

Termisk rening av askor

Karin Wikman, Magnus Berg, Henrik Bjurström & Anders Nordin



Termisk rening av askor

Thermal treatment of ashes

Karin Wikman, Magnus Berg, & Henrik Bjurström
ÅF-Energi & Miljö AB

Anders Nordin
Umeå Universitet

Q4-128

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
April 2003
ISSN 0282-3772

Förord

”Termisk rening av askor” är en studie som har samfinansierats av Ångpanneföreningens Forskningsstiftelse (ÅFORSK) och Värmeforsks delprogram ”Miljöriktig användning av askor”. I projektet har termiska behandlingsmetoder för att avskilja oönskade komponenter från aska sammanställts och jämförts. I en parallell utredning, vilken utförs inom samma delprogram (Q4-129), studeras våta metoder för att åstadkomma motsvarande separation, d v s metoder där askan lakas med ett lösningsmedel.

Referensgruppen för projektet har bestått av Anna Hindersson, Vattenfall Utveckling och Lars-Erik Hägerstedt, Fortum Teknik och Miljö som har följt projektet och kommit med goda synpunkter under arbetets gång.

Stockholm, januari 2003

Karin Wikman

Magnus Berg

ÅF Energi & Miljö AB

Abstract

Generellt ger termiska reningsprocesser för aska med reducerande förhållanden i reaktorn en bättre avskiljning av ämnen jämfört med oxiderande förhållanden. Förutom att oxiderande processer har sämre separationsförmåga är de även normalt mer energikrävande. Trenden idag går mot att utveckla nya effektivare elektriska system med reducerande smältning, t ex plasmaugnar eller ugnar med uppvärmning genom elektriskt motstånd eller lågfrekvent induktion.

Termisk högtemperaturbehandlingen leder i de flesta fall till att askan kan nyttiggöras (t ex som fyllnads- eller konstruktionsmaterial) men avsaluvärdet är lågt. När det gäller tungmetallkoncentratet är det idag olönsamt att utvinna metallerna.

Det låga värdet för produkterna från de termiska reningsprocesserna tillsammans med relativt låga deponeringskostnader i Sverige i dagsläget gör att det inte finns ekonomiska förutsättningar för termisk rening av askor. Utveckling av nya enklare och mer effektiva tekniker tillsammans med högre deponeringskrav och skatter skulle dock kunna medföra att termiska behandlingsprocesser för aska blir ekonomiskt konkurrenskraftiga.

Sammanfattning

I detta projekt har en sammanställning gjorts av olika termiska behandlingsprocesser för rening av aska genom avskiljning av oönskade komponenter. En teknisk och ekonomisk bedömning av ett tiotal processer har utförts för en identifiering av möjligheter och problem. Projektets fokus ligger på rening av flygaska från avfallsförbränning men metoderna för termisk separation kan även användas för andra askor.

Vid termisk högtemperaturbehandling hettas askan upp i en reaktor, med eller utan tillsatser, varpå materialet stabiliseras genom förglasning eller sintring samtidigt som lättflyktiga ämnen (t ex Zn, Pb, Cd och Hg) avlägsnas. Generellt ger reducerande förhållanden i reaktorn en bättre avskiljning av ämnen från askan jämfört med oxiderande förhållanden. Förutom att oxiderande processer har sämre separationsförmåga är de även normalt mer energikrävande. De oxiderande processerna kan snarast ses som förglasningsprocesser av aska och är i vissa fall framtagna för behandling av avloppsslam och bottenaska. Dessa processer är emellertid ofta mindre komplexa jämfört med t ex ett reducerande system med en elektrisk ljusbågsugn. Trenden idag går mot att utveckla nya effektivare elektriska system med reducerande smältning t ex plasmaugnar eller ugnar med uppvärmning genom elektriskt motstånd eller lågfrekvent induktion.

En fråga som är central vid bedömningen av olika termiska reningsprocesser för aska är huruvida återstoderna från behandlingen kan nyttiggöras. Det är oklart om det förglasade materialet blir tillräckligt stabilt och rent från tungmetaller för att få ett högt avsaluvärde, men troligtvis leder den termiska behandlingen till att askan kan nyttiggöras (t ex som fyllnads- eller konstruktionsmaterial) eller åtminstone till lägre deponeringskrav. Lakbarheten för kvarvarande tungmetaller i askan är avgörande för om materialet förblir stabilt under ett längre tidsperspektiv. Ytterligare studier med lakningsförsök är nödvändigt för att klargöra denna frågeställning.

När det gäller tungmetallkoncentratet från processerna innehåller det en hel del föroreningar (t ex höga halter av klor) vilket gör det olönsamt att utvinna metallerna. Tungmetallkoncentratet måste istället deponeras. Deponeringsmängderna blir dock avsevärt mycket lägre om endast tungmetallkoncentratet behöver deponeras istället för hela den totala askmängden.

Kostnaden för att termiskt behandla aska är i dagsläget relativt hög och att rena aska på detta sätt är ekonomiskt attraktivt endast för vissa specifika förhållanden. Om återstoden från processen kan nyttiggöras t ex i glasproduktion behöver inte processkostnaden för behandlingen vara ett hinder. Andra situationer som kan göra den termiska askbehandlingen attraktiv är ytterligare förhöjda kostnader för att deponera aska eller att skärpta miljökrav på annat sätt skapar förutsättningar för nya användningar.

I Sverige är i dagsläget deponeringskostnaderna relativt låga vilket gör att det inte finns ekonomiska förutsättningarna för termisk rening av askor. Utveckling av nya enklare och mer effektiva tekniker tillsammans med högre deponeringskrav och skatter skulle dock kunna medföra att termiska behandlingsprocesser för aska blir ekonomiskt konkurrenskraftiga.

Summary

In this project descriptions of different processes for thermal treatment of ashes have been compiled. A technical and economic evaluation of the processes has been done to identify possibilities and problems. The focus in the project lays on treatment of fly ash from municipal waste incineration but the processes can also be used to treat other ashes.

When the ash is heated in the thermal treatment reactor, with or without additives, the material is sintered or vitrified and at the same time volatile substances (Zn, Pb, Cd, Hg etc.) are separated. In general the separation is more effective in processes with reducing conditions compared to oxidizing conditions. Oxidizing processes have both worse separation capacity and require more energy. The oxidizing processes are mainly used to stabilize the ash through vitrification and they are in some cases developed for management of municipal sewage sludge and bottom ash. However, these processes are often not as complex as for example an electric arc melting furnace with reducing conditions. The research today aim to develop more effective electrical melting systems with reducing conditions such as plasma melting furnaces, electric resistance melting furnaces and low frequency induction furnaces.

A central question in the evaluation of different thermal treatment processes for ash is how the residues from the treatment can be used. It is not certain that the vitrified material is stable enough to get a high economic value, but it can probably be used as construction material. How the remaining metals in the ash are bound is very important in a long-time perspective. Further studies with leaching tests are necessary to clarify this issue.

The heavy metal concentrate from the processes contains impurities, such as chlorine, which makes it unprofitable to obtain the metals. Instead the heavy metal concentrate has to be land filled. However, the amount of material for land filling will be much smaller if only the heavy metal concentrate has to be land filled instead of the total amount of ash.

The cost for thermal treatment of ash is today relatively high and this kind of ash treatment has an economic interest only during certain circumstances. The process cost is for example not very important if the residues from the process can be used in commercial glass production. Other situations that can make thermal treatment of ashes attractive are further increased land filling costs or new environmental restrictions.

Today the cost for land filling in Sweden is relatively low and therefore it is unprofitable to treat ashes with high temperature processes. However, the development of more effective processes and higher costs and taxes for land filling could result in a better economic situation for thermal treatment processes.

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	1
2	SYFTE OCH MÅLSÄTTNING	2
3	OLIKA TYPER AV ASKOR	3
3.1	ASKMÄNGDER FRÅN AVFALLSFÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGAR I SVERIGE	3
3.2	BIOBRÄNSLEASKOR I SVERIGE	4
4	KEMISKA FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR TERMISK RENING	6
4.1	TUNGMETALLER SOM KAN AVSKILJAS	7
4.2	ANALYSER AV ASKA	7
5	PROCESSUTRUSTNING.....	11
5.1	REAKTORN.....	11
5.2	AVSKILJNING AV TUNGMETALLER UR PROCESSGASEN	14
6	PROCESSBESKRIVNINGAR.....	15
6.1	OLIKA TYPER AV TERMISKA RENINGSPROCESSER	21
7	RESTPRODUKTER OCH FÖRÄDLINGSBARA MATERIAL.....	29
7.1	ASKÅTERSTODEN	29
7.2	TUNGMETALLKONCENTRATET.....	30
7.3	METALLEGERINGARNA	30
8	TEKNISK BEDÖMNING	31
8.1	SEPARATIONSFÖRMÅGA	31
8.2	ENERGIFÖRBRUKNING	33
8.3	KOMPLEXITET	35
8.4	KAPACITET	38
9	EKONOMISK BEDÖMNING.....	40
9.1	KOSTNADER FÖR PROCESSERNA	40
9.2	EKONOMISKA FÖRUTSÄTTNINGAR I SVERIGE	41
9.3	OLIKA ALTERNATIV FÖR OMHÄNDERTAGANDE AV ÅTERSTODERNA	42
10	TEKNIKLÄGE OCH FRAMTIDA UTVECKLING	43
11	DISKUSSION	45
12	SLUTSATSER.....	48
13	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	49
14	LITTERATURREFERENSER.....	50

Bilagor

- A** **PROCESSÖVERSIKT**
- B** **ANALYSER AV ASKA**
- C** **ENERGIFÖRBRUKNING**
- D** **ANTAGANDEN**
- E** **OXIDERANDE SEPARATION MED HÖG TEMPERATUR (SEILER)**

- F DEGLOR (ABB)**
- G KSMF (KUBOTA SURFACE MELTING FURNACE)**
- H SMÄLTNING I EN KALL DEGEL (CEA)**
- I ASHARC (ABB)**
- J ELOMELT (STEINMÜLLER)**
- K PLASMOX (MGC PLASMA AG)**
- L VITROARC (SCANARC)**
- M ELEKTROSLAGGPROCESS (SUNNEN TECHNOLOGIES)**
- N HSR (VON ROLL)**
- O CT-FLUAPUR (CT ENVIRONMENT)**
- P SINTRING I ROTERUGN (GREENGROVE)**
- Q SINTRING I ROTERUGN (NERAB)**

1 Bakgrund

Aska innehåller miljöstörande ämnen såsom metaller, tungmetaller och organiska föreningar. Då askan skall omhändertas eller användas är det en fördel om innehållet av dessa komponenter kan reduceras till en låg nivå med någon form av behandlingsteknik. Vid användning av aska ställs det krav på att askan är stabil, d v s att det inte påverkar den närmaste omgivningen och miljön i negativ riktning. Det som menas med stabil är att askan skall avge mycket låga halter av miljöstörande ämnen såsom tungmetaller när den utsätts för vatten. Tungmetallers närvaro i askan innebär inte alltid att dessa lakas ut av vattnet till omgivningen, eftersom de kan vara stabilt bundna i askan, men de innebär alltid ett osäkerhetsmoment. Koncentrationen av tungmetaller eller deras tillgänglighet/lakbarhet kan användas som kriterium för den art av omhändertagande eller slutförvar som askan kräver (deponiklass 1, 2 eller 3).

Det finns två vägar för att minska denna utlakning eller risk för utlakning i syfte att få fram produkter som lättare kan omhändertas eller nyttiggöras. Den ena är att stabilisera komponenterna i askan genom att:

- använda kemiska tillsatser som binder miljöstörande ämnen, t ex fosfat eller sulfider
- gjuta in askan i cement eller bitumen
- förglasa eller sintra ihop askan

Den andra metoden är att avlägsna de störande komponenterna i askan innan denna omhändertas eller nyttiggörs. Denna rening av askan har två huvudsyften som leder till: (1) minskning av deponimassan och (2) avskiljning och utvinning eller kontrollerad deponering av tungmetaller.

All behandling av aska, stabilisering eller separation, för med sig kostnader som det ibland kan vara svårt att motivera. Då aska stabiliserats har den drivande kraften tidigare varit nödvändigheten att minska askans påverkan på miljön. Nu har dock ambitionen höjts från ett omhändertagande under ansvarsfulla former till ett nyttiggörande av aska och andra restprodukter vilket ändrar förutsättningarna för frågan om stabilisering och separation av oönskade komponenter från askan.

Målet för Värmeforsks delfprogram ”Miljöriktig användning av askor” är bl a framläggning av kriterier för användning av aska i olika sammanhang. Bland dessa kommer det med all säkerhet att finnas kvantitativa krav på egenskaper, t ex på lakbarhet eller på mekanisk hållfasthet. Det är inte omöjligt att det även kan tänkas ställas krav på den kemiska sammansättningen. Om man förutsätter att endast utspädning är moraliskt tveksamt, och heller inte alltid är möjlig, är det bland metoderna för att erhålla en stabil aska bara separation som kan påverka sammansättningen i tillräcklig omfattning. Dessutom har separationsprocesser ofta en viss stabiliserande effekt.

