

# DIANAS - Användning av slaggrus i bundna konstruktionsmaterial

Niklas Hansson



**DIANAS**

**Användning av slaggrus i bundna  
konstruktionsmaterial**

**DIANAS**

**Utilization of waste incineration bottom ash in  
bound construction materials**

Niklas Hansson

Q9-722

VÄRMEFORSK Service AB  
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80  
Januari 2012  
ISSN 1653-1248



## **Förord**

Detta projekt har finansierats av Värmeforsk, Ragnar Sellbergs stiftelse och Vattenfall.

Tack går till Mälarenergi och PE Betongteknik för samarbete kring tekniken, materialet och platser för fältförsök.

Tack till Ragnells för hjälp med hantering och provtagning av slaggrus.

Tack till medlemmar i referensgruppen för stöd och hjälp under projektets gång.

Laboratorieförsök har utförts hos Vattenfall Research and Development i Älvkarleby och i Luleå vid Luleå Tekniska Universitet.



**Abstract**

Waste incineration bottom ash, bound with fly ash and cement, was tested as a construction material. The material was found to be strong and had a low hydraulic conductivity. Diffusion tests as well as percolation tests and hydraulic conductivity were used to evaluate environmental properties of the material. Non-destructive testing was successfully used to detect cracks. Pore water sampling was also evaluated.



## Sammanfattning

Avfallsförbränningen har ökat i Sverige de senaste de senaste åren, vilket har gett upphov till stora mängder slaggrus, som är en restprodukt från processen.

Slaggrus har en starkt begränsad användning i Sverige idag, då det nästintill uteslutande används som konstruktionsmaterial inom deponiområden. Många deponier kommer att sluttäckas under de närmsta åren vilket ökar behovet av att hitta andra avsättningar för slaggrus. Ett alternativ skulle kunna vara att använda slaggrus som konstruktionsmaterial även utanför deponiområden. I Sverige har slaggrus tidigare provats som obundet konstruktionsmaterial i vägar och parkeringsplatser. Genom att blanda slaggrus med flygaska och cement fås ett stabiliserat så kallat bundet material. Att använda slaggrus i bundna material har flera fördelar, men det är en teknik som inte ännu har utvecklats och prövats i Sverige.

Projektets mål var att:

- dokumentera tillståndsprocessen för etablering av demonstrationsanläggningar med slaggrus som konstruktionsmaterial.
- utvärdera slaggrus i bundna material i laboratorium med avseende både på miljö och tekniska egenskaper.
- utvärdera metoder för provning av bundna askmaterial i laboratorium.

Projektets målgrupp är alla aktörer i kedjan, askproducenter, entreprenörer, beslutsfattare och slutanvändare.

Provning av diffusionslakning, perkolationslakning, enaxiella tryckförsök, oförstörande provning och hydraulisk konduktivitet har genomförts i laboratorium. Laboratorieförsök på slaggrus bundet med biobränsleflygaska och cement har utvärderats med avseende på miljöegenskaper och tekniska egenskaper och jämförts med material bestående av flygaska och cement. Utifrån dessa undersökningar har det bundna slaggrusmaterialet bedömts.

Slaggrus som bundits med flygaska och cement kan uppnå en mycket låg hydraulisk konduktivitet ( $10^{-10}$  m/s). Det är framför allt lättlösliga salter som klorider och sulfater som lakar ut från obundet slaggrus. Lösligheten för vissa salter och spårämnen ökar enligt perkolationsförsök då slaggruset bundits med flygaska och cement, med höjda pH-värden som följd. Vid denna typ av lakförsök krossas materialet ner innan provning. Den ökade tätheten på materialet gör dock att nettomobiliteten av dessa ämnen inte bör öka. Slaggrus som bundits med flygaska och cement har hög hållfasthet, högre än bundet material bestående av flygaska och cement. Att använda slaggrus i bundna material kan därför lämpa sig väl för applikationer där högre hållfasthet önskas.

Att binda slaggrus med flygaska och cement bedöms vara ett bra sätt att använda slaggrus för att bygga t.ex. ytor och vägar. Bundna askmaterial är mycket täta och släpper igenom mycket små mängder vatten, vilket minskar risken för miljöpåverkan jämfört med obundna material. Diffusionslakning är mer lämpat för miljöriskbedömning av bundna material än perkolationsförsök och skakförsök.



---

## Executive Summary

### Introduction

In an international perspective waste incineration is common in Sweden and rising every year. This gives rise to an increased amount of by-products, bottom ash being one. The waste incineration bottom ash in Sweden is today utilized almost exclusively as a construction material inside landfills. Many landfills will be closing in the near future, making other markets for the material a top priority.

Several attempts have been made to use bottom ash as a construction material also outside landfills, for building roads and parking lots, as a substitute for natural aggregates. The limiting factor in utilization is not the technical properties, but rather the risk of environmental effects. There are ways to reduce that risk. Contaminations can be removed from the bottom ash through e.g. washing. Treatment methods are however often expensive. Another way is to stabilize the material chemically, forming stable compounds, or mechanically, creating a dense material with low hydraulic conductivity, a so called bound material. Bound materials can be created by mixing the bottom ash with fly ash, cement or other reactive materials. Outside of Sweden waste bottom ash is also used as aggregates in asphalt, as aggregates in concrete, as mineral addition in cement clinker manufacture etc. In Sweden utilization as construction material in unbound constructions is the most favoured. Research on waste bottom ash in bound material is needed to evaluate if this is a suitable method to utilize waste bottom ash.

The project goals were to:

- Document the permit application process of demonstration sites built with waste incineration bottom ash.
- Evaluate waste incineration bottom ash in laboratory regarding both environmental and technical properties.
- Evaluate laboratory methods for testing of bound ash materials in laboratory.

The project target group was all involved parties, ash producers, contractors, decision-makers and end users.

### Material and methods

#### Description of materials in laboratory testing

The waste incineration bottom ash used in the testing was originating from Vattenfall Uppsala Heat, from combustion of household and industrial waste in a grate boiler. The fly ashes used in testing originated from peat combustion and bio fuel combustion at Mälarenergi in Västerås. The cement used in the testing was building cement.

#### Bound ash material in industrial surfaces

In this project there were plans to build a field test site in cooperation with Mälarenergi. Mälarenergi are today stabilizing their fly ash with cement and water, making a bound construction material. A part of the fly ash in this material can be replaced with waste bottom ash and the material utilized the same way.

### Experimental design

Test samples was prepared according to three mixtures see Table I. Test samples were prepared using proctor packing in tubes 100 mm long 50 mm in diameter.

*Table I Proportions of the three material mixtures used in the laboratory testing. Numbers are the ratio in percent of total dry matter.*

[Mass-% by dry matter]	R Reference	SB Test material	ST Test material
Waste incineration bottom ash	1	64	64
Fly ash from bio fuel combustion	94	31	
Fly ash from peat combustion			31
Cement	5	5	5

### Testing of leaching properties

Diffusion tests were carried out according to the standard NEN 7345 for mixture R and SB after 28 days of hardening, this also includes availability tests according to the standard NT ENVIR 003. Percolation tests were carried out according to the standard SIS-CEN/TS 14405:2004 for non-bound bottom ash as well as mixture R and SB after 28 days of hardeing. In percolation tests all test samples are crushed to <10 mm before testing.

### Testing of technical properties

Non-destructive testing of the modulus of elasticity (E-modulus) was done using a GrindoSonic MK5I. Both mixture R and SB was tested. Samples were extracted from their tubes after 14 days, and then stored in a climate chamber at 89 % RH. During testing the sample was knocked and a piezoelectric accelerometer registered the vibration, giving the Eigen frequency, which was used to calculate the E-modulus. Unconfined compression tests were carried out according to the standard EN 12390-3. Hydraulic conductivity was tested using cell pressure permeameters, with back pressure.

### Water sampling methods

Different equipment for sampling of pore water exists on the market, one is Rhizon marketed by "Rhiosphere research products". It consists of a hydrophilic membrane connected to a tube. When sampling, vacuum is applied to the tube to extract pore water.

## Results

### Preparation of test samples

For both mixture R and SB the optimum water content was determined in proctor packing tests to 15 %. This water content was used throughout the tests for sample preparations if nothing else is noted.

### Hydraulic conductivity

Bound material of mixture SB packed at 15 % water content showed a hydraulic conductivity of  $6.35 \cdot 10^{-6}$  m/s after hardening in 7°C during 28 days. Bound material of

mixture ST packed at higher water content showed a hydraulic conductivity of  $7.05 \cdot 10^{-10}$  m/s after hardening in  $20^{\circ}\text{C}$  during 167 days.

### Unconfined compression tests

Mixture SB showed higher strength development in unconfined compression tests than mixture R (Figure I), on average 3.2 times the strength of mixture R. Strength development was higher for samples hardened in  $20^{\circ}\text{C}$  than for samples hardened in  $7^{\circ}\text{C}$  (Figure II). Higher water content gave higher strength development.

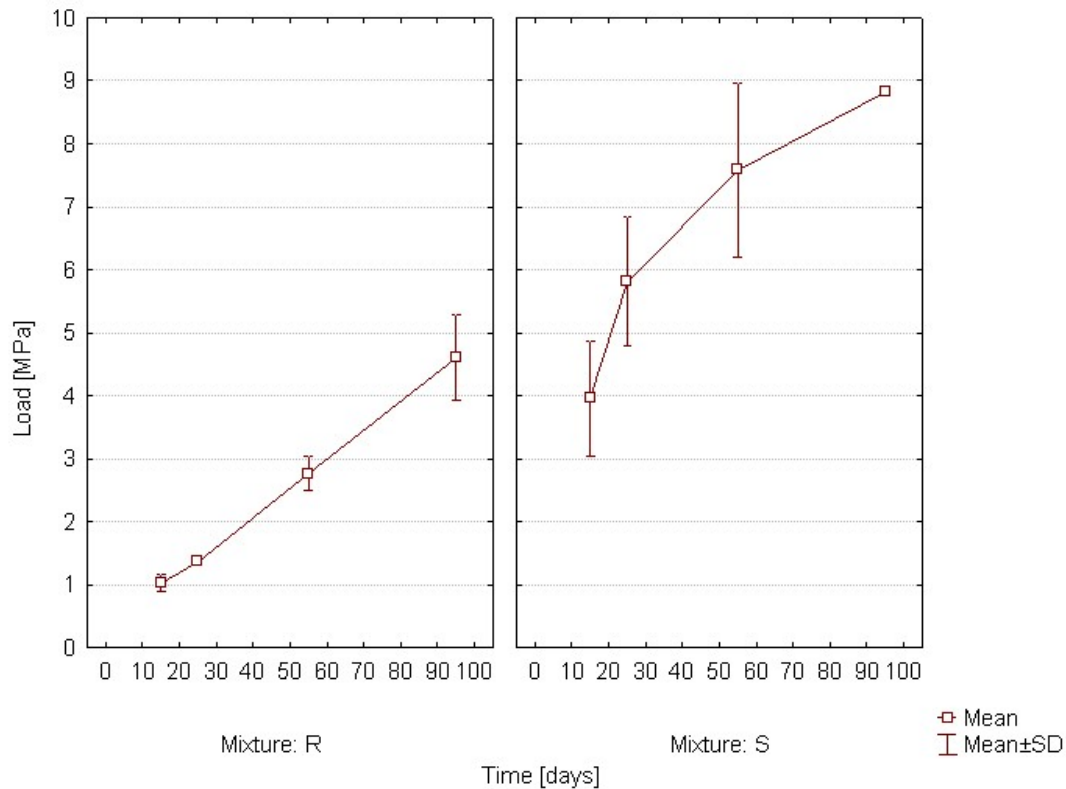


Figure I Unconfined compressive strength in MPa for mixture R and mixture SB. The bars represent the standard deviation. Results are the mean of three samples

