inhomogeniteter m m
- enkel teknik vid utläggning

-

- långsiktig beständighet och funktion inte helt klarlagd
- kräver eventuellt planering och lagring av material
- kan kräva något utförligare kvalitetskontroll
- lukt – ammoniakavgång
- ”nyhet” – allmän erfarenhet saknas

8 Rekommendationer

Föreliggande projekt har visat att blandningar av slam och aska har goda förutsättningar att utnyttjas som tätskikt vid sluttäckning av deponier. Tätskikt av slam/aska-blandning kan uppfylla funktionskravet för icke-farligt avfall deponier ($<50 \text{ l/m}^2$).

Med utgångspunkt från de resultat och erfarenheter som erhållits hittills från pilotförsöken i detta projekt ges följande preliminära rekommendationer vid användning av slam/aska-tätskikt i större skala:

Råmaterial

- Långsiktig planering är viktig för att säkerställa tillgång på råmaterial
- Råmaterial (flygaska och rötslam) ska vara så torra som möjligt. Är askan alltför blöt blir den mycket kladdig och svår att blanda, helt torr aska är svår att hantera ur arbetsmiljösynpunkt eftersom den dammar. Om lagring krävs av logistiskäl bör askan täckas över för att minimera förändring av TS-halt.
- Högt pH i aska och blandning ($\text{pH} > 11$) är viktigt, för att förhindra nedbrytning av det organiska materialet.
- Inledande laboratorieförsök är nödvändiga för att karakterisera råmaterialen, undersöka lämpliga blandningsproportioner samt kvalitetssäkra materialblandningen.

Blandning och utläggning

- Förförsök är lämpliga för att testa att tänkt blandningsmetod fungerar praktiskt.
- Blandningstiden bör optimeras, så att inte slammets vatten "arbetas ut".
- Utläggning av minst två delskikt rekommenderas, för att fördela eventuella inhomogeniteter och därmed erhålla en tätare konstruktion.
- Utläggning och packning bör ske med larvgående grävare.
- Hantering av ammoniakavgång bör beaktas ur arbetsmiljösynpunkt. Förslagsvis används gasvarnare på berörd personal
- Blandning och utläggning bör ske i maj eller juni, eftersom vädret då kan förväntas vara någorlunda torrt och det finns större möjligheter att erhålla relativt färsk aska.

9 Förslag till fortsatt arbete

Projektets tidplan blev av olika anledningar förskjuten. En av provytorna (Tekniska Verken) har följts upp under ett år och en provyta (SRV Återvinning) under ett par månader. För den tredje provytan (Renova) blev tidsplanen så förskjuten att någon egentlig uppföljning inte varit möjlig inom projektet. Slutsatserna från byggandet och den korta uppföljningsperioden visar att slam/aska-blandning kan vara ett material med låg hydraulisk konduktivitet som uppfyller de funktionskrav som gäller på deponier för icke-farligt avfall. Frågetecken finns kring materialets långsiktiga funktion, t.ex. om/hur den hydrauliska konduktiviteten och flödet genom tätskiktet förändras med tiden samt om nedbrytning sker av det organiska materialet och vilka konsekvenser det får för tätskiktets funktion. En fortsatt uppföljning av de befintliga provytorna är därför angeläget.

Även om vissa frågetecken kvarstår, framför allt kring tätskiktets långsiktiga beständighet, är det angeläget att redan nu sammanställa den kunskap och de erfarenheter som finns på olika håll kring utförande av tätskikt av slam och aska. Intresset för att använda alternativa material vid sluttäckning av deponier ökar och det är därför viktigt att dra lärdom av vad som gjorts tidigare. Utifrån en sådan erfarenhetssammanställning kan råd och rekommendationer ges kring hur tätskikt av slam och aska ska utformas, t ex i form av en vägledning. Det är särskilt viktigt att beakta kvalitetsaspekterna, eftersom de ingående materialens kvalitet, eventuell lagring, blandningsförfarande m.m. har stor betydelse för tätskiktets slutliga kvalitet. I detta ingår att studera vilka parametrar som är lämpliga att använda för kvalitetskontroll.

10 Litteraturreferenser

- [1] Sundberg, J. & Nilsson, U., 2001: Användning av avloppsslam för tätning av deponier. Förstudie. RVF 01:17 .
- [2] Sundberg, J., Carling, M., Ländell, M., Svensson, B., 2002: Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper. RVF Utveckling 02:18. (Även VA-Forsk 2003-21).
- [3] Máscik, J., Maurice, C., Mossakowska, A. & Eklund, C., 2005: Pilotförsök med flygaskastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt. Värmeforsk rapport 942.
- [4] Wikman, K., Svensson, M., Ecke, H. & Berg, M., 2005: Nedbrytningshastigheten för tätskikt uppbyggda av slam och aska. Värmeforskrapport 943.
- [5] Greger, M., 2005: Flygaska och rötslam som tätskikt vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering. Stockholms Universitet. Värmeforsk-projekt Q4-244 (pågående).
- [6] Máscik, J., Svedberg, B., Lenströmer, S. & Nilsson, T., 2004: FACE. Flygaska i geotekniska tillämpningar Etapp 1: Inventering/tillämplighet. Värmeforskrapport 870.
- [7] Bjurström, H., Ilskog, E. & Berg, M., 2003: Askor från biobränslen och blandbränslen – mängder och kvalitet. Energimyndigheten. ER 10:2003.
- [8] Arvidsson, H. & Loorents, K.-J., 2005: Askors materialtekniska funktion – VTI:s materialdatabas. Värmeforsk rapport 930.
- [9] Bjurström, H. & Wikman, K., 2005: Askanvändning vid samförbränning av RT-flis med olika biobränslen. Värmeforsk rapport 941.
- [10] Eriksson, J., 2001: Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket. Rapport 5148.
- [11] Samsøe-Petersen, L., 2003: Organic Contaminants in Sewage Sludge. Review of studies regarding occurrence and risks in relation to the application of sewage sludge to agricultural soil. Naturvårdsverket. Rapport 5217.
- [12] Máscik, J., Rogbeck, Y., Svedberg, B., Uhlander, O. & Mossakowska, A., 2003: Linermaterial med aska och rötslam – Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskiktsmaterial. Värmeforsk rapport 837.
- [13] Larsson, R., Statens geotekniska institut, muntlig uppgift.
- [14] Cronquist, S., 2002: Alternativa material i Stockholms län – askstabilisering av avloppsslam. Kungliga tekniska högskolan. TRITA –LWR Master Thesis: 02-1.
- [15] Naturvårdsverket, 1999: Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918. Naturvårdsverket förlag.
- [16] Naturvårdsverket & Svenska Petroleuminstitutet, 1998: Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889. Naturvårdsverket förlag.
- [17] Hammar, M., Tekniska Verken i Linköping, muntlig uppgift.
- [18] Lindberg, J., Statens geotekniska institut, muntlig uppgift.

-
- [19] Wrene, R., SRV Återvinning, muntlig uppgift.
 - [20] Crawford, J., 1999: A model of pH and Redox Buffer Depletion in Waste Landfills. Ph.D.Thesis. Dept. of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
 - [21] Andersson, I. & Matsson, A., 1995: Lakvatten från slam. Utlakning av närsalter, organiska ämnen och tungmetaller från slam som används vid markanläggningar, GRYAAB Rapport 1995:5.
 - [22] Oeler, U, Weber Bioprodukte und Umwelttechnologie (GmbH:s försäljare i Norden). Möte med Tekniska Verken 2004, muntlig uppgift.
 - [23] Pedersen J., Weber GmbH (kemisk expert). Telefonintervju 2004-04-05, muntlig uppgift.
 - [24] Hägg, G., 1979: Allmän och oorganisk kemi, Almqvist och Wiksell Förlag AB, Stockholm.

Bilagor

A Beskrivning av provytornas utformning samt installerad mätutrustning

Datum: 2005-11-17

Utförd av: Maria Carling & Märta Ländell, Geo Innova AB

A.1 Bakgrund

Tekniska Verken i Linköping, Renova samt SRV Återvinning AB har medverkat i ett utvecklingsprojekt avseende täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Projektet har, förutom av deltagande anläggningar, även finansierats av Värmeforsk, VA-forsk och RVF Utveckling.

Projektet har syftat till att ta fram lämpliga blandningar av rötslam och flygaska som kan användas som tätskikt vid sluttäckning av deponier. Vissa förberedande undersökningar har gjorts på laboratorium. Avsikten i detta skede har varit att bygga provytor där en blandning av slam och aska har användts som material i tätskiktet och att undersöka det praktiska handhavandet i fält.

På vardera anläggningen har en provyta bestående av tre respektive två delytor byggts. Ytan vid Tekniska Verkens anläggning har en area av ca 5500 m², medan de båda andra uppgår till ca 1000 m² vardera. Provytorna har byggts under ”entreprenadliknande förhållanden”.

A.2 Utformning och konstruktion

Provytorna består av tre (Tekniska Verken) respektive två (SRV och Renova) delytor med likartad utformning. Skiss över Tekniska Verkens provyta finns i Figur A-1. För att undersöka hur materialet fungerar vid olika släntlutningar har delytor med olika släntlutning (en flack, ca 1:20, och en brant, 1:3-1:4 på vardera anläggningen) utformats.

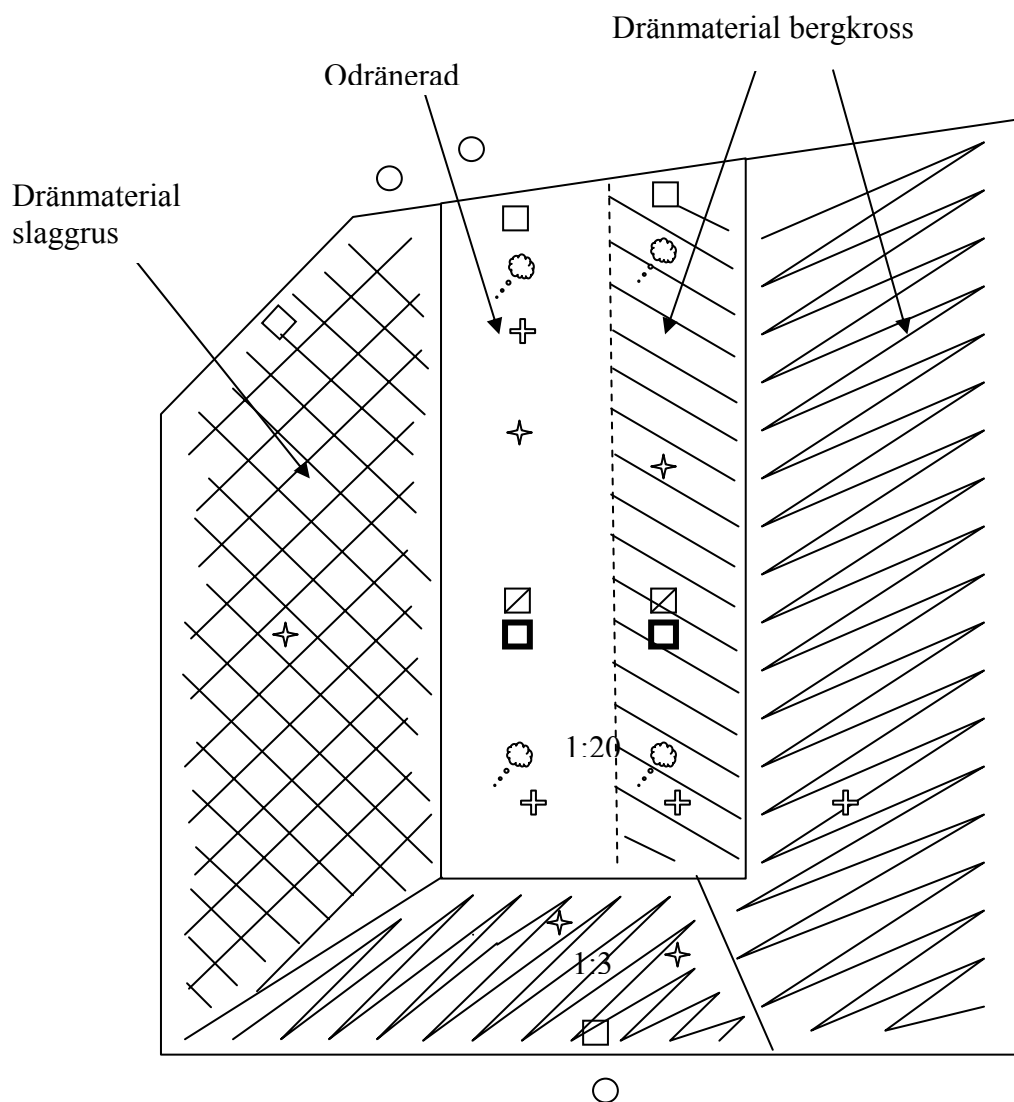
Täckningens olika delar vid de olika anläggningarna redovisas i Tabell A-1. Det underliggande avfallet på respektive anläggning bestod av:

Tekniska Verken	Rökgasreningsrest
SRV	Sorteringsrest, handels- och industri avfall, hushållens grovavfall, fragavfall från bilskrot
Renova	Grovavfall, livsmedel i förpackning

Tabell A-1. *Beskrivning av täckningarnas olika delar. Tekniska Verkens provyta består av två delar, en med och en utan dräneringsskikt. (FA-flygaska, BA-bottenaska)*

Table A-1. *Description of the different layers in the cover. The test area at Tekniska Verken is divided into two parts, one with and one without drainage layer. (FA-fly ash, BA-bottom ash)*

Skikt	Mäktighet (TV)	Material (TV)	Mäktighet (SRV)	Material (SRV)	Mäktighet (Renova)	Material (Renova)
Växtetableringsskikt	0,2 m		0,2 m		0,2 m	
Skyddsskikt	1,3 m (1,5 m)	oljeskadad jord (behandlad)	1,3 m	Ospec. schaktmassor	1,3 m	Ospec. schaktmassor
Dräneringsskikt	0,2 m (0 m)	Slaggrus/bergkross	0,2 m	Bergkross	0,2 m	Bergkross
Tätskikt	0,5 m	50% BA /50% slam	0,4 m	40%FA/ 45%BA/ 15% slam	0,4 m	40% BA/ 60% slam
Avjämnings-skikt	varierande	Slaggrus och annan bottenaska	varierande	BA fr. avfallsförbränning	varierande	Schaktmassor



- ✦ Grundvattenrör
- Brunn
- ◼ Lysimeter under tätskikt
- ◻ Lysimeter över tätskikt
- ◻ Uppsamlingsyta
- ⊙ Gasprob
- ✦ Pegel för sättningsmätning

Figur A-1. Skiss över Tekniska Verkens provyta. Provtagningsutrustning finns markerad.

Figure A-1. Sketch over the test surface at Tekniska Verken. Sampling equipment is marked.

Mellan tätskikt och dräneringsskikt har geotextil lagts ut för att skilja materialen åt. Deponiytorna hade från början inte önskad lutning, vilket innebar att avjämningskiktet har utformats så att avsedd lutning erhållits. Avjämningskiktets mäktighet kan därför variera inom respektive provyta.

I konstruktionerna har också viss mätutrustning installerats, se nedan.

A.3 Utförande

Avjämningskikt

Avjämningskiktet utgörs av slaggrus respektive bottenaska och har lagts ut med grävskopa. Materialet har packats och utläggningen dokumenterats.

Tätskikt

- Blandning

Tätskikten vid respektive provyta utgörs av slam/aska-blandning som har blandats på plats.

- Utbredning och packning

Slam/aska-blandningen har lagts ut och packats på de olika provytorna. Packningen skulle säkerställa god hållfasthet och minska innehållet av luft i materialet.

- Geotextil

En geotextil har lagts på tätskiktets överyta. Detta för att undvika att grövre material (bergkross i dränskiktet) skulle blandas med slam/aska-tätskiktet.

Dränskikt, skyddsskikt, växtetableringsskikt

Dränskikt, skyddsskikt och ev. växtetableringsskikt har lagts ut och packats enligt gängse metod. Mellan dränskikt och skyddsskikt har geotextil lagts. Arbetet har dokumenterats dels med foton, dels med en kort skriftlig beskrivning där också ev. problem/erfarenheter noterats (se vidare nedan).

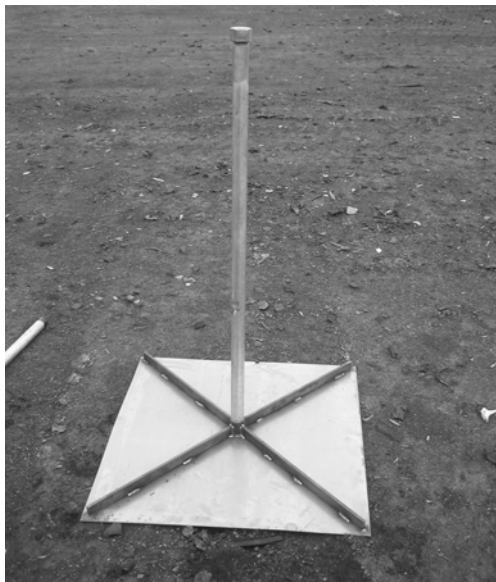
Installation av mätutrustning

Exakt placering av mätutrustning har avgjorts direkt i fält. Utrustningen har placerats utspridd (för att minska inbördes påverkan) och inte i direkt anslutning till delytornas kanter (för att minska randeffekter). Utrustningen har även placerats så att packning inte skulle försvåras.

- Sättningspeglar

För att undersöka eventuella sättningar i de olika skikten, har sättningspeglar installerats på olika nivåer i täckningen. En sättningspegel består av en bottenplatta (60 · 60 cm) med ett järnrör som har skruvats fast i centrum på bottenplattan, se Figur A-2. Rörets

längd beror på överliggande lagers mäktighet, toppen av röret sticker upp ur den färdigtäckta ytan. Då nytt lager påförts har materialet packats noga intill röret. Vid SRVs och Renovas anläggningar utgör vissa rör även grundvattenrör, vilket innebär att filter har installerats vid botten, se nedan.



Figur A-2. Exempel på sättningspegel.

Figure A-2. Example of equipment for settlement measurement.

På varje delyta har sättningspeglar installerats på följande nivåer:

- på avjämningskiktet (d.v.s. under tätskiktet)
- ovanpå tätskiktet
- i skyddsskiktet (ca 0,5 m under överytan)

Inom varje grupp har sättningspeglarna placerats så nära varandra som möjligt, men på ett sådant avstånd att det är möjligt att packa materialet runt järnrören.

På SRVs och Renovas provytor har inte separata grundvattenrör installerats, utan på den pegel som satts på tätskiktet har nedersta rörbiten utgjorts av ett särskilt perforerat rör. Detta rör används sedan för grundvattennivåmätning. Runt detta rör har ett ”filter” av grus eller bergkross lagts, till en höjd av ca 40 cm.

För att särskilja de olika sättningspeglarna färgmarkerades rörtopp enligt följande:

	Tekniska Verken	SRV	Renova
i skyddsskiktet	<i>röd</i>	<i>orange</i>	<i>röd</i>
på tätskiktet	<i>gul</i>	<i>grön</i>	<i>gul</i>
på avjämningskiktet	<i>blå</i>	<i>blå</i>	<i>blå</i>
antal peglar	<i>12</i>	<i>10</i>	<i>12</i>

Efter färdigställandet av täckningen har avvägning och inmätning av sättningspeglarna gjorts.

- Grundvattenrör

För att kontrollera ev. vattentryck på tätskiktet har grundvattenrör installerats på provytorna. Rören har satts ner till tätskiktets överyta. Rören är ej avsedda för vattenprovtagning.

På Tekniska Verkens provyta har fem grundvattenrör av plast installerats.

På SRV:s och Renovas ytor har inga särskilda grundvattenrör installerats. Istället utgör de sättningspeglar som placerats på tätskiktet också grundvattenrör (fyra stycken på varje anläggning). Dessa rör är perforerade längst ned.

- Lysimeter

För att infiltrerat vatten ska kunna analyseras till mängd och innehåll har lysimetrar installerats (uppsamlingsytor) under och ovan tätskiktet. Placeringen har dokumenterats och inmätning gjorts i anslutning till installationen. Två större lysimetrar har placerats under tätskiktet och två mindre lysimetrar över tätskiktet på respektive anläggnings provyta.

Lysimetrarna är kvadratiska och har 16 m² respektive 4 m² yta. De utgörs av plastgeomembran (1,5 mm syntetiskt geomembran av HDPE eller motsvarande) med utlopp. Den undre lysimetern har placerats i överkant av avjämningssskiktet. Ovanpå plastgeomembranet har en skyddsgeotextil lagts med syfte att skydda membranet, dränera och förhindra kross att tränga ned i rörledningen. Över lysimetern har ett tunt lager (ca 5 cm) med dränerande material (grus eller bergkross) lagts, se Figur A-3.



Figur A-3. Exempel på utformning av lysimeter. Ovanpå geomembranet har geotextil lagts som skydd och därefter grus/bergkross.

Figure A-3. Example of design of a lysimeter. On top of the geomembrane is a geo textile as protection and then gravel/crushed rock.

Utloppet utgörs av stos som har svetsats mot plastgeomembran (Figur A-4). Det tidigare installerade utloppsroret har anslutits till stosen som försets med lock. Genom stos och utloppsledning och så nära lysimeterbotten (geomembranet) som möjligt, har hål borrats. Hela ytan ska luta in mot utloppet.



Figur A-4. Exempel på utlopp för lysimeter. Stos svetsad mot geomembranet och med utloppsledningen ansluten.

Figure A-4. Illustration of outlet for lysimeter. Sleeve coupling welded to the geo membrane and with the outlet connected.

Den övre lysimetern har utformats på samma sätt, men placerats nedströms (minst 1 m ifrån) den undre lysimetern. Lysimetern har placerats ovan tätskiktet och ledningen anslöts på motsvarande sätt som för den undre lysimetern.

Rörledningarna har dragits till gemensam brunn, innan tätskiktet påfördes. Ledningarna har lagts i lutning mot brunnen. I brunnen har en dunk eller annan typ av behållare installerats för insamling av perkolatet. Insamlingskärlet har kontrollerats och tömts regelbundet (se kontrollprogram). Exempel på brunn ges i Figur A-5.



Figur A-5. Exempel på brunn för uppsamling av vatten från lysimeter och/eller avrinningsyta.

Figure A-5. Illustration of well for assembling of water from lysimeters and/or surface for runoff.

Funktionen hos lysimetrarna har testats med vanligt vatten då skyddslagret med grus lagts på (d.v.s. innan tätskikt respektive dränskikt lagts ut). Vattnet har analyserats som ett referensprov med avseende på bakgrundshalter. Analysen har gjorts på filtrerat prov.

- Uppsamlingsyta för "ytavrunnet" vatten

För att undersöka halterna av metaller och näringsämnen i det vatten som rinner av på tätskiktets yta (d.v.s. i dränlagret) har en avrinningsyta installerats i nederkant på depoinytan. Avrinningsytan (16 m^2) består av tätduk av samma typ som lysimetrarna. Avrinningsytan ena sida "dyker in" i tätskiktet, men den har i övrigt utformats på samma sätt som lysimetrarna (d.v.s. med lutning mot utloppet). Avrinnande vatten leds till utlopp och vidare till behållare för insamling av ytavrunnet vatten i brunn, se Figur A-5. Insamlingskärlet har kontrollerats och tömts regelbundet.

Funktionen på avrinningsytan har testats med vanligt vatten innan nästa lager (dränskiktet) påförts.

Totalt har två avrinningsytor, en på varje delyta, installerats per anläggning.

- Gasprob

För att undersöka gassammansättningen i de olika skikten har gasprober installerats. Syftet har varit att ringa in var eventuella förändringar i gassammansättning sker (d.v.s. i vilket skikt) samt att få en uppfattning om ev. nedbrytning i tätskiktet. En exempel på gasprob redovisas i Figur A-6.



Figur A-6. Exempel på installation av gasprob.

Figure A-6. Illustration of installation of probe for gas sampling.

På Tekniska Verkens anläggning har tolv gasprober, fördelade på fyra grupper, installerats. Totalt har sju installerats på delytan med dränskikt och fem på den odränerade delytan. På SRV:s och Renovas ytor har en omgång, å 4 gasprober, installerats på varje delyta (plan respektive brant), d.v.s. totalt 8 gasprober på varje provyta. Gasproberna har installerats på olika nivåer i deponin:

- i avfallet
- i tätskiktet (ovanpå det första lagret, i det andra lagret)
- i dränskiktet
- i skyddsskiktet

Vid installationen har proben först placerats lodrät på ytan, varefter sand påförts runtom för att skydda proben. Därefter har omgivande material (beroende på nivå/skikt) påförts. Slangen för gastransport har sedan dragits upp genom ett skydds rör, se Figur A-7. Skydds rören har fyllts med sand och bentonit för att slutligen täckas med lock.

Varje skydds rör innehåller slang från en gasprob. För att särskilja gasproberna från olika nivåer har färgmarkering gjorts överst på skydds rören enligt:

	Tekniska Verken	SRV	Renova
Skyddsskiktet	<i>Grå</i>	<i>Svart</i>	<i>Orange</i>
Dränerings- skikt	<i>Röd</i>	<i>Orange</i>	<i>Röd</i>
Tätskiktet	<i>Gul</i>	<i>Grön</i>	<i>Gul</i>
Avfallet	<i>Blå</i>	<i>Blå</i>	<i>Blå</i>

Efter färdigställande av täckningen har inmätning av respektive skyddsror gjorts.



Figur A-7. Installation av skyddsror för gasprob.

Figure A-7. Installation of protection for gas probe.

A.4 Kvalitetssäkring, kontroll och uppföljning

Ett av syftena med provytorna har varit att ta till vara erfarenheter både kring hantering och byggande av ytor samt funktionen hos täckningen. Kontroll och uppföljning har därför varit en mycket viktig del i projektet. Kontroll i fält i samband med utförande samt uppföljning beskrevs i särskilt kontrollprogram för anläggningarna.

Inmätning och avvägning

Efter färdigställande har inmätning och avvägning av provytorna utförts. Detta har gjorts i form av rutnät med c/c 10 m. Utifrån denna nivåbestämning har av ytans fall (lutning) bestämts.

Installerad mätutrustning har mätts in och avvägts i enlighet med instruktionerna (d.v.s. i flertalet fall i samband med att de installerades).

Inmätning och avvägning av provytans överyta har gjorts med totalstation. För inmätning av respektive mätutrustning har inmätning med GPS bedömts vara tillräcklig. Avvägning av sättningspeglar och grundvattenrör har gjorts med en noggrannhet av ± 1 mm. Vid avvägningen har en lokal fixpunkt använts.