2 Syfte och målsättning

Denna studie fokuserar på avskiljning av oönskade komponenter från aska och är inriktad främst mot flygaska från avfallsförbränning. Metoder för mekanisk separation av aska i t ex metalliska material och restaska är väletablerade. De kemiska och termiska metoderna för att separera askan i flera komponenter är däremot inte lika välkända, vilket har motiverat att i detta projekt studera metoder för att termiskt avskilja lättflyktiga komponenter från en inert matris för att minska lakbarheten hos askan eller minska dess innehåll av miljöstörande ämnen.

Projektets fokus ligger på rening av avfallsförbränningsaskor men metoderna för termisk separation kan även användas för andra askor. Uppdraget syftar till en sammanställning av dagens kunskap om metoder att skilja av komponenter från askor genom att upphetta dessa för att driva av komponenterna som ångor eller gaser. Ett mål är en översikt över termiska processer som är kommersiellt tillgängliga eller kan tänkas bli det inom några år. Sammanställningen ligger till grund för en teknisk och ekonomisk bedömning av möjligheter och en identifiering av problem samt rekommendationer om behov av fortsatta insatser inom området. Projektet innefattar inte någon bedömning av behovet av att rena olika typer askor eller vilka kriterier som ställs på den reade askan.

I en parallell utredning, vilken också utförs inom Värmeforsks askprogram (Q4-129), studeras våta metoder för att åstadkomma motsvarande separation, d v s metoder där askan lakas med ett lösningsmedel.

3 Olika typer av askor

Förbränningsaska kan delas in i två olika huvudkategorier. Bottenaska (vilken normalt benämns som slagg vid förbränning av avfall i en rostpanna) är den aska som kvarstår i pannan efter förbränningen medan flygaska är den fasta fasen som separeras genom rökgasrening. Även bland flygaskor finns olika typer med varierande egenskaper beroende på den reningsteknik som används, t ex cyklon, elektrofilter, textilt spärrfilter eller våt skrubber. Vissa miljörelevanta egenskaper är karakteristiska för flygaskor. Generellt har flygaska från förbränning av avfall och vissa typer av bibränslen hög alkalinitet, förhöjda halter klor och lösliga salter, samt förhöjda halter av tungmetaller [1]. Detta gör denna typ av flygaska speciellt intressant för behandling men även för bottenaskor kan det finnas intresse att avskilja farliga komponenter.

Forskning och utveckling pågår över hela världen för att minska andelen miljöfarliga ämnen i aska. Detta arbete är främst inriktat mot flygaska från förbränning av avfall, bland- och bibränslen för att möjliggöra en användning. Enligt EU-rådets direktiv 91/678/EEG klassas flygaska från hushållsavfallsförbränning som farligt avfall, vilket enligt direktiv 1999/31 medför att avfallet måste deponeras på upplag som skall möta de strängaste kraven [1]. Upplaget skulle möjligen inte behöva uppfylla lika höga tekniska krav om en behandling av flygaskan skulle leda till att den klassas som icke-farligt avfall. Behandling av flygaskan skulle även kunna ge ett potentiellt mer inert material som har större potential att nyttiggöras som t ex konstruktionsmaterial.

Även om behandling av flygaska inte leder till lägre deponeringskrav kommer eventuellt askbehandling ändå att tillämpas i framtiden [2]. Enligt Miljöbalken krävs att verksamhetsutövaren tillämpar bästa möjliga teknik, vilket betyder att hantering av flygaska kan komma att krävas om det anses att en viss behandlingsmetod gagnar miljön. Dessutom finns i Miljöbalken en princip om att förorenaren betalar, vilket sätter press på verksamhetsutövaren [1].

3.1 Askmängder från avfallsförbränningsanläggningar i Sverige

Behandling av aska är aktuellt främst för aska från avfallsförbränning eftersom den innehåller mer hälso- och miljöpåverkande komponenter jämfört med de flesta bibränsleaskor. Vid förbränning av hushållsavfall bildas cirka 20 viktprocent bottenaska/slagg och 3-5 viktprocent flygaska av den tillförda mängden avfall [3]. Restavfallet från förbränning av avfall skiljer sig dock markant mellan olika anläggningar beroende på förbränningsteknik (rost- eller fluidbäddpanna) och rökgasreningsteknik [4]. Rökgasreningen för många förbränningsanläggningar består av flera delsteg, bland annat ett elektrofilter och/eller ett spärrfilter där en torr flygaska skiljs av samt ett vått reningssteg (rökgaskondensering) där återstoden bildar ett slam. Flygaskan och slammet från rökgasreningen benämns ofta tillsammans som rökgasreningsprodukter (RGP).

År 2001 förbrändes totalt cirka 2 459 000 ton avfall i Sveriges 25 avfallsförbränningsanläggningar, varav 1 504 000 miljoner ton hushållsavfall och 955 000 ton industriavfall [3]. 1999 motsvarade den uppkomna mängden RGP (flygaskor och slam

från rökgaskondensering) och bottenaska i Sverige i genomsnitt 3,9 procent respektive 19,2 procent av mängden förbränt avfall [4]. Om samma andelar antas för år 2001 blir den totala mängden RGP omkring 96 000 ton och den totala mängden bottenaska omkring 472 000 ton.

De största avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige ligger i Stockholm, Göteborg, Linköping, Uppsala, Malmö och Umeå. I Tabell 1 visas en sammanställning över de tillförda avfallsmängderna (hushållsavfall och industriavfall) samt den producerade mängden flygaska och rökgasreningsslam för dessa sex avfallsförbränningsanläggningar. Mängden aska som uppkommer i svenska anläggningar ställa i kapitel 8.4 i relation till den kapacitet som lämplig för olika termiska behandlingsprocesser

Tabell 1. Tillförda avfallsmängder och motsvarande mängder flygaska och rökgasreningsslam för de sex största avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige 2001.

Table 1. Supplied amount of solid waste for incineration and APC (air pollution control) residues produced at the six largest waste incineration plants in Sweden 2001.

Anläggningar	Totalt tillfört avfall (ton)	Producerad mängd flygaska+slam (ton)	Mängd flygaska+slam (ton/h) vid 7 800 drifttimmar
Stockholm, Högdalenverket [5]	449 162	19 812	2,5
Göteborg, Renova [6]	352 052	14 996	1,9
Linköping, Gärstadverket [7]	225 560	5 329	0,7
Uppsala [8]	221 948	5 304	0,7
Malmö avfallsvärmeverk [9]	205 373	6 591	0,8
Umeå, Dåva kraftvärmeverk [10]	118 564	3 846	0,5
Summa:	1 572 659	55 878	7,1

3.2 Biobränsleaskor i Sverige

Även om termisk rening av askor främst är aktuellt för askor från förbränning av avfall kan även askor från andra bränslen komma ifråga. Askor från avfallsförbränning håller i vissa fall mycket höga halter av tungmetaller vilket givetvis är gynnsamt om man syftar till att utvinna några av dessa metaller, men detta ställer stora krav på reningen av emissionerna från en termisk behandlingsprocess. Det samma gäller givetvis den renade askprodukten där det ställs stora krav på avskiljningsgraden för att den renade askprodukten skall kunna användas utanför en deponis område. Av dessa orsaker kan det visa sig att enbart en stabilisering av askor från avfallsförbränning, istället för separation, ibland är det bästa alternativet. När det gäller biobränsleaskor och/eller blandaskor med allt för hög halt tungmetaller kan dessa emellertid vara aktuella att rena med termiska metoder. Vissa sådana askor kan innehålla något förhöjda halter av en eller flera tungmetaller vilket gör dem olämpliga för användning eller återföring. Dessa askor ställer dock inte lika höga krav på graden av avskiljning eftersom den ingående halten oftast är lägre än motsvarande halter för askor från förbränning av avfall.

Exempel på biobränslen som ger askor med höga halter av vissa tungmetaller är Salix och återvunna bränslen såsom returträflis. Salix innehåller höga halter kadmium medan man för returträflis främst har höga halter zink och bly. Det är svårt att bedöma hur stora mängder av denna typ av askor som skulle kunna vara aktuella för termisk rening i Sverige. Exempel på anläggningar som returträflis och Salix är P11 i Norrköping (returträflis) och Ena Kraft i Enköping (Salix).

4 Kemiska förutsättningar för termisk rening

Rening av aska förutsätter att de föreningar eller ämnen som skall avskiljas från askan har egenskaper som avviker från askmatrisens, vilken antas vara mer eller mindre inert. I en process för termisk rening, d v s upphettning av askan och avdrivning av ämnen såsom tungmetaller, utnyttjas den större flyktigheten hos dessa ämnen och deras föreningar jämfört med den lägre flyktigheten hos matrisens övriga komponenter.

Flyktighet är ett relativt begrepp. Det är här frågan om att jämviktstrycket för en eller flera av de flyktiga formerna av ett visst ämne över en kondenserad fas av detta ämne är tillräckligt högt för att ämnet skall gå över i ångfas eller gasfas med en hastighet som tillåter att avdrivningen (reningen) utförs i en rimligt kompakt anläggning under en rimlig tidsperiod.

Askor består av metalljoner i förening med oxider, klorider, sulfater, karbonater, hydroxider, silikater, aluminater etc. Generellt är klorider och hydroxider mer flyktiga än övriga former. Vissa metaller och metallföreningar (alkali såsom natrium eller kalium, tungmetaller såsom kadmium, zink, bly) har också generellt högre ångtryck än andra metaller och deras föreningar. Det är dock normalt fasta föreningar och avdrivningen sker från tämligen höga till höga temperaturer, flera hundra grader till cirka 1600 °C. Det är temperaturer som är i samma storleksordning som de som råder vid förbränning eller pyrolys av bränslen.

Med termisk behandling av aska menas också ofta en upphettning av askan i syfte att få den fasta matrisen till en form som är mer stabil. Man talar om:

- Sintring, där askkornen växer samman, helt eller delvis, ofta utan att någon distinkt smält fas bildas.
- Sammansmältning, där temperaturen överskrider smältpunkten hos övervägande delen av de olika komponenterna.
- Förglasning, där smältan kyls av så pass snabbt att fasta fasen inte hinner utbilda någon kristallin struktur.

När fokusering för den termiska behandlingen av aska ligger på stabilisering av en fast återstod bortses i allmänhet från den avdrivning av flyktiga komponenter som bör förväntas som följd av de höga temperaturer vid vilka behandlingen sker.

Villkoret för avdrivning är att det finns föreningar i askan som kan övergå till gasfas. För bottenaskor (slagg) efter en förbränning vid hög temperatur är det möjligt att det inte finns föreningar som drivs av. Under förbränningen har de redan fått avge de mest lättflyktiga komponenter som snarare återfinns i flygaskan och rökgasreningsresterna.

Vid de höga temperaturer som råder vid termisk behandling finns även förutsättningar för kemiska reaktioner, t ex sönderdelning av föreningar som sulfater och karbonater till oxider och svaveldioxid eller koldioxid. Beroende på om det råder oxiderande eller reducerande förhållanden under processen kan metaller oxideras eller oxider reduceras till metaller. Det innebär att processen bidrar till en förändring av den kemiska sammansättningen. Det innebär även att andra specier kan uppstå under processen vilka

är svårare eller enklare att förånga. Det är välkänt att zink kan förekomma i gasfas såväl som klorid som metall, beroende på förhållanden i pannan. En konsekvens är att det även går att styra processen genom att styra förhållandena.

Organiska föroreningar (t ex dioxiner och furaner) förstörs fullständigt vid den höga temperaturen som råder i behandlingsreaktorn vid rening av aska. Genom snabb avkylningen av processgaserna till cirka 200 °C förhindras även att dessa ämnen bildas på nytt. Bildningen av exempelvis klorerade dioxiner och furaner sker främst vid temperaturer mellan 300 och 450 °C, men denna reaktion är relativt långsam och kräver därmed förhållandevis lång uppehållstid inom detta temperaturfönster.

En särskild beståndsdel i askor är oförbränt material. Genom upphettning i oxiderande atmosfär kan återstående oförbränt material brännas ut (d v s organiskt material, tjära, kolpartiklar), energin återvinnas och restprodukten renas även m a p organiska toxiska produkter. I termiska behandlingsprocesser kan därmed oförbränt material i askan bidra till att mindre energi behöver tillsättas i form av fossila bränslen eller biobränslen.

4.1 Tungmetaller som kan avskiljas

Vid termisk högtemperaturbehandling av aska (omkring 1300-1500 °C) utan tillsatser är det främst lättflyktiga metaller såsom zink, bly, kadmium och kvicksilver som man har siktat in sig på att skilja av. Metallerna avgår och följer med processgasen främst som klorider eller sulfater under oxiderande förhållanden och som rena metaller under reducerande förhållanden.

Avskiljningen av metallerna kan underlättas genom att HCl tillsätts så att lättflyktiga metallklorider bildas och avgår vid temperaturer under askans smältpunkt (omkring 900 °C). Vid tillsats av HCl kan även koppar och krom, som normalt till största delen stannar kvar i askåterstoden, drivas av vid dessa temperaturer.

