

MILJÖRIKTIG ANVÄNDNING AV ASKOR

1186

## Förbättring av bottenaskors kvalitet

Henrik Bjurström, Daniel Nilsson och Harald Svensson



# **Förbättring av bottenaskors kvalitet**

## **Improving the quality of bottom ashes**

Henrik Bjurström, Daniel Nilsson och Harald Svensson

Q9-743

VÄRMEFORSK Service AB  
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80  
September 2011  
ISSN 1653-1248



**Abstract**

In utilization of bottom ash from combustion of municipal solid waste in civil works, the critical environmental properties are its content of easily leached salts and of trace elements. These substances are concentrated in the fines. Redirecting a stream of coarse fly ash away from the bottom ash is shown to improve the environmental properties of the bottom ash. However, this is not the only source of fine particles and either sieving ash and discarding fines or washing the ash does also improve the properties of the ash.

As a complement to this experimental study, technologies in practical use that could lead to an improvement of the properties are reviewed.



## Sammanfattning

Bottenaskor eller slagg från avfallsförbränningen har några egenskaper som är mindre önskvärda i en användning eller vid deponeringen, bl a den höga halten av lättlösta salter, vattenlösligt organiskt (DOC) och spårämnen. Det finns end-of-pipe metoder att minska halterna eller utlakningen, men deras kostnadseffektivitet kan diskuteras.

I denna rapport redovisa ett försök i full skala att reducera salthalten och därmed utlakningen genom att omdirigera askflöden i förbränningsanläggningen. I vissa anläggningar blandas de sotade beläggningarna och askan från tomdraget med bottenaska. Den senare utgör en finfraktion i bottenaskan och torde vara en betydande källa till dessa salter i slaggen. Under försöket drogs den till silon för pannaskan i stället för till bottenaskans släckningsbad.

Genom att undanhålla denna saltrika finfraktion ( $< 1\text{ mm}$ ) reduceras bottenaskans halt av klorid och sulfat samt deras utlakning. Effekten på spårämnen är mindre tydlig, med undantag för halten av de lättflyktiga metallerna kadmium, kvicksilver och zink som minskar. Effekten kan iakttagas inte endast på hela bottenaskan utan även på alla fyra fraktioner som undersöktes ( $> 8\text{ mm}$ ,  $4 - 8\text{ mm}$ ,  $2 - 4\text{ mm}$  och  $< 2\text{ mm}$ ). Det betyder att en väsentlig del av de grövre fraktionernas utlakning härrör från adsorberat eller aggregerat finpartikulärt material.

I ett kompletterande försök undersöktes effekten av att avlägsna ytterligare finfraktion, dels genom att sikta bort en  $< 2\text{ mm}$  fraktion, dels genom att tvätta det resterande materialet med en vätekarbonatlösning. Siktningen gav en viss minskning av klorid- och sulfathalter samt av utlakningen, men tvätten gav en markant minskning av dessa och ledde därmed till en större förbättring av bottenaskan,.

Denna experimentella undersökning kompletteras med en översikt över metoder att förbättra bottenaskans egenskaper, med vilket menas metoder att reducera dess innehåll av några grundämnen eller att stabilisera askorna. Fokus i sökandet efter och sammanställningen av information är på fullskaliga processer snarare än på FoU i laboratorieskala. Utgångspunkten är den konventionella upparbetningen av bottenaskor till anläggningsmaterial. Metoderna är metallutvinning, torr utmatning av bottenaska, accelererad karbonatisering, sintring och förglasning samt våtkemiska metoder.

Utvecklingen sker mest i riktning mot en utökad utvinning av metaller. Vad denna innebär för den resterande slaggens egenskaper har dock varit en underordnad fråga i de granskade rapporterna. Torr utmatning av bottenaskan ger askor som lakar väsentligt mindre tungmetaller än våtutmatade, i alla storleksfraktioner.

*Nyckelord: avfallsförbränning, bottenaska, slagg, finpartiklar, behandling, materialegenskaper*





---

## Executive Summary

Leaching of salts rather than of trace elements is a critical environmental property when the use of municipal solid waste incinerator bottom ash is considered. The existing and commonly used environmental guideline values are very often exceeded. It is desirable that the properties of the ash be improved on these points. The general experience is that those salts, as well as the trace elements are concentrated in the fine particles.

The present report describes a full-scale experiment in which a stream of fine ash usually mixed into the bottom ash has been redirected away. The properties of the bottom ash are evaluated, with and without the fine ash. Redirecting the fine ash improves the leaching properties. An additional improvement is obtained by washing the ash, after which treatment the ash almost meets actual limit or guideline values. As a complement to the experimental work, a survey is performed of actual treatments of bottom ash.

### Background

Utilization of residues from combustion or incineration of municipal solid waste (MSWI) in civil works would benefit the environment on two counts: first, by recycling materials one restrains from using virgin natural resources and second, by keeping the relatively benign MSWI bottom ash away from landfills, one releases capacity in the landfills for more problematic waste. Fly ash, boiler ash or air pollution control (APC) residues are more difficult materials: addressing the challenge of using them is better postponed until the problems with bottom ash have been resolved.

The usage of MSWI bottom ash in civil works outside landfills is assessed in Sweden using criteria either for waste to be landfilled or criteria for “less than small risk” in the use of waste in civil works issued by the Swedish Environmental Protection Agency. Independently of which set is being used, leaching of salts is a critical property of the bottom ash and in particular, leaching of sulphate and chloride. Trace elements are also a concern, but not as consistently as these anions.

Improving the properties of MSWI bottom ash at a reasonable cost might be a measure that allows bottom ash to clear regulatory hurdles. It is generally held that the salts and the trace elements are concentrated in the fines. One technique is to remove all particles less than e.g. 2 mm from the ash.

In practice, the bottom ash extracted from an incinerator is often a mixture of the coarse ash and of fine fractions: e.g. sooted deposits, the first fly ash or boiler ash and grate siftings. Redirecting these fractions away from the bottom ash will reduce the fine fraction tail of the bottom ash and will probably contribute to an improvement of the environmental properties.

Please note that the first boiler ash does not fall out in the boiler, but in the duct between the space above the grate and the boiler. One often adds a U-shaped duct with the purpose of ensuring that the flue gases remain above 850°C for at least two seconds.

The coarsest fly ash collecting at the bottom of this U-turn is often called the first boiler ash (although it falls out before the flue gases reach the boiler), or economizer ash, or empty duct ash.

#### The present investigation

A full-scale experiment has been performed in the P4 furnace in the Högdalen MSWI plant. This furnace has a capacity of approximately 34 tons of waste per hour, producing 105 tons of steam per hour. It is equipped with a moving grate and with a wet extraction of the bottom ash (two conveyors, one on each side of the furnace). The grate siftings are conveyed to the quenching bath. The first boiler ash or empty duct ash is fed through two chutes to the quenching bath, one on each side of the furnace. The water level in the quenching bath is maintained by feeding make-up water.

This first boiler ash was redirected away from the bottom ash for a period of approximately 24 hours, at the end of which samples were taken of bottom ash. The conveyor moving grate siftings to the quenching bath was stopped for an hour prior to sampling. The bottom ash was a total sample falling from the left-hand conveyor. A reference sample including the coarse fly ash or first boiler ash was also taken for the sake of comparison. Both these samples were rather large, close to 500 kg.

Each sample was mixed, during which procedure coarse unburned materials and metal objects were removed. The samples were then left to age for a few months in plastic buckets, until their pH-value has dropped sufficiently. Triplicate samples were then taken of each ash and subjected to a series of analyses and tests: pH, chemical composition, LOI at 550°C, TOC, particle size distribution and leaching at L/S=10 (EN 12457-4). Each ash was then sieved into four fractions (> 8 mm, 4-8 mm, 2-4 mm and < 2 mm), and duplicate samples were subjected to the same tests.

After analyzing the results and observing that the coarse fractions were quite dusty, it was decided to perform additional experiments on the samples of bottom ash: first a fraction < 2 mm was removed and then part of the remaining > 2 mm fraction was washed with a solution of sodium bicarbonate. The unwashed > 2 mm fraction and the washed samples were then tested.

#### Results

Redirecting the first boiler ash does reduce the proportion of fines in the bottom ash. However, the particle size of this fine ash is < 0.5 mm, with 50 % < 0.25 mm, and the effect of the redirection is observed even in particle size fractions > 0.5 mm of the bottom ash. The coarse particles of the ash are covered with a layer of dust or fine particles.

The major difference in chemical composition between the two ashes is their content of sulphur, chlorine (see Table S1) and a few volatile trace elements such as cadmium, zinc and antimony.

Table S1. Some results from the analysis of the two bottom ash samples

	pH	TOC	LOI	Sulphur	Chlorine
	-	%	%	g/kg	g/kg
Reference	11.2	0.4	4.1	28.9	8.1
Experiment	10.3	1.5	4.1	4.8	3.3

In Tables S2 and S3 are shown the content of TOC, sulphur, chlorine, cadmium, lead and copper in the particle size fractions of two samples. The concentrations of TOC, sulphur, chlorine and cadmium increase with decreasing particle size. However, the concentration of lead and copper varies too much to allow such a conclusion. The trend in concentration of other trace elements is also indistinct.

Table S2. Concentrations of TOC, sulphur, chlorine, cadmium, lead and copper in the four particle size fractions of the reference ash

	TOC	Sulphur	Chlorine	Cadmium	Lead	Copper
	%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Whole	0.4	29	8	6	1620	1900
>8 mm	0.3	12	4	3	525	4150
4-8 mm	0.4	14	6	5	1010	2200
2-4 mm	0.7	20	8	6	920	3300
<2 mm	0.8	30	14	10	1120	1950

Table S3. Concentrations of TOC, sulphur, chlorine, cadmium, lead and copper in the four particle size fractions of the experiment ash

	TOC	Sulphur	Chlorine	Cadmium	Lead	Copper
	%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Whole	1.5	4.8	3.3	1.6	723	2800
>8 mm	0.6	2.7	1.5	1.0	920	1850
4-8 mm	1.1	4.6	2.5	1.6	685	3750
2-4 mm	1.8	6.1	3.8	2.0	950	3200
<2 mm	2.5	10.4	6.0	2.8	685	7000

Leaching properties at L/S=10 are shown in Table S4 for both ashes. Redirecting the first boiler ash away from the bottom ash does improve the ash: less salt, less sulphate, and less chloride is eluted. At L/S=10, almost all chlorine is removed, but only 15- 25 % of the sulphur. The elution of copper is of the order of 1 % of the concentration. The reference sample actually leaches less copper than the sample without boiler ash. This is very probably caused by the larger DOC content of the latter rather than by removing the fly ash.

Table S4. Leaching from the two ash samples at L/S=10 in a batch test

	Conduct.	DM	Sulphate	Chloride	DOC	Copper
	mS/m	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg
Reference	546	38	14	9	553	12
Experiment	178	18	3	3	1230	19

Among the four particle size fractions, elution of sulphate and chloride is generally more important from the smaller size fractions, see Table S5.

Table S5. Leaching of sulphate, chloride and copper from the four particle size fractions of the two ash samples

	Sulphate (g/kg)		Chlorine (g/kg)		Copper (mg/kg)	
	reference	experiment	reference	experiment	reference	experiment
whole	13.7	3.0	8.6	2.7	12	19
>8 mm	13.5	1.7	3.5	1.4	5	12
4-8 mm	15.0	2.7	7.4	2.0	13	18
2-4 mm	15.5	3.6	7.6	3.2	12	30
<2 mm	17.5	4.7	8.6	5.0	12	30

From a regulatory point of view, the improvement of the properties of the bottom ash attained is not enough to change the status of the bottom ash. It is still a non-hazardous waste according to the landfill criteria, but one would have wished it to become inert.

Renewed treatment (discarding the < 2 mm fraction and washing) yielded the results shown in Table S6 for sulphur, chlorine and copper. Before analyzing the figures, discrepancies in the data, italicized in the table, should be noted:

- Both unwashed > 2 mm fractions leach more chloride than the chemical analysis suggests that they contain
- The sulphate elution from the unwashed > 2 mm reference sample corresponds to elution of all sulphur from the sample, which is highly improbable in view of the other results for sulphur and sulphate in this investigation

The discrepancies should have disappeared if duplicate or triplicate samples could have been used. Provisionally, the leaching data are deemed to be more plausible.

Table S6. A summary of the results for the ash samples after treatment

	Reference			Experiment		
	whole	>2 mm	washed	whole	>2 mm	washed
<i>Concentration (mg/kg)</i>						
Sulphur	28 900	4 900	3 500	4 800	< 1 500	< 1 500
Chlorine	8 100	1 000	650	3 300	930	300
Copper	1 900	3 700	1 600	2 800	1 100	1 600
<i>Leaching at L/S=10 (mg/kg DM)</i>						
Sulphate	13 700	15 000	4 300	3 000	2 000	750
Chloride	8 600	4 800	560	2 700	1 900	260
Copper	12	7.3	0.65	19	16	2.9

If account is taken of the discrepancies, the conclusion is that discarding the < 2 mm fraction reduces the concentrations and the elution somewhat, but washing leads to a large improvement. This is borne out by the appearance of the samples: the individual materials in the particles (glass, pieces of bricks, ceramics, stones and small metal pieces) are now clearly seen and the film of dust that covered everything has been removed.

In summary, removing a fine fraction from the bottom ash reduces the impact of bottom ashes considered both as content and leaching of soluble salts, i.e. improves its properties. Discarding a fine fraction, < 2 mm, has a similar effect. Washing the ash is probably the most efficient treatment.

From a regulatory point of view, the most improved ash is still non-hazardous landfill waste, but very close to being inert waste in the sense of the landfill criteria; dry matter, copper and antimony are slightly above the guideline values in the washed sample, > 2 mm, without first boiler ash.

Regarding the “less than small risk” in the guidelines from the Swedish Environmental Protection Agency, the treatments did not remove trace elements and the bottom ash presents still a higher risk. The elution of sulphate and chloride is greatly reduced, but not enough. However, if one considers leaching at L/S=10 only, there is actually not any need for improvement, as leaching from the original ash is less than the guideline values (except for copper).

Redirecting the coarse fly ash is estimated to remove approximately 10 – 15 % of the bottom ash. Discarding the < 2mm fraction removes another 30 – 40 % and washing removes a further approximately 15 %. The < 2mm fractions from the two ashes still fulfil the criteria on non-hazardous waste in landfills. The coarse fly ash removed exceeds the values for non-hazardous waste on two counts (dry matter and chromium) but it has not been aged or stabilized in this investigation.

### Survey of treatments

As a complement to the experimental investigation, full-scale treatments aiming at improving the environmental properties of MSWI bottom ash are reviewed.

The starting point beyond which bottom ash is to be improved and, therefore the baseline of the survey is BAT, Best Available Technique, as described in the Waste Incineration BREF. Treatments considered are:

- Metal recovery; actually, the driver for metal recovery is the economic value of non-ferrous metals, and the improvement of the environmental properties of the remaining ash is small or incidental. It could though reduce the costs for further improvements. A plant has been built by Inashco at Sluiskil treating 500 000 tons of bottom ash per year.
- Wet treatment methods; the R&D carried out in Denmark is described, as well as results and conclusions. Information that complements the results from the present experimental investigation is extracted, namely differences between results from laboratory and from full-scale procedures, aged or fresh bottom ash
- Wet sieving of bottom ash has been shown to remove the fine particles and to improve the leaching properties. It also improves the metal recovery
- Stabilization using additives; carbonation is one method (Tauw Milieu in Sluiskil), adding phosphates is another. This does not remove elements, but it does mostly improve leaching properties
- Dry extraction of bottom ash; cooling the ash with a counter-current stream of combustion air removes the finest particles, which reduces the content of trace elements and the leaching of salts from the ash. The two plants in Switzerland, Hinwil and Monthey are mentioned
- Vitrification; the situation in Japan is reviewed. Costs are still quite high
- Treatments of the fuel; sorting fuel or waste to remove these fractions that contain most of the salts and heavy metals is one solution. It goes against the philosophy of waste incineration, but it could improve the properties of the ash at little cost for the combustion plant

### Discussion and conclusions

The investigation started with a hypothesis: removing one stream of fine particles from MSWI bottom ash yields an improvement in the environmental properties of the ash. The stream in focus was the coarse fly ash, also called first boiler ash, which is at present mixed with bottom ash in the water bath below the grate.

The results of the full-scale experiment confirm the hypothesis: elution of soluble salts (sulphates and chlorides) is reduced to a third or so. The coarse particles in the bottom ash were though covered with a layer of dust, indicating that there was a potential for further removal of particles and further improvement of the leaching properties.

In follow-up experiments, discarding a <2 mm fraction as well as washing the ash to remove fine particles also lead to a reduced elution of soluble salts.

The results obtained here in analyses and in tests for the bottom ash samples from the Högdalen P4 furnace are comparable with those for bottom ash from other MWSI plants

---

reported by other workers. However, the sulphur and chlorine content of the reference bottom ash is markedly higher. Either these plants do not have this stream of coarse fly ash, or they are already avoiding mixing this ash with the bottom ash. Mixing was though a common practice several years ago.

Although it cannot be said that all soluble salts and trace elements are found in the fine particles, any measure that removes fine particles from the bottom ash will reduce the environmental impact that its salts cause. Here, all three actions (redirecting one stream, discarding a fine fraction and washing) contribute to the goal. If one ranks the measures, washing is the most effective and discarding the < 2 mm fraction is the least effective.

Removing the first boiler ash or a < 2 mm fraction should not increase disposal costs per ton for the residues. The properties of the < 2 mm fraction satisfy the requirements on non-hazardous waste at landfills. Strictly speaking, the first boiler ash sample here is hazardous waste on two counts but this must be investigated in more detail before a definitive conclusion is drawn.

The presence of a layer of dust adhering to the bottom ash after extraction signals that dry sieving might not be enough. The dust is probably the result of conditions in the water bath. One way to almost certainly remove the fine particles is to wash the ash; another is probably to install a dry extraction. In the former case, dust is removed by washing. In the latter case, fine particles are blown back to the furnace by the combustion air cooling the ash.

The experiments here, apart from the redirection of a stream of ash, were done in the laboratory. The experience of the Danish R&D programme is that full-scale treatment usually is less effective than laboratory treatment. Reasons might be that it is difficult to characterize ash on a large scale and that there are large stochastic variations. The Danish results also raise the question whether bottom ash should be treated before ageing or after ageing. As this has not been studied in this investigation, it is difficult to provide facts leading to a choice.

In conclusion, seeing to that the MSWI bottom ash is comparatively free of fine particles is a measure that will improve the environmental quality of the bottom ash. The improvement is a lower salt content and a reduced elution of salts. Probably, a combination of all three methods tested will be the most effective. Even if fine particles are removed by sieving, attention should be paid to the remaining dust on the coarse particles. This does not mean that all salts and trace elements are found in the finest particles.

Approximate costs for treatments are given in the report, but no attempt is made to find an economically optimal treatment. Any optimization will have to be done for each case, taking into account the conditions of that particular plant and the alternative costs. If the bottom ash or part of it may be upgraded to a saleable product, the economical conditions will have changed.

Recommendations

There is an array of measures and treatments that should be considered if one is pressed to improve the environmental quality of a MSWI bottom ash.

We believe that one should:

- See to that streams of fine particles should not be mixed with streams of coarse particles; that is already BAT nr 50 when APC residues, or even boiler ash are kept separate from bottom ash
- Investigate the feasibility of wet sieving immediately after wet extraction
- Investigate the feasibility of washing the aged bottom ash in order to remove fine particles adhering to the ash. That should be done for the metals that have been removed from the ash, in order to increase their value
- Investigate dry extraction of bottom ash

Sieving and discarding the fine fraction will remove fine particles. However, the results may depend on the bottom ash being treated, on its moisture.

Extended metal recovery seems interesting as it may provide an income that offsets the costs of any treatment.

Vitrification is a high-tech solution that is expensive. Under the present circumstances, it is unlikely to be interesting. An eye should though be kept on future developments, also for various stabilization methods using additives. Improving the quality of the fuel used as waste will certainly improve the quality of the bottom ash, but it will be difficult to carry that out in the present system of waste management: the role of combustion of waste is to manage all kinds of waste.

*Key words: waste incineration, bottom ash, slag, fine particles, treatment, material properties*



## 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.....	3
1.5	PROJEKTET GENOMFÖRANDE .....	3
<b>2</b>	<b>DEN EXPERIMENTELLA UNDERSÖKNINGEN.....</b>	<b>4</b>
2.1	PANNAN.....	4
2.2	FÖRSÖKENS GENOMFÖRANDE.....	4
2.3	ANTECKNINGAR UNDER FÖRARBETEN OCH FÖRSÖKEN .....	7
2.4	PROGRAM AV TESTER PÅ ASKORNA .....	8
<b>3</b>	<b>RESULTATREDOVISNING.....</b>	<b>9</b>
3.1	DRIFTDATA .....	9
3.2	SIKTKURVOR OCH ANDRA SIKTNINGAR .....	9
3.3	KEMISK SAMMANSÄTTNING.....	12
3.4	LAKEGENSKAPER .....	19
3.5	SLÄCKNINGSBADET .....	23
3.6	RESULTAT FRÅN DE KOMPLETTERANDE FÖRSÖKEN .....	25
<b>4</b>	<b>RESULTATANALYS .....</b>	<b>29</b>
4.1	OSÄKERHETER I PROVTAGNINGEN .....	29
4.2	ÅLDRINGEN.....	29
4.3	TOLKNING AV DATA SOM EN FÖRBÄTTRING AV EGENSKAPER.....	30
4.4	GENERALISERBARHET .....	34
<b>5</b>	<b>ÖVERSIKT ÖVER METODER ATT FÖRBÄTTRA BOTTENASKOR.....</b>	<b>38</b>
5.1	DEFINITIONEN AV BAT .....	38
5.2	DAGENS FRAMSTÄLLNING AV SLAGGRUS .....	39
5.3	METALLUTVINNING .....	43
5.4	VÅTKEMISK RENING AV FÖRBRÄNNINGSRESTER.....	50
5.5	STABILISERING MED TILLSATSER, BL A KOLDIOXID .....	52
5.6	TORR UTMATNING .....	53
5.7	SINTRING OCH FÖRGLASNING.....	58
5.8	FÖRBÄTTRINGAR AV BRÄNSLET.....	59
<b>6</b>	<b>BEHANDLING OCH FÖRBÄTTRING AV ASKAN, EN DISKUSSION .....</b>	<b>61</b>
<b>7</b>	<b>SLUTSATSER .....</b>	<b>64</b>
<b>8</b>	<b>REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING .....</b>	<b>66</b>
<b>9</b>	<b>FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGARBETE.....</b>	<b>67</b>
<b>10</b>	<b>LITTERATURREFERENSER .....</b>	<b>68</b>

## **Bilagor**

- A DRIFTFÖRHÅLLANDEN UNDER PROVTAGNINGSDAGARNA**
- B ORIGINALDATA FÖR RESULTATEN AV TESTER OCH ANALYSER AV ASKPROVEN**
- C FÖRGLASNING AV BOTTENASKA I JAPAN**

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Bottenaskor eller slaggen från avfallsförbränningen utgör en mycket stor del av de förbränningsrester som uppstår i Sverige, närmare 700 000 ton ur de totalt 1,3 miljoner ton. För en tio-tjugo år sen deponerades allt men i dag utnyttjas de, nämligen som konstruktionsmaterial inom deponier i stället för jungfruliga material. När dessa deponier stängs bör emellertid nya användningar utanför deponierna ha utvecklats för bottenaskorna.

Egenskaper som är mindre önskvärda vid diskussioner om en möjlig användning i anläggningsbyggen är askornas relativt höga halt av lättlösta salter, vattenlösligt organiskt (DOC) och spårämnen. Både innehåll och det som kan lakas ut är i fokus för utredningarna och för besluten. Askornas finfraktion är ”sämre” ur den synvinkeln än de grövre fraktionerna. Närvaron av främmande material, bl a metalliska föremål, utgör dessutom ett störande inslag.

Egenskaperna innebär inte nödvändigtvis att miljöpåverkan från ett anläggningsbygge där askorna ingår som ett material skulle bli oacceptabel. Det finns ändå skäl att se vad som kan åstadkommas med enkla medel för att minska deras möjliga påverkan, i första hand reducera halten av lättlösta salter, organiska ämnen och flera bland spårämnen (bl a tungmetaller).

Bästa reningen är att se till att de oönskade ämnena till att börja med inte kommer in i materialflödet, men på kort sikt finns små möjligheter att göra långtgående förändringar i avfallets sammansättning. Målet är långsiktigt och arbete pågår i den riktningen, t ex genom att omhänderta eller återvinna särskilda avfallslag (glas, batterier m fl) på annat sätt. Olika avfallsflöden blandas dock och bearbetas till ett bränsle med lämpliga egenskaper och mängder, varför det inte är alltid uppenbart vilket avfall som bidrar mest till innehållet av ett grundämne.

Näst bästa åtgärd är s k primära åtgärder, d v s att påverka förbränningsförhållandena. Det innebär att ändra förbränningsutrustningen eller driftstrategin. Avfallets sammansättning gör man inte något åt, men mängden oförbrända organiska rester kan minskas överlag och jämförelsevis flyktiga grundämnen eller föreningar kan dirigeras till andra askflöden. Därefter är det end-of-pipe åtgärder som är kvar.

## 1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Innehåll och utlakning från förbränningsrester är komplex, och det finns mycket utrymme för forskning och för förslag på processer med olika syften. I praktiken genomförs få förslag därför att kostnaderna inte kan motiveras med den vinst som uppnås, eller därför att prestanda inte är tillfredsställande. Behovet av åtgärder finns emellertid kvar, även om problemen kan vara olika för de olika förbränningsresterna.

I två tidigare utredningar för Askprogrammet hade systemgränsen för åtgärder ämnade att minska askors innehåll lagts vid utmatningen av aska från anläggningen, d v s vid askcontainern eller vid utmatningen till lastbil för borttransport. Utredningarna beskrev och värderade end-of-pipe metoder att ändra den kemiska sammansättningen som fanns 2003 [1], [2]. Dessa metoder har dock sina begränsningar: högt pris, resursförbrukning, sämre geotekniska egenskaper hos det reade materialet... I en intern utredning åt Vattenfall har Ecke uppdaterat per 2007 dessa utredningar på några punkter med avseende på utvinning av metaller [3].

Ofta fokuseras uppmärksamheten på de ”värsta” askorna, d v s rökgasreningsrester eller flygaskor i syfte att kunna deponera dem under billigare former. Askprogrammets fokus är emellertid på att möjliggöra en storskalig användning av askor. Mängdmässigt är det bottenaskorna från avfallsförbränningen som bör prioriteras. De uppfyller inte alltid alla miljökriterier som kan tänkas ställas, men de är inte långt från detta. En marginell förändring av materialen eller av dagens hantering för att undvika att vissa ämnen skall finnas i askorna kan tänkas ge den förbättring av egenskaperna som behövs.

För hanteringen av bottenaskor från avfallsförbränningsanläggningar har den praxis som har utarbetats emellertid inte för primärt syfte att extrahera några ämnen:

- Att blanda flera strömmar av askor med olika egenskaper
- Att släcka bottenaskan i ett vattenbad, s k våt utmatning
- Att låta askorna åldras eller mogna, d v s ge tid för de kemiska processerna att omvandla askornas oxider till mer stabila föreningar (efter denna åldring kallas askorna för slaggrus)
- Att sortera ut skrot från askorna, före eller efter åldringen

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

Detta projekt syftar till ökade kunskaper om medel att påverka slaggrusets egenskaper och förbättra dem inför en användning.

Det behandlar ett askflöde i en rosterpanna och avser en avgränsad åtgärd: mellan eldstaden och pannan finns ofta ett tomdrag som har till syfte att förlänga rökgasernas uppehållstid vid den högsta temperaturen (850°C under minst 2 s). Denna del av utrustningen är ofta utformad som ett U-rör (fallkammare eller vändschakt, tomt drag). I lägsta delen av den U-formade kanalen faller en grov flygaska. När denna blandas med bottenaskan utgör den en väsentlig del av blandningens finfraktion.

Med den kunskap om avfallsförbränning och om askor som finns idag kan det förutsättas att åtgärder genom vilka dessa två materialflöden hålls åtskilda, kommer att förbättra bottenaskornas miljöegenskaper. Emellertid kan heterogeniteten hos materialen, variationen i avfallets sammansättning samt brister i uppföljningen göra att effekten inte alltid kan påvisas. Målet för projektet är att genomföra åtgärden i full skala under kontrollerade förhållanden och dokumentera effekten.

Utöver denna experimentella undersökning genomförs en översikt över metoder att påverka askans egenskaper. Översiktens tyngdpunkt ligger på mekaniska metoder (t ex

siktning) och på utformningar av hela energiomvandlingsprocessen. Reningsmetoder efter askutmatningen behandlas inte närmare här, då de redan har beskrivits utförligt i de två nämnda översikterna [1], [2]. Utvecklingar efter 2003 noteras dock.

#### 1.4 Mål och målgrupp

Målet är att förse branschen med:

- Ett experimentellt underlag om konsekvenserna av att separera två askströmmar i förbränningsanläggningen
- En uppdaterad dokumentation om tekniska åtgärder som förbättrar slaggrusets egenskaper med hänsyn till hälsa och miljö

Även om målgruppen i första hand är de som driver avfallsförbränningsanläggningar är en bredare målgrupp alla aktörer i användningen av slaggrus.

#### 1.5 Projektet genomförande

Projektet har genomförts som ett samarbete mellan ÅF-Engineering AB (sedan oktober 2010: ÅF-Industry AB) och Fortum Värme AB samägt med Stockholms stad. Uppdragsledare vid ÅF har varit Henrik Bjurström och ansvariga vid Fortum Värme har varit Harald Svensson och Daniel Nilsson.

Medel för att genomföra projektet har lämnats av:

- Värmeforsks delprogram ”Miljöriktig användning av askor”, Q9-743
- Avfall Sverige genom projekten U473 och F105
- Svenska Energiaskor
- Fortum Värme genom egna insatser
- Vattenfall Research and Development genom att ställa till förfogande en tidigare intern utredning om avskiljning av metaller från askor

Projektet har följts å Värmeforsks vägnar av en referensgrupp med följande ledamöter:

- Peter Flyhammar (Avfall Sverige)
- Raul Grönholm (SYSAV)
- Claes Ribbing (Svenska Energiaskor)
- Jelena Todorovic (SP)

Ett studiebesök har avlagts vid en japansk avfallsförbränningsanläggning med hjälp från Holger Ecke (Vattenfall Research and Development) och Dr Hirofumi Sakanakura (NIES, National Institute for Environmental Studies).

CBI Betonginstitutet har välvilligt bistått med råd och laborierutrymme när det behövdes. Karakterisering av finpartiklar och tvätt av askor har utförts med hjälp från Björn Lagerblad, Patrick Rogers och Leif Fjällberg.

## 2 Den experimentella undersökningen

### 2.1 Pannan

Förbränningsanläggningen där försöken utfördes är panna P4 vid Högdalen i Stockholm. Den är utrustad med en rörlig roster och ett vattenbad för släckning av bottenaska. Förbränningsutrymmet ovanför rostern förlängs med ett U-format tomdrag (minst 2 sekunder vid en temperatur över 850°C) innan gasen leds in i en horisontell avgaspanna och quenchas. Efter avgaspannan sprutas aktivt kol och kalk in för reningen av rökgaserna och reagerade material plus flygaska samlas in i ett slangfilter. Utöver bottenaskan och rökgasreningsresterna faller aska ut vid alla låga punkter i utrustningen.

De askflöden som matas ut från anläggningen är:

- En bottenaska, egentligen en blandning av bottenaska eller slaggt som faller över kanten på rostern, rostergenomfall och tomdragsaska
- Pannaskan, ut från avgaspannan och som förs till samma silo som rökgasreningsresterna
- Rökgasreningsresterna

Bottenaskan förs ut från släckningsbadet med hjälp av en skrapa till två bandtransportörer (en på varje sida av pannan) och vidare ut till slaggtropen i slagghallen. Tomdragsaskan förs av en skruv från botten av tomdraget till två öppningar, en på varje sida, anslutna till fall som för askan vidare till släckningsbadet. Badet fylls på med vatten för att kompensera för avdunstningen och det som följer med askan som matas ut till slaggtropen. Slaggtropen är gemensam för pannorna P1 till P4.

Pannan P4 är dimensionerad för 300 ton avfall per dygn (34 t/h) och producerar 115 t/h ånga vid 40 bar och 400°C.

### 2.2 Försökens genomförande

Försöket syftar till att jämföra egenskaperna hos ett prov av bottenaskan uttaget under normala förhållanden (referensprovet) med de hos ett prov av bottenaska uttaget då tomdragsaskan inte sänds till släckningsbadet (skarpa provet).

Uttaget av askprov måste dock ske under de villkor som dikteras av anläggningens utformning, av hanteringen av askorna och av att det är en verksamhet i full skala. Inte alla delar av anläggningen är åtkomliga för ingrepp.

De två bandtransportörerna ut från släckningsbadet vräker ner askan i slaggtropen som löper längs hela hallen och är ca 10 m bred. Prov på den fallande askströmmen togs från det vänstra bandet (sett från slagghallen) genom att med kranen på en kranbil hålla en 10 m<sup>3</sup> container under bandets slutpunkt. Containern hölls där 20-30 minuter. Det innebär att både referensprov och skarpa provet är stickprov. Provmängden bestämdes genom att väga lastbilen med container före och efter provtagning.

Bandet som befördrar rostergenomfallet till släckningsbadet var avstängt under provtagningsperioderna. Askproven innehåller därför inte detta finmaterial.

Efter provtagning kördes provet till en tomt utanför anläggningen där containern tippades på en presenning. Metalliska föremål avlägsnades under det att provet blandades om. Efter omblandning fördelades provet i hinkar på 11 liter med lock (halvfulla hinkar) och lämnades att åldras.