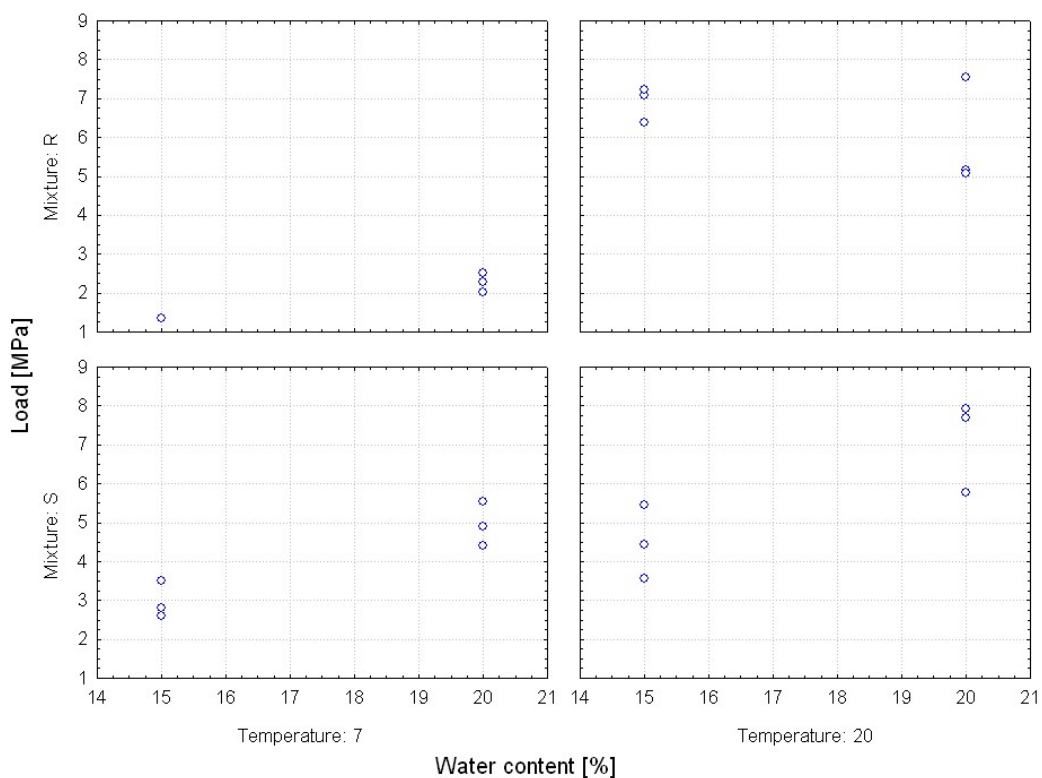


Figure II Unconfined compressive strength in MPa after 28 days of hardening for mixture R and SB. Both temperature during hardening and water content was varied

### Mobility of contaminants in bound ash materials

For non-bound bottom ash only Cl and SO<sub>4</sub> is above the guideline values. For bound waste bottom ash also Cu, Pb and Cr was above the guideline values. The pH-value was higher in the bound materials. Cl had the highest diffusion coefficient (Table III). Ba, Cr, DOC and F had medium high diffusion coefficients.

Table II Leaching from percolation tests on non-bound bottom ash and bound material of mixture SB and ST. Values are the mean of 3 samples for non-bound bottom ash and mixture ST and the mean of 2 samples for mixture SB. Values marked with < signifies that one or more measurements were below detection limit. Unit for concentration in leachate is mg/l. Unit for conductivity is mS/m. Unit for cumulative leaching is mg/kg dry matter (DM).

	Concentration in leachate L/S 0.1 [mg/l]				Cumulative leaching at L/S 10 [mg/kg DM]			
	Guideline values in handbook Recycling of waste in construction	Non-bound waste bottom ash	Bound waste bottom ash Mixture ST	Bound waste bottom ash Mixture SB	Guideline values in handbook Recycling of waste in construction	Non-bound waste bottom ash	Bound waste bottom ash Mixture ST	Bound waste bottom ash Mixture SB
As	0.01	<0.0083 3	<0.00533 3	<0.0075	0.09	<0.0160	<0.0110	<0.010 0
Ba	-----	0.0101	0.173	1.180	-----	0.0269	3.00	12.5
Cd	0.01	<0.0003	<0.0006	<0.001	0.02	<0.00047 7	<0.0007	<0.000 8
Cr	0.2	0.0868	0.190	1.180	1	0.107	0.145	0.725
Cu	0.2	0.172	1.820	1.960	0.8	0.186	1.131	0.891
Hg	0.001	<0.0000 2	<0.00002	<0.0000 2	0.01	<0.0002	<0.0002	<0.000 2
Mo	-----	1.14	3.20	4.00	-----	1.115	2.030	2.268
Ni	0.1	0.00350	0.0305	0.0262	0.4	<0.00638	<0.0205	<0.010 6
Pb	0.05	0.000595	0.144	0.161	0.2	<0.00200	0.361	0.422
Sb	-----	0.0506	0.0184	0.00985	-----	0.383	0.0590	0.0285
Se	-----	0.00906	0.151	0.0588	-----	0.0129	0.139	0.0442
Zn	1	0.0892	0.231	0.449	4	<0.0282	0.495	0.463
Cl	80	2653.3	2293.3	2370.0	130	1754.5	1916.6	815.2
F	-----	0.513	<4.33	<1.50	-----	4.84	<7.22	<7.24
SO <sub>4</sub>	70	1606.7	1034.7	<6.00	200	2407.5	885.4	<101.6
DOC	-----	20.67	197.7	372.5	-----	127.1	122.5	148.2
pH		10.3	12.7	13.0				
Cond		1097.3	1687.0	24.75				

Table III Results from diffusion tests and availability tests, all values are the mean of duplicate tests. Diffusion coefficients ( $D_e$ ) from diffusion tests according to NEN 7345. DL means concentration was too close to detection limit to calculate diffusion coefficient. ND means that the leaching was not diffusion controlled. Gray background indicates high diffusion coefficients. Bold font indicates average diffusion coefficient. Numbers marked with < indicates that at least one value was below detection limit.

Mixture	Diffusion coefficient [m <sup>2</sup> /s]		Cumulative leaching at end of test [mg/m <sup>2</sup> ]		Availability test [mg/m <sup>2</sup> ]	
	R	SB	R	SB	R	SB
As	DL	DL	<0.275	<0.298	13.10	<33.46
Ba	<b>3.8E-12</b>	1.4E-14	628.3	75.8	1491.4	3124.6
Cd	DL	DL	<0.0138	<0.0147	11.20	14.47
Cr	<b>4.1E-13</b>	1.6E-13	7.58	7.01	49.28	52.34
Cu	4.8E-17	5.1E-18	0.735	8.281	422.6	12131.5
Hg	DL	DL	<0.00550	<0.00589	<0.0653	<0.100
Mo	1.4E-13	2.8E-13	12.3	14.7	135.4	84.8
Ni	DL	DL	0.161	<0.149	133.3	216.3
Pb	1.2E-14	2.4E-17	0.513	0.947	25.0	947.3
Sb	1.7E-13	4.9E-15	0.140	0.848	2.30	69.6
Se	ND	2.8E-13	0.364	0.438	16.27	4.15
Zn	ND	3.5E-18	2.31	5.72	760.9	23692.2
DOC	<b>2.9E-12</b>	ND	1084.1	2291.3	4242.9	4355.2
Cl	<b>2.9E-11</b>	ND	20142.1	20212.6	30465.6	55531.8
F	<b>4.4E-13</b>	2.2E-13	549.9	471.8	6530.5	6350.3
SO <sub>4</sub>	1.1E-16	6.8E-16	1678.1	3915.4	1078226	812181

### Non-destructive laboratory testing

Samples were found to have a RH of 96-99% in the sealed tubes. After extraction from their tubes after 14 days they were stored in 89 % RH. The E-modulus of samples of mixture SB increased initially only to level later during the test, while the samples of mixture R increased initially only to fall later during the test. At the time of fall in E-modulus the outside of the samples showed no difference. Later on cracks were beginning to show in the surface of the samples of mixture R, but not for the samples of mixture SB.

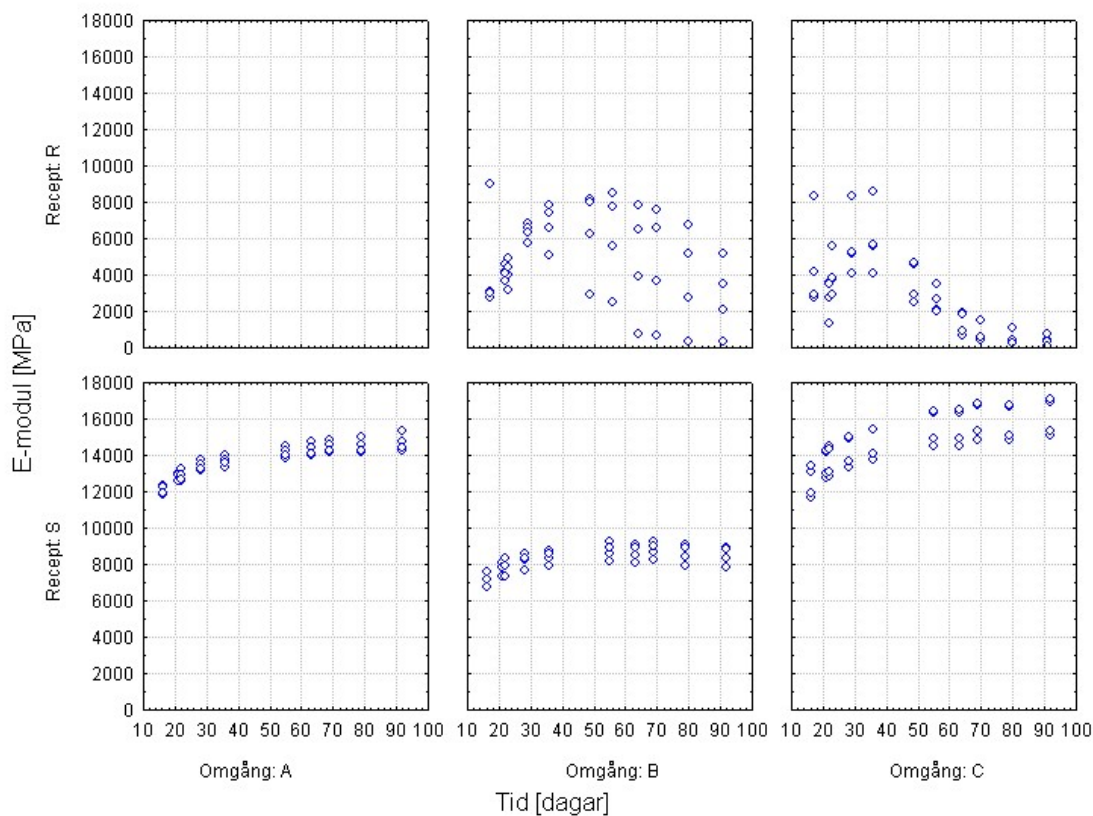


Figure III Development of E-module over time from non destructive testing for both mixture R and SB. Batch A, B and C had different varying addition of water.

### Water sampling methods

Extraction of water from samples packed at 15 % water content were to dry to release water. If water was added and allowed to penetrate the sample water was extractable.

### Demonstration site and application process

An industrial surface was planned to be built in cooperation with Mälarenergi in Västerås in 2009. Commence of the building was delayed until 2010, when the site was changed to Enköping. An application was submitted to the local authorities in Enköping. The application was however denied. Since permit to start building has not been given, building has not been started yet (Nov 2011).

## Discussion

### Technical properties of bound material

High levels of chlorides has been found to be a problem when utilizing waste bottom ash as aggregates in concrete due to corrosion on reinforcement iron. Since there is no reinforcement iron in the intended application of the bound bottom ash, this can not be considered a problem. Another problem when utilizing waste bottom ash in concrete applications could according to literature be gas development due to metallic aluminium at high pH-values. Such tendencies were observed but no effect on technical properties could be noticed.

Bound bottom ash has concrete like properties. Unconfined compression tests show strength of 1-8 MPa depending on proportions of cement and water. This is lower than for concrete but considering the small amount of cement, 5 %, added in the mixture it is expected. Waste bottom ash could be used as aggregate in concrete but the market for the bottom ash is probably greater as a construction material, where the demands are lower.

The speed of the hardening reactions is highly dependent on the temperature. The hardening reactions are dependent on water. With too little water the hardening process is hampered. Higher water content than the water of maximum dry density is needed for optimal strength development.