Flygaska från avfallsförbränning innehåller normalt avsevärt mycket mer zink jämfört med andra tungmetaller såsom bly, kadmium, kvicksilver, arsenik, krom, koppar och nickel. Tungmetallkondensatet från den termiska askreningen kommer därmed främst att bestå av zink vilket gör att i huvudsak metallutvinningen av denna metall är aktuell.

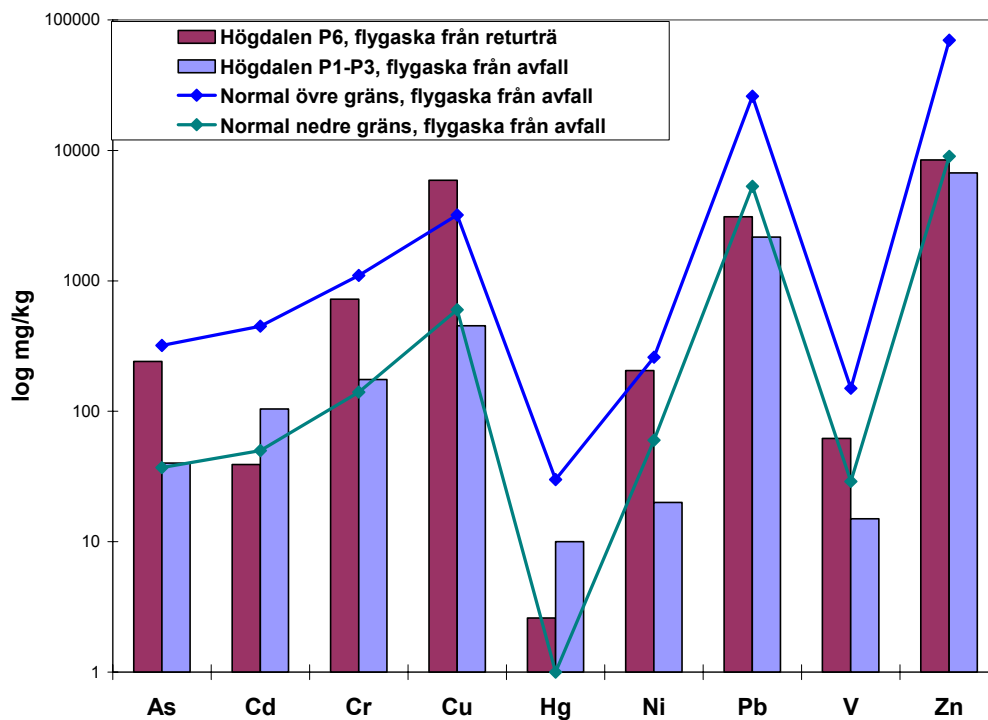
4.2 Analyser av aska

4.2.1 Flygaska och slam

Sammansättningen i aska från olika förbränningsanläggningar skiljer sig kraftigt åt beroende på vilket bränsle som eldats, typen av panna och vilken rökgasreningsteknik som använts. I Tabell 7 i bilaga B redovisas det normala intervallet för innehåll av olika ämnen i flygaska och rökgasreningsslam från hushållsavfallsförbränning enligt uppgifter i internationell litteratur [11]. I tabellen jämförs även de normala tungmetallhalterna med analyser från två svenska avfallsförbränningsanläggningar med rostpannor (Högdalen och Uppsala) samt en returträeldad FB-panna (Högdalen). I Högdalenverket får man ut ren flygaska från slangfilter [12] medan man i Uppsalas

anläggning har ett vått reningssteg som ger ett slam, vilket blandas med flygaskan [13]. De två anläggningarna beskrivs närmare i bilaga B.

Figur 1 illustreras det normala intervallet för flygaskor från avfallsförbränning i internationell litteratur jämfört med Högdalens flygaska från P1-P3 (avfallsförbränning) och P6 (returträförbränning) (observera att skalan är logaritmisk).



Figur 1. Normalt internationellt intervall för flygaska från avfallsförbränning enligt [11] (mellan linjerna) samt analyser för flygaska från Högdalen (P1-P3 och P6) [14].

Figure 1. Normal international interval for flyash from waste incineration according to [11] (between the lines) and analysis of flyash from Högdalen (P1-P3 and P6) [14].

Innehållet av tungmetaller i flygaskan från Högdalens pannor för avfallsförbränning ligger generellt under det normala intervallet för flygaskor. Undantaget är halterna av kadmium, krom och kvicksilver som hamnar inom de normala värdena.

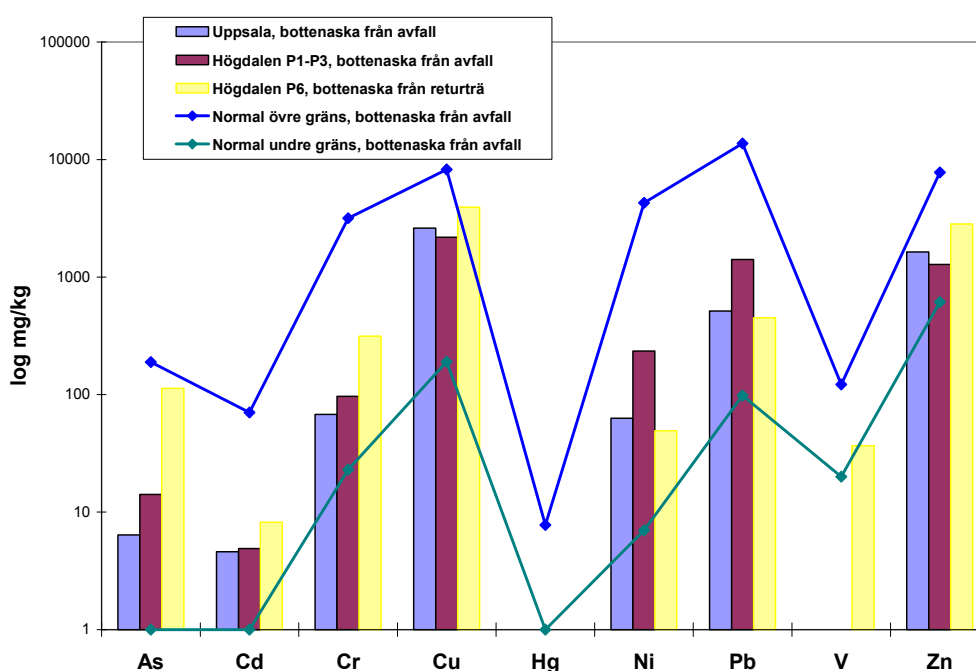
Även Högdalens flygaska från returträförbränning innehåller för de flesta tungmetallerna halter som är inom det normala internationella intervallet för avfallsförbränningsaska. Koppar hamnar emellertid något över detta intervall medan kadmium, zink och bly hamnar något under.

En jämförelse mellan P1-P3 (avfallsförbränning) och P6 (returträförbränning) i Högdalen visar att innehållet av tungmetaller i flygaskan från P6 generellt är något högre än från P1-P3. Halten koppar och nickel är mer än 10 gånger högre medan halten arsenik, krom och vanadin är mellan 4 och 6 gånger högre. För zink och bly är halterna omkring 20-30 procent högre i flygaskan från P6. Undantaget är halterna av kadmium

och kvicksilver som är 2,5 respektive 3,3 gånger lägre i flygaskan från P6 [14]. Den variation som dessa askanalyser återspeglar är en effekt av både olikheter i bränslets sammansättning och de olika pannornas utformning. Det bör här även noteras att förbränningen av returträ i FB-pannan ger en mycket mindre askmängd jämfört med rostpannorna för förbränning av avfall.

4.2.2 Bottenaska

I Tabell 8 i bilaga B redovisas det normala intervallet för innehåll av olika ämnen i bottenaska från avfallsförbränning enligt internationella uppgifter i litteraturen [11]. I tabellen jämförs även de normala tungmetallhalterna med halterna i bottenaska från de avfallseldade rostpannorna i Högdalen och Uppsala samt den returträeldade FB-pannan i Högdalen. Denna jämförelse illustreras även i Figur 2 nedan (observera att skalan är logaritmisk).



Figur 2. Normalt internationellt intervall för bottenaska från avfallsförbränning enligt [11] (mellan linjerna) och analyser för bottenaska från Högdalen (P1-P3 och P6) [14] och Uppsala [13].

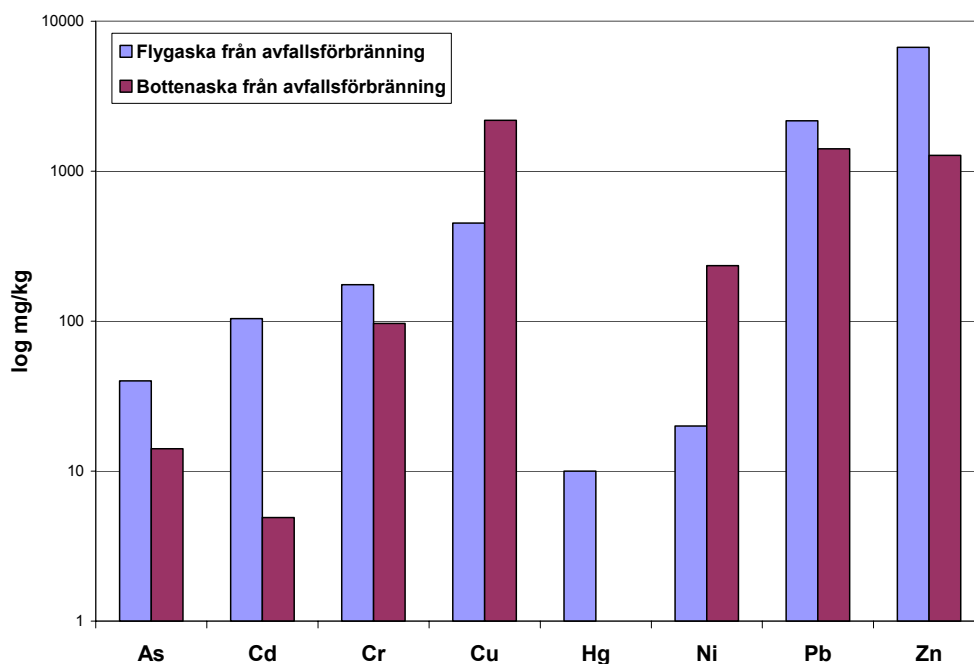
Figure 2. Normal international interval for bottom ash from waste incineration according to [11] (between the lines) and analysis of flyash from Högdalen (P1-P3 and P6) [14] and Uppsala [13].

Eftersom bottenaska från avfallsförbränning kan ha mycket varierande sammansättning är det normala intervallet för innehållet i bottenaskor brett. Analyserna från de två svenska avfallsförbränningsanläggningarna visar att innehållet av tungmetaller ligger inom den normala internationella ramen. Även tungmetallinnehållet i bottenaskan från den returträeldade anläggningen hamnar inom detta intervall.

En jämförelse mellan P1-P3 (avfallsförbränning, rostpannor) och P6 (returträförbränning, FB-panna) i Högdalen visar att innehållet av tungmetaller i bottenaska från P6, precis som för flygaska, generellt är något högre än från P1-P3. Undantaget är halterna av nickel och bly som är något gånger lägre i bottenaskan från P6 [14].

4.2.3 Jämförelse mellan flyg- och bottenaska

Figur 3 visar skillnader i innehåll av tungmetaller mellan bottenaska och flygaska från förbränning av hushållsavfall i rostpannor (P1-P3, Högdalen) (observera att skalan är logaritmisk). Tungmetallerna arsenik, kadmium, krom, kvicksilver, bly och zink återfinns i större halter i flygaskan jämfört med bottenaskan. Bottenaskan har dock större innehåll av metaller som inte är lika lättflyktiga: koppar och nickel. Eftersom flygaska har högre halter av ett flertal tungmetaller är det som tidigare nämnts denna typ av aska som främst är aktuell för termisk behandling.



Figur 3. Jämförelse mellan innehållet av tungmetaller i bottenaska och flygaska från förbränning av hushållsavfall i rostpannor (P1-P3, Högdalen) i logaritmisk skala [14].

Figure 3. Comparison between the content of heavy metals in bottom ash and flyash from municipal waste incineration in grate boilers (P1-P3, Högdalen) in logarithmic scale [14].

5 Processutrustning

Ett behandlingssystem baserat på termisk separation av komponenter från aska består av följande utrustningar:

- Matning till reaktor
- Reaktor
- Utmatning efterbehandling av den renade askmatrisen
- Bortledning av processgaser och behandling av dessa.
- Eventuellt energiåtervinning

Askan som ska renas och stabiliseras matas in till reaktorn. I reaktorn råder tillräckligt hög temperatur för att lättflyktiga ämnen ska förångas och följa med processgasen. När processgasen kyls kondenserar ämnena ut och kondensatet kan sedan upparbetas för att utvinna metallerna. Processgasen från systemen renas antingen med ett existerande rökgasreningssystem för förbränningsavgaser eller med en separat rökgasrening. De ämnen som inte förångas i den termiska processen blir kvar i den sammansmälta/sintrade produkten, vilken kontinuerligt tappas av från reaktorn.