Inledningsvis var locket på. Proven rördes om flera gånger. Då pH i proven kontrollerades efter ett par månader var den över 11. Därefter lämnades hinkarna öppna, d v s proven kunde torka och fick tillgång till luft. Efter ytterligare en månad hade pH sjunkit till mellan 7 och 9.

Därutöver har följande vattenprov tagits: ett referensprov på släckningsbadets vatten under det normala förfarandet med bottenaska, ett prov ett dygn efter att släckningsbadets vatten bytts ut och tomdragsaskan dirigerats om samt ett prov på spädvattnet till badet.

Tomdraget, tomdragsaskan och fallen för denna aska är heta, vilket omöjliggör en manuell provtagning. Den ena av de två fallen blockerades under skarpa provet och all aska leddes via det andra fallet. I detta har spjället stängts och en kanal ner till en container kopplats på anslutningen. Tomdragsaskan sögs ut ur tomdraget med en sugbil. Ett dygn innan det skarpa provet togs byttes vattnet i släckningsbadet ut och tomdragsaskan omdirigerades till container och sugbil.

Efter uttaget av skarpa provet togs ett prov (två hinkar) på tomdragsaskan i containern och en hink på askan i sugbilen. I efterskott visade det sig att sugbilen använts omedelbart innan för att suga ut rökgasrester ur en annan panna inom anläggningen, tömts men inte rengjorts.

Prov på vattnet i släckningsbadet (slaggvattnet) togs i samband med försöken:

- Referens taget 29/6 under normala driftförhållanden
- Slaggvattnet under försöksperioden (tomdragsaskan omdirigerades), taget 9/6 24 h efter att släckningsbadets vatten byttes ut och badet spolades rent
- Spädvattnet, taget 5/10

Data från anläggningens miljöuppföljningssystem har laddats ner för de relevanta perioderna: effekt (ångflöde i t/h), rökgasflöden, koncentrationen av syre (O<sub>2</sub>), vatten (H<sub>2</sub>O), kolmonoxid (CO), saltsyra (HCl), svaveldioxid (SO<sub>2</sub>) i rågasen.

Både referensprovet och det skarpa provet av bottenaska behandlades på samma sätt och har fått åldras eller mogna under samma förhållanden. Tomdragsaskan fick förbli torr och färsk: den förmodades likna pannaskan vilken man av erfarenhet vet att den hårdar mycket fort. Det kunde ha blivit omöjligt att ta ut delprover ur hinkarna eller ta delprov utan att krossa hela provmängden.

Då bottenaskproven bedömdes ha mognat färdigt togs prov för analys och tester på följande sätt. Alla hinkar hälldes ut på en presenning och provet blandades om med skyfflar. Därefter delades provet ner genom kartering. De förkastade provdelarna togs tillbaka till hinkarna på 11 liter. Förfarandet upprepades tills något mer än fem liter fanns kvar: en 3-liters hink fylldes för tester och analyser och en 2-liters hink fylldes med ett prov och las på hyllan för eventuell senare analys av organiska ämnen (PCDD/F, PCB och PAH). De förkastade provmängderna hälldes ut på nytt på presenningen och blandades, delades ner tills sammanlagt tre provhinkar på 3 liter hade fyllts. Skarpa provet behandlades först, och referensprovet sist.

När de tre hinkarna med tomdragsaskan öppnades var det uppenbart att ett delprov var mycket finkornigare än de två andra. I stället för att blanda dessa tre hinkar till ett samlingsprov togs ett prov på 3 liter ur varje 11-liters hink.

Av återstående mängder av referensprovet och skarpa provet togs tre 11-liters hinkar var för uppdelning i storleksfraktioner hos CBI. Där siktade proven manuellt i fyra storleksfraktioner: > 8 mm, 4 – 8 mm, 2 – 4 mm och < 2 mm. En 11-liters hink räckte precis för att någorlunda få fram ett delprov på minst 2 kg för varje fraktion. Två 11-liters hinkar siktades för varje prov och en lämnades i reserv för eventuella senare behov.

Sammanlagt har alltså nio delprov (triplikat av referensprovet, skarpa provet och tomdragsaskan) lämnats till Eurofins i en första omgång och sexton delprov (duplikat av de fyra fraktionerna för referensprovet och för skarpa provet) lämnades i en andra omgång.

För den kompletterande försöksserien med tvätt av askproven utnyttjades hinkarna med material som lämnats i reserv efter arbetet som beskrivits ovan. Både referensprovet och det skarpa provet behandlades, det skarpa provet först och referensen sist.

Innehållet i en 11-liters hink siktades till en > 2 mm fraktion (en tänkbar produkt) och ett < 2 mm rejekt. Fraktionen > 2 mm delades ner sedan i två delprov: ett delprov som tvättades och ett som användes som referens (otvättad aska). Delproven till tvätt var ca 3,5 kg skarpt prov och ca 2,5 kg referensprov.

Att skrapa loss eller lösa upp och sedan indunsta partikelhinnan på askproven för att bestämma partiklarnas sammansättning bedömdes vara svår genomförbart samt införa stora osäkerheter. I stället siktades fram finfraktioner <0,063 mm, 0,063-0,125 mm ur båda < 2 mm rejekten. Troligen har de framsiktade partiklarna samma sammansättning som de som sitter på större askkorn. Fyra delprov (två för referensprovet och två för skarpa provet) undersöktes sedan med Röntgendifraktometri (XRD). Delproven från referensprovet skickades till analys av den kemiska sammansättningen.

Den ursprungliga planen var att tvätta proven med enbart vatten. Mot bakgrunden av det som var känt om askorna och XRD-resultaten beslöts dock att försöka göra tvätten mer effektiv: vätekarbonat löstes i tvättvattnet enligt ett danskt recept [4].



Utgående från uppgiften att askan i skarpa provet innehöll ca 5 g/kg svavel satsades 200g bikarbonat (teoretisk mängd 170 g för 3,5 kg prov) till 7 l vatten (L/S=2) för att uppnå ett molförhållande  $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$  över 2.

För 2,5 kg referensprov med 29 g/kg svavel behövde vi satsa 500 g bikarbonat till 5 l vatten, molförhållande  $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$  över 2 och L/S=2. Det går inte därför att lösligheten för  $\text{NaHCO}_3$  är 70 g/l. I stället satsades dessa 500 g till 8 l vatten (L/S = ca 3), vilket ändå är nära mättnad.

Båda delprov tvättades med natriumvätekarbonatlösning i 15 min i blandare med omrörare och sköljdes två gånger med vatten (L/S=1), 5 min varje gång. De smutsbruna vätskorna med en lätt oförbränd fraktion som flyter på ytan av vätskan dekanterades av och slängdes. Den fasta återstoden las in i ugn för att torka innan den lämnades till analys och tester.

### 2.3 Anteckningar under förarbeten och försöken

I planerna för försöket ingick att ta prov på rostergenomfallet, som alltid blandas med bottenaskan, för att bedöma dess betydelse för bottenaskans egenskaper och på pannaskan för att komplettera undersökningen. A priori såg det genomförbart ut, men i praktiken var det hart när omöjligt att komma åt flödet av pannaska innan den blandas med filteraskan. Det visade sig också svårt att avleda rostergenomfallet från bottenaskan utan att utsätta personalen för risker. Det som var möjligt var göra ett uppehåll i frammatningen av rostergenomfallet till släckningsbadet.

Metoden att ta prover på utmatad bottenaska med kranbil och container testades den 20/4. Ur det insamlade provet togs två 11-liters hinkar för siktning vid CBI. Dessa delprov var ganska fuktiga varför de torkades i den fria luften, under tak i några dagar innan de siktades, var för sig. Som en första test användes siktar på 8 mm, 4 mm och 2 mm, med avsikten att använda finare siktar på det som passerat 2 mm sikten. Det konstaterades att 2 mm sikten mer eller mindre sattes igen av askan och att det skulle vara svårt att sikta färsk och fuktig bottenaska till fraktioner med mindre kornstorlek än detta.

Vid valet av provtagningsdagar togs hänsyn till i första hand bränslets representativitet. Av olika skäl var dess kvalitet under våren 2010 inte den vanliga. Först i juni 2010 var den tillbaka till det normala. Ett referensprov togs den 7/6 och försöket med omdirigering av tomdragsaskan genomfördes den 9/6. Detta referensprov bedömdes dock innehålla alltför mycket oförbränt (material som gått igenom pannan utan att påverkas) för att vara representativt och förkastades därför. Ett nytt referensprov togs den 16/6.

Proven togs upp i början av oktober 2010. Medan skarpa provet kunde hållas ut ur hinkarna utan problem var det svårare att få ut referensaskan. Denna hade härdnat, men inte bundit alltför hårt då det gick att slå sönder klumparna med skyfflarna. Skarpa provet var brunaktigt och referensaskan betydligt ljusare. Det gick inte att urskilja några

föremål (t ex glasbitar, mindre metallföremål) i någotdera av proven då allt var täckt av en hinna av fina partiklar eller damm.

Under utvärderingen av resultaten från försöksprogrammet framkom det senare att askproven i detta uppdrag har en jämförelsevis hög utlakning av framför allt sulfat och klorid. En omedelbar tolkning var att hinnan av damm på askkornen bidrar väsentligt till detta. Det beslöts att genomföra ett par kompletterande försök:

- En bestämning av dessa finpartiklars sammansättning
- En tvätt av askproven för att avlägsna detta damm

Skillnaden i utseende mellan de ursprungliga >2 mm fraktionerna av askproven och de tvättade proven är tydlig. Den vita eller bruna hinnan av damm på de otvättade proven hindrar identifieringen av materialen i kornen. Efter tvätt finns inte denna hinna, utan kornen syns tydligt och tillåter identifiering: glasbitar, askkorn, keramik, metallföremål (ett 0,10 CHF-mynt, smält aluminium, koppartrådar, fästelement), stenar m m. Glasbitarna har skarpa brottytor, vilket betyder att temperaturen på rostern i P4 inte har varit tillräckligt hög för att smälta dem eller avrunda hörnen.

Såväl tvättvattnen som sköljvattnen var smutsbruna och ogenomskinliga. Någon väsentlig förbättring av färg och ”sikt djup” kunde inte skönjas i de successiva vattnen. Antalet flytande föremål (förkolnat organiskt material) minskade dock under gång: jämförelsevis vältäckt vätskeyta efter tvättfasen, några enstaka korn oförbränt i sista tvättvattnet.

## 2.4 Program av tester på askorna

För samtliga askprov utfördes följande tester:

- Bestämning av den kemiska sammansättningen (Eurofins paket, modifierad version av EN 13656) inkl klor (SS 187185) och svavel
- Oförbränt, dels som TOC (EN 13137, indirekta metoden), dels som glödförlust vid 550°C
- Lakning i ett steg (L/S=10), skaktest enligt EN 12457-4

För referensproven, skarpa proven och tomdragsaskorna, för < 2 mm fraktionerna av de siktade askorna bestämdes dessutom:

- pH som en kontroll av uppföljningen i fält
- siktkurvor

För >2 mm fraktionerna i tvättförsöken (tvättade och otvättade delprov) bestämdes pH, men inga siktkurvor. Fraktionerna < 0,063 mm och 0,063 – 0,125 mm för referensprovet skickades till analys av den kemiska sammansättningen<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Vi skulle gjort så med finfraktioner för det skarpa provet med, men det fanns inte tillräckligt mycket material kvar efter XRD.

### 3 Resultatredovisning

#### 3.1 Driftdata

En grafisk sammanställning över driftdata under försöksdagarna lämnas i Bilaga A. Den producerade effekten var mycket jämn under provtagningsdagarna: 115 ton ånga per ånga. Vid några tillfällen under de relevanta dyggen kan iaktas en tillfällig effektminskning till strax under 100 t/h. Kolmonoxidhalten låg ständigt under 50 ppm med någon topp under dyggen, vilket innebär att förbränningen varit god, även om halten varierar mycket på minutbas.

Koncentrationerna av saltsyra och svaveldioxid i rågasen varierar ganska kraftigt med toppar under nattsiften. Under dagarna och särskilt under provtagningsperioderna var dock koncentrationerna stabila vid en låg nivå: HCl-koncentrationen ligger strax under 600 mg/Nm<sup>3</sup> och SO<sub>2</sub>-koncentrationen ligger strax under 200 mg/Nm<sup>3</sup>. Orsaken till topparna nattetid är troligen denna: traverskranen som befördrar bränslet till pannan går då på automatik, med en sämre omblandning i avfallsbunkern som resultat. Dagtid är traverskranen bemannad.

#### 3.2 Siktcurvor och andra siktningar

Resultaten från siktningar på CBI visas i Tabell 1.

*Tabell 1. Resultat från siktningen av askprov i fyra storleksintervall, viktprocent i fuktigt tillstånd*

*Table 1. Results from sieving ash samples into four batches, weight percent in moist state*

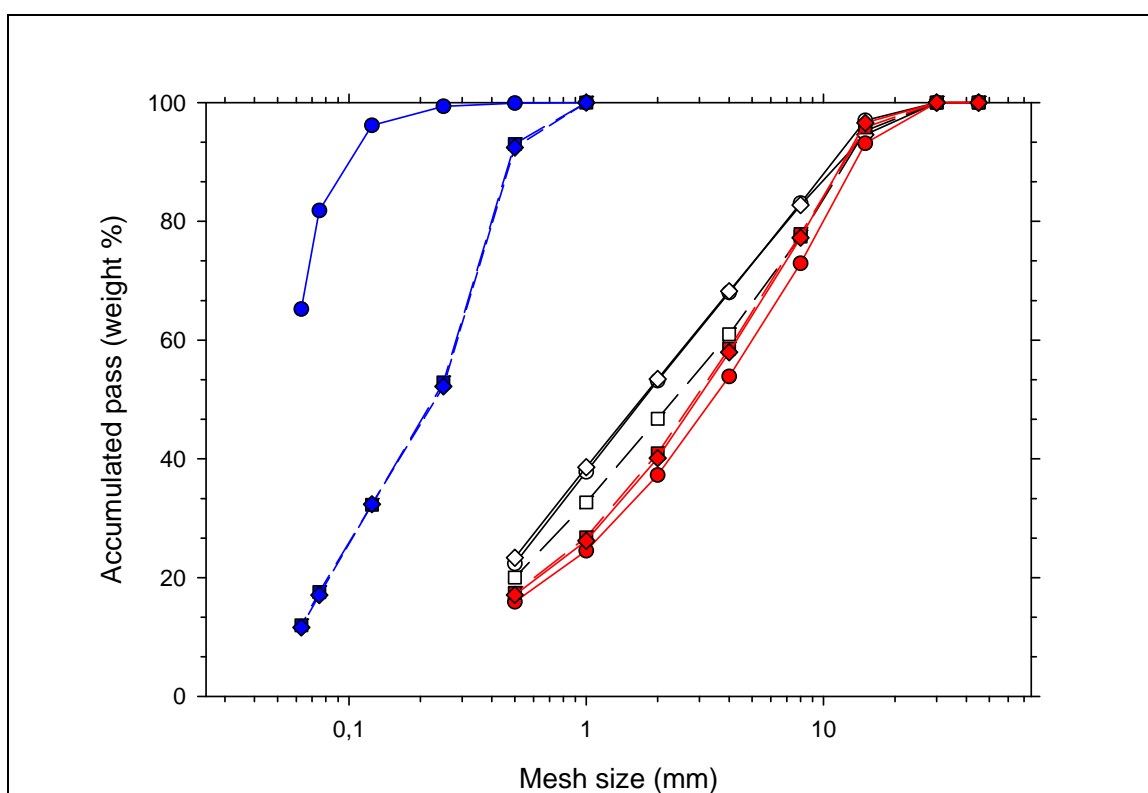
Prov	> 8 mm	4 – 8 mm	2 – 4 mm	< 2 mm
Genrep, prov 1	35,2	21,8	19,0	24,0
Genrep, prov 2	52,4	18,0	13,3	16,4
Referens 4	24,7	20,3	17,7	37,3
Referens 5	23,3	16,5	13,7	46,5
Skarpt prov 4	29,9	22,3	19,1	28,7
Skarpt prov 5	35,1	19,1	18,6	23,7

Skillnaden mellan referensprovet och skarpa provet är tydlig: skarpa provet innehåller mindre finfraktion (< 2 mm) än referensprovet, ca 25 % jämfört med ca 40 %. Det är också det som föresattes, nämligen att minska andelen finfraktion i bottenaskan genom att inte blanda ner tomdragsaskan i bottenaskan.

Den grova fraktionen (> 8 mm) av referensprovet var täckt av en tunn hinna med damm. En liknande hinna kan också iaktas i det skarpa provet, fast den är där inte lika omfattande. Möjligen hade dessa hinnor kunnat knackas eller skavas loss om siktningen gjorts i en skakmaskin snarare än manuellt.

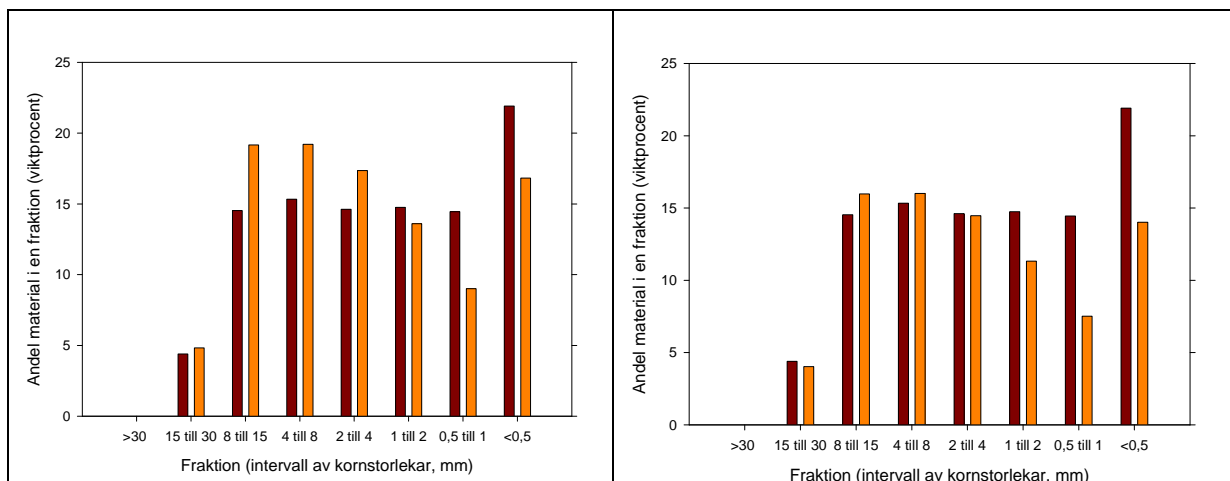
Provet av bottenaska med tomdragsaska som togs vid genrepet har med ca 20 % finfraktion en storleksfördelning som snarare överensstämmer med det skarpa provets än med referensaskan. Sikten med 2 mm maskstorlek kladdades igen av genrepsprovet men varken av referensprovet eller av skarpa provet. De senare var relativt torra medan genrepsprovet inte hade fått torka lika länge. Troligen är en större andel av finfraktionen kvar i de grövre fraktionerna i genrepets fall.

Resultaten från siktningen i analyslaboratoriet av referensproven, skarpa proven samt proven av tomdragsaska visas i Figur 1. Skillnaden mellan resultaten för referensprovet och för skarpa provet är inte stor, men bekräftar de från den första siktningen: andelen finfraktion i skarpa provet är mindre än den i referensprovet. Denna skillnad är tydligare om resultaten visas som ett stapeldiagram, se Figur 2.



Figur 1. Ackumulerad kornstorleksfördelning för referensprovet (svarta linjer och tomma symboler), för skarpa provet (röda linjer och symboler) och för tomdragsaskan (blå linjer och symboler). Symboler:  $\circ$ ,  $\square$  och  $\diamond$ , delprov 1, 2 resp 3

Figure 1. Cumulative particle size distribution for the reference sample (black lines and empty symbols), for the experimental run sample (red lines and symbols) and for the U-duct ash (blue lines and symbols). Symbols:  $\circ$ ,  $\square$  and  $\diamond$ , sub-sample 1,2 and 3 respectively



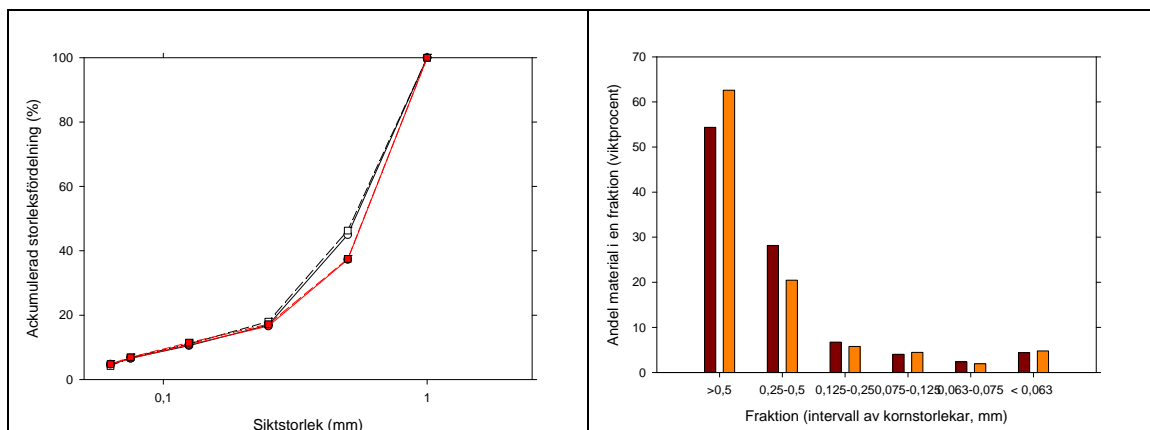
*Figur 2. Stapeldiagram för kornstorleksfördelningen för referensprovet (vänster stapel) och för skarpa provet (höger stapel). Till vänster, originaldata, till höger, data för skarpa provet har dividerats med 1,2*

*Figure 2. Bar chart for the particle size distribution in the reference sample (left-hand bars) and the experimental sample (right-hand bars). To the left, original data and to the right, the data for the experimental sample have been divided by 1.2*

Till vänster i Figur 2 visas samma primärdata som i Figur 1. Det som förväntas är att, om tomdragsaskans kornstorlek huvudsakligen är under 0,5 mm skall endast stapeln för fraktionen < 0,5 mm bli mindre. Så är inte fallet här: även staplarna för 0,5 – 1 mm och 1 – 2 mm fraktionerna är märkbart mindre. Omvänt, om det antas att mängden av de grövre fraktionerna inte påverkas av omdirigeringen av tomdragsaskan, är förhållandet mellan stapelhöjderna för skarpa provet och för referensprovet i dessa fraktioner (> 30 mm, 15 – 30 mm, 8 – 15 mm, 4 - 8 mm samt 2 – 4 mm) i medel ca 1,2. Skalas det skarpa provets staplar om med 1,2 är överensstämmelsen med referensprovets staplar ganska god över 2 mm. Det innebär dels att mängden tomdragsaska troligen utgör 15 - 20 % av mängden bottenaska, dels att omdirigeringen av tomdragsaskan inte bara påverkar fraktionen under 0,5 mm i detta försök.

En kornstorleksfördelning bestämdes även för fraktionerna under 2 mm av referensprovet (delprov 4 och 5) och av skarpa provet (delprov 4 och 5). Resultatet visas i Figur 3. Skillnaderna är inte heller här särskilt stora: finfraktionens svans under 0,25 mm är ganska lika i båda proven. Det skarpa provet har en större andel grov fraktion (> 5 mm) än referensprovet.

Kornstorleksfördelningen för tomdragsaskans delprov 1 avviker tydligt från den för de två andra delproven i Figur 1. Det kan bero på att dels var inte sugbilens tank (delprov 1) rengjord från rökgasrester, dels sög troligen bilen in en finfraktion ur tomdragsaskan i containern, Dessa delprov är alltså inte helt jämförbara och kommer att särskiljas under redovisningen samt analysen av resultaten.



**Figur 3.** Kornstorleksfördelningen för referensprovets och för skarpa provets fraktioner under 2 mm. Vänster diagram, tomma symboler: referensprovet och fyllda symboler: skarpa provet. Höger diagram, samma fast i ett stapeldiagram, vänster stapel: referensprovet och höger stapel, skarpa provet

**Figure 3.** Particle size distribution for the fractions < 2 mm of the reference sample and of the experimental sample. Diagram to the left: empty symbols, reference samples and filled symbols: experimental samples. Diagram to the right: the same data as a bar chart, left-hand bars, reference sample and right-hand bars, experimental run sample

### 3.3 Kemisk sammansättning

Resultaten från den kemiska analysen av referensprovet, skarpa provet och tomdragsaskan visas i sin helhet i Bilaga B. Resultaten för alla tre delproven av referensprovet är mycket lika, vilket också gäller för det skarpa provets tre delprov, varför medelvärdet av de tre delproven redovisas i Tabell 2.

För tomdragsaskan visas delprov 1 separat från medelvärdet av delprov 2 och 3. Sammansättningen av delprov 1 avviker från sammansättningen av delprov 2 och 3 men skillnaden är inte särskilt stor. Det är framför allt för kalcium, klor och svavel som halten är något förhöjd, vilket kan antyda en viss fraktionering av dessa grundämnen efter kornstorlek.

Det är lätt att övertolka de skillnader i koncentrationer som iakttas som det förväntade resultatet av åtgärden (separera tomdragsaskan från bottenaskan) och glömma att skillnaderna kan vara ett utslag av naturliga variationer i bränslet och i askan. I denna undersökning har därför följande kriterier använts:

- Med tanke på att osäkerheten i analysresultaten är i storleksordningen 20 % bör endast stora skillnader beaktas
- För att bedömas som troligen orsakad av åtgärden skall en lägre koncentration i skarpa provet än i referensprovet motsvaras av en högre koncentration i tomdragsaskan.

- 
- Omvänt, en högre koncentration i skarpa provet bör motsvaras av en lägre koncentration i tomdragsaskan
  - Om skarpa provet och tomdragsaskan båda har lägre (eller högre) koncentration av ett ämne än referensprovet bör inget sägas om åtgärdens verkan

Med dessa kriterier är de skillnader mellan referensprovet och skarpa provet som bedöms vara betydelsefulla följande:

- Fukthalten är högre i referensprovet än i skarpa provet, vilket kan ha med kornstorleksfördelningen att göra – ett grövre material torkar fortare (se t ex rapporten från Sjöblom m fl [5])
- Lägre halt av klor och svavel i skarpa provet än i referensprovet, vilket motsvaras av en relativt hög halt av dessa ämnen i tomdragsaskan
- Kalciumhalten är lägre i skarpa provet än i referensprovet, och halten i tomdragsaskan är hög. I mindre grad gäller det också för magnesium
- Bland alkali är det bara kalium som följer detta mönster då natrium har motsatt beteende (d v s högre halt i skarpa provet och låg halt i tomdragsaskan)
- Fosfor liksom titan följer samma mönster med anrikning i tomdragsaskan
- Kisel och järn följer det motsatta mönstret med högre halt i skarpa provet än i referensprovet och lägre halt i tomdragsaskan
- Bland spårämnen är det bara för antimon, kadmium och zink som man kan iaktta en anrikning i tomdragsaskan
- Koppar och nickel anrikas i bottenaskan

Koncentrationen av andra spårämnen (bly, kobolt, krom, kvicksilver, molybden och vanadin) kan inte tolkas. Arsenik ser ut att anrikas i tomdragsaskan, vilket också är det som förväntas, men skillnaden i halter är egentligen för liten för en säker slutsats.

Skillnaden i TOC-innehåll mellan referensprovet och skarpa provet bedöms inte ha sin orsak i att tomdragsaskan inte fördes till bottenaskan. Det är snarare en tillfällighet, t ex bränslet kan ha haft en något högre fukthalt den dagen.

Tabell 2. Den kemiska sammansättningen av referensprovet, skarpa provet och tomdragaskans delprov 1 samt delprov 2 och 3

Table 2. The chemical composition of the reference sample, of the experimental sample of bottom ash as well as of sample 1 and average of sample 2 and 3 of the U-turn ash

Storhet, ämne	Referensprovet	Skarpa provet	Tomdrag 2+3	Tomdrag 1	Enhet
Fukthalt	8,8	4,7	<0,1	0,1	viktprocent
Totalt kol	0,9	2,1	1,0	2,6	viktprocent
TIC	0,5	0,6	0,8	1,8	viktprocent
TOC	0,4	1,5	0,2	0,8	viktprocent
GF 550	4,1	4,1	<0,1	0,7	viktprocent
pH	11,2	10,3	12,6	12,5	-
Al	48,6	52,1	60,5	41,0	g/kg
Ca	142,6	111,8	220,0	260,3	g/kg
Fe	54,1	58,9	20,0	9,0	g/kg
K	15,0	12,9	19,5	17,0	g/kg
Mg	13,5	11,9	16,0	14,0	g/kg
Mn	0,66	0,71	0,76	0,54	g/kg
Na	39,1	41,7	28,5	21,0	g/kg
P	6,9	5,8	8,4	8,5	g/kg
Si	152,4	166,9	115,0	53,1	g/kg
Ti	8,9	6,5	16,5	13,0	g/kg
S	28,9	4,8	32,0	47,0	g/kg
Cl	8,1	3,3	15	2,3	g/kg
As	39	38	43	65	mg/kg
B	133	120	165	180	mg/kg
Ba	1267	1467	1400	860	mg/kg
Cd	5,7	1,6	10	11	mg/kg
Co	43	19	22	19	mg/kg
Cr	550	337	325	360	mg/kg
Cu	1900	2800 <sup>1</sup>	525	450	mg/kg
Hg	0,096	0,038	0,038	<0,045	mg/kg
Mo	51	<20	<20	<20	mg/kg
Ni	101	120 <sup>2</sup>	72	55	mg/kg
Pb	1617	723	185	210	mg/kg
Sb	117	63	210	330	mg/kg
Sn	157	123	140	210	mg/kg
V	87	48	48	32	mg/kg
Zn	4333	2567	5900	6500	mg/kg

Fotnot:

<sup>1</sup> 2 av 3 data i medelvärdet för koppar, det tredje värdet var på 9800 mg/kg

<sup>2</sup> 2 av 3 data i medelvärdet för nickel, det tredje värdet var på 630 mg/kg



---

Analysen av de fraktionerade proven av referensprovet har sammanställts i Tabell 3 och analysen av det skarpa provet i Tabell 4. Värdena är medelvärdet för två delprover. Beryllium visas inte då koncentrationen alltid är under bestämbarhetsgränsen på ca 2,5 mg/kg.

Ju finare fraktionen är, desto högre är koncentration av många grundämnen, däribland klor och svavel. Undantagen är kisel och natrium för vilka koncentrationen minskar med minskande partikelstorlek. För några grundämnen förefaller koncentrationen vara densamma i alla fraktioner: järn bland huvudämnena, arsenik, bly, bor, barium, kobolt och krom bland spårämnena.

Konsekvensen av att inte föra tomdragsaskan till bottenaskan är dock tydlig:

- Klor- och svavelhalten minskar ganska jämnt över alla fraktioner
- Koncentrationen av några metalliska grundämnen minskar också över alla fraktioner, fast inte alltid lika tydligt (kalcium, kalium och magnesium)
- För spårämnena är bilden ungefär densamma som för huvudämnena
- En minskning av koncentrationen av ett ämne från referensprov till skarpt prov sker inte enbart i en fraktion (som enligt hypotesen i början av uppdraget skulle vara den finaste fraktionen, < 2 mm)

Slutsatsen är att effekten av att undandra tomdragsaskan från bottenaskan syns på alla kornstorlekar, inte enbart i de fraktioner som de facto undantas. Åtgärden har avsedd effekt, d v s att minska askans salthalt.