### **Environmental properties of bound materials**

Many cation metals have high mobility at high and low pH-values and a minimum in mobility at neutral pH. During storage of waste bottom ash outside pH is reduced due to carbonation reactions. This reduces the leaching of several cations. When mixed with fly ash and cement the pH rose to 13-12. This could be one explanation why leaching of a number of cations in percolation tests increased. The fly ash and cement added contains metals and salts which could also be a reason for the increased levels in the percolation tests. It is however very important to note that percolation tests are not representative to an actual construction with bound material, since the sample according to the test standard needs to be crushed prior to testing. The test shows the amount leaching from large particle surfaces and extensive access to water, none of which is true for hardened dense materials. A low hydraulic conductivity will reduce the net risk of leaching.

A better method to evaluate leaching from hardened material is diffusion tests, since the material can be tested in the form it is going to be used. This method was used to compare mixture R and SB. The pH was equivalent for both mixtures, differences in leaching can therefore not explain any leaching differences. Chlorides had the highest diffusion coefficient of all elements tested.

### **Evaluation of non-destructive laboratory testing**

The samples tested in non-destructive testing were stored under conditions causing them to slowly dry. The initial increase in E-modulus in sample of mixture SB ceased during the test, while the initially increasing E-modulus in samples of mixture R dropped drastically during the test. The E-modulus decreased before distinct cracks were visible on the surface of the samples, indicating that the method is useful to identify cracks in bound ash materials before they can be seen. Waste bottom ash reduces the risk of crack formation due to drying. Unconfined compression tests also show that strength increase significantly if bottom ash is part of the material. To be able to follow the same sample throughout the testing reduces errors between samples and saves money because fewer samples need to be made.

### **Water sampling methods**

To enable monitoring of environmental performance lysimeters are often used. A lysimeter is a container placed under the construction, catching all water percolating through the layers above it. Analysis of this leachate therefore gives an average leaching over time as well as a measure of the amount of leachate over time. Pore water samplers like the Rhizon evaluated in the laboratory test enable small amounts of water to be sampled. The Rhizons can also be installed at different depths as well as spread geographically, giving an increased resolution of leachate sample quality. Therefore pore water samplers could be a good complement to lysimeters in environmental monitoring.

### **Demonstration site and application process**

When using waste such as incineration bottom ash as construction material in Sweden the utilization most often needs a permit, this could be handled in several different ways according to Swedish regulations:

- Unrestricted utilization if the material fulfils the recommendations in the environmental protection agency's handbook for recycling of waste in construction works, U-activity.
- Application to local authorities in the municipality if the risk can be considered small, C-activity.
- Application to regional authorities if the risk can not be considered as small, B-activity.

The recommendations in the handbook are however not likely to be met for most types of ash. If so, the recommendations are not valid, instead a risk assessment is needed to show if the risk can be considered small. For minor projects, application to local authorities should be enough. Opinion from local authorities however varies according to their previous knowledge and experience of this type of materials. An application to regional authorities is a large operation, with public hearings application papers and environmental impact assessments. Good examples of previous successful utilization to refer to will facilitate future applications.

### **Conclusions**

To stabilize waste bottom ash with fly ash and cement is a good way to use waste bottom ash in the construction of industrial surfaces and roads.

Bound ash materials has a low hydraulic permeability and will let very little water pass through the material, which reduces the risk of negative environmental consequences compared to non bound ash.

Diffusion testing is preferable to percolation and batch tests in environmental risk evaluations.

Utilization of waste bottom ash in bound ash materials is recommended especially for materials with high strength requirements, for example container handling surfaces.

Pore water sampling equipment e.g. Rhizons are useful for water sampling in field testing. They give better resolution and the possibility to extract smaller volumes of water compared to lysimeters.

Bound ash materials containing waste bottom ash reduce the risk of crack formation due to drying compared to bound materials mostly consisting of fly ash.

Non-destructive testing works to detect crack formation in bound ash materials. Manufacturing of test samples at optimal water content for maximum dry density is not optimal for hardening material. Higher water content is needed when hardening reactions consume water, if the reactions are not to be hampered. Temperature during hardening also affects the speed of hardening reactions. Establishing demonstration sites where waste bottom ash is used as construction material is essential to gain the possibilities for a broader utilization outside landfills.

---

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1	BAKGRUND .....	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSSOMRÅDET .....	1
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSSOMRÅDET .....	2
1.4	MÅL OCH MÅLGRUPP .....	2
<b>2</b>	<b>MATERIAL OCH METOD .....</b>	<b>3</b>
2.1	BESKRIVNING AV INGÅENDE MATERIAL I LABORATORIEFÖRSÖK .....	3
2.2	BUNDET ASKMATERIAL I INDUSTRIYTOR .....	3
2.3	EXPERIMENTELL DESIGN .....	4
2.4	PROVNING AV LAKNINGSEGENSKAPER .....	5
2.5	PROVNING AV FYSIKALISKA EGENSKAPER .....	5
2.6	VATTENPROVTAGNINGSMETODER .....	6
<b>3</b>	<b>RESULTATREDOVISNING .....</b>	<b>8</b>
3.1	TILLVERKNING AV PROVKROPPAR .....	8
3.2	HYDRAULISK KONDUKTIVITET .....	8
3.3	ENAXIELLA TRYCKFÖRSÖK .....	9
3.4	FÖRORENINGARS MOBILITET I BUNDNA ASKMATERIAL .....	9
3.5	OFÖRSTÖRANDE LABORATORIEPROVNING .....	13
3.6	VATTENPROVTAGNINGSMETODER .....	15
3.7	DEMONSTRATIONSYTA OCH ANSÖKNINGSPROCESSEN .....	15
<b>4</b>	<b>RESULTATANALYS .....</b>	<b>16</b>
4.1	TEKNISKA EGENSKAPER HOS BUNDET MATERIAL .....	16
4.2	MILJÖEGENSKAPER FÖR BUNDET MATERIAL .....	17
4.3	UTVÄRDERING AV OFÖRSTÖRANDE LABORATORIEPROVNING .....	18
4.4	VATTENPROVTAGNINGSMETODER .....	18
4.5	DEMONSTRATIONSYTA OCH ANSÖKNINGSPROCESSEN .....	19
<b>5</b>	<b>SLUTSATSER .....</b>	<b>21</b>
<b>6</b>	<b>REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING .....</b>	<b>22</b>
<b>7</b>	<b>FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSPROJEKT .....</b>	<b>23</b>
<b>8</b>	<b>LITTERATURREFERENSER .....</b>	<b>24</b>



# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

I ett internationellt perspektiv är avfallsförbränning en stor verksamhet i Sverige. I Sverige växer avfallsförbränningen varje år, vilket ökar efterfrågan på brännbara avfallsfraktioner. En ökad förbränning ger dock upphov till en ökad produktion av aska, varav den största fraktionen är bottenaska. Bottenaskan storleksfraktioneras och metallsepareras för att sedan lagras under ett halvår och kallas därefter slaggrus. Slaggrus har en starkt begränsad användning i Sverige idag, då det nästintill uteslutande används som konstruktionsmaterial inom deponiområden. Många deponier kommer att stänga under de närmsta åren vilket ökar behovet att hitta andra avsättningar för slaggrus. En användning är som konstruktionsmaterial även utanför deponiområden.

## 1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Flera försök har gjorts att använda slaggrus som konstruktionsmaterial utanför deponiområden i Sverige. Bland annat har slaggrus använts i vägbyggnad i Torringsvägen (Malmö), Dåvamyran (Umeå)[1-2] och Vändöra (Linköping) [3], samt i parkeringsplatser (Svågertorp utanför Malmö). Utomlands finns försöksanläggningar, där slaggrus testats som konstruktionsmaterial, i ett antal länder bl.a. Danmark [4], Frankrike [2, 5-6], Nederländerna och Spanien [7]. I alla dessa fall utnyttjas slaggruset som ersättning för naturliga aggregat som sand och grus i konstruktionen. I de flesta fallen täcks vägen med ett slitlager av asfalt eller betong. Det inte de tekniska egenskaperna som sätter gränserna för slaggrusets användning, det är risken för miljöpåverkan som är gränssättande för användningen.

Det finns flera sätt att åtgärda riskerna för miljöpåverkan från slaggrus. Ett sätt är att minska innehållet av farliga ämnen genom att kontrollera kvaliteten på ingående bränsle, vilket inte alltid är tillräckligt. Ett andra sätt är att minska innehållet i slaggruset genom någon form av behandling t.ex. tvättning. Behandlingssteg är ofta dyra och inte alltid ekonomiskt försvarbara, då det ofta kostar mer än det ger. Ett tredje sätt är binda de föroreningar som finns i slaggruset och på så sätt minska risken för att de kommer ut och påverkar miljön. Bindning kan ske på flera sätt, både kemiskt genom att bilda svårslösliga komplex och föreningar eller mekaniskt genom att skapa ett tätt material som vatten har svårt att röra sig igenom, ett så kallat bundet material. Bundna material kan skapas genom att blanda slaggruset med cement, flygaska och andra reaktiva material. Detta är något som använts i liten utsträckning i Sverige.

Framför allt utanför Sverige har det gjorts försök att utnyttja slaggrus även på andra sätt, t.ex. som aggregat i asfalt [8], som aggregat i betong [9] och som mineraltillsats i cement [10]. Metallsrotsseparering är redan i dag en lönsam aktivitet, t.ex. för järn och koppar, tack vare efterfrågan på världsmarknaden. Slaggrus kan även vara intressant som råvara för metallutvinning, så kallad urban mining då vissa metaller finns i brytvärda mängder.

### **1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet**

I Sverige har slaggrus framför allt undersökts för obundna konstruktioner. Få studier har dock publicerats där slaggrus används som del av bundna konstruktionsmaterial i t.ex. vägar och ytor. Forskning och försök på slaggrus i bundna konstruktionsmaterial behövs för att utreda slaggrus möjligheter i bundna konstruktionsmaterial. Detta projekt syftar till att undersöka hur slaggrus i bundna konstruktionsmaterial fungerar, vad dess egenskaper är och hur det kan användas.

### **1.4 Mål och målgrupp**

Projektets mål var att:

- dokumentera tillståndsprocessen för etablering av demonstrationsanläggningar med slaggrus.
- utvärdera slaggrus i bundna material i laboratorium avseende både miljö och tekniska egenskaper.
- utvärdera metoder för provning av bundna askmaterial i laboratorium.

Projektets målgrupp är alla aktörer i kedjan, askproducenter, entreprenörer, beslutsfattare och slutanvändare.

## 2 Material och metod

### 2.1 Beskrivning av Ingående material i laboratorieförsök

Det slaggrus som användes i detta projekt härrörde från avfallsförbränning vid Vattenfall Uppsala Värme. Där förbränns hushållsavfall och industriavfall i en rosterpanna. Bottenaskan faller efter förbränning av rostern ned i ett vattenbad där den släcks. Därifrån matas den ut till en hög. Den släckta bottenaskan transporteras sedan till en sorteringsstation där metallskrot separeras med magneter. Virvelströmsmagneter separerar även till stor del icke järnhaltiga metaller. Den resterande bottenaskan separeras i storleksfraktioner. När den sorterade bottenaskan lagrats i minst ett halvår kallas den slaggrus.