Dokumentation och kontroll i fält

- Dokumentation

Hela arbetet med provytorna (blandning, utläggning, packning, installation av mätutrustning et.c.) har dokumenterats med hjälp av fotografering. Dessutom har noggranna anteckningar förts över utförandet (använda metoder och utrustning) och erfarenheter (t.ex. eventuella svårigheter eller problem). Väderleken under tiden för utförandet har noterats. Anteckningar har förts över när en ny hög/leverans med råmaterial påbörjats och var varje dags produktion (alternativt varje sats) av slam/aska-blandning lagts ut. Dokumentation gjordes på enkla kartsquisser och i dagboksform.

- Materialkontroll

Torrsubstanshalt (vattenkvot) har mätts på det lagrade råmaterialet några gånger under blandningsperioden. På SRV:s yta har skjuvhållfastheten undersökts i fält (med hjälp av konförsök). Noteringar om lukt, utseende et.c. har gjorts på särskilt fältprotokoll. På något prov har även pH, glödningsförlust, skjuvhållfasthet och permeabilitet bestämts.

- Densitetsmätning

Densitet i utlagt material (slam/aska-blandning) har mätts med hjälp av isotopmätning i ett antal punkter jämt fördelade över ytan. Som komplement har även densitetsmätning genom gropgrävning och manuell mätning av vikt resp. volym i några punkter, utförts. Utifrån detta har en indirekt bestämning av permeabiliteten kunnat göras (genom jämförelse med tidigare utförda CRS-försök i laboratorium).

Uppföljning

Uppföljning av provytornas funktion har gjorts med hjälp av installerad kontrollutrustning, enligt nedan:

- registrering och analys av perkolerat och ytavrullet vatten
- sättningsmätning i täckningens olika skikt
- mätning av gas (syre, metan, koldioxid) i de olika skikten
- grundvattennivåmätning i observationsrör

Uppföljningen har beskrivits i särskilt kontrollprogram.

B Erfarenhetssammanställning från täckning av RGR-cell med aska/slamblandning som tätskikt, Gärstad deponi hösten 2004.

Datum: 2005-03-07

Utförd av: Maria Wikander och Magnus Hammar, Tekniska Verken i Linköping AB

B.1 Förberedelser

En förberedelse som kan få stor betydelse för hur mycket massor som ska fram och följaktligen hur lång tid arbetet kommer att ta är att göra en noggrann uppskattning av storleken på ytan. Vi uppskattade ytan i projekteringsskedet till dryga 5000 m² och uppskattade skyddsskiktets massor till ca 6500 m³. Nu har det visat sig att ytan snarare är närmare 5500 m² och att de massor som har körts ut uppnår 8500 m³ eftersom ytan dessutom måste fasas av en bit utanför själva cellen, vilket vi inte tagit med i beräkningen. Följden blev att arbetet tog längre tid och kostade mer.

Viktigt är också att det finns tid avsatt för kontroller på plats då provuttag, fotografering, analyser, provinstallationer, problemlösning m.m. tar längre tid än man tror.

B.2 Tidsplanering

Tidsplaneringen för projektet föll ganska snart p.g.a. problem med blandningsentreprenaden. Från början var det sagt att täckningen skulle ta 1 månad totalt, det tog i stället knappa 2 mån. Redan intrimningen drog ut på tiden och de fyra första blandningsveckorna (39-42) gick arbetet väldigt trögt och det första lagret av blandat material lades ut (drygt). Orsaken var stillestånd till följd av att flera maskiner gick sönder eller stannade (generator, stjärnsikt), bränslebrist som inte uppmärksammades(!), felaktig kvalitetssäkring mm. Nästföljande vecka (43) lades det andra lagret ut och i och med det var utläggningen av tätskiktet klar.

Vecka 44 påbörjades sedan utläggningen av de återstående skikten och nu kunde ett helt annat arbetstempo upprätthållas.

B.3 Råmaterial

Delar av problemet med blandningen orsakades av skrot i råmaterialen. Skrot ska inte förekomma vare sig i slam eller flygaska så den enda rimliga förklaringen är att det måste ha följt med antingen när aska och slam högades upp för lagring på askdeponin eller när lastmaskinen hämtade de båda råmaterialen för ilastning i askficka respektive stjärnsikt. Delar av lagringsytan utgjordes av bottenaska från avfallsförbränning.

Askkan som användes vid blandningen varierade i sammansättning. Samtliga högar med lagrad aska var täckta under lagringstiden. Torrhalten varierade mellan 55-67 % och i en del högar hade dessutom aska härdat ihop så att stora kockor följde med i skopan, vilket orsakade problem med igensättning doseringen. Om askdosering på liknande sätt

ska användas måste kvalitén på askan säkerställas innan den körs ut för lagring eller så bör en genomgång/kvalitetsbestämning av lagrad aska göras innan blandningen dras igång. Under blandningsentreprenaden bör dessutom askhögarna täckas efter varje avslutad produktionsdag, framför allt om väderleken är dålig.

Slam var upplagd i 2 högar. Den mindre högen höll en torrhalt på 36-37 % och den större högen hade en torrhalt på 27-30 %. Båda högarna låg ute över sommaren vilket ledde till att en hårdare skorpa på ytan bildades. Stjärnsikten som användes för matning av slam fungerade inte tillfredsställande, delvis beroende på den hårdare skorpan. Kanske är stjärnsikt inte bästa metoden för matning av slam. Homogenisering av slammet före inmatning i sikten kan vara en lösning.

B.4 Blandning

Blandningskammaren var ett modifierat asfaltsverk. I början blev blandningen för kompakt, förmodligen p.g.a. att slammet höll en högre torrhalt än vad som antogs från början. Skovlarna klarade inte att mata ut materialet och blandningen blev så kompakt att drivremmarna gick av. Skovlarna modifierades och då fungerade det bättre och blandningen såg homogen ut.

I kontakterna och diskussionerna med entreprenören hade kvalitetssäkringen i fråga om kontrollerad inmatning av aska och slam till blandaren varit central och entreprenaden inleddes i vår tro att askmatningen kontinuerligt styrdes av invägd slammängd till förutbestämda proportioner. Det visade sig att materialen vägdes men att någon proportionerlig matning inte skedde, utan att vikterna bara registrerades. Doseringen skedde genom manuell reglering av hastigheten på matarbanden.

Detta var inte tillfredsställande och entreprenaden avbröts tills entreprenören kunde visa upp ett styrsystem som matade materialen så som var överenskommet. Halva materialmängden var blandad när entreprenaden avbröts. När blandningen kom igång igen skedde matningen som var sagt och matade mängder loggades, men vägningen av slammet fungerade dåligt och registrerade inte små mängder slam, vilket ledde till att delar av slammets matades in utan asktillsats.

När vädret försämrades (blötare) blev askan svårhanterlig och gick inte längre att mata genom askfickan. Vi fick då börja förblanda aska och slam med lastmaskin för att sedan mata in det i blandaren via stjärnsikten. Vid det här laget gick materialet inte att gå på längre med bandgrävmaskin vid utläggningen.

Vid blandningen bildas ammoniak och inom en radie av 3 meter kring blandningskammaren var det störande/irriterande. När materialet lastades i eller lastades av kom en dust med ammoniaklukt men denna gång något mindre irriterande. En svag ammoniaklukt kunde kännas från utlagt material.

B.5 Tätskikt

Kvalitetsmässigt blir det svårt att säkra materialet som utgör tätskiktet i och med att det finns flera osäkerheter för ingående råmaterial (sammansättning, mängder mm). Där-
emot finns provutrustning installerad på ytan för att följa upp funktionen på tätskiktet i
efterhand.

Utläggningen av tätskiktet fungerade bra. Mest positivt var att materialet (i början) fak-
tiskt gick att gå på för grävmaskinen vilket ingen av oss hade förväntat sig. Det kan ha
att göra med att askinblandningen kanske var större i början eftersom det var problem
med slammatningen. Analyserna på provuttaget material antyder att materialet var något
torrare i början (första lagret) och blötare mot andra halvan av täckningen. Andra halvan
av täckningen gick materialet inte längre att gå på ens för grävmaskinen, här spelar ock-
så vädret in eftersom väderleken blev allt sämre mot slutet av utläggningen. De prover
som togs ut mot slutet visar dock inte så mycket lägre torrhalter som man hade kunnat
tro utifrån hur materialet betedde sig, vilket tyder på att även en liten mängd vatten på
blandningens yta får stor effekt på egenskaperna.

Packning gick att göra med både grävmaskin och skopa under första halvan av täck-
ningen, dock inte i branten (1:3) som hade för kraftig lutning för maskinen. När mate-
rialet sedan blev blötare och exponerat för regn betedde det sig plastiskt och när skopan
tryckte spjärnade blandningen emot. Det blev också svårt att släta till ytan med skopan
då materialet häftade fast och brott uppstod när skopan fördes över ytan.

Det svåra är att göra avvägningen mellan fördelarna med packning gentemot fördelarna
med rätt torrhalt så materialet innehåller tillräckligt med slam och inte torkar ut. Det blir
en avvägning mellan täthet genom packning eller täthet genom slam innehåll och även
en prioritering mellan hållfasthet och täthet.

B.6 Dränskikt

Två olika dränmaterial används, bergkross och slaggrus. Det har fungerat bra med ut-
läggningen av båda materialen. Slaggruset dammar dock en hel del vid framför allt av-
lastningen.

B.7 Skyddsskikt

Till skyddsskiktet användes förorenade jordmassor som har behandlats på deponin (ol-
jeskadad och/eller metallförorenad jord). Även dessa luktade en hel del när man vista-
des på och runt dem och precis som med de flesta material när de hanterades (lastades,
flyttades mm).

Bärigheten var sämre än beräknat och i stort sett bara maskiner med larvfötter som kun-
de gå på massorna vilket försvårade utläggningen. Grövre massor användes till att byg-
ga transportvägar ut på ytan för dumparna.

B.8 Provutrustning

Förvara provutrustning inlåst! Kontrollräkna all utrustning vid leveranser. Försök vara så förutseende som möjligt med installationerna så att de inte stoppar upp arbetet.

Lysimetrar – Vi valde få och stora lysimetrar, två över och två under tätskiktet, för att få mycket vatten för provtagning etc. Tyvärr har tillrinningen från lysimetrarna över tätskiktet brutits av okänd anledning. En osäkerhet vid få lysimetrar är också att utvärderingsunderlaget blir litet och resultaten kan bli missvisande om ytan inte är representativ.

Avrinningsytor – Har fungerat bra. Ytorna är 16 m². Vissa problem att få till en jämn övergång där ytan skulle ”dyka ner” i tätskiktet. Ask/slamblandningen gled på duken så någon jämn övergång var svår att få till. Dessutom var det svårt att förhindra att duken veckade sig.

Gasprober – Installationerna gick bra. En del av skyddsroren runt proberna ser ut att ha flyttats lite av schaktmassorna men det bör inte spela någon större roll.

Sättningspeglar – Har överlag fungerat bra med installationerna. Ett av roren gick dock av när grävmaskinisten försökte räta upp det med skopan. Övergången mellan plattan och röret är känsligast för påfrestningar. Efter att schaktmassorna har lagts på ser en del av peglarna ut att ha hamnat lite på sned gentemot hur det stod vid utplaceringen. Försök att placera ut peglarna så nära varandra som möjligt.

Grundvattenrör – Det har varit svårt att placera ut roren och lägga schaktmassor runtikring utan att roren går av vid skarven mellan det slitsade röret och förlängningsröret. Röret med slitsarna är svajigt och måste stöttas upp med massor. Vid första grundvattennivåmätningen (med piplod) konstaterades att 2 av 5 grundvattenrör var av, med andra ord rekommenderas i fortsättningen kraftigare rör alternativt järnrör. Nya rör sattes i efterhand som ersättning för de skadade.

B.9 Väderlek

Det finns fördelar och nackdelar med olika väder. Är det torrt så dammar det mer men är det blött och fuktigt blir materialet mer svårhanterligt. Det regniga och fuktiga vädret mot slutet av blandningsentreprenaden är en starkt bidragande orsak till att blandningen försvårades och att materialet inte gick att gå på. Det blev även svårare att packa.

B.10 Rekommendationer

Utifrån erfarenheterna från det här täckningsprojektet följer här en kortfattad sammanställning med rekommendationer för liknande framtida projekt.

- Gör en så noggrann uppskattning som möjligt av områdets yta och de materialmängder som krävs. Det underlättar tid- och kostnadsuppskattningar. Avsätt tid för kontroller, provinstallationer mm.

- Se till att blandningsentreprenören tar till tillräckligt med tid för etablering, provblandningar, intrimningar mm. Det är bra att inte anta att materialet kommer att bete sig på ett visst sätt.
- Kvalitetssäkra råmaterialen så långt det är möjligt antingen redan från att rest-produkterna faller eller genom kontroller när de väl finns på plats vid den aktuella ytan. Försäkra dig om att det inte finns föroreningar i materialen.
- Det kan vara värt att lägga tid och pengar på att testblanda de aktuella materialen, inte bara typen av material (aska och slam).
- Se till att blandningsentreprenören har ett system för att kvalitetssäkra blandningen till exempel genom styrsystem, loggning mm.
- Om det finns risk för föroreningar som skrot kan det vara idé med en magnetavskiljare eller ett sorteringsverk av något slag innan blandningskammaren.
- Betänk luktproblematiken. Det luktar en hel del ammoniak vid blandningen.
- Om möjligt dokumentera noggrant var varje dagsproduktion läggs ut som tät-skikt. Låt maskinpersonalen föra anteckningar när de bryter nya stackar eller påbörjar nya högar samt vilka erfarenheter som erhålls vid utläggning/packning.
- Går det att få till en blandning som går att köra på är det givetvis en fördel. Lutningen 1:3 kan vara för brant för att en tillräckligt bra packning ska kunna göras.
- Ha framförhållning med installation av provutrustning. Kontrollräkna vid leverans och förvara utrustningen så säkert som möjligt. Fundera lite extra över vilken typ av grundvattenrör som ska användas, det är bra om de inte är för sköra. Placera ut peglarna på de olika nivåerna inom varje grupp så nära varandra som möjligt, gärna ovanpå varandra om möjligt.
- Planera in täckningen på sommarhalvåret för att öka chanserna till vackert väder. Täck över råmaterialen i möjligaste mån om det är risk för regn/fukt. Det kan även vara bra att ha lite tidsmarginal framåt i tiden om det skulle visa sig att täckningen drar ut på tiden. Lägg alltså helst inte täckningen i september eftersom oktober och november ofta bjuder på allt sämre väder.

C Erfarenhetssammanställning från anläggande av provyta för sluttäckning med tätskikt av flygaska och rötslam vid Sofielunds deponi

Datum: 2005-11-18

Utförd av: Rickard Wrene, SRV Återvinning AB

C.1 Råmaterial

Askor

Avfallsproducenten (d.v.s. ”förbrännarna”, värmeverken, värmekraftverken o.s.v.) som erhåller askorna som restprodukt vid sin energiutvinning gör som regel upphandling med följande avtalsskrivning för omhändertagandet av askorna.

För den aska, från förbränning av RT-flis som vi använde i detta försök var det redan en förutsättning från avfallsproducenten att askan skulle nyttiggöras och att avfallsskatt ej skulle behöva utgå. D.v.s. det fanns redan annan mottagare som nyttjade askan på något konstruktivt sätt. Ur avfallsproducentens synvinkel var utebliven avfallsskatt i detta fall ingen nyhet som på ett avgörande sätt påverkade valet av den ena eller andra mottagaren.

Askan i försöket kommer från en bubblande fluidbäddpanna på 24 MW_{th}. Det produceras tre askflöden från pannan, vid fullast ca 3 ton bäddaska (bottenaska), ca 3 ton ecoaska och ca 4 ton flygaska (rökgasreningsrest) per dygn. Ecoaskan sammanförs med flygaskan till en silo medan bäddaskan förs till en täckt lastväxlarcontainer. Under ett år blir det ca 2300 ton flyg+ecoaska och ca 1000ton bäddaska.

För försökets yta om 1000 m² mottogs under 36 dagar 180 ton från flygasksilon och 125 ton bäddaska, sammanlagt 305 ton. Som referens räcker årsproduktionen av aska från denna panna till ca 10 000 m² med motsvarande blandning som användes i försöket.

Vid tidpunkten för de inledande laborietesterna (permeabilitet och hållfasthet) var ursprunglig tanke att endast använda flygaskan. Det visade sig dock att hållfastheten blev låg så för att öka denna blandades även bäddaskan in i tätskiktsblandningen. Nämnas ska att vid denna tidpunkt gick inte ecoaskan till flygasksilon utan till containern med bäddaska. Därefter har man byggt om askutmatningen vid värmeverket så att ecoaskan, som är relativt finkornig jämfört med övrigt material i bäddaskan, transporteras till flygasksilon. (Anledning att värmeverket gjorde denna ombyggnad var att kunna minska tömningsfrekvens på containern med bäddaska.) Med den kornstorleksfördelning och sammansättning som bäddaskan i containern har idag, ca 80 % 2-5 mm, 10% 5-8 mm, 10% >8 mm och därutöver en del (icke magnetiskt) skrot har den en grov struktur (pansand/panngrus) och är därför mindre lämplig att använda i tätskiktsblandningen samtidigt som man kan förvänta en mer hållfast blandning av flygaska+ecoaska jämfört med bara flygaska som det var i de inledande laborieförsöken.

Sammantaget behövs en långsiktig planering dels ur synpunkten att knyta till sig materialet genom avtalsskrivning och dels att vid större årliga täckningar kan man behöva knyta till sig material från flera olika anläggningar. Askan kan förväntas vara den begränsande komponenten när det gäller hur stor yta som kan täckas. Om askan kommer från olika anläggningar måste man pröva ut proportionerna i blandningen för varje aska, då dessa har mer eller mindre unika egenskaper från panna till panna.

Rötat slam

Avfallsproducenterna (d.v.s. avloppsreningsverken) handlar upp och skriver avtal för omhändertagandet av rötslammet. Typisk avtalstid är tre år. I vårt fall hänvisades vi från reningsverket till den entreprenör som de avtalat om omhändertagandet med. Inget av de ca 37000ton slam (så gott som 100% är rötat) från avloppsreningsverk i Stockholms län deponerades under 2003. Ca 40% användes vid jordtillverkning, ca 40% vid deponitäckning (Aitikgruvan i Gällivare) och resterande inom jordbruk och övrig användning (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2005).

Vid tidpunkten för de inledande laboratorieförsöken användes slam från Käppalaverket. När provytan skulle anläggas hade ny upphandling för omhändertagandet skett vilket ledde till att rötslam från Himmerfjärdsverket användes i stället. Rötslammen från de olika reningsverken har olika TS-halt vilket ledde till att blandningsförhållandena fick justeras. Slammet från Käppala hade dock relativt låg TS-halt så detta utbyte snarast förbättrade förutsättningarna att göra en materialblandning som uppfyllde kriterierna i försöket.

C.2 Transport och lagring av material

Askor

Flygaskan kom helt obefuktad från värmeverket och utrustning för befuktning är ej heller installerad. För att få så bra egenskaper hos tätskiktet som möjligt var även utgångspunkten att det är en fördel om askan hålls torr så nära utläggnings och packningstidpunkt som möjligt. Askan reagerar och börjar härda så snart fukt tillsätts.

Ur transport- och lagringssynpunkt ställer torr flygaska särskilda krav då vindspridning sker extremt lätt med arbetsmiljö- och miljökonsekvenser som följd. Transport och lagring måste därför ske i ett slutet system ända till dess fukt har tillsatts askan så den dammbinds.

För att åstadkomma denna befuktning var vi hänvisade att använda en betongblandningsstation som finns vid Sofielunds återvinningsanläggning. Eftersom denna dels inte fanns etablerad på plats vid projektets inledning och dels är en relativt dyr hantering övervägdes först andra möjligheter utan att komma fram till någon tillfredställande lösning.

Vid värmeverket lagras askan i en silo som töms när mängden i denna är ca 30-40 ton. Tömning sker slutet via en stös som ansluts till bulkbil med släp (tankbil för pulvermaterial). Vid mottagningsplatsen, d.v.s. betongblandningsstation finns silo som fylls via

blåsning genom slang från bulkbil i ett slutet system. Vid blandning tas askan från silon via skruvutmatning (via våg) till blandningstråget också i slutet system.

I och med att den tillgängliga silon vid mottagningsplatsen endast rymmer en leverans flygaska, motsvarande ungefär en veckas produktion, måste befuktning och tömning ske i etapper med motsvarande tidsintervall så att nästa transport flygaska kan tas emot (i samband med befuktning blandades även bäddaskan in då blandningsstationen är utrustad med möjlighet att dosera flera material). Efter befuktning lades den befuktade askblandningen på hög i väntan på slutlig inblandning av rötat slam. Denna förblandning skedde vid 5 tillfällen med en dryg månad mellan första och sista tillfället. Av rationella skäl gjordes detta val framför att direkt efter befuktning blanda ihop det med rötslam med direkt påföljande utläggning och packning av tätskiktet.

Fördelar med det val som gjordes var

- Man slapp att binda upp maskinutrustning med mycket stillestånd, eller göra flera etableringar; stjärnsikt med hjullastare som utförde inblandning av rötslam, lastbilen/dumpen som transporterade blandningen till platsen där tätskiktet lades (ca 1 km), samt grävmaskinen som planerade ut och packade tätskiktet. (Blandningsstationen står permanent uppställd i detta fall)
- Alternativet att lägga ut och packa tätskiktet i fem etapper med ca en vecka mellan hade inneburit mer skarvar, med risk för sämre kvalitet, där veckogammalt tätskikt skarvas ihop med just färdigblandat.

Bäddaskan levererades i lastväxlarcontainer och tippades på lagringsyta i anslutning till blandarstationen. Vid längre lagringstider bör askan täckas med t.ex. plansilofilm (PE-plast).

Slam

Slammet transporterades på lastbilsekipage med tre stycken lastväxlarflak på, sammanlagt 25-30 ton per transport. På hårdgjord yta ordnades en invallning där rötslammat lossades. Det var dock så fast att det inte flöt ut. Då vi inte var säkra på hur mycket som skulle gå åt, och inte ville ha överskottsslam utan lämplig avsättning på anläggningen, beställde vi lite i underkant av vad vi trodde behövdes, med löfte om snabb leverans av kompletterande behov.

C.3 Blandning

Det blandningskoncept som vi kom fram till bestod av tre moment.:

<i>Blandningsmoment</i>	<i>Utrustning</i>	<i>Motiv</i>
1. Befuktning och förblandning av flygaska med bäddaska.	tvångsblandare typ betongblandningsstation	för att dammbinda i första hand flygaskan
2. Förblandning av befuktad aska från moment 1 med röt-slam	skopblandning med hjullastare.	för att proportionera ingredienserna inför blandning i stjärnsikt
3. Slutlig blandning, homogenisering av förblandning från moment 2.	stjärnsikt och hjullastare	för att få en (tillräckligt) homogen blandning

Erfarenheter från dessa beskrivs nedan.

Moment 1. Befuktning och förblandning av flygaska med bäddaska

Som nämnts ovan var syftet med detta blandningssteg att dammbinda flygaskan för att förebygga arbetsmiljö- och miljökonsekvenser.

Utrustningen som användes i detta moment;

- Tvångsblandare av typ betongblandningsstation (blandningstråg 3 m³, silo 40m³ (?) för flygaska, matarfickor för granulärt material vilket är bäddaskan i vårt fall, vattendosering). Med denna utrustning kan materialen flygaska, bäddaska och vatten blandas satsvis så att proportionerna är väl säkrade genom vägning. Styrningen av utrustningen är datoriserad och rapporter på blandade satser kan tas ut.
- Hjullastare för ilastning av bäddaskan i matarfickan.

För att få en acceptabel dammbindning behövdes vatten blandas in så att vattenkvoten hamnade på 10-15 %. Blandningstid per sats var mellan en halv till en minut.

Blandningen upplevdes homogen med undantag från en begränsad mängd ”kulor” (dra-geér) med fuktig mantel och torrt innandöme. Längre blandningstid ger mer sådan kulbildning.

Problem som noterades var att skrotbitar (icke magnetisk metall som ej separerat i värmeverket) i bottenaskan tillfälligtvis orsakar oljud och skakningar i blandaren då de fastnar mellan bladarm och trågets botten. I större omfattning skulle detta kunna vara skadligt för utrustningen enligt den bedömning som gjordes.

Moment 2. Förblandning av befuktad aska, från moment 1, med röt-slam

Innan slutlig blandning i stjärnsikt görs en skopblandning (hjullastaren) med materialet från moment 2. Anledning till att denna förblandning görs är att stjärnsikten ej är en

satsblandningsutrustning i egentlig mening (man har ingen direkt kontroll/styrning av blandningstid och utmatning av blandning). Ingredienserna bör därför vara väl proportionerade då dom läggs i stjärnsiktens matarficka.

Utrustning som användes;

- Hjullastare (utan våg)

Eftersom använd utrustning saknade våg skedde doseringen av aska resp. rötslam baserat på volym vilket innebar att den viktbaseade mängden behövde räknas om till volym.

Dessutom (enligt beskrivning ovan) användes till vid utförandet av provytan ett annat slam, med högre TS-halt, än det vi hade tillgång till vid projektets inledande labbförsök (som låg till grund för receptet). Därför fick först detta recept justeras med hänsyn till slammet. Detta gjordes beräkningsvägen för att få en grov uppfattning med hänsyn till TS-halt. Med detta som utgångspunkt provades sedan receptet fram rent fältmässigt via ett par prov med blandning i stjärnsikten (det slutliga blandningsmomentet). Två fulla hjullastarskopor per skopa förblandad aska gav en blandning med plastiskt beteende vid packning och dessa proportioner användes därför till en början. Detta ändrades under den tredje byggdagen till 2,5 slam per skopa aska då utförandekontrollen visade att vattenkvoten var låg i förhållande till tidigare erfarenheter.

Förblandningen gick till så att slam och aska lades ut på arbetsytan i önskade proportioner med askan ovan på slammet. Därefter jobbade maskinisten igenom materialet, med målsättning att blanda in askan i slammet men samtidigt undvika att systematiskt förändra proportionerna. Förblandningarna gjordes i regel kampanjvis upp mot en halv dags produktion, d.v.s. ca 70 ton. Denna typ av arbete är i hög grad beroende av maskinistens skicklighet.

Vattenkvoten i materialet som blandades i volymproportionerna 2 skopor slam per skopa visar ett betydligt jämnare resultat från de provuttag som gjordes. Förklaring kan vara att det är mindre entydigt, svårare att avgöra hur mycket 2,5 skopor är och att precisionen i blandningen därför har minskat efter att dessa blandningsförhållanden började tillämpas. Av denna anledning är bättre möjligheter till mätning vid doseringen att föredra, t.ex. våg på hjullastaren.