Tabell 3. Den kemiska sammansättningen av referensprovet och av de fyra siktfraktionerna

Table 3. The chemical composition) of the reference sample and the four particle size fractions

Storhet, ämne	totalt	> 8 mm	4-8 mm	2-4 mm	< 2 mm	enhet
Fukthalt	8,8	4,2	6,5	10,25	17,0	viktprocent
TC	0,9	0,5	0,7	1,2	1,9	viktprocent
TIC	0,5	0,2	0,3	0,5	1,1	viktprocent
TOC	0,4	0,3	0,4	0,7	0,8	viktprocent
GF 550	4,1	1,65	2,65	4,2	6,55	viktprocent
pH	11,2	-	-	-	10,6	-
Al	48,6	42,6	51,2	55,6	53,6	g/kg
Ca	142,6	116,7	133,0	145,4	182,3	g/kg
Fe	54,1	57,8	58,8	58,2	46,1	g/kg
K	15,0	12,6	13,3	14,0	17,7	g/kg
Mg	13,5	12,2	12,8	13,5	19,8	g/kg
Mn	0,66	0,66	0,79	0,77	1,05	g/kg
Na	39,1	43,6	44,4	35,8	30,0	g/kg
P	6,9	3,8	5,5	6,6	7,8	g/kg
Si	152,4	167,4	143,2	129,8	105,1	g/kg
Ti	8,9	6,6	7,6	8,4	11,8	g/kg
S	29	12	14,3	20,3	29,5	g/kg
Cl	8,1	3,9	5,6	8,0	14	g/kg
As	39	30	43	32	36	mg/kg
B	133	115	145	155	140	mg/kg
Ba	1267	1550	1450	1500	1400	mg/kg
Cd	5,7	3,4	4,6	5,8	10	mg/kg
Co	43	45	46	58	46	mg/kg
Cr	550	485	540	500	515	mg/kg
Cu	1900	4150	2200	3300	1950	mg/kg
Hg	0,096	<0,046	<0,046	<0,047	<0,048	mg/kg
Mo	51	36	53	60	77	mg/kg
Ni	101	94	103	102	120	mg/kg
Pb	1617	525	1010	920	1120	mg/kg
Sb	117	86	125	135	185	mg/kg
Sn	157	125	200	200	225	mg/kg
V	87	60	76	78	88	mg/kg
Zn	4333	3950	4750	4100	5850	mg/kg



Tabell 4. Den kemiska sammansättningen av skarpa provet och av de fyra siktfractionerna

Table 4. The chemical composition of the experimental sample and the four particle size fractions

Storhet, ämne	totalt	> 8 mm	4–8 mm	2-4 mm	< 2 mm	enhet
Fukthalt	4,7	4,7	8,0	12,2	7,8	viktprocent
TC	2,1	0,75	1,5	2,5	3,6	viktprocent
TIC	0,6	0,2	0,4	0,7	1,0	viktprocent
TOC	1,5	0,55	1,1	1,8	2,5	viktprocent
GF 550	4,1	1,75	3,55	5,2	8,7	viktprocent
pH	10,3	-	-	-	10,45	-
Al	52,1	42,2	49,7	55,6	69,0	g/kg
Ca	111,8	87,0	121,6	132,8	144,3	g/kg
Fe	58,9	52,3	70,4	69,4	61,4	g/kg
K	12,9	10,0	10,6	13,3	14,4	g/kg
Mg	11,9	10,6	12,7	13,8	16,0	g/kg
Mn	0,71	0,58	0,78	0,82	0,90	g/kg
Na	41,7	60,6	46,6	33,2	26,8	g/kg
P	5,8	2,4	5,8	7,5	7,8	g/kg
Si	166,9	196,0	167,2	143,0	100,5	g/kg
Ti	6,5	3,8	6,4	7,8	9,2	g/kg
S	4,8	2,7	4,6	6,1	10,4	g/kg
Cl	3,3	1,5	2,5	3,8	6,0	g/kg
As	38	25	30	26	20	mg/kg
B	120	96	150	155	130	mg/kg
Ba	1467	1100	1550	1600	1550	mg/kg
Cd	1,6	1,0	1,6	2,0	2,8	mg/kg
Co	19	26	18	21	41	mg/kg
Cr	337	320	325	360	350	mg/kg
Cu	2800	1850	3750	3200	7000	mg/kg
Hg	0,038	<0,045	<0,046	< 0,046	<0,046	mg/kg
Mo	<20	16	<20	34	22	mg/kg
Ni	120	50	84	85	120	mg/kg
Pb	723	920	685	950	685	mg/kg
Sb	63	38	70	72	85	mg/kg
Sn	123	92	310	245	180	mg/kg
V	48	29	36	43	51	mg/kg

Zn	2567	1900	2500	3000	3350	mg/kg
----	------	------	------	------	------	-------

### 3.4 Lakegenskaper

Resultaten från lakttesterna (skaktest, EN12457-4) vid L/S=10 för varje delprov finns i Bilaga B. I det som följer har resultaten sammanställts i

- Tabell 5 för samtliga askprov (medelvärde av tre delprover med undantag för tomdragsaskan för vilken två av tre värden använts)
- Tabell 6 för referensprovet och de fyra storleksfraktionerna (medelvärde av två värden för fraktionerna, med ett undantag)
- Tabell 7 för skarpa provet och de fyra storleksfraktionerna (medelvärde av två delprover)

Observera att även här redovisas tomdragsaskans delprov 1 separat från medelvärdet för de två andra delproven. För referensprovets fraktion 4 – 8 mm har endast ena delprovets värden redovisats. Flera värden för det andra delprovet avviker kraftigt från alla andra provens lakvärden och åtminstone ett av värden förefaller vara orimligt: torrsubstans i lakvattnet anges till 1,4 kg/kg. Troligen har ett räknefel gjorts någonstans.

På samma sätt som för den kemiska sammansättningen bör data tolkas med försiktighet. För att en skillnad mellan referensprovet och det skarpa provet skall anses ha betydelse används följande kriterier:

- Mer än 30 % skillnad mellan proven i ett värde
- Mindre utlakning från det skarpa provet än från referensprovet bör motsvaras av en högre utlakning från tomdragsaskan, men undantag från denna regel kan tänkas förekomma
- Lakresultat för tomdragsaskan bör tolkas försiktigt då askan inte åldrats

Bland huvudgrundämnena är halten av magnesium, mangan, kisel, fosfor och titan i stort sett alltid under respektive bestämbarhetsgräns. Denna är 50 mg/kg för magnesium, 0,2 mg/kg för mangan, 30 mg/kg för fosfor, 50 mg/kg för kisel och 5 mg/kg för titan.

Följande spårämnen är alltid under bestämbarhetsgränsen i de fraktionerade proven: arsenik (0,05 mg/kg TS), barium (2 mg/kg TS), bly (0,05 mg/kg TS), kadmium (0,004 mg/kg TS), kvicksilver (0,001 mg/kg TS) samt zink (0,4 mg/kg TS).

Konsekvensen av att tomdragsaskan inte förs till släckningsbadet med bottenaskan är att koncentrationerna av salter i lakvattnet (konduktiviteten), d v s klor, svavel och alkali (kalium och natrium) minskar kraftigt. Bland spårämnen minskar utlakningen från bottenaskan eller förblir i samma storleksordning som för huvudämnen, med ett undantag: antimon. Utlakningen av aluminium är mycket högre från det skarpa provet än från referensprovet trots att halterna i båda proven är jämförbara.

Utlakningen från tomdragsaskan är betydligt högre för de flesta grundämnena, vilket troligen beror i första hand på att askan inte har åldrats, i andra hand på högre koncentrationer av grundämnena där. Utlakningen av bly, krom och zink är betydligt större från tomdragsaskan än från någon av bottenaskorna. I det sammanhanget kan noteras att järn avviker från andra ämnen. Halten är något högre i skarpa provet än i referensprovet men utlakningen från det skarpa provet är mycket mindre än den från referensprovet. Utlakningen från den färska tomdragsaskan är i särklass högst trots att halten där är betydligt lägre.

I de prov som fraktionerats efter kornstorlek ökar utlakningen med minskande kornstorlek: konduktiviteten och torrsubstansen i lakvattnet ökar. De ämnen som följer torrsubstansen är klor, svavel, DOC och alkali (kalium och natrium). Trenden för aluminium, järn och kalcium är mer svårbedömd: för referensprovet syns ingen påverkan av kornstorleken utom i den minsta storleksfraktionen och för skarpa provet syns klart att utlakade mängden ökar när kornstorleken avtar. Samma fenomen kan iaktas för krom, koppar, molybden och selen. Antimonutlakningen är högre i de mindre kornstorlekarna oavsett behandling.

Alltså, lakttesterna speglar huvudresultatet från analysen av den kemiska sammansättningen: utlakningen minskar kraftigt om tomdragsaskan inte förs till bottenaskan. Konsekvensen av denna åtgärd är inte begränsad till den minsta storleksfraktionen utan kan iaktas för alla kornstorlekarna.

Tabell 5. Resultat från lakning av askproven i en skaktest vid L/S=10

Table 5. Results from leaching the ash samples in a batch test at L/S=10

Storhet, ämne	Referensprovet	Skarpa provet	Tomdrag 2+3	Tomdrag 1	Enhet
pH	11,0	10,38	12,5	12,6	-
Konduktivitet	546	178	1 694	1989	mS/m
Torrsubstans	38,3	18,3	81	94	g/kg
Sulfat	13,7	3,03	20,0	19,0	g/kg
Klorid	8,60	2,73	13,5	22,0	g/kg
Fluorid	39	81	9,4	12	mg/kg
DOC	553	1 230	109	91	mg/kg
Fenoler	0,86	1,1	0,086	0,26	mg/kg
Al	56	1 130	< 0,4	< 0,4	mg/kg
Ca	1 670	1 970	13 500	15000	mg/kg
Fe	0,44	< 0,4	2,9	6,1	mg/kg
K	4 070	790	8 400	10200	mg/kg
Mg	< 50	< 50	< 50	< 50	mg/kg
Mn	<0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	mg/kg
Na	7970	2200	9350	14000	mg/kg
P	<30	< 30	< 30	< 30	mg/kg
Si	48	< 50	< 50	< 50	mg/kg
Ti	<5	< 5	< 5	< 5	mg/kg
As	<0,05	<0,05	< 0,05	< 0,05	mg/kg
Ba	<2	<2	< 2	< 2	mg/kg
Cd	<0,004	<0,004	< 0,004	< 0,004	mg/kg
Cr	4,8	0,41	26	49	mg/kg
Cu	12	19	< 0,2	< 0,2	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	< 0,001	< 0,001	mg/kg
Mo	7,8	1,4	2,0	3,2	mg/kg
Ni	0,070	<0,04	< 0,04	< 0,04	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	1,8	2,9	mg/kg
Sb	0,042	0,54	< 0,006	< 0,006	mg/kg
Se	0,063	0,014	0,16	0,24	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	22	24	mg/kg

Tabell 6. Resultat från lakning vid L/S=10 i skaktest för referensprovet och de fyra storleksfraktionerna

Table 6. Results from the batch leaching test at L/S=10 for the reference sample and its four particle size fractions

Storhet. ämne	totalt	> 8 mm	4-8 mm	2-4 mm	< 2 mm	enhet
pH	11,0	10,3	10,8	10,8	10,7	-
Konduktivitet	546	365	517	532	610	mS/m
TS	38,3	15,4	38,0	39,0	49,5	g/kg
Sulfat	13,7	13,5	15,0	15,5	17,5	g/kg
Klorid	8,6	3,5	7,4	7,6	8,6	g/kg
Fluorid	39	4,7	16	18	22	mg/kg
DOC	553	240	520	535	610	mg/kg
Fenoler	0,86	0,27	0,50	0,52	0,76	mg/kg
Al	56	170	66	58	130	mg/kg
Ca	1670	2650	2300	2150	2450	mg/kg
Fe	0,44	<0,4	0,43	0,48	0,75	mg/kg
K	4070	3550	3400	3500	4100	mg/kg
Mg	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	mg/kg
Mn	<0,2	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	mg/kg
Na	7970	3850	7900	7800	9150	mg/kg
P	<30	<30	< 30	<30	<30	mg/kg
Si	48	<50	< 50	<50	<50	mg/kg
Ti	<5	<5	< 5	<5	<5	mg/kg
As	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Ba	<2	<2	<2	<2	<2	mg/kg
Cd	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	mg/kg
Cr	4,8	0,12	4,7	5,0	6,8	mg/kg
Cu	12	5,2	13	12	12	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	mg/kg
Mo	7,8	3,4	6,6	6,8	8,4	mg/kg
Ni	0,070	0,045	0,053	0,037	0,053	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Sb	0,042	0,065	0,089	0,084	0,12	mg/kg
Se	0,063	0,024	0,056	0,060	0,073	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	mg/kg



Tabell 7. Resultat från lakning vid L/S=10 i skaktest för skarpa provet och de fyra storleksfraktionerna

Table 7. Results from the batch leaching test at L/S=10 for the experimental sample and its four particle size fractions

Storhet	Totalt	> 8 mm	4–8 mm	2-4 mm	< 2 mm	enhet
pH	10,38	10,35	10,35	10,45	10,50	-
Konduktivitet	178	113	153	210	300	mS/m
TS	18,3	11,0	15,5	21,0	27,5	g/kg
Sulfat	3,0	1,7	2,7	3,6	4,7	g/kg
Klorid	2,7	1,4	2,0	3,2	5,0	g/kg
Fluorid	81	< 40	< 55	< 85	112	mg/kg
DOC	1 230	710	975	1 550	2 470	mg/kg
Fenoler	1,1	0,40	0,50	0,96	1,9	mg/kg
Al	1 130	895	1 050	1 100	1 050	mg/kg
Ca	1 970	1 300	1 750	1 800	1 900	mg/kg
Fe	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,32	0,70	mg/kg
K	790	425	580	945	1450	mg/kg
Mg	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	mg/kg
Mn	< 0,2	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	mg/kg
Na	2 200	1 100	1 700	2 750	4 100	mg/kg
P	< 30	<30	<30	<30	<30	mg/kg
Si	< 50	<50	<50	<50	<50	mg/kg
Ti	< 5	<5	<5	<5	<50	mg/kg
As	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Ba	<2	<2	<2	<2	<2	mg/kg
Cd	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	mg/kg
Cr	0,41	0,090	0,15	0,95	2,3	mg/kg
Cu	19	12	18	30	38	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	mg/kg
Mo	1,4	0,96	1,3	1,8	2,8	mg/kg
Ni	<0,04	<0,04	<0,04	0,032	0,044	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Sb	0,54	0,37	0,46	0,54	0,66	mg/kg
Se	0,014	<0,01	0,009	0,017	0,021	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	mg/kg

### 3.5 Släckningsbadet

Resultaten från analysen av vattnet i släckningsbadet under normala driftförhållanden, under försöket (tomdragsaskan förs inte ner i badet) och av spädvattnet har sammanställts i Tabell 8.

Tabell 8. Resultaten från analysen av slaggvattnet under normala förhållandena, under försöket och av spädvattnet till släckningsbadet

Table 8. Results from the analysis of the water in the quenching trough below the furnace during normal operations and during the experiment as well as of the make-up water to the trough

Ämne	Spädvattnet (mg/l)	Slaggvatten referens (mg/l)	Slaggvatten under försöket (mg/l)
Cl	170	12 000	6 300
S	12	3 100	140
Al	0,029	190	30
Ca	22	490	680
Fe	<0,02	3,5	5,6
K	2,2	2 200	2 300
Mg	3,7	3,6	3,3
Mn	<0,001	0,10	0,84
Na	10	11 000	4 500
Si	<0,5	<50	7,1
Ti	<0,05	1,2	0,42
As	<0,0005	0,025	0,023
B	0,017	2,1	0,11
Cd	<0,0001	0,0023	0,0030
Co	<0,001	0,012	0,026
Cr	<0,001	0,048	0,46
Cu	0,0024	0,083	0,27
Hg	<0,0001	0,00018	<0,0001
Ni	<0,001	0,087	0,11
Pb	<0,0005	0,063	0,15
Sb	<0,001	0,15	0,087
V	<0,0005	0,048	0,028
Zn	<0,005	0,34	3,5

Samtliga halter är betydligt högre i slaggvattnen än i spädvattnet, varför slaggvattnens innehåll med säkerhet härrör från bottenaskan. Det är dock något märkligt att koncentrationen av magnesium är densamma i alla tre vattnen.

Överlag leder en omdirigering av tomdragsaskan till att slaggvattnets innehåll av salter blir lägre, vilket går i samma riktning som analyserna av bottenaskan och lakttesterna. Det är tydligt för klor, svavel och natrium, men kan också ses för aluminium och titan. Däremot kan motsatt effekt iaktas för några huvudgrundämnen (kalcium, järn och mangan) samt flera spårämnen (bly, krom och koppar) vilkas koncentration förefaller ha ökat under omdirigeringen.

### 3.6 Resultat från de kompletterande försöken

Med reservation för alla osäkerheter, bl a fukthalt i utgångsmaterialet och större bitar (mer än 10 mm i någon led) som avlägsnats under tvättningen för att inte skada omblandaren, bör 10 - 15 % av askan ha förts bort med tvättvattnet och med sköljvattnen.

Röntgenspektrum av fraktionerna < 0,063 mm och 0,063-0,125 mm för båda proven (referens och skarpa provet) visade endast kalciumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) och ettringit ( $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$ ). I ett delprov finns möjligen klorit ( $\text{Na}_3\text{Mg}(\text{CO}_3)_2\text{Cl}$ ). Förekomsten av ettringit tolkas som att mognadsprocessen inte helt avslutats.

Den kemiska sammansättningen av finfraktionerna, Tabell 9, avviker dock inte så mycket från den för fraktionen < 2 mm i Tabell 3. Man kan dock notera att svavelhalten och klorhalten i finfraktionerna är högre, liksom kalciumhalten. Kisel och natrium följer varandra och är markant lägre i fraktionerna < 0,125 mm. Järnhalten är klart mindre.

För spårämnen visar resultaten att halten av antimon, arsenik, kadmium och zink är klart högre i dessa finfraktioner än i < 2 mm fraktionen eller i askprovet. Bly följer inte samma trend.

Att ta bort en fraktion < 2 mm från huvudprovet ger inte någon tydlig och entydig påverkan på materialets sammansättning, se Tabell 10. Där skillnader kan identifieras går trenden åt olika håll i referensprovet och i skarpa provet. Undantaget är koncentrationen av svavel och klor som minskar markant, dock mindre för svavel i skarpa provet.

Tvättningen har inte heller någon anmärkningsvärt stor effekt på den kemiska sammansättningen, utom klorid som minskar tydligt, se Tabell 10. Oförbränt, d v s TOC, minskar inte, utom i skarpa provet där TOC var stor från början.

Vad angår lakegenskaperna så har siktningen till > 2 mm inte reducerat utlakningen nämnvärt, utom för fluorid och krom, se Tabell 11.

Däremot har tvätten markant reducerat utlakningen av salter: lakvattnets konduktivitet sjunker till ungefär en tredjedel. Lakningen av sulfat har gått ner i samma omfattning, medan utlakningen av klorid gått ner med en faktor mellan 6 och 8. Utlakningen av kalcium och kalium har också minskat tydligt. Utlakningen av koppar, krom och molybden har gått ner. I övrigt är skillnaderna så pass små att det kan röra sig om tillfälligheter.

Som för de fraktionerade proven är utlakningen av många spårämnen under bestämbarhetsgränsen: arsenik (0,05 mg/kg), barium (2 mg/kg), bly (0,05 mg/kg), kadmium (0,04 mg/kg), kvicksilver (0,001 mg/kg), nickel (0,04 mg/kg) och zink (0,4 mg/kg).

Tabell 9. Den kemiska sammansättningen hos fraktionerna < 0,063 mm och 0,063 – 0,125 mm av referensprovet

Table 9. The chemical composition of the < 0,063 mm and 0,063 – 0,125 mm fractions of the reference sample

Storhet, ämne	Totalt	< 2 mm	0,063 – 0,0125 mm	< 0,063 mm	Enhet
Fukthalt	8,8	17,0	18,1	17,4	viktprocent
TC	0,9	1,9			viktprocent
TIC	0,5	1,1			viktprocent
TOC	0,4	0,8			viktprocent
GF 550	4,1	6,55			viktprocent
pH	11,2	10,6			-
Al	48,6	53,6	51,2	44,8	g/kg
Ca	142,6	182,3	207,6	205,8	g/kg
Fe	54,1	46,1	25,6	18,2	g/kg
K	15,0	17,7	13,4	13,3	g/kg
Mg	13,5	19,8	13,4	12,1	g/kg
Mn	0,66	1,05	0,70	0,73	g/kg
Na	39,1	30,0	26,9	26,6	g/kg
P	6,9	7,8	7,9	7,0	g/kg
Si	152,4	105,1	83,0	52,1	g/kg
Ti	8,9	11,8	13,4	10,3	g/kg
S	29	29,5	39,9	52,8	g/kg
Cl	8,1	14	16	19	g/kg
As	39	36	46	64	mg/kg
B	133	140	160	170	mg/kg
Ba	1267	1400	1200	1000	mg/kg
Cd	5,7	10	15	21	mg/kg
Co	43	46	44	38	mg/kg
Cr	550	515	530	410	mg/kg
Cu	1900	1950	1500	1500	mg/kg
Hg	0,096	<0,048	<0,055	<0,054	mg/kg
Mo	51	77	57	51	mg/kg
Ni	101	120	100	85	mg/kg
Pb	1617	1120	730	810	mg/kg
Sb	117	185	230	330	mg/kg
Sn	157	225	240	310	mg/kg
V	87	88	89	70	mg/kg
Zn	4333	5850	7100	9700	mg/kg

Tabell 10. Den kemiska sammansättningen hos otvättade och tvättade > 2mm fraktionerna av referensprovet och skarpa provet

Table 10. The chemical composition of the unwashed and the washed > 2 mm fractions of the reference sample and the experimental sample

Storhet	Referens			Skarpa provet			Enhet
	Totalt	Otvättad	Tvättad	Totalt	Otvättad	Tvättad	
Fukthalt	8,8	4,5	0,1	4,7	6,4	< 0,1	%
TC	0,9	0,3	0,3	2,1	1,3	0,3	%
TIC	0,5	< 0,1	0,2	0,6	0,1	< 0,1	%
TOC	0,4	0,2	< 0,2	1,5	1,2	0,2	%
GF 550	4,1	0,6	1,0	4,1	1,4	0,38	%
pH	11,2	10,3	10,8	10,3	10,4	10,4	-
Al	48,6	64,3	46,0	52,1	37,2	43,0	g/kg
Ca	142,6	95,5	120,1	111,8	80,4	91,0	g/kg
Fe	54,1	42,2	75,1	58,9	42,2	41,0	g/kg
K	15,0	12,1	11,0	12,9	9,1	11,0	g/kg
Mg	13,5	12,1	13,0	11,9	10,1	12,0	g/kg
Mn	0,66	0,57	0,65	0,71	0,46	0,51	g/kg
Na	39,1	52,3	46,0	41,7	55,3	57,0	g/kg
P	6,9	3,0	5,4	5,8	3,0	3,1	g/kg
Si	152,4	191,0	180,2	166,9	221,1	220	g/kg
Ti	8,9	5,2	8,1	6,5	3,2	4,5	g/kg
S	29	4,9	3,5	4,8	<1,5	<1,5	g/kg
Cl	8,1	1,0	0,065	3,3	0,9	0,3	g/kg
As	39	43	38	38	21	45	mg/kg
B	133	100	130	120	120	110	mg/kg
Ba	1267	1600	1700	1467	900	1100	mg/kg
Cd	5,7	2,6	3,1	1,6	3,0	0,83	mg/kg
Co	43	42	47	19	19	19	mg/kg
Cr	550	560	520	337	330	340	mg/kg
Cu	1900	3700	1600	2800	1100	6300	mg/kg
Hg	0,096	< 0,045	< 0,045	0,038	< 0,045	< 0,045	mg/kg
Mo	51	35	41	<20	< 20	< 20	mg/kg
Ni	101	60	110	120	49	68	mg/kg
Pb	1617	3700	760	723	510	880	mg/kg
Sb	117	140	69	63	31	45	mg/kg
Sn	157	70	150	123	78	88	mg/kg
V	87	68	79	48	34	37	mg/kg
Zn	4333	3900	2500	2567	1600	1700	mg/kg

Tabell 11. Resultat från lakningen vid L/S=10 hos otvättade och tvättade > 2mm fraktionerna av referensprovet och skarpa provet

Table 11. Results from leaching at L/S=10 of the unwashed and the washed > 2 mm fractions of the reference sample and of the experimental sample

Storhet	Referens			Sarpa provet			Enhet
	Totalt	Otvättad	Tvättad	Totalt	Otvättad	Tvättad	
pH	11,0	10,7	10,2	10,38	10,6	10,1	-
Konduktivitet	546	439	132	178	150	48	mS/m
Torrsubstans	38,3	35,0	12,0	18,3	14,0	4,6	g/kg
Sulfat	13,7	15,0	4,3	3,03	2,6	0,75	g/kg
Klorid	8,6	4,8	0,6	2,7	1,9	0,3	g/kg
Fluorid	39	9,5	6,0	81	53	6,6	mg/kg
DOC	553	440	72	1 230	740	190	mg/kg
Fenoler	0,86	0,39	0,08	1,1	0,49	0,15	mg/kg
Al	56	110	780	1 130	900	500	mg/kg
Ca	1 670	3000	1700	1 970	1600	660	mg/kg
Fe	0,44	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,55	mg/kg
K	4 070	3600	480	790	550	5,2	mg/kg
Mg	< 50	<50	1,2	< 50	< 50	1,7	mg/kg
Mn	<0,2	<0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	mg/kg
Na	7970	5000	1100	2200	1600	390	mg/kg
P	<30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	mg/kg
Si	48	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	mg/kg
Ti	<5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	mg/kg
As	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Ba	<2	<2	<2	<2	<2	<2	mg/kg
Cd	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	mg/kg
Cr	4,8	1,2	< 0,05	0,41	0,14	< 0,05	mg/kg
Cu	12	7,2	0,65	19	16	2,9	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	mg/kg
Mo	7,8	5,1	1,3	1,4	1,2	0,3	mg/kg
Ni	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	mg/kg
Sb	0,042	0,092	0,19	0,54	0,44	0,23	mg/kg
Se	0,063	0,034	< 0,01	0,014	< 0,001	< 0,01	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	mg/kg

## 4 Resultatanalys

### 4.1 Osäkerheter i provtagningen

Den grundläggande osäkerheten i en generalisering av resultat och slutsatser är huruvida askproven var representativa och om den effekt som visats kommer att försvinna i den statistiska variationen.

De delprov som togs ut från stickproven på ca 500 kg av båda bottenaskor kan anses vara representativa för hela partiet: de tre delproven för varje prov har mycket lika kemiska sammansättning och lakegenskaper. Skillnader mellan referensprovet och det skarpa provet försvinner inte i den naturliga variationen hos de heterogena materialen, varför skillnaden troligen är sann oavsett vad som orsakade den. Däremot är det mindre säkert att förfarandet var helt tillräckligt för de delproven som fraktionerats efter storlek: här är skillnaden mellan dubbelproven större, dock utan att vara störande. I de kompletterande försöken med siktning och tvättning användes bara enkelprov, vilket innebär större osäkerheter.

Inom detta projekt finns det inga möjligheter att avgöra om stickproven på ca 500 kg verkligen är representativa för bottenaskan över en längre period, t ex ett år. Däremot kan det hållas för troligt att effekten föreligger: resultaten från testerna och analyserna är tydliga och konsistenta dels inom sig, dels med kunskapen om askor.

I det sammanhanget bör inte resultaten övertolkas: små skillnader i koncentrationer eller utlakade mängder, inkonsistenta effekter är skäl nog till att snarare anta att ingen effekt föreligger.

Observera att omdirigeringen av tomdragsaskan var tillfällig. Med den tillgängliga informationen, kan vi inte veta om allt det som fanns i släckningsbadet (inkl avlagringar), på rostern och på bandtransportörerna, döda zoner medräknade, verkligen hunnit ut innan provtagningen inleddes. Det är dock troligt att det mesta har kunnat föras ut. Släckningsbadet rymmer ca 4 m<sup>3</sup> vatten och volymen slagg i badet uppskattas till en tredjedel, d v s 1,5 ton. Med ett avfallsflöde på ca 34 t/h, en askhalt på ca 15 % och ca 80 % därav som slagg borde flödet av slagg bli ca 4 t/h. Uppehållstiden i badet är alltså i storleksordningen 15-20 min. Om det inte finns betydande död-zoner som plötsligt lossnat i samband med provtagningen av bottenaskan bör en fördröjning på ett dygn (24 h) mellan början på åtgärden och provtagningen vara tillräcklig för att ett nytt processtillstånd skulle ha ställt in sig och bottenaskans egenskaper vara representativa.

### 4.2 Åldringen

Under åldringen omvandlas de reaktiva oxiderna till föreningar som är mer stabila vid omgivningstemperaturen och rådande miljö (luft, fukt, mm). Utlakningen från en färsk och reaktiv aska är mer omfattande än den från en aska som åldrats eller mognat.

Bottenaskorna har åldrats i ett antal hinkar inomhus undan från kontaminationskällor som damm, under förhållanden som inte riktigt är verklig skala. Avsikten var att ta upp askorna och testa deras egenskaper när pH-värdet kommit ner under 9. I grova tester var detta villkor uppfyllt: pH var i intervallet 7-9. I en mer noggrant utförd pH-mätning i analyslaboratoriet på delprov efter en ny omblandning var pH över 10 – lägst, dvs 10,3 för skarpa provet och högst för referensprovet, 11,2. Dessa siffror och förekomsten av ettringit i Röntgenanalyser av finpartiklarna antyder att åldringen troligen inte var slutförd i alla delar av askproven, åtminstone referensprovet.

Med ledning av Flyhammars utredning [6] bedöms konsekvenserna av att referensaskans pH-värde är något högt vara följande för lakegenskaper:

- Utlakningen av koppar, krom och molybden är högre än den skulle vara vid ett pH-värde på ca 10
- Utlakningen av sulfat, nickel och antimon är lägre än vad den borde vara vid det lägre pH-värdet

#### 4.3 Tolkning av data som en förbättring av egenskaper

Utgångspunkten för undersökningen var att de finare fraktionerna har en stor betydelse för askans kemiska sammansättning och dess lakegenskaper. Detta är i samklang med bl a en av BAT (Bästa Tillgängliga Teknik) i BREF-skriften över avfallsförbränningen, se avsnitt 5.1. Avskiljningen av en finfraktion, vilket brukar tolkas som fraktionen < 2 mm, är en åtgärd för att få bort huvuddelen av ”föroreningarna” (tungmetaller, organiska ämnen). Det kan också vara BAT att inte blanda pannaskan med bottenaskan.

Som måttstock för förbättringar, se Tabell 12, används mottagningskriterierna vid deponier, inte för att de är relevanta i en användning utanför en deponi, men för att de utgör en skala som resultaten av behandlingarna kan jämföras med: inert avfall, icke-farligt avfall, farligt avfall samt måste behandlas innan avfallet får deponeras.

Idag överskrider slaggen från Högdalens P4 riktvärden för inert avfall i mottagningskriterierna vid deponier, framför allt för anjonerna klorid och sulfat. Den förbättrande åtgärd som uppdraget syftade till var att omdirigera ett flöde av finpartiklar (tomdragsaskan eller vändschaktsaskan) bort från bottenaskan för att få ner andelen finfraktion.

Att egenskaperna hos bottenaskan förbättrats genom denna åtgärd syns tydligt i data för den kemiska sammansättningen och för lakningen vid L/S=10 i referensprovet och det skarpa provet, se Tabell 3 och Tabell 5 i avsnitt 3.3 respektive 3.4.

Båda askor ligger emellertid över kriterievärdena för inert avfall för i stort sett alla huvudstorheter: klorid, fluorid, sulfat, DOC och torrsubstans (samt fenolindex för det skarpa provet), se de gulmarkerade fälten. För spårämnen är överträdelserna mindre: koppar och molybden för båda proven samt krom för referensprovet och antimon för det skarpa provet.



Tabell 12. En jämförelse mellan lakvärden (L/S=10) för askproven och mottagningskriterierna vid deponier samt riktvärden för ”mindre än ringa risk” i Naturvårdsverkets Handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Table 12. A comparison between leaching data (L/S=10) for the present ash samples with the criteria at landfills as well as the criteria for “less than low risk” in the Handbook on reclaiming waste in civil works from the Swedish Environmental Protection Agency

Storhet, ämne	Referensprovet	Skarpa provet	Mottagningskriterier vid deponier			NV:s handbok	Enhet
			Inert avfall	Icke-farligt avfall	Farligt avfall		
TS	38,3	18,3	4	60	100	-	g/kg
Sulfat	13,7	3,0	1	20	50	0,20	g/kg
Klorid	8,6	2,7	0,8	15	25	0,13	g/kg
Fluorid	39	81	10	150	500	-	mg/kg
DOC	553	1230	500	800	1000	-	mg/kg
Fenoler	0,86	1,1	1	-	-	-	mg/kg
As	<0,05	<0,05	0,5	2	25	0,09	mg/kg
Ba	<2	<2	20	100	200	-	mg/kg
Cd	<0,004	<0,004	0,04	1	5	0,02	mg/kg
Cr	4,8	0,41	0,5	10	70	1	mg/kg
Cu	12	19	2	50	100	0,8	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	0,01	0,2	2	0,01	mg/kg
Mo	7,8	1,4	0,5	10	30	-	mg/kg
Ni	0,070	<0,04	0,4	10	40	0,4	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	0,5	10	50	0,2	mg/kg
Sb	0,042	0,54	0,06	0,7	5	-	mg/kg
Se	0,063	0,014	0,1	0,5	7	-	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	4	50	200	4	mg/kg

Däremot klarar båda askor villkoren för icke-farligt avfall, med ett undantag: DOC för det skarpa provet (orangemarkerade fältet), vilket torde höra ihop med ett något högre utgångsvärde för TOC i askan. Det senare ligger dock under gränsvärdet på högst 3 viktprocent även i det skarpa provet. Det relativt höga värdet på DOC och TOC orsakas troligen av en högre fukthalt i bränslet.

I Tabell 12 har även riktvärden för lakning vid L/S=10, ”mindre än ringa risk”, i Naturvårdsverkets handbok [7] lagts in. Ingen av de två askproven klarar riktvärden för klorid eller sulfat. Däremot klarar båda riktvärden för utlakning av spårämnen, med undantag för koppar. För ”mindre än ringa risk” i Naturvårdsverkets handbok finns även riktvärden för lakning vid L/S=0,1 (ej undersökt här) och för koncentration. Innehållet av spårämnen är för högt i både referensprovet och skarpa provet i en jämförelse med riktvärden, utom kvicksilver som har en halt som är lägre än riktvärdet.

Data för innehåll och lakning i denna undersökning styrker däremot inte helt uppfattningen att det mesta av det oönskade skulle finnas i < 2 mm fraktionen, och det gör inte heller data för askfraktionerna i Todorovic [8]. Uppfattningen stämmer så till vida att innehållet av TOC/DOC och av oönskade spårämnen samt deras utlakning är högre i finfraktionen än i de grövre fraktionerna. Däremot är skillnaderna inte tillräckligt stora för att man skall kunna tala om att en huvuddel skulle finnas i finfraktionen.