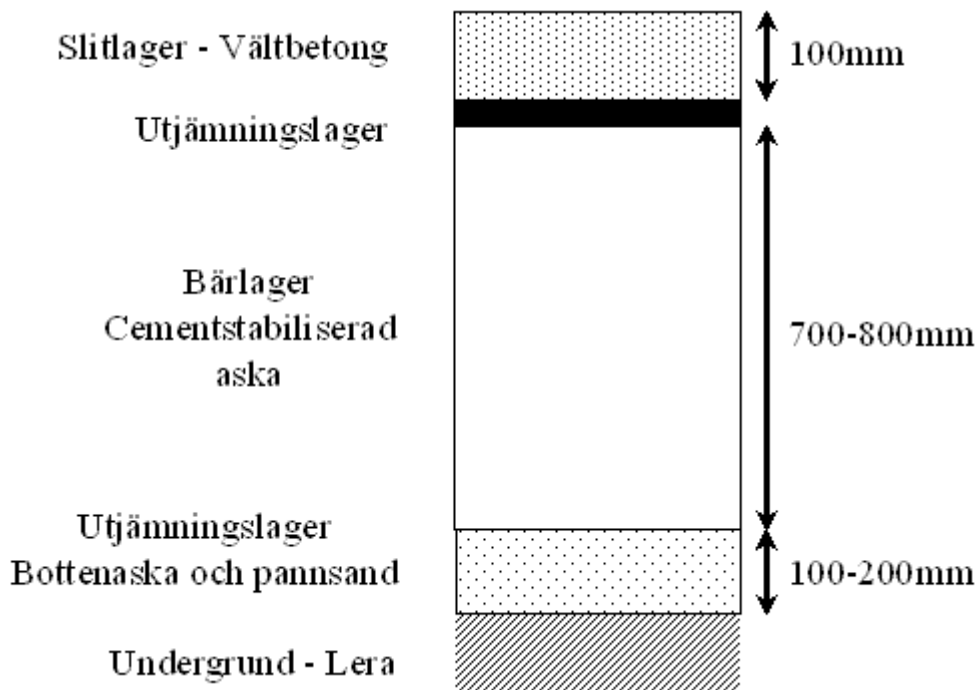
Slaggruset som användes i detta projekt har metallseparerats, storleksfraktionerats och åldrats i över ett år innan provning. Fraktionen 0-10 mm var den fraktion som användes i detta projekt.

De flygaskor som användes i detta projekt kom från Mälarenergi i Västerås. Både torvflygaska och bibränsleflygaska har använts. Dessa askor har förvarats torrt från produktion tills de använts.

Den cement som användes i laboratorieförsöken var byggcement.

### 2.2 Bundet askmaterial i industriytor

I detta projekt fanns planer på att bygga en industriyta med slaggrus som konstruktionsmaterial i samarbete med Mälarenergi. Mälarenergi finner idag avsättning för sina biprodukter framför allt genom att använda dem som konstruktionsmaterial vid byggnation av ytor. I dessa konstruktioner blandas flygaska med vatten och cement till ett härdande material. Detta material bygger upp ytans bärlager (Figur 1). Materialet är tätt och har god bärighet och kan tåla höga axeltryck. De ingående materialen blandas tillsammans med vatten i en blandarstation på kraftverket. Materialet förs med lastbil till den plats där det ska användas. Där packas det med vält i ett lager som ofta är 7-8 dm tjockt. Överst läggs ett slitlager av asfalt eller vältbetong som skyddar askmaterialet mot nötning och minimerar kontakt med nederbörd och smältvatten. Om slaggrus ska användas kan en del av flygaskan enkelt bytas ut mot slaggrus istället. Materialet är då tänkt att användas på samma sätt. Det är framför allt denna teknik att använda slaggrus som utvärderats i detta projekt.



Figur 1. Lagerföljd i genomskärning i en industriyta byggd med biprodukter från förbränning.

Figure 1. Crosssection of layers in an industrial surface constructed using by-products from combustion.

### 2.3 Experimentell design

För tillverkning av provkroppar för laboratorieprovning användes tre olika blandningar (Tabell 1):

- Recept R - som referens, bestod av cementstabiliserad biobränningsflygaska.
- Recept SB - där två tredjedelar av biobränningsflygaskan ersatts med slaggrus.
- Recept ST - som SB men biobränningsflygaskan ersattes med torvflygaska.

Tabell 1. Recept på de tre materialblandningarna i laboratieförsöken. Siffror är andelen i procent av totala torrmassan.

Table 1. Proportions of the three material mixtures used in the laboratory testing. Numbers are the ratio in percent of total dry matter.

[vikt-% av torrmassa]	R Referens	SB Provmaterial	ST Provmaterial
Slaggrus	1	64	64
Flygaska från biobränningsförbränning	94	31	
Flygaska från torvförbränning			31
Cement	5	5	5

Proctorpackningsförsök genomfördes för att ta reda på den maximala torrdensiteten och därmed den optimala vattenkvoten för packning av prover. Proverna packades vid optimal vattenkvot. Provkroppar av härdat material tillverkades genom packning med

proctorstamp i rör som förslöts med gummilock innan härdning. Rören var 100 mm långa och hade en diameter på 50 mm. Provkropparna lagrades i 7°C under härdningstiden.

Provning av vattenkvot utfördes enligt standarden SIS-CEN ISO/TS 17892-1. Vattenkvoten bestämdes genom att fuktigt prov torkades i 105°C för att avlägsna det vatten som fanns i provet. Provet vägdes före och efter torkningen. Vattenkvoten uttryck oftast i procent och bestäms genom att dividera massan avdunstat vatten med massan fast torrt prov.

## 2.4 Provning av lakningsegenskaper

Diffusionlakning på härdat material utfördes enligt standarden NEN 7345. Provning skedde för både recept R och recept SB med dubbelprov efter 28 dygns härdning. Diffusionslakning genomfördes genom att en provkropp med känd massa och area placerades i en behållare. Behållaren fylldes med avjoniserat vatten. Detta vatten byttes ut mot nytt avjoniserat vatten sammanlagt åtta gånger under en 64-dygnsperiod. Dessa åtta lakvatten analyserades för utvalda ämnen. Dessutom genomfördes enligt NEN 7345 ett tillgänglighetstest enligt NT ENVIR 003. I tillgänglighetstestet maldes prov ner till mindre än 125 µm och lakades sedan pH-statiskt i två steg. Detta skedde genom att provet placerades i avjoniserat vatten med omrörning under 3 timmar vid L/S 100 vid pH 7. Därefter lakades samma fasta prov i nytt vatten ytterligare 18 timmar vid L/S 100 vid pH 4. Dessa båda lakvatten slogs ihop innan analys av utvalda ämnen. L/S-kvoten avser förhållandet mellan volymen lakvatten som använts och massan fast prov.

Perkolationslakning genomfördes för åldrat löst slaggrus, för bundet material av både recept SB och ST. De bundna materialen provades efter 28 dygns härdning. Perkolationsförsöken utfördes enligt standard SIS-CEN/TS 14405:2004. Enligt standarden för perkolationsprovning krossades provet ner till <10 mm. Detta krossade prov packades i en cylinder, avjoniserat vatten pumpades sedan långsamt genom provet och samlades upp i en flaska. Genom att byta flaska flera gånger under provtiden kunde lakvatten motsvarande olika L/S-kvoter tas ut. Lakvattnet analyserades sedan för utvalda ämnen.

## 2.5 Provning av fysikaliska egenskaper

Oförstörande provning av Elasticitetsmodul (E-modul) genomfördes. E-modulen beskriver ett materials styvhet, och är ett mått på den spänning som behövs för att elastiskt deformera provet. Oförstörande provning skedde både för prover tillverkade enligt recept R och enligt recept SB med 15 % vattenkvot. Efter 14 dagars härdning i 7°C extraherades proven ur de förslutna rör där de dittills lagrats och placerades efter vägning och mätning i klimatskåp, 7°C och relativ luftfuktighet 89 %. Provningen skedde med 4 likadana prover av varje blandning.

Oförstörande provning genomfördes med en GrindoSonic MK5I. Provet lades upp horisontellt på skumgummi. En liten kula med elastiskt skaft användes för att med en lätt elastisk stöt sätta provet i vibration. En piezoelektrisk accelerometer registrerade provkroppens rörelse, vilket gav egenfrekvensen för provet. Med hjälp av ett

datorprogram beräknades egenfrekvensen (enligt Spinner/Tefft), provets dimensioner och massa om till en E-modul. Beräkningsmetoden kräver att proven är avlånga, cylindrar eller rätblock.

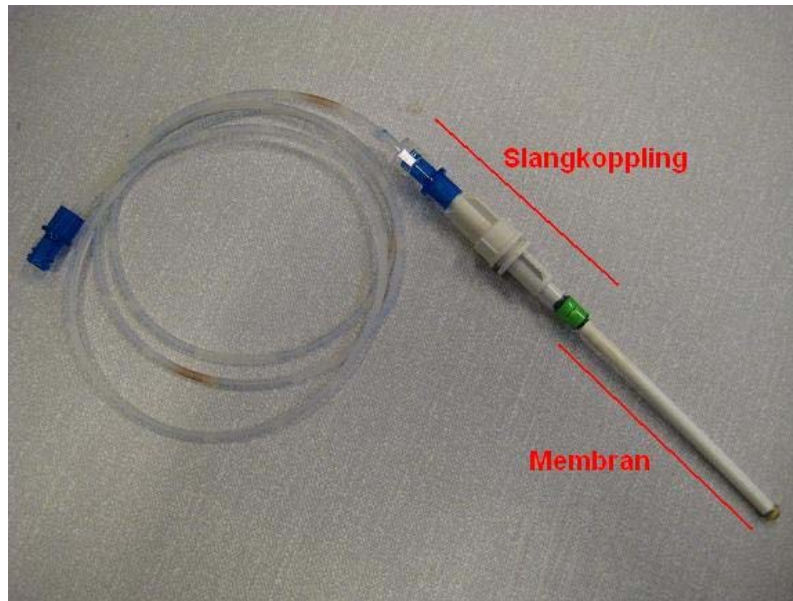
Enaxiella tryckförsök genomfördes enligt SS EN 12390-3, genom att ett cylindriskt prov placerades mellan två plattor som sedan rörde mot varandra. Den kraft som krävdes för att provet skulle gå till brott registrerades. Provning genomfördes efter 14, 28, 56 och 91 dygns härdning på prover tillverkade både enligt recept R och enligt recept SB med 15 % vattenkvot. Ett begränsat antal prover lagrades även vid 20°C för provning efter 28 dygn. Dessutom tillverkades även ett mindre antal prover med 20 % vattenkvot och lagrades i 20°C och 7°C för provning efter 28 dygn.

Hydraulisk konduktivitet provade i celltryckspermeametrar. Där det cylindriska provet sågats till så att ändarna var släta och parallella. Provet mättes innan provning. Provet placerades i celltryckspermeameter som fylldes med vatten. Ett tätt gummimembran skyddade provet och fördelade trycket från det omgivande vattnet. Innan provning stod provet i en hink vatten över natten för att förkorta tiden för vattenmätning. Vatten trycktes sedan genom provet underifrån. Samtidigt applicerades ett mottryck för att komprimera eventuell luft i provet. Förtrycket och mottrycket och celltrycket ökades successivt till ungefär 6 Bar. Celltrycket hölls alltid högre än de övriga trycken för att minimera randvatten runt provet. Genom att öka förtrycket skapades en gradient över provet som drev ett flöde genom det. Flödet mättes och provets hydrauliska konduktivitet beräknades.

## **2.6 Vattenprovtagningmetoder**

Olika produkter för provtagning av porvatten finns på marknaden i olika utföranden. En sådan är "Macro Rhizon" (Figur 2) som utvärderats i detta projekt, tillverkad av "Rhiosphere research products". Denna Rhizon består av ett hydrofilt membran som kopplats till en slang. När provtagning ska ske appliceras ett undertryck på slangen så att porvatten sugts ut.

För utvärdering av Rhizoner tillverkades prover av bundet material av både recept R och recept SB (Tabell 1). Proven packades i två lager med hjälp av en proctorstamp. När lager ett packats borrades ett hål i behållarens vägg. En Rhizon stacks in horisontellt genom hålet. Nästa lager packades ovanpå. För att täta applicerades smältlim runt hålet. När proven var packade tillsattes ett överskott av vatten till hälften av proverna, för att möjliggöra provning både vid normalt vatteninnehåll och vid vattenmättade förhållanden. Provbehållarna förslöts med lock och lagrades i 7°C. Vid provning ansluts en vanlig injektionsspruta via en slang till Rhizonen. Genom att dra ut kolven och spärra den i utdraget läge appliceras ett undertryck på Rhizonen.



Figur 2. Foto på den porvattenprovtagare, Rhizon som utvärderades. Den smala 10 cm långa vita delen är membranet där vattnet går in i provtagaren.