Moment 3. Slutlig blandning, homogenisering, av förblandning från moment 2.

Syftet med detta blandningsmoment är att göra materialet så homogent som möjligt.

Utrustning som användes;

- Stjärnsikt REMU (en materialficka med matarband, siktbord med roterande "stjärnor" av stål, siktbordet har ställbar stigningsvinkel, utmatningsband för rekt, utmatningsband för siktad/blandat material)
- Hjullastare (samma som används vid förblandning)

Det som är speciellt med stjärnsikten är siktbordet (d.v.s. själva sållet) som består av roterande ”stjärnor” som dels slår sönder överstora klumpar i materialet dels transporterar materialet framåt på bordet ända tills det faller igenom. När man som i detta fall har material som slam och aska verkar stjärnorna även så att dom slår in aska i slammet. Genom att vinkeln på bordet kan ställas (mer eller mindre uppförsbacke i transportriktningen) reglerar man hur mycket materialet bearbetas så att det blir väl blandat och att inte onödigt mycket går ut via rejektutmatningen för överstort material. På den sikt som användes fanns även en gummimatta över siktbordet med funktion att lägga tryck på överstora stycken, som kommit ända fram till detta, så att dessa bearbetas effektivare av stjärnorna (och inte mer eller mindre bara studsar).

Utförandet av stjärnsiktningen:

Det skopblandade materialet läggs i stjärnsiktens matningsficka på stillastående band. Bandet startas därefter. Färdig blandning går ut via transportband under siktbordet antingen till hög på marken eller direkt till lastbilsflak. Går det direkt till lastbilsflak sparar man en lastning. Stjärnsikten står då still medan lastbilen kör, i vårt fall, först över våg upp och sedan upp för tippning vid utläggningsplatsen. Detta tog 6-8 minuter. Under denna tid kan hjullastaren ägna sig åt förblandning t.ex.

Under arbetets gång hände det att mer än obetydlig mängd slam, d.v.s. så mycket att receptet/tätskiktet bedömdes påverkas oacceptabelt, gått ut som *rejekt* (överstort material). Det har i dessa fall varit fråga om hårdare klumpbildningar, ev. härstammande från partier som under längre tid legat ytligt vid lagring och därför torkat/hårdnat. Vid sådana fall har det hjälpt att köra materialet ytterligare en gång genom stjärnsikten. För att inte ändra proportionerna i receptet måste rejektet (eller motsvarande mängd) återföras till blandning som kommit ut korrekt väg, via utmatningsband under siktbord. Dessa har då än en gång lagts i matningsfickan och körts genom stjärnsikten oftast med betydligt mindre mängd rejekt. Problem uppstår dock när det redan körts upp fler än en sats som ligger i en hög, eller på lastbilsflak, under utmatningsbandet. Det går då inte att avgränsa vilket rejekt som hör till vilken sats. Eftersom detta är normalfallet är därför erfarenheten att man i möjligaste ska undvika rejekt genom att välja bort partier i slammet som hårdnat samt justera in sikten så bra som möjligt.

Resultaterande blandning blev lucker (fluffig) och homogen med undantag av 10-20 % ”kulor” ca 4-16 mm bestående av aska på mantelytan och slam i övrigt. Materialet behåller i stort sett fluffigheten genom hantering med hjullastare, transport på lastbil och tippning utan häfta vid skopa, flak etc.

Dagsproduktionen var mellan 133 och 183 ton. Notera att det var en maskinist som utförde både förblandningen med hjullastaren och utförandet av blandning med stjärnsikt inklusive ilastning med hjullastare.

Tydlig ammoniakdoft kändes både vid förblandning och vid stjärnsiktning. Maskinisten som skötte detta upplevde tidvis irritation i luftvägarna på grund av ammoniakutveckling vid blandningsarbetet.

C.4 Utläggning och packning av tätskikt

Utrustning som användes;

- Grävmaskin BM EC210BLC

Lastbilen som transporterade materialet från blandningsplatsen tippade tätskiktsmaterialet i så nära som möjligt den plats där utläggning för tillfället pågick, helst inom grävmaskinens räckvidd. Då slänten var för brant (1:3) för lastbilen att köra i fick grävaren bära (köra skopa för skopa) en hel del av materialet i släntens nedre del.

Tätskiktsmaterialet behöll i stort sina luckra egenskaper även vid utplanering med grävmaskinens skopa.

Inga hjälpmedel som peglar eller liknande användes som hjälp för att hålla rätt skikt-tjocklek. Grävmaskinisten lyckades ändå väl med att hålla den planerade skikttjockleken 20 cm. Ett antal stickprov i det undre skiktet låg alla mellan 21 och 24 cm. Resultatet kan antas vara i hög grad beroende av maskinistens skicklighet.

Vid packning uppförde sig materialet plastiskt ungefär som lera. Packning skedde effektivt med larver även om viss spårbildning blev. Dessa spår jämnades till med skopan då maskinen backade ur ett färdigpackat parti.

Före det att proportionerna i receptet ändrades från 2 delar slam per 1 del aska till 2,5 slam per 1 aska gick det att packa med larverna i slänten även om vissa problem med slirning upplevdes. Efter ändringen var blandningen blötare och maskinen kanade något så att larvpackningen inte fungerade längre. Man var då hänvisad till packning med skopan och att packningen skedde i stråk inte bredare än maskinens räckvidd. Detta drog ner tempot. Det var också besvärligt att trycka till ordenligt med skopan i slänten vilket även visade sig i densitetsmätningarna som gjordes. Trots att maskinen gick på sidan av det utlagda materialet sattes material i larvbanden med dåligt grepp som följd.

Utläggning av dräneringslager (bergkross 4-8mm) skedde på tredje dagen (tätskikt fredag, drän måndag) efter att tätskiktet lades ut och packades. Det var då knappt att ytan bar lastbilen. Eftersom ytan i detta fall var liten fungerade att lägga materialet längs kanterna till att börja och därifrån planera ut det med grävaren. Lastbilen byttes mot dumper någon dag senare. För att lägga ut dränmaterial i slänten fick del av skyddsskiktet (morän, schaktmassor) läggas ut (ovanpå dränskiktet på den plana ytan) och användas som väg för dumpern att köra in materialet på.

C.5 Kostnader

Denna kostnadssammanställning gäller själva blandnings och anläggningsarbeten. Följande förutsättningar gäller:

- Intäkter för mottagning av råmaterialen flygaska, bäddaska och rötat avloppsslam är ej redovisade då dessa är plats-/anläggningsspecifika.
- Terrasseringen, underlaget för tätskiktet är redan anlagt vid projektets start.

- Kostnader (arbete och material) för installation av provutrustningar, såsom lysimetrar, peglar, avrinningsytor, uppsamlingsbrunn, gasprober etc., som är specifika för detta forskningsprojekt ingår ej är ej medräknade.
- Den anlagda ytan är 1000m² och består av
 - 40 cm tätskikt utlagd i två delskikt om 20 cm vardera
 - ca 30 cm dränlager med materialskiljande lager geotextil polyfelt TS30 (bruksklass 3) under och över
 - ca 100cm skyddsskikt av icke förorenade schaktmassor som körts in fritt, utan kostnad till deponin.
 - Växtetableringsskikt ej anlagt.
- Anslutning mot tidigare anlagt sluttäckning av bentonitmatta har skett mot en sträcka av ca 90 m. (friläggning rensning och påläggning av ny överlappande bentonitmatta)
- Bedömning av arbetstid som kan relateras till utförandekontroll ingår.
- Kostnader för utprovning av recept/blandningsproportioner för aska och slam ingår ej.

Mottagning, blandning och befuktning av flygaska och bäddaska (silo, betongblandningsstation, mm)

Lagring i silo blandningsstation mm	305 ton	å	150 kr/ton	45750 kr
				45750 kr

Förblandning aska/slam med hjullastare och blandning med stjärnsikt Remu+hjullastare BM L-70C (Inkl. en st personal)

Mängd blandat material	626 ton			
Stjärnsikt REMU	37 tim	å	500 kr/tim	18500 kr
Hjullastare BM L-70C	39 tim	å	500 kr/tim	19500 kr
				38000 kr

Transport till utläggningsplats

Mängd tätskiktmaterial	596 ton			
Mängd bergkross 4-8mm	480 ton			
Lastbil	43 tim	å	500 kr/tim	21500 kr
Dumper	24 tim	å	500 kr/tim	12000 kr
				33500 kr

Utläggning och packning av tätskikt Aska/slam

Mängd material	596			
Grävmaskin BM EC210BLC	28 tim	å	600 kr/tim	16800 kr
Etablering grävmaskin	1 st	å	2250 kr	2250 kr
				19050 kr

Anslutning mot tidigare anlagt sluttäckning av bentonitmatta

Grävmaskin BM EC210BLC	9 tim	å	600 kr/tim	5400 kr
				5400 kr

Utläggning dränskikt och geotextil

Grävmaskin BM EC210BLC	19 tim	á	600 kr/tim	11400 kr
Lastbil	5 tim	á	500 kr/tim	2500 kr
Dumper A25	20 tim	á	600 kr/tim	12000 kr
				25900 kr

Utläggning utbredning skyddskikt

Grävmaskin BM EC210BLC	14 tim	á	600 kr/tim	8400 kr
Lastbil	12 tim	á	500 kr/tim	6000 kr
Bladschakt maskin (CAT 18 ton)	16 tim	á	1000 kr/tim	16000 kr
				30400 kr

Utförandekontroll

ca 3 tim/arbetsdag	30 tim	á	700 kr/tim	21000 kr
Hyra densitetsmätare (troxler)	2 dagar	á	900 kr/dag	1800 kr
				22800 kr

Inköpt material

Geotextil (bruksklass 3)	2400 m2	á	4 kr/m3	9600 kr
Bentonitmatta (4,85*90m)	450 m2	á	35 kr/m3	15750 kr
Bergkross 4-8 mm	480 ton	á	61 kr/ton	29280 kr
S:a				54630 kr

Totalt:	229680 kr
----------------	------------------

För anläggandet av provytan var kapaciteten på blandningsenhet och utbrednings/packningsenhet väl avstämda mot varandra. Men då hade grävmaskinisten en del extra arbete med installationer av lysimetrar m.m. Med tanke på dagsproduktionen av ca 180 ton blev det låg effektivitet för lastbilen.

Referenser

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2005: Slam från avloppsreningsverk, Rapport 2005:10.

D Erfarenheter från täckning med slam och aska på Tagene deponi, Renova 2004-2005

Datum: 2005-11-16

Utförd av: Malin Fält, Renova

D.1 Förberedelser

På Tagene deponi finns många verksamheter förutom deponi och därför var det svårt att få använda en plats för den här typen av provyta. Platsbristen resulterade i att ytan fick läggas där den störde den övriga verksamheten minst. Det var kanske inte den mest optimala platsen då ytan hamnade för högt upp, men det var den enda plats som fanns att tillgå. Ytan omfattar två delytor om ca 500 m² styck. Det enda som skiljer delytorna åt är lutningen en om ca 1:20 och en med lutningen 1:5.

Täckningen utfördes på en del av deponin främst bestående av grovavfall och lite livsmedel i förpackning. Utjämnningen av deponin gjordes med krossad betong och slaggrus.

D.2 Tidsplanering

Det uppstod vid flera tillfällen fördröjningar i den ursprungliga tidplanen. Förseningarna berodde på allt från att vi själva inte hade slaggrus att tillgå när avjämnningen skulle ske till att material som beställt anlände felaktigt. Under våren var planen att blandningen skulle ske under sommaren, men den planen föll snabbt då entreprenören hade brist på folk under semestertider.

D.3 Råmaterial

Slam

För Renova var det inga större problem att få tag i den mängden slam vi behövde för projektet. Gryaab som tillhandahöll slammet är själv med i projektet och har ett egenintresse i att finna avsättning för sitt slam. Slammet levererades i anslutning till att blandning skulle ske.

Aska

Grundplanen när vi gick in i projektet var att använda den aska vi ändå fick in som avfall från Mölndal energi. Den planen gick också snabbt i graven då dessa började leverera till deponin Kikås som håller på att avslutas.

För att ändå kunna genomföra projektet kontaktades Göteborg energi. Dessa erbjöd oss att skänka aska till oss under projektet om vi kunde göra upp det med RagnSells agro som använde askan i sina jordblandningar. Aska som fanns att tillgå var aska från pelletsförbränning som sker i Ryahamnen i Göteborg.

Pelletsförbränningen sker bara under den kallaste delen av året och kan således bara samlas in under vinterhalvåret. Askan hade lagrats utomhus fram till dess att blandningen

utfördes. På askhögen bildades en skorpa som tycks ha skyddat högen från härdningsprocessen. Askan levererades lätt fuktad i container.

D.4 Blandning

Blandningen utfördes med en så kallad trumsikt 0-20 mm som kördes utan rengöringsborsten. Innan materialet matades i sikten gjordes en förblandning med skopa på hjullastaren. Blandningen av slam och aska kördes igenom sikten två gånger och rejektet som sikten kastade ut blandades in under andra blandningsomgången. Avgången av ammoniak var inte på något vis störande för de som arbetade med blandningen, men kunde kännas i närheten av rejekthögen.

D.5 Utläggning

Utläggningen av tätskiktet tog ungefär en och en halv dag och utföres av en hjullastare som körde upp det blandade materialet och en grävmaskin som packade det med skopan. Tätskiktet var så pass kladdigt att det inte bedömdes möjligt att lägga det i två omgångar.

D.6 Väderlek

Vi hade turen på vår sida under den period som vi blandade och lade ut tätskiktet. Hösten var torr och varm.

D.7 Rekommendationer

- Avsätt tid för den person som skall leda projektet genom att frisätta denne från någon annan uppgift. Det tar mer tid än man kan tro.
- Planera i god tid för att skaffa in råmaterialen och skriv gärna avtal om leverans av dessa. Askan som vi fick blir ju bara till på vintern och måste eventuellt samlas ihop under flera år för att kunna genomföra liknande projekt.
- Tänk på att provutrustningen skall ha samma dimension på kopplingarna. Vi hade problem med övergången från lycimeterns utlopp till PEM-slangen.
- Tänk på att handla upp entreprenörer och material i god tid.

E Ytutlakningsförsök

Datum: 2005-12-02

Utförd av: Karsten Håkansson, Andreas Carlsson, Geo Innova AB

E.1 Inledning

Utlakning av miljöstörande ämnen till omgivningen kan ske på olika sätt. För granulära material sker utlakningen i första hand då vattnet strömmar genom ett material. Testmetoder finns standardiserade för denna situation och gränsvärden för utlakning av ämnen från avfall finns angivna i mottagningskriterier (NFS 2004:10). Om materialet är tätt kommer utlakning till följd av genomströmning fortfarande att finnas, men då den hydrauliska konduktiviteten är lägre än ca $1 \cdot 10^{-8}$ m/s kommer utlakning via diffusion att bli den dominerande processen för utlakning.

Konstruktion med tätskikt görs i avsikt att minska perkolationen genom materialet. Det innebär att en del av det infiltrerande vattnet kommer att rinna av på tätskiktets överyta antingen via dräneringslagret, om sådant finns, eller på tätskiktets översida. Med de uppmätta hydrauliska konduktiviteter i tätskikten är det troligt att den dominerande processen vid utlakning styrs av ämnas diffusion till det avrinnande vattnet snarare än genomströmning genom tätskikten.

E.2 Metodik

Målsättningen med ytutlakningstest är att undersöka den tidsberoende utlakningen av ämnen från ytan ut i bulkvattenfasen. Till skillnad från kolonnlakning som är ett dynamiskt test (vatten strömmar genom/förbi provet) är ytutlakning ett statiskt test (prov i stillastående vatten). Metoden som används här är i princip i enlighet med NEN 7345, (1994) som är ett nederländskt test designat för utlakning av oorganiska ämnen. Denna metod är lämpad att användas om man är intresserad av att undersöka utlakningen från t ex en hel yta, i motsats till kolonnlakning som lämpligen används för t ex uppbrutet/krossat materials utlakning.

Principen är i stort att materialet packas i en cylinder. En bestämd mängd vatten fylls på och detta byts efter bestämda tidsintervall. Lakvattnet analyseras därefter på ämnen av intresse. Resultat av de analyserade parametrarna anges som utlakad mängd per tidsintervall, vilket skiljer den från utlakning via genomströmning som primärt redovisar utlakningen som funktion av L/S.

Vid ytutlakning är det av betydelse att klarlägga huruvida den är diffusionsstyrd eller ej. Vid diffusionsstyrd utlakning finns möjlighet att beräkna utlakningen av ett ämne för en betydligt längre period än de dagar som ytutlakningstestet bygger på. För att avgöra om utlakningen är diffusionsstyrd eller inte beräknas, (NEN 7345, 1994) först det aritmetiskt kumulativa värdet på halten av utlakat ämne för varje mätperiod. Detta beräknas oberoende av tidigare fraktioner på utlakad mängd enligt:

$$\varepsilon_n = E_i^* \cdot \frac{\sqrt{t_i}}{\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}} \quad \text{för } n = 1 \text{ till } N$$

där

ε_n	är den beräknade aritmetiskt kumulativa utlakningen för perioden n, bestående av fraktion i=1 till n, angivet i mg/m ²
E_i^*	är den uppmätta utlakningen i fraktion i, angivet i mg/m ²
t_i	är försökstiden vid slutet av fraktion i
t_{i-1}	är försökstiden vid start av fraktion i

Den aritmetiskt kumulativa utlakningen beräknas för varje enskilt utlakat ämne. Därtill beräknas för varje ämne dess kumulativa utlakning, vilket är detsamma som totalt ackumulerat utlakat upp till slutet av varje tidsperiod. Dessa plottas sedan mot varandra i diagram.

För att kontrollera huruvida utlakningen styrs av diffusion eller av någon annan mekanism görs regressionsanalys på olika delar av kurvan. Genom att utföra linjär regression av de logaritmerade värdena av ε_n och t_i bestäms riktningskoefficienten men också standard-avvikelsen på respektive riktningskoefficient. Diffusion karakteriseras av att utlakningen, eller masstransporten, är proportionell mot roten ur tiden. En utlakning som helt styrs av diffusion får då, i en logaritmisk kurva över utlakningen mot tiden, riktningskoefficienten 0,5.

Enligt NEN 7345 föreligger vissa kriterier för att utlakningen skall kunna klassas som diffusionsstyrd. Kortfattat så ska värdena på kurvans riktningskoefficienter och motsvarande standardavvikelser ligga inom vissa värden. För riktningskoefficienten gäller 0,35 < m < 0,60 och att standardavvikelsen på koefficienten är lägre än 0,2.

E.3 Räkneexempel – Diffusionsstyrd utlakning av barium för prov från Tekniska Verken TV40 (40 % aska, 60 % slam)

Nedan följer ett exempel på hur diffusionsstyrd utlakning kan beräknas för en komponent, i detta fall barium, med hjälp av metoden beskriven i NEN 7345.

Steg 1

Till att börja med ska den uppmätta utlakningen för varje fraktion beräknas utifrån volymen av lakvätskan, mantelarean av provkroppen samt koncentrationen av det ämne som man är intresserad av, i detta fall barium. Se formel 1.

Formel 1

$$E_i^* = \frac{c_i \cdot V}{f \cdot A}$$

där
 E_i^* är den uppmätta utlakningen i fraktion i, angivet i mg/m^2
 c_i är koncentrationen i fraktion i, angivet i $\mu\text{g/l}$
 V är volymen av lakvätskan, angivet i l
 A är mantelarean av provkroppen, angivet i m^2
 f är en dimensionslös faktor: $1000 \mu\text{g/mg}$

Steg 2

tid	dygn	0,25	1	2	4	8	16	32
Ba	mg/m2	0,259	0,793	0,870	0,922	1,22	1,58	1,88

Tabellen ovan visar förutom tiden även den uppmätta utlakningen för varje fraktion, d.v.s. E_i^* som redovisas i den något abstrakta enheten mg/m^2 . Här har alltså en viss mängd lakats ut efter en viss tid ur en provkropp med arean $0,0029 \text{ m}^2$.

Den uppmätta kumulativa utlakningen (ε_n^*) för perioden beräknas genom att summera de för varje fraktion uppmätta värdena på utlakningen (E_i^*). Se formel 2.

För Ba:

tid	dygn	0,25	1	2	4	8	16	32
E_i^*	mg/m2	0,259	0,793	0,870	0,922	1,22	1,58	1,88
ε_n^*	mg/m2	0,259	1,052	1,922	2,844	4,064	5,644	7,524
ε_n^*	$\mu\text{g/m2}$	259	1052	1922	2844	4064	5644	7524

Formel 2

$$\varepsilon_n^* = \sum_{i=1}^n E_i^* \quad \text{för } n = 1 \text{ till } N$$

där
 ε_n^* är den uppmätta kumulativa utlakningen för perioden n, bestående av fraktion i=1 till n, angivet i mg/m^2
 E_i^* är den uppmätta utlakningen i fraktion i, angivet i mg/m^2
 N är antalet perioder som är lika med antalet påfyllningstillfällen

Steg 3

Efter detta räknas den aritmetiskt kumulativa utlakningen ut (ε_n) enligt formel 3. Vi får då:

E_i^*	mg/m2	0,259	0,793	0,870	0,922	1,22	1,58	1,88
ti	sek	21600	86400	172800	345600	691200	1382400	2764800
ti-1	sek	0	21600	86400	172800	345600	691200	1382400
ε_n^*	$\mu\text{g/m2}$	259	1052	1922	2844	4064	5644	7524
ε_n	$\mu\text{g/m2}$	259	1586	2970	3148	4165	5394	6419

Formel 3

$$\varepsilon_n = E^*_i \cdot \frac{\sqrt{t_i}}{\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}}} \quad \text{för } n = 1 \text{ till } N$$

där

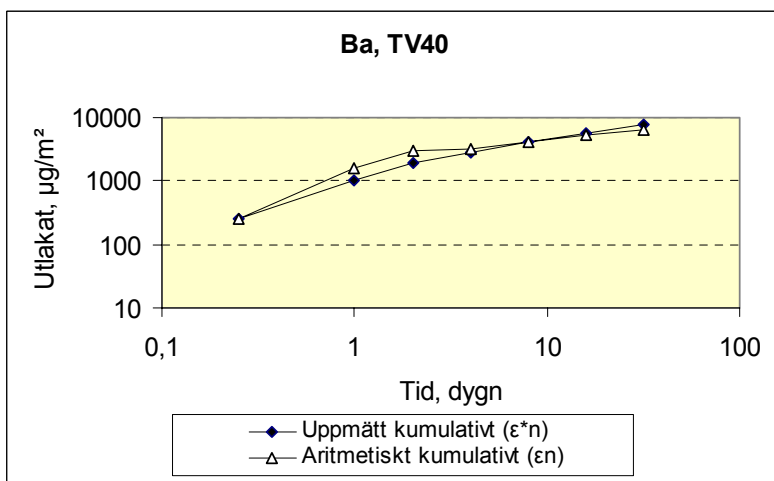
ε_n är den aritmetiskt kumulativa utlakningen för perioden n, bestående av fraktion i=1 till n, angivet i mg/m²

E^*_i är den uppmätta utlakningen i fraktion i, angivet i mg/m²

t_i är försökstiden vid slutet av fraktion i

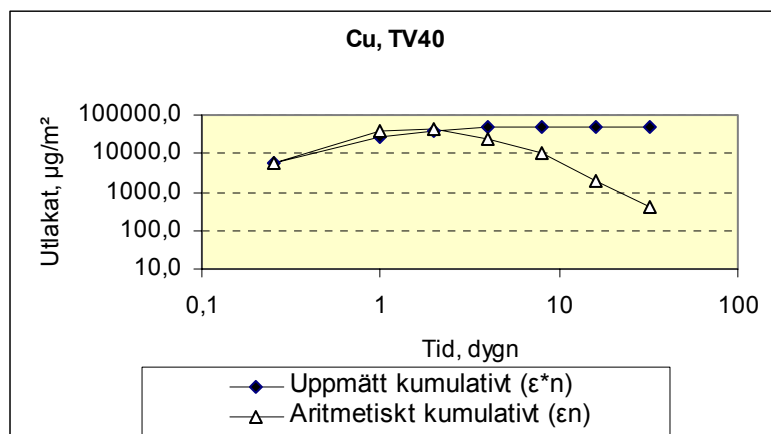
t_{i-1} är försökstiden vid start av fraktion i

För att få ett hum om huruvida utlakningen är diffusionsstyrd eller ej plottas ε^*_n och ε_n mot varandra i diagram. Ett sådant för Barium TV40 kan ses i Figur E-1 nedan. Att linjerna följs åt är en indikation på att diffusionsstyrd utlakning råder. I Figur E-2 visas ett exempel (Cu för TV40) där utlakningen inte är diffusionsstyrd



Figur E-1. Uppmätt kumulativ och aritmetisk kumulativ utlakning för barium, TV40.

Figure E-1. Measured cumulative and arithmetic leaching for barium, TV40.



Figur E-2. Uppmätt kumulativ och aritmetisk kumulativ utlakning för koppar, TV40.

Figure E-2. Measured cumulative and arithmetic leaching for copper, TV40.

Steg 4

För att närmare bestämma huruvida utlakningen av barium är diffusionsstyrd eller ej ska linjär regression på sambandet mellan $\log \epsilon_n$ och $\log t_i$ göras. Detta kan till exempel utföras i excel. Resultatet för fraktionerna $i = 2$ till 7 blir följande:

i	2 till 7
m	0,37
sf	0,05

Barium TV40

i	2 till 7
m	-1,38
sf	0,25

Koppar TV40

Där

m är riktningskoefficienten

sf är standardfelvärden

För att utlakningen av ett ämne ska räknas som diffusionsstyrd ska följande kriterier uppfyllas:

i	2 till 7
m	>0,35 men ≤0,6
sf	≤0,2

Vi kan därför dra slutsatsen att utlakningen av barium i materialsammansättningen TV40 förmodligen är diffusionsstyrd för punktintervallet 2 till 7.