Något som är oväntat är att effekten på bottenaskan av att tomdragsaskan omdirigeras inte märks enbart för den kornstorleksfördelning som motsvarar tomdragsaskan, d v s allt under 0,5 mm. Effekten går igenom alla fraktioner, Figur 2, vilket kan bero på agglomerering under hanteringen (från inblandningen i släckningsbadet till siktningen efter åldrandet) eller på adsorption av salter, som partiklar eller som joner, på de större kornen. Vi påminner om att en hinna av damm syns tydligt på kornen i de grova fraktionerna, d v s av en finfraktion som adsorberats på de tillgängliga ytorna.

Tomdragsaskan är alltså inte den enda källan till finpartiklar i bottenaskan. Utöver faktum att dessa kan vara en naturlig del av askan, kan andra orsaker till denna svans av finfraktion vara rostergenomfallet, eller att bottenaskan faller sönder i badet eller mals isär av skraporna i badet, under transporten eller vidare hantering.

Då åtgärden som syftar till att minska halten finfraktion (omdirigera tomdragsaskan) har den avsedda effekten, men inte når hela vägen till ”helt fri från finfraktion” eller till ”inert avfall” eller ”mindre än ringa risk”, är följdfrågorna om det finns möjligheter att avlägsna återstående fina partiklar i en kompletterande behandling, och i så fall, hur mycket bättre blir slaggen. En mer hårdhänt siktning bedömdes inte kunna ge en väsentlig förbättring då den kan leda till krossning och sönderdelning.

Även om problemet är dammhinnan på de grövre kornstorlekarna måste avskiljningen av fraktionen < 2 mm prövas som jämförelse. Tvätt och efterföljande sköljning bedömdes därför ha större förutsättningar än bara siktning. Lakning vid L/S=10 avlägsnar i stort sett alla klorider från referensprovet och 2/3 eller mer av kloriderna i det skarpa provet. Sulfaterna lakas dock inte ut lika effektivt: ca 15 % av svavlet lakas ut vid L/S=10 från referensprovet och ca 25 % från skarpa provet. I de danska arbetena talas om lättillgängligt svavel, se avsnitt 5.4, och det mesta av svavlet är alltså inte lakbart under dessa förhållanden.

Eftersom syftet med kompletterande försök är en orientering och inte att optimera någon laknings-, tvätt- eller sköljningsprocess valdes att ta till i överkant. Först siktades fraktionen < 2 mm bort. För tvätten användes natriumvätekarbonat för att lösa ut den andel sulfat som är mobiliserbar enligt ett danskt patent [9], också för säkerhets skull. Om detta alltid är framgångsrikt är dock inte bevisat [10].

De data som presenterades i avsnittet ”Resultat” sammanfattas i Tabell 13 för svavel eller sulfat, för klor och för koppar.

Tabell 13. En sammanställning av koncentrationen och utlakningen av svavel/sulfat, klor och koppar ur askan efter olika behandlingar

Table 13. A compilation of concentration and quantities leached at L/S=10 for sulphur/sulphate, chlorine and copper after the treatments

	Referens			Skarp		
	Hela	>2 mm	Tvättad	Hela	>2 mm	Tvättad
<i>Koncentration (mg/kg)</i>						
Svavel	28 900	(4 900) <sup>1</sup>	3 500	4 800	<1 500	<1 500
Klor	8 100	(1 000) <sup>2</sup>	650	3 300	(930) <sup>2</sup>	300
Koppar	1 900	3 700	1 600	2 800	1 100	6 300
<i>Lakning vid L/S=10 (mg/kg aska)</i>						
Sulfat	13 700	(15 000) <sup>1</sup>	4 300	3 000	2 600	750
Klorid	8 600	(4 800) <sup>2</sup>	560	2 700	(1 900) <sup>2</sup>	260
Koppar	12	7,2	0,65	19	16	2,9

Fotnot till tabellen:

<sup>1</sup> Med en utlakad sulfatmängd på 15 g/kg har hela svavelhalten i fraktionen > 2 mm av referensprovet, 5 g/kg, lakats ut. Det är osannolikt i ljuset av resultaten för de andra proven: troligen beror detta höga lakvärde, alternativt låga svavelhalt på en tillfällighet.

<sup>2</sup> Samma gäller för klor i dessa prov: utlakat är väsentligt större än innehållet

Effekten på sulfat och klorid av siktningen är motsägelsefull: deras koncentration minskar väsentligt med behandlingarna, utlakningen förefaller också minska, men data är inte konsistenta, se Tabell 13. Om det antas att halldata är mer osäkra än lakdata har åtgärden att sikta bort < 2 mm fraktionen minskat något halt och lakbarhet. En noggrannare undersökning krävs.

Däremot har tvätten av > 2 mm fraktionen reducerat halter och lakning väsentligt under värden för referensaskan. Lägsta värden uppvisar det tvättade skarpa provet där finpartiklar avlägsnats genom tre successiva åtgärder: tomdragsaskan har letts bort, fraktionen < 2 mm har siktats bort och återstoden har tvättats.

Som synes är data inte konsistenta alls för koppar: fluktuationen i koncentrationerna tyder på att de upprepade omblandningarna inte var tillräckliga för att jämna ut koncentrationen i alla delprov på 2-3 kg. Utlakningen av koppar minskar dock efter behandling, mest i tvättsteget.

Liknande sammanställningar av data ur Tabell 2, Tabell 5, Tabell 10 och Tabell 11 kan göras för de andra spårämnen. För det mesta försvinner effekterna av behandlingen på koncentration och utlakad mängd i variationerna mellan proven, som för koppar. Den tendens som dock kan utläsas är att omdirigeringen av tomdragsaskan förefaller ha störst verkan: krom och molybden, samt möjligen bly och zink minskar. Utlakningen av krom och molybden är lägre efter tvätten.

Tillsammans var siktning och tvättning framgångsrika i så måtto att det nu går att urskilja vilka komponenterna i slaggen är: aska, glas, keramik, stenar, metallbitar, etc. Dammhinnan har avlägsnats.

För huvudämnen är effekten på koncentrationen marginell, även om sulfat- och kloridhalten sjunker tydligt. Effekten på lakegenskaper av tvättning och sköljning är inte tydlig för de flesta av de undersökta grundämnena, utom för kalium, natrium, klorid och sulfat som sjunker till en bråkdel av vad den var för otvättade askan.

Om man jämför med riktvärden:

- Kombinationen av åtgärder (omdirigera tomdragsaskan, sikta bort < 2 mm och tvätta) har förbättrat bottenaskans egenskaper, och i det ”bästa” provet är det nu bara torrs substans, koppar och antimon (lägre pH) som ligger över mottagningskriterierna för inert avfall vid deponier
- Ingen behandling här, ensam eller i kombination, kan få askan att komma under ”mindre än ringa risk” riktvärden för koncentration vid återvinning av avfall. Däremot behövs inte behandlingarna alls för spårämnenas lakvärden, då den ursprungliga askan redan klarar handbokens riktvärden för L/S=10, med undantag för koppar oavsett behandling. Utlakningen av klorid och sulfat kunde minskas väsentligt men inte tillräckligt mycket

Några detaljfrågor bör omnämnas:

- Troligen är det inget problem i praktiken att få ner bottenaskan utan tomdragsaska i facket icke-farligt avfall: TOC i askan var lite hög med 1,5 %, vilket återspeglas i DOC och vidare i fenolindexen och i kopparutlakningen. Om TOC är i nivå med referensprovets värde kommer nog DOC-värdet och fenolindex ner.
- På en punkt försämrades bottenaskan av omdirigeringen: trots att koncentrationen antimon i askan minskade så ökade dess utlakning. Det kan ha orsakats av pH-värdet är lägre och att den antimon som i referensaskan var bunden i ettringit, stabil vid högre pH-värden, lösts upp [11], [12].

Ett annat flöde av finpartiklar är rostergenomfallet som också blandas in i bottenaskan. Det gjordes ett uppehåll i matningen av rostergenomfallet till släckningsbadet under provtagningarna. Det har dock inte varit möjligt att undersöka rostergenomfallets egenskaper i detta uppdrag. Vid ombyggnaden sommaren 2010 har detta flöde omdirigerats tillbaka till rostern för omförbränning, se f ö Figur 4.

#### 4.4 Generaliserbarhet

Utgångspunkten är de numeriska värden som erhöles för koncentrationen av grundämnena. För att läsaren skall kunna generalisera slutsatserna till andra askor måste denne veta om denna undersöknings askor är typiska, och om de inte är det, på vilken punkt eller vilka punkter de avviker från en medelbottenaska.

I en första jämförelse används tre datakällor i Tabell 14:

- Den översikt över förbränningsrester från avfallsförbränning som har sammanställts av Chandler m fl [13]
- En översikt över franska bottenaskor av Piantone m fl [14]
- Data för Renovas askor ur Todorovics undersökning<sup>2</sup> [8]

Bottenaskorna från Högdalens panna P4 avviker inte nämnvärt från litteraturdata, utom för ett par ämnen. Bottenaska med tomdragsaska har sulfat- och kloridhalter som är mycket högre än vad de andra askorna har.

Tittar man vidare i Todorovics rapport på diagrammen över halt som funktion av fraktion (< 0,5 mm, 0,5 – 2 mm, 2 – 5,5 mm och > 5,5 mm) för Renovas aska så stämmer halter och trender på det hela stora sett hyfsat väl med data för askorna från Högdalen i denna undersökning. Ibland motsäger sig trenderna men det kan bero på tillfälligheter.

Tomdragsaskan eller vändschaktsaskan, namnen varierar mellan anläggningarna, kan anses vara en pannaska. Det kan vara fördelaktigt att inte blanda in den i bottenaskan. Rundringning och kontroll av hur landets avfallsförbränningsanläggningar förfar visar att praktiken varierar. För 10-15 år sen förde alla anläggningar den till bottenaskan. Idag förefaller det som om de flesta för tomdragsaskan till pannaskan och silo. I en inventering som gjordes i Danmark 2005-2006 var det ungefär jämnt fördelat [15]: 8 anläggningar förde pannaskan till rökgasreningsresterna, 6 gjorde inte så hela tiden, och ofta var det första pannaskan (tomdragsaskan i denna undersökning) som gick till bottenaskan.

I Tabell 15 jämförs lakdata vid L/S = 10 för referensprovet och för skarpa provet med de för Renovas aska [8]. Utlakningen av sulfat och klorid från referensaskan (med tomdragsaskan) är anmärkningsvärt hög. Högre utlakning syns även för krom och molybden, vilket kan med kunskap att denna referensaska inte åldrat färdigt (pH- värdet är ca 11) tolkas som ett resultat därav.

Man kan även konstatera att utlakningen av antimon från Renovas aska är på samma nivå som den från skarpa provet i denna undersökning. Det bekräftar att denna ökade utlakning inte är en tillfällighet eller en konsekvens av en misslyckad åldring.

Tittar man på Todorovics figur 13 för lakningen som funktion av kornstorleken och jämför med Tabell 6 och Tabell 7 här stämmer beteendena rätt väl i båda undersökningar (Högdalen P4 och Renova). Tar man Todorovics Tabell 4 (lakning från fraktionerna < 2 mm och > 2 mm) är beteendet dock mer accentuerad än i P4:s data:

- 500 mg/kg sulfat över 2 mm och 2200 mg/kg under 2 mm
- 880 mg/kg klorid över 2 mm och 5000 mg/kg under 2 mm
- 30 mg/kg fluorid över 2 mm och 150 mg/kg under 2 mm
- 200 mg/kg DOC över 2 mm och 1200 mg/kg under 2 mm

---

<sup>2</sup> Den andra pannan i Todorovics undersökning (Borås) är en fluidbäddpanna och därmed inte riktigt jämförbar med rosterpannor

Tabell 14. En jämförelse av sammansättningen hos askorna i denna undersökning med data ur litteraturen

Table 14. A comparison of the composition of the bottom ashes in this investigation with data from the literature

Ämne	Referens	Skarpt prov	Chandler m fl	Piantone m fl	Renova	Enhet
GF 550	4,1	4,1	-	-	2,5	viktprocent
Totalt kol	9	21	10-60	-	-	g/kg
S	<b>28,9</b>	4,8	1-5	-	-	g/kg
Cl	<b>8,1</b>	3,3	0,8-4,2	4,1	-	g/kg
Al	48,6	52,1	22-73	46	62	g/kg
Ca	142,6	111,8	0,4-120	126	98	g/kg
Fe	54,1	58,9	4-150	61	31	g/kg
K	15,0	12,9	0,75-16	9	13,1	g/kg
Mg	13,5	11,9	0,4-26	15	13,2	g/kg
Mn	0,66	0,71	0,08-2,4	0,9	0,7	g/kg
Na	39,1	41,7	3-42	35	48,6	g/kg
P	6,9	5,8	1,4-6,4	5,5	4,9	g/kg
Si	152,4	166,9	91-310	227	236	g/kg
Ti	8,9	6,5	2,6-9,5	4,9	6	g/kg
As	39	38	0,1-190	14	44	mg/kg
B	133	120	38-510	209	-	mg/kg
Ba	1267	1467	400-3000	870	1300	mg/kg
Cd	5,7	1,6	0,3-70	24	1	mg/kg
Co	43	19	6-350	13	18	mg/kg
Cr	550	337	23-3200	448	377	mg/kg
Cu	1900	2800	190-8200	1400	3970	mg/kg
Hg	0,096	0,038	0,02-8	14	-	mg/kg
Mo	51	<20	2,5-280	-	41	mg/kg
Ni	101	120	7-4300	104	86	mg/kg
Pb	1617	723	98-14000	1702	1120	mg/kg
Sb	117	63	10-432	20	101	mg/kg
Sn	157	123	2-380	157	48	mg/kg
V	87	48	20-122	36	62	mg/kg
Zn	4333	2567	600-8000	2100	2940	mg/kg

En så stor skillnad har man inte i lakdata för storleksfraktionerna av askorna i denna undersökning. För spårämnen är skillnaden i lakdata inte lika stor mellan Todorovics Tabell 4 och föreliggande rapports Tabell 6 samt Tabell 7.

Tabell 15. En jämförelse mellan lakdata (L/S=10) för askorna i denna undersökning och de från litteraturen

Table 15. A comparison between leaching data (L/S=10) for the residues in this investigation and data from the literature

Ämne	Referens	Skarp	Renova	Enhet
Sulfat	13,7	3,0	1,0	g/kg
Klorid	8,6	2,7	2,2	g/kg
Fluorid	39	81	35	mg/kg
DOC	553	1 230	460	mg/kg
As	<0,05	<0,05	< 0,2	mg/kg
Ba	<2	<2	< 1	mg/kg
Cd	<0,004	<0,004	< 0,01	mg/kg
Cr	4,8	0,41	0,2	mg/kg
Cu	12	19	7,9	mg/kg
Hg	<0,001	<0,001	< 0,01	mg/kg
Mo	7,8	1,4	0,6	mg/kg
Ni	0,070	<0,04	< 0,1	mg/kg
Pb	<0,05	<0,05	0,1	mg/kg
Sb	0,042	0,54	0,4	mg/kg
Se	0,063	0,014	< 0,05	mg/kg
Zn	<0,4	<0,4	0,3	mg/kg

Alltså, med undantag för svavel/sulfat och klor i referensaskan är de båda proven från Högdalen P4 tämligen lika de bottenaskor för vilka data finns. De förändringar i askans egenskaper som dokumenterades för P4-askan efter olika behandlingar borde också kunna iakttas för andra askor.

De höga svavel- och klorhalterna i referensaskan i jämförelse med andra data gör att en reservation måste göras: utgångspunkten inte behöver vara densamma för alla askor, och omfattningen av förbättringen i varje behandling kan därför variera. Det är troligt att många anläggningar antingen inte har ett askflöde motsvarande P4:s tomdragsaska eller redan har omdirigerat denna.

## 5 Översikt över metoder att förbättra bottenaskor

Ett blandat bränsle som avfall ger en blandad aska med komponenter från de olika materialen som ingick i bränslet. Utgångsmaterialet som skall behandlas efter utmatningen från pannan är alltså en blandning av aska från utbrända brännbara material, av ofullständigt förbränt material, av glas, porslin, tegel mm, av stenar, av metallföremål som spikar eller konservburkar, diverse föremål (t ex utbrända stavbatterier).

Uppgiften att förbättra askans egenskaper tolkas som att reducera innehållet av eller utlakningen av oönskade ämnen från denna blandning. För att minska ett innehåll måste ämnen separeras ut från askan. För att minska utlakningen kan antingen innehållet minskas eller de utlakande ämnena bindas hårdare i askan.

Tillgängliga medel att förändra de kemiska egenskaperna är tekniker som används i andra sammanhang, framför allt inom mineralutvinningen eller mineralhanteringen. I första hand utnyttjas fysiska eller elektromagnetiska egenskaper hos materialen, vilket förutsätter att ämnena föreligger i olika distinkta korn eller föremål. I andra hand använder man kemiska metoder att extrahera ämnen, när ämnena är så intimt sammanblandade att de inte kan skiljas genom att skilja åt olika typer av korn.

Begreppet ”att förbättra bottenaskan” kan också innebära att göra dem enklare att använda eller bättre anpassade till en användning genom att t ex ändra kornstorleksfördelningen, kornens form eller en annan fysisk egenskap. I processen ingår ett antal moment som innebär en rening eller förbättring av miljöegenskaper. Denna behandling är inte i fokus för denna översikt, men tas som utgångspunkt för framställningen av metoder eller andra processer i denna rapport.

### 5.1 Definitionen av BAT

Korrekt förfarande med hänsyn till miljön definieras inom EU av det s k BREF<sup>3</sup>-dokumentet för avfallsförbränning [16]. Bland de åtgärder som anges som BAT, Bästa Tillgängliga Teknik, i BREF-dokumentets är följande relevanta för bottenaskan:

- Att förbättra utbränningen av bottenaskan, BAT nr 49, vilket egentligen är en självklar åtgärd
- Att hålla bottenaska, flygaska och rökgasreningsrester åtskilda, BAT nr 50, vilket numera är det normala förfarandet
- Att extrahera metallerna från bottenaskan, BAT nr 52; skrot är en resurs och miljöegenskaperna hos askorna förbättras
- Att behandla bottenaskan i en sådan utsträckning att materialet tillfredsställer acceptanskraven vid mottagningen i en deponi eller vid platsen för användning, BAT nr 53

---

<sup>3</sup> BREF: BAT Reference document för IPPC-direktivet; BAT, Best Available Technique eller Bästa Tillgängliga Teknik, IPPC, Industrial Pollution Prevention and Control, fast direktivet har numera ersatts av DIE, Directive on Industrial Emissions.



I BAT nr 50 ingår att bedöma om det är lämpligt att blanda pannaskan eller vändschaktsaskan tillsammans med bottenaskan.

Behandling i BAT nr 53 betyder:

- Att behandla askan i en torr process, med eller utan åldring; huvudsyftet är att få fram en produkt, d v s aggregat med god kontroll över kornstorleksfördelningen
- Att behandla askan i en våt process, med eller utan åldring; huvudkomponenten i behandlingen är avskiljningen av fraktionen 0-2 mm som innehåller det mesta av de oönskade ämnena (Indaver, se avsnitt 5.2, Figur 5, nämns som exempel)
- Att behandla askan termiskt, vilket betyder att förglasa eller sintra askan (japanska anläggningar nämns som exempel)
- Att sikta och eventuellt krossa askan – andelen rejekt i ett nyttiggörande minskas och produktens geotekniska egenskaper förbättras

I avsnitt 4 i BREF, tekniker som bör övervägas när man bestämmer vad som är bästa tillgängliga teknik i ett enskilt fall, är de delprocesser som är relevanta för bottenaskor och ingår i BAT nr 53 bl a:

- Att åldra askan för att stabilisera den
- Att krossa för att frigöra metaller
- Att sortera bort magnetiska och icke-magnetiska metaller, som kan återvinnas
- Att sikta askan till kornstorleksfraktioner
- Att tvätta bort salter
- Att avskilja en lätt (brännbar) fraktion, t ex papper, som förs tillbaka till förbränningen

Förväntningen är givetvis att dagens förfarande är BAT, d v s det bästa som går att göra med hänsyn till de ekonomiska ramarna. De förbättringar av behandlingarna som utvecklas och som beskrivs här bör alltså vara mer kostnadseffektiva behandlingar, eller vidareutvecklingar som svarar mot strängare miljökrav. Alternativt kan en nu behandling frigöra ekonomiska värden som med konventionell teknik inte skulle ha funnits.

## 5.2 Dagens framställning av slaggrus

Processen är i huvudsak den torra processen i BREF-dokumentet och består av de processkomponenter som nämns i detta dokument, flera eller alla. I litteraturen finns flera beskrivningar av genomförandet som är mer detaljerade än BREF [16]:

- En fransk bok om slaggrus författad av Piantone m fl [14], dock översiktlig
- En kartläggning av franska behandlingsanläggningar [17]
- ISWA:s översikt [18]
- Nielsen m fl utredning av bästa tillgängliga teknik [19], [20]

Den utrustning som kommer ifråga är siktar av olika slag, krossar, magnetutrustning för att ta bort magnetiskt material (d v s järn och stål), metallseparatorer som bygger på elektriska virvelströmmar (EDS, Eddy Current Separator på engelska), manuell eller automatisk plockning från banden (med optiska igenkänningssystem) samt transportband m m.

Det finns en viss frihet att anpassa processen efter utgångsmaterialet och önskemålen om produkter:

- Lätt oförbränt material, t ex papper, sorteras ut och förs tillbaka till förbränningen
- Metallföremål sorteras ut, både magnetiska och icke-magnetiska
- Stora föremål sållas bort och krossas
- Siktning för att få rätt kornstorleksfördelning
- Finfraktionen siktas eller tvättas bort
- Materialet åldras
- Material blandas till den önskade kornstorleksfördelningen

I det exempel på behandlingsanläggning som Piantone m fl beskriver består kedjan av följande moment [14]:

- Lagring av den fuktiga askan i limpor för åldring, under rådande väderförhållanden
- Sällning, allt över 50 mm plockas bort<sup>4</sup>
- Magnetiskt material avlägsnas
- Icke-magnetisk metall avlägsnas
- Det färdiga slaggruset mellanlagras inför transporten till användningen

Rejektet från sällningen (> 50 mm) går vidare till metallavskiljning (magnetiskt material), vindsiktning för att avlägsna lätt oförbränt material (t ex papper) och slutligen till en kross innan den förs tillbaka till huvudlinjens såll.

I SYSAV:s fall låter man bottenaskan först torka tre-fyra veckor så att askan lossnar från metallföremålen. Därefter vindsiktas en lätt fraktion bort (organiskt oförbränt), metallerna avlägsnas innan återstoden av askan siktas och läggs upp i högar för att åldras under att det lagras i avvaktan på en användning.

I praktiken byggs kedjan på med fler behandlingssteg: siktningar, metallavskiljningar alternativt krossning. Krossningen utförs ibland med en frontlastare [17]. Antalet utrustningar i kedjan beror på den volym som skall behandlas. Skalekonomin gör att ju större årlig volym, desto mer utrustning kan man kosta på sig. Är de ekonomiska förhållandena knappa avstår man från några av stegen. Lac och Fourcy anger en kostnad för behandlingen på mellan 10 och 33 EUR per ton aska, men den beror inte på mängden utrustning, utan snarare på anläggningens kapacitet och skalfördelarna [17].

Man kan välja att genomföra processen i en annan ordning:

- I ISWA-översiktens exempel (Figur 3.2 i översikten, se Figur 4) vindsiktas brännbart material bort som sista steg före lagringen av den första produkten [18]
- Vanligast i Belgien är att börja med att avskilja skrot och sortera bottenaskan efter kornstorlek innan fraktionerna lämnas att åldras [19]

---

<sup>4</sup> I ISWA översiktens exempel är övre storleksgränsen 32 mm och i deras översikt nämns 40 mm som gräns i några länder

Normalt tas bottenaskan emot av behandlingsanläggningen i fuktigt tillstånd (våtutmatningen av bottenaska är standard). Det är svårt att avskilja metaller därför att finpartiklarna i askan på dem sitter fast och våta fina partiklar täpper igen siktar. Här står valet mellan att som i Rugenberger Damm i Hamburg behandla askan omedelbart, se Figur 4, att som i SYSAV:s fall låta askan torka så mycket att den kan behandlas, att löpa linan ut och åldra bottenaskan som en tredjedel av de franska anläggningarna som låter askan ligga 2-4 månader [17].

I Vattenfalls anläggningar i Hamburg (Rugenberger Damm och Borsigstraße) tvättas askan vid utmatningen, vilket avlägsnar de lättlösliga salterna. Material på ytan av vattnet återförs till förbränningen. Behandlingen uppges dock vara dyr: den används därför att den finns, men man skulle aldrig nyinvestera i den idag [21].

Finfraktionen siktas vanligen inte bort. Anledningar att göra det ändå är att andelen finfraktionen är för stor eller att askan skall användas i frostkänsliga byggen. I Schweiz tycks detta dock vara regel: fraktionen över 2 mm deponeras som mineraliskt (inert) avfall och fraktionen under 2 mm som restavfall. Indaver i Belgien våtsiktat bort fraktionen 0-2 mm, se Figur 5.

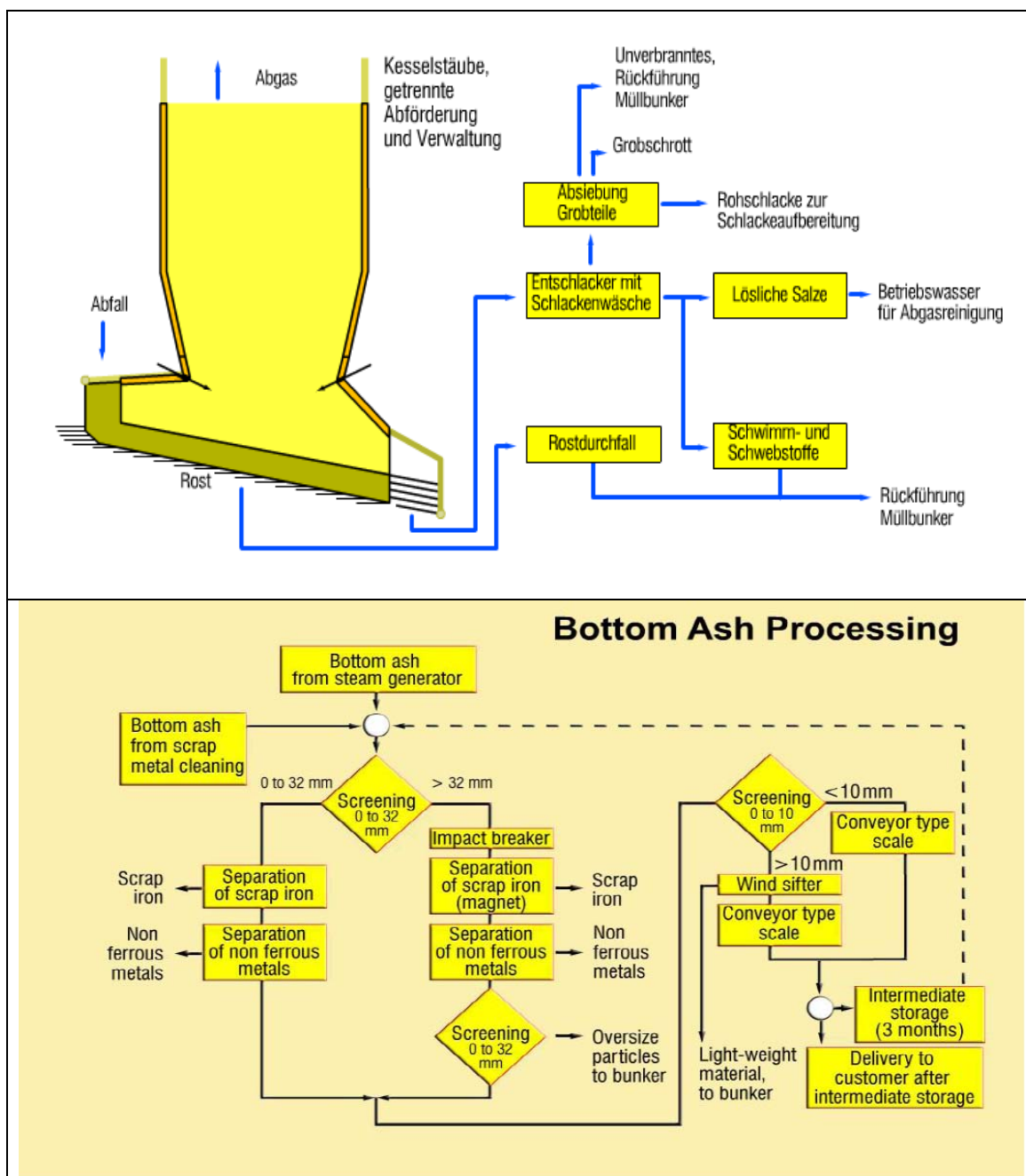
Avskiljningen av magnetiskt material kan göras för hela mängden bottenaska eller så kan den genomföras i två omgångar: först för en grov fraktion eller den ursprungliga askan, och sen för finfraktionen eller den krossade askan. Alternativt används två parallella linjer, den ena för material över 50 mm och den andra för material under 50 mm.

Krossningen av askan har tillsyfte att reducera askkornens storlek, men även att slå sönder klumpar och frigöra den metall som var ingjuten i aska efter sintring på rostern eller efter åldringen.

I några anläggningar tvättas skrotet med vatten för att avlägsna dammet och finpartiklar som sitter kvar på metallen, t ex franska TTM-Environnements anläggning i Custines nära Nancy.

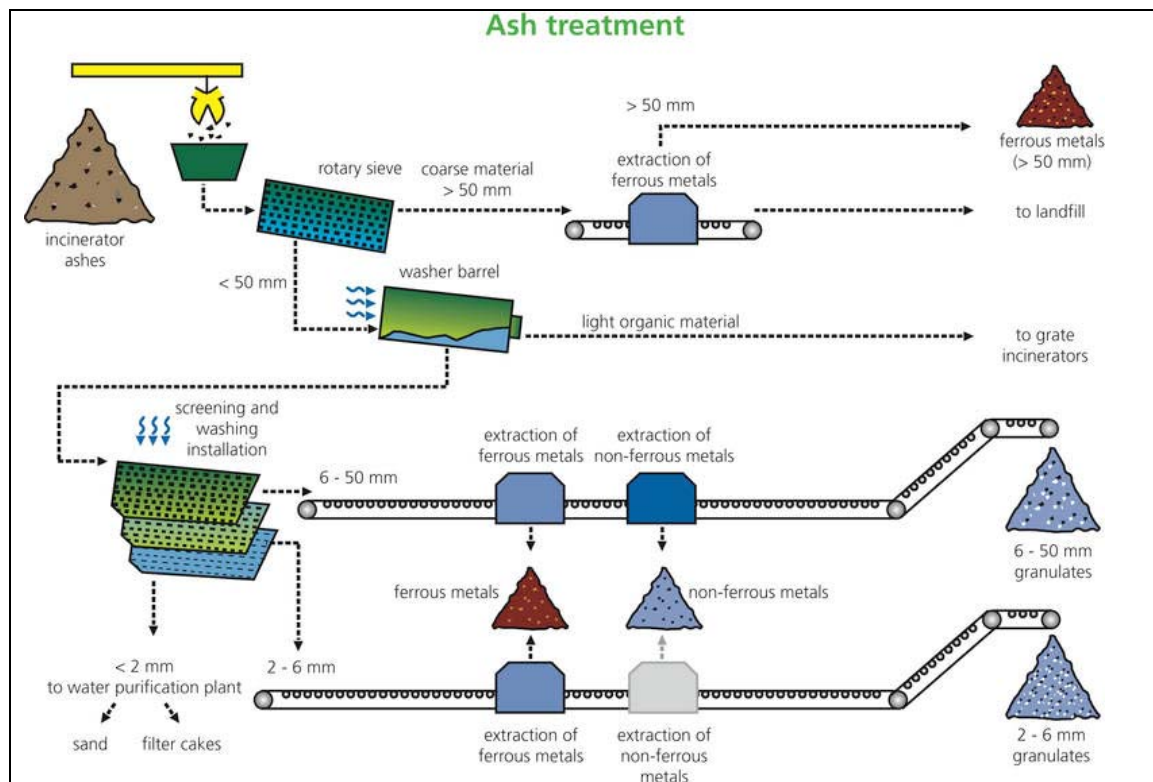
I Bedemat-anläggningen (Sita) i Bedenac nära Bordeaux, invigd sommaren 2010, finns ytterligare ett behandlingssteg: elektriska och elektroniska komponenter avskiljs [22].

Därutöver kan det producerade materialet stabiliseras med hjälp av bindemedel (cement, bitumen), i anläggningen eller senare efter åldrandet.



Figur 4. Processchema för behandlingen av bottenaska vid Rugenberger Damm i Hamburg. Övre diagram (på tyska), inledande steg i samband med våtumatning; nedre diagram (på engelska), bearbetning av bottenaskan.

Figure 4. Process layout for the treatment of bottom ash at Rugenberger Damm in Hamburg. Upper diagram (in German), the first steps in connection with wet extraction; lower diagram (in English), treatment of bottom ash.



Figur 5. Askbehandlingen vid Indaver, Beveren i Belgien

Figure 5. The ash treatment at the Indaver plant, Beveren in Belgium

### 5.3 Metallutvinning

Att minska ett innehåll av oönskade ämnen i bottenaskan, t ex bly eller kadmium innebär att dessa skall extraheras eller utvinnas ur askan. En försvårande omständighet är att dessa är spårämnen och finns ofta i låga koncentrationer. Ju högre pris det utvunna materialet tingar, desto dyrare utvinning kan man kosta på sig. I fallet bottenaskor från avfallsförbränning finns emellertid inte den drivkraften vad avser huvudprodukten (slaggruset till anläggningsbyggen) och inte heller för spårämnen. Kostnaden för behandlingen skall då helst vara obefintlig.