5.1 Reaktorn

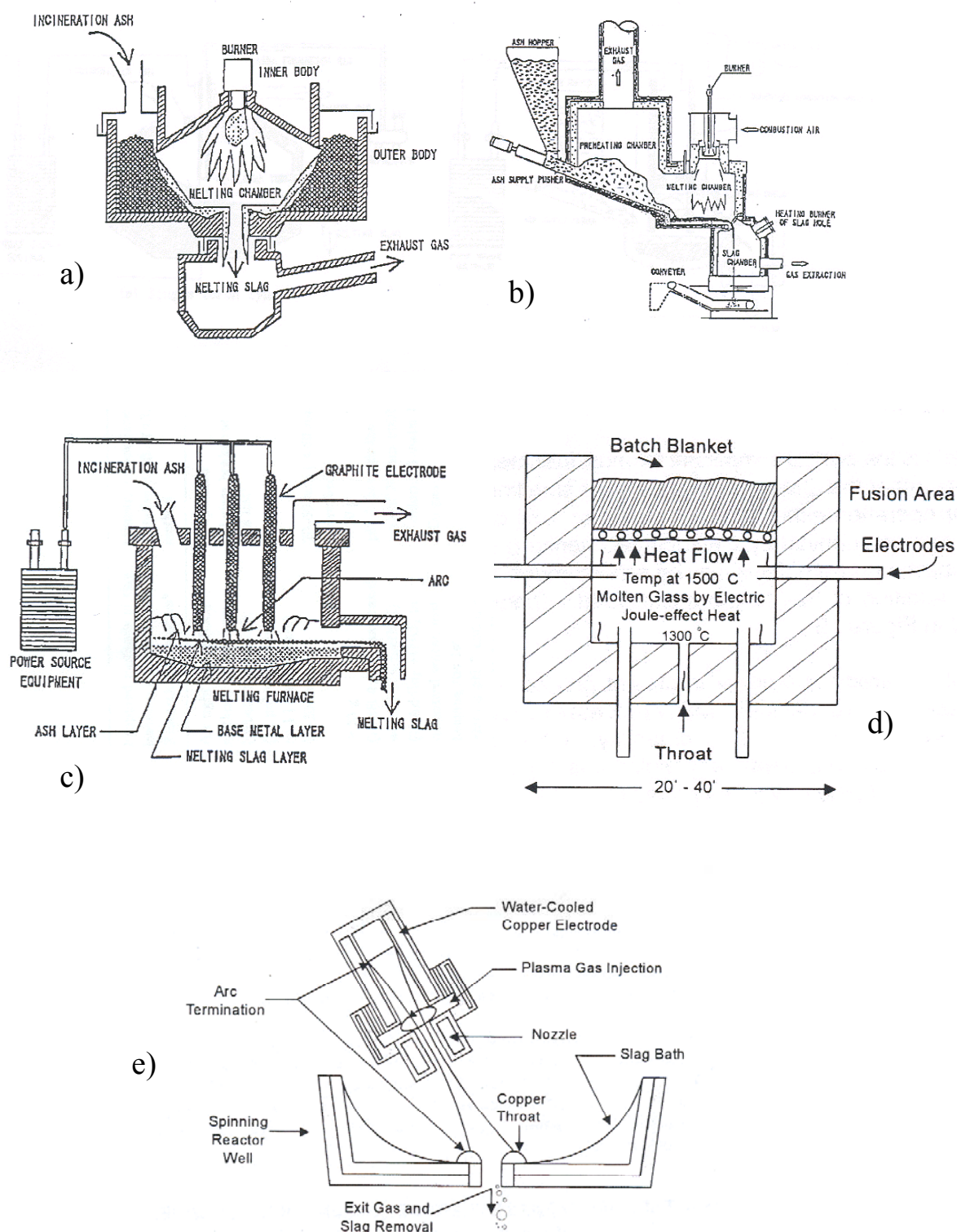
Reaktorn är den centrala komponenten för termisk behandling. Erfarenheten med materialbehandling vid dessa höga temperaturer finns framför allt inom mineralindustrin, järn- och stålindustrin samt övrig metallframställning. Det är därför naturligt att man sökt utnyttja de utrustningar som används t ex inom stålindustrin. Utseendet på högtemperaturreaktorn och processförfarandet varierar beroende på om den höga temperaturen åstadkoms med ett bränsle eller elektriskt. Bränslen kan användas i en brännare som är placerad i reaktorn eller som tillsatsbränsle i det inmatade materialet [11]. Systemen kan klassificeras enligt följande:

- (1) Smältsystem med förbränning [15]:
 - Ytsmältugn
 - Virvelflödesugn
 - Kolbäddsugn
 - Roterande brännugn
 - Invändig smältugn
- (2) Elektriska smältsystem [15]:
 - Elektrisk ljusbågsugn
 - Elektrisk motståndsgugn
 - Plasmaugn
 - Induktionsugn (högfrekvent eller lågfrekvent)

(3) Bränsleeldad roterugn för sintring av materialet:

- Fossilgaseldad roterugn
- Direkt pelletseldad roterugn
- Roterugn med biopulvereldad brännare

De första anläggningarna för termisk behandling använde ytsmältugn, elektrisk ljusbågsugn eller koleldad smältugn. På senare år har det utvecklats plasmasmältugnar samt ugnar med uppvärmning genom elektriskt motstånd eller lågfrekvent induktion. Många system med dessa tekniker är fortfarande på försöksstadiet [15]. Även roterugnar med biobränsleförbränning är en teknik som har utvecklats de senaste åren, bl a på Umeå Universitet. I Figur 4 visas några av de vanligaste smältsystemen för termisk behandling.



Figur 4. Olika typer av smältssystem: a) roterande ytsmältugn, b) ytsmältugn med fast bädd, c) elektrisk ljusbågsugn, d) elektrisk motståndsgugn och e) plasmaugn [11], [15].

Figure 4. Different types of melting systems: a) rotating surface melting furnace, b) fixed bed surface melting furnace, c) electric arc melting furnace, d) electric resistance melting furnace and e) plasma melting furnace [11], [15].

5.2 Avskiljning av tungmetaller ur processgasen

När processgasen från högtemperaturreaktorn, som anrikats på tungmetaller och andra komponenter, kyls kondenserar dessa ämnen ut i form av ett stort antal submikrona partiklar (submikron = $< 1\mu\text{m}$). Dessa partiklar skall sedan avskiljas i efterföljande reningssteg så att processgaserna utan problem kan släppas ut till atmosfären och det avskiljda koncentratet användas för metallåtervinning eller möjligen deponeras. Till viss del kan de bildade submikrona partiklarna visserligen agglomerera till större partiklar men efterföljande rening måste dimensioneras på ett sådant sätt att även submikrona partiklar avskiljs effektivt. Ett sådant avskiljningssteg kan i princip likna den rökgasrening som finns i en stor avfallsförbränningsanläggning och för en integrerad anläggning kan eventuellt delvis samma utrustning användas. I den lilla skalan kan det även vara aktuellt med andra avskiljningstekniker. I en avfallsförbränningsanläggning behandlas oftast stora mängder gas med relativt små halter oönskade komponenter, medan mängderna processgas från en termisk reningsprocess oftast är relativt små men med förhållandevis höga halter av ämnen som ska skiljas av.

Problemet vid behandling av processgasen är att de små partiklarna i princip beter sig som gaser och därmed är svåra att fånga i olika typer av filter eller konventionell utrustning för rökgaskondensering. I rökgasreningen har redan samma problem mötts och en viss avskiljning uppnåtts. I och med att askan åter upphettas kommer brister i avskiljningen direkt leda till att de totala emissionerna av de aktuella tungmetallerna ökar, vilket givetvis inte är acceptabelt. I en avfallsförbränningsanläggning tillsätts även oftast olika typer av ämnen (t.ex. kalk eller aktivt kol) för att adsorbera specifika ämnen i rökgaserna. Detta innebär att dessa ämnen binds till relativt sett stora partiklar vilka lättare kan avskiljas. Detta är inte önskvärt vid termisk rening om man i en senare upparbetning ska utvinna metaller ur koncentratet varför en kondensering och rening utan tillsatts av adsorbenter i dessa fall är önskvärd. Vid en projektering av en termisk behandlingsanläggning för aska är det därmed mycket viktigt att den processgas som uppkommer renas även vad gäller submikrona partiklar och att eventuella utsläpp till atmosfären tas med vid en bedömning av den totala miljöbelastningen.

6 Processbeskrivningar

Ett stort antal processer för termisk rening av aska är under utveckling och en del används även i industriell skala. I Tabell 2 samt Tabell 6 i bilaga 0 visas en sammanställning av ett urval av termiska processer för stabilisering och rening av aska. Många referenser innehåller begränsad information om tekniska detaljer angående processförhållanden och prestanda. Dessutom har många processdemonstrationer varit begränsade till utvärderingar i laboratorieskala. För processerna i Tabell 2 har det emellertid varit möjligt att göra detaljerade processbeskrivningar, vilket sker i kommande avsnitt. Processerna i Tabell 6 behandlas inte närmare i denna studie.

Processerna kan klassificeras på många olika sätt t ex baserat på egenskaperna för den producerade produkten, typ av högtemperaturreaktor eller processkemi. Då fokus i denna studie ligger på avskiljning av komponenter från askan är det motiverat att dela in processerna utifrån de förhållanden som råder i reaktorn. Nedan delas separationsprocesserna in i fem olika grupper beroende på om det råder oxiderande eller reducerande förhållanden i högtemperaturreaktorn, om HCl-tillsats används för att bilda lättflyktiga klorider som underlättar avskiljningen samt om temperaturen är över eller under askans smältpunkt. Processerna i de tre första grupperna sker vid tillräckligt höga temperaturer för att det behandlade materialet ska smälta medan temperaturen är under askans smältpunkt för processerna i de två sistnämnda grupperna.

1. Processer med smältningsförfarande under oxiderande förhållanden
 - Högtemperaturprocess, Seiler (ugn med bränsleförbränning)
 - Deglor, ABB (elektrisk strålningsugn)
 - KSMF, Kubota (roterande ytsmältugn med bränsleförbränning)
 - Process med kall degel, CEA
2. Processer med smältningsförfarande under reducerande förhållanden
 - AshArc, ABB (elektrisk ljusbågsugn)
 - Elomelt, Steinmüller (elektrisk ljusbågsugn)
 - Plasmox, MGC Plasma (plasmaugn)
 - VitroArc, ScanArc (plasmaugn)
 - Elektroslaggprocess, Sunnen Technologies (elektrisk motståndsgugn)
3. Tvåstegsmältprocesser med oxiderande + reducerande förhållanden
 - HSR, Von Roll (elektrisk ljusbågsugn)
4. Processer med tillsats av HCl
 - CT-FLUAPUR, CT Environment
5. Processer med sintring i roterugn
 - Greengrove-processen, Greengrove
 - NERAB-processen, Umeå Universitet

Tabell 2. Översikt av termiska behandlingsprocesser för aska.

Table 2. Overview of processes for thermal treatment of ashes.