Steg 5

Vi kan nu gå vidare och räkna ut den effektiva diffusionskoefficienten, $D_{e,i}$. Detta enligt formel 4.

tid	dygn	0,25	1	2	4	8	16	32
U_{bes}	mg/kg TS	681						
ρ	kg/m ³	1240						
E^*i	mg/m ²	0,259	0,793	0,870	0,922	1,22	1,58	1,88
t_i	sek	21600	86400	172800	345600	691200	1382400	2764800
t_{i-1}	sek	0	21600	86400	172800	345600	691200	1382400
$D_{e,i}$	m ² /s	3,42E-18	3,21E-17	5,62E-17	3,16E-17	2,76E-17	2,32E-17	1,64E-17

Formel 4

$$D_{e,i} = \frac{\pi(E^*_i)^2}{4 \cdot (U_{bes} \cdot \rho)^2 \cdot (\sqrt{t_i} - \sqrt{t_{i-1}})^2}$$

där

$D_{e,i}$ är den effektiva diffusionskoefficienten beräknad för fraktion i, angivet i m²/s

E^*_i är den uppmätta utlakningen i fraktion i, angivet i mg/m²

U_{bes} är den totala lakningsbara mängden, angivet i mg per kg TS

ρ är volymmässan av provkroppen angivet i kg TS per m³

t_i är försökstiden vid slutet av fraktion i

t_{i-1} är försökstiden vid start av fraktion i

Steg 6

Den effektiva diffusionskoefficienten för varje enskild fraktion, $D_{e,i}$, ska nu användas för att ge ett värde på den effektiva diffusionskoefficienten för hela intervallet, D_e . Detta görs genom att beräkna det geometriska medelvärde av den negativa logaritmen för $D_{e,i}$ i intervallet man är intresserad av. Se formel 5 och 6.

$D_{e,i}$	m ² /s	3,4E-18	3,2E-17	5,6E-17	3,2E-17	2,8E-17	2,3E-17	1,6E-17
$pD_{e,i}$	sekb	17,5	16,5	16,2	16,5	16,6	16,6	16,8
pD_e		16,7						
D_e	m ² /s	2,1E-17						

Formel 5

$$pD_{e,i} = -\log D_{e,i}$$

$$pD_e = \frac{\sum_{i=1}^n pD_{e,i}}{n}$$

där

pD_e är medeltalet av den negativa logaritmen av den effektiva diffusionskoefficienten

n är antalet punkter med data i intervallet

Därefter beräknas D_e enligt formel 6.

Formel 6

$$D_e = 10^{-pD_e}$$

där

D_e är medeltalet av den effektiva diffusionskoefficienten, i m^2/s

pD_e är medeltalet av den negativa logaritmen av den effektiva diffusionskoefficienten

Steg 7

Nu kan den kumulativa utlakningen per ytenhet beräknas även på ett större intervall än vad det finns uppmätta data för. Detta genom att formel 7 används. I exemplet nedan har denna möjlighet dock inte utnyttjats utan beräkningarna är gjorda utifrån ett intervall på 32 dagar.

Tid	dygn	0,25	1	2	4	8	16	32
Pi		3,14						
U _{bes}	mg/kg TS	681						
Rå	kg/m ³	1240						
Ti	sek	21600	86400	172800	345600	691200	1382400	2764800
De	m ² /s	2,1E-17						
Ex,y	mg/m ²	0,37	0,73	1,03	1,46	2,07	2,92	4,13

Formel 7

$$E_{x,y} = 2 \cdot \rho \cdot U_{bes} \cdot (\sqrt{t_x} - \sqrt{t_y}) \cdot \frac{\sqrt{D_e}}{\pi}$$

där

$E_{x,y}$ är utlakningen mellan tiderna t_y och t_x , i mg/m^2

U_{bes} är den totala lakningsbara mängden, angivet i mg per kg TS

D_e är den effektiva diffusionskoefficienten, i m^2/s

t_x är sluttiden av det undersökta intervallet i relation till tiden vid försökets början, angivet i s

t_y är starttiden av det undersökta intervallet i relation till tiden vid försökets början, angivet i s

ρ är densiteten av provkroppen angivet i kg TS per m^3

Den beräknade kumulativa utlakningen av barium efter 32 dagar är alltså $4,13 \text{ mg}/\text{m}^2$. Denna kan jämföras med den uppmätta kumulativa utlakningen som beräknades i steg två ($\epsilon_n^* = 7,52 \text{ mg}/\text{m}^2$).

E.4 Genomförande

Ytutlakningsförsök har genomförts på aska-slamblandningar från Tekniska Verken och SRV Återvinning (se Tabell E-1 nedan).

Tabell E-1. Materialblandningar analyserade med ytutlakningstest.

Table E-1. Mixtures investigated for leaching from the surface.

Beteckning	Beskrivning	Antal provuttag under försöken
TV40	Tekniska Verken 40% aska 60 % (färskt) slam	7 (till 32 dygn)
TV50	Tekniska Verken 50% aska 50 % (färskt) slam	7 (till 32 dygn)
TV60	Tekniska Verken 60% aska 40 % (färskt) slam	7 (till 32 dygn)
TV40 fr	Tekniska Verken 40% aska 60 % (fryst) slam	7 (till 32 dygn)
TV50fr	Tekniska Verken 50% aska 50 % (fryst) slam	7 (till 32 dygn)
TV60fr	Tekniska Verken 40% aska 60 % (fryst) slam	7 (till 32 dygn)
SRV40	SRV Återvinning	5 (till 8 dygn)
SRV50	SRV Återvinning	5 (till 8 dygn)
SRV60	SRV Återvinning	5 (till 8 dygn)

De ämnen som analyserades var Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sb, Se, V, Zn. Utvärdering har gjorts för alla ämnen enligt den ovan beskrivna metodiken.

E.5 Resultat och diskussion

Resultaten visar att en stor del av ämnena, för flertalet undersökta prov, inte uppvisar en utlakning som kan klassificeras som diffusionsstyrd. För dessa ämnen är det andra faktorer än tiden som styr utlakningen, och resultaten av ytutlakningsförsöken kan därför inte användas för att prognostisera utlakningen på längre sikt. I Tabell E-2 nedan presenteras ämnen och materialsammansättningar där diffusionsstyrd utlakning verkligen har konstaterats. Utlakningen per ytenhet ($E_{x,y}$) är beräknad med hjälp av Formel 7 enligt ovan (mg/m^2). De tidsperioder som valts är diffusionsstyrd utlakning under 1 år respektive 10 år.

Översiktliga vattenbalansberäkningar har utförts baserade på nederbördsmätningar vid närbelägna mätstationer, generella värden för avdunstning, samt uppskattningar av andelen vatten som avrinner som ytavrinning (avrinningskoefficient). Med en avrinningskoefficient satt till 0,18 enligt Larm (2000) tillförs tätskiktets överyta vid Tekniska Verken 76 m^3 vatten per år. Med en total area av 5500 m^2 innebär detta att varje m^2 tillförs 14 l vatten per år. Motsvarande beräkningar för SRV ger en tillförsel av $50 \text{ l}/\text{m}^2$ och år. En uppskattning av halterna i det vatten som rinner längs tätskiktets överyta kan därmed göras. För ämnen med diffusionsstyrd utlakning ges halterna av utlakning per ytenhet genom mängd bildat avrinningsvatten. Mängden avrinningsvatten är beräknat genom beräkningar av vattenbalansen för de respektive områdena (se Tabell E-2 nedan).

Tabell E-2. Ämnen med diffusionsstyrd utlakning i aska-slamblandningar från olika objekt. Utlakningen är beräknad enligt formel 7 ovan och avser första årets samt tionde årets utlakning. Medelhalterna är beräknade utifrån vattenbalansberäkningar och ger 14 l/m² för TV och 50 l/m² för SRV

Table E-2. Substances with leaching controlled by diffusion in sludge/ash-mixtures from different sites. The leaching is calculated according to Formel 7 above and covers the first year and the tenth year. Average values are calculated based on water balance for the two sites and are 14 l/m² for TV and 50 l/m² for SRV.

Ämne	Provblandning	Total lakningsbar mängd (mg/kg TS)	E _x (Formel 7 i text) Utlakningen avser första året (mg/m ² *år)	E _x (Formel 7 i text) Utlakningen avser de 10 första åren (mg/m ² ,10 år)	Beräknade medelhalter i det avrinnande vattnet år 1 (mg/l)	Beräknade medelhalter i det avrinnande vattnet år 10 (mg/l)
Arsenik	TV40fr	24,2	3,3	10,5	0,24	0,039
	SRV40	475	8,2	25,9	0,16	0,027
	SRV50	610	10,7	33,9	0,21	0,035
	SRV60	425	12,3	38,9	0,25	0,040
Barium	TV40	681	14	44,2	1,0	0,16
Kadmium	TV60	7,16	0,08	0,26	0,0057	0,0009
	TV60fr	7,16	0,05	0,17	0,0036	0,0006
	SRV50	8,1	0,05	0,17	0,0010	0,0002
Molybden	TV40	11,3	26,8	84,9	1,91	0,311
Nickel	TV40	61,1	16,3	51,6	1,16	0,189
Bly	TV60	434	1,5	4,8	0,107	0,017
	SRV40	523	0,30	0,96	0,006	0,0010
Sulfat	TV50fr	41800	59800	189100	4270	693
Zink	TV50	13900	1280	4050	91	14,8

De framräknade medelhalterna i det avrinnande vattnet har jämförts med Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder för förorenade områden (indelning av tillståndsklasser), samt med analyserade data från avrinningsytor vid SRV och Tekniska Verken. Avrinningsytorna är på Tekniska Verken belägna i kontakt med en aska/slamblandning som består av 50 % aska och 50 % slam. Vid SRV består avrinningsytorna av 40 % flygaska, 45 % bottenaska och 15 % slam. I jämförelsen har använts maximalt uppmätta halter för respektive fältlokal (jan-sept 2005).

Tabell E-3. Jämförelser mellan beräknade medelhalter från diffusionsstyrd utlakning, uppmätta halter från avrinningsytor vid SRV och TV, samt indelning i tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket (1999).

Table E-3. Comparisons between calculated average values from diffusion controlled leaching, measured concentrations from drainage surfaces at SRV and Tekniska Verken, and classification according to Naturvårdsverket (1999).

Ämne	Provblandning	Beräknade medelhalter i avrinnande vatten år 1 (µg/l)	Beräknade medelhalter i avrinnande vatten år 10 (µg/l)	Uppmätta halter från avrinningsytor (µg/l) (maximum, jan-sep-05)	Gräns mellan mindre och måttligt allvarligt* (NV, 1999)	Gräns mellan måttligt allvarligt och allvarligt tillstånd (NV, 1999)
Arsenik	TV40fr	240	39	46	50	150
	SRV40	160	27	270	50	150
	SRV50	210	35	270	50	150
	SRV60	250	40	270	50	150
Barium	TV40	1000	160	319	-	-
Kadmium	TV60	5,7	0,9	0,06	5	15
	TV60fr	0,36	0,6	0,06	5	15
	SRV50	1,0	0,2	5,1	5	15
Molybden	TV40	1910	311	-	-	-
Nickel	TV40	1160	189	85	50	150
Bly	TV60	107	17	7,8	10	30
	SRV40	6,1	1,0	13	10	30
Sulfat	TV50fr	4 270 000	693000	2933**	-	-
Zink	TV50	91000	14800	703	-	-

* sammanfaller med hälsobaserat gränsvärde för dricksvatten (otjänligt) utom för arsenik som har en gräns på 10 µg/l (SLVFS 2001:30)

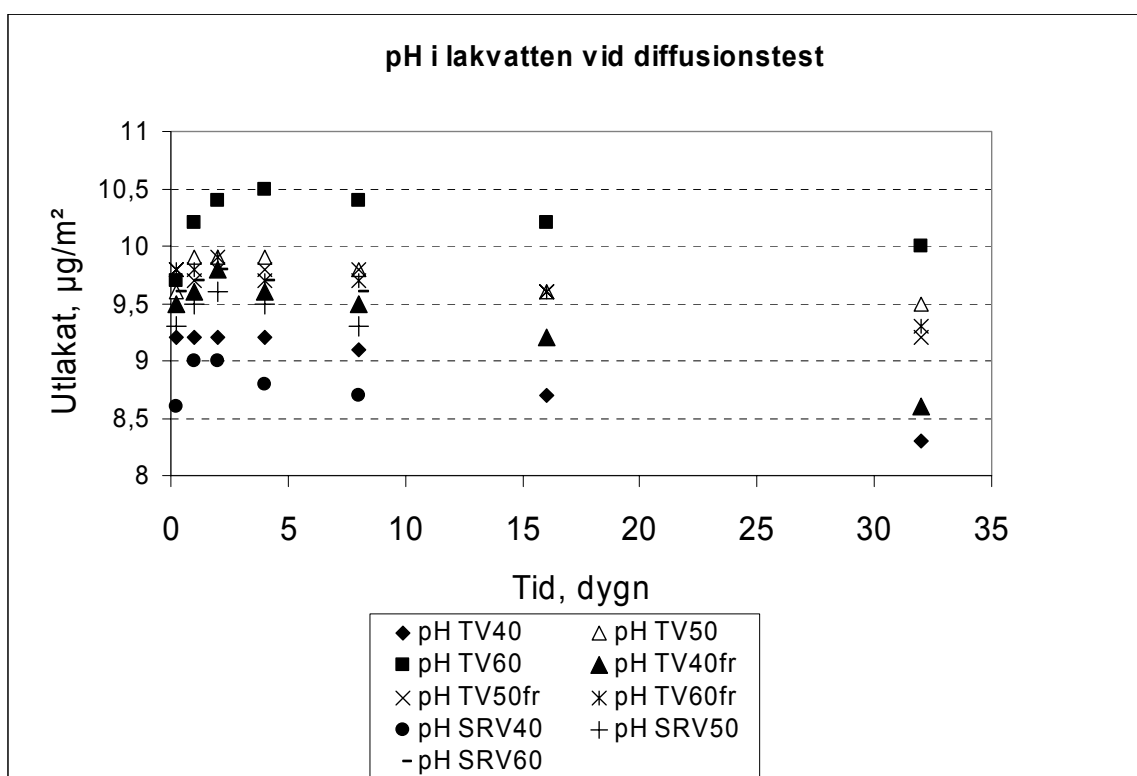
** omräknat från svavelhalter

Av Tabell E-3 framgår att den beräknade utlakningen under första året kan ge upphov till halter motsvarande klassen ”allvarligt tillstånd” (Naturvårdsverket, 1999) för nickel, arsenik och bly. Under första året kan kadmiumhalterna betecknas som måttligt allvarliga. I avrinningsvattnet motsvarar de högst uppmätta halterna ”allvarligt tillstånd” endast för arsenik. Efter 10 år beräknas fortfarande nickelhalterna vara i nivå med ”allvarligt tillstånd”, och blyhalterna ”måttligt allvarligt tillstånd” medan övriga ämnen bedöms motsvara ”mindre allvarligt tillstånd”.

Överensstämmelsen mellan den beräknade medelhalten i det avrinnande vattnet och de uppmätta halterna från avrinningsytorna är acceptabel. Halterna är av samma storleksordning för arsenik, barium, och sulfat, men skiljer sig åt för zink och nickel. Trots att de beräknade halterna för zink och nickel verkar mycket höga finns det ändå stöd för att halterna kan uppgå till denna storleksordning genom de analyser som finns i det vatten som långsamt perkolerat genom tätskiktet (se bilaga G). Halterna av zink i lysimeter 4 placerad under tätskiktet var 48 800 µg/l och halten av nickel 5720 µg/l.

Förutsättningarna för att kunna utvärdera utlakningen enligt metodiken ovan, är att utlakningen beskriver ett visst tidsförlopp samt att den mängd som är tillgänglig för utlakning är känd. För andra ämnen eller kombinationer av materialblandningar och ämnen visar resultaten oftast en avstannande utlakning som kan ses för t.ex. koppar i Figur

E-2 ovan. Något enstaka ämne visar en ökad utlakning med tiden, t.ex. visade en del materialblandningar en ökande tendens av utlakning av totalkväve under försökstiden. Dessa data går emellertid inte att utvärdera eftersom förrådet av N-tot inte analyserades (U_{bes} i formlerna ovan). För de flesta ämnena bör emellertid halterna antingen avta i takt med diffusionen (roten ur tiden) eller så sker avtagandet i snabbare takt. Flera andra faktorer kan också påverka utlakningen, t.ex. så är det höga pH-värdet för TV 60 en mycket sannolik orsak till att urlakningen av bly för denna materialblandning är hög, se Figur E-3. Med en viss nedbrytning eller annan tillförsel av koldioxid bör pH minska vilket i sin tur förändrar betingelserna för utlakningen, och bör medföra en ytterligare lägre blyhalt i det avrinnande vattnet.



Figur E-3. Uppmätt pH i laklösningar från ytutlakningsförsöken.

Figure E-3. Measured pH-values in leaching solutions.

Sammantaget visar resultaten, att halterna av nickel, arsenik och bly inledningsvis kan ge upphov till halter motsvarande "allvarligt tillstånd" enligt Naturvårdverkets (1999) bedömningsgrunder för förorenade områden. För arsenik motsvaras halterna (både de uppmätta halterna i avrinningsvattnet och halten i den beräknade ytutlakningen under första årets utlakning) av klassen "allvarligt tillstånd". Under det tionde årets utlakning motsvarar halterna av nickel "allvarligt tillstånd" medan övriga ämnen inklusive bly bedöms motsvara "mindre allvarligt tillstånd". Det bör observeras att Naturvårdsverkets indelning i tillståndsklasser avser grundvatten, medan de här uppmätta halterna avser det vatten som avrinner på tätskiktets överyta (släntfot). Det innebär att halterna i det avrinnande vattnet kan förväntas minska, t ex genom fastläggning innan det når recipi-

ent. Efter sluttäckningens färdigställande kan halterna vara höga under en begränsad tid. Om detta medför oacceptabel miljöpåverkan bör det avrinnande vattnet under denna tid tas omhand utifrån lokala förutsättningar och i enlighet med förordningen om deponeering av avfall.

För de diffusionsstyrda ämnena kommer halterna i det avrinnande vattnet att avta med tiden. För övriga ämnen, möjligen med undantag av kväve, bedöms halterna avta i högre takt än avtagandet för de diffusionsstyrda ämnena.

Halterna i det avrinnande vattnet är helt beroende på mängden avrinnande vatten, vilket innebär att halterna i det avrinnande vattnet kommer att variera beroende på nederbördsintensitet, totalnederbörd samt tätskiktets hydrauliska konduktivitet.

Referenser

Larm, T. 2000. Utformning och dimensionering av dagvattenreninganläggningar, VAFORSK RAPPORT 2000-10, Stockholm.

NEN 7345, 1994. Leaching characteristics of soil and stony building materials – Leaching tests – Determination of inorganic components from building and monolithic waste materials with diffusion tests.

Naturvårdsverket 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918. Naturvårdsverket förlag

F Undersökning av åldrat material, Tekniska Verken, september 2005

Datum: 2005-10-19

Utförd av: Märta Ländell & Maria Carling, Geo Innova AB

I september 2005, d.v.s. då materialet legat ungefär ett år, togs prov med hjälp av skruvborr och som kolvprover på Tekniska Verkens provyta. Dessa prover undersöktes dels okulärt och dels på laboratorium. I fält kontrollerades färg, lukt och konsistens. Tätskiktets tjocklek i provtagningspunkterna noterades också. På laboratorium undersöktes pH, vattenkvot, glödningsförlust, samt på ett par prov även skjuvhållfasthet och permeabilitet. Resultaten har sedan jämförts med resultat erhållna vid undersökningar i samband med utläggning av provytan eller vid de inledande laboratieförsöken.

F.1 Upptagna prover

Provtagning utfördes i fyra punkter på ytan, BH1-4. Punkterna BH1 och BH3 finns på den del av ytan där dränsiktet utgörs av bergkross, medan BH2 och BH4 är tagna där dränsikt saknas. I BH1 och BH2 togs kolvprover ut, medan provtagning i BH3 och BH4 utfördes som skruvprovtagning. Noggrannare position för provpunkterna fås i ritning i Bilaga F-1. Beskrivning av uttagna prover återfinns i Tabell F-1.

Tabell F-1. Beskrivning av prover tagna med kolvprovtagare och skruvborr på Tekniska Verkens provyta i september 2005. TS – torrsustanshalt, GF – glödningsförlust

Table F-1. Description of samples taken with piston sampler and helical auger at the test area at Tekniska Verken, September 2005. TS – dry matter, GF – loss on ignition

Provbeteckning	Provtagningsdjup (m u m y)	Material	Utförda undersökningar
BH1:1	1,75-1,9	Slamblandning	pH, TS, GF, CRS
BH1:2	1,9-2,0	Slamblandning	pH, TS, GF, tryckförsök
BH1:3	2,0-2,05	Avjämningsmaterial	
BH2:1	1,5-1,6	Halva provet: slam- blandning, resten: fyllning (tegel, grus m.m.)	pH, TS, GF
BH2:2	1,6-1,75	Slamblandning med grusin- slag	pH, TS, GF, tryckförsök
BH2:3	1,75-1,9	Slamblandning med grusin- slag	CRS
BH2:4	1,9-2,0	Avjämningsmaterial	
BH3:1	1,4-1,7	Slamblandning/bergkross	pH, TS, GF
BH3:2	1,7-2,0	Slamblandning	pH, TS, GF
BH4:1	1,5-1,55	Slamblandning	pH, TS, GF
BH4:2	1,55-1,9	Slamblandning	pH, TS, GF
BH4:3	1,9-2,05	Slamblandning	pH, TS, GF

F.2 Okulär kontroll

Vid okulär kontroll kunde konstateras att slam/aska-blandningen var mörkt brun, nästan svart och luktade svagt av ammoniak. Materialet var ”degigt” till konsistensen och gick att krama ihop till en klump. Jämfört med materialet vid utläggning kunde inga skillnader konstateras vid okulär kontroll.

Vid utläggning lades slam/aska-blandning till en tjocklek av minst 0,5 m. Vid provtagning i punkterna BH1 och BH3 (dränmaterial bergkross) uppmättes slam/aska-skiktet till drygt 0,3 respektive 0,45 m. I punkterna där inget dränskikt finns (BH2 och BH4) var slam/aska-skiktets tjocklek ca 0,4 respektive 0,55 m. I BH2 hade slam/aska blandningen inslag av grus. Att skiktet på någon plats var betydligt tunnare än 0,5 m kan bero både på att det har packats då det legat på ytan och på att det på någon plats blivit tunnare än avsett vid utläggning.

F.3 pH, vattenkvot, torrsubstanshalt och glödningsförlust

Vattenkvot för proverna har analyserats och räknats om till TS-halt, se Tabell F-2. TS-halten för proverna av slam/aska-blandning varierar mellan 47 och 77 %. I Tabell F-2 redovisas även uppmätt pH och glödningsförlust.

Tabell F-2. pH, torrsubstanshalt (TS) och glödningsförlust (GF) för uttagna prover av slam/aska-blandning.

Table F-2. pH, dry matter and loss on ignition for samples taken from mixture of sludge and ash.

Provbeteckning	Provtagningsdjup (m u my)	pH	w (%)	TS (%)	GF, 550 °C (% av TS)
BH1:1	1,75-1,9	8,0	95*	51*	33
BH1:2	1,9-2,0	8,3	115	47	39
BH2:1	1,5-1,6	8,6	91	52	36
BH2:2	1,6-1,75	8,5	108	48	39
BH3:1	1,4-1,7	8,4	30	77	13
BH3:2	1,7-2,0	8,5	76	57	34
BH4:1	1,5-1,55	8,5	95	51	36
BH4:2	1,55-1,9	8,5	102	50	39
BH4:3	1,9-2,05	8,5	61	62	32
Resultat från mätningar i samband med utläggning, höst-04		9,2	100-157	39-50	38 och 40
TV50 (laboratorieförsök), höst-03		11,3	119-152	40-46	38-39

* stor spridning

Diskussion

Jämfört med resultat för prover tagna i samband med utläggning av provytan, är torrsubstanshalten nu något högre. För glödningsförlust gjordes endast två mätningar vid utläggning och någon markant skillnad kan inte noteras.

Jämfört med material från provblandning på laboratorium är pH markant lägre i det material som legat på provytan under ett år.

Resultaten för prov BH3:1 avviker markant från övriga. Detta prov innehöll inslag av bergkross, vilket påverkar resultaten.

F.4 Hydraulisk konduktivitet och skjuvhållfasthet

Bestämning av hydraulisk konduktivitet gjordes genom CRS-försök. Försöken utfördes vid SGI. Mätningarna gjordes på material i hylsorna från kolvprovtagningen. Den odränerade skjuvhållfastheten har undersökts genom enaxliga tryckförsök på två prover. Försöken utfördes på SGI.

Resultat

Resultaten redovisas i Tabell F-3 och F-4. Resultaten diskuteras i rapporten.

Tabell F-3. Hydraulisk konduktivitet uppmätt i CRS-försök.

Table F-3. Hydraulic conductivity measured by CRS test.

Provbeteckning	Torrdensitet, före försök (t/m ³)	Vattenkvot, före försök (%)	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
Höst-05			
BH1:1	0,56	123	$2 \cdot 10^{-9}$
BH2:3	0,59	113	$2 \cdot 10^{-9}$
Höst-04			
Prov taget i samband med utläggning	0,58	130	$4 \cdot 10^{-10}$

Tabell F-4. Skjuvhållfasthet uppmätt genom enaxliga tryckförsök.

Table F-4. Shearing strength measured by unconfined compression tests.