Det enda som är begärligt i askorna är metall eller skrot, som utgör ca 10 % av bottenaskan (järnbaserat) och 1 à 3 % andra metaller som koppar, aluminium m m. Priset på metaller må fluktuera vilt över en konjunkturcykel, men det är högre än för ett sorterat slaggrus. Nielsen m fl nämner 115 -130 EUR per ton för järn, 980 EUR per ton för aluminium och 4100 EUR per ton för koppar (återvunna kvaliteter), gällande priser september 2007 [19]. Närvaron av koppar i järnfraktionerna sätter ner deras värde väsentligt, likaså rester av aska på metallen, likaså oxidskikten, bl a rost.

Behandlingen av askan utvecklas då hellre för återvinning av metall än för extraktion av besvärliga ämnen. En drivande kraft för denna utveckling som framhålls i pressmeddelanden är tankarna på hållbar utveckling och hushållning med metallresurserna: skrot är en resurs.

I Schweiz har man grävt upp askdeponier (osorterad bottenaska från avfallsförbränning) och tagit tillbaka de metaller som fanns där. Ekonomiska vinsten var dels värdet på metallerna, dels att utrymme frigjorts på deponin och miljövinsten var en minskad påverkan på omgivningen genom lägre utlakning av metaller.

Morf och Kuhn gör dock bedömningen att i praktiken återvinns endast en del av metallerna från askorna: två tredjedelar av tillgängliga mängden för järn<sup>5</sup>, krom och nickel, mindre än häften för aluminium<sup>6</sup> och runt 15 % för koppar [23]. I denna siffra ingår skrotet, d v s de större föremålen som kan avlägsnas ganska lätt.

Alltså, större metalliska föremål avlägsnas ganska lätt och troligen är potentialen utnyttjad fullt ut i dagens välfungerande anläggningar. De vanligast förekommande utrustningarna är magneter för järn och andra magnetiska metaller samt virvelströmseparatorer för icke-magnetiska metaller som koppar, aluminium, mässing och vissa kromstål. Enligt vissa källor ger virvelströmseparatorer en god avskiljning endast för korn över 10 mm, bl a [24]. Det finns dock alternativa metoder från bl a sopsorteringen och mineralberedningen.

I ett forskningsprojekt har H J Hansen Genvindingsindustri provat att utvinna metallerna direkt efter utmatningen från förbränningsugnen, innan askan torkar och härdar [25]. Efter neddelning och krossning av de större delarna i en shredder sorteras metallföremålen ut med ett optiskt igenkänningssystem och tryckluft – d v s automatiserad plockning från bandet. Man fick ut ca 5 % magnetiskt fraktion och ca 0,5 % icke-magnetiskt metall under försöken. Denna sortering är dubbel så dyr som med virvelströmsmaskiner, men kvaliteten på metallfraktionen och utbytet är bättre. Sortering bedömdes vara mer intressant än den vanliga virvelströmstekniken på en mognad aska.

I denna sortering är det fortfarande frågan om större föremål. Utvecklingen vid Delfts Tekniska Universitet som återges nedan tar sikte på en finfraktion, allt under 10 mm eller under 6 mm. Förenklat uttryckt inledde man med att söka efter en bättre avskiljning av icke-magnetiska metaller än virvelströmseparator, och fortsatte med förbättringar av processen med bättre utrustning eller med andra medel.

---

<sup>5</sup> En brasklapp bör infogas: enligt Lac och Fourcy varierar skrot- eller järnåtervinningen mellan 2 och 9,5 % vid franska anläggningar [17]. Högsta utbytet erhålles vid förbränningsanläggningar som behandlar själva sin aska. Det mer normala är 5,5 % därför att förbränningsanläggningen tagit bort en del skrot innan askan skickas iväg till behandling på annan ort.

<sup>6</sup> Enligt Hansen och Nielsen uppskattar den nederländska återvinningsbranschen att häften av det aluminium som passerar pannan till bottenaskan finns i de grövre fraktionerna (10-25 mm och >25 mm), varav 2/3 utvinns, medan andra hälften finns i fraktionen (<10 mm) och förloras [25]

**Faktaruta: sambandet mellan bättre metallavskiljning och askors utlakning**

Fokus i offentliggöranden om upparbetningsprocesser är ofta den ekonomiska nytta som metaller representerar. Betydelsen för slaggens lakegenskaper av att metaller avlägsnas visas i en tidig avhandling vid Delft Tekniska Universitet [24]. Oftast är det koppar, molybden och antimon som är de problematiska ämnena i förhållande till nederländska byggproduktförordningen. För den strängaste regeln brukar anjoner som fluorid, klorid, bromid, sulfat och selen samt grundämnen som barium, krom, bly och tenn tillkomma.

I laboratoriet behandlade Xing bottenaska från Amsterdams avfallförbränning, 0-10 mm fraktionen. Den konventionella separationen av magnetisk och icke-magnetisk metall innebar inte någon större förbättring av lakegenskaperna vid L/S=10 (kolonntest). Koppar- och blyutlakningen minskade dock tydligt. Först efter en förfinad avskiljning av icke-magnetiska metaller kunde alla gränsvärden utom för sulfat och antimon underskridas.

Kopparutlakningen minskade från 16,9 mg/kg i den obehandlade askan till 7,35 mg/kg efter konventionell separation av icke-magnetiska metaller, och vidare till 0,71 mg/kg efter förfinad avskiljning. Molybden minskade från 0,9 mg/kg till 0,64 mg/kg och vidare till 0,15 mg/kg efter förfinad avskiljning, bly från 7,4 mg/kg till 2,7 mg/kg och sist till mindre än 0,05 mg/kg.

Den förfinade avskiljningen av icke-magnetiska metaller i < 10 mm fraktionen är en variant av virvelströmseparationen<sup>7</sup> utförd i våt miljö, varför även utlakningen av klorid och andra anjoner reduceras.

I pilotförsök separerades askan i en grov fraktion (> 6 mm), en kornfraktion 2-6 mm, en icke-magnetisk fraktion (2-6 mm), sand (< 2 mm) och slam. Utlakningen från >6 mm och 2-6 mm fraktionerna gick under gränsvärden för den strängaste kategorin (med undantag för sulfat och antimon). Utlakningen av koppar och molybden, men även antimon är koncentrerad till sand och slammet, som överskrider alla gränsvärden.

Nästa steg, i samarbete med Amsterdams avfallsförbränning (AEB), var att utveckla en behandlingskedja som börjar efter den konventionella torra behandlingen av bottenaska, se Figur 6 [26]. Processen kallas för AEB-processen och har patentskyddats av AEB och universitetet [27]. En pilotanläggning testades under 2006 och 2007 [28], [29], [30]. Enligt Lindman stod utrustningen vid ett besök våren 2011 och används inte [31].

Man inleder med en våtsiktning och separerar askan i tre storleksfraktioner: granulat, 20-40 mm och 2-20 mm samt sand (0-2 mm). För de två mindre fraktionerna sorteras magnetiska metaller, icke-magnetiska metaller, lätta organiska material, värdefulla

<sup>7</sup> Magnusseparation: en virvelströmsutrustning där kinetiska energin används för att förbättra separationen av små partiklar av icke-magnetiska metaller

metaller som guld<sup>8</sup> från granulaten och sanden. Utrustningen är delvis konventionell, delvis innovativ:

- MDS, magnetisk densitetsseparator, där ett magnetfält skapar en densitetsgradient i en magnetisk vätska (suspenderad nanopartiklar av järnoxid) där metallerna koppar, bly och guld kan separeras<sup>9</sup>
- Magnusseparator, se faktarutan ovan
- En ”jig” eller en spiralseparator för sanden, där kornen separeras efter densitet

Behandlingssteget för 0-2 mm fraktionen är en konventionell tvätt för förorenad jord [32]. Den allra finaste fraktionen bildar ett slam 0-45 µm som avskiljs efter förtjockning.

Muchova uppskattar kostnaden för denna behandling till ca 30 EUR per ton aska, vilket är något mer än den kostnad som Xing angav, 21 EUR, för den första behandlingen. Vinst/förlust beror på hur mycket metall som erhålls och de priser som kan fås. Utöver de 7 % skrot och 1 % icke-magnetiska metaller som utvinns i den konventionella behandlingen utvinns i den våta behandlingen ytterligare 4,6 % järn, 1,4 % icke-magnetiska metaller och 0,3 % aluminium. Processen kan byggas på med en utvinning av silver, guld och koppar (elektronikkomponenter i avfallet [33]). Enligt Muchova går det ungefär jämnt ut: merkostnaderna för att ta vara på dessa metaller uppvägs av intäkterna i ett pessimistiskt fall med små mängder guld (ppt på TUD:s webbplats).

Notera dock att processvarianten i Figur 6 endast avskiljer en ”Heavy Metal” fraktion, inte aluminium som är en lättmetall. Enligt en senare beskrivning [32] delas 2-20 mm fraktionen upp i två: 2-6 mm och 6-20 mm.

Arbetet har drivits vidare med andra okonventionella separationsmetoder<sup>10</sup>, bl a en ”reflux classifier” för att avskilja en lätt organisk fraktion och en tung metallisk fraktion ur bottenaska < 2mm, ner till 0,1 mm [35]. Det är en sink-float metod:

- Material med låg densitet matas in underifrån och stiger uppåt
- Material med hög densitet matas in uppfifrån och sjunker

Förmodligen i platsbesparande syfte har utrustningen ordnats som en vertikal rotor med lameller som roterar ca 12 varv per minut [35], [36], [37], [38]. Lamellerna hindrar kornens fria rörelse vilken annars skulle leda till segregering efter kornform.

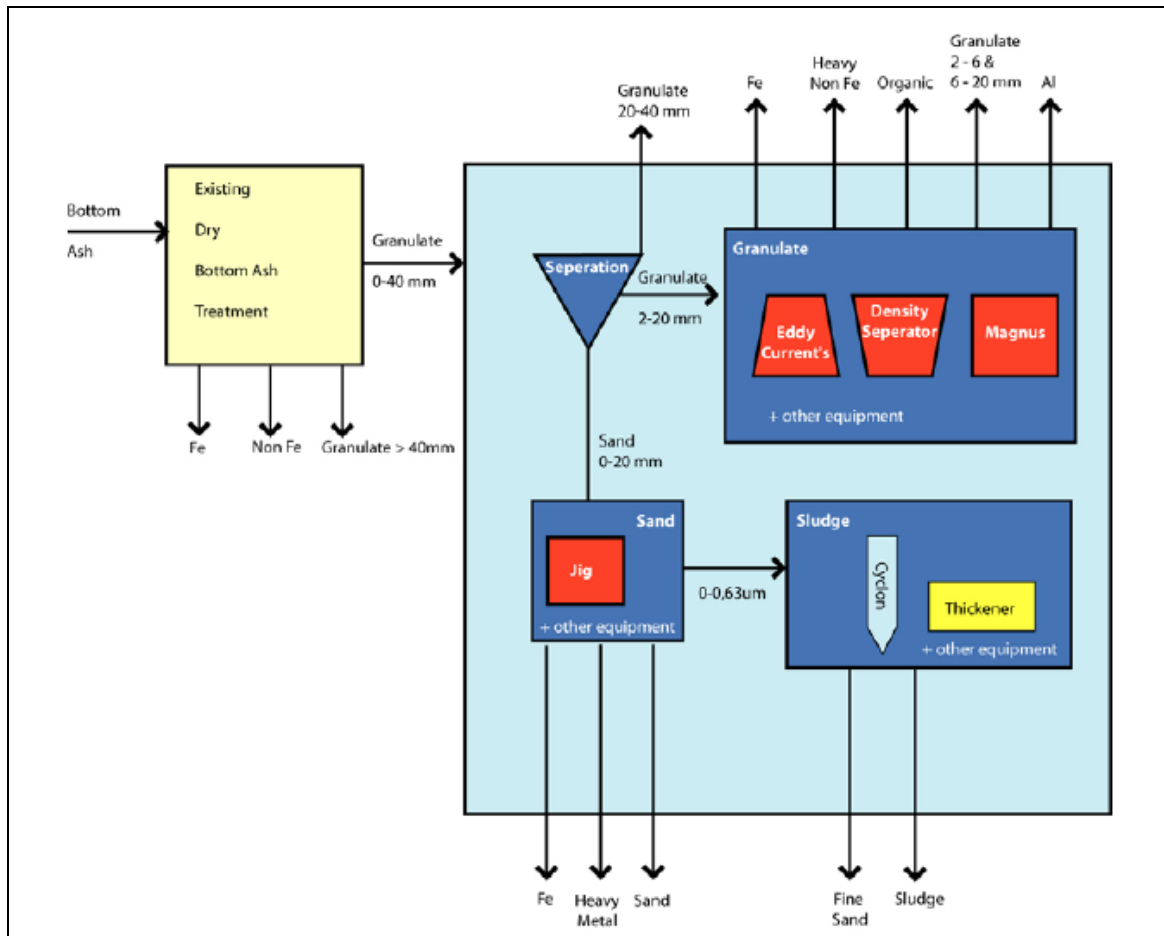
---

<sup>8</sup> Guld och andra värdefulla metaller härrör från elektronik som har förbränts tillsammans med hushållsavfallet

<sup>9</sup> MDS-utrustningen används för att separera olika plaster (PET, PE, PP) efter densitet.

<sup>10</sup> I förbigående kan noteras att Delft universitet även utvecklat en teknik att separera kopparrika skrotbitar från järnskrotet som nybildade företaget ReSteel exploaterar [34]. Av en principfigur i underlaget att döma utnyttjas virvelströmstekniken för detta.





Figur 6. Schema över den våta behandlingen i piloten vid Amsterdams avfallsförbränningsanläggning AEB

Figure 6. A schematic of the wet treatment process in the pilot plant at the AEB MSWI plant in Amsterdam

Senast är den så kallade ADR, Advanced Dry Recovery, en metod för torr vindsiktning som kan hantera fuktiga material [39]. Metoden beskrivs inte i detta konferensbidrag [39] eller i pressen [40], men det finns ett patent [41] som kan tänkas motsvara ADR: partiklar 0-15 mm kastas från ett vibrerande band och vindsiktas.

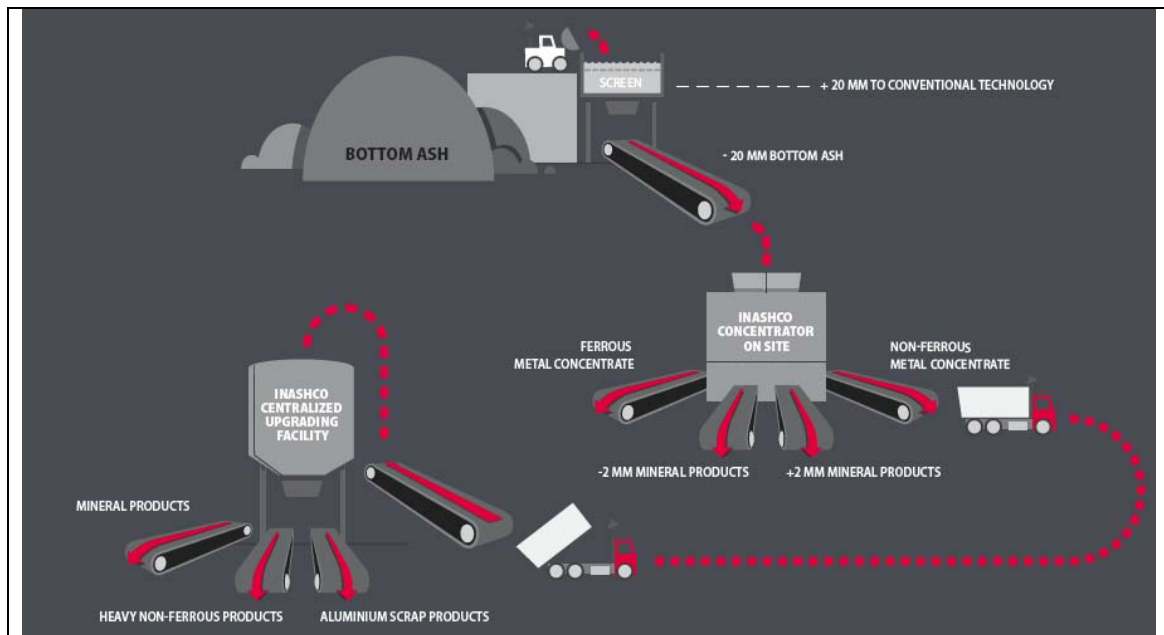
Denna ADR är nyckelutrustningen i den process som det nybildade företaget Inashco erbjuder, se Figur 7. I en konventionell process delas askflödet i en 12-40 mm fraktion och en 0-12 mm fraktion som var för sig genomgår en metallextraktion, se Figur 8. I Inashcos process avskiljs med ADR-utrustningen en 0-2 mm fraktion ur 0-12 mm fraktionen för vidare behandling i en sink-float utrustning, d v s separering efter densitet. I den senare erhålls ett metallkoncentrat med kornstorlek  $>0,7$  mm som kan föras till den vanliga icke-magnetiska metallfraktionen.

Delfts universitet har jämfört den med sin tidigare våta behandling (kallad AEB) och med en konventionell torr upparbetning i samband med produktionen av slaggrus [32]. Resultatet är att både AEB-metoden och Inashco-metoden är mer effektiva än den konventionella metoden, d v s mindre förluster av metaller. Inashco förmår ta ut aluminium ur 0-2 mm askan och ger ett dubbelt så stort uttag av icke-magnetiska metaller som den konventionella metoden. Väntar man tills bottenaskan torkat så pass mycket att den kan behandlas på konventionellt sätt (se avsnitt 5.2) har mycket av aluminium oxiderats.

Kostnadmässigt sägs Inashco vara att föredra framför den våta AEB-metoden [32]. Inashcos broschyrer ger emellertid ingen uppgift om kostnader: Inashco investerar och driver utrustningen samt betalar för koncentratet, 2-4 EUR per ton.

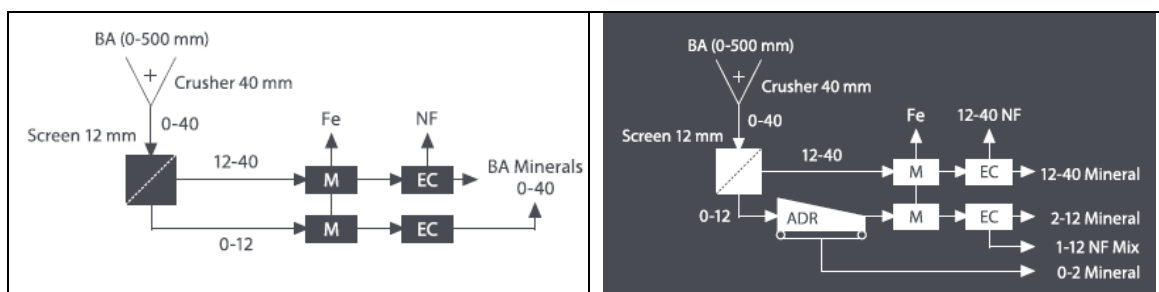
Tekniken har installerats av Inashco i Sluiskil-anläggningen för behandling av bottenaskor och kom i drift i september 2010. Kapaciteten är 500 000 ton aska per år och en lägsta kapacitet för break-even uppges vara 150 000 t/a. Det innebär att inte endast värdföretagets bottenaska behandlas utan även askmängder från närliggande förbränningsanläggningar. I ett senare skede kan Inashco överväga att utveckla metoden för lägre volymer.

Askans eller slaggens lakningsegenskaper förändras inte nämnvärt efter ADR då processen är torr (askan tvättas inte) och det inte är de fria metallerna som bidrar till utlakningen. Idag används mineralfraktionen 1-12 mm efter ADR till betong. Fraktionen 0-2 mm avser man att låta ingå i cement.



Figur 7. Schema över Inashcos behandlingsprocess för bottenaskor från avfallsförbränningen

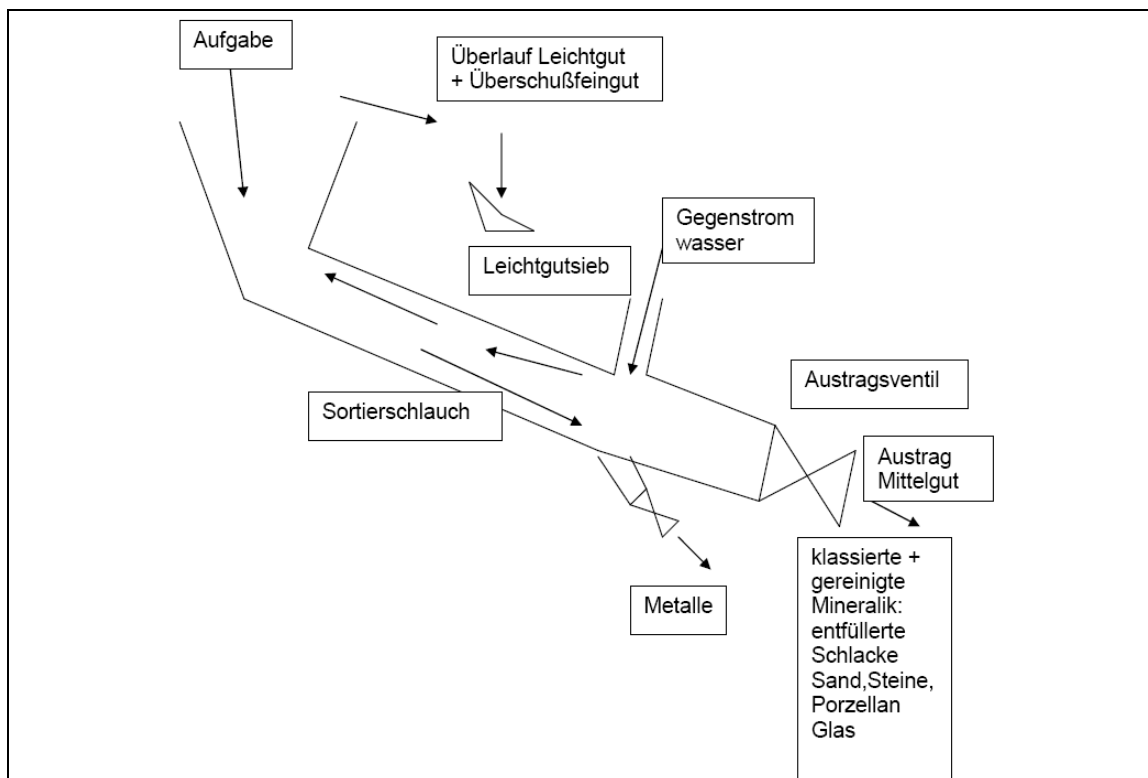
Figure 7. Schematic diagram of Inashco's treatment of bottom ash from waste incineration



Figur 8. En konventionell upparbetning av bottenaska till slaggrus (vänstra bilden) jämförd med Inashco-behandlingen (högra bilden). NF: icke-magnetisk metallfraktion

Figure 8. The conventional treatment of bottom ash (to the left) compared with the Inashco treatment (to the right). NF: non-ferro metallic fraction

Det finns även leverantörer av alternativa sorteringsutrustningar: MBB-Ingenieurbüro für Augbereitungstechnik har mobila vertikala sedimenteringsutrustningar som separerar bottenaska i olika materialflöden i ett motströmsflöde av vatten: ett metallkoncentrat, tvättad slagg, en lätt fraktion, se Figur 9 [42]. Därutöver finns leverantörer av konventionell teknik med krossar, siktar, metallseparatorer, sorterare, etc.



Figur 9. Utrustning för separation av slagg, MBB-Ingenieurbüro für Aufbereitungstechnik

Figure 9. Equipment for separation of MSW IBA from MBB-Ingenieurbüro für Aufbereitungstechnik

#### 5.4 Våtkemisk rening av förbränningsrester

Rening av askor genom extraktion med vattenlösningar är föremål för en utförlig översikt inom Värmeforsks askprogram [1]. I den sökning som företogs i detta projekt kunde få ytterligare processer identifieras. I huvudsak är föremålen för behandling rökgasreningsrester, därför att behovet att stabilisera dem är störst eller mest akut.

Vitboken över den danska utvecklingen i av behandlingen av slagg [10] levererar en bedömning av teknikens möjligheter i full skala. I olika projekt har undersökts prestanda hos våtutmatningen betraktad som en tvätt, hos en regelrätt tvätt med vatten, med tillsatser av koldioxid eller med lösning av vätekarbonat, fraktionering efter storlek... Slutsatsen i vitboken är att behandlingarna förbättrar slaggens egenskaper, men inte tillräckligt för att materialet skall kunna användas överallt. Efter denna negativa slutsats 2003 tycks utvecklingen inte ha drivits vidare.

Ett antal resultat och iakttagelser är dock värda att återges här:

- Våtfraktionering av slaggen ger en effektiv avskiljning av finfraktionen < 0,06 mm och amvänder små mängder vatten – i det försöket utgjorde finfraktionen 14 % av slaggen, men fördelningen av tungmetallerna mellan < 0,06 mm, 0,06 – 2 mm (sand) och 2 – 10 mm (grus) fraktionerna var relativt jämn (förklaringen antogs vara adsorption)
- Boddum och Skaarup undersökte prestanda hos vattenbadet (våtutmatning av bottenaska) betraktat som tvätt. I laboratorieförsöken var slaggen renare efter tvätt med färskt vatten. I full skala hade det ingen betydelse om man bara fyllde på vatten till badet för att kompensera för avdunstningen eller såg till att slaggen hela tiden möttes av färskt vatten: bl a sulfatutlakningen i lakttesterna var densamma. Vattenbadet under rosten är alltså inte särskilt väl lämpad som tvätt<sup>11</sup>. Tvätt i en jordtvätt gav den förbättring som förväntas efter laboratorieförsöken [44]
- Tvätt med vatten förbättrar slaggens lakegenskaper, primärt salterna (klorid, sulfat och natrium) och koppar, i en viss utsträckning krom och bly också. En liten ytterligare förbättring kan erhållas med en tillsats av koldioxid eller natriumvätekarbonat [4]
- Tvätt med tillsatser, natriumvätekarbonat [9] eller koldioxid, frigör mer sulfater som tvättas därmed bort, men det syns inte i lakttesterna på den tvättade askan. Delvis beror det på att gips finns kvar i askan, delvis beror det på att man inte karakteriserat askan tillräckligt väl före försöken på verklig aska och därmed har dålig kontroll på processerna
- Det är mer effektivt att tvätta mognad aska än färsk aska<sup>12</sup> - i laboratorieförsöken kom man inte under kategorigränserna, men i den mognade aska gjorde man det med undantagsvisa överskridande av riktvärden
- För bly och zink är det likgiltigt om askan tvättas före lagring och åldring då det inte har någon effekt på utlakningen; däremot är det för kopparutlakning fördelaktigt att tvätta före åldring

Oftast finns inte någon rapport för dessa undersökningar, endast sammanfattningar i danska vitboken om slagg.

Tvätt utöver vattenbadet föreslås av Martin [45]: bottenaskan spolats med färskvatten på transportbandet direkt vid utmatningen för att skölja bort finpartiklar.

Gruppen vid Forschungszentrum Karlsruhe har patentskyddat tvätt och behandling med elektriska urladdningar under vattenytan [46]. Radikaler som skapas under urladdningarna bildar väteperoxid som reagerar med askan. Resultatet sägs vara att askan stabiliseras under en minutlång behandling lika mycket som efter tre månaders åldring. Förtvätten minskar koncentrationen av lakbart bly och behandlingen tar ner koncentration ner under de tyska gränsvärdena.

<sup>11</sup> Marchese och Genon har emellertid undersökt orsaken till skillnaden i slaggegenskaper mellan flera förbränningslinjer och drar slutsatsen att man med en väl planerad släckning av askan skulle man kunna avstå från åldringsfasen [43].

<sup>12</sup> Samma iakttagelse gäller för produktionen av pottaska ur vedaska [1]

## 5.5 Stabilisering med tillsatser, bl a koldioxid

Den tidskrävande och mest osäkra processen i beredningen av slaggrus är åldringen. Önskemålet är att den skall vara snabb och fullständig<sup>13</sup>. Den minsta lagringstiden kan bestämmas av regelverket i det aktuella landet, sex veckor (Nederländerna) till ett halvår [18]. Denna process kräver tillgång på fukt och koldioxid. Erfarenheten från åldring i högar utomhus är att det är endast de övre 10-30 cm som härdar eller karbonatiseras [47]. Att förbättra askorna kan då innebära att genomföra åldringsprocessen så effektivt som möjligt.

Marchese och Genon har undersökt om lagring under tak ger samma resultat som lagring under bar himmel med riklig nederbörd. Lagringsförhållandet gör ingen skillnad vad gäller utlakningen av bly som styrs av karbonatiseringen, då det bara är pH som är styrande. Det är bara inledningsvis som fastläggningen av bly styrs av kalcit (kalciumkarbonat) och efter denna period styrs utlakningen av bly av adsorptionen på aluminiumhydroxid. Först mot slutet av åldringen har utlakningen från ettringits sönderfall betydelse [48].

Tillgången på vatten i de mognande högarna har ingen betydelse, kanske därför att den är riklig (Norditalien har ett regnigt klimat). Begränsningen finns snarare i tillgången på koldioxid, 0,4 % i luft. Enligt författarna har bar himmel eller tak inte någon märkbar inverkan på utlakningen av de flesta ämnen under mognadsperioden. Ur deras diagram framgår dock att klorid försvinner fortare från högen under bar himmel.

Om man vill genomföra åldringen under kortare tid kan den första åtgärden vara att öka tillgången till koldioxid, då koldioxidhalten i luften är en begränsande faktor.

Företaget Tauw Milieu har utvecklat en teknik med forcerad karbonatisering som tillämpats i två anläggningar [49], [50]:

- I den ena anläggningen (Heros i Sluiskil) fanns nedlagda koksugnar som kan användas som silon, varför den fuktiga okarbonatiserade bottenaskan matas till toppen av silon, genomströmmas av en gas med hög koldioxidhalt (4 %), och tas ut i botten som färdigkarbonatiserad aska
- I den andra anläggningen (Twence i Hengelo) hade man tillgång till komposteringsstunnlar – proceduren är den samma, fast askan förs in med frontlastare, ligger till sig och plockas ut samma väg med frontlastaren

I processen följs fasen av accelererad karbonatisering (5-6 dagar) av mineralisering, dvs den vanliga åldringen under bar himmel. Efter karbonatiseringen tvättas askan. Vid L/S= ca 1 har ca 70 % av kloriderna tvättats bort i pilotskaleförsök men först vid L/S=10 har 70 % av sulfaterna tvättats bort. Steketee uppskattade kostnaden i Sluiskil till mellan 4 och 5,5 EUR per ton bottenaska [51].

---

<sup>13</sup> Enligt Piantone m fl är bottenaskan erfarenhetsmässigt färdig att användas när konduktiviteten understiger 800 mS/m [14]. I SYSAV:s fall används pH-värdet som kriterium.

Karbonatiseringen har undersökts av flera forskare:

- Luleå Tekniska Universitet [52], [53], [54], [55]
- UMSICHT i Oberhausen [47], [56] som i samarbete med Essent Milieu (numera Attero) snabbkarboniserat aska i en komposteringsstunnel vid förhöjd halt koldioxid [57]
- Italienska grupperingar [58], [59]

Under informationssökningen har det dock inte framkommit i hur hög grad forskningen omvandlats till praktisk storskalig drift. Vid sidan om Tauw Milieus båda anläggningar är det okänt om fler tillämpar tekniken. Inget nämns på Atteros webbplats om slagghanteringen, än mindre om accelererad karbonatisering.

Företaget Carbon8 erbjuder karbonatisering som process att stabilisera avfall. Bottenaskor anser man inte behöva tekniken då de ändå åldras utan att något behöver göras. Fokus är på flygaskor och rökgasreningsrester som granuleras till aggregat.

Carey uppskattar kostnaden för behandling av bottenaskans finfraktion till 25 – 30 GBP per ton aska [60]. Då Carbon8 idag använder ren koldioxid på flaska utgör denna en stor del av behandlingskostnaden, ca 10 GBP per ton aska. Agglomereringskostnaden ingår inte i dessa siffror.

En stabiliseringsmetod som skall vara vanligt förekommande i USA är att tillföra lösligt fosfat, antingen som fosforsyra eller som lättlöslig fosfat, t ex natriumvätefosfat [61], [62], [63]. Mängden tillsats är mellan 1 och 5 % på askbasis. Mekanismen genom vilken tillsatsen verkar är att fosfat bildar apatit eller något annat kalciumfosfat med kalciumjonerna och låser in tungmetallerna (kadmium, bly, koppar, zink) som en fast lösning i mineralen [64].

Metoden patentskyddades av Wheelabrator under namnet WESPhix [63]. Under sökningar på Internet påträffades nästan uteslutande tillämpningar på flygaska, vilket bör betyda rökgasreningsrester i avfallsförbränningens fall. Behovet av stabilisering är större för dessa förbränningsrester än för bottenaska.

En annan typ av tillsats är hydrotalcit (zink-, aluminium- och kalciumhydroxikarbonat) som används för att låsa in klorider, sulfater och tungmetaller och därmed stabilisera askan [65].

## 5.6 Torr utmatning

Eftersom våt ask häftar vid metallerna kunde det vara värt mycket om bottenaskan matades ut torr i stället för genom ett vattenlås, d v s badet där askan släcks. Tekniken är inte helt oprövad i andra sammanhang då torr utmatning byggd av italienska Magaldi eller av amerikanska Clyde-Bergemann har monterats i flera kolpannor i världen.

I det följande refereras en rapport om laboratorie- och fullskaleförsök i Schweiz [66]. Försöksanläggningen var Hinwil (KEZO) vid Zürich där en linje av de tre ställdes om till torr utmatning.