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov (el+bränsle)	Utvecklingsstatus	Bilaga
Högtemperatur-separationsprocess (Seiler) [16]	Smältning under oxiderande förhållanden. Uppvärmning med fossila bränslen eller avfall. Förångning av metallsalter. Kontinuerlig avtappning av botten-smälta.	1550 °C	Filteraska från avfallsförbränning	73 wt-% förglasat material 15 % tungmetall-koncentrat	2,1 MWh/ton (0,3 ton/h) 0,7 MWh/ton (aska + filterkakor 1,5 ton/h)	Erfarenheter från pilotförsök (100 kg/h) och industriella försök (500 kg/h). Försöksanläggning i Frieberg, Sachsen togs i drift 1998, två linjer med vardera 300-400 kg/h. Har gått i konkurs.	E
Deglor (ABB) [16],[11]	Smältning under oxiderande förhållanden med kontinuerligt flöde. Elektrisk strålningsugn med motståndsvärmelement ovanför smältan, i större anläggningar finns även extra doppelektroder i smältan. Förångning av metallsalter. Lämplig för behandling av < 4000 ton/år.	1300 – 1500 °C	Filteraska från avfallsförbränning	75-80 % förglasat material [16],[11] 14 % tungmetall-koncentrat [16] (5-7 % tungmetall-koncentrat [11]) askans volym minskas med 70 % [11]	1,2 MWh/ton (0,22 ton/h) [16]	Pilotskaleförsök i Schweiz (1989), 50-100 kg/h, 3600 drifttimmar. Kommersiell anläggning i drift i Japan sedan 1996 med två linjer, 1600 ton/år [16].	F

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov (el+bränsle)	Utvecklingsstatus	Bilaga
KSMF – Kubota Surface Melting Furnace (Kubota, Japan) [16]	Smältning i ugn med två koncentriska cylindrar under oxiderande förhållanden (roterande ytsmältugn). Uppvärmning med fossila bränslen. Material tillsätts genom den smala ringspalten. Förångning av metallsalter.	1300- 1500 °C	Filteraska från avfallsförbränning	83 wt-% förglasat material 9 % tungmetall- koncentrat	4,2 MWh/ton (0,23 ton/h) 2,3 MWh/ton (2,3 ton/h)	Förfarandet har provats i en kontinuerlig anläggning sedan 1975, 150-200 kg/h. Kommersiella anläggningar i drift i Japan sedan 1987. 1998 fanns 5 anläggningar i Japan (200 kg/h till 2,6 ton/h).	G
Smältning i kall degel (CEA, Frankrike) [17]	Förglasningsprocess med kall degel där murverket isoleras från smältan genom ett tunt fast lager mellan degelvägg och smälta. Förångning av metallsalter. Småskalig förbränning.	Typiskt 1400 °C. (Kan komma upp i över 2500 °C)	Flygaska från avfallsförbränning (Även icke-nukleärt avfall, men med höga halter av tungmetaller t.ex. rökgasreningsprodukter)	Uppgift saknas.	Högre än en konventionell ugn.	Prototyper och pilotanläggningar är i drift i Marcoule i Frankrike och i Korea.	H
AshArc (ABB) [16]	Smältning under reducerande förhållanden (grafitelektroder). Elektrisk ljusbågsugn där flygaska förs in genom en ihålig elektrod. Två faser: metall och glassmälta. Förångning av främst rena metaller.	1400- 1500 °C	Flygaska eller finfraktionen av bottenaskan från avfallsförbränning	70 wt-% förglasat material 1 wt-% metallegeringar 17 wt-% tungmetallkoncentrat	0,9 MWh/ton (2,3 ton/h)	Testad i stor skala hos Mefos i Sverige, >40 ton aska behandlades (2 ton/h) [18]. Det längsta försöket pågick i 6 h [16]. ABBs ljusbågsugn används sedan tidigare i metallurgisk industri.	I

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov (el+bränsle)	Utvecklingsstatus	Bilaga
Elomelt (Steinmüller) [16]	Smältning under reducerande förhållanden. Elektrisk ljusbågsugn med 3 grafitelektroder. Två faser: metall och glassmälta. Förångning av främst rena metaller.	1250-1500 °C	Filteraska+ filterkakor från avfallsförbränning samt tillsatser (sand tillsätts för att öka andelen glasbildande substanser)	90 wt-% förglasat material 0,5 wt-% metallegeringar 14 wt-% tungmetall-koncentrat	0,9 MWh/ton	Pilotförsök i batchdrift med 250 kg/försök har utförts. Kommersiell anläggning har studerats för Böbingen men inte förverkligast pga kostnadsskäl (låga deponeringskostnader).	J
Plasmox (MGC Plasma AG, Schweiz) [16]	Smältning under reducerande förhållanden. Uppvärmning med två elektriska plasmabrännare där gas strömmar genom en elektrisk ljusbåge. Två faser: metall och glassmälta. Förångning av främst rena metaller.	1700 °C	Filteraska+ filterkakor från avfallsförbränning samt tillsatser (kol, glasbildare)	82 wt-% förglasat material 0,6 wt-% metallegeringar 13 % tungmetall-koncentrat	1,0 MWh/ton	Försök i teknisk skala med 20 kg/h. Försök i industriell skala (1 ton/h) i Muttenez i Schweiz startade 1990.	K
VitroArc (ScanArc Plasma Technologies AB, Sverige) [19]	Stabilisering och separation av flygaska i en plasmauppvärmd reaktor med reducerande förhållanden. Förångning av främst rena metaller.	1400 °C	Flygaska från avfallsförbränning	60 wt-% förglasat material	1,1 MWh/ton	Testad i pilotskala (1 ton/h). Över 400 ton flygaska har behandlats. Kommersiell anläggning har studerats för en avfallsförbränningsanläggning i Holland men inte förverkligast pga kostnadsskäl.	L

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov (el+bränsle)	Utvecklingsstatus	Bilaga
Elektroslagprocess (Sunnan Technologies, Frankrike) [20]	Elektroslagprocess med smältning under reducerande förhållanden. Uppvärmning genom elektrisk motstånd i smältan mellan två elektroder. Två faser: metall och slagg. Förångning av främst rena metaller.	Upp till 1800 °C	Bottenaska från avfallsförbränning	80 wt-% slagg 8 wt-% gjutjärn 2-3 wt-% rökgasreningsprodukter	0,55 MWh/ton	Testad i pilotskala i >18 månader (6-10 ton/h, 1500 °C).	M
HSR = "Holderbank" smält-redox (Holderbank, Schweiz marknadsförs av Von Roll) [16], [11]	Tvåstegsprocess: 1. Slaggen smälts under oxiderande förhållanden (tillsats av ren O ₂). Förångning av lättflyktiga metallsalter. 2. Partiell reduktion av smältan med H ₂ /H ₂ O-blandning. Värmning elektriskt med 3 grafit elektroder. Förångning av rena metaller.	1300-1500 °C	Botten- och filteraska från avfallsförbränning samt aska från avloppsslamsförbränning	På basis av flygaska enbart enligt [16]: 70 wt-% glasgranulat 17 wt-% tungmetallkoncentrat 1 wt-% metallegereingar	0,7-0,8 MWh/ton [16], [11]	Laboratorieexperiment samt kontinuerliga pilotförsök (500 kg/h) [16]. Den första fullskaleanläggningen togs i drift under våren 1997 i Bremerhaven [16]. Anläggningen är idag ombyggd och HSR-konceptet borttaget p g a för höga kostnader [21].	N
CT-FLUAPUR (CT Umwelttechnik, Schweiz) [22],[23]	Separation av tungmetaller genom tillsats av HCl. Förångning av lättflyktiga metallklorider.	900 °C	Flygaska och slagg från avfallsförbränning samt tillsats av 10 % HCl.	Mineraler Sandliknande material Tungmetallkoncentrat	Lägre än för termiska processer utan HCl-tillsats	Försök i laboratorieskala. Projektet är nerlagt.	O

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov (el+bränsle)	Utvecklingsstatus	Bilaga
Greengrove-processen (Greengrove, USA)	Granulering och sintring av granulerna i bränsleeldad roterugn. Reducerande förhållanden lokalt i granulerna. Fastläsning av tungmetaller till lättviktsaggregat för konstruktionsändamål.	900-1000 °C	Komunalt avfallsslam, biobränsleaska mm	Sintrade, stabiliserade lättviktsaggregat liknande lerkakor	?	Demonstrerad i pilotanläggning.	P
NERAB (Umeå Universitet)	Granulering och sintring av granulerna i bränsleeldad roterugn. Reducerande förhållanden lokalt i granulerna. Termisk separation sker av tungmetaller och organiska toxiska produkter från biobränsle-/ blandaskor, slam mm, med samtidig stabilisering och kontroll av lakningsegenskaper.	900-1000 °C	Askor och slam	Produkter för återföring av näringsämnen till skogs-, jordbruks- och torvmark	~1,5 MWh/ton Positiva resultat från preliminär ekonomisk utvärdering av DEMO-anläggning för askåterföring integrerad med bioenergi-process.	Demonstrerad i bänkskala, DEMO-förstudie genomförd, projekteras?	Q

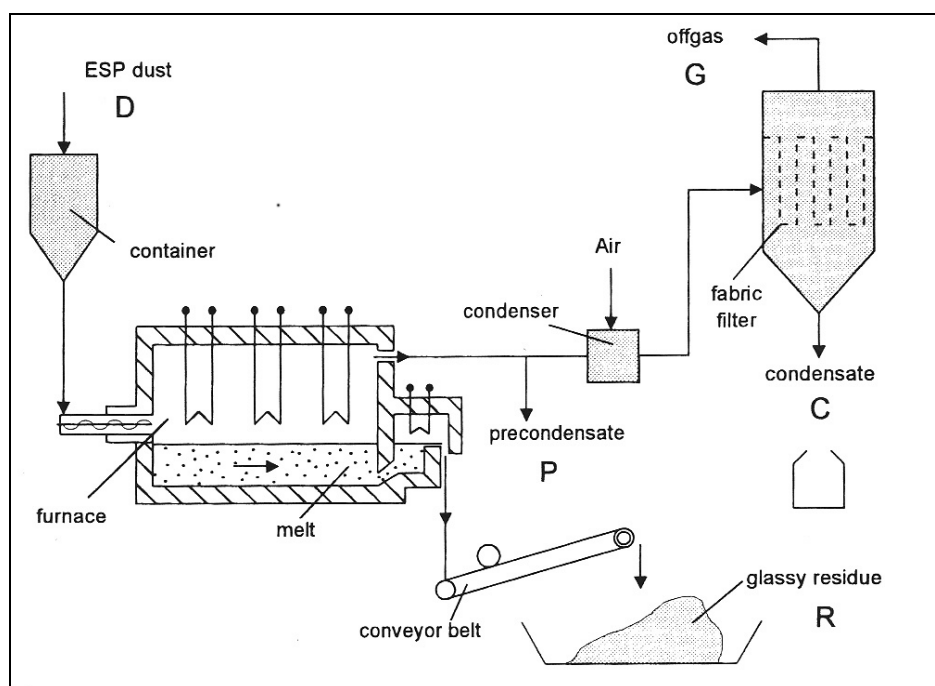
6.1 Olika typer av termiska reningsprocesser

De termiska separationsprocesserna för att rena askor kan som tidigare nämnts delas in i följande grupper:

- Processer med smältningsförfarande under oxiderande förhållanden
- Processer med smältningsförfarande under reducerande förhållanden
- Tvåstegssmältprocesser med oxiderande + reducerande förhållanden
- Processer med tillsats av HCl
- Processer med sintring i roterugn

I avsnitten nedan ges en kortfattad beskrivning av de karakteristiska egenskaperna för respektive grupp.

6.1.1 Smältningsförfarande under oxiderande förhållanden



Figur 5. Exempel på process med smältning under oxiderande förhållanden. Elektrisk strålningsugn med motståndsvärmelement ovanför smältan (Deglor-processen) [11].

Figure 5. Example of process with melting during oxidizing conditions. Electric furnace with resistor rods above the melt (the Deglor process) [11].

Restprodukterna hettas upp till 1300-1500 °C i en smältugn. Upphetningen sker med bränslen eller elektriskt. Det mesta av metallsalterna förflyktigas vid dessa temperaturer.

Återstoden bildar en smälta i vilken tungmetallernas oxider stannar kvar. Smältan tappas kontinuerligt ut ur ugnen och granuleras i ett vattenbad eller gjuts i kokiller.

Processgaserna sugas ut ur ugnen och störtkyls genom inblåsning av luft eller insprutning av vatten till cirka 200 °C. Därmed kondenserar tungmetallsalterna som stoft som skiljs av med hjälp av partikelfilter. Stoftet innehåller bly- och zinkhalter som enligt tillverkarna är tillräckliga för att dessa metaller skall kunna utvinnas.

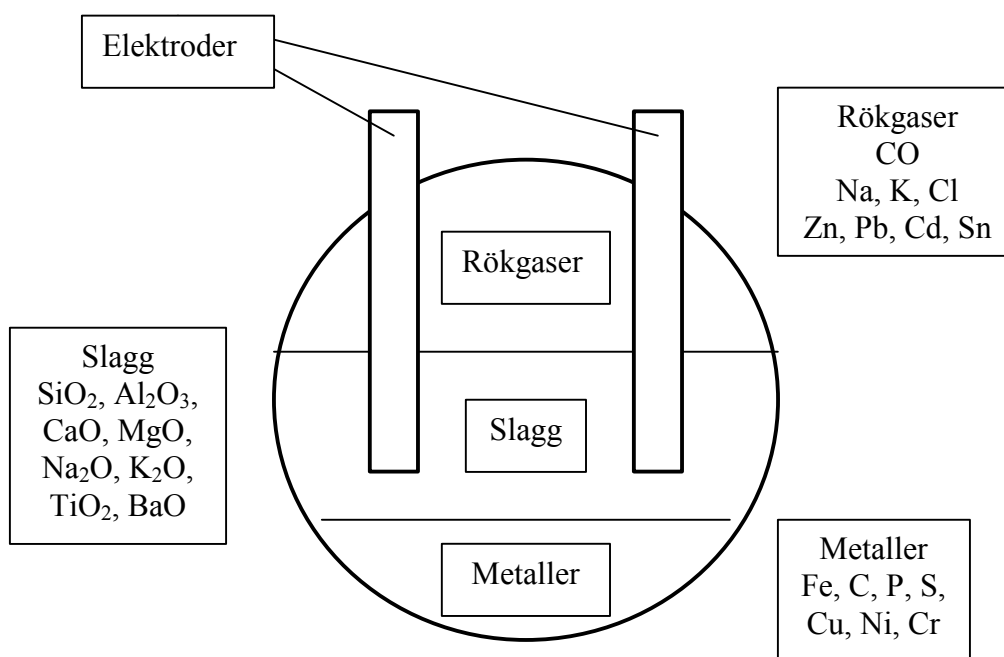
Efter partikelfiltreringen innehåller processgasen fortfarande HCl och SO₂ i höga koncentrationer. En tvättning utförs därmed, varvid salthaltigt avloppsvatten faller ut och efter rening även filterkakor.