Provbeteckning	Skjuvhållfasthet (kPa)
Höst-05	
BH1:2	36
BH2:2	27
Höst-04	
Prov taget i samband med utläggning	21 (dag 1) 32 (dag 30)

G Metallhalter i lysimetrar och avrinningsytor

Datum: 2005-11-20

Utförd av: Maria Carling, Geo Innova AB

G.1 Provtagning Tekniska verken

Lys1: lysimeter över tätskiktet, på delyta med dränlager av bergkross

Lys2: lysimeter under tätskiktet, på delyta med dränlager av bergkross

Lys3: lysimeter över tätskiktet, på delyta utan dränlager

Ly4: lysimeter under tätskiktet, på delyta utan dränlager

Avr1: avrinningsyta på delyta med dränlager av bergkross, släntlutning 1:20

Avr2: avrinningsyta på delyta utan dränlager, släntlutning 1:20

Avr3: avrinningsyta på delyta med dränlager av slaggrus, släntlutning 1:3

Avr4: avrinningsyta på delyta med dränlager av bergkross, släntlutning 1:3

Lysimetrar, januari 2005

Ämne	enhet	2005-01-28 lys1	2005-01-28 lys2	2005-01-28 lys3	2005-01-28 lys4
Ca	mg/l	1800	30	2160	1940
Fe	mg/l	2.46	0.0693	0.0499	0.174
K	mg/l	1220	1250	1050	1220
Mg	mg/l	21.2	16.8	46	23.5
Na	mg/l	1760	1910	1780	1840
S	mg/l	495	661	508	816
Al	µg/l	58.3	90.8	59.5	141
As	µg/l	80.2	69.4	39.2	107
Ba	µg/l	224	41.1	258	410
Cd	µg/l	0.553	<0.1	<0.1	12.2
Co	µg/l	44.8	42	14.7	109
Cr	µg/l	1.65	8.82	<1	5.76
Cu	µg/l	220	290	130	5180
Hg	µg/l	0.441	0.0536	<0.02	0.0899
Mn	µg/l	790	2.29	111	486
Ni	µg/l	216	566	184	5720
P	µg/l	1160	3530	850	4120
Pb	µg/l	30.4	4.1	4.94	2.63
Sb	µg/l	49	18.8	7.73	27.1
Zn	µg/l	842	263	2080	48800

Lysimetrar, maj 2005

Ämne	enhet	2005-05-16	2005-05-16	2005-05-16
		lys2	lys3	lys4
Ca	mg/l	220	1600	2000
Fe	mg/l	0.1	0.07	0.19
K	mg/l			
Mg	mg/l	58	64	51
Na	mg/l	2800	1600	2300
S	mg/l	990	390	770
Al	µg/l	94	23	84
As	µg/l	86	44	140
Ba	µg/l	200	250	350
Cd	µg/l	<0.4	<0.4	3
Co	µg/l	36	23	99
Cr	µg/l	22	<4	16
Cu	µg/l	59	15	6300
Hg	µg/l	0.59	<0.01	0.04
Mn	µg/l	330	170	190
Ni	µg/l	600	140	5700
P	µg/l			
Pb	µg/l	3.1	1.9	<1
Sb	µg/l	<20	<20	23
Zn	µg/l	180	210	6600

Avrinningsyta, januari 2005

Ämne	enhet	2005-01-28	2005-01-28	2005-01-28	2005-01-28
		avr1	avr2	avr3	avr4
Ca	mg/l	1150	1390	1420	115
Fe	mg/l	0.22	0.0748	0.776	0.189
K	mg/l	734	624	1490	221
Mg	mg/l	143	174	201	61.8
Na	mg/l	1340	1440	3150	326
S	mg/l	465	979	153	57.2
Al	µg/l	15.7	13.9	26.1	15.5
As	µg/l	20.6	14.3	<20	46
Ba	µg/l	211	281	319	198
Cd	µg/l	0.0531	0.0651	<0.1	<0.05
Co	µg/l	12.3	5.23	15.2	14.7
Cr	µg/l	1.15	1.81	1.42	0.868
Cu	µg/l	52	33.4	55.8	16.1
Hg	µg/l	0.0217	<0.02	0.0971	<0.02
Mn	µg/l	1460	2700	1800	18.1
Ni	µg/l	63.2	48.7	85.8	38.6
P	µg/l	3530	983	1460	1020
Pb	µg/l	7.82	5.19	3.79	3.21
Sb	µg/l	5.09	3.23	4.34	4.23
Zn	µg/l	703	48.1	82.1	301

Avrinningsyta, maj 2005

Ämne	enhet	2005-05-16	2005-05-16	2005-05-16
		Avr1	Avr2	Avr4
Ca	mg/l	1300	180	430
Fe	mg/l	0.028	0.6	0.075
K	mg/l			
Mg	mg/l	110	270	57
Na	mg/l	1200	1600	200
S	mg/l	880	540	130
Al	µg/l	830	870	<20
As	µg/l	28	14	<4
Ba	µg/l	120	200	300
Cd	µg/l	<0.4	<0.4	<0.4
Co	µg/l	18	13	4.7
Cr	µg/l	<4	<4	<4
Cu	µg/l	34	12	<4
Hg	µg/l	<0.01	<0.01	<0.01
Mn	µg/l	1700	3500	2500
Ni	µg/l	59	42	8
P	µg/l			
Pb	µg/l	<1	<1	<1
Sb	µg/l	<20	<20	<20
Zn	µg/l	200	<20	<20

G.2 SRV Återvinning

UL 1:3: lysimeter under tätskiktet, släntlutning 1:3

UL 1:20: lysimeter under tätskiktet, släntlutning 1:20

ÖL 1:3: lysimeter över tätskiktet, släntlutning 1:3

ÖL 1:20: lysimeter över tätskiktet, släntlutning 1:20

Avr 1:3: avrinningsyta, släntlutning 1:3

Avr 1:20: avrinningsyta, släntlutning 1:20

Lysimetrar, juni 2005

Ämne	enhet	2005-06-29 UL 1:3	2005-06-29 UL 1:20	2005-06-29 ÖL 1:3	2005-06-29 ÖL 1:20
Ca	mg/l	Inget vatten	340	2100	1800
Fe	mg/l		<0,05	1,4	2,2
K	mg/l		500	3300	1800
Mg	mg/l		31	94	89
Na	mg/l		660	2000	1200
S	mg/l		360	1000	660
Al	µg/l		200	140	85
As	µg/l		43	130	45
Ba	µg/l		420	160	230
Be	µg/l		<1	<1	<1
B	µg/l		760	3700	1200
Cd	µg/l		2,2	0,86	0,36
Co	µg/l		56	32	22
Cr	µg/l		9,3	15	9,5
Cu	µg/l		4100	120	220
Li	µg/l		15	110	41
Hg	µg/l		0,12	0,43	<0,1
Mn	µg/l		140	670	590
Mo	µg/l		360	300	160
Ni	µg/l		85	110	93
Se	µg/l		56	140	96
Ag	µg/l		4	0,8	1
Sr	µg/l		1700	5500	4700
Tl	µg/l		3	<1	<1
U	µg/l		19	7,4	51
V	µg/l		39	100	10
P	µg/l		3700	*	7000
Pb	µg/l		0,7	86	12
Sb	µg/l		75	23	13
Sn	µg/l		1,0	3,9	2,6
Ti	µg/l		130	400	350
Zn	µg/l		74	360	75

* - ej analyserat

Lysimetrar, september 2005

Ämne	enhet	2005-09-28	2005-09-28	2005-09-28	2005-09-28
		UL 1:3	UL 1:20	ÖL 1:3	ÖL 1:20
Ca	mg/l	Inget vatten	2200	290	760
Fe	mg/l		0,18	0,18	0,10
K	mg/l		2000	700	730
Mg	mg/l		170	25	64
Na	mg/l		2300	440	540
S	mg/l		950	280	*
Al	µg/l		630	210	81
As	µg/l		230	88	63
Ba	µg/l		770	100	250
Be	µg/l		<1	<1	<1
B	µg/l		1100	580	770
Cd	µg/l		39	1,7	5,1
Co	µg/l		210	7,9	16
Cr	µg/l		7,5	1,9	3,8
Cu	µg/l		5900	89	360
Li	µg/l		61	45	66
Hg	µg/l		*	*	*
Mn	µg/l		3100	200	700
Mo	µg/l		610	100	110
Ni	µg/l		320	37	93
Se	µg/l		160	53	75
Ag	µg/l		11	0,3	0,1
Sr	µg/l		6600	770	2200
Tl	µg/l		17	<1	<1
U	µg/l		36	34	73
V	µg/l		61	11	15
P	µg/l		3500	2500	950
Pb	µg/l		22	23	5,1
Sb	µg/l		86	15	12
Sn	µg/l		2,2	5,3	6,8
Ti	µg/l		260	440	88
Zn	µg/l		2100	370	720

* - ej analyserat

Avrinningsytor, juni 2005

Ämne	enhet	2005-06-29	2005-06-29
		Avr 1:3	Avr 1:20
Ca	mg/l	1700	950
Fe	mg/l	0,06	0,25
K	mg/l	1900	2300
Mg	mg/l	29	34
Na	mg/l	1200	1400
S	mg/l	610	520
Al	µg/l	410	190
As	µg/l	270	140
Ba	µg/l	390	260
Be	µg/l	<1	<1
B	µg/l	1600	1600
Cd	µg/l	0,81	0,61
Co	µg/l	55	15
Cr	µg/l	21	13
Cu	µg/l	280	69
Li	µg/l	310	230
Hg	µg/l	0,22	<0,1
Mn	µg/l	66	86
Mo	µg/l	71	73
Ni	µg/l	270	120
Se	µg/l	100	150
Ag	µg/l	1	0,5
Sr	µg/l	4700	3800
Tl	µg/l	<1	<1
U	µg/l	26	3,2
V	µg/l	65	87
P	µg/l	12000	8700
Pb	µg/l	5,3	13
Sb	µg/l	4	4
Sn	µg/l	<1	5,1
Ti	µg/l	330	280
Zn	µg/l	100	31

* - ej analyserat

Avrinningsyta, september 2005

Ämne	enhet	2005-09-28	2005-09-28
		Avr 1:3	Avr 1:20
Ca	mg/l	1400	470
Fe	mg/l	0,10	0,32
K	mg/l	700	1400
Mg	mg/l	100	29
Na	mg/l	490	790
S	mg/l	300	380
Al	µg/l	59	75
As	µg/l	87	150
Ba	µg/l	230	230
Be	µg/l	<1	<1
B	µg/l	3500	1500
Cd	µg/l	5,1	1,6
Co	µg/l	10	11
Cr	µg/l	1,9	17
Cu	µg/l	120	59
Li	µg/l	130	85
Hg	µg/l	*	*
Mn	µg/l	1200	380
Mo	µg/l	74	71
Ni	µg/l	40	67
Se	µg/l	67	100
Ag	µg/l	0,3	0,2
Sr	µg/l	2000	1400
Tl	µg/l	1	<1
U	µg/l	28	11
V	µg/l	22	27
P	µg/l	1600	5800
Pb	µg/l	3,1	7,5
Sb	µg/l	47	17
Sn	µg/l	1,8	1,9
Ti	µg/l	59	73
Zn	µg/l	810	150

* - ej analyserat

H Undersökning av nedbrytning i tätskikt

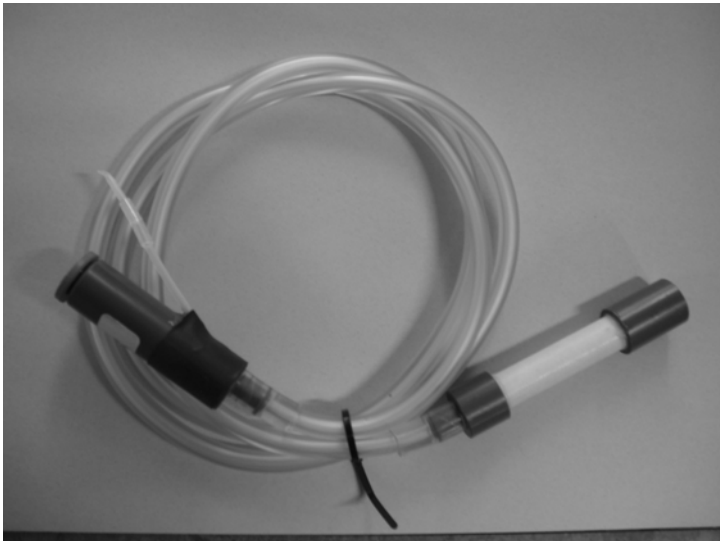
Datum: 2005-10-18

Utförd av: Märta Ländell, Geo Innova AB, Bo Svensson, Linköpings Universitet

För att undersöka om eventuell nedbrytning av organiskt material sker i tätskikten mäts sammansättning av olika gaser. Vid mikrobiell nedbrytning konsumeras syre, medan metan och koldioxid bildas. Om syre inte finns tillgängligt förväntas nedbrytningen bli långsammare.

H.1 Mätutrustning

De gasprober som används för provtagning utgörs av ett filter där markgas diffunderar in. Från filtret går en slang som mynnar i ett provtagningshuvud där prover tas ut via ett septa. Längden på slangen varierar med djupet proben är installerad på. Proben i avfallet har 4,3 m lång slang, proberna i tätskiktet och dränskiktet 2,3 m medan proben i skyddsskiktet har 1,3 m, lång slang. Figur H-1 visar en gasprob.



Figur H-1. Gasprob för provtagning av markgas.

Figure H-1. Prob for sampling of soil gas.

På Tekniska Verkens provyta utgörs avfallet och avjämningsskiktet av rökgasreningsrest (RGR). I detta material har två gasprober installerats, en på delytan med dränskikt och en på delytan utan dränskikt. I tätskiktet installerades fyra gasprober, två på delytan med dränskikt och två på delytan utan dränskikt. Två gasprober har installerats i dränskiktet. I skyddsskiktet installerades fyra gasprober, två på delytan med dränskikt och två på delytan utan dränskikt.

På SRV återvinnings provyta utgörs avfallet av sopor, vilket även kan inkludera viss mängd organiskt material. Som avjämningsskikt har bottenaska använts. I de olika skikten, avfall, tätskikt, dränskikt och skyddsskikt har vardera två prober installerats, en på

den plana delen av ytan och en på den branta delen. På Renovas provyta görs installationerna på motsvarande sätt.

H.2 Provtagning och analys

Gasprov har tagits från de installerade gasproberna med hjälp av spruta och kanyl. Vid varje provtagning har den ”dödvolum”, som finns i slangen tagits ut innan prov tagits, varefter två prover (ibland tre eller fyra) tagits i följd. Uttaget gasprov har överförts från spruta till glaströr fyllda med argon. Gassammansättningen har sedan analyserats med gaskromatografi.

Proberna vid Tekniska Verkens anläggning har provtagits vid fem tillfällen: december 2004, februari, maj, juni och september 2005. Proberna på SRV återvinnings anläggning har provtagits vid ett tillfälle i september 2005.

H.3 Resultat

Tekniska Verken

Uppmätta resultat för de olika skikten relativt tid, redovisas i Bilaga H.1. I Bilaga H.2 redovisas gaskoncentration relativt djup och med de olika skikten i täckningen markerade.

Delyta med dränskikt

Vid provtagning i december (2004) uppmättes 25-30 % metan och 2-8 % koldioxid i dränskiktet. I skyddsskiktet och tätskiktet var halterna låga (<0,5) eller ej detekterbara. I avfallet uppmättes 2-3 % metan. Vid detta tillfälle analyserades inte syre.

Vid nästa provtagning (februari, 2005) var koldioxidhalten hög (ca 30 %), medan metanhalten var ca 2-3 % i dränskiktet. I tät- och skyddsskiktet var halterna av dessa gaser låga (ca 0-1 %), men något högre i avfallet. Syrekoncentrationen varierade omvänt mot koldioxid och metan, d.v.s. när koldioxid och metan förelåg i låga halter var syrehalten ungefär som i luft (20 %), medan den var lägre då metan och koldioxid förekom i förhöjda halter.

Provtagningarna i maj och juni visade samma mönster. I avfallet låg metan- och koldioxidhalterna mellan 4 och 8 % resp. ca 0 %, medan syrehalten var lägre än i luft. I tätskiktet var metan och koldioxidhalterna låga, men ändå något högre än vid de båda tidigare mätningarna. Syrehalten var lägre än vid föregående och efterföljande provtagningar (februari och september). I dränskiktet låg metan- och koldioxidkoncentrationerna i intervallen 10-30 % resp. 2-10 %, medan syrehalten var låg. I skyddsskiktet var halterna av koldioxid och metan låga/ej detekterbara, medan syrehalten var ungefär som i luft.

Detta mönster följdes i stort sett även vid provtagningen i september, förutom att hög halt (12 %) av koldioxid uppmättes även i skyddsskiktet. Halten syre var då något lägre än tidigare.

Delyta utan dränskikt

De båda uppsättningarna av gasprober, som installerats på delytan utan dränskikt gav motsägelsefulla resultat.

Den ena uppsättningen (1 prob i skyddsskiktet och 1 prob i tätskiktet) indikerade låga halter av både koldioxid och metan i skyddsskiktet under i stort sett hela perioden. Vid sista provtagningstillfället (september, 2005) var koldioxidhalten ca 2 %. Syre halten var ca 20 % vid samtliga provtagningar. I tätskiktet var koldioxid- och metanhalterna låga vid de två första provtagningarna. Därefter var metanhalten hög (ca 15 %) samtidigt som syrehalten var låg (1-4 %).

Den andra uppsättningen prober (1 i avfallet, 1 i tätskiktet och 1 i skyddsskiktet) gav varierande resultat för de undersökta gaserna. I skyddsskiktet var metanhalten låg vid samtliga provtagningstillfällen. Koldioxidhalten var låg (<0,5%) vid första tillfället, ca 17 % vid provtagningen i februari och ca 5 % vid de tre sista provtagningarna. Syrehalten varierade omvänt mot koldioxidhalten. I tätskiktet var koldioxidhalten låg vid samtliga provtagningar. Även metanhalten var låg, undantaget mätningen i juni, då den uppgick till ca 14 %. Syrehalten var vid detta tillfälle något lägre än i luft (16 %), men låg vid övriga tillfällen på ungefär 20 %. Även i avfallet var koldioxidhalten låg vid samtliga provtagningstillfällen. Vid första provtagningarna i december och maj uppmättes höga halter av metan (drygt 30 % resp. ca 12%). Vid övriga tillfällen uppmättes endast låga metanhalter. Syrekoncentrationen varierade i intervallet 13-19 %.

SRV återvinning

Resultaten redovisas i diagram i bilaga H.3.

Plan delyta

På den plana delytan var koldioxidhalten 0,3-0,9 % i avfallet, drän- och skyddsskiktet, medan nämnvärda metanhalter endast uppmättes i tätskiktet. I drän- och skyddsskikten var metanhalten inte detekterbar. Syrehalten varierade omvänt mot halterna av metan och koldioxid, d.v.s. halten i avfallet, drän- och skyddsskiktet var ungefär som i luft (ca 20 %), medan syrehalten i tätskiktet var ca 6 %.

Brant delyta

För den branta delytan var halterna i de två övre skikten ungefär som för den plana ytan, d.v.s. låga halter av metan och koldioxid och syrehalt som ungefär motsvarar luft. I tätskiktet var syre- och metanhalterna drygt 5 % medan koldioxidhalten var låg. I avfallet var metanhalten högre (ca 9 %) och koldioxidhalten uppgick till ca 2 %. Syrehalten i tätskiktet var låg (<1 %).

H.4 Diskussion

Tekniska Verken

Resultaten visar förekomst och därmed en sannolik bildning av metan i avfallet. Avfallet består av rökgasreningsrest, som enligt laboratorieanalyser innehåller en andel organsikt material (glödgningsförlust: 11 %; muntligen Hammar, 2005). Vidare är pH för rökgasreningsresten hög (10-12) vilken antas ha en hämmande effekt på nedbrytningen. Metan har även uppmätts i tät- och skyddsskiktet. Metan i tätskiktet kan antingen ha bildats där eller ha diffunderat från det underliggande avfallet. Även det omvända kan ha skett, d.v.s. att metan bildas i tätskiktet och diffunderar till avfallet. I dränskiktet är det dock inte sannolikt att metanbildning kan fortgå, metan i detta skikt antas ha diffunderat från underliggande material. Metanbildning kan troligen fortgå i den övre delen av tätskiktets profil (i kontakt med dränskiktet), där syrehalten är relativt hög och eventuellt perkolerat vatten i dränlagret kan bidra till en pH-neutralisering av materialet.

De låga halterna av koldioxid i avfallet och skyddsskiktet antas bero på att koldioxid fastläggs som karbonater i den alkaliska miljö som kännetecknar både rökgasreningsresten och slam/aska-blandningen.

En orsak till att metan, i motsats till koldioxid, aldrig förekommer i prover tagna i skyddsskiktet kan vara att metan bryts ner mikrobiellt till koldioxid och vatten.

Koldioxid har uppmätts i skyddsskiktet, för ytan utan dränskikt fr.o.m. februari, för ytan med dränskikt vid provtagningen i september.

Utifrån de resultat som erhållits från gasprover tagna vid Tekniska Verken går det inte att säkert avgöra om mikrobiell nedbrytning pågår i tätskiktet. Den koncentration av metan som uppmätts i tät- och dränskikt kan härröra från avfallet. Avfallet innehåller relativt liten mängd organiskt material och nedbrytning av detta material hade inte förväntats.

En möjlig orsak till omsättningen av organiskt material i tätskiktet på ytan med dränskikt, kan vara att dränskiktet någonstans är i kontakt med luft och därmed tillför syre till tätskiktet. Detta skulle i så fall innebära att nedbrytningen skulle bli mindre på ytan utan dränlager. På grund av de stora variationerna i resultat från de båda uppsättningarna prover på ytan utan dränskikt, är det svårt att dra några slutsatser om nedbrytningens storlek på de olika delytorna.

pH

Vid tidigare utförda laboratorieförsök (Sundberg et al, 2002) inkuberades en blandning av slam och aska. Prov togs ut för kontroll av bl. a. pH vid ett antal tillfällen under ca 3 månader. Under denna tid varierade pH mycket lite och översteg 12 under hela perioden. Samtidigt noterades ingen eller mycket liten nedbrytning och gasbildning i materialet.

För föreliggande pilotförsök vid Tekniska Verken mättes pH på materialet i samband med provblandning vid val av blandningsutrustning och senare vid en kolvprovtagning ca 1 år efter utläggning. För det färskt blandade materialet vid provblandningen var pH 9,2 (endast ett prov), medan det efter ca 1 år varierade mellan 8,0 och 8,6 (nio prov).

Det lägre pH-värdet vid pilotförsöket jämfört med tidigare laborieförsök kan ge en gynnsammare miljö för mikrobiell nedbrytning. Huvuddelen av de mikroorganismer som från början finns i slammet tillväxer troligen bäst vid neutralt pH. Kraftig förhöjning av pH-värdet leder till att den mikrobiella aktiviteten begränsas. De mikroorganismer som tillväxer vid ett högre pH kommer då att få utrymme att utvecklas och kan så småningom orsaka en betydande nedbrytning. Detta tar tid och kunde inte noteras under den tid laborieförsöken pågick. Vid pilotförsöken var det initiala pH-värdet betydligt lägre, vilket gör att den mikrobiella aktiviteten kan komma i gång snabbare. Den pH-sänkning som observerats under tiden materialet legat på ytan antas vara en effekt av nedbrytningen. Även neutralisering genom infiltrerande vatten kan ha påverkat pH.

SRV Återvinning

Resultaten från den branta delen av ytan indikerar att nedbrytning pågår i avfallet. Detta är sannolikt, eftersom avfallet består av sopor överlagrade av ett avjämningsskikt av bottenaska. Utifrån resultaten från denna delyta kan ingen slutsats dras beträffande nedbrytning i tätskiktet, eftersom gassammansättningen i detta lager kan bero på diffusion från avfallet.

Resultaten från den plana ytan visar förekomst av nedbrytningsprodukter i tätskiktet, men inte i det underliggande materialet. Detta kan tyda på att viss nedbrytning av sker i tätskiktet.

H.5 Slutsatser

Med utgångspunkt från erhållna resultat för mätningar av gassammansättning i de olika lagren på ytan och av pH för färsk och åldrad blandning, kan konstateras att det sannolikt pågår en omsättning av det organiska materialet i tätskiktet på provytorna.

I relation till tidigare laborieförsök (Sundberg et al., 2002) var utgångs-pH i materialet lägre. Detta är ett skäl till att nedbrytning sker i materialet i fält, men inte kunde ses i laboratorium.

För att få en beständighet som är tillräcklig för tätskikt för deponier, är blandningen av slam och askor kritisk.

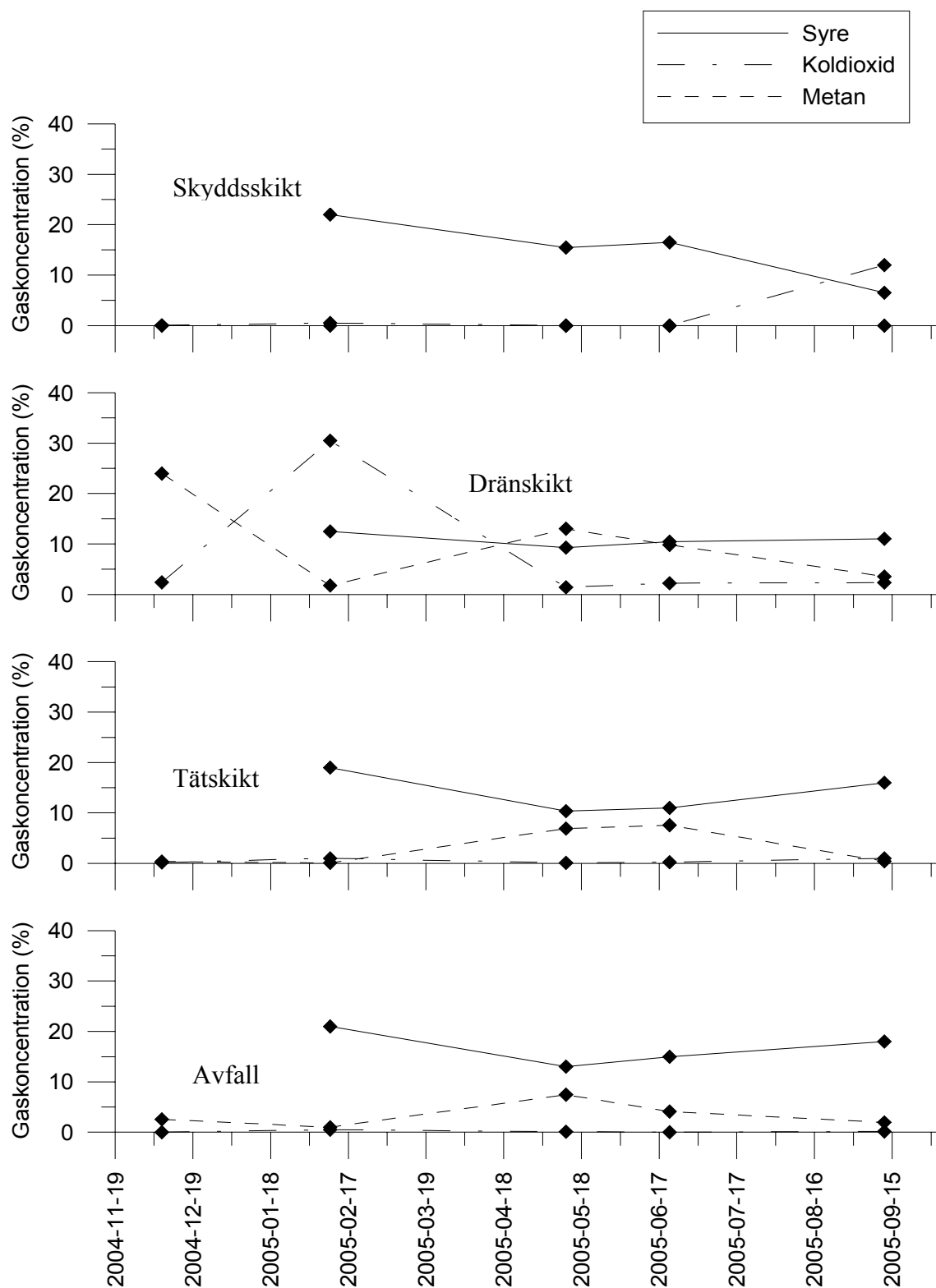
Referenser

Hammar, M., Tekniska Verken i Linköping, muntlig uppgift.