Tabell 16. Lockande egenskaper hos torrutmatning av bottenaska och befarade konsekvenser

Table 16. Attractive features in dry extraction of bottom ash and possible negative consequences

Lockande egenskaper	Farhågor
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Viktminskning av slaggen med de 15-20% som utgör den normala vattenhalten</li> <li>○ Inga klumpbildning</li> <li>○ Hydrauliska bindningsegenskaperna behålls tills de behövs</li> <li>○ God kvalitet hos de återvunna metallerna</li> <li>○ Mindre metallförluster</li> <li>○ Möjlighet att avlägsna salter och tungmetaller genom en torr process</li> <li>○ Mindre finandel i slaggen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tjuvluft genom den torra utmatningen gör förbränningen svårstyrd</li> <li>○ Brandrisken med slagg som inte släckts</li> <li>○ Damningsproblem i anläggningen</li> <li>○ Större stoftmängd i rökgasreningen försvårar denna</li> <li>○ Mer omfattande beläggningar på panntuber och överhettare</li> </ul>

Under försök i full skala vid Hinwil förbränningsanläggning var tjuvluften genom den torra utmatningen inte något problem och den var tillräcklig för att kyla ner slaggen. När slaggen föll i container dammade det. Det finaste materialet blåste dock tillbaka in i pannan av luften. Kortvariga problem med ofullständigt utbränt slagg tillskrevs den dåliga kvaliteten hos bränslet under denna korta period. Mängden filteraska ökade med 50 % under försöket. Beläggningarna ökade inte i omfattning under 4000 timmars drift.

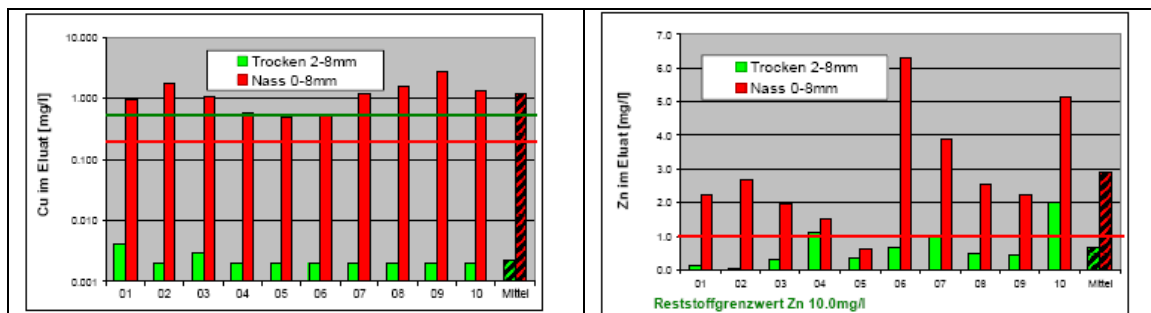
De 100 t bottenaska som hade tagits ut transporterades till två anläggningar i Tyskland och Nederländerna där avskiljning av metaller (järn, icke-magnetiska fraktioner) och av glas/keramik testades i full skala. Fokus var på metallmängderna som kunde utvinnas ur de grövre fraktionerna. Resultaten är inte helt jämförbara därför att behandlingarna och utrustningarnas prestanda är något olika samt därför att finfraktionen var 0-3 mm i den ena och 0-6 mm i den andra. Om man väger samman resultaten består slaggen av ca 10 % järn, ca 2,3 % icke-magnetiska metaller (1,6 % aluminium), ca 37 % finfraktion (sand) och resten är en restslag (24 %), sintrad slagg (19 %) samt glas och keramik (8 %). Inledningsvis hade man damningsproblem, som löstes när man plockade bort 0-3 mm fraktionen som första steg i behandlingen och det kan lösas genom att sikta bort 0-2 mm fraktionen redan i förbränningsanläggningen.

Vid karakteriseringen siktades slaggen ner i storleksfraktioner. Askan är något grövre än askan som togs ut ur Högdalen P4, men svansen finfraktion under 1 mm är rätt lika. Generellt var halten lättlost material och glödförlusten större i de mest finpartikulära



fraktionerna. För tungmetallerna bly, koppar, krom, nickel, zink samt TOC<sup>14</sup> kan inte något övertygande generellt beroende på kornstorlek iakttagas, med undantag för zink som uppvisar högre halter i de finaste fraktionerna. Visserligen har fraktionen över 2 mm lägre halter av tungmetaller än fraktionen under 2 mm, men skillnaden är inte stor. Trenden för klorid och sulfat är dock tydlig: ju finare fraktion, desto högre halt. Den sintrade bottenaskan hade dubbelt så höga halter av tungmetaller (med undantag för bly) än den mindre påverkade restslaggen men utlakningen var ganska lika.

Utlakningen från våtutmatade slaggen och från torrutmatade slaggen jämfördes: värdena för tungmetaller är konsekvent mycket lägre för den torrutmatade askan än för den våtutmatade, trots att halterna i båda askor är ganska lika. Skillnaden blir mindre men fortfarande betydande om endast 2-8 mm fraktionen från den våtutmatade askan används i jämförelsen. Till och med den torrutmatade finfraktionen 0-2 mm har bättre lakegenskaper än den våtutmatade askan. Endast på en punkt är torrutmatade askan ”sämre”: krom VI. Det kan dock avhjälpas genom att befukta askan och åldra den.



Figur 10. Utlakningen av koppar (vänstra diagrammet) och av zink (högra diagrammet) från den våtutmatade askan (röda staplar) och den torrutmatade askan (gröna staplar)

Figure 10. Elution of copper (to the left) and of zinc (to the right) from ash – wet extraction, red bars and dry extraction, green bars

Slutsatsen som Fierz och Bunge drar är att utmatningen, torr eller våt, har större betydelse för utlakningen än innehållet i fraktionerna. Det går inte att rena den våtutmatade askan genom att sikta bort en finfraktion: i vattenbadet har tungmetaller och finpartiklar fördelats om till de grövre fraktionerna.

<sup>14</sup> TOC är mycket lägre än glödförlusten, vilket Fierz och Bunge tolkar med att glödförlusten i huvudsak består av kristallvatten. Det låga TOC-värdet tyder på att lätt organiskt (brännbart) material blåsts tillbaka till eldstaden

Hinwil har sedermera förbättrat utmatningen från linjen där försöken och även byggt om den andra linjen till torr utmatning. Metaller utvinns nu från den mindre fraktionen, 0-5 mm, efter den torra utmatningen av bottenaska [67], [68]. I Montheys avfallsförbränningsanläggningen har också torr utmatning av bottenaska installerats av Martin och provdriften skall ha avslutats i maj 2010. Syftet är där att förbättra utvinningen av metaller, utvinna glas och keramer, samt även bindemedel för cementindustrin. Den tekniska lösningen i dessa två anläggningar skiljer sig något, se Figur 11 [69].

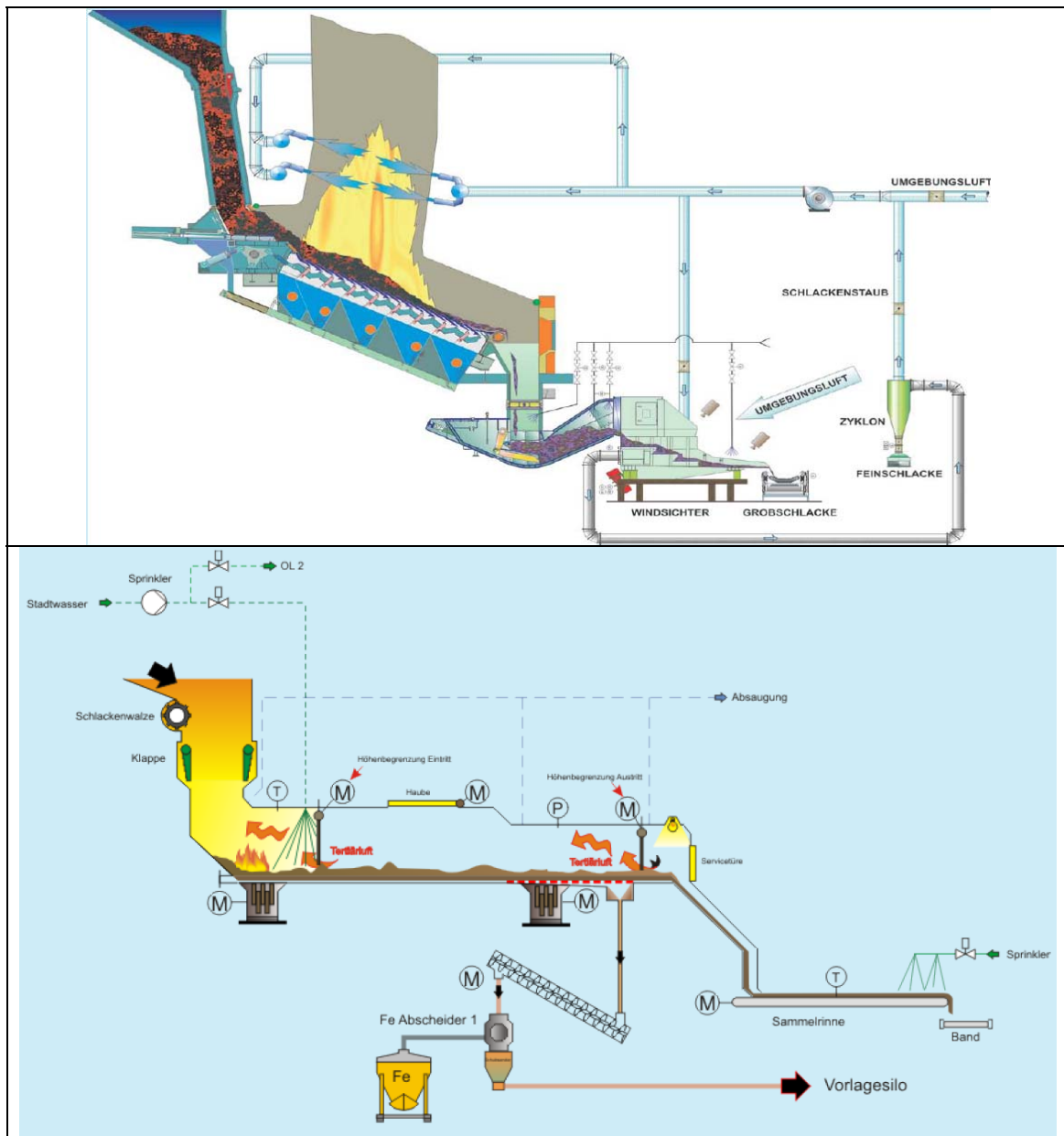
I Martins konstruktion för Monthey faller nu bottenaskan i det nu torrlagda släckningsbadet och matas ut av en pusher. Luft blåses på askan och för med sig finfördelad aska som tas ut underifrån sikten. Fraktionen över 0,5 mm avskiljs i en cyklon och luften, med dammet från bottenaskan (<0,5 mm) förs in som sekundärluft i förbränningen. Luften hindras att komma direkt in i förbränningen.

Ammann rapporterar att i försök var utlakningen av koppar 519 mg per ton aska för den vätutmatade askan och 75 mg per ton för den torrutmatade askan, vid L/S=0,35 [70].

I den konstruktion som används i Hinwil används luften som kyler bottenaskan som tertiärluft. Luftmängden regleras med spjäll (M i ritningen). En finfraktion 0,6-5 mm avskiljs från den grova askan och både magnetiska metaller och icke-magnetiska metaller plockas ut med konventionell teknik (observera att endast avskiljningen av järn antyds i Figur 11). Den grova fraktionen behandlas på sedvanligt sätt. I den fortsatta utvecklingen avser man att utveckla återvinningen ur fraktionen < 0,5 mm [68]. De sprinkler som syns i bilden är säkerhetsanordningar.

Inför försöken i Hinwill befarades det att PCDD/F-halten (s k dioxiner) skulle öka väsentligt i slaggens finfraktion som blåses tillbaka till ugnen. Analyser visar att halten är 17 ng I-TEQ per kg, vilket är i samma storleksordning som en vanlig slagg [66].

Kostnaden av ombyggnaden i Hinwill uppges till 1,1 MEUR, med en återbetalningstid under tre år [70].



Figur 11. Schema över den torra utmatningen i Monthey (övre bilden) och Hinwil (nedre bild)

Figure 11. Schematic for the dry ash extraction in Monthey (upper drawing) and Hinwil (lower drawing)

## 5.7 Sintring och förglasning

Om de finaste kornen och en porösstruktur står för största bidraget till bottenaskans miljöpåverkan är en rationell åtgärd att sintra eller förglasa materialet för att minska den tillgängliga ytan. Det kräver höga temperaturer, vilket även innebär att de mest flyktiga bland grundämnena och deras föreningar destilleras (sublimeras) bort från bottenaskan. Dessa ämnen är ofta några bland dem som är oönskade: arsenik, bly, kadmium och kvicksilver. Är temperaturen tillräckligt hög, askans kemiska sammansättning lämplig och nerkylningen tillräckligt snabb skapas ett glas som är mycket stabilare mot utlakning än ursprungsmaterialet. Är sammansättningen olämpligt måste glasbildande ämnen tillsättas för att undvika att smältan kristalliseras under nedkylningen.

Termiska behandlingsmetoder har beskrivits 2003 i en rapport till Värmeforsk [1]. Faktorer som talar mot tekniken är att kostnaderna är höga (2000 till 5000 SEK per ton aska) och att behandlingen är energikrävande. I en utredning 2004 åt ADEME<sup>15</sup> fann man att kostnaden låg i intervallet 340 – 590 EUR per ton aska [71]. Förglasning ställer också krav på att anläggningens rökgasrening förbättras då den ger upphov till avgas med hög halt tungmetallångor.

Tekniken förefaller inte ha spridits särskilt mycket sedan denna översikt. Undantaget är Japan, där det är ett krav: avfallsförbränningsanläggningars bottenaska skall ha förglasats för att kunna användas i samhället. En översikt över läget i det landet redovisas i Bilaga C. Besöket vid Kanazawa-anläggningen i Yokohama bekräftade prisläget: 3300 SEK per ton. Bland landets ca 1200 förbränningsanläggningar finns ca 200 förglasningsanläggningar som utnyttjar olika tekniker att smälta askan. Det gick en våg av investering när staten erbjöd ett finansiellt stöd från 2000 till 2005, men ett antal anläggningar kommer troligen att stängas inom en snar framtid. De två skälen är dels att utrustningen är för komplex och kräver kvalificerad personal, som det är ont om, dels att energiförbrukningen är hög, och med skenande priser på olja och naturgas är de inte längre intressanta

Där en metallfas tas ut kan ett bidrag till behandlingen fås från försäljningen av metallen, ofta en blandmetall med 60 % järn och ca 40 % koppar.

Förglasning eller sintring lever dock än i utredningar och utvecklingar, framför allt vad avser rökgasreningrester eller flygaskor från avfallsförbränning som det är intressant att stabilisera. Europlasma har byggt några anläggningar<sup>16</sup>, och det förekommer pressmeddelanden om leveranser av sådan utrustning, fast inte i lika hög grad som för 6-8 år sen. Brittiska konkurrenten Tetronics har några anläggningar i Fjärran Östern<sup>17</sup> och har mottagit statliga medel mellan 2005 och 2009 för att utveckla förglasningskonceptet för RGR.

<sup>15</sup> ADEME är den franska motsvarigheten till Naturvårdsverket men utfärdar inte föreskrifter och utövar inte tillsyn

<sup>16</sup> Cenon (Bordeaux) i Frankrike, 7 t/d RGR, fyra anläggningar i Japan (totalt ca 90 t/d RGR och pannaskor) i samarbete med Kobe Steel och Hitachi Zosen byggda i början av 2000-talet, en i Korea (15 t/d RGR från förbränningen av avloppsslam) i samarbete med KESCO

<sup>17</sup> Sex anläggningar i Japan, byggda i början av 2000-talet i samarbete med olika japanska företag, sammanlagt ca 350 t/d flygaska och bottenaska

Europasplasmas nuvarande satsning är på förgasning och förglasning i en anläggning, bl a med en kraftvärmeanläggning i Morcenx. Denna mosvarar tyska Thermostelect, vars problemtyngda pilot i Karlsruhe gav tekniken ett dåligt rykte. Det total anläggningar som byggts i Japan av Thermostelects licenstagare JFE Steel lär dock fungera utan problem.

En annan teknik kan vara att höja temperaturen i eldstaden så att bottenaskan smälter och förglasas redan på rostern. Det åstadkommer Martin genom att anrika förbränningsluften med syre: SYNCOM processen. I SYNCOM-Plus har man byggt på med en våt behandling av bottenaskan. SYNCOM har demonstrerats i anläggningar i full skala (en pilot i Coburg i Tyskland, kommersiella anläggningar i Arnoldstein i Österrike och Sendai i Japan) men inte förgasningsprocessen PECK som nämns samtidigt som SYNCOM i BREF-dokumentet [16].

## 5.8 Förbättringar av bränslet

För detta avsnitt likställs miljöpåverkan från aska med förekomsten av vissa grundämnen. Principiellt är det inte helt sant, men antagandet förenklar framställningen.

Bästa sätt att undvika att ett ämne finns i en förbränningsrest är att se till att det inte finns i bränslet. Att undvika att ett grundämne överhuvudtaget används i varor eller produkter är naturligtvis allra bäst men den diskussionen ligger utanför uppdraget.

Förutsättningar för att man skall kunna styra bort ett oönskat grundämne är:

- Att en grupp av varor eller produkter som nu blir avfall kan identifieras som betydande källor utöver den allmänna bakgrundsnivån. För vissa ämnen, bl a grundämnena bly, kadmium och kvicksilver har sådana identifierats och dessa avfall behandlas separat.
- Att dessa föremål kan sorteras ut i något led – principiellt enklast är redan vid källan med separat insamling, d v s avfallsproducenterna sorterar avfallet i flera fraktioner vilka samlas in och hålls åtskilda inför återanvändning eller behandling (förbränning, biologisk behandling, deponering...). Logistiken med många små flöden av produkter som innehåller olika material blir väl omfattande, varför storskaliga lösningar med sortering av ett blandat avfall kan vara mer rationella

Det som det är svårt att klara är sammansatta föremål, där t ex tungmetallen finns i en komponent som är inbakad i föremålet.

Återvinning av material och separering i olika fraktioner (metaller i magnetiska och icke-magnetiska, plaster i olika typer av polymerer) är idag väl etablerad, varför denna situation inte är unik för avfall till förbränning. I många avseenden är den lik den vanliga upparbetningen av bottenaska (se avsnitt 5.2).

Vid svenska anläggningar med fluidbäddpannor förbehandlas idag det inkommande avfall i syfte att få fram ett bränsle med lämplig storlek på styckena och för att avlägsna

obrännbart och annat som kan orsaka driftproblem. Det obrännbara är huvudsakligen metaller, som tas ut efter krossning av bränslet, men också större okrossbart material. Syftet är inte primärt att avlägsna ämnen som påverkar miljön negativt. Investeringen ligger på 300 till 1000 kronor per årston beroende på utformning.

Någon sådan behandling utförs inte vid anläggningar i Sverige som har rosterpannor, men det finns en anläggning vid en norsk avfallsförbränning med rosterpanna.

På andra ställen är syftet med behandlingen av hushållsavfallet att producera en organisk fraktion som kan behandlas biologiskt (kompostering eller rötning), en brännbar fraktion med högre värmevärde och en obrännbar fraktion som består av glas eller metall. Tekniken är mer känd utomlands som MBT eller MBA<sup>18</sup>. Den brännbara fraktionen kallas för RDF utomlands eller PPT (papper, plast, trä) på svenska. Här består utrustningen typiskt av kross, siktning, sortering m fl. Den senare operationen är oftast automatiserad men liknar i stora drag manuell sortering. För att sortera ut olika material används sensorer för olika egenskaper (magnetiska egenskaper, elektrisk konduktivitet, färg, densitet m fl) och bl a tryckluftstötter för att blåsa bort ett föremål från bandet om inte magnetiska egenskaper kan utnyttjas. Investeringen anges informellt till 20 – 30 EUR per årston för enbart utrustningen, med reservation för de merkostnader som specifikationer i en upphandling kan medföra.

Behandlingen används inte primärt för att avlägsna miljöstörande ämnen från bränslet, utan det är en sidoeffekt om det obrännbara skulle ha ett särskilt stort innehåll av dessa ämnen.

Bränslet kan emellertid bearbetas ett steg till. Liksom för skogsbränslet [72] innebär krossningen av avfallet att mycket finmaterial skapas, och i denna fraktion anrikas beläggingsbildande ämnen. Johansson m fl siktade bort en finfraktion motsvarande ca 15 % av verksamhetsavfallet (eller 10 % av totala avfallet) in till en FB-panna [73]. Siktresten har dubbelt så hög askhalt som ursprungliga materialet, men man kom inte ner i TOC-värde under 35 %, vilket innebär att den måste behandlas ytterligare innan den deponeras. Man konstaterade att det inte gick att göra bättre med denna typ av avfall på detta sätt. En ekonomisk utvärdering visade dock att besparingarna i driften av pannan betalar för denna tillkommande siktning.

---

<sup>18</sup> Akronymerna står för Mechanisch-Biologische Aufbereitung (MBA) och Mechanical and Biological Treatment (MBT)

## 6 Behandling och förbättring av askan, en diskussion

De två kriterier som avgör hur långt en anläggning behandlar bottenaska för att förbättra den eller för att utvinna något ur den är ekonomin och de krav som ställs på askan och dess hantering ur hälso- och miljösynpunkt. Ekonomin består av kostnaderna för behandlingen å ena sidan och intäkten, alternativt minskningen i avsättningskostnaden för en produkt å andra sidan.

De ekonomiska marginalerna som tillåter en avancerad behandling i avsikt att förbättra slaggen finns inte om slaggen används i anläggningsbyggen därför att produkten skall vara billig. Det finns större marginaler där man kan utvinna t ex metall, se Tabell 17<sup>19</sup>, men målsättningen där att förbättra metallens egenskaper och utvinningen snarare än slaggens kvalitet. När rapporter publiceras om denna utveckling brukar inte påverkan på slaggens egenskaper nämnas. Det är bara i de schweiziska torrutmattningsförsöken som slaggekvaliteten undersökts.

Tabell 17. Medelvärden för innehållet av material i bottenaska och pris på marknaden [74]

Table 17. Average content of components in bottom ash and their price on the market [74]

Beståndsdel	Andel (viktprocent)	Ekonomiska värdet (EUR/t aska)
Oorganiskt	80	4
Järnskrot	5 till 13	12
Icke-magnetisk metall	2 till 5	24
Värdefulla metaller	0,001	10

Den vanliga upparbetningen och åldringen av askor eller slagg är konventionell teknik, se avsnitt 5.2, även om det finns potential till förbättringar här och där (t ex bättre utrustning eller annat processflöde). Mindre löpande förbättringar brukar inte dokumenteras. Det är först när något har definierats som ett problem, det går inte att lösa det med enkla medel och en utveckling med offentligt stöd har genomförts som det uppmärksammas i press eller i teknisk-vetenskapliga bidrag och som det går att hitta i en informationssökning. Smärre förbättringar noteras först vid kartläggningar av tekniken vid ett stort antal anläggningar.

<sup>19</sup> Metallpriserna varierar kraftigt beroende på konjunktur, efterfrågan, tillgång m m De ekonomiska värden som anges i tabellen får uppfattas som ungefärliga värden.

Om man dämpar aspekten utvinning i all informationen om upparbetningsprocesser som kommit fram under sökningen kan behandlingarnas inverkan på restslaggens egenskaper sammanfattas på följande sätt:

- För torra siktningar av askan behöver denna torka så pass mycket att siktarna inte sätter igen och finfraktionen lossnar från de grövre kornen, men å andra sidan så hinner hydrauliskt bindande reaktioner ske i slaggen och viss del av metallerna oxideras (bl a aluminium som sägs försvinna)
- Förekomsten av metalliska grundämnen som metaller eller legeringar bör inte ha någon omedelbar inverkan på lakegenskaper, men de utgör ett förråd av tungmetaller som blir tillgängliga när metallen eller legeringen oxideras
- En våt siktning omedelbart efter våtutmatningen har då bättre förutsättningar att avskilja metaller från askan eller slaggen, men det ger upphov till ett slam och till att de hydrauliska egenskaperna i askan försvinner
- Torrutmatning förefaller ge betydligt lägre utlakning av tungmetaller från askan, till priset av ett damningsproblem

Den vedertagna sanningen att det mesta av tungmetallerna och miljöstörande ämnena finns i fraktionen < 2mm är sann i så måtto att deras halt är högre och utlakningen större där, men det betyder inte att allt finns där. Att sortera bort en finfraktion under t ex 2 mm kornstorlek kan förbättra slaggens egenskaper, men effekten är inte avgörande stor. Våtutmatningen av askan leder till att lösliga ämnen fördelas till alla storleksfraktioner samt till att askan börjar binda. Skillnaderna mellan storleksfraktionernas innehåll vid torrutmatningen är inte så stora heller.

Utvecklingen som beskrivits i denna rapport visar att slaggens miljöegenskaper förbättras alltså bäst tidigt i processen: torrutmatning för att undvika att hydrauliska bindande egenskaperna sätter in, bortsortering av rena metaller omedelbart efter utmatningen, undvika att de allra finaste fraktionerna blandas i vått tillstånd med slaggen.

Det går troligen att uppnå förbättringar i miljöegenskaperna hos en bottenaska genom en kontrollerad och gärna accelererad karbonatisering. Koldioxid är en i detta sammanhang en tillsats som inte kostar mycket om rökgaserna kan användas. Stabilisering med andra tillsatser som fosfater ger stabila askor men innebär förbrukning av resurser.

Den förutfattade meningen om termiska processer, där askan sintras eller förglasas, är att det är för dyrt. Uppgifterna som tagits emot under detta projekt motsäger inte detta, även om merkostnaden utslagen per ton avfall inte är dramatisk. Tyska Umweltbundesamt har nyligen publicerat en utvärdering av metoder att förbättra bottenaskors miljöegenskaper [75]. De metoder som avses är varianter på sintring och förglasning under förbränningen snarare än efterbehandling av askan. Man har jämfört den konventionella våtutmatningen med två varianter av Martins SYNCOM-process och med plasmaförglasning. Askan från SYNCOM eller förglasad aska har klart bättre miljöegenskaper, men i en utvärdering straffas de avancerade processerna ut av deras energiförbrukning och av att skrotet inte alltid kan utvinnas.



Kostnadsmässigt var skillnaden inte så stor som det ser ut per ton aska: 74 EUR per ton avfall för den vanliga förbränningen, 80 till 82 EUR per ton avfall för SYNCOM-varianterna och 102 EUR per ton avfall för pyrolys och förglasning (ca 300 EUR per ton aska). I samtliga uppgifter förutsätts att metaller återvinns.

Visionen som den schweiziska miljömyndigheten BAFU har för omhändertagandet av askor är en utvinning av metaller (koppar, järn, bly m fl) från bottenaskan följd av en förglasning inför deponeringen av askan eller nyttiggörande [76]. Syftet är att minimera den påverkan som askor har på omgivande miljö. Någon ekonomisk avvägning förfaller inte ha gjorts.

Detta uppdrag inleddes med föresatsen att visa att en omdirigering av tomdragsaskan bort från den våtutmatade slaggen skulle förbättra slaggens miljöegenskaper. Uppdraget har nått sitt mål: halten av flyktiga tungmetaller har minskat och utlakningen av salt har också minskat. Det finns dock utrymme för ytterligare förbättringar: dammhinnan på askkornen innebär att det fortfarande finns finpartiklar i askan.

I kompletterande försök provades två förbättringar: dels siktades bort fraktionen under 2 mm kornstorlek, dels tvättades denna med vatten. Den första åtgärden gav en viss förbättring medan den senare åtgärden gav en stor förbättring i lakegenskaper. Om målet är att askan skall vara inert enligt kriterierna för mottagning av avfall vid deponier, så har detta uppdrag inte nått det, men kommit ganska nära.

Alltså, alla åtgärder som syftar till att minska andelen fina partiklar i bottenaskan kommer att leda till minskad utlakning av salter, men inte nödvändigtvis till lägre koncentrationer av miljöstörande ämnen som tungmetaller. Troligen är det så att det inte räcker med bara en åtgärd för att nå den lägsta möjliga utlakningen utan en kombination av åtgärder bör övervägas.

Behandlingen som användes i detta uppdrag är inte en färdig process, utan ett försök i syfte att testa genomförbarheten. Mycket arbete återstår innan en process i full skala som ger en konsistent kvalitet hos askan kan definieras. Den danska erfarenheten under ansträngningarna att förbättra slaggen är att det är svårt att genomföra en process full skala och att man har mycket sämre kontroll på den ingående bottenaskans kvalitet i full skala än i laboratoriet.

Det är därför troligt att ett eventuellt utvecklingsarbete bör inriktas på robusta metoder. Man kommer inte nödvändigtvis att nå den absolut högsta kvaliteten hos askan, men förhoppningsvis en konsistent kvalitet. Tvätten med en vätekarbonatlösning kan t ex bli svårstyrd i full skala om den kräver kunskap om den momentana koncentrationen av mobiliserbar sulfat. Mekaniska metoder som siktning, vindsiktning, eller tvätt med enbart vatten är att föredra framför kemikaliebehandling.

## 7 Slutsatser

Slutsatserna från den experimentella delen av uppdraget är följande:

- Alla åtgärder som minskar andelen finpartiklar i bottenaskan kommer att förbättra askan miljöegenskaper (salter och spårämnen)
- Genom att omdirigera tomdragsaskan bort från släckningsbadet kan innehåll och utlakning från bottenaskan reduceras väsentligt. Det är framför allt för klor och svavel i askan, klorid och sulfat i lakvattnet som skillnaden är tydlig
- Effekten av omdirigeringen syns på alla storleksfraktioner, inte bara inom tomdragsaskans kornstorlekar
- Åldrandet och sänkningen av pH-värdet går fortare med en mindre andel finfraktion
- Vill man reducera utlakningen ytterligare kan en lämplig åtgärd vara att ta bort finfraktionen, t ex 0-2 mm, men effekten är relativt liten
- Genom tvätt eller sköljning med vatten avlägsnas en stor del av finpartiklarna, med väsentliga kvalitetsförbättringar som följd

Inte alla resultat stöder dessa slutsatser, men det finns alternativa förklaringar för dem. För antimon beror den ökade utlakningen på att pH hunnit bli lägre än i referensprovet. Att TOC (oförbränt) är högre i bottenaskan utan tomdragsaska torde snarare bero på att bränslet var sämre den dagen än på tomdragsaskans frånvaro.

I översikt över metoder att rena askor eller minska utlakningen från askorna beskrevs några typer av åtgärder:

- Mer fullständig avskiljning av metaller
- Våt rening (uppdatering av tidigare översikt [1])
- Stabilisering med tillsatser, i första hand karbonatisering
- Torrutmatning av askan
- Sintring eller förglasning

Utvinning av metaller från bottenaskor är ekonomiskt intressant, men få författare har dokumenterat effekten på restslaggens egenskaper, varför man inte kan dra konkreta slutsatser. Troligen minskar utlakningen som följd av att andelen metaller som kan korrodera minskar och av att man ofta kastar bort finfraktionen. Den senare brukar ha de högsta halterna och den största utlakningen.

Resultatet från försöken i Schweiz är att torrutmatning förbättrar lakegenskaperna – utlakningen av de tungmetaller som ingick i Fierz och Bunges undersökning är klart mindre än för en våtutmatad aska [66].

Accelererad karbonatisering stabiliserar askan, och förefaller vara en lämplig åtgärd som komplement till andra åtgärder eller som avslutande steg. Andra tillsatser som fosforsyra innebär större kostnader för råvaror, även om de är effektiva.

Sintring eller förglasning reducerar utlakningen i stor utsträckning, och i de fall där flyktiga tungmetaller drivs av reduceras innehållet också. Deras handikapp i jämförelsen med andra metoder är kostnaden, och i denna översikt har inget framkommit som ändrar denna uppfattning. Man kan notera att glasets skörhet begränsar dess användning.

För våta metoder, d v s metoder där askan tvättas eller extraheras har inte något väsentligt nytt kommit fram sedan den tidigare utredningen i vad gäller bottenaskor i stor skala.

## 8 Rekommendationer och användning

Utgångspunkten för denna diskussion är att egenskaperna hos en bottenaska från avfallsförbränning behöver förbättras med avseende på utlakningen av salter och av spårämnen. Om bottenaskans egenskaper duger idag är det självklart att det inte finns någon anledning att göra något.

Den första åtgärden är att försöka minska flödet av fina partiklar till bottenaskan. Troligen kräver detta en kombination av åtgärder, varav några kan vara:

- Omdirigera de flöden av fina partiklar som idag blandas med bottenaskan, som tomdragsaskan i Högdalen P4:s fall (och rostergenomfallet)
- Torrsikta eller våtsikta bort de finpartiklar som ändå förekommer
- Tvätta eller skölja askan (vilket sker i våtsiktningen)
- Torr utmatning av bottenaskan som i Hinwill

Stabilisering med tillsatser är något som bör prövas först efter att möjligheterna med ovanstående åtgärder har tömts ut. Ingen ekonomisk värdering av möjliga processer eller processkedjor har gjorts i uppdraget. Denna bör göras med kunskap om de förutsättningar som finns i de enskilda fallen.

Man bör försöka få till stånd en robust behandling, snarare än den mest effektiva behandlingen: i full skala kan det vara svårt att styra känsliga processer.

En utökad återvinning av metaller från slaggen ligger utanför uppdragets syfte, men den information som hämtats in pekar på att den kan vara intressant.

Förglasning eller sintring kan inte rekommenderas som förstahandsåtgärd då energiförbrukningen och kostnaderna är höga.

## 9 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Med tanke på svårigheterna att genomföra i full skala det som provats eller utvecklats i laboratoriet bör varje fortsatt forskning omfatta försök i full skala under tillräckligt lång tid för att inverkan av de naturliga variationerna i bränslets och bottenaskans kvalitet.