Några exempel på behandlingsprocesser med oxiderande smältning är processer från Seiler, ABB (Deglor) och Kubota (KMSF) vilka beskrivs i bilaga E, F respektive G. Processutformningarna skiljer sig åt på flera sätt t ex när det gäller uppvärmningsmetod och ugnens design. I Seilers och Kubotas processer sker uppvärmningen med fossila bränslen medan ABBs Deglor-process värms med två elektriska system (motståndsvärmeelement över smältan och doppelektroder i smältan). Kubota-processens ugn består, till skillnad från de övriga, av två koncentriska cylindrar som roterar varpå materialet, som matas in genom ringspalten, fördelas så att en bädd bildas. Bädden smälts och slaggen flyter neråt i det centrala avloppet. I ABBs Deglor-process (som lämpar sig för flöden < 4000 ton/år) matas askan in i ugnen genom en vattenkyld skruvtransportör och glassmältan flyter genom ett vattenlås i en uttagskammare ur vilken den flyter ut över ett överlopp. Seilers process har en förvärmare innan smältugnen där askan transporteras med roterande insatser och förvärms med varmluft från värmeåtervinning till 600 °C.

Av de tre ovanstående beskriva oxiderande processerna är Kubota-processen den mest energikrävande. Integrerad med en avfallsförbränningsanläggning går det åt mer än dubbelt så mycket energi per kilo behandlad aska för Kubota-processen jämfört med de två övriga [16].

I bilaga H beskrivs ytterligare en variant av oxiderande smältningsprocess där en kall degel används. Processen lämpar sig för små applikationer. Idén består i att isolera murverket från smältan genom att placera ett tunt fast lager (1-10 mm) av samma material mellan degelvägg och smälta: detta skikt bildas spontant när degelväggarna kyls med vatten. Det isolerande skiktet gör att extremt höga temperaturer kan uppnås, toxiskt avfall kan behandlas samt att ultrarena material kan skapas utan att de kontamineras av materialen i degelväggarna [17].

6.1.2 Smältningsförfarande under reducerande förhållanden



Figur 6. Principiell skiss för en process med reducerande smältning där uppvärmningen sker med elektriskt motstånd [20].

Figure 6. Principal figure for a melting process with reducing conditions and heating by electric resistance [20].

Restprodukterna hettas upp i en smältugn till cirka 1300-1500 °C och smälts därmed. Upphettningen utförs elektriskt eller med plasmabrännare. Det mesta av metallsalterna avdunstar vid den höga temperaturen och övergår i gasfasen. Genom en tillsats av reduktionsmedel (kol, grafitelektroder, reducerande gas) uppstår i smältutrymmet en reducerande atmosfär. Tungmetallerna som föreligger som oxider i smältan reduceras till deras metalliska tillstånd och de lättflyktiga metallerna avdunstar.

Metaller som vid den aktuella temperaturen i ugnen förekommer som smälta (järn, nickel, koppar, krom) faller som droppar i smältan och sedimenterar på grund av deras höga densitet. Under glassmältan bildar metallerna en andra smält fas. Denna metallegering måste, liksom glassmältan, avlägsnas från ugnen regelbundet.

Processgaserna sugs ut ur ugnen och störtkyls genom inblåsning av luft eller insprutning av vatten till cirka 200 °C varpå de flyktiga tungmetallsalterna kondenserar ut som stoft. Detta avlägsnas med hjälp av partikelfilter. Stoftet har enligt tillverkarna en sådan koncentration av bly och zink att metallerna kan utvinnas.

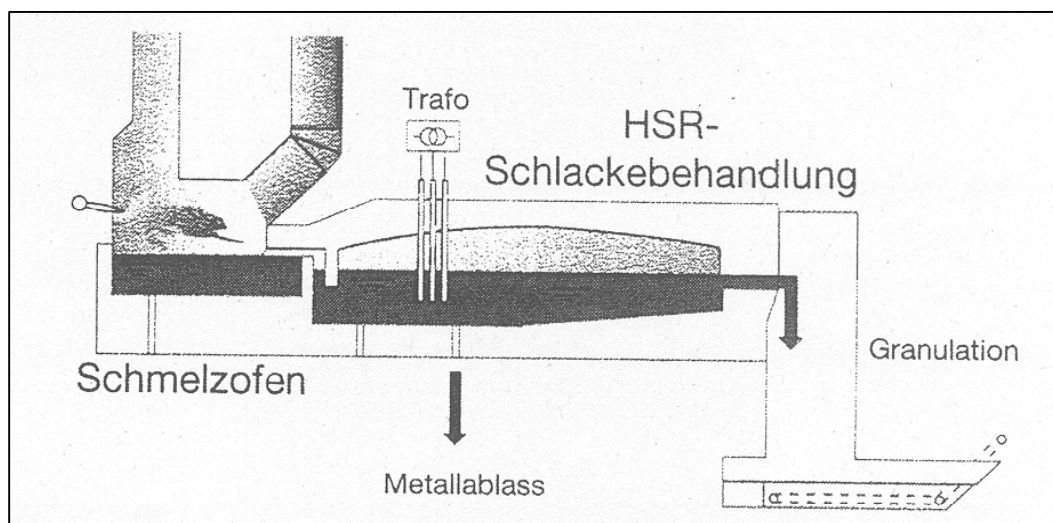
Efter utkondenseringen av metallerna innehåller processgasen fortfarande HCl och SO₂ i höga koncentrationer. En särskild våt rening utförs därmed varpå salthaltigt avloppsvatten faller och, beroende på reningsmetod, även filterkakor.

Några exempel på behandlingsprocesser med reducerande smältning är processer från ABB (AshArc), Steinmüller (Elomelt), MGC Plasma (Plasmox), ScanArc (VitroArc) och Sunnen Technologies (elektroslagprocess), vilka beskrivs i bilaga I, J, K, L respektive M. Uppvärmningssättet och smältugnens utformning skiljer sig åt för de olika processerna. Ingen av processerna använder bränslen primärt för uppvärmning utan alla värms upp huvudsakligen elektriskt. I både Steinmüllers process och ABBs AshArc-process används en ljusbågsugn med tre grafitelektroder. Inmatningen av askan skiljer sig dock mellan de två processerna. För ABBs AshArc-process förs askan in genom en ihålig elektrod till ett bad av smält järn medan askan i Steinmüllers process istället matas in genom ugnslocket.

Sunnen Technologies elektroslagprocess har en elektrisk motståndsupvärmning där den smälta askan bildar en elektrolyt mellan två elektroder. Den direkta uppvärmningen genom elektrisk motstånd i smältan gör att processen kräver mindre energi jämfört med de övriga reducerande processerna.

I Plasmox-processen förs askan, tillsammans med glasbildande tillsatser, in genom ugnslocket och uppvärmningen sker med två plasmabrännare där gas strömmar genom en elektrisk ljusbåge. För att erhålla reducerande förhållanden används H_2 -gas men även kolhaltiga material tillsätts. Avtappningen av glas- respektive metallsmälta sker periodiskt genom att tippa på ugnen. Även i ScanArcs VitroArc-process sker uppvärmningen med plasmabrännare.

6.1.3 Tvåstegsprocess med oxiderande + reducerande förhållanden



Figur 7. Tvåstegsprocess med oxiderande + reducerande förhållanden (HSR-processen)[16].

Figure 7. Two-step-process with oxidizing + reducing conditions (the HSR process) [16].

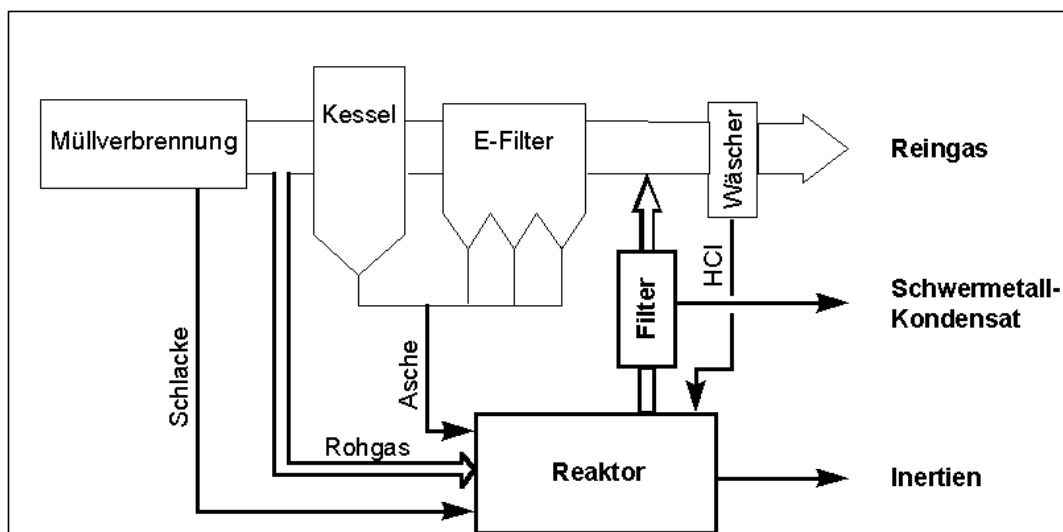
Holderbank-Schmelze-Redox processen (HSR) är ett smältningsförfarande i två steg för behandling av slagg och flygaska från avfallsförbränning.

I den första zonen smälts slaggen under oxiderande förhållanden. Därvid oxideras återstående kolföreningar, aluminium och järn. I den andra zonen, som är elektriskt uppvärmd med tre grafitelektroder, tillsätts flygaskan genom en ihålig elektrod direkt in i smältan.

Den andra delen av processen liknar de reducerande processer som tidigare beskrivits. Genom användningen av grafitelektroder uppstår i den andra zonen reducerande förhållanden och tungmetallföreningarna reduceras då till den elementära formen, dvs metall. De lättflyktiga metallerna förångas och återfinns i gasfasen. Järn, koppar, krom och nickel bildar en metallisk fas under glassmältan som tappas av. När processgaserna störtkyls faller ett koncentrat av tungmetaller som kan återvinnas.

HSR-processen från Von Roll beskrivs närmare i bilaga N. En fullskaleanläggning togs i drift under våren 1997 i Bremerhaven (integrerad med en avfallsförbränningsanläggning). Processen visade sig dock vara för komplicerad och dyr i drift och anläggningen är nu ombyggd så att HSR-konceptet är borta helt och hållet. Von Roll kommer inte att driva utvecklingen vidare [21].

6.1.4 Processer med tillsats av HCl



Figur 8. Process med tillsats av HCl (CT-FLUAPUR-processen) [23].

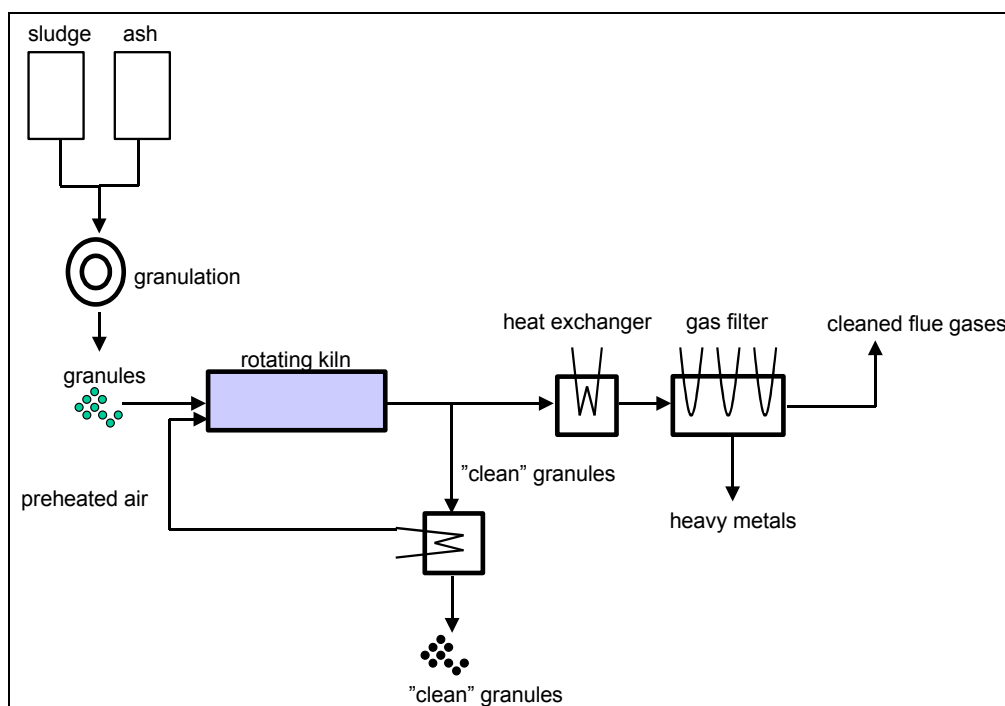
Figure 8. Process with addition of HCl (the CT-FLUAPUR process) [23].