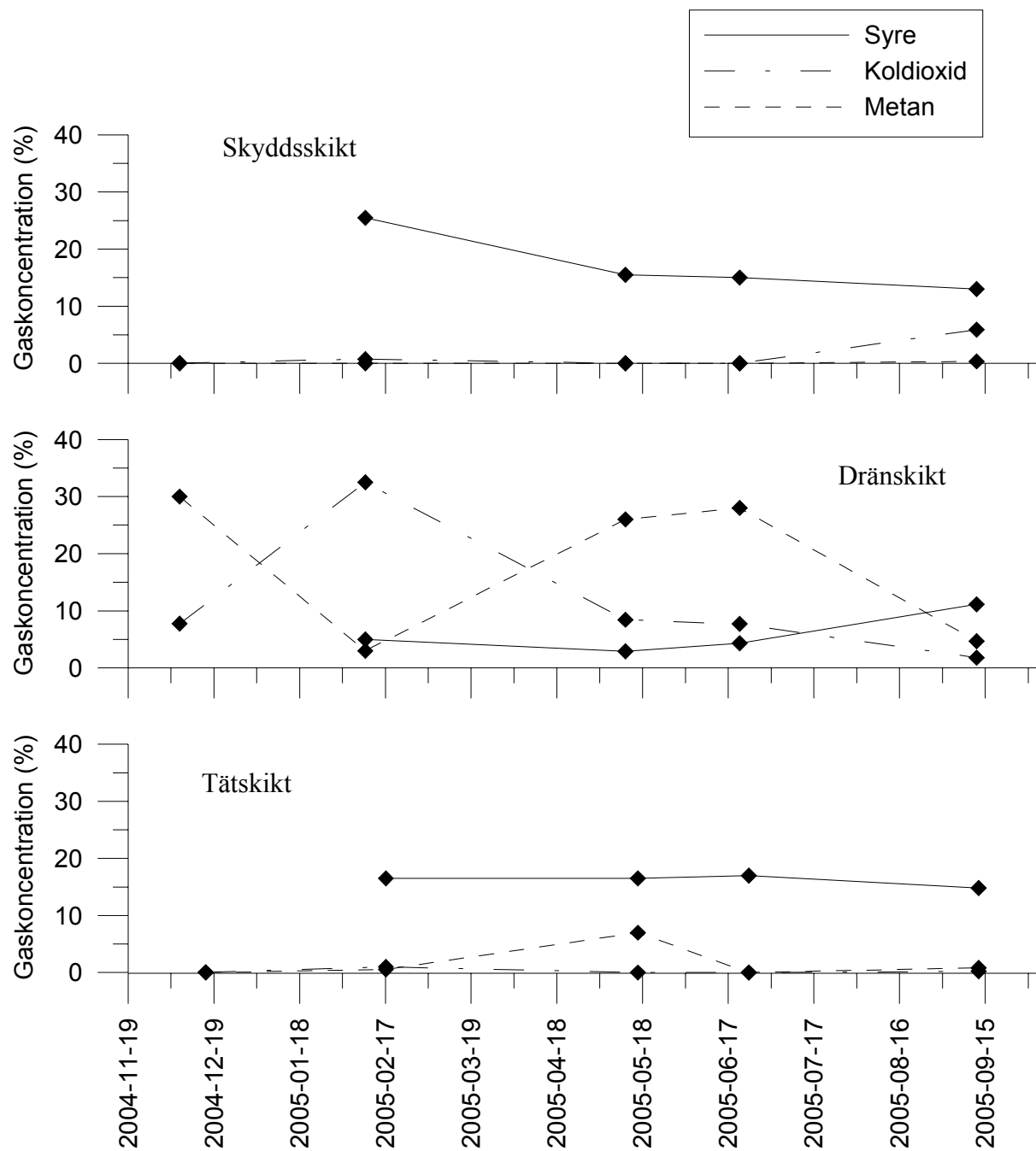
Sundberg, J., Carling, M., Ländell, M., Svensson, B., 2002: Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper. RVF Utveckling 02:18 (även VA-Forsk 2003-21).

Bilaga H.1 – Gaskoncentration mot tid, Tekniska Verken

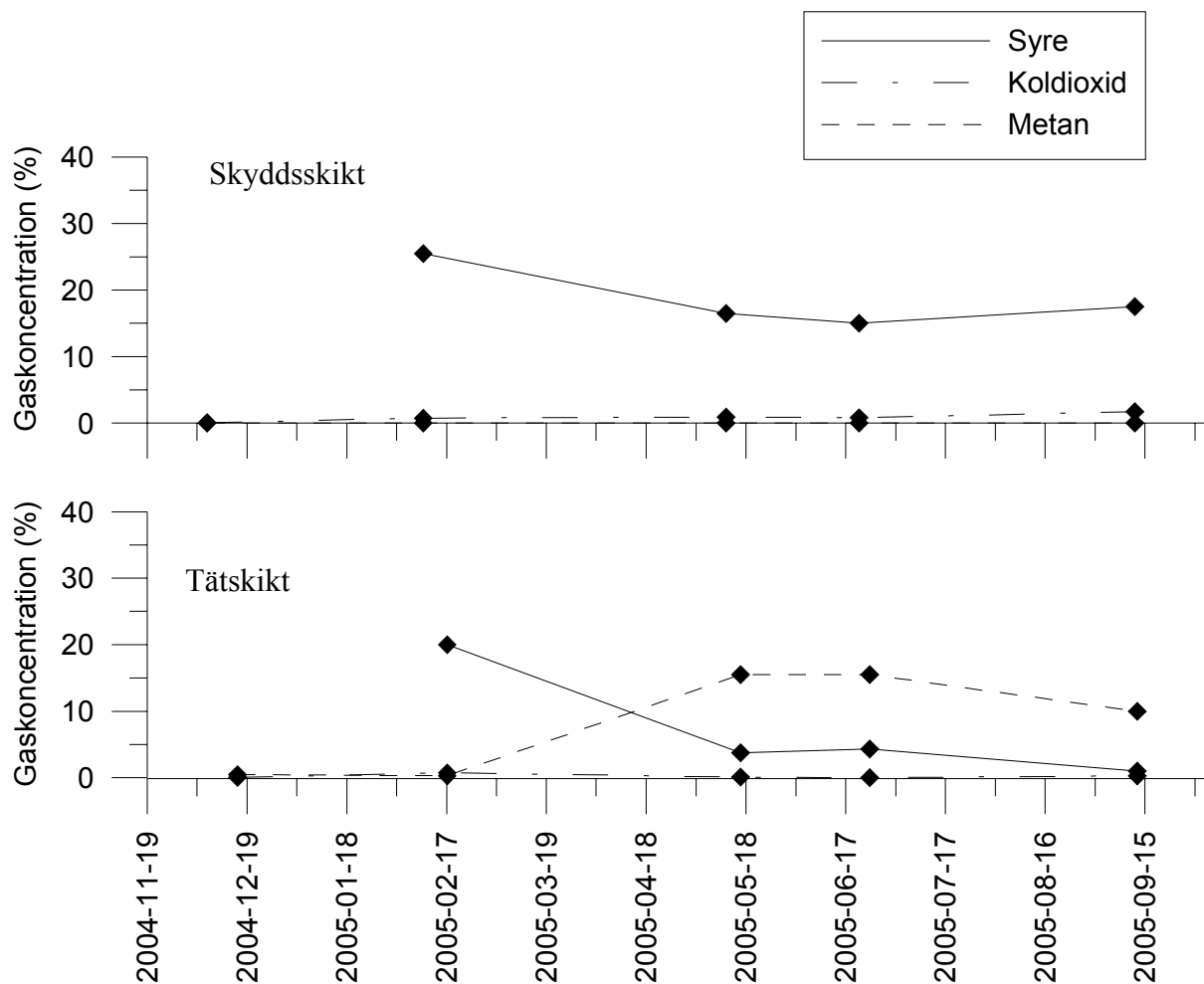
Provtagningspunkt 1



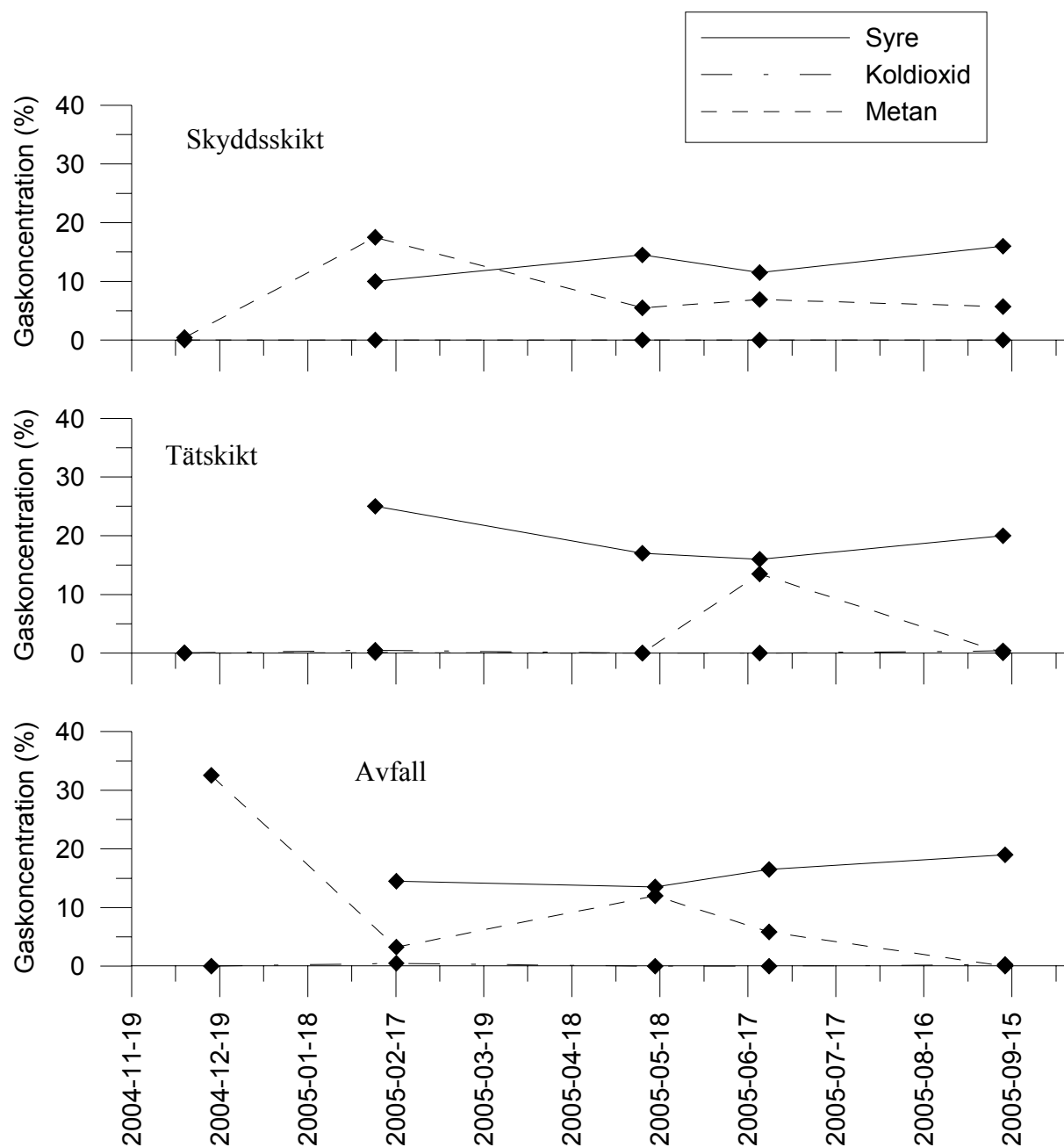
Provtagningspunkt 2



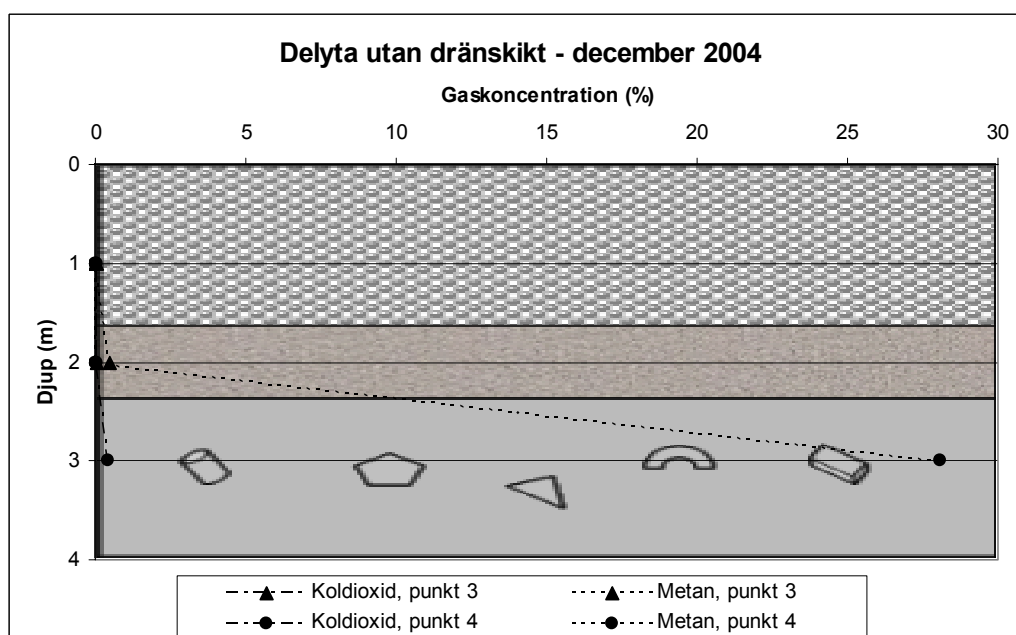
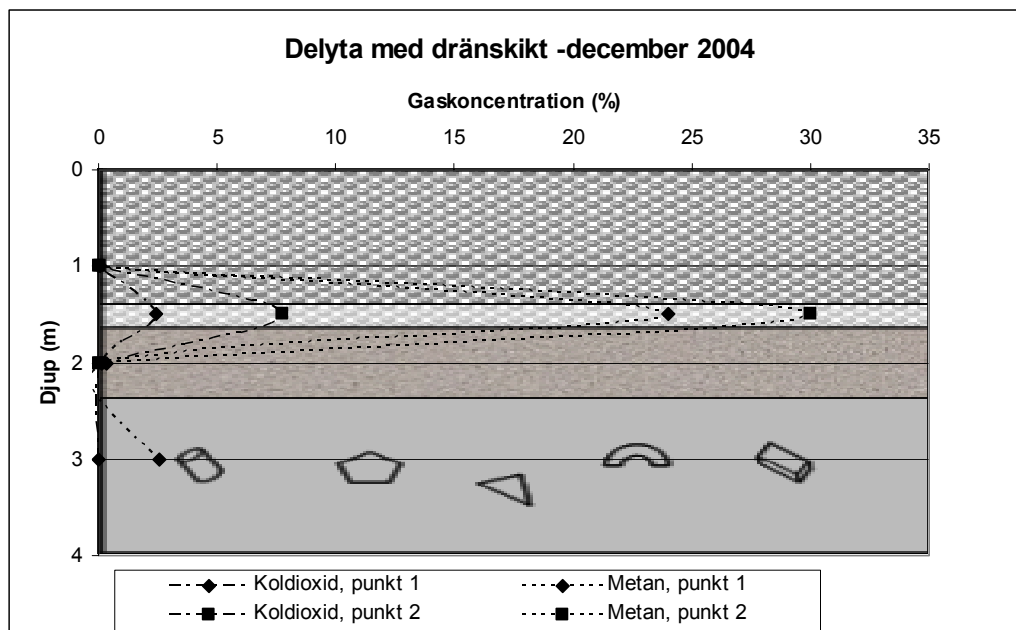
Provtagningspunkt 3

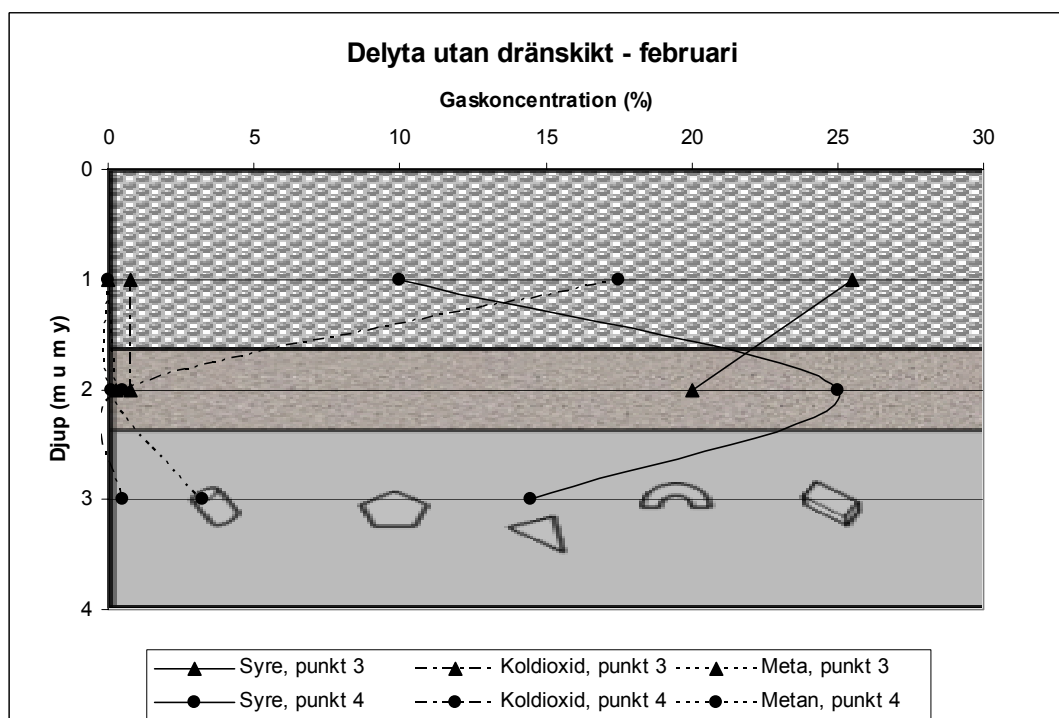
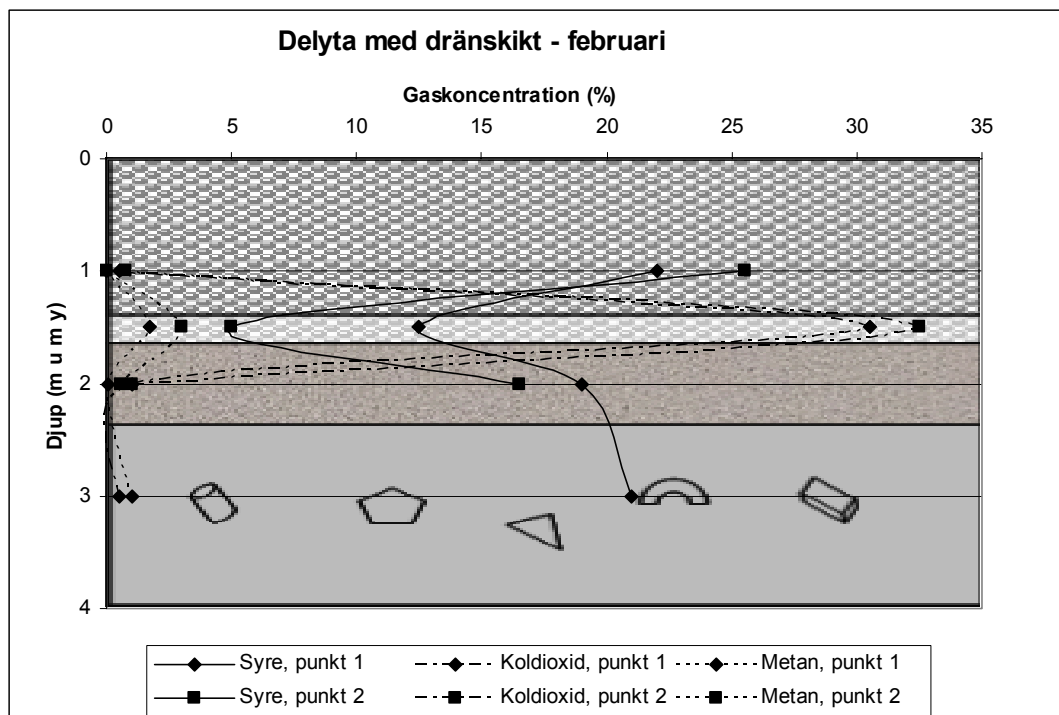


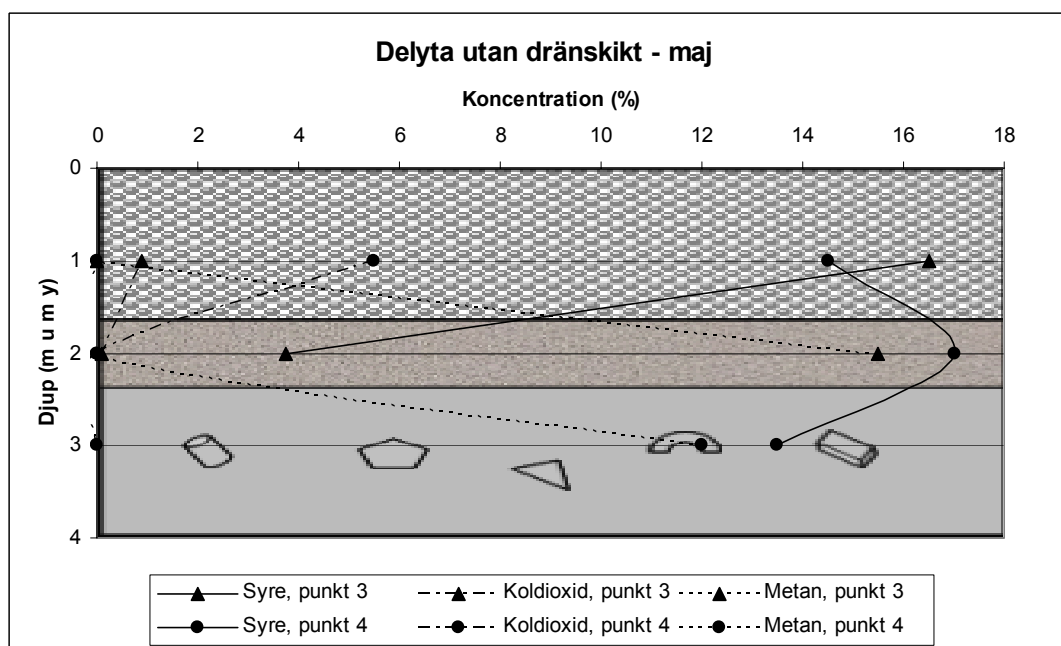
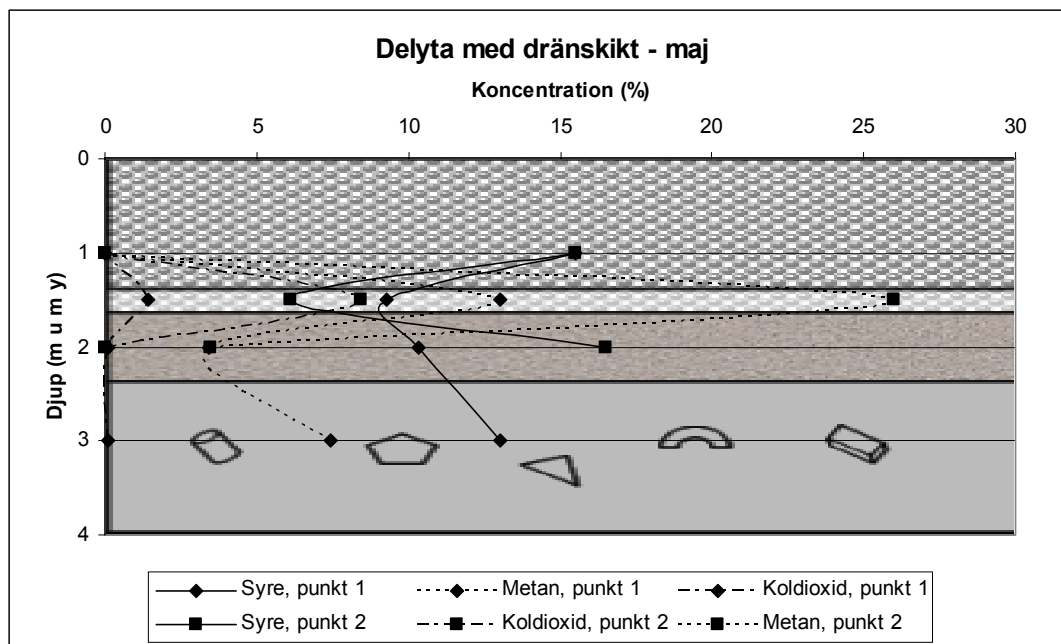
Provtagningspunkt 4