Figure 2. Photo of the pore water sampler, Rhizon that was evaluated. The thin 10 cm long white part is the membrane where the water enters the sampler

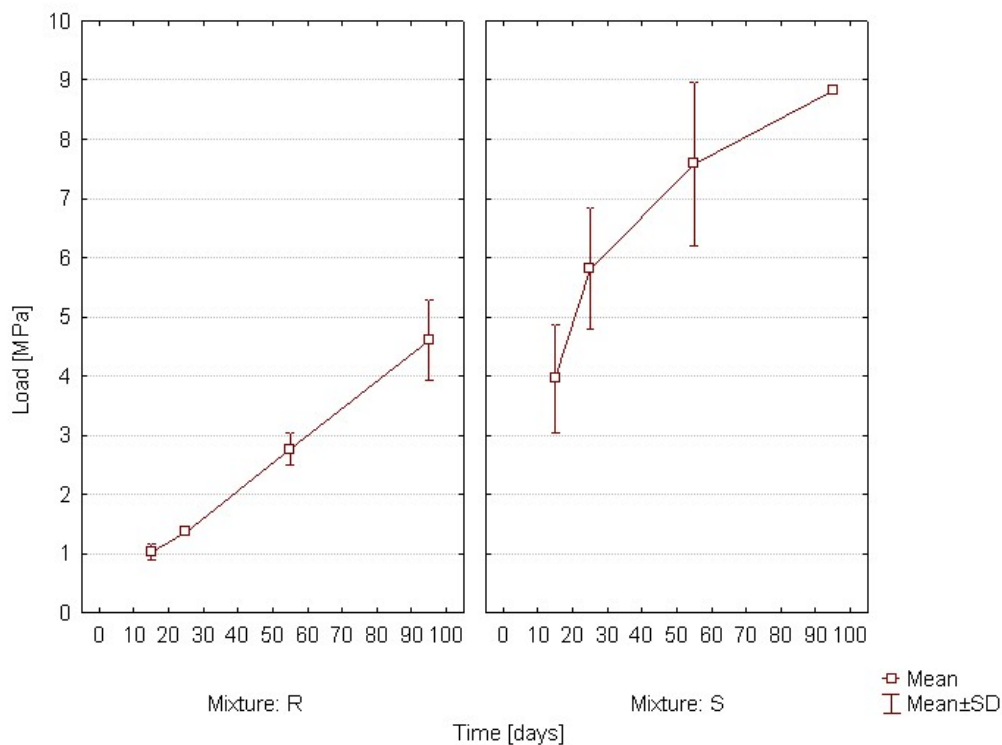
### 3 Resultatredovisning

#### 3.1 Tillverkning av provkroppar

För båda recepten R och SB bestämdes den optimala vattenkvoten i proctorpackningsförsök till 15 %, denna vattenkvot användes vid packning av prover där inget annat anges.

#### 3.2 Hydraulisk konduktivitet

Bundet material av recept SB packat vid 15 % vattenkvot uppnådde en hydraulisk konduktivitet av  $6,35 \cdot 10^{-6}$  (medelvärde av två prov) efter härdning i 7°C under 28 dygn. Bundet material av recept ST, men packat vid en högre vattenkvot uppvisade en hydraulisk konduktivitet på  $7,05 \cdot 10^{-10}$  m/s (medelvärde av två prov) efter härdning i 20°C i 167 dygns härdning.

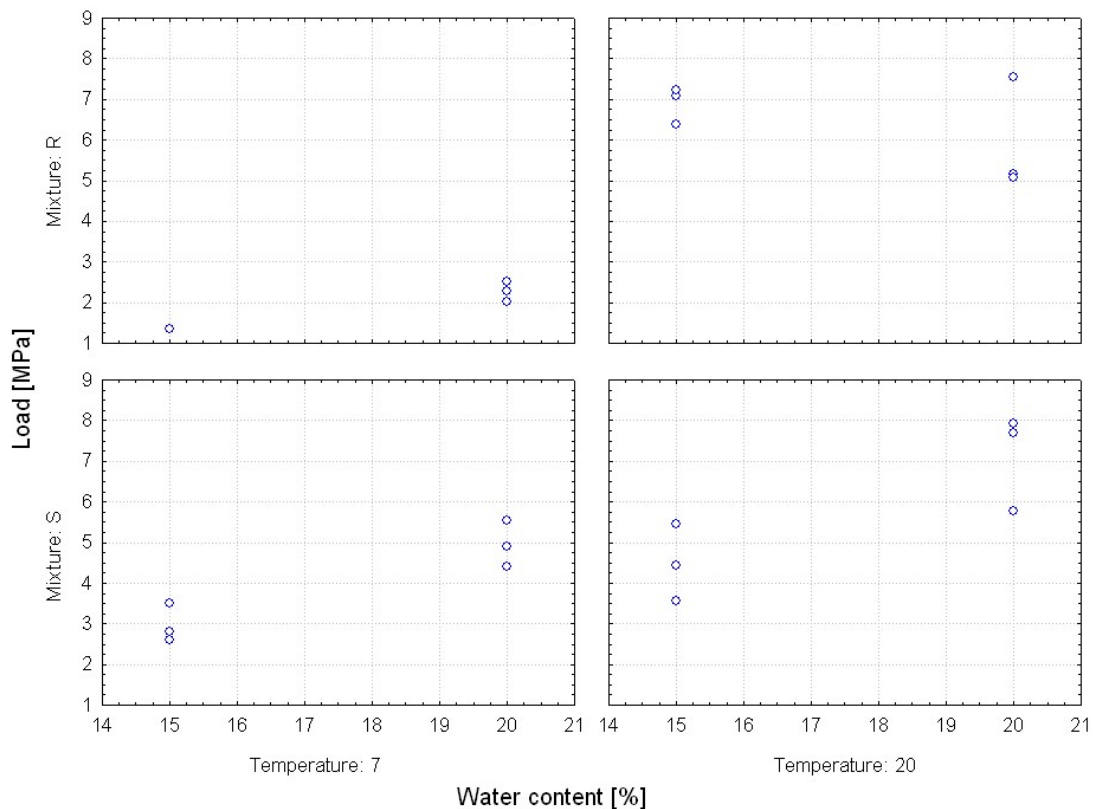


Figur 3. Enaxiell tryckhållfasthet i MPa för recept R och recept SB stapelintervallet avser standardavvikelsen. Resultat är medel av tre prover.

Figure 3. Unconfined compressive strength in MPa for mixture R and mixture SB. The bars represent the standard deviation. Results are the mean of three samples.

### 3.3 Enaxiella tryckförsök

Prover av recept SB uppvisade högre enaxiell tryckhållfasthet än prover av recept R (Figur 3) i medeltal var hållfastheten för recept SB 3,2 gånger så hög som för recept R. Prover av både recept R och SB som lagrats i 20°C uppvisade en högre tryckhållfasthet än prover som lagrats i 7°C. Hållfastheten efter 28 dygns lagring i 20°C var i medeltal 2,8 gånger så hög som hållfastheten efter lagring i 7°C (Figur 4). En högre vattenkvot vid packning gav högre hållfasthetsutveckling både för recept R och för SB (Figur 4).



Figur 4. Enaxiell tryckhållfasthet i MPa efter 28 dygns härdning för recept R och SB. Både härdningstemperaturen och vatteninblandningen varierades.

Figure 4. Unconfined compressive strength in MPa after 28 days of hardening for mixture R and SB. Both temperature during hardening and water content was varied.

### 3.4 Föroreningars mobilitet i bundna askmaterial

Resultat från perkolationsprovning redovisas i Tabell 2 och Tabell 3. Ett antal ämnen, nämligen As, Cd, Hg, Ni, Pb, F och SO<sub>4</sub>, var under detektionsgränsen för ett eller flera prov. För löst slaggrus är det endast Cl och SO<sub>4</sub> som överstiger rekommendationerna för mindre än ringa risk enligt Naturvårdsverkets handbok "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten" [11].

För bundet material med slaggrus och flygaska ligger även Cu, Pb och till viss del Cr över rekommendationerna för mindre än ringa risk. Värdet på pH är lägre för löst slaggrus än för bundet material (Tabell 2 och Tabell 3).

*Tabell 2. Lakning från perkolationsförsök på löst slaggrus samt bundet slaggrusmaterial enligt recept SB och ST. Värden är medelvärden av 3 prover för löst slaggrus och bundet material recept ST, och 2 prover för bundet material recept SB. Värden markerade med < var för någon eller flera mätpunkter under detektionsgränsen. Enhet för koncentration i lakvätska är mg/l. Enhet för konduktivitet är mS/m. Enheten för kumulativ utlakning är mg/kg torrsbstans.*

*Table 2. Leaching from percolation tests on non-bound bottom ash and bound material of mixture SB and ST. Values are the mean of 3 samples for non-bound bottom ash and mixture ST and the mean of 2 samples for mixture SB. Values marked with < signifies that one or more measurements were below detection limit. Unit for concentration in leachate is mg/l. Unit for conductivity is mS/m. Unit for cumulative leaching is mg/kg dry matter.*

Ämne	Konc i lakvätska vid L/S 0,1 [mg/l]				Kumulativ lakning vid L/S 10 [mg/kgTS]			
	Riktvärden i NV handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten	Löst slaggrus	Bundet slaggrus recept ST	Bundet slaggrus recept SB	Riktvärden i NV handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten	Löst slaggrus	Bundet slaggrus recept ST	Bundet slaggrus recept SB
As	0,01	<0,0083 3	<0,00533 3	<0,0075	0,09	<0,0160	<0,0110	<0,0100
Ba	-----	0,0101	0,173	1,180	-----	0,0269	3,00	12,5
Cd	0,01	<0,0003	<0,0006	<0,001	0,02	<0,00047 7	<0,0007	<0,0008
Cr	0,2	0,0868	0,190	1,180	1	0,107	0,145	0,725
Cu	0,2	0,172	1,820	1,960	0,8	0,186	1,131	0,891
Hg	0,001	<0,0000 2	<0,00002	<0,0000 2	0,01	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Mo	-----	1,14	3,20	4,00	-----	1,115	2,030	2,268
Ni	0,1	0,00350	0,0305	0,0262	0,4	<0,00638	<0,0205	<0,0106
Pb	0,05	0,000595	0,144	0,161	0,2	<0,00200	0,361	0,422
Sb	-----	0,0506	0,0184	0,00985	-----	0,383	0,0590	0,0285
Se	-----	0,00906	0,151	0,0588	-----	0,0129	0,139	0,0442
Zn	1	0,0892	0,231	0,449	4	<0,0282	0,495	0,463
Cl	80	2653,3	2293,3	2370,0	130	1754,5	1916,6	815,2
F	-----	0,513	<4,33	<1,50	-----	4,84	<7,22	<7,24
SO <sub>4</sub>	70	1606,7	1034,7	<6,00	200	2407,5	885,4	<101,6
DOC	-----	20,67	197,7	372,5	-----	127,1	122,5	148,2
pH		10,3	12,7	13,0				
Cond		1097,3	1687,0	24,75				

Tabell 3. Kumulativ lakning från perkolationsförsök på löst slaggrus samt bundet slaggrusmaterial enligt recept SB och ST. Värden är medelvärden av 3 prover för löst slaggrus och bundet material recept ST, och 2 prover för bundet material recept SB. Värden märkta < var för någon eller flera mätpunkter under detektionsgränsen. Enheten för kumulativ lakning är i mg/kg torrsubstans. Enheten för konduktivitet är mS/m.

Table 3. Cumulative leaching from percolation tests on non-bound bottom ash and bound material of mixture SB and ST. Values are the mean of 3 samples for non-bound bottom ash and mixture ST and the mean of 2 samples for mixture SB. Values marked < signifies that one or more measurements were below detection limit. Unit for cumulative leaching is mg/kg dry matter. Unit for conductivity is mS/m.