Tester i full skala som kan lämpliga att genomföra är t ex:

- Våtsiktning av askan vid uttaget från pannan
- Torr utmatning av askan

En utökad utvinning av metaller, i metalliskt tillstånd och inte som salter, förefaller vara intressant.

Den danska erfarenheten under försöken att förbättra slaggens kvalitet visade på svårigheter, men också på ett antal optimeringsfrågor. T ex skall askan tvättas före eller efter åldring? Det första fallet är mer effektivt med avseende på koppar, men det andra fallet är mer effektivt för salter.

## 10 Litteraturreferenser

- [1] Wikman K, Berg M, Bjurström H och Nordin A; ”Termisk rening av askor”, Värmeforsk, Stockholm 2003, rapport nr 807
- [2] Bjurström H och Steenari B-M; ”Våt rening av askor – en metodöversikt”, Värmeforsk, Stockholm 2003, rapport nr 829
- [3] Ecke H; State-of-the-art avseende metallavskiljning från askor, Vattenfall Research and Development, Älvkarleby 2007, intern rapport
- [4] Boddum J K & Skaarup J; “Stabilisering af slagge fra affaldsforbrænding ved vask, separation og lagring”, Center for Restprodukter, DHI - Institut for Vand og Miljø, Hørsholm 2002, rapport UR-1
- [5] Carlsson U, Fredriksson A, Lindahl I, Arevius A och Sjöblom R; ”Avvattning av aska från blandbränslen; erfarenheter och resultat från Tekniska Verken i Linköping”, Värmeforsk, Stockholm 2001, rapport nr 846
- [6] Flyhammar P; ”Kvalitetssäkring av slaggrus – Miljömässiga egenskaper”, Värmeforsk, Stockholm april 2006, rapport nr 973
- [7] Naturvårdsverket; “Återvinning av avfall I anläggningsarbeten”, Naturvårdsverket, Stockholm februari 2010, Handbok 2010:1, utgåva 1
- [8] Todorovic J; Siktning av askor från avfallsförbränning, Waste Refinery Excellence Center, Borås 2010, rapport WR-25, [www.wasterefinery.se](http://www.wasterefinery.se)
- [9] Sander B; ”Process for the treatment of bottom ash from waste incineration plants”, Europeisk Patentskrift EP 1328357B1 (2006)
- [10] Astrup T & Christensen T H; ”Slagge fra affaldsforbrænding – Status og udviklingsmuligheder år 2003”, Affald Danmark, Köpenhamn, september 2003, rapport nedladdad från <http://affalddanmark.dk/udgivelser/>
- [11] Bäckström M; Lakning av antimon från energiaskor – Totalhalter, lakbarhet samt förslag till åtgärder, Värmeforsk, Stockholm 2006, rapport nr 950
- [12] Cornelis G, van Gerven T & Vandecasteele C; Antimony leaching from uncarbonated and carbonated MSWI bottom ash, Journal of Hazardous Materials 137:3 (2006), sid 1284-1292
- [13] Chandler A J, Eighmy T T, Hartlén J, Hjelm O, Kosson D S, Sawell S E, van der Sloot H A och Vehlow J; Municipal solid waste incinerator residues, Studies in Environmental Sciences vol. 67, Elsevier, Amsterdam 1997
- [14] Piantone P, Autret E, Bodenat F och Blanc P (Red.); Mâchefers d’incinération des ordures ménagères – État de l’art et perspectives, ADEME och BRGM Éditions, Dunod, Paris 2008
- [15] Nielsen J M, Clement J O, Juul Strandgaard R, Møller Pedersen N & Crillesen K; ”Kvalitet af slagge fra forbrændingsanlæg”, Miljøstyrelsen, Köpenhamn 2007, Miljøprojekt nr 1145
- [16] European Commission; Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, IPPC Bureau, Sevilla 2006

- 
- [17] Lac C & Fourcy P; Plates-formes de traitement et de maturation des mâchefers – Bilan de 32 opérations françaises aidées par l'ADEME, rapport från Trivalor till ADEME, Angers 2002, nedladdad från [www.ademe.fr](http://www.ademe.fr) vintern 2002
- [18] Crillesen K, Skaarup J och Bojsen K ; Management of bottom ash from WtE plants, International Solid Waste Association, Working Group Thermal Treatment, Köpenhamn 2006
- [19] Nielsen P, Kemis C, Vanassche S och Vrancken K; Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor behandeling van bodemas van huisvuildverbranding, rapport till Vlaams Kenniscentrum voor BBT, Vlaams Gewest, Academia Press, Gent 2008, hämtad från [www.emis.vito.be](http://www.emis.vito.be)
- [20] Nielsen P; BBT voor behandeling van bodemas van huisvuildverbranding / Meilleures techniques disponibles pour le traitement des mâchefers, FEBEM Focus nr 12, juni 2008, sid 2-5, [www.febem-fege.be](http://www.febem-fege.be)
- [21] Ecke H (Vattenfall Research and Development); muntligt meddelande mars 2011
- [22] SITA; BEDEMAT – Plate-forme interrégionale de valorisation des mâchefers, broschyr på Internet, [http://www.sita-evenements.fr/pollutec/wp-content/uploads/2010/10/PLAQUETTE-BEDEMAT\\_juillet2010.pdf](http://www.sita-evenements.fr/pollutec/wp-content/uploads/2010/10/PLAQUETTE-BEDEMAT_juillet2010.pdf), nedladdad hösten 2010
- [23] Morf L och Kuhn E; Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke, Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich 2009, hämtades från [www.abfall.zh.ch](http://www.abfall.zh.ch)
- [24] Xing W H; Quality improvement of granular secondary raw building materials by separation and cleaning techniques, doktorsavhandling vid Delfts Tekniska Universitet, Delft 2004
- [25] Hansen J, Møller Nielsen E & Hansen H J ; Oparbejdning af metaller fra affaldsforbrændingsslagge, Miljøministeriet, Köpenhamn 2008, rapport från Miljøprojekt nr 1260
- [26] Gemeente Amsterdam, Afval Energie Bedrijf; Pilot Project Bodemas tot producten B2P, Gemeente Amsterdam, Afval Energie Bedrijf, Amsterdam 2007, dokument nedladdad från [www.afvalenergiebedrijf.nl](http://www.afvalenergiebedrijf.nl) november 2010
- [27] Rem P C, van Craaikamp H, Berkhout S P M, Sierhuis W och van Kooy, L A; Method for treating bottom ash, US Patent 7 714 182 (2010)
- [28] Hartmann D; Goud uit afval, Delft Integraal 2006:2, sid 3-7, hämtad från sidan: <http://www.delftintegraal.tudelft.nl/live/binaries/81a216b8-619d-49d8-a137-5f30e3ef2918/doc/DI-06-2-1gouduitafval.pdf>
- [29] Rem P C, de Vries C, van Kooy L A, Bevilacqua P & Reuter M A; The Amsterdam pilot on bottom ash, Minerals Engineering 17:2 (2004), sid 363-365, abstrakt på [www.ingentaconnect.com](http://www.ingentaconnect.com)
- [30] de Waart H A A M; Amsterdam waste fired power plant<sup>©</sup>, first year operating experience, Proceedings of the 17<sup>th</sup> Annual North American Waste-to-Energy Conference NAWTEC17, Chantilly VA 2009, American Society of Mechanical Engineers, New York NY, bidrag NAWTEC17-2381
- [31] Lindman E-K (Fortum Värme); muntligt meddelande april 2011

- 
- [32] Hu B, Rem P & van de Winckel T; Fine heavy non-ferrous and precious metals recovery in bottom ash treatment; International Solid Waste Association World Congress 2009, Lissabon 2009, nedladdad från [www.iswa.it](http://www.iswa.it)
- [33] Muchova L, Bakker E & Rem P; Precious metals in municipal solid waste incineration bottom ash, *Water Air Soil Pollution Focus* 9 (2009), sid 107-116
- [34] Smits P; Keeping scrap clean, *Waste Management World* 11:2 (mars 2010)
- [35] Hu B & Rem P C; Use of the reflux classifier in bottom ash sand polishing, First International Conference on Hazardous Waste Management, Chania 2008, nedladdad från [www.srcosmos.gr](http://www.srcosmos.gr)
- [36] Rem P C; Werkwijze voor het scheiden van deeltjes en inrichting daarvoor, nederländskt patent 1 022 953 (2004)
- [37] Rem P C; Werkwijze voor het winnen van metal-houdende deeltjes uit bodemas, nederländskt patent 1 022 952 (2004)
- [38] Rem P C & van Kooy L A; Method and device for the separation of particles, US Patent 2007/0158243 (2007)
- [39] de Vries W, Rem P & Berkhout P; ADR: a new method for dry classification, International Solid Waste Association World Congress 2009, Venedig 2009, nedladdad från [www.iswa.it](http://www.iswa.it)
- [40] Sennitt A; Breakthrough discovery at TU Delft purifies toxic bottom ash, inslag på Radio Netherlands Worldwide, 2009-05-26, [www.rnw.nl/english/print/2587](http://www.rnw.nl/english/print/2587)
- [41] Berkhout S P M & Rem P C; Separation apparatus, *Världspatentskrift* WO 2009/123452 A1 (2009)
- [42] MBB-Ingenieurbüro für Aufbereitungstechnik; Schlackenaufbereitung + Metallrückgewinnung mit der Vertikalsetzmaschine, Bendorf 2009, broschyr på [www.mbb-separation.de](http://www.mbb-separation.de)
- [43] Marchese F & Genon G; Effect of leaching behaviour by quenching of bottom ash from MSW incinerator, *Waste Management and Research*, 2010, abstrakt till preprint November 5, 2010, doi: 10.1177/0734242X10387848
- [44] Boddum J K & Skaarup J; "Pilot and full scale washing of incinerator bottom ash", proceedings of the International Symposium "Sustainable construction: use of incinerator ash", Dundee 2000, Dhir R K, Dyer T D & Paine K A (Red.), Thomas Telford, London 2000, sid 111-123
- [45] Gohlke O & Westiner E; Bautechnische Aspekte der Wäsche von Müllverbrennungsschlacken, *Müll und Abfall* 2-99 (1999), sid 74-77
- [46] Schultheiss C, Adelhelm C, Bergfeldt B, Strässner R, Neubert V, Kotte B & Denning H; "Verfahren zur Aufbereitung von Asche aus Müllverbrennungsanlagen und von mineralischen Rückständen durch Entsalzung und künstliche Alterung mittels elektrodynamischer Unter-Wasser-Prozess und Anlage für Durchführung des Verfahrens", *Tysk Patentskrift* DE-OS 19902010 (2000) samt "Method and apparatus for processing ashes of incinerator plants", US Patent 6761858 (2004)
- [47] Palitzsch I S; Einfluss der Alterung auf die wasserwirtschaftliche Qualität von Rostaschen der themischen Abfallbehandlung, *UMSICHT-Schriftenreihe* 42, doktorsavhandling vid Universität Mainz, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart 2003



- 
- [48] Marchese F & Genon G; Full-scale test of short-term municipal solid waste incineration bottom ash weathering before landfill disposal, *American Journal of Environmental Sciences* 5:4 (2009), sid 569-574
- [49] Steketee J J & Urlings L G C M; Method for the treatment of incineration residues, US Patent 5 928 128 (1999)
- [50] Steketee J, Timmerije M & van Aalten J; Accelerated carbonation and washing of MSWI bottom ash: from laboratory to full scale, PPT för föredraget vid WASCON 2009
- [51] Steketee J; Broeikasgas vesnelt natuurlijk afbraakproces bodemas – De goede kant van CO<sub>2</sub>, *De Ingenieur*, 10 juni 2005, sid 24-25
- [52] Ecke H; Carbonation for fixation of metals in Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) fly ash, doktorsavhandling vid Luleå Tekniska Universitet, Luleå 2001, avhandling nr 2001:33
- [53] Todorovic J & Ecke H; Demobilization of critical elements in four typical waste-to-energy ashes by carbonation, *Waste Management* 26 (2006), sid 430-441
- [54] Svensson M, Sjöblom R, Herrmann I & Ecke H; Selektiv mobilisering av kritiska element hos energiaskor, *Värmeforsk*, Stockholm 2005, rapport nr 931
- [55] Todorovic J, Svensson M, Herrmann I & Ecke H; Artificial carbonation for controlling the mobility of critical elements in bottom ash, *Journal of Material Cycles and Management* 8 (2006), sid 145-153
- [56] Palitzsch S, Marzi T, Beckmann R, Kümmel R & Dohmann J; Künstliche Alterung – ein wirtschaftlicher Weg zur Verringerung der Schwermetallfreisetzung aus Müllverbrennungsaschen, *Müll und Abfall* 3-99 (1999), sid 129-136
- [57] Marzi T, Palitzsch S, Kümmel R, Pellens J & Bleeker P; Künstliche Alterung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung, *Müll und Abfall* 1-04 (2004), sid 23-30
- [58] Baciocchi R, Costa G, Lategano E, Marini C, Polettini A, Pomi R, Postorino P & Rocca S; Accelerated carbonation of different size fractions of bottom ash from RDF incineration, *Waste Management* 30:7 (2010), sid 1310-1317
- [59] Baciocchi R, Costa G, di Bartolomeo E, Polettini A & Pomi R; The effects of accelerated carbonation on CO<sub>2</sub> uptake and metal release from incineration APC residues, *Waste Management* 29:12 (2009), sid 2994-3003
- [60] Carey P (Carbon8 Systems); korrespondens december 2010
- [61] Forrester K E; Immobilization of lead in bottom ash, US Patent 5 245 114 (1993)
- [62] O'Hara M J & Surgi M R; Immobilization of lead and cadmium in solid residues from the combustion of refuse using lime and phosphate, US Patent 4 737 356 (1988)
- [63] Wiles C; Municipal solid waste combustion ash: state-of-the-knowledge, *Journal of Hazardous Materials* 47 (1996), sid 325-344
- [64] Crannell B S, Eighmy T T, Krzanowski J E, Eusden Jr J D, Shaw W L & Francis C A; Heavy metal stabilization in municipal solid waste combustion bottom ash using soluble phosphate, *Waste Management* 20 (2001), sid 135-148

- [65] Barbéry O & Ghodsi A; "Trapping of chloride, sulphate and heavy metals", proceedings of the International Symposium "Sustainable construction: use of incinerator ash", Dundee 2000, Dhir R K, Dyer T D & Paine K A (Red.), Thomas Telford, London 2000, sid 173-183
- [66] Fierz R & Bunge R; Trockenaustrag von KVA-Schlacke; rapport från HSR Hochschule für Technik, Rapperswill och UMTEC till Bundesamt für Umwelt, Bern, 2007
- [67] Kuhn M; Schürfen in der Schlacke, Recycling Magazin 05 (2010), sid 28-31
- [68] Poldervaart P; Die Rückgewinnung von Kleinstmetallen aus Schlacke lohnt sich, Umwelttechnik Schweiz 12/09, sid 4-6
- [69] Böni D; Ausbeute aus Trockenschlacke, föredrag vid VDI-seminar 23 juni 2010, PPT och sammanfattning på [www.vdi-wissensforum.de](http://www.vdi-wissensforum.de)
- [70] Ammann P; "Ressourcenschutz durch effiziente Aufbereitung und Nutzung von Reststoffen aus der thermischen Abfallbehandlung", föredrag vid ITAD:s konferens Klima- und Ressourcenschutzkonferenz, Würzburg, September 2008
- [71] Prévot G; Évaluation technique et économique du procédé de vitrification de REFIO M par torche à plasma de la société Europlasma, Synthèse, rapport till ADEME, Angers 2004, nedladdat från [www.ademe.fr](http://www.ademe.fr) 2004
- [72] Stridsberg S; "Utvecklingen av befintlig och ny teknik för fraktionering och rensning av skogsbränslen", Statens Energiverk, Stockholm 1985, rapport SB-86/27
- [73] Johansson A, Johnsson A, Yoshiguchi H, Steenari B-M, Boström S, Fredäng J, Bisailon M och Andersson H; Siktning av avfall, Waste Refinery Excellence Centre, Borås 2009, rapport WR-06, [www.wasterefinery.se](http://www.wasterefinery.se)
- [74] Muchova L & Rem P; Wet or dry separation – Management of bottom ash in Europe, Waste Management World, 8:6 (december 2007)
- [75] Alwast H och Riemann A; Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen“, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau 2010, rapport 50/2010, hämtad från [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)
- [76] Fährni H-P; Verbrennungsrückstände – Indikatoren für eine nachhaltige Abfallwirtschaft, föredrag vid seminariet KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert, Bern juni 2010 nedladdningsbart från <http://www.bafu.admin.ch/abfall/10364/index.html?lang=de>

#### **Litteratur som är relevant, men som inte utnyttjats i rapporten**

- [77] Schenk K (Red.); KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert, Bundesamt für Umwelt, Bern 2010, [www.umwelt-schweiz.ch/ud-1026-d](http://www.umwelt-schweiz.ch/ud-1026-d)
- [78] Lechner P och Mostbauer P; Grundlagen für die Festlegung von Randbedingungen bei Alterungstests, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien 2009, rapport till Umweltbundesamt Wien
- [79] Hjelm O, Wahlström M, Tjener Andersson M, Laine-Ylijokki J, Wadstein E och Rihm T; Treatment methods for waste to be landfilled, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn 2009, TemaNord 2009:583

- 
- [80] Rem P, Zhang S & Fraunholz O N; Method of magnetically separating particulate materials, världspatent WO/2000/040336 (2000)
- [81] Van Kooy L, Mooij M & Rem P; Kinetic gravity separation, *Physical Separation in Science and Industry*, 13:1 (2004), sid 25-32
- [82] van der Weijden R D & Rem P C; Method for the separation of non-ferrous metal containing particles from a particle stream, US Patent 2007/0034554 (2007)
- [83] Rem P C, Berkhout S P & Bakker E J; Method and device for separating solid particles on the basis of a difference in density, US Patent 7 753 211 (2010)
- [84] de Keizer M; Rising from the ashes, *Waste Management World* 10:6 (November 2009)
- [85] Gemeente Amsterdam Afval Energie Bedrijf; Meer waarde uit afval, Gemeente Amsterdam Afval Energie Bedrijf, Amsterdam 2006, nedladdad från webbplatsen [www.afvalenergiebedrijf.nl](http://www.afvalenergiebedrijf.nl) november 2010
- [86] Gemeente Amsterdam, Afval Energie Bedrijf; R2P Residue to products demonstration project: Converting bottom ash into high grade products, Layman's report for LIFE project LIFE05 ENV/NL/000030, (2008), nedladdad från [www.afvalenergiebedrijf.nl](http://www.afvalenergiebedrijf.nl), november 2010
- [87] Morf L & Kuhn E; Qualität von Sickerwasser aus Zürcher Schlackekompartimenten, Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich 2010, hämtades från [www.abfall.zh.ch](http://www.abfall.zh.ch)
- [88] Mesters K, Gläsecker W & Dehoust G; Wissenschaftliche Studie zu Verwertungsmöglichkeiten von HMV-Schlacke des Hanseatischen Schlackenkontors in Straßen- und Erdbau unter Berücksichtigung bau- und umwelttechnischer Aspekte, rapport för publicering 2009, hämtad från [www.emvau-schlacke.de](http://www.emvau-schlacke.de)
- [89] Chen C-K, Lin C, Wang L-C, Lin Y-C & Chang-Chien G-P; Size distribution of metals in bottom ash of municipal solid waste incinerators, *Journal of Environmental Engineering and Management* 18:2 (2008), sid 105-113
- [90] Sakai S & Hiraoka M; Municipal solid waste incinerator residue recycling by thermal processes, *Waste Management* 20(2000), sid 249-258
- [91] Ito R, Fujita T, Sadaki J, Matsumoto Y & Ahn J-W; Removal of chloride in bottom ash from the industrial and municipal solid waste incinerators, *International Journal of the Society of Material Engineering and Resources* 13:2 (mars 2006), sid 70-74
- [92] Ito R, Dodbiba G, Fujita T & Ahn J-W; Removal of insoluble chloride from bottom ash for recycling, *Waste Management* 28 (2008), sid 1317-1323
- [93] Boghetich G, Liberti L, Notarnicoa M, Palma M & Petruzzelli D; Chloride extraction for quality improvement of municipal solid waste incinerator ash for the concrete industry, *Waste Management & Research* 23 (2005), sid 57-61
- [94] Hyks J & Astrup T; Influence of operational conditions, waste input and ageing on contaminant leaching from waste incinerator bottom ash: a full-scale study, *Chemosphere* 76 (2009), sid 1178-1184
- [95] Scherer G; Verfahren zur Schlackeaufbereitung, tysk patentskrift DE102008004477A1 (2009)

- [96] Bayerisches Landesamt für Umweltschutz; Aschen aus der Müllverbrennung – Baustoff auf Deponien oder Abfall zur Ablagerung, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2005, nedladdad från [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de)
- [97] Hunsinger H, Gerig A & Haefele G; “Method for improving the slag quality of grate firing systems”, US Patent Application 2009/0301364 A1 (2009)
- [98] Koralewska R & Faulstich M; “Process integrated carbonation of bottom ashes”, proceedings of the International Symposium “Sustainable construction: use of incinerator ash”, Dundee 2000, Dhir R K, Dyer T D & Paine K A (Red.), Thomas Telford, London 2000, sid 195-203
- [99] Kinnunen M K; “A study on physical separation techniques for recovery of metals from municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash”, diplomarbete vid Helsingfors Tekniska Universitet, Helsingfors 2006
- [100] Kaartinen T, Laine-Ylijoki J, Koivuhuhta A, Korhonen T, Luukkanen S, Mörsky P, Neitola R, Punkkinen H & Wahlström M; ”Pohjakuonan jalostus uusiomateriaaliksi”, VTT, Kuopio 2011, VTT Research Notes 2567

## **Bilagor**

- A DRIFTFÖRHÅLLANDEN UNDER PROVTAGNINGSDAGARNA**
- B ORIGINALDATA FÖR RESULTATEN AV TESTER OCH ANALYSER AV ASKPROVEN**
- C FÖRGLASNING AV BOTTENASKA I JAPAN**

## A Driftförhållanden under provtagningsdagarna

Askprover togs från Högdalen P4 2010-06-07 (ett misslyckat referensprov), den 2010-06-09 (skarpa provet) samt den 2010-06-16 (nytt referensprov), alla dagar efter ordinarie arbetstid. Varje gång samlades all aska som matades ut från den vänstra<sup>20</sup> utmatningen.

Förlopp som möjligen kan påverka askprovets egenskaper är:

- Effektvariationer som kan ge olika halter oförbränt i askan, vilket också borde ses i utsläppen av kolmonoxid
- Stora variationer i inkommande bränslen som ger olika saltbalanser i askan – vilket borde också kunna ses på HCl- och SO<sub>2</sub>-halten i rökgaserna
- Stora variationer i förbränningens fullständighet (kolmonoxidhalten) som kan ge större andelar oförbränt i askan

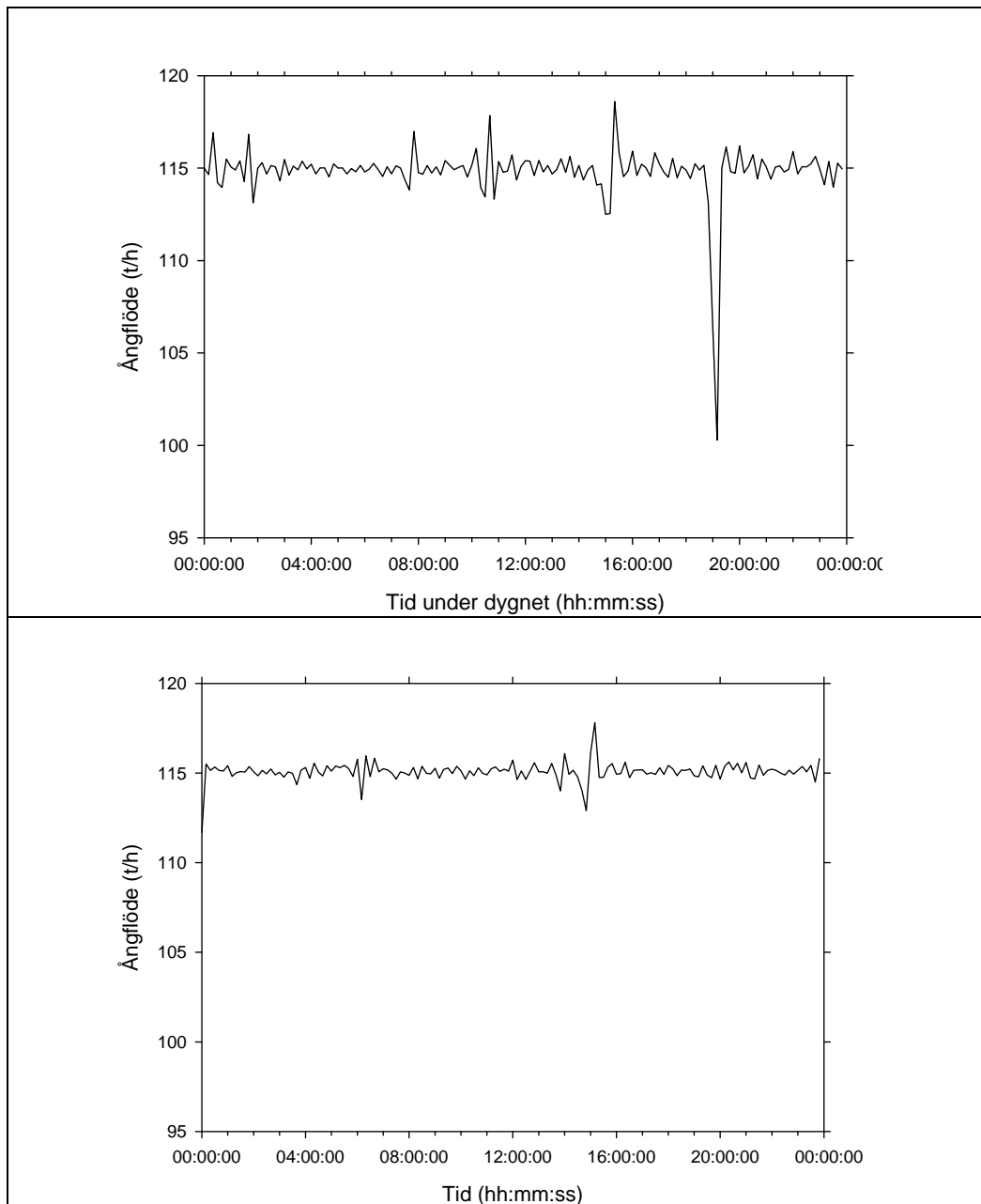
För att försäkra sig om att förhållanden är lika, eller åtminstone jämförbara för alla provtagningsdagar har loggade data från anläggningens miljöuppföljningssystem plockats fram och granskats, se figurerna på följande sidor:

- Ångproduktionen låg jämnt på 115 t/h. Den tillfälliga dippen som syns den 9/6 ca kl 19:30 inträffade efter provtagningen.
- Även om koncentrationen av kolmonoxid varierar ganska snabbt håller den sig under 50 ppm under hela tiden, d v s förbränningen är som den skall
- Koncentrationerna av saltsyra och svaveldioxid följer varandra relativt väl, men viktigare är att båda är stabila under provtagningsperioderna den 9/6 och 16/6. Anledningen till att halten i rökgasen är högre under natten torde vara att matningen av pannan är automatisk och traverskranarna obemannade

Det föreligger alltså inga stora skillnader mellan provtagningsperioderna som skulle motivera stora skillnader i halten oförbränt och i klorid- och sulfathalterna i askorna.

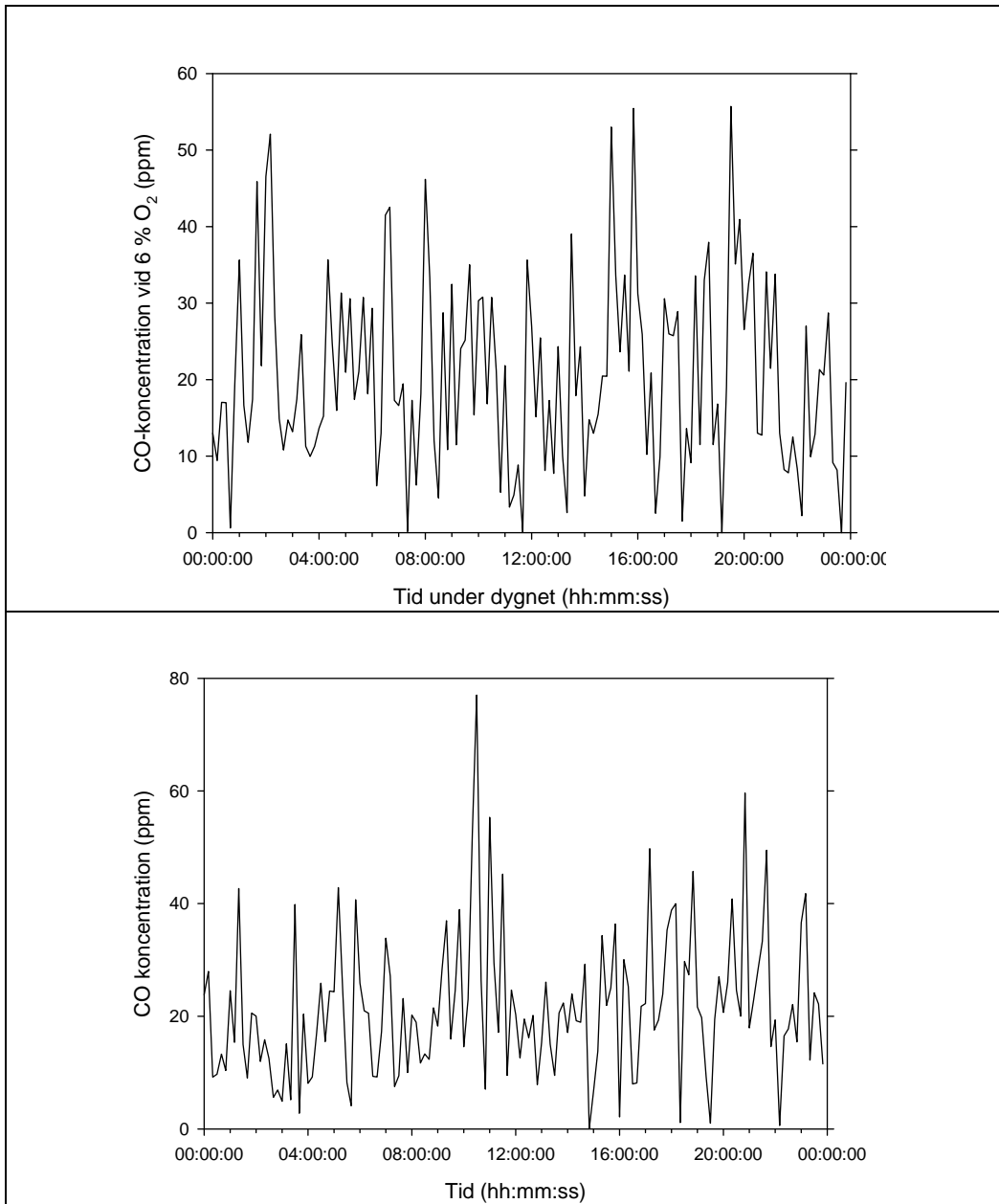
---

<sup>20</sup> Sett från slagghallen



*Figur A1. Ångproduktionen under dygnet 9/6 (övre diagrammet) och under dygnet 16/6 (nedre diagrammet).*

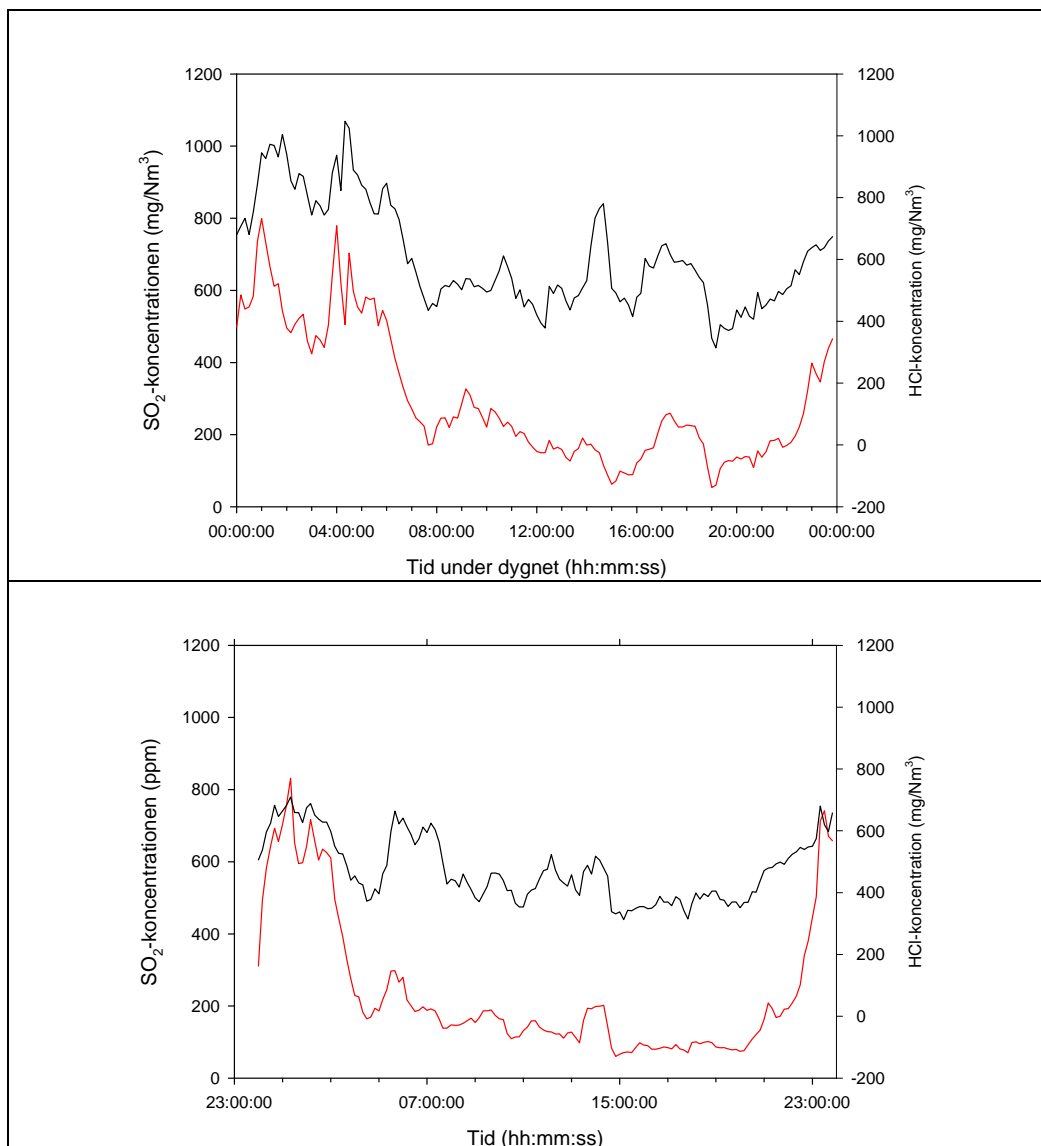
*Figure A1. Steam production during 9/6 (upper diagram) and during 16/6 (lower diagram).*



*Figur A2. CO-halten i rökgaserna under 9/6 (övre diagrammet) och 16/6 (nedre diagrammet)*

*Figure A2. The CO concentration in the flue gases during 9/6 (upper diagram) and during 16/6 (lower diagram)*





Figur A3. SO<sub>2</sub>-halten (röd linje, vänster skala) och HCl-halten (svart linje, höger skala) i rågasen under försöksperioden. Övre diagrammet: 9/6 och nedre diagrammet 16/6.