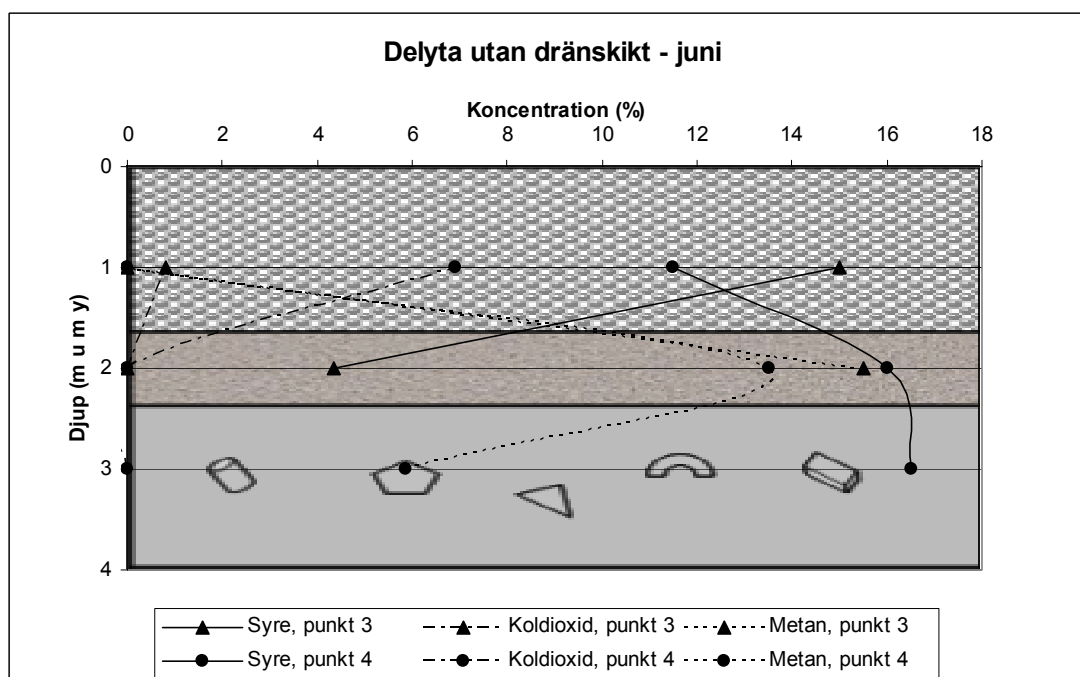
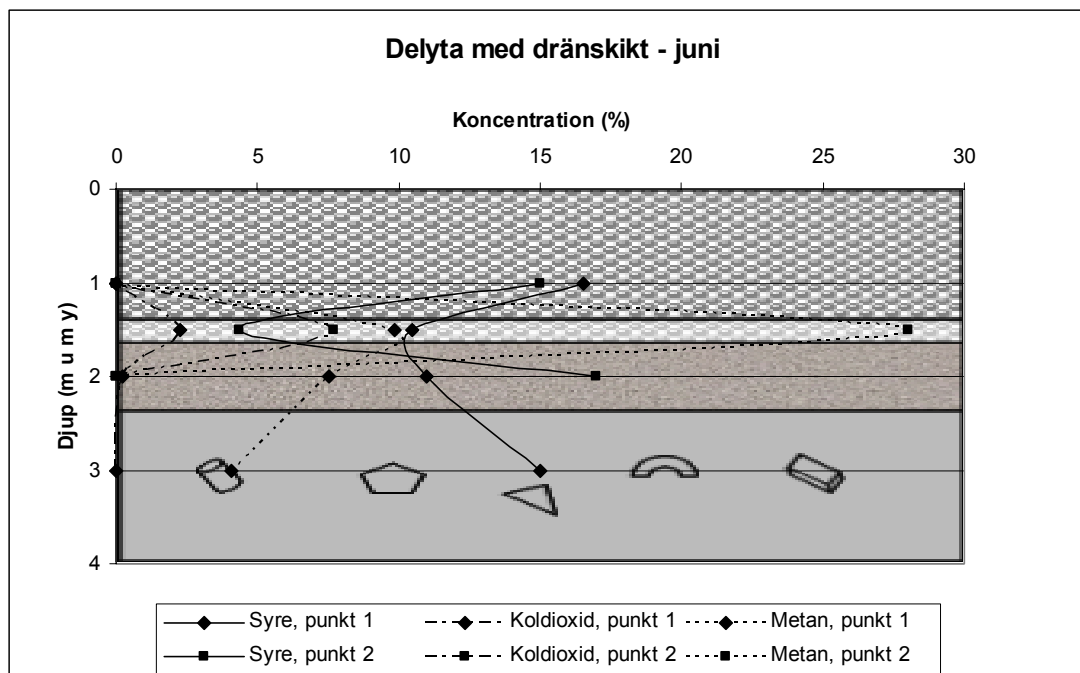


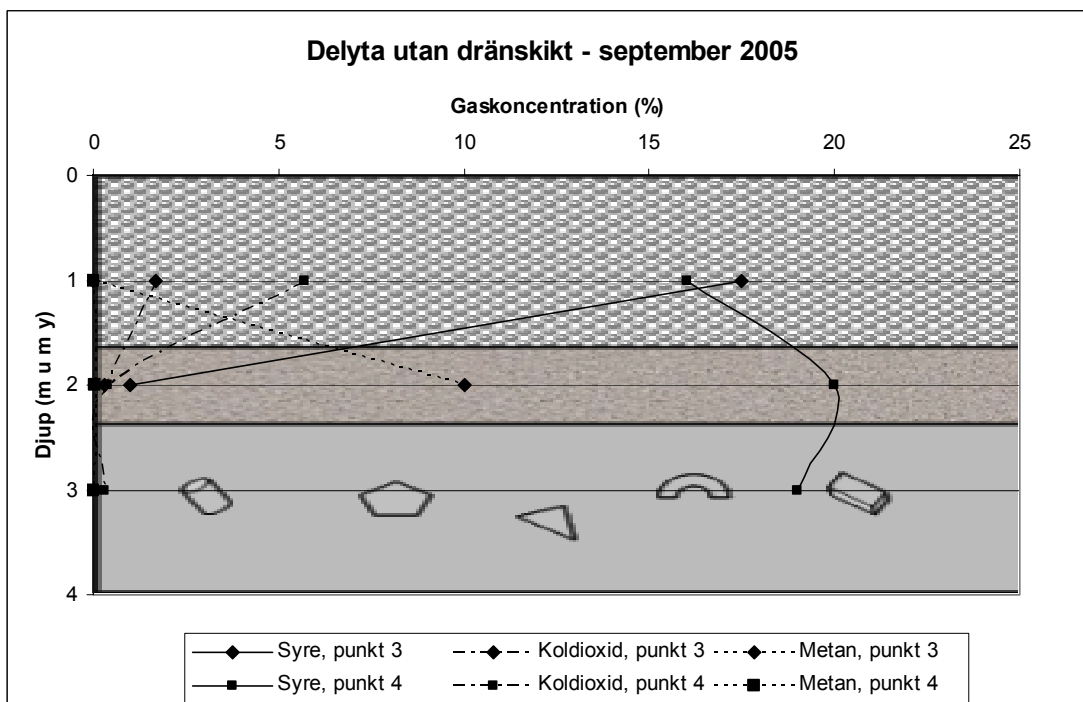
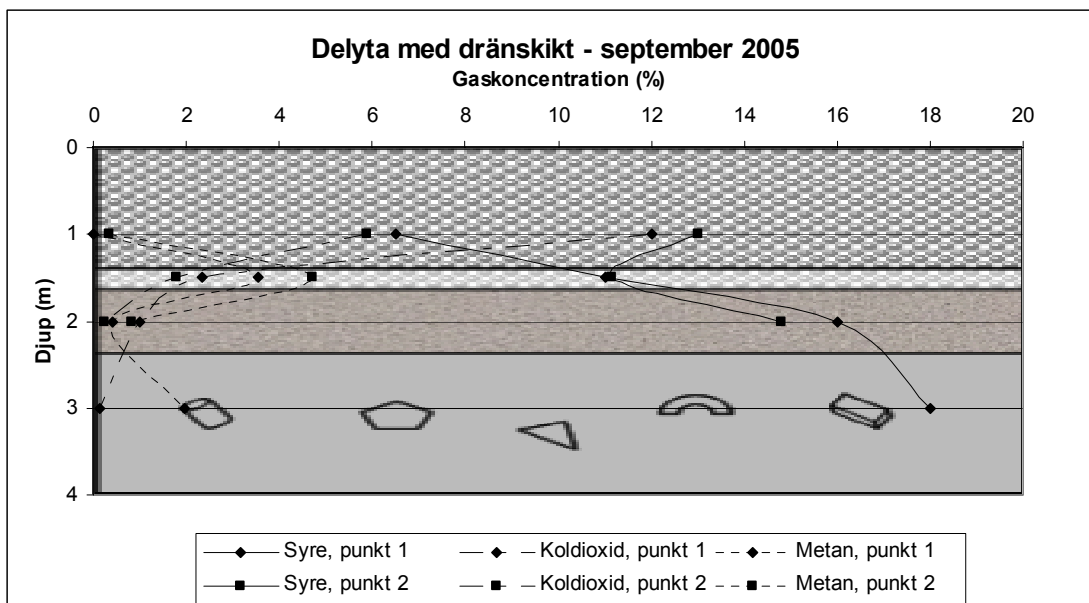
Bilaga H.2 - Gasmätning Tekniska Verken

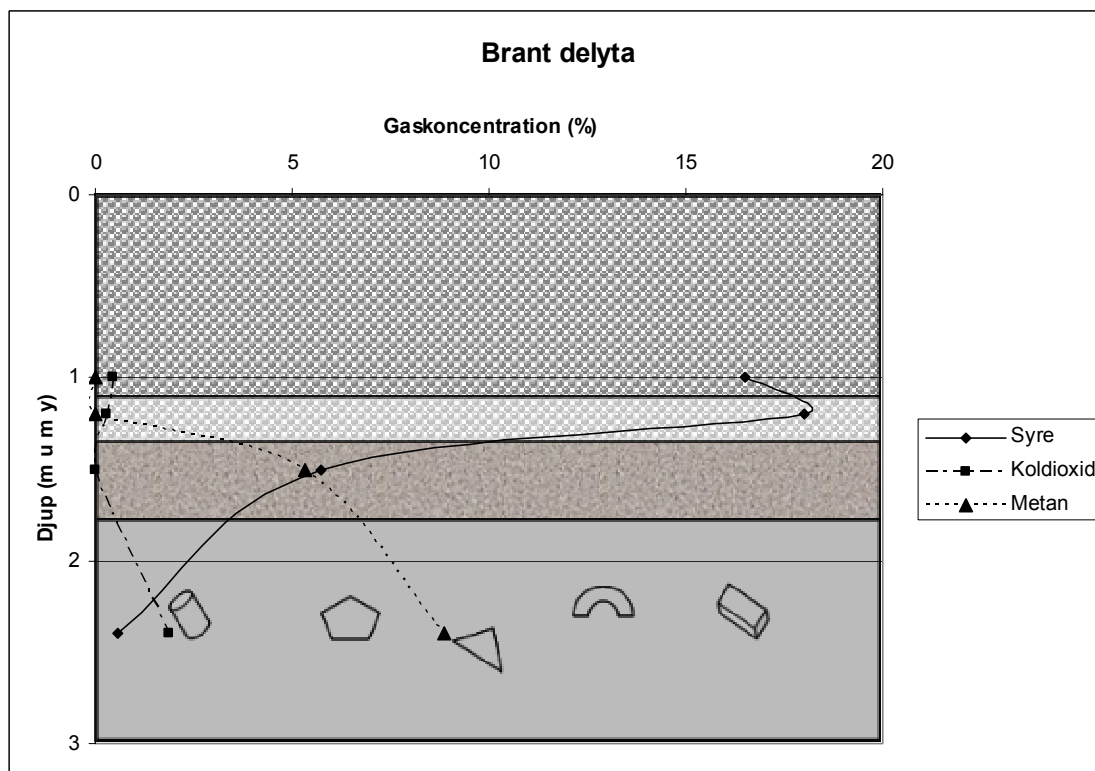
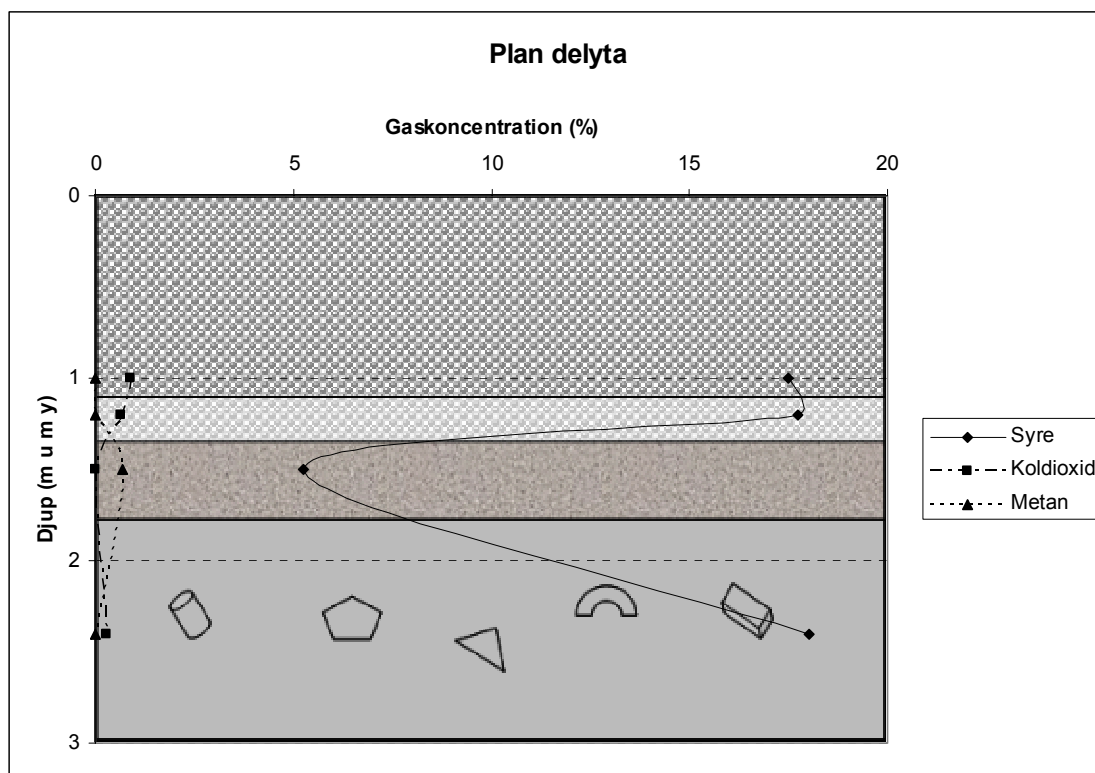










Bilaga H.3 - Gasmätning SRV Återvinning

I Syretillgång och pH – effekter i olika konstruktioner av deponitäckningar

Datum: 2004-03-23

Utförd av: Märta Ländell, Geo Innova AB och Bo Svensson, Tema Vatten, LiU

I.1 Effekter av ökad syretillgång och sjunkande pH

Nedbrytning av organiskt material i slam/aska-blandningen är beroende av bl. a. tillgången på syre och pH i blandningen. Nedbrytning kommer att fortgå även i frånvaro av syre, men i betydligt lägre takt än då syre finns tillgängligt. De flesta mikroorganismer i slam och ”normala” jordar har pH-optimum mellan 6 och 8, d. v. s. de tillväxer snabbast i detta intervall. I alkalina miljöer utvecklas dock mikroorganismer med högre pH-optima. Eftersom mikroorganismerna i ett skikt av slam och aska har sitt huvudsakliga ursprung i slammet, bedöms nedbrytning därför vara långsam så länge pH är högt och syretillgången är låg. Vid en ökning av syretillgången eller en sänkning av pH kan en ökning av nedbrytningshastigheten förväntas.

I.2 Tillförsel av syre och förändring av pH

Tillförsel av syre till tätskiktet väntas ske genom diffusion och transport med perkolerande vatten. Mängden syre som kan transporteras med vatten är liten, och minskar med stigande temperatur. Diffusionen kan bli betydligt större. Faktorer som påverkar diffusionens storlek är materialets porositet (beror bl. a. av packning), vattenmättnaden i skiktet, skiktets nivå under markytan, överliggande materials beskaffenhet (bl. a. porositet) och skador på skiktet i form av rotpenetration och grävning av människor eller djur.

Förändringar av pH-värdet i materialet kan ha flera orsaker. Jämvikt med omgivningen eftersträvas. Därför påverkas pH av kontakt mellan tätskiktet och över- och underliggande skikt. Genomströmning av vatten (nederbörd som perkolerar genom tätskiktet eller rinner av vid dess överyta) väntas också ha en neutraliserande effekt. Vid kontakt med luft sjunker pH i materialet, p.g.a. reaktion med koldioxid. Biologisk nedbrytning verkar neutraliserande vid höga pH.

I.3 Konstruktion av deponitäckning

Deponitäckningen kan utformas på flera sätt, och utformningen kan ha betydelse för syretillförsel och förändringar av pH. I Figur I-1 presenteras olika exempel på utformning. Materialet ovan tätskiktet har stor mäktighet, vilket bör minska diffusionshastigheten av syre från atmosfären till tätskiktet. Då tätskiktet är i direkt kontakt med avfallet kan avfallets sammansättning leda till förändring av pH i tätskiktet. I dränsiktet ovan tätskiktet förs perkolerande vatten bort från täckningen. Då detta vatten kommer i kontakt med slam/aska-blandningen (på ytan eller då materialet inte är vattenmättat) sker jämviktsreaktioner mellan matriserna. Då dränsiktet inte är vattenmättat innehåller det relativt stor volym markgas eftersom porositeten är stor. Därigenom kan en hög diffusionshastighet av syre och andra gaser mellan dränsiktet och tätskiktet förväntas. På

grund av den stora porositeten i dränskiktet, antas diffusionen i detta skikt vara näst intill obegränsad, och inga koncentrationsgradienter förekomma, förutsatt att materialet är omättat.

Då dränskiktet utesluts, (Figur I-1b), väntas strömningen av vatten i anslutning till tätskiktet minska, förutsatt att skyddsskiktet har låg permeabilitet. Därmed skulle utlakningen från tätskiktets yta minskas. En nackdel med att utesluta dränskiktet skulle vara att vattentrycket på tätskiktets yta ökar. För att minska tillgången på syre vid skiktets övre yta kan skyddsskiktets tjocklek ökas, syretillgången minskar med ökat djup. I Figur I-1c har tätskiktets mäktighet ökat till 0,75 m. Om syrekoncentrationen i tätskiktets övre och undre yta inte förändras jämfört med Figur I-1a, sjunker gradienten för syrgaskoncentrationen över tätskiktet, vilket leder till ett minskat flöde. Den större mäktigheten gör också att skiktets funktion blir mindre sårbar för mekaniska skador och för nedbrytning av slamdelen.

a)

Växtetableringsskikt	0,2 m
Skyddsskikt	1,0 m
Dränskikt	0,5 m
Tätskikt	0,5 m
Avfall	

b)

Växtetableringsskikt	0,2 m
Skyddsskikt	1,5 m
Tätskikt	0,5 m
Avfall	

c)

Växtetableringsskikt	0,2 m
Skyddsskikt	1,0 m
Dränskikt	0,5 m
Tätskikt	0,75 m
Avfall	

Figur I-1. Principiell skiss över utformning av deponitäckning, a) med dränskikt över tätskiktet, b) dränskiktet har uteslutits och skyddsskiktets mäktighet ökats, samt c) tätskiktets mäktighet har ökats, i övrigt som i a).

Figure I-1. Sketch of the covering of a landfill, a) with drainage layer on top of the barrier layer, b) without drainage layer and thicker protection layer and c) as a), but with a thicker barrier layer.

I.4 Beräkning av syretillförsel

Tillförsel via perkolerande vatten

Genom tätskiktet för en deponi med icke-farligt avfall tillåts $50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ infiltrera. Mängden syre som kan transporteras med denna vattenvolym är beroende av temperaturen och varierar mellan 2,2 och 3,5 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$, då temperaturen för perkolerande vatten varierar mellan 20 och 0°C. För en deponi för farligt avfall är tillåten infiltrerande volym $5 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$, följaktligen minskar även mängden syre med en tiopotens, till 0,22-0,35 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

För tillförsel via perkolerande vatten har inte olika utformning av deponitäckningen särskiljts. Beroende på materialens täthet kan infiltrationen bli mindre än ovan.

Tillförsel via diffusion

Diffusion av syre i mark kan beräknas. Här beräknas endast diffusion genom tätskiktet.

Vid beräkning av syretillförsel i tätskikt används ekvation för flöde enligt Bogner et al. (1988). Vid beräkning tas hänsyn till andelen gasfyllda porer, porernas form, den studerade gasens diffusionskoefficient i aktuell gasblandning och koncentrationsgradienten för det studerade skiktet i täckningen. Koefficienten för porernas form har beräknats från gasfylld porvolym på samma sätt som i den studie som utförts av Bogner et al. (1988), övriga parametrar har uppskattats, vilket medför att resultaten endast bör användas för inbördes jämförelser mellan olika konstruktioner. Med utgångspunkt från mätningar i Furulund antas diffusionen av syre i skyddsskiktet vara av en sådan storleksordning att syrekoncentrationen i markgasen sjunkit till mellan 5 och 10 % beroende på skyddsskiktets tjocklek, jämfört med 20 % i atmosfären. Under tätskiktet antas koncentrationen vara 1 %. Vidare antas den gasfyllda porvolymen i materialet vara 5 %.

Den beräknade mängden syre är den maximala mängden som teoretiskt kan diffundera ner i materialet. Mängden kan begränsas av yttre faktorer, t.ex. minskad tillgång på syre i överliggande skikt.

Trots att resultaten är osäkra anges beräknade värden på diffunderad mängd syre. Detta i syfte att tydliggöra skillnaden mellan syretillförsel genom diffusion och genom transport med perkolerande vatten, som har bedömts uppgå till ca 2-4 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$, se ovan.

Fall A – Figur I-1a

Antaganden:

Syrgaskoncentration ovan tätskiktet: 10 %

Syrgaskoncentration under tätskiktet: 1 %

Gasfylld porvolym: 5 %

Tätskiktets tjocklek: 50 cm

Största teoretiska tillskott av syre till tätskiktet blir då ca 20 $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

Fall B – Figur I-1b

Antaganden:

Syrgaskoncentration ovan tätskiktet: 5 %. Det är lägre än i fall A, p. g. a. att skyddsskiktets mäktighet ökas (den stora porositeten i dränlagret antas innebära att syrgaskoncentrationen är konstant över detta skikt).

Syrgaskoncentration under tätskiktet: 1 %

Gasfylld porvolym: 5 %

Tätskiktets tjocklek: 50 cm

Största teoretiska tillskott av syre till tätskiktet blir då ca $10 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

Fall C – Figur I-1c

Antaganden:

Syrgaskoncentration ovan tätskiktet: 10 %

Syrgaskoncentration under tätskiktet: 1 %

Gasfylld porvolym: 5 %

Tätskiktets tjocklek: 75 cm

Största teoretiska tillskott av syre till tätskiktet blir då ca $15 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

För dessa alternativa konstruktioner minskar alltså mängden tillfört syre till hälften, då syrekonzentrationen ovan tätskiktet minskas från 10 till 5 %. Då tätskiktets tjocklek ökas från 50 till 75 cm minskar syretillförseln med 25 %. Om materialet packas ytterligare eller vattenmättnaden ökas, så att den gasfyllda porvolymen uppgår till 2 % istället för 5 %, sjunker syretillskottet till ca 10, 5 och 8 kg för fall A, B respektive C ovan, d.v.s. en minskning med hälften.

Syrehalten i tätskiktets underkant har betydelse för koncentrationsgradienten över skiktet. Stor skillnad mellan koncentrationerna över och under tätskiktet medför att gradienten blir stor och utjämning av skillnaderna eftersträvas. Detta åskådliggörs genom skillnaderna för fall A och fall B. Om gradienten minskas ytterligare, genom att syrekonzentrationen antas var 5 % över tätskiktet och 3 % under tätskiktet, minskar den beräknade maximala syretillförseln till tätskiktet till $5 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$.

I.5 Åtgärder för att förhindra syretillförsel

Tillförseln av syre till materialet begränsas effektivast genom att diffusionen minimeras. Skillnaden mellan mängden syre som tillförs via perkolerande vatten och via diffusion är stor. I fallen ovan är syretillförseln via diffusion ca tre tiopotenser större än via perkolerande vatten. Begränsning av diffusionen kan åstadkommas genom att tätskiktet är vattenmättat så stor del av tiden som möjligt och att överliggande skikt är täta och har relativt stor mäktighet, så att syrekonzentrationen vid tätskiktets övre yta blir så liten som möjligt.

I.6 Förändring av pH

Förändring av pH i materialet väntas ske till följd av biologisk aktivitet, spädning med vatten i materialet och kontakt med annat material i gränserna mellan skikten. Av dessa faktorer väntas den biologiska aktiviteten ha störst betydelse för sänkning av pH.

I.7 Åtgärder för att förhindra sänkning av pH

Störst effekt för att minska pH-förändringar skulle alltså erhållas om den mikrobiella aktiviteten förhindrades. Detta bedöms dock inte vara möjligt. Vid undersökningar i Furulund konstaterades att den översta halvmeteren av slam/kalk-blandningen var påverkad och hade betydligt lägre pH-värde än materialet hade vid utläggning. Då rötat slam och aska används istället för orötat slam och kalk, väntas samma processer ske i blandningen, men i betydligt långsammare takt.

En annan åtgärd för att förhindra pH-förändring i materialet vore att begränsa infiltrationen av nederbörd. Detta erhålls genom att materialet får låg hydraulisk konduktivitet och kan ytterligare förbättras genom att slam/aska-skiktet får en viss lutning så att vattnet rinner av i ett eventuellt dränskikt eller i skyddsskiktet (slam/aska-skiktet kan luta utan att överytan lutar).

Tätskiktet kommer att ha kontakt med andra material vid sin övre och undre yta. Detta kan inte undvikas, men kontakt med särskilt reaktiva material, t.ex. vissa typer av avfall, kan förhindras genom att ett skikt av t.ex. samma material som skyddsskiktet läggs mellan avfallet och tätskiktet eller att tätskiktets mäktighet ökas vilket ger större marginal (acceptabelt att viss del av materialet bryts ned).

Referenser

Bogner, J., Vogt, M., Piorkowski, R., Rose, C. and Hsu, M., 1988: "U.S. Landfill Gas Research" in Y. R. Alston and G. E. Richards (Editors), *Landfill Gas and Anaerobic Digestion of Solid Waste*, United Kingdom Department of Energy, 313-337

Sundberg, J., Carling, M., Ländell, M., Svensson, B., 2002: Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska – Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper, RVF Utveckling 02:18 (även VA-Forsk 2003-21).

J Tolkning av fältprovtagning av markprofiler vid Furulunds slamdeponi, hösten 2003

Datum: 2004-01-20

Utförd av: Bo Svensson, Tema Vatten, LiU och Märta Ländell, Geo Innova AB

J.1 Syfte

Under sommaren 2002 utfördes provtagning av den utlagda slam/kalk-blandningen i Furulund. Vid provtagningen och vid utvärderingen av laboratorieresultaten konstaterades att några gasprover störts vid provtagningen och att ett utökat antal prover på det fasta materialet skulle kunna ge värdefull information. Resultat från 2002 redovisas i rapport, RVF Utveckling 02:18.

För att komplettera de redovisade resultaten och verifiera slutsatserna, utfördes ytterligare provtagning under hösten 2003. Avsikten med denna provtagning var att ge ytterligare data för att kunna bedöma beständighet hos slam stabiliserat vid högt pH, i detta fall med kalk. Dessa data skulle sedan användas för att förutse hur en blandning av slam och aska skulle kunna bete sig.