Ämne	Löst slaggrus			Bundet slaggrus Recept ST			Bundet slaggrus Recept SB		
	L/S 0,1	L/S 2	L/S 10	L/S 0,1	L/S 2	L/S 10	L/S 0,1	L/S 2	L/S 10
As	<0,00072	<0,0074	<0,016	<0,00059	<0,0028	<0,011	<0,00057	<0,0030	<0,010
Ba	0,000862	0,0100	0,0269	0,0191	0,405	2,999	0,0901	3,073	12,46
Cd	<0,00003	<0,0001	<0,0005	<0,00007	<0,0003	<0,0007	<0,00008	<0,0004	<0,0008
Cr	0,00738	0,0423	0,107	0,0209	0,0939	0,145	0,0908	0,387	0,725
Cu	0,0148	0,120	0,186	0,200	0,911	1,131	0,151	0,646	0,891
Hg	<0,000002	<0,00004	<0,00002	<0,000002	<0,00005	<0,00002	<0,000002	<0,00003	<0,00002
Mo	0,0975	0,786	1,115	0,352	1,742	2,030	0,307	1,382	2,268
Ni	0,0003	0,0021	<0,00064	0,00335	0,0153	<0,00205	0,00201	0,00713	<0,00106
Pb	<0,00005	<0,000058	<0,00020	0,0158	0,152	0,361	0,0124	0,183	0,422
Sb	0,00435	0,0958	0,383	0,00202	0,0250	0,0590	0,000758	0,0100	0,0285
Se	0,000775	0,00761	0,0129	0,0166	0,0985	0,139	0,00452	0,0227	0,0442
Zn	0,00764	0,0140	<0,00282	0,0254	0,215	0,495	0,0339	0,190	0,463
Cl	226,8	1666,6	1754,5	252,3	1474,3	1916,6	182,1	383,0	815,2
F	0,044	1,375	4,840	<0,479	<3,649	<7,218	<0,115	<2,527	<7,241
SO <sub>4</sub>	137,6	1330,2	2407,5	113,8	634,5	885,4	<0,5	<17,2	<101,6
DOC	1,77	16,36	127,1	21,74	103,3	122,5	28,59	110,6	148,2
pH	10,3	10,2	----	12,7	12,5	12,1	13,0	12,1	11,4
Kond	1097,3	419,3	----	1687,0	626,7	157,7	24,8	6,8	2,2

Diffusionskoefficienten,  $D_e$ , varierar för olika ämnen i de två recepten R och SB (Tabell 4). Klorid är det ämne som har den högsta diffusionskoefficienten. För recept R har Ba, Cr, DOC och F medelhöga (medelhöga är enligt standard  $11,0 < pD_e < 12,5$ ) diffusionskoefficienter. För recept SB är klorid inte diffusionsstyr, det som kontrollerar utlakning av klorid är istället yttvättning (surface wash off), i början av försöket och uttömning (depletion) i mitten och slutet av försöket. Den totala kumulativa utlakningen vid avslutat prov är dock likvärdig i båda fallen (Tabell 4), skillnaden är att den sker tidigare för recept R och senare under lakförsöket för recept SB. Recept SB har inga ämnen med höga (höga är enligt standard  $pD_e > 12,5$ ) eller medelhöga diffusionskoefficienter. Diffusionskoefficienten och den utlakade mängden av Ba minskar trots att tillgängligheten ökar om slaggrus blandas in i materialet. För Cu ökar

utlakningen och tillgängligheten trots att diffusionskoefficienten minskar när slaggrus blandas in i materialet.

Tabell 4. Resultat från diffusionsprov och tillgänglighetstest, alla värden är medelvärde av dubbelprov. Diffusionskoefficienter ( $D_e$ ) från diffusionsprov enligt NEN 7345. DL betyder att koncentrationen av det ämnet i lakvattnet var under eller nära detektionsgränsen, ND betyder att lakningen av det ämnet inte var diffusionsstyrd. Grå bakgrund indikerar höga värden på diffusionskoefficienten, värden i fet stil indikerar medelhög diffusionskoefficient. Värden markerade med < visar att något värde var under detektionsgränsen.

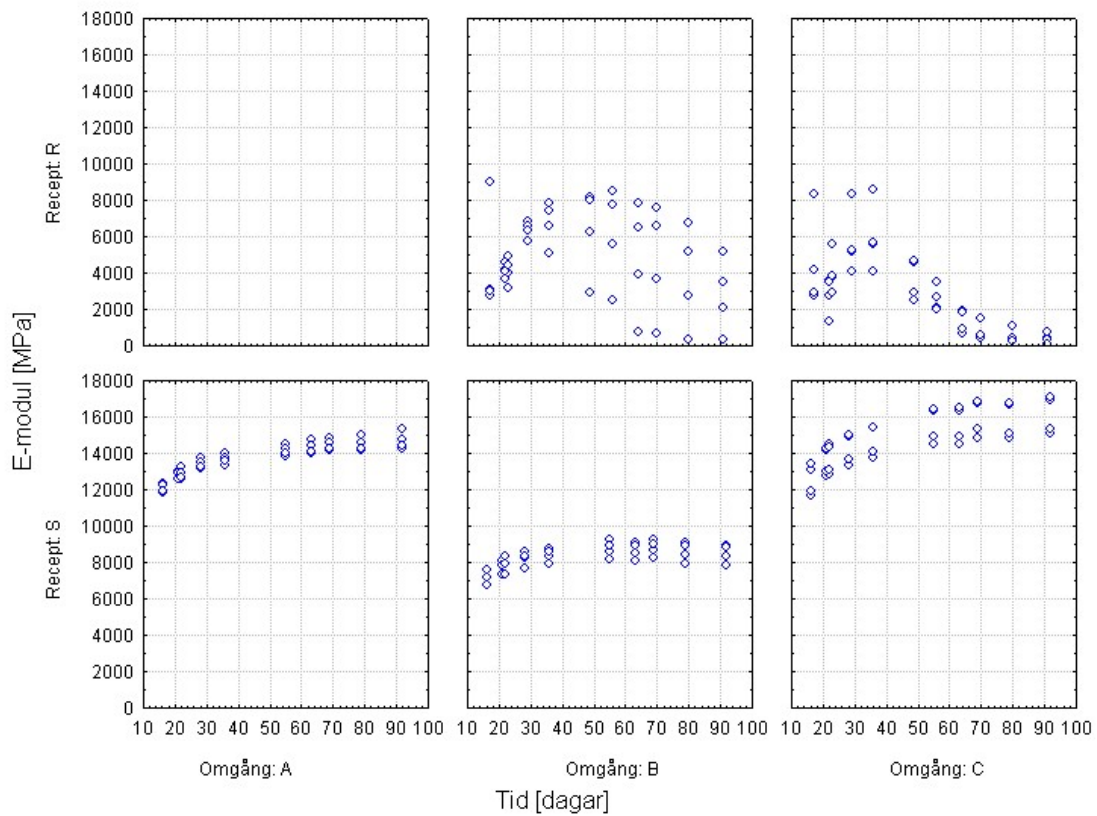
Table 4. Results from diffusion tests and availability tests, all values are the mean of duplicate tests. Diffusion coefficients ( $D_e$ ) from diffusion tests according to NEN 7345. DL means concentration was too close to detection limit to calculate diffusion coefficient. ND means that the leaching was not diffusion controlled. Gray background indicates high diffusion coefficients. Bold font indicates average diffusion coefficient. Numbers marked with < indicates that at least one value was below detection limit.

Recept	Diffusionskoefficient [m <sup>2</sup> /s]		Kumulativ lakning vid avslutat försök [mg/m <sup>2</sup> ]		Tillgänglighetstest [mg/m <sup>2</sup> ]	
	R	SB	R	SB	R	SB
As	DL	DL	<0,275	<0,298	13,10	<33,46
Ba	<b>3,8E-12</b>	1,4E-14	628,3	75,8	1491,4	3124,6
Cd	DL	DL	<0,0138	<0,0147	11,20	14,47
Cr	<b>4,1E-13</b>	1,6E-13	7,58	7,01	49,28	52,34
Cu	4,8E-17	5,1E-18	0,735	8,281	422,6	12131,5
Hg	DL	DL	<0,00550	<0,00589	<0,0653	<0,100
Mo	1,4E-13	2,8E-13	12,3	14,7	135,4	84,8
Ni	DL	DL	0,161	<0,149	133,3	216,3
Pb	1,2E-14	2,4E-17	0,513	0,947	25,0	947,3
Sb	1,7E-13	4,9E-15	0,140	0,848	2,30	69,6
Se	ND	2,8E-13	0,364	0,438	16,27	4,15
Zn	ND	3,5E-18	2,31	5,72	760,9	23692,2
DOC	<b>2,9E-12</b>	ND	1084,1	2291,3	4242,9	4355,2
Cl	<b>2,9E-11</b>	ND	20142,1	20212,6	30465,6	55531,8
F	<b>4,4E-13</b>	2,2E-13	549,9	471,8	6530,5	6350,3
SO <sub>4</sub>	1,1E-16	6,8E-16	1678,1	3915,4	1078226	812181

### 3.5 Oförstörande laboratorieprovning

Den relativa luftfuktigheten i porerna i förslutna provkroppar befanns vid mätning vara 96-99 %. Provkroppar för oförstörande provning lagrades sedan de avformats i klimatskåp vid 7°C och 89 % relativ luftfuktighet. Det klimatskåp som användes hade en övre gräns för relativ luftfuktighet vid 89 %.

E-modulen för härdade askmaterial innehållande slaggrus, recept SB, steg under den första månaden, därefter avklingade ökningen (Figur 5). E-modulen för det härdade askmaterialet med flygaska, recept R, ökade initialt för att sedan sjunka till lägre än då mätningarna påbörjades. Efter avslutad provning syntes tydliga sprickor i de prover som var tillverkade enligt recept R (Figur 6). Sänkningen av E-modulen skedde dock redan innan sprickor syntes i materialet. Provkroppar av recept SB uppvisade inga synliga sprickor efter avslutat prov. Spridningen i E-modul för recept R var större än för recept SB.



Figur 5. Utveckling av E-modul över tid från oförstörande provning för både recept R och SB. Omgång A, B och C har varierande tillsats av vatten.

Figure 5. Development of E-module over time from non destructive testing for both mixture R and SB. Batch A, B and C had different varying addition of water.



Figur 6. Provkroppar av recept R efter oförstörande provning

Figure 6. Test samples of mixture R after non-destructive testing

### 3.6 Vattenprovtagningsmetoder

Efter 3 månader applicerades ett undertryck på Rhizonerna i de provkroppar som tillverkats enligt recept R och SB. De prover som vattenmättats efter tillverkning gav ifrån sig vatten vid provning. Från de prover som inte vattenmättats gick det inte att extrahera vatten. Till dessa prover adderades vatten, om proverna tilläts suga åt sig vatten gick det sedan att extrahera vatten från dem.

### 3.7 Demonstrationsyta och ansökningsprocessen

En demonstrationsyta planerades vid projektets start att byggas i nära anslutning till Mälarenergis kraftverk i Västerås. Planerad byggnation var under första halvan av 2009. På grund av intern väntan på beslut hos Mälarenergi och brist på flygaska, sköts byggstarten upp i flera steg. I mars 2010 kom beslut från Mälarenergi att platsen inte kunde användas längre, då den var en del i kommunala markaffärer. I april 2010 föreslogs en ny plats vid Skälby som ligger i Enköpings kommun. Marken ägs av en privatperson som bl.a. bedriver hantering av flis. En befintlig yta byggd med aska finns sedan flera år. Markägaren ville expandera och komplettera denna yta med ytterligare en yta. Denna yta hade redan börjat byggas på platsen med Mälarenergis askor som konstruktionsmaterial. Det beslutades att en del av denna yta skulle byggas med slaggrus. Då slaggruset bedömdes inte uppfylla rekommendationerna för mindre än ringa risk i Naturvårdsverkets handbok "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten" [11] gjordes en komplettering av Mälarenergis anmälan till Enköpings kommun under sommaren 2010. Denna anmälan fick dock avslag, med rekommendation att göra en fullständig ansökan om miljöfarlig verksamhet hos länsstyrelsen. Eftersom tillstånd inte erhållits har ingen byggnation ännu startat (nov 2011).