Figure A3. SO<sub>2</sub>-concentration (red line, scale on left-hand axis) and HCl-concentration (black line, scale on right-hand axis) in the raw flue gases during the days when the experiments were carried out. Upper diagram, 9/6 and lower diagram, 16/6.



## **B Originaldata för resultaten av tester och analyser av askproven**

Tabeller med

- Kemisk sammansättning, inkl TOC och GF (glödförlust) vid 550°C
- Lakteter

Vattenanalyser reproduceras inte här då alla data redan finns i huvudrapporten

Tabell B1. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1. Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Referens 1	Referens 2	Referens 3	Skarp 1	Skarp 2
Fukthalt	vikt%	9,6	8,0	8,9	1,4	1,6
TC	vikt%	1,0	0,8	1,0	2,1	2,0
TIC	vikt%	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6
TOC	vikt%	0,4	0,3	0,5	1,6	1,4
GF 550	vikt%	3,9	4,0	4,3	4,1	4,0
pH	-	11,2	11,2	11,3	10,3	10,3
S	g/kg	26,5	28,3	31,8	4,2	5,0
Cl	vikt%	0,90	0,73	0,81	0,34	0,33
Al	g/kg	53,1	47,8	45,0	51,7	55,9
Ca	g/kg	143,8	141,3	142,7	111,6	111,8
Fe	g/kg	44,2	47,8	70,3	51,7	57,9
K	g/kg	15,5	15,2	14,3	13,2	13,2
Mg	g/kg	13,3	13,0	14,3	12,2	12,2
Mn	g/kg	0,64	0,64	0,76	0,75	0,70
Na	g/kg	36,5	40,2	40,6	44,6	41,7
P	g/kg	6,2	6,3	8,2	5,3	6,1
Si	g/kg	140,5	173,9	142,7	172,4	172,8
Ti	g/kg	8,5	8,9	9,4	6,2	6,7
As	mg/kg	50	37	31	28	62
B	mg/kg	140	130	130	120	120
Ba	mg/kg	1200	1400	1200	1400	1700
Be	mg/kg	< 2,8	< 2,7	< 2,7	< 2,5	< 2,5
Cd	mg/kg	6,0	5,2	5,9	2,1	1,2
Co	mg/kg	45	46	37	20	16
Cr	mg/kg	540	500	610	340	320
Cu	mg/kg	1700	2400	1600	9800	2000
Hg	mg/kg	0,24	< 0,049	< 0,049	0,069	< 0,046
Mo	mg/kg	58	46	50	< 20	< 20
Ni	mg/kg	98	74	130	630	100
Pb	mg/kg	2800	950	1100	730	490
Sb	mg/kg	130	110	110	55	55
Sn	mg/kg	170	140	160	120	120
V	mg/kg	92	79	89	46	49
Zn	mg/kg	4400	4500	4100	3200	2300

Tabell B1, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1, cont'd Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Skarp 3	Tomdrag 1	Tomdrag 2	Tomdrag 3	Referens 4, >8mm
Fukthalt	vikt%	1,7	0,1	< 0,1	< 0,1	3,8
TC	vikt%	2,1	2,6	1,0	1,1	0,5
TIC	vikt%	0,7	1,8	0,9	0,8	0,2
TOC	vikt%	1,4	0,8	0,1	0,3	0,3
GF 550	vikt%	4,3	0,7	< 0,1	< 0,1	1,5
pH	-	10,3	12,5	12,6	12,6	-
S	g/kg	5,1	47,0	31,0	33,0	13,2
Cl	vikt%	0,32	2,3	1,5	1,5	0,38
Al	g/kg	48,8	41,0	61,0	60,0	39,5
Ca	g/kg	111,9	260,3	220,0	220,0	111,3
Fe	g/kg	67,1	9,0	20,0	20,0	62,8
K	g/kg	12,2	17,0	19,0	20,0	11,1
Mg	g/kg	11,2	14,0	16,0	16,0	12,1
Mn	g/kg	0,69	0,54	0,77	0,76	0,70
Na	g/kg	38,7	21,0	24,0	25,0	44,5
P	g/kg	5,9	8,5	8,6	8,3	3,7
Si	g/kg	155,6	53,1	110,0	120,0	161,9
Ti	g/kg	6,5	13,0	17,0	16,0	6,4
As	mg/kg	24	65	42	44	31
B	mg/kg	120	160	160	170	100
Ba	mg/kg	1300	860	1400	1400	1300
Be	mg/kg	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Cd	mg/kg	1,4	11	11	10	3,4
Co	mg/kg	21	19	21	23	37
Cr	mg/kg	350	360	330	320	460
Cu	mg/kg	3600	450	530	520	1300
Hg	mg/kg	< 0,046	< 0,045	< 0,045	0,053	< 0,046
Mo	mg/kg	< 20	< 20	< 20	< 20	39
Ni	mg/kg	140	55	74	69	93
Pb	mg/kg	950	210	180	190	470
Sb	mg/kg	24	330	210	210	90
Sn	mg/kg	130	210	140	140	130
V	mg/kg	49	32	48	49	57
Zn	mg/kg	2200	6500	5800	6000	4500

Tabell B1, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1, cont'd Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Referens 4, 4-8 mm	Referens 4, 2-4 mm	Referens 4, <2mm	Referens 5, >8mm	Referens 5, 4-8 mm
Fukthalt	vikt%	6,3	10,2	17,0	4,7	6,7
TC	vikt%	0,7	1,3	1,9	0,5	0,7
TIC	vikt%	0,3	0,5	1,1	0,2	0,3
TOC	vikt%	0,4	0,8	0,8	0,3	0,4
GF 550	vikt%	2,6	3,8	6,5	1,8	2,7
pH	-	-	-	10,5	-	-
S	g/kg	14,3	18,7	30,0	11,2	14,3
Cl	vikt%	0,56	0,76	1,4	0,40	0,55
Al	g/kg	50,1	54,9	52,6	45,8	52,2
Ca	g/kg	132,8	145,1	182,4	122,1	133,1
Fe	g/kg	60,3	57,0	46,1	52,9	57,3
K	g/kg	13,3	14,5	21,5	14,2	13,3
Mg	g/kg	12,3	13,5	19,3	12,2	13,3
Mn	g/kg	0,78	0,80	1,0	0,62	0,80
Na	g/kg	44,9	36,3	30,0	42,7	44,0
P	g/kg	5,7	6,8	7,8	4,0	5,3
Si	g/kg	143,0	134,7	107,3	172,9	143,3
Ti	g/kg	7,7	8,5	11,8	6,7	7,6
As	mg/kg	44	33	180	30	42
B	mg/kg	140	170	140	130	150
Ba	mg/kg	1400	1600	1400	1800	1500
Be	mg/kg	< 2,6	< 2,6	< 2,7	< 2,5	< 2,6
Cd	mg/kg	4,2	5,3	11	3,4	5,1
Co	mg/kg	52	44	49	53	40
Cr	mg/kg	580	580	520	510	500
Cu	mg/kg	2000	1900	2300	7000	2400
Hg	mg/kg	< 0,046	< 0,047	< 0,048	< 0,046	< 0,046
Mo	mg/kg	56	58	75	33	50
Ni	mg/kg	96	130	140	95	110
Pb	mg/kg	820	930	640	580	1200
Sb	mg/kg	110	150	180	83	140
Sn	mg/kg	200	200	210	120	200
V	mg/kg	77	80	88	64	76
Zn	mg/kg	4800	4000	5900	3400	4700

Tabell B1, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1, cont'd Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Referens 5, 2-4 mm	Referens 5, <2mm	Skarp 4, >8mm	Skarp 4, 4-8 mm	Skarp 4, 2-4 mm
Fukthalt	vikt%	10,3	16,9	4,4	8,0	12,2
TC	vikt%	1,1	1,9	0,6	1,4	2,4
TIC	vikt%	0,5	1,1	0,2	0,4	0,7
TOC	vikt%	0,6	0,8	0,4	1,0	1,7
GF 550	vikt%	4,5	6,6	1,5	3,7	5,7
pH	-	-	10,7	-	-	-
S	g/kg	21,9	28,9	2,5	5,5	6,8
Cl	vikt%	0,84	1,4	0,14	0,26	0,39
Al	g/kg	56,2	54,7	39,2	50,7	56,1
Ca	g/kg	145,7	182,2	84,4	121,6	132,7
Fe	g/kg	59,3	46,1	54,3	74,0	67,3
K	g/kg	13,5	13,9	9,9	10,1	13,3
Mg	g/kg	13,5	20,4	11,1	13,2	13,3
Mn	g/kg	0,74	1,1	0,61	0,86	0,77
Na	g/kg	35,4	30,0	52,3	46,6	32,7
P	g/kg	6,3	7,8	2,4	5,8	7,4
Si	g/kg	124,9	102,9	201,0	162,1	142,9
Ti	g/kg	8,3	11,8	3,8	6,5	7,6
As	mg/kg	31	36	30	33	29
B	mg/kg	140	140	93	140	150
Ba	mg/kg	1400	1400	1000	1700	1600
Be	mg/kg	< 2,6	< 2,7	< 2,5	< 2,5	< 2,6
Cd	mg/kg	6,2	10	1,0	1,6	1,7
Co	mg/kg	71	44	21	19	17
Cr	mg/kg	420	510	280	300	280
Cu	mg/kg	4700	1600	1900	4700	3700
Hg	mg/kg	< 0,047	< 0,048	< 0,045	< 0,046	< 0,046
Mo	mg/kg	63	79	< 20	< 20	57
Ni	mg/kg	74	100	39	85	87
Pb	mg/kg	890	1600	740	630	970
Sb	mg/kg	120	190	39	74	77
Sn	mg/kg	200	240	88	480	170
V	mg/kg	75	88	27	34	40
Zn	mg/kg	4200	5800	1800	2900	3000

Tabell B1, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1, cont'd Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Skarp 4, <2mm	Skarp 5, >8mm	Skarp 5, 4-8 mm	Skarp 5, 2-4 mm	Skarp 5, <2mm
Fukthalt	vikt%	7,7	5,0	8,0	12,2	8,0
TC	vikt%	3,6	0,9	1,6	2,6	3,5
TIC	vikt%	1,0	0,2	0,4	0,7	1,1
TOC	vikt%	2,6	0,7	1,2	1,9	2,4
GF 550	vikt%	8,8	2,0	3,4	4,7	8,6
pH	-	10,5	-	-	-	10,4
S	g/kg	9,3	2,9	3,8	5,4	11,4
Cl	viktprocent	0,61	0,16	0,24	0,37	0,60
Al	g/kg	71,0	45,3	48,7	55,2	67,1
Ca	g/kg	144,0	89,5	121,7	132,8	144,6
Fe	g/kg	60,7	50,3	66,9	71,5	62,0
K	g/kg	14,4	10,1	11,2	13,3	14,5
Mg	g/kg	18,5	10,1	12,2	14,3	13,4
Mn	g/kg	0,86	0,54	0,71	0,88	0,94
Na	g/kg	26,7	51,3	46,7	33,7	26,9
P	g/kg	7,6	2,4	5,8	7,8	8,1
Si	g/kg	123,5	191,1	172,4	143,0	77,5
Ti	g/kg	9,0	3,9	6,4	8,0	9,4
As	mg/kg	20	20	26	22	20
B	mg/kg	130	100	160	160	130
Ba	mg/kg	1400	1200	1400	1600	1700
Be	mg/kg	< 2,6	< 2,5	< 2,5	< 2,6	< 2,6
Cd	mg/kg	2,9	0,99	1,6	2,2	2,6
Co	mg/kg	48	31	18	25	34
Cr	mg/kg	370	360	350	340	330
Cu	mg/kg	3800	1800	2800	2700	10200
Hg	mg/kg	< 0,046	< 0,045	< 0,046	< 0,046	< 0,046
Mo	mg/kg	21	21	< 20	< 20	22
Ni	mg/kg	130	60	82	83	110
Pb	mg/kg	660	1100	740	930	710
Sb	mg/kg	78	37	65	68	91
Sn	mg/kg	170	96	140	320	190
V	mg/kg	51	31	38	46	51
Zn	mg/kg	3200	2000	2100	3000	3500



Tabell B1, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, kemiska sammansättningen

Tabell B1, cont'd Original data on chemical composition from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Referens 6, >2mm, otvättad	Referens 7, >2mm, tvättad	Skarp 6, >2mm, otvättad	Skarp 7, >2mm, otvättad
Fukthalt	vikt%	4,5	0,1	6,4	< 0,1
TC	vikt%	0,3	0,3	0,1	0,3
TIC	vikt%	< 0,1	0,2	0,4	< 0,1
TOC	vikt%	0,2	< 0,2	1,2	0,2
GF 550	vikt%	0,6	1,0	3,4	0,4
pH	-	10,3	10,8	10,4	10,4
S	g/kg	4,9	3,5	< 1,5	< 1,5
Cl	viktprocent	0,01	0,0065	0,09	0,03
Al	g/kg	64,3	46,0	37,2	43,0
Ca	g/kg	95,5	120,1	80,4	91,0
Fe	g/kg	42,2	75,1	42,2	41,0
K	g/kg	12,1	11,0	9,1	11,0
Mg	g/kg	12,1	13,0	10,1	12,0
Mn	g/kg	0,57	0,65	0,46	0,51
Na	g/kg	52,3	46,0	55,3	57,0
P	g/kg	3,0	5,4	3,0	3,1
Si	g/kg	191,0	180,2	221,1	220
Ti	g/kg	5,2	8,1	3,2	4,5
As	mg/kg	46	38	21	45
B	mg/kg	100	130	120	110
Ba	mg/kg	1600	1700	900	1100
Be	mg/kg	< 2,6	< 2,5	< 2,5	< 2,6
Cd	mg/kg	2,6	3,1	3,0	0,83
Co	mg/kg	42	47	19	19
Cr	mg/kg	560	520	330	340
Cu	mg/kg	3700	1600	1100	6300
Hg	mg/kg	< 0,045	< 0,045	< 0,045	< 0,045
Mo	mg/kg	35	41	< 20	< 20
Ni	mg/kg	60	110	49	68
Pb	mg/kg	3700	760	510	880
Sb	mg/kg	140	69	31	45
Sn	mg/kg	70	150	78	88
V	mg/kg	68	79	34	37
Zn	mg/kg	3900	2500	1600	1700

Tabell B2. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	enhet	Referens 1	Referens 2	Referens 3	Skarp 1	Skarp 2
Andel odelbart	Vikt- procent	-	-	-	2,62	4,31
pH	-	11,0	11,1	11,1	10,32	10,42
Temperatur	°C	21,0	21,4	21,7	21,0	21,4
Konduktivite t	mS/m	527	538	574	171	150
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Se	mg/kg TS	0,065	0,054	0,070	0,018	< 0,01
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cr	mg/kg TS	5,5	3,2	5,8	0,16	0,23
Cu	mg/kg TS	11	11	13	17	17
Mo	mg/kg TS	7,4	7,4	8,6	1,1	1,2
Ni	mg/kg TS	0,066	0,071	0,074	< 0,04	< 0,04
Pb	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sb	mg/kg TS	0,049	0,036	0,042	0,50	0,51
Zn	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Klorid	mg/kg TS	8000	7800	10000	2200	1900
Fluorid	mg/kg TS	37	37	42	70	63
Sulfat	mg/kg TS	13000	14000	14000	3100	2400
Fenoler	mg/kg TS	0,90	0,62	0,86	1,1	0,94
DOC	mg/kg TS	530	530	600	1100	1000
TS	mg/kg TS	37000	38000	40000	17000	16000
Na	mg/kg TS	7600	7700	8600	2000	1800
K	mg/kg TS	4000	4200	4000	730	660
Ca	mg/kg TS	1600	1900	1500	2000	1700
Mg	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Si	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Al	mg/kg TS	70	35	51	1100	1100
Fe	mg/kg TS	0,54	< 0,4	63	< 0,4	< 0,4
Mn	mg/kg TS	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Ti	mg/kg TS	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30

Tabell B2, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, cont'd Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Skarp 3	Tomdrag 1	Tomdrag 2	Tomdrag 3	Referens 4, >8mm
Andel odelbart	Viktprocent	3,66	-	-	-	-
pH	-	10,4	12,6	12,5	12,54	10,2
Temperatur	°C	21,5	21,0	21,5	22,0	21,8
Konduktivitet	mS/m	213	1989	1697	1692	352
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Se	mg/kg TS	0,018	0,24	0,15	0,16	0,023
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cr	mg/kg TS	0,83	49	25	28	0,086
Cu	mg/kg TS	24	< 0,2	< 0,2	< 0,2	3,8
Mo	mg/kg TS	1,9	3,2	1,8	2,1	3,5
Ni	mg/kg TS	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Pb	mg/kg TS	< 0,05	2,9	2,0	1,7	< 0,05
Sb	mg/kg TS	0,60	< 0,006	< 0,006	< 0,006	0,080
Zn	mg/kg TS	< 0,4	24	22	21	< 0,4
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Klorid	mg/kg TS	3100	22000	13000	14000	3200
Fluorid	mg/kg TS	110	12	7,8	11	1,0
Sulfat	mg/kg TS	3600	19000	20000	20000	14000
Fenoler	mg/kg TS	1,4	0,26	0,097	0,074	0,23
DOC	mg/kg TS	1600	91	120	98	230
TS	mg/kg TS	22000	94000	81000	81000	800
Na	mg/kg TS	2800	14000	8800	9900	3500
K	mg/kg TS	980	12000	7600	9200	3200
Ca	mg/kg TS	2200	15000	13000	14000	2900
Mg	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Si	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Al	mg/kg TS	1200	< 0,4	< 0,4	< 0,4	180
Fe	mg/kg TS	< 0,4	6,1	2,7	3,1	< 0,4
Mn	mg/kg TS	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Ti	mg/kg TS	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30

Tabell B2, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, cont'd Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	enhet	Referens 4, 4-8 mm	Referens 4, 2-4 mm	Referens 4, <2mm	Referens 5, >8mm	Referens 5, 4-8 mm
Andel odelbart	Vikt- procent	-	-	-	-	-
pH	-	10,9	10,8	11,0	10,4	10,4
Temperatur	°C	22,3	21,6	22,1	21,9	21,8
Konduktivite t	mS/m	785	517	796	378	428
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Se	mg/kg TS	0,10	0,056	0,11	0,025	0,036
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cr	mg/kg TS	14	4,7	13	0,15	0,34
Cu	mg/kg TS	18	13	17	6,5	8,4
Mo	mg/kg TS	12	6,6	12	3,2	5,0
Ni	mg/kg TS	0,075	0,053	0,087	0,069	0,046
Pb	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sb	mg/kg TS	0,12	0,089	0,12	0,050	0,080
Zn	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Klorid	mg/kg TS	13000	7400	12000	3800	5100
Fluorid	mg/kg TS	31	16	35	8,4	11
Sulfat	mg/kg TS	20000	15000	20000	13000	15000
Fenoler	mg/kg TS	1,1	0,90	1,1	0,31	0,37
DC	mg/kg TS	980	520	860	250	360
TS	mg/kg TS	14000000	38000	65000	30000	34000
Na	mg/kg TS	130000	7900	13000	4200	4200
K	mg/kg TS	4700	3400	4900	3900	3900
Ca	mg/kg TS	2100	2300	2200	2400	2400
Mg	mg/kg TS	4700	< 50	< 50	< 50	< 50
Si	mg/kg TS	32	< 50	< 50	< 50	< 50
Al	mg/kg TS	51	66	51	160	140
Fe	mg/kg TS	1,3	0,43	1,3	< 0,4	< 0,4
Mn	mg/kg TS	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Ti	mg/kg TS	< 50	< 5	< 5	< 5	< 5
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30

Tabell B2, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, cont'd Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	enhet	Referens 5, 2-4 mm	Referens 5, <2mm	Skarp 4, >8mm	Skarp 4, 4-8 mm	Skarp 4, 2-4 mm
Andel odelbart	Vikt- procent	-	-	6,8	3,4	-
pH	-	10,9	10,4	10,4	10,5	10,5
Temperatur	oC	22,1	22,6	22,5	22,6	22,8
Konduktivite t	mS/m	546	424	114	142	206
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Se	mg/kg TS	0,064	0,036	< 0,01	< 0,01	0,019
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cr	mg/kg TS	5,3	0,61	0,10	0,12	0,80
Cu	mg/kg TS	11	6,5	12	15	25
Mo	mg/kg TS	7,1	4,8	0,62	1,0	1,8
Ni	mg/kg TS	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Pb	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sb	mg/kg TS	0,079	0,11	0,36	0,46	0,57
Zn	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Klorid	mg/kg TS	7900	5200	1300	1700	3000
Fluorid	mg/kg TS	19	10	< 39	< 50	< 80
Sulfat	mg/kg TS	16000	15000	1800	2600	3500
Fenoler	mg/kg TS	0,54	0,47	0,39	0,45	0,99
DOC	mg/kg TS	550	360	700	850	1500
TS	mg/kg TS	40000	34000	11000	14000	20000
Na	mg/kg TS	7700	5300	1100	1500	2700
K	mg/kg TS	3600	3300	450	520	930
Ca	mg/kg TS	2000	2700	1300	1700	1700
Mg	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Si	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Al	mg/kg TS	51	210	860	1000	1100
Fe	mg/kg TS	0,53	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,43
Mn	mg/kg TS	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Ti	mg/kg TS	< 5	< 50	< 5	< 5	< 5
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30

Tabell B2, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, cont'd Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	Enhet	Skarp 4, <2mm	Skarp 5, >8mm	Skarp 5, 4-8 mm	Skarp 5, 2-4 mm	Skarp 5, <2mm
Andel odelbart	Viktprocent	-	-	-	-	-
pH	-	10,5	10,3	10,2	10,4	10,5
Temperatur	°C	22,7	22,8	21,5	21,2	22,9
Konduktivitet	mS/m	298	112	164	215	301
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Se	mg/kg TS	0,017	< 0,01	0,013	0,015	0,025
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cr	mg/kg TS	2,3	0,079	0,18	1,1	2,3
Cu	mg/kg TS	38	12	22	35	39
Mo	mg/kg TS	2,8	1,3	1,6	1,9	2,8
Ni	mg/kg TS	0,042	< 0,04	< 0,04	0,043	0,045
Pb	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Sb	mg/kg TS	0,67	0,38	0,46	0,52	0,66
Zn	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Klorid	mg/kg TS	5000	1400	2300	3300	5100
Fluorid	mg/kg TS	< 150	< 40	< 60	< 90	150
Sulfat	mg/kg TS	4700	1600	2800	3600	4700
Fenoler	mg/kg TS	2,0	0,40	0,56	0,94	1,8
DOC	mg/kg TS	4700	720	1100	1600	240
TS	mg/kg TS	27000	11000	17000	22000	28000
Na	mg/kg TS	4100	1100	1900	2800	4100
K	mg/kg TS	1500	400	640	960	1400
Ca	mg/kg TS	1900	1300	1800	1900	1900
Mg	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Si	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Al	mg/kg TS	1100	930	1100	1100	1000
Fe	mg/kg TS	0,66	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,73
Mn	mg/kg TS	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Ti	mg/kg TS	< 50	< 5	< 5	< 5	< 50
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30

Tabell B2, forts. Originaldata från Eurofins för askproven, lakning vid L/S=10

Tabell B2, cont'd Original data on leaching at L/S=10 from Eurofins

Storhet, ämne	enhet	Referens 6, >2mm, otvättad	Referens 7, >2mm, tvättad	Skarp 6, >2mm, otvättad	Skarp 7, >2mm, otvättad	
Andel odelbart	Vikt- procent	-	-	-	-	
pH	-	10,7	10,2	10,6	10,1	
Temperatur	°C	20,4	20,7	20,5	20,2	
Konduktivite t	mS/m	439	132	150	48	
As	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Se	mg/kg TS	0,034	< 0,01	<0,01	<0,01	
Ba	mg/kg TS	< 2	< 2	< 2	< 2	
Cd	mg/kg TS	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	
Cr	mg/kg TS	1,2	< 0,05	0,14	<0,05	
Cu	mg/kg TS	7,2	0,65	22	2,9	
Mo	mg/kg TS	5,1	1,3	16	0,30	
Ni	mg/kg TS	<0,04	< 0,04	< 0,04	<0,04	
Pb	mg/kg TS	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Sb	mg/kg TS	0,092	0,19	0,44	0,23	
Zn	mg/kg TS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	
Hg	mg/kg TS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
Klorid	mg/kg TS	4800	560	1900	260	
Fluorid	mg/kg TS	9,5	6,0	53	6,6	
Sulfat	mg/kg TS	15 000	4300	2600	750	
Fenoler	mg/kg TS	0,39	0,084	0,49	0,15	
DOC	mg/kg TS	440	72	740	190	
TS	mg/kg TS	35 000	12 000	14 000	4600	
Na	mg/kg TS	5000	1100	1600	390	
K	mg/kg TS	3600	480	550	5,2	
Ca	mg/kg TS	3000	1700	1600	660	
Mg	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	1,7	
Si	mg/kg TS	< 50	< 50	< 50	< 50	
Al	mg/kg TS	110	780	900	500	
Fe	mg/kg TS	<0,4	< 0,4	< 0,4	0,55	
Mn	mg/kg TS	< 0,2	< 0,2	< 1,0	< 0,2	
Ti	mg/kg TS	< 50	< 5	< 5	< 5	
P	mg/kg TS	< 30	< 30	< 30	< 30	





## C Förglasning av bottenaska i Japan

I Japan är utrymmet begränsat, och det är inte lätt att hitta mark för deponier. En bättre lösning är att använda askor i anläggningsarbeten, t ex vägar, om miljökraven på innehåll och lakbarhet (framför allt på tungmetaller) kan tillfredsställas. Kraven är de på jordkvaliteten, bl a innehåll av tungmetaller. Högsta tillåtna blyinnehåll är 150 ppm och bottenaskornas innehåll är i medel ca 600 ppm, varför en rening krävs.

Att smälta eller förglasa bottenaskan från förbränningen av hushållsavfall är den metod som föredras. Ungefär 200 förglasningsanläggningar producerar ”molten slag” som det heter på japanska, d v s smält slag. Bottenaskan eller slaggen smälts vid temperaturer över 1200°C, under det att lättflyktiga tungmetaller förångas och oförbrända rester slutförbränns. Smältan kyls sedan ner till ett glas, antingen i vatten eller i luftkylda formar. Metalliska ämnen som inte är flyktiga immobiliseras i glaset.

Den förglasade slaggen används på ett flertal sätt, t ex som ballast eller aggregat i betong, aggregat i anläggningsarbeten, fyllnadsmaterial m m. Då glaset är skört används det sällan ensamt i t ex vägbyggen, utan som en mindre komponent, typiskt upp till 10 % av den totala volymen. Det finns två standarder för ”molten slag”: JIS A 5031 och JIS A 5032. Den första behandlar materialet som aggregat i vägbyggnad och den andra som aggregat i betong. De gäller bara för slagg från hushållsavfall, men arbete pågår med motsvarande standardisering för slagg från industriavfall.

Det finns flera leverantörer av utrustning med olika tekniker:

- Hushållsavfallet pyrolyseras eller förgasas och gasen används som bränsle i smältningen
- Ett fossilt bränsle (olja eller naturgas) används för smälta askan
- Askan smälts elektriskt(plasma, båge, resistans)

Flera bland leverantörerna är leverantörer till metallproducerande industrin eller järn- och stålföretag, med egen erfarenhet av högtemperaturprocesser. I några processer tas allt som glas (med undantag för de förångade grundämnena), i några processer tas även ut en smält metall som gjuts i tackor och vidareförädlas av smältverk.

Utgångsmaterialet, bottenaskan, domineras av fina partiklar och är grått till utseendet. Glasbitarna, produkten, är oftast svarta på grund av deras innehåll av framför allt järn, men troligen även andra metaller och har skarpa kanter. Vattenkylning ger små glasbitar, några millimeter stora, och luftkylning ger större bitar som kan vara några centimeter stora, se Figur 12. De brukar behöva rundas av genom att tumlas före användning i t ex asfalt eller betong.

Ca 90 % av bottenaskan återvinns som glas, d v s molten slag på japanska, 5 % utvinns som en blandmetall i tackor och 5 % som kondensat. Proportionerna varierar beroende på behandling, bl a om metallföremål avlägsnas från avfallet före förbränningen eller

från askan efter utmatningen men föra smältningen. I den anläggning<sup>21</sup> som besöktes sommaren 2010 bestod metallen i huvudsak av järn (60 %) och koppar (40 %) med spår av silver och guld (0,03 %).

Kondensatet innehåller ca 5 % zink som kan tillvaratas i ett smältverk mot betalning därför att smältverket måste ta bort salterna. Kondensatet innehåller också ca 1 % bly, vilket innebär att det måste stabiliseras med en komplexbindare om det deponeras.



Figur 12. Foto av förglasad bottenaska kyld i luft (källa: <http://www.nies.go.jp/kanko/news/27/27-4/27-4-04.html>)

Figure 12. A photograph of air-cooled molten ash (source: <http://www.nies.go.jp/kanko/news/27/27-4/27-4-04.html>)

Den första förglasningsanläggningen togs i drift 1979 och i dag finns en förglasning vid 211 anläggningar bland de 1200 förbränningsanläggningarna. De flesta har byggts under de tio åren kring millennieskiftet, och en bidragande anledning var att regeringen lämnade bidrag under 2000-2005. Det byggs mycket få nu därför att bidragen avskaffats. De flesta anläggningarna är i drift, men det kan förväntas att flera bland dem kommer att ställas av i den nära framtiden:

- Ugnarna är komplexa utrustningar och de presterar under förväntan. De kräver expertis hos operatörerna, vilken expertis ofta inte finns
- De är dyra i drift, och de som eldas med fossila bränslen är särskilt utsatta för de stigande råolja priserna

<sup>21</sup> Kanazawa förbränningsanläggningen i Yokohoma, leverantör av förglasningsprocessen: JFE Steel som bildades genom sammanslagning av Kawasaki Steel och Nippon Steel. Förglasningen hade ställts av för resten av 2009 därför att Yokohama-staden genomförde en sparkampanj.

---

Beslutet att investera i en förglasningsutrustning är inte självklart. Man måste väga den totala ekonomin, från insamling till slutförvaring av förbränningsresterna. Att smälta bottenaska är inte billigt, men det skall uppvägas av att det inte heller är billigt att deponera, om det överhuvudtaget finns utrymme i deponin. Vid en avfallsförbränningsanläggning kostar det ca 38 000 JPY eller 3 300 SEK per ton att förglasa bottenaska med en växelkurs på 11.5 JPY per SEK. Kostnaden för att deponera på fast mark är i intervallet 10 till 30 000 JPY (900 till 2700 SEK) per ton. Hamnutfyllnad är den billigaste deponeringen, 5 till 10 000 JPY eller 435 till 870 SEK per ton, och ger nya landytor för expansionen av industri och hamnverksamhet. Man ser lokala skillnader: Tokyo förglasar men Osaka-området deponerar i Osaka-bukten. Bottenaska används här utan behandling eller stabilisering. Observera att tekniska åtgärder har vidtagits för att begränsa inträngningen av vatten från havet och för att behandla lakvattnet. Ett alternativ som måste tas med i beräkningen är användningen i cement.

Priset som avfallsförbränningsanläggningen fick sina metalltackor var 600 000 JPY per ton under 2009 och 480 000 JPY per ton under 2010 (52 000 SEK resp 42 000 SEK per ton).

Hushållsavfallets askhalt är ca 10 %. I den besökta anläggningen var den 11 % till vilket skall läggas 2 % kalk i rökgasreningen.

Flygaska eller rökgasreningsrester kan också förglasas i syfte att stabilisera dem inför deponeringen, men det är inte så vanligt. Det är enklare att stabilisera dem kemiskt med t ex komplexbildare.



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 ENERGIMYNDIGHET

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