J.2 Bakgrund

Markprofilerna provtogs och analyserades med avseende på torrsubstans, glödförlust och pH samt på markgassammansättning.

Förändringar i fr.a. glödförlust och pH i slammet är starka indikationer på att mikrobiell aktivitet lett till en nedbrytning av det organiska materialet. Gassammansättningen kan konfirmera detta genom att fr.a. visa förhöjda koldioxid- och metanvärden.

J.3 Genomförande

Provtagning

Provtagningen av fasta prover utfördes med borrhandsvagn, som tillsammans med skruvar och annan utrustning rengjordes före fältarbetet. Fältarbetena följde i tillämpliga delar råd och anvisningar i SGF:s fälthandbok för miljötekniska markundersökningar (SGF, 2004).

Jordprover togs med hjälp av skruvborr i fyra punkter. För varje borrhål noterades jordlagerföljd, grundvattennivå och övriga iakttagelser, se bilaga J-1. Prov togs ut varje halvmeter eller vid förändringar i materialet, och förvarades i plastpåsar.

Gasprovtagningen gjordes genom att prover installerades på olika djup i profilerna vid tre av provtagningsplatserna. De fick jämvikta under tre veckor, varefter de provtogs. Tre successiva prover togs ur varje prob och överfördes till vardera en provtagningsflaska (22 ml), d.v.s. från varje nivå togs trippelprov. Då vatten uppträdde i proverna togs den tillgängliga gasfasen. Proverna analyserades med avseende på syre, metan och koldioxid med hjälp av gaskromatografi.

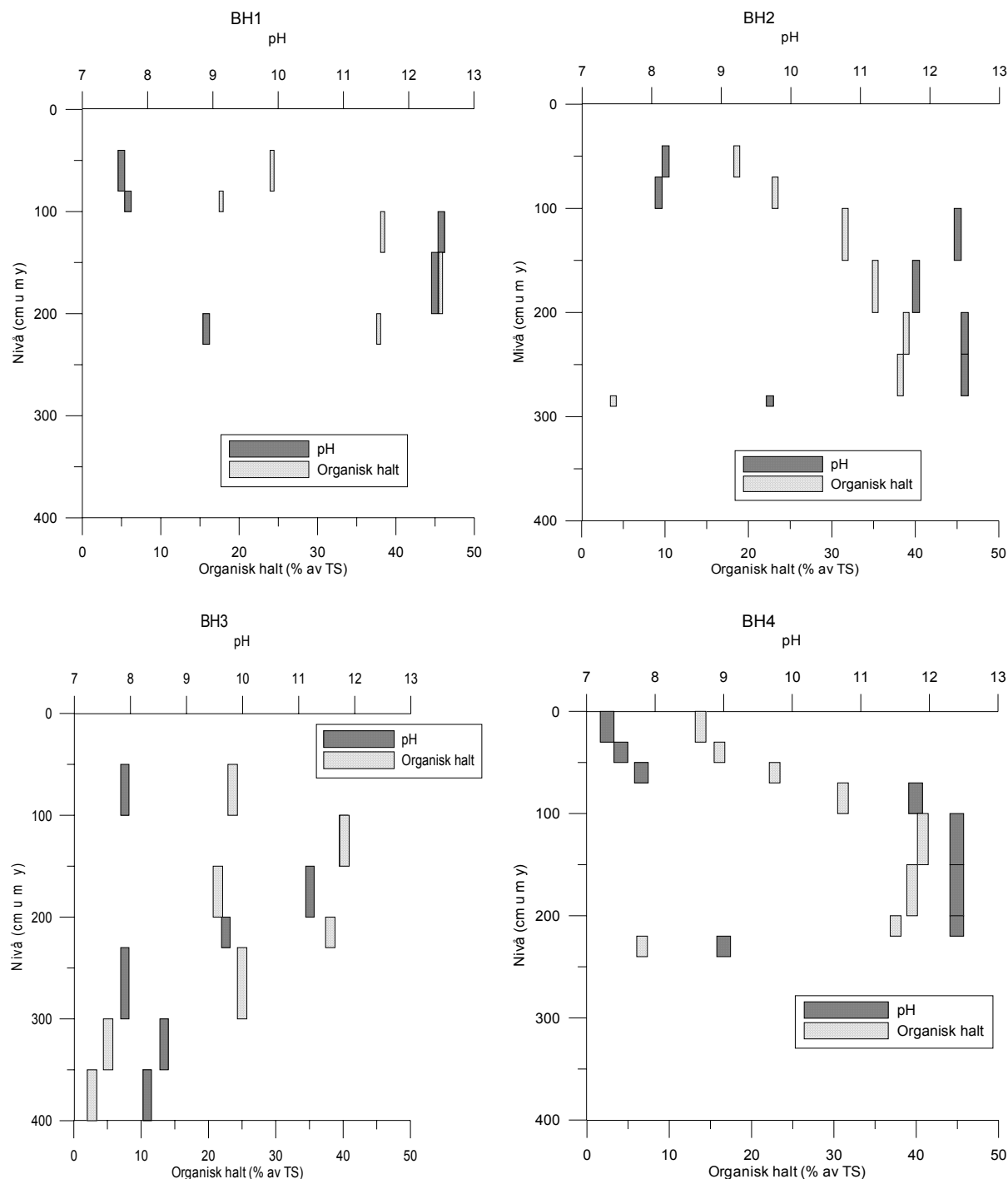
Primärresultataten redovisas i bilagorna J-2 och J-3.

Iakttagelser vid provtagning

Mulljord och sand utgjorde ett övre skikt ned till ca 0,5 m, varefter slam förelåg ned till mellan 2,2 till 3,0 m. Slammet var mörkt i övre delen ned till ca 1 m och ljust ned till ca 2,3 m, varefter ett mörkt skikt uppträdde ned till botten, som kunde bestå av lera eller slagg.

J.4 Resultat och diskussion

Färgförändring av slammet (mörkt till ljust) var kopplad till en pH-skillnad från 7,6-9,7 till 11,2-12,5 och en skillnad i glödförlust från 13,8-24,2 % av torrsubstansen till 31,1-45,7 %, se Figur J-1. Ur figuren framgår att högt pH och hög organisk halt för proverna sammanfaller, med undantag för BH3 1,5-2,0 m u m y och BH1 2,0-2,3 m u m y.

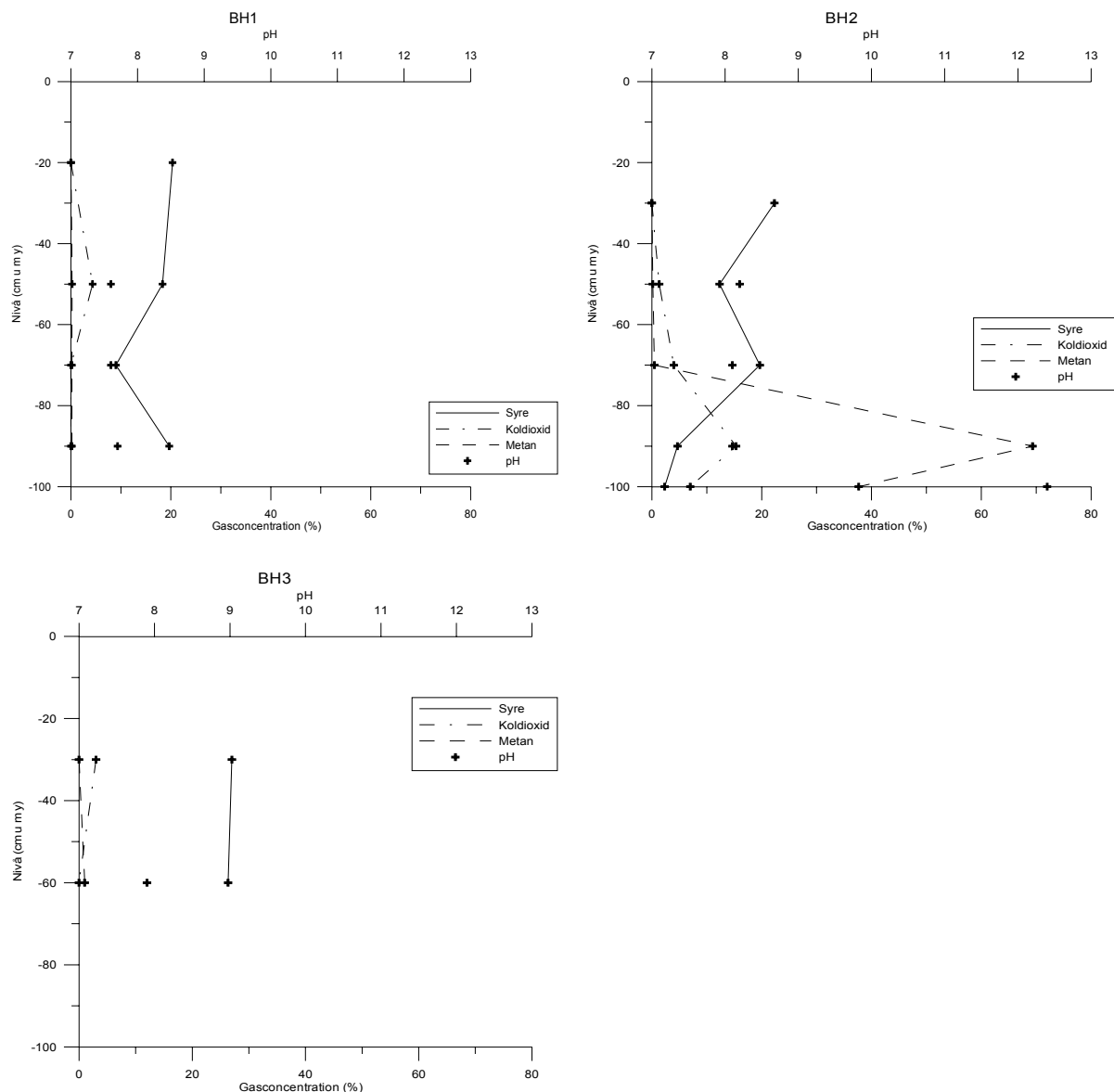


Figur J-1: Organisk halt och pH mot djup i slam/kalk-blandningen i Furulund.

Figure J-1: Organic matter and pH vs depth in sludge/lime-mixture at Furulund.

Gasproberna nådde inte ned längre än till gränsen mellan de mörka och de ljusa skikten (ca 1 m). Den förändring av materialet som indikeras vid analys av det fasta materialet kan därför inte beläggas utifrån gasproverna. Förhöjda halter av koldioxid och metan sågs speciellt i profil 2 på nivå 0,7-1,0 m u m y, och sammanföll med ett pH=8, se Figur J-2. Det prov som togs djupast i denna punkt (1 m u m y) är taget i gränsen mellan neutralt och högt pH. I detta

fall var syrehalten också låg vilket tyder på att en anaerob metanogen nedbrytning pågår. Profil 1 ger inte så tydliga svar, men även här förkom förhöjda metan- och koldioxidhalter, vilket tyder på att anaerob nedbrytning sker. Naturlig halt metan i luft är ca 0,0002 %, vilket innebär att då halten är mätbar med här använd metod, är den förhöjd relativt naturlig halt. Från profil 3 finns endast två mätresultat, p.g.a. problem med provtagningsutrustningen vid denna punkt. Trippelproven från några av nivåerna varierar kraftigt sinsemellan, vilket kan bero på problem vid provtagningen (vatten i provet), provet kan ha kontaminerats med syre eller osäkerhet vid analys (spänningsfel eller mätfel). I några fall överstiger syrehalten i provet naturlig halt i luft, vilket antas bero på mätosäkerhet.



Figur J-2: Gassammansättning relativt djup för slam/kalk-blandningen i Furulund. För jämförelse finns även pH i diagrammen. Observera de olika skalorna på axlarna.

Figure J-2: Composition of gases vs depth for the mixture of sludge and lime in Furulund. For comparison, pH is also shown in the graphs. Note the different scales on the axes.

Vid jämförelse med resultat från laboratorieanalyser utförda i samband med utläggning av slammet 1987, konstateras att i det övre, påverkade skiktet har knappt 50 % av det organiska materialet brutits ner. I det djupare skiktet har mängden organiskt material minskat med ca 5 %. I det ursprungliga materialet var pH drygt 12, vilket inte har förändrats märkbart i det ljusa skiktet (från 1,0 m u m y till 2,0-2,8 m u m y). I den allra djupaste delen av slamblandningen, är återstående mängd organiskt material ca 80 % av den ursprungliga. I detta djupaste skikt är material mörkt och har pH 8-10. En förklaring till denna påverkan kan vara påverkan från underliggande material. Området kring platsen där slam/kalk-blandningen ligger, utgörs av en slänt vilket kan tyda på att grundvattenströmning sker på lägre nivåer.

Nedbrytningshastigheten för de olika skikten i slamblandningen har beräknats utifrån organisk halt vid utläggning och vid provtagning 2003. I beräkningarna förutsätts att hastigheten är konstant över tiden, vilket är en förenkling. Enligt beräkningarna kommer hälften av det organiska materialet i övre skiktet att ha brutits ner efter 18 år. För det mellersta och det understa skiktet är motsvarande tid 137 och 43 år. Vid undersökningen som gjordes under 2002 analyserades organisk halt på ett prov från det övre, påverkade skiktet och ett prov från det opåverkade skiktet. Beräknade tider för nedbrytning av hälften av det organiska materialet blev då 21 respektive 270 år. Skillnaden i de beräknade tiderna antas bero på skillnader mellan enskilda prover och att endast ett prov från varje studerat skikt undersöktes vid den första provtagningen.

Det slam som använts i blandningen på Furulund hade inte rötats före utläggning. Detta innebär att nedbrytningen är avsevärt större än den skulle varit om rötat slam använts.

J.5 Slutsatser

Slutsatsen är att det deponerade stabiliserade slammet genomgår en långsam nedbrytning, som huvudsakligen är anaerob. Detta har inneburit att i den övre ca halvmeteren har det organiska materialet brutits ned till ca 50%. I det till synes opåverkade skiktet på nivåerna 1,0-ca 2,5 m u m y har, enligt beräkningar, ca 5 % brutits ner.

Provtagningen och analyserna från 2003 verifierar resultat från den tidigare undersökningen. Högt pH har en fördröjande effekt på nedbrytningen.

I tillämpningar där rötat slam används, kan nedbrytningshastigheten förväntas bli avsevärt lägre.

Referenser

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF), 2004: Miljötekniska markundersökningar. SGF Rapport 1.2004.

Sundberg, J., Carling, M., Ländell, M., Svensson, B., 2002: Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska - Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper, RVF Utveckling 02:18 (även VA-Forsk 2003-21).

Bilaga J.1 - Fältundersökning - Furulund

Datum: 2003-10-02

Metod (t.ex. skr): skr

Referensyta (t.ex. my): My

Övrigt (t.ex. väder): sol, lite mulet, ca 15 grader

Signatur: Bo Johansson, GF Konsult

Bo Svensson, Tema Vatten

Märta Ländell, Geo Innova

Punkt	Djup under markyta (m)	Provnummer	Preliminär jordarts- bestämning	Kommentar	Grundvattennivå
BH 1	0.0-0.1		mulljord		
	0.1-0.4		sand		
	0.4-0.8	1	slam	mörkt	
	0.8-1.0	2	slam	mörkt	
	1.0-1.4	3	slam	ljus	
	1.4-2.0	4	slam	ljus	
	2.0-2.3	5	slam	mörkt, stopp på 2.3 m, ingen grundvattenyta	
BH 2	0.0-0.1		mulljord		
	0.1-0.4		sand		
	0.4-0.7	1	slam	mörkt	
	0.7-1.0	2	slam	mörkt	
	1.0-1.5	3	slam	ljus	
	1.5-2.0	4	slam	ljus	
	2.0-2.4	5	slam	ljus	
	2.4-2.8	6	slam	ljus	2.5 m
	2.8-2.9	7	slam	mörkt	
BH 3	0.0-0.3		mulljord		
	0.3-0.5		grusig sand		
	0.5-1.0	1	slam	mörkt	
	1.0-1.5	2	slam	ljus	
	1.5-2.0	3	slam	ljus	2.0 m
	2.0-2.3	4	slam	ljus	
	2.3-3.0	5	slam	mörkt	
	3.0-3.5	6	lera		
	3.5-4.0	7	lera		
BH 4	0.0-0.3	1	mulljord		
	0.3-0.5	2	sand		
	0.5-0.7	3	slam	mörkt	
	0.7-1.0	4	slam	ljus	
	1.0-1.5	5	slam	ljus	
	1.5-2.0	6	slam	ljus	2.0 m
	2.0-2.2	7	slam	ljus	
	2.2-2.4	8	slagg		

Bilaga J.2 - Sammanställning resultat Furulund

Fasta prover

Punkt	Djup u my (m)	Provnr	prel .jordart	Kommentar	Gv (djup u my)	pH	TS (%)	GF (% av TS)
BH 1	0.0-0.1		mull- jord					
	0.1-0.4		sand					
	0.4-0.8	1	slam	mörkt		7.6	40.6	24.2
	0.8-1.0	2	slam	mörkt		7.7	44.9	17.7
	1.0-1.4	3	slam	ljust		12.5	39.5	38.3
	1.4-2.0	4	slam	ljust		12.4	38.3	45.7
	2.0-2.3	5	slam	mörkt, stopp på 2.3 m, ingen grundvattenyta		8.9	37.6	37.8
BH 2	0.0-0.1		mull- jord					
	0.1-0.4		sand					
	0.4-0.7	1	slam	mörkt		8.2	55.8	18.6
	0.7-1.0	2	slam	mörkt		8.1	43.2	23.2
	1.0-1.5	3	slam	ljust		12.4	43.2	31.6
	1.5-2.0	4	slam	ljust		11.8	41.7	35.2
	2.0-2.4	5	slam	ljust		12.5	37.1	38.9
	2.4-2.8	6	slam	ljust	2.5 m	12.5	36.8	38.2
	2.8-2.9	7	slam	mörkt		9.7	80.7	3.8
BH 3	0.0-0.3		mull- jord					
	0.3-0.5		grusig sand					
	0.5-1.0	1	slam	mörkt		7.9	40.9	23.6
	1.0-1.5	2	slam	ljust		11.8	34.7	40.2
	1.5-2.0	3	slam	ljust	2.0 m	11.2	53.3	21.4
	2.0-2.3	4	slam	ljust		9.7	39.3	38.1
	2.3-3.0	5	slam	mörkt		7.9	46	25
	3.0-3.5	6	lera			8.6	67.6	5.1
	3.5-4.0	7	lera			8.3	79.5	2.7
BH 4	0.0-0.3	1	mull- jord			7.3	67.3	13.8
	0.3-0.5	2	sand			7.5	49.1	16.1
	0.5-0.7	3	slam	mörkt		7.8	36.7	22.8
	0.7-1.0	4	slam	ljust		11.8	41.9	31.1
	1.0-1.5	5	slam	ljust		12.4	35.9	40.8
	1.5-2.0	6	slam	ljust	2.0 m	12.4	37.3	39.5
	2.0-2.2	7	slam	ljust		12.4	35.5	37.5
	2.2-2.4	8	slagg			9	93.7	6.7

Bilaga J.2 - Sammanställning resultat Furulund

Gasprover

Koncentrationerna är i provluften före spädning i provtagningsvialen

Prov	Syrgas, vol-%	Koldioxid, vol-%	Metan, vol-%	Djup cm
BH1 1a	20	<2	<0,1	20
BH1 1b	21	<2	<0,1	20
BH1 1c	20	<2	<0,1	20
BH1 2a	17	5	0.3	50
BH1 2b	18	4	0.2	50
BH1 2c	20	4	0.2	50
BH1 3a	20	<2	0.2	90
BH1 3b	23	<2	0.2	90
BH1 3c	16	<2	0.2	90
BH1 4a	7	<2	0.2	70
BH1 4b	13	<2	0.2	70
BH1 4c	7	<2	0.2	70
BH2 1a	25	<2	<0,1	30
BH2 1b	24	<2	<0,1	30
BH2 1c	18	<2	<0,1	30
BH2 2a	25	<2	0.1	50
BH2 2b	12	4	0.4	50
BH2 2c	<2	<2	<0,1	50
BH2 3a	5	4	2	100
BH2 3b	2	10	19	100
BH2 3c	<2	7	92	100
BH2 4a	16	<2	0.2	70
BH2 4b	14	2	0.2	70
BH2 4c	29	10	1	70
BH2 5a	14	6	5	90
BH2 5b	<2	29	98	90
BH2 5c	<2	11	105	90
BH3 1a	25	<2	1	60
BH3 1b	27	<2	1	60
BH3 1c	27	<2	1	60
BH3 2a	24	3	<0,1	30
BH3 2b	29	3	<0,1	30
BH3 2c	28	3	<0,1	30

Kommentar: Från varje nivå har trippelprov tagits, betecknade a, b och c.

K Förklaring av använda begrepp

Datum: 2005-11-20

Utförd av: Maria Carling, Geo Innova AB

K.1 Vattenkvot/TS-halt

Vattenkvoten definieras som

$$w = \frac{m_w \cdot 100}{m_s} \quad \text{där}$$

w = vattenkvot, %

m_w = vattnets massa, g

m_s = fasta materialets massa, g

Vattenkvot är ett geotekniskt begrepp. I många andra sammanhang används istället TS-halt. Sambandet mellan TS och vattenkvot är

$$TS = \frac{1}{1 + w}$$

Med optimal vattenkvot menas den vattenkvot som ger högsta torrdensitet vid Proctor-packning. Förhållandet mellan vattenkvot och torrdensitet bestäms genom packningsförsök. Resultaten från packningsförsöken ger en packningskurva ur vilket den optimala vattenkvoten kan utläsas.

För slam/aska-blandningar är den ”naturliga” vattenkvoten mest intressant och hur den förhåller sig till den optimala vattenkvoten. Rent praktiskt går det inte att i fält torka materialen för att få en lägre vattenkvot än den ”naturliga”, vilket innebär att den uppmätta optimala vattenkvoten ska ses som en rimlig nedre gräns.

K.2 Torrdensitet

Torrdensiteten definieras som

$$\rho_d = \frac{m_s}{V} \quad \text{där}$$

ρ_d = torrdensitet, ton/m³

m_s = fasta materialets massa, ton

V = materialets totala volym, m³

När materialet blir bättre packat ökar successivt materialets torrdensitet. En bättre packad blandning leder normalt till att den hydrauliska konduktiviteten minskar.

K.3 Kompaktdensitet

Kompaktdensiteten är densiteten hos de enskilda beståndsdelarna i materialet och definieras som

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} \text{ där}$$

ρ_s = kompaktdensitet, ton/m³

m_s = fasta materialets massa, ton

V_s = fast materialets volym, m³

Korndensiteten är partikelmaterialets densitet inklusive eventuella luftblåsor. Normalt motsvarar korndensiteten kompaktdensiteten.

K.4 Skrymdensitet

Skrymdensiteten avser förhållandet mellan materialets totala massa och dess totala volym:

$$\rho = \frac{m}{V}$$

ρ = skrymdensitet, ton/m³

m = materialets totala massa, ton

V = materialets totala volym, m³

K.5 Packningsgrad

Packningsgraden definieras som kvoten mellan uppnådd torrdensitet och maximal torrdensitet, erhållen vid Proctorpackning. Den hydrauliska konduktiviteten minskar när packningsgraden ökar.

K.6 Hydraulisk konduktivitet

Permeabilitet är ett mått på hur fort en vätska eller gas kan tränga igenom ett material. Hur tätt eller genomsläppligt ett material är för vatten beskrivs av den hydrauliska konduktiviteten. Strömningshastigheten bestäms av den hydrauliska gradienten och den hydrauliska konduktiviteten hos materialet. Hydraulisk konduktivitet definieras av Darcys lag som strömningshastigheten vid den hydrauliska gradienten $i=1$.

$$v = \frac{Q}{A} = \frac{K \cdot h}{l} = K \cdot i \text{ där}$$

Q = genomströmmande vattenmängd per tidsenhet, m³/s

A = tvärsnittsarea, m²

v = skenbar medelströmningshastighet, m/s
 K = hydraulisk konduktivitet, m/s
 h = skillnad i hydraulisk tryckhöjd på sträckan l , mvp
 l = längd i strömningsriktningen med tryckskillnaden h , m
 i = hydraulisk gradient, dimensionslös

Ovanstående innebär för ett tätskikt med den hydrauliska konduktiviteten 10^{-9} m/s och gradienten 1 (d.v.s. inget vattentryck över tätskiktet), så blir flödet genom tätskiktet 32 l/år, och vattnets genomsnittliga strömningshastighet genom tätskiktet 3 cm/år.

Den hydrauliska konduktiviteten kan mätas på flera olika sätt i lab, t.ex. genom celltryckspermeameter eller via CRS-försök. I denna studie har CRS-försök använts för att bestämma den hydrauliska konduktiviteten. CRS (Constant Rate of Strain) är ett ödometerförsök med konstant deformationshastighet. Metoden används i första hand för att bestämma kompressionsegenskaper. Den hydrauliska konduktiviteten kan bestämmas indirekt, och beräknas genom sambandet (Sällfors, 1975):

$$K = \frac{\gamma_w H^2}{2u_b} \cdot \frac{d\varepsilon}{dt} \quad \text{där}$$

K = hydraulisk konduktivitet, m/s
 γ_w = vattnets tunghet, 10 kN/m^3
 H = aktuell provhöjd
 u_b = aktuellt porttryck vid provets odränerade yta, kPa
 $\frac{d\varepsilon}{dt}$ = deformationshastigheten, -/s

K.7 Kornstorleksfördelning

Kornfördelningen beskriver fördelningen mellan olika fraktioner i materialet och bestäms genom siktning och sedimentationsanalys. Kornfördelningen påverkar bl.a. materialets packningsegenskaper.

K.8 Hållfasthet

Hållfasthet beskriver materialets förmåga att klara av belastning. Hur mycket materialet deformeras vid belastning beror på dess styvhet och stabilitet. Även materialets vatteninnehåll är av betydelse.

Genom enaxliga tryckförsök får man fram tryckhållfastheten. Provet utsätts för en enaxlig vertikal tryckspänning. Proven trycks till brott uppstår eller avbryts vid en viss deformation. Hållfastheten utvärderas direkt ur påförd last och belastad yta.

Den odränerade skjuvhållfastheten kan beräknas utifrån erhållet värde för tryckhållfastheten. För lerprover gäller i allmänhet att den odränerade skjuvhållfastheten är halva

tryckhållfastheten. Detta beräkningssätt har här använts även för slam/aska (samma förfaringssätt har använts i andra undersökningar).

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET



VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35