## 4 Resultatanalys

### 4.1 Tekniska egenskaper hos bundet material

Eftersom bundna slaggrusmaterial har betongliknande egenskaper är det intressant att jämföra detta material med betong. Vad gäller tekniska egenskaper som t.ex. hållfasthet är det intressant att jämföra det bundna materialet med betong där slaggrus använts som aggregat. Vid jämförelse av konventionell betong och betong med slaggrus är det att vänta att hållfastheten blir lägre [12]. I betong där 50 vikt-% av ballasten ersatts med slaggrus har t.ex. hållfastheter på 25 MPa uppnåtts efter 28 dygns härdning att jämföra med 32 MPa för konventionell betong [9]. Hållfastheten kan väntas var lägre än i konventionell betong då ballast baserad på sten är starkare och hårdare än slaggrus. Slaggruspartiklarna är dock lättare än konventionell ballast, vilket ger en lättare betong.

Ett problem vid användning av slaggrus i betong är risken för gasutveckling på grund av metalliskt aluminium som förekommer på grund av det höga pH-värdet (pH 13-14) i betongen. Gasutveckling kan orsaka svällning och sprickbildning i betongen [9, 13]. Detta problem kan minskas om slaggruset behandlas t.ex. med natriumhydroxid. I samband med perkolationsförsöken noterades gasutveckling när krossat bundet slaggrusmaterial blandades med vatten. Någon påverkan från gasutveckling på tekniska egenskaper som hållfasthet och hydraulisk konduktivitet har dock inte noterats i försöken.

När slaggrus används i betongtillverkning är höga halter av klorid ofta ett problem då det leder till armeringskorrosion, detta begränsar hur mycket som kan blandas in i betong utan att slaggruset tvättas innan användning [14]. Vid användning som konstruktionsmaterial i vägar och ytor används inte armering, därför är risken för korrosion av underordnad betydelse.

Resultat från enaxiella tryckförsök visade på hållfastheter mellan 1 och 8 MPa beroende på inblandning av vatten och härdningstemperatur. Detta gäller dock vid inblandning av endast 5 vikt-% cement vilket inte är jämförbart med betongtillverkning där mycket mer cement ingår. Även om slaggrus mycket väl skulle kunna användas i betongtillverkning finns troligen en större marknad som konstruktionsmaterial där kraven på prestanda är lägre än inom betongindustrin. Slaggrus kan även uppvisa pozzolana egenskaper [15] vilket kan ge ett bidrag till hållfasthetsutveckling på lång sikt.

Proverna i dessa försök härdades till största delen i 7°C för att undvika överskattningar vid jämförelse med förhållanden i fält. Om prover istället härdas vid 20°C hade reaktionerna gått snabbare och högre hållfastheter hade uppnåtts efter samma härdningstid. Detta resonemang stöds av provningen, då prover som lagrats i 20°C uppnådde hållfasteter på i medeltal 2,8 gånger hållfastheten hos prover lagrade i 7°C under samma tid (kap 3.3). Samma sak gäller för hydraulisk konduktivitet där mycket lägre värden,  $10^{-10}$  m/s, uppmätts efter härdning i 20°C med högre vattenkvot, jämfört med  $10^{-6}$  m/s för härdning i 7°C efter packning med 15 % vattenkvot (kap 3.2).

Den vattenkvot som ger maximal torrdensitet brukar kallas optimal vattenkvot för packning. Detta används traditionellt framför allt för jordmaterial, och har här använts för bundna askmaterial. Detta förfarande kan dock ifrågasättas för härdande material. Det som avgör hållfastheten på lång sikt är inte enbart den initiala packningsgraden utan även härdningsreaktioner, dessa är beroende av vatten. Troligen underlättas härdningsreaktionerna om högre vattenkvot används, då brist på vatten gör att härdningsreaktionerna hämmas. Härdning vid låga temperaturer fördröjer härdningsreaktionerna och det tar längre tid att uppnå efterfrågad hållfasthet. Det är viktigt både i laboratorium och i fält att inte underskatta mängden vatten som går åt vid tillverkning. I fält kan vattentillsatsen göras enligt erfarna bedömningar, men i laboratorieförsök måste provningen vara repeterbar vilket ställer högre krav på bestämning av optimal vattentillsats.

## 4.2 Miljöegenskaper för bundet material

Många katjonmetaller har hög mobilitet vid höga och låga pH och ett minimum i mobilitet vid neutralt pH. [16]. Vid produktion av slaggrus lagras materialet utomhus, där det reagerar med koldioxid i luften och karbonatiserar, varpå pH sjunker. Detta utnyttjas för att minska mobiliteten av metaller. Framför allt är det effektivt för koppar [17]. Perkulationsförsöken visar att det åldrade slaggruset har ett pH på 10, vilket är ett tecken på att materialet karbonatiserat. När materialet blandas med flygaska och cement höjs pH-värdet till över 12. Detta kan få konsekvenser för lösligheten hos metaller i materialet. Enligt Dijkstra et al. [16] bör framför allt Ni, Zn, Cu, Pb visa en tydligt högre löslighet om pH höjs från 10 till 12. Vilket stämmer bra med resultaten från perkulationsprovningen. En majoritet av ämnena lakar i perkulationsförsök mer från krossat bundet material än från löst slaggrus. Denna ökade utlakning motverkas dock av de låga hydrauliska konduktiviteterna som uppmätts för materialet. Flygaskan tillför också metaller till blandningen, vilket också kan påverka de utlakade halterna. Så höjningen av pH är troligen inte den enda orsaken till ökad löslighet hos föroreningar. Endast Cr, Cu, Pb, Cl och SO<sub>4</sub> går dock över rekommendationerna för mindre än ringa risk för bundet material. Fortfarande är det Cl och SO<sub>4</sub> de ämnen som överstiger rekommendationerna mest. Dessa salter är lösliga och lakar lätt ut. SO<sub>4</sub> lakar markant mindre ur bundet slaggrus jämfört med löst slaggrus medan Cl och F inte visar någon tydlig trend.

Viktigt är dock att komma ihåg utlakning i perkulationsförsök där härdade material måste krossas ner för att kunna provas inte är representativa för hur materialet beter sig i en verklig konstruktion. Provet visar hur mycket av ett ämne som går över i vattenfas under bestämda förhållanden, nämligen stora partikelytor och god tillgång på vatten. Ett tätt material minskar dock mobiliteten då ytan är liten och mängden vatten som kan röra sig genom materialet är starkt begränsat. Detta resonemang stöds av den låga hydrauliska konduktiviteten i storleksordningen 10<sup>-10</sup> m/s.

En bättre metod att utvärdera härdade material är diffusionsprovning eftersom materialet inte behöver krossas ner utan kan provas i den form det ska användas. Denna metod användes därför för att jämföra härdat material med flygaska, recept R, med härdat material med slaggrus och flygaska, recept SB. I dessa försök var pH-värdet likvärdigt för både recept R och SB vilket gör att pH-beroende effekter på lakningen

inte kan förklara skillnader. Resultaten visade att Cl var ett ämne med hög mobilitet. Utlakningen av Cl skiljer inte nämnvärt om slaggrus är en del av det härdade materialet eller ej, vilket visar att slaggruset inte bidrar med mer lakning av Cl än flygaskan. Lakningen av klorider skiljer inte heller mellan löst slaggrus och bundet material med flygaska och slaggrus i perkolationprovning. Att utlakningen av barium ökar och utlakningen av koppar minskar när slaggrus finns i materialet visar att de finns i andra former i slaggruset än i flygaskan eller att de finns i andra mängder.

### **4.3 Utvärdering av oförstörande laboratorieprovning**

Förvaringen av de avformade provkropparna för oförstörande provning var torrare än de förhållanden som rådde för motsvarande provkroppar i förslutna rör. Detta medförde att proven sakta torkade ut. De båda recepten R och SB har reagerat mycket olika på dessa förhållanden. För recept SB stannade ökningen i E-modul av, men för recept R minskade E-modulen markant trots att proven då såg hela ut på utsidan. En minskning av E-modulen tyder på att något hände inuti provkropparna. Den tydliga sprickbildningen som framträdde efterhand visar att materialet är känsligt för uttorkning. Samma fenomen har iakttagits tidigare i fält i det översta ytskiktet för bundna material innehållande flygaska. Recept SB är mindre känsligt för uttorkning. Slaggrus minskar kraftigt risken för sprickbildning på grund av uttorkning. Samtidigt visar enaxiella tryckförsök att hållfastheten ökar markant om slaggrus ingår i materialet. Materialet blir alltså både starkare och tåligare.

Att kunna följa samma provkropp genom hela provningen över tid reducerar felkällor då olikheter mellan prover inte påverkar mätningarna. Att samma prov återanvänds över tid håller dessutom nere antalet prover och spar därmed pengar då färre prover behöver tillverkas eller provtagas.

### **4.4 Vattenprovtagningsmetoder**

Vid byggnation av ytor ställs krav på att kunna följa upp ytans miljöprestanda över tid. Detta kan lösas genom att samla upp lakvatten som perkolerar genom konstruktionen. Det finns flera metoder att samla upp lakvatten från en anläggning. Ett vanligt sätt är att installera en lysimeter under det material man vill undersöka. En lysimeter består av en behållare som samlar upp lakvatten som perkolerar genom ovanliggande lager. Ibland fylls denna behållare med t.ex. grus och sand för att den ska vara strukturstabil och inte krossas av eller fyllas med ovanliggande material. Någon form av membran eller geotextil som släpper igenom vatten men hindrar fast material att fylla behållaren behövs ofta. En slang sitter fäst i botten inuti behållaren och leds upp till ytan. Genom slangen kan vatten som samlats i behållaren pumpas upp för analys. I Mälarenergis ytor brukar en gummiduk fästas runt lysimetern för att leda in vatten till lysimetern från en större yta för att på så sätt öka lysimeterns insamlingsyta. En lysimeter är en passiv provtagning såtillvida att man litar till gravitationen för att vatten ska hamna i behållaren. En aktiv provtagningsmetod är att använda undertryck för att suga ut porvatten genom ett membran. En sådan är den Rhizon som använts i dessa försök, den är alltså endast aktiv under provtagning.

Undertrycksprovtagare som Rhizoner har flera fördelar jämfört med lysimetrar. En lysimeter samlar upp allt vatten som perkolerat ner genom alla ovanliggande lager, medan undertrycksprovtagaren tar ut porvatten direkt ur porerna där den är placerad. Porvatten kan alltså tas ut vid flera olika djup och spridas i sidled, vilket ger högre upplösning jämfört med lysimetrar. Analys av lakvatten från lysimeter ger ett medelvärde över alla ovanliggande lager på en begränsad yta, med ett antal väl placerade Rhizoner kan skillnader både i sidled och i djup detekteras.

Rhizoner är billiga och enkla att installera samt möjliggör högre upplösning jämfört med lysimetrar. En fördel med lysimetrar är att de samlar lakvatten kontinuerligt, vilket även ger en uppskattning av mängden vatten över tid, medan Rhizoner endast samlar vatten när de utsätts för undertryck. Rhizoner är inte en ersättning för lysimetrar men de kan utgöra ett bra komplement för bedömning av kvaliteten på lakvatten

Instrumentering för lakvattenuppsamling i täta ytor är svår då materialet är väldigt tätt. Om anläggningen är korrekt utförd bör inget vatten nå ner till lysimetrar under de första åren. Detta stämmer väl med resultaten från laborieförsöken, där bevattning krävdes för att kunna extrahera vatten via Rhizonerna (Kap 3.6). Det stämmer även väl med Mälarenergis tidigare erfarenheter. Rhizoner har fördelen att de kan ta ut små mängder vatten, men är materialet torrt och tätt så är det svårt att få ut vatten även med hjälp av Rhizoner. Om vatten ska kunna utvinnas för analys vid fältförsök kan bevattning i materialet behöva utföras för att tvinga fram lakvatten. En stor fördel med Rhizoner är att de ger en bättre upplösning både vad gäller djup och geografisk spridning.

#### 4.5 Demonstrationsyta och ansökningsprocessen

För verksamhet som innebär uppläggning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, kan verksamheten behöva ett tillstånd. Ärendet kan hanteras på flera sätt:

- Användning utan anmälan eller ansökan om föroreningsrisken är mindre än ringa, så kallad U-verksamhet.
- Anmälan till kommunal nämnd om föroreningsrisken är ringa, så kallad C-verksamhet.
- Ansökan om tillstånd till länsstyrelsen om föroreningsrisken inte endast är ringa, så kallad B-verksamhet.