I processen behandlas slagg och flygaska från avfallsförbränning under tillsats av HCl. Tungmetallerna reagerar då med HCl och bildar lättflytiga metallklorider. Syftet med processen är att så gott som fullständigt avskilja tungmetaller från flygaskan. Separationen sker genom att tungmetallerna förångas som klorider till processgasen för att sedan samlas upp genom kondensation. Därigenom bildas två återanvändningsbara produkter: en återstod i form av sandliknande material och en koncentrerad tungmetallblandning.

För optimal tungmetallförångning i tidigare beskrivna processer kvävs att temperaturen är högre än smältpunkten för flygaskan (1100-1300 °C). Genom tillsats av HCl (omkring 10 %) kan dock tungmetallerna avskiljas nästan fullständigt genom termisk behandling vid 900 °C (vilket är under smältpunkten för flygaska). Eftersom den termiska behandlingen med HCl sker vid lägre temperatur jämfört med andra termiska processer blir energiförbrukningen lägre.

CT-FLUAPUR-processen med tillsats av HCl beskrivs närmare i bilaga O. CT Umwelttechnik har dock nyligen lagt ner projektet med CT-FLUAPUR-processen för att satsa på annan utveckling.

6.1.5 Processer med sintring i roterugn



Figur 9. Process med sintring i roterugn (NERAB-processen) [28].

Figure 9. Process with sintering in a rotating kiln (the NERAB process) [28].

Två nya termiska behandlingsprocesser baserade på roterugn (som kan eldas med biobränsle) har beskrivits i litteraturen: Greengrove-processen [24], [25], [26] och NERAB-processen [27], [28]. Koncepten för processerna skiljer sig men gemensamt är att de har liknande processkomponenter och utförs på ett sådant sätt att det behandlade materialet sintras, vilket betyder att askkornen växer samman utan att det bildas någon distinkt smält fas. Temperaturen vid den termiska behandlingen är cirka 900-1000 °C, vilket är under askans smältpunkt. Materialet som ska behandlas granuleras innan det förs in i roterugnen. Även om det totalt sett råder oxiderande förhållanden i reaktorn är det lokalt reducerande förhållanden i granulerna, vilket medför en effektiv avskiljning av komponenter.

Greengrove i USA har utvecklat en process (Greengrove-processen) för att producera "lättnviktsaggregat" av aska, kommunalt avloppsslam och returfiberrejekt/avsvärtningslam. Tanken är att av de olika restprodukterna producera en säljbar produkt till konstruktionsindustrin. Processen består i förbehandling och blandning av restprodukter, granulering och högttemperaturbehandling av granulerna så att helst tungmetallerna låses fast och granulerna blir tillräckligt hållfasta. Greengrove pekar på flera positiva resultat från demonstrationsförsök i pilotskala, och demonstration/kommersialisering har varit på gång ett antal år. Greengrove-processen beskrivs närmare i bilaga P.

NERAB-processen är ett helt annat processkoncept, men med liknande processkomponenter, som har utvecklats i Sverige på universiteten i Umeå och Luleå [27], [28]. Med denna process kan tungmetaller, och vid tillsats av HCl även radioaktivt cesium, separeras från näringsämnen samtidigt som även organiska toxiska produkter termiskt separeras/destrueras. NERAB-processen illustreras i Figur 9.

Resultaten från experimentella försök med NERAB-processen har visat på en mycket effektiv avskiljning av de besvärligaste metallerna och samtidigt en signifikant stabilisering av näringsämnen samt destruktion/separation av organisk toxiska komponenter. En omfattande förprojektering inför en DEMO-anläggning, med flera olika delstudier, har genomförts och slutrapporterats till NERAB av Nordin och Byström på Umeå Universitet [27], [28]. NERAB-processen beskrivs närmare i bilaga Q.

7 Restprodukter och förädlingsbara material

7.1 Askåterstoden

Återstoden från den behandlade askan förekommer, beroende på process, i olika former (t ex som glas eller sand) där de fysiska egenskaperna, sammansättningen och lakbarheten skiljer sig åt. I Sverige finns ingen generell klassificering för denna typ av produkter utan man testar från fall till fall vad materialen kan användas till [29]. Det är troligt att EU-normer kan komma att gälla för hela Europa, men i dagsläget är det lämpligast att jämföra kvaliteten för den behandlade askan med länder som har tydliga restriktioner t ex Holland och Schweiz.

De oxiderande smältprocesserna ger generellt inte en lika ren och stabil produkt jämfört med övriga processer. Ur sammansättningens synpunkt når inget smältningsförfarande under oxiderande förhållanden en kvalitet som motsvar inert material enligt den schweiziska avfallsförordningen¹. Vad gäller lakegenskaperna går spektrum från kvaliteten inert material (ABB, Deglor) över kvaliteten restprodukt (Seiler) till lakvatten från Kubota-granulaten, som knappt överskrider gränsvärdena för kvaliteten restprodukt [16].

Askåterstoden från de reducerande processerna, HSR-processen (med oxiderande och reducerande förhållanden) samt CT-FLUAPUR-processen (med tillsats av HCl) har kvaliteten inert material enligt den schweiziska avfallsförordningen¹. ABB AshArc, HSR och CT-FLUAPUR är processer där den behandlade askan dessutom klarar kraven för användning som tillsats vid betongtillverkning [16], [23].

När det gäller det den behandlade askans nyttiggörande har tillverkarna av ovan nämnda processer uppfattningen att materialet kan användas som tillsats i betong, byggmaterial, blästersand osv. Hur det är i verkligheten kan emellertid avgöras endast inom ramen för ytterligare undersökningar. Glaset från de oxiderande smältprocesserna måste troligtvis i de flesta fall lämnas på en deponi för restprodukter [16]. När det gäller nyttiggörandet av återstoder med kvaliteten inert material är det däremot mer troligt att det kan användas som exempelvis betongtillsats eller byggmaterial [16].

ScanArc har utfört tester av lakbarheten för den producerade slaggen från VirtoArc-processen som visar på att den uppfyller kraven för obegränsad användning som konstruktionsmaterial enligt holländska restriktioner [19]. ScanArc menar att det producerade materialet är lämpligt att använda som fyllnadsmaterial [29].

Egenskaperna för lättviktsaggregatet från Greengrove-processen har studerats i ett flertal studier och verkar kunna uppfylla de gällande kraven i ASTM-standarder för motsvarande kommersiella lättviktsaggregat. Stabiliseringsmetoden i NERAB-processen har även visat sig ge signifikant förbättrade egenskaper för askåterföring.

¹ Inert material enligt den schweiziska avfallsförordningen: Cd<10 mg/kg, Cu<500 mg/kg, Pb<500 mg/kg, Zn<1000 mg/kg.

7.2 Tungmetallkoncentratet

Tungmetallkoncentratet som fås ut när de flyktiga tungmetallsalterna i processgasen kondenserar ut som stoft har enligt tillverkarna tillräcklig koncentration av zink och bly för att dessa metaller ska kunna utvinnas. Koncentratet med tungmetaller kan teoretiskt arbetas upp av t ex Berzeliusverken i Tyskland [16]. Förutsättningen för detta är att kloridkoncentration är under 3 procent [16]. Stoft från smältförfaranden visar väsentligt högre kloridhalter, vilket gör att det måste behandlas. Detta medför ökade kostnader.

De enda anläggningarna i Europa för upparbetning av zink från rökgasreningsprodukten är Berzeliusverken (Schweiz) och Imperial Smelting (Bristol) [29]. Boliden i Sverige skulle eventuellt kunna utvinna zinken om cirka 30 procent föreligger som zinkoxid [30]. Kostnaden skulle dock bli orimligt hög om materialet innehåller en stor andel klorider. Även en hög koppar- eller kadmiumhalt kan medföra problem vid upparbetningen [30].

Kvikksilvret, som i vissa anläggningar med behandling av filterkakor skiljs ut från rökgaserna med hjälp av koks eller aktivt kol, uppges kunna återvinnas av exempelvis Batrec i Schweiz [16].

I Japan, där ett antal anläggningar finns i drift för termisk behandling av aska, har ännu inte metallåtervinning skett i full skala. Tungmetallkoncentratet stabiliseras istället genom cementinblandning eller tillsats av kemikalier [31].

7.3 Metallegeringarna

I de termiska behandlingsprocesser som har ett smältningsförfarande med reducerande förhållanden erhålls förutom förglasat material även liten andel metallegeringar som kan tas ut som en separat fas under glassmältan. Flera processtillverkare uppger att metallfasen, som främst består av järn, kan användas i stålverk [16]. Om nyttiggörande av metallegeringarna i stålverk är möjlig i verkligheten är dock osäkert eftersom denna fas även innehåller en hel del andra tungmetaller. Framför allt Cr, Cu och Ni avgår inte från askan vid de förhållanden som normalt råder i processerna, utan faller som droppar tillsammans med järnet på grund av deras höga densitet.

En japansk studie [32] har visat att metallfasen från en elektrisk ljusbågsugn innehåller relativt höga halter av fosfor och koppar, vilket vanligtvis vill undvikas vid stålframställning.

Sunnan Technologies [20] uppger dock att det gjutjärn som erhålls i deras elektroslagprocess som en separat fas kan nyttiggöras i en metallurgisk process trots att den kan innehålla stora mängder fosfor. Det finns nämligen tillämpningar i gjuterier där man eftersträvar en viss fosforhalt, i synnerhet för tunna gjutgods. Halterna av Cu, Ni och andra legeringsämnen är inte störande om halterna förblir begränsade. Beroende på marknadens läge kan man sälja av gjutjärnet för mellan 30 och 50 Euro per ton. Svavelhalten kan styras och minskas med välbeprövade metoder [20].

8 Teknisk bedömning

8.1 Separationsförmåga

I Tabell 3 sammanfattas hur stor andel av de ingående ämnena som föreligger i det återstående smälta/sintrade materialet efter den termiska behandlingen. Detta innefattar även den eventuella metallegeringsfas som bildas under glassmältan i de reducerande processerna. Den del av metallerna som inte återfinns i reaktorn som smälta eller sintrat material har avgått till processgasen och återfinns i tungmetallkoncentratet, avgasen, avloppsvattnet eller filterkakorna från avloppsvatten-reningsanläggningen. För CEA:s, Steinmüllers, Sunnen Technologies och Greengroves processer finns inga data tillgängliga för separationsförmågan.

Tabell 3. Procent av ingående ämnen i askan som återfinns i det återstående smälta/sintrade materialet efter den termiska behandlingen.

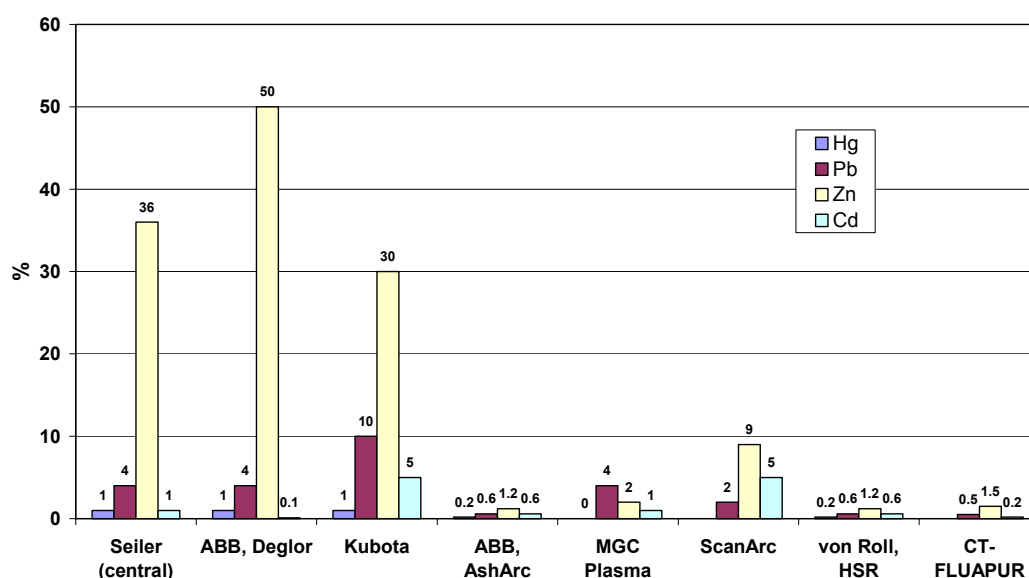
Table 3. Percent of substances in the ash that remains in the treated material after the thermal process.