Om riktvärdena i Naturvårdsverkets handbok "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten" ej överskrids kan byggnationen därför i regel hanteras utan att anmälan behöver göras till kommunen. Det är helt enkelt fritt fram att använda materialet utan att meddela någon. Detta är dock ej troligt för de flesta askor. Om riktvärdena överstigs bör anmälan till kommunen göras där materialet och dess användning beskrivs och en riskanalys görs. När kommunen får en anmälan gör nämndens tjänstemän en bedömning utifrån informationen i anmälan och tidigare erfarenheter av materialet om föroreningsrisken kan anses vara ringa eller mer än ringa. Om kommunen gör bedömningen att föroreningsrisken inte endast är ringa måste ansökan göras till länsstyrelsen. Riktvärdena i naturvårdsverkets handbok är endast applicerbara för U-verksamhet. Så fort det rör sig om C- eller B-verksamhet är de inte längre aktuella som kriterier. Vad som då är relevant är en riskbedömning av användningen, t.ex. förebyggande åtgärder, omkringliggande verksamhet, geologiska

förhållanden, täthet. Olika kommuner hanterar ärenden på olika sätt. I många fall är enskilda tjänstemäns erfarenhet och kunskap avgörande, det som anses ofarligt i en kommun kan anses farligt i en annan. En ansökan till länsstyrelsen är en stor apparat där samråd, miljökonsekvensbedömning, miljökonsekvensbeskrivning och ansökan, m.m. krävs.

Tillståndsfrågan sågs initialt i detta projekt som en enkel formalitet. Detta visade sig dock vara en tyngre post än väntat. Kommunen menar i sitt avslag på anmälan att tungmetaller finns i nivåer över gränsen för vad som kan anses ringa, och uttrycker farhågor om risker för kvaliteten på yt- eller grundvatten, samt att erfarenheter av byggnation med liknande material saknas och att referensobjekt saknas. Kommunen rekommenderade ansökan om tillstånd hos länsstyrelsen.

Hur bör då tillståndsärendet hanteras i liknande projekt i framtiden? Etablering av en slaggrusyta eller slaggrusväg bör kunna göras till kommunal nämnd. Dock varierar hanteringen på kommunal nivå mellan olika kommuner. Vissa kommuner är vana med byggande med aska och liknande material sedan tidigare, medan andra kommuner saknar erfarenhet av sådan verksamhet. Att slaggruset kommer från förbränning av avfall kan i vissa fall göra att tjänstemän blir mycket mer försiktiga än för liknande material från andra källor. Om tillstånd erhållits från länsstyrelse bör etablering av liknande projekt i framtiden lättare kunna gå igenom via anmälan till kommun. Anmälan till kommun bör genomföras då det är relativt lite arbete som krävs jämfört med ansökan till länsstyrelse. Men för att underlätta för fler slaggrusprojekt krävs att det finns goda exempel att hänvisa till. Därför kan det vara principiellt viktigt att driva ett eller flera slaggrusprojekt genom hela tillståndsprocessen via en länsstyrelse. För granulära och obundna material är perkolationsförsök lämpliga för utvärdering av miljöpåverkan, men för bundna och täta material blir metoden missvisande då materialet måste krossas ner för att kunna provas, därför är diffusionsprovning mer lämpad för utvärdering av denna typ av material.

Om ett projekt genomför en komplett ansökan till länsstyrelsen skulle det underlätta för kommande liknande projekt. Om länsstyrelsen som är en högre instans än kommunen godkännt ett liknande projekt tidigare finns nämligen både dokumentation, värdering och exempel att hänvisa till och luta sig mot i kommande anmälningar till kommun. Om liknande projekt tidigare är godkända hos länsstyrelse kommer det troligen att räcka med anmälan till kommun i framtiden. Vilket skulle underlätta framtida etableringar avsevärt.

## 5 Slutsatser

Etablering av referensobjekt att hänvisa till underlättar framtida ansökningar.

Stort fokus på tillståndsfrågan är viktigt från starten i slaggrusprojekt.

Diffusionslakning är mer lämpat för miljöbedömning av bundna material än perkolfationsförsök och skakförsök.

Slaggrus som stabiliserats med flygaska och cement är tre gånger så starkt som ett material bestående av flygaska och cement. Detta gör att ytor byggda med slaggrus kan ta större laster eller byggas tunnare.

Bundna askmaterial som innehåller slaggrus minskar risken för sprickbildning på grund av uttorkning jämfört om materialet främst består av flygaska.

Lösligheten för klorider påverkas inte av om slaggruset är bundet eller ej. Men mobiliteten minskar samtidigt av att materialet är mycket tätt.

Lösligheten för flera katjonmetaller som t.ex. koppar kan öka när slaggrus binds och pH höjs. Men mobiliteten minskar samtidigt av att materialet är mycket tätt.

Bundna askmaterial är mycket täta och släpper igenom mycket små mängder vatten, vilket minskar nettomobiliteten hos föroreningar jämfört med obundna material.

Bundna material med slaggrus har färre ämnen med höga diffusionskoefficienter jämfört med bundet material med flygaska.

Porvattenprovtagare, som t.ex. Rhizoner är lämpliga för provtagning av lakvatten i täta konstruktioner i fält. De ger bättre upplösning och möjlighet att ta ut mindre mängder vatten än traditionella lysimetrar.

Oförstörande provning fungerar för detektering av sprickor i bundna askmaterial. Alla prover utan slaggrus uppvisade sprickbildning, p.g.a. uttorkning, som även detekterats, jämfört med inga prover för material med slaggrus.

Tillverkning av prover vid optimal vattenkvot för maximal torrdensitet är inte optimalt för härdande material. Högre vattenkvoter behövs när härdningsreaktioner konsumerar vatten om inte reaktionerna ska hämmas.

Temperaturen under härdning spelar stor roll för hållfasthetsutvecklingen.

## **6 Rekommendationer och användning**

Att binda slaggrus med flygaska och cement är ett bra sätt att använda slaggrus för att bygga t.ex. ytor och vägar. Framför allt då det ger täta material och starka material.

Inblandning av slaggrus i bundna askmaterial rekommenderas, särskilt för ytor som ska tåla höga laster, t.ex. industriytor för hantering av containrar.

Användning av porvattenprovtagare t.ex. Rhizoner rekommenderas för uppföljning av miljöprestanda.

Vid riskbedömning av bundna material är diffusionsförsök att föredra framför perkolationsförsök och skakförsök.

## 7 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Etablering av demonstrationsprojekt med slaggrus är av yttersta vikt för att kunna få tillstånd en bredare användning utanför deponiområden. Det som sätter gränser för möjligheter att etablera demonstrationsobjekt är tillståndsfrågan. Hur lätt det är att få tillstånd för etablering är starkt beroende av de lokala tillsynsmyndigheterna. I olika kommuner kan besluten bli väldigt olika beroende på lokala tjänstemäns erfarenheter, kunskaper och inställning. Om kommunen är osäker på riskerna med projektet kan den alltid hänskjuta ärendet till länsstyrelsen för prövning, vilket är en mycket mer omfattande och tidsödande process.

Har länsstyrelsen väl godkänt ett projekt kan detta beslut användas som exempel och prejudicerande fall vid framtida anmälningar till kommuner. Därför kan det vara principiellt viktigt att driva ett pilotprojekt hela vägen genom en länsstyrelse för att skapa ett prejudicerande exempel att hänvisa till i framtida projekt. Detta är något som bör övervägas att genomföra inom nästa fas i askprogrammet. Viktigt för framgång i ett sådant projekt är att alla kedjans aktörer, askproducenter, entreprenörer och markägare finns representerade i projektets organisation. Det är också viktigt att alla nödvändiga kompetenser finns tillgängliga i projektet, både vad gäller miljö och lakningsprocesser, och juridik och tillståndssökande.

Försök bör göras att tillverka bundna material även utan cement. Det finns dock risk att härdningen går långsammare och att materialet kan få lägre prestanda utan cementinblandning, detta behöver dock utredas. Då cement är dyrt (ungefär 800-1000kr/ton) kan minskat cementbehov spara stora pengar i större projekt, vilket skulle kunna uppväga eventuella nackdelar.

Oförstörande provning kan utvecklas inom t.ex. frostprovning. Jämförelser med oförstörande fältförsök behöver också göras, t.ex. med avseende på geofysiska mätmetoder och fallviktsförsök.

Konsekvensutredning av användning av slaggrus behövs för att ge en bättre bild av slaggrusets miljöpåverkan. Beräkningar kan göras utifrån diffusionsförsök, hydraulisk konduktivitet, nederbörd, geologiska förutsättningar.

Metoder för bestämning av lämplig vattenkvot vid packning av härdande prover i laboratorium behöver utvecklas.

Slaggrus har i många fall höga halter av salter och vissa metaller. Att förbättra slaggrusets miljöegenskaper är därför en väg för att öka acceptansen och därmed möjligheterna till användning utanför deponiområden. I många fall kostar behandling idag mer än den värdeökning som uppnås för materialet. Därför är det viktigt att utveckla kostnadseffektiva metoder för förbättring av slaggrusets miljöegenskaper.

## 8 Litteraturreferenser

1. Åberg, A., J. Kumpiene, and H. Ecke, *Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI)*. Science of the Total Environment, 2006. **355**(1-3): p. 1-12.
2. De Windt, L., et al., *MSWI bottom ash used as basement at two pilot-scale roads: Comparison of leachate chemistry and reactive transport modeling*. Waste Management. **In Press, Corrected Proof**.
3. Bendz, D., et al., *Projekt Vändöra: En studie av långtidsegenskaper hos en väg anlagd med bottenaska från avfallsfröbränning*. 2006, Värmeforsk.
4. Hjelm, O., J. Holm, and K. Crillesen, *Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: First results from a large-scale test site*. Journal of Hazardous Materials, 2007. **139**(3): p. 471-480.
5. Dabo, D., et al., *Ten-year chemical evolution of leachate and municipal solid waste incineration bottom ash used in a test road site*. Journal of Hazardous Materials, 2009. **172**(2-3): p. 904-913.
6. François, D. and K. Pierson, *Environmental assessment of a road site built with MSWI residue*. Science of the Total Environment, 2009. **407**(23): p. 5949-5960.
7. Izquierdo, M., et al., *Comparison between laboratory and field leachability of MSWI bottom ash as a road material*. Science of the Total Environment, 2008. **389**(1): p. 10-19.
8. Hassan, H.F., *Recycling of municipal solid waste incinerator ash in hot-mix asphalt concrete*. Construction and Building Materials, 2005. **19**(2): p. 91-98.
9. Pera, J., et al., *Use of incinerator bottom ash in concrete*. Cement and Concrete Research, 1997. **27**(1): p. 1-5.
10. Bertolini, L., et al., *MSWI ashes as mineral additions in concrete*. Cement and Concrete Research, 2004. **34**(10): p. 1899-1906.
11. Naturvårdsverket, *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. 2010: Naturvårdsverket. 86.
12. Siddique, R., *Use of municipal solid waste ash in concrete*. Resources, Conservation and Recycling, 2010. **55**(2): p. 83-91.
13. Müller, U. and K. Rübner, *The microstructure of concrete made with municipal waste incinerator bottom ash as an aggregate component*. Cement and Concrete Research, 2006. **36**(8): p. 1434-1443.
14. Chen, C.-H. and I.-J. Chiou, *Distribution of chloride ion in MSWI bottom ash and de-chlorination performance*. Journal of Hazardous Materials, 2007. **148**(1-2): p. 346-352.
15. Cioffi, R., et al., *Manufacture of artificial aggregate using MSWI bottom ash*. Waste Management, 2011. **31**(2): p. 281-288.
16. Dijkstra, J.J., H.A. van der Sloot, and R.N.J. Comans, *The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time*. Applied Geochemistry, 2006(21): p. 16.
17. Meima, J.A., et al., *Carbonation processes in municipal solid waste incinerator bottom ash and their effect on the leaching of copper and molybdenum*. Applied Geochemistry, 2002. **17**(12): p. 1503-1513.



Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk 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 ENERGI MYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB

101 53 Stockholm

Tel 08-677 25 80

Fax 08-677 25 35

[www.varmeforsk.se](http://www.varmeforsk.se)

Beställning av trycksaker

Fax 08-677 25 35