Process	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu
Seiler [16]	<1	<1	<1	2-4	24-36	<1	80	40
ABB, Deglor [16]	5	7	<1	4	50	<0,1	125*	22
Kubota, KSMF [16]	15	10	<1	10	30	5	99	40
ABB, AshArc [16]	<9,1	<2	<0,2	0,6	1,2	<0,6	62,5	58
MGC Plasma, Plasmox [16]	1,2	0,5	0	4	2	1	60	<90
ScanArc, VitroArc [19]	0	0	i.u.	2	9	5	97	97
Von Roll, HSR [16]	<9,1	<2	<0,2	0,6	1,2	<0,6	62,5	100
CT-FLUAPUR [23]	i.u.	i.u.	i.u.	0,5	1,5	0,2	i.u.	0,5
NERAB	i.u.	i.u.	i.u.	7-24	i.u.	0,5-25	i.u.	i.u.

*För krom är koefficienten mer än 100 % därför att det eldfasta materialet angrips.

Koppar (Cu) och krom (Cr) är tungmetaller som inte är flyktiga och de förblir därmed till stor del i smältan vid de temperaturer som används i processerna med smältningsförfarande (1300–1500 °C). Men vid tillsats av HCl (CT-FLUAPUR) förångas dessa metaller på grund av att lättflyktiga metallklorider bildas.

Zink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) är mer lättflyktiga än Cu och Cr och förångas till stor del från askan i de flesta av de termiska behandlingsprocesserna. Andelen ingående Zn, Pb, Cd och Hg som blir kvar i återstoden i reaktorn visas i Figur 10. Även svavel (S) och klor (Cl) avgår och separeras till stor del från askan i samtliga processer.



Figur 10. Procent av ingående metaller (Hg, Pb, Zn, Cd) i askan som återfinns i den behandlade askåterstoden.

Figure 10. Percent of input metals (Hg, Pb, Zn, Cd) in the ash that remains in the treated material.

Som väntat sker den minsta förångningen av metallerna (Hg, Pb, Zn, Cd) från processer med oxiderande förhållanden (Seiler, ABB Deglor, Kubota, CEA). Metallerna föreligger då till stor del som oxider som inte är lättflyktiga. Den förångning som sker under oxiderande förhållanden är främst i form av metallsalter.

Främst för zink tycks en relativt stor del blir kvar i glassmältan för de oxiderande processerna. Det bör dock noteras att halterna av zink i ursprungsmaterialet är mycket högre jämfört med halterna av Hg, Pb och Cd, vilket gör att även om bara hälften av zinken avgår till processgasen kommer förmodligen den kondenserade tungmetallfasen till största delen bestå av zink.

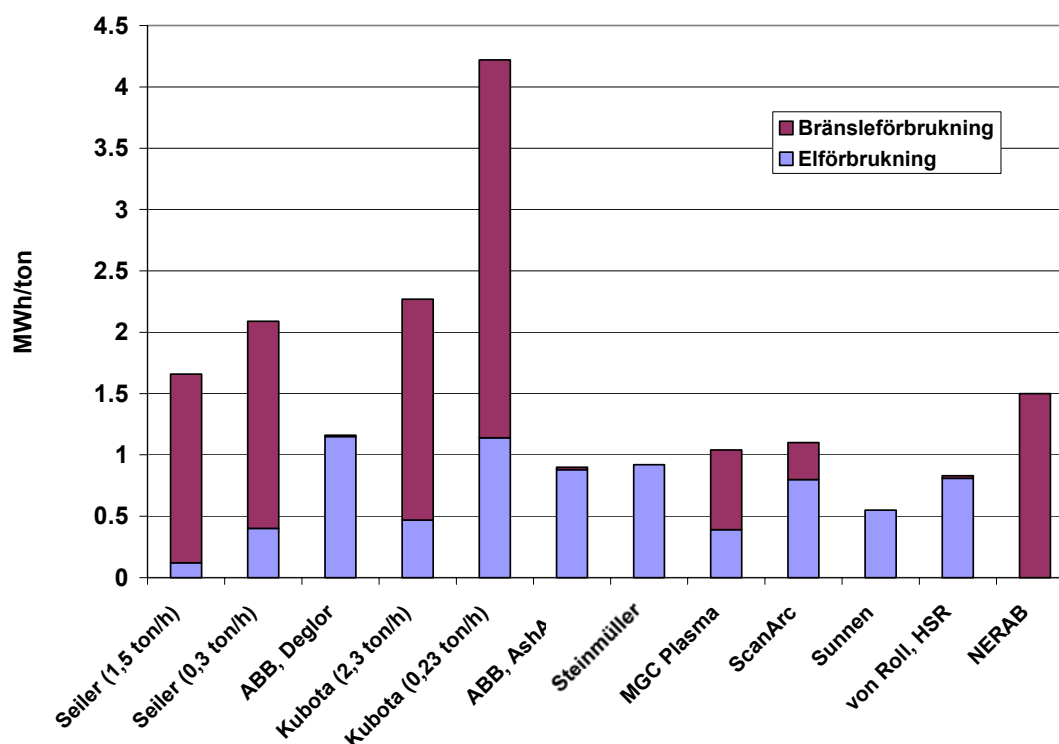
I processerna med reducerande förhållanden (ABB AshArc, MGC Plasma, ScanArc, Von Roll HSR) övergår många metallföreningar till elementära metaller som förångas, tillsammans med en del metallsalter. Andelen metaller i den behandlade återstoden blir därmed låg.

Vid tillsats av HCl (CT-FLUAPUR) bildas metallklorider som är lättflyktiga och förångas. Endast en liten andel av metallerna blir därmed kvar i återstoden i reaktorn. För CT-FLUAPUR-processen återfinns ingen av metallerna (Zn, Pb, Cd, Hg, Cr och Cu) till mer än 1,5 procent av ingående halt i den behandlade askan.

Förutom halterna av miljöfarliga komponenter i den behandlade askan är det av stor betydelse hur hårt bundna tungmetallerna är. Lakbarheten för kvarvarande tungmetaller är avgörande för om materialet förblir stabilt under ett längre tidsperspektiv. Även åldringsstabiliteten hos den förglasade produkten har betydelse.

8.2 Energiförbrukning

Energiförbrukningen varierar mellan de olika typerna av processer beroende på uppvärmningssätt och anläggningens storlek. I Figur 11 illustreras energiförbrukningen för olika processer. Data med de exakta siffrorna visas även i Tabell 9 i bilaga B. För CEA:s, Greengroves och CT Umvelttechniks process (CT-FLUAPUR) finns inga data tillgängliga för energiförbrukningen.



Figur 11. Energiförbrukning för olika processer.

Figure 11. Energy consumption for different processes.

Uppvärmningen i de oxiderande processerna från Seiler och Kubota sker med fossila bränslen (propan respektive eldningsolja) vilket tycks bidra till att energiförbrukningen blir högre än för de övriga processerna. Förutom fossila bränslen kräver dessutom processerna en del el. Kubota-processen i liten skala (0,3 ton/h) är den i särklass mest energikrävande processen. För denna process går det åt ungefär dubbelt så mycket energi per ton behandlad aska jämfört med Seilers process i samma storleksordning (4,2 MWh/ton jämfört med 2,1 MWh/ton).

I processerna med plasmabrännare från MGC Plasma (Plasmox) och ScanArc (VitroArc) används både el och bränslen. Den totala energiförbrukningen för dessa processer är cirka 1-1,1 MWh/ton.

För de processer där uppvärmningen sker med en elektrisk ljusbågsugn (ABB AshArc, Steinmüller, HSR) går det åt omkring 0,9 MWh elenergi per ton aska. I ABBs Delor-

process används elektriska motståndselement över smältan samt eventuellt doppelektroder i smältan vilket ger en något högre energiförbrukning (cirka 1,2 MWh/ton).

Den process som är minst energikrävande av de reducerande processerna är Sunnen Technologies elektroslagprocess som utnyttjar den direkta uppvärmningen genom elektriskt motstånd i smältan mellan två elektroder. Uppvärmningen med en elektrisk motståndsgn gör att processen kräver förhållandevis lite energi (0,55 MWh/ton).

Vid tillsats av HCl (CT-FLUAPUR) krävs inte lika hög temperatur för att förånga tungmetallerna som i andra termiska processer vilket gör att energiförbrukningen blir lägre. Exakta uppgifter om energiförbrukningen för denna process finns dock inte tillgängliga.

De båda processerna med sintring i roterugn (Greengrove- och NERAB-processen) kan drivas med biobränsle, antingen pellets eller pulver och om processen, enligt grundkonceptet, integreras med värme, el- och/eller ångproduktion är energiförbrukning relativt låg.

I energiförbrukningen som beräknats för processerna ovan tas ingen hänsyn till att värme från processerna kan återanvändas. I Sverige finns dock goda förutsättningar för värmeåtervinning i form av fjärrvärme.

8.3 Komplexitet

8.3.1 Möjliga svaga punkter

För att erhålla en så effektiv drift som möjligt krävs att hänsyn tas till processernas svaga punkter. När det gäller det eldfasta materialet i reaktorn finns faran i vissa processer att det bilas en eutektisk smälta i anslutning till ugnsväggen varvid murverket kan avverkas. Särskilt ovansidan av smältan kan bidra till frätning av murverket. Tillverkarna menar att denna fara i stort sett kan elimineras med lämpliga åtgärder. I de reducerande processerna försvårar dock två smälta faser (glas och metall) valet av eldfast material.

När det gäller Kubotas process skyddas det eldfasta materialet av bädden av aska som ska smältas. Direkt kontakt med smältan förekommer endast i utloppets närhet, där det kan finnas en fara för försvagning.

I CEAs process med en kall degel isoleras murverket från smältan genom att ett tunt fast lager (1-10 mm) av samma material placeras mellan degelvägg och smälta. Skiktet bildas spontant när degelväggarna kyls med vatten.

För alla processer med smältningsförfarande är det viktigt att gynnsamma förhållanden råder vid utloppet så att inte beläggningar uppstår av stelnat material.

När det gäller rökaskanalerna som anrikats på flera tungmetaller (vilka kondenserar vid olika temperaturer) bör man se till att strömningsförhållanden är gynnsamma så att avlagringar undviks.

I ABBs AshArc-process och Von Rolls HSR-process tillsätts askan genom en ihålig elektrod och det finns då risk för igensättning av de smala kanalerna. Det finns även en risk vid felmanöver att smälta tränger in i den ihåliga elektroden genom dess öppningar och stelnar där.

Generellt för de reducerande processerna där en metallfas bildas under glassmältan kan det vara svårt att hålla metallbadet smält ända ner till botten (vilket är förutsättningen för att legeringen ska kunna tappas av). Metallbadet har högre smältpunkt än glassmältan.

8.3.2 Bedömning av komplexiteten

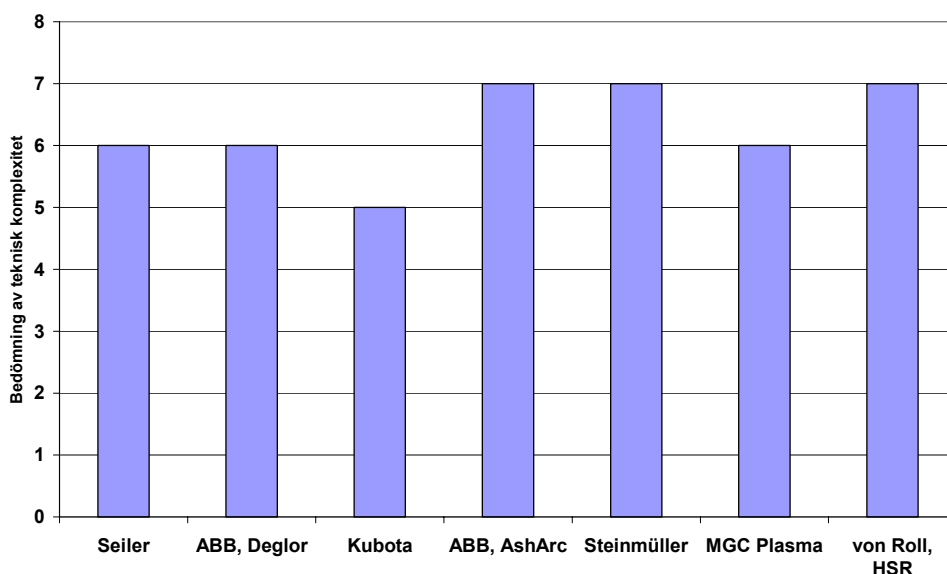
Komplexiteten för 7 olika termiska processer har bedömts i en schweizisk studie [16], dels med avseende på den tekniska komplexiteten och dels utifrån kraven på driftövervakningen och driftpersonalen. I detta projekt har det inte varit möjligt att göra motsvarande bedömning för övriga processer på grund av begränsad tillgänglig information.

För den tekniska bedömningen i [16] har hänsyn tagits till följande aspekter:

- Tidsintervall mellan servicetillfällen, stillaståendetid

- Externt underhåll
- Krav på materialen
- Möjliga svaga punkter
- Möjliga störningsfall
- Potential för fara

Processerna har tilldelats betyg på skalan 1-8, där 8 motsvarar mycket hög komplexitet, se Figur 12. Samtliga processer bedöms ha en relativt hög teknisk komplexitet som är över genomsnittet.



Figur 12. Bedömning av teknisk komplexitet (skala 1-8) [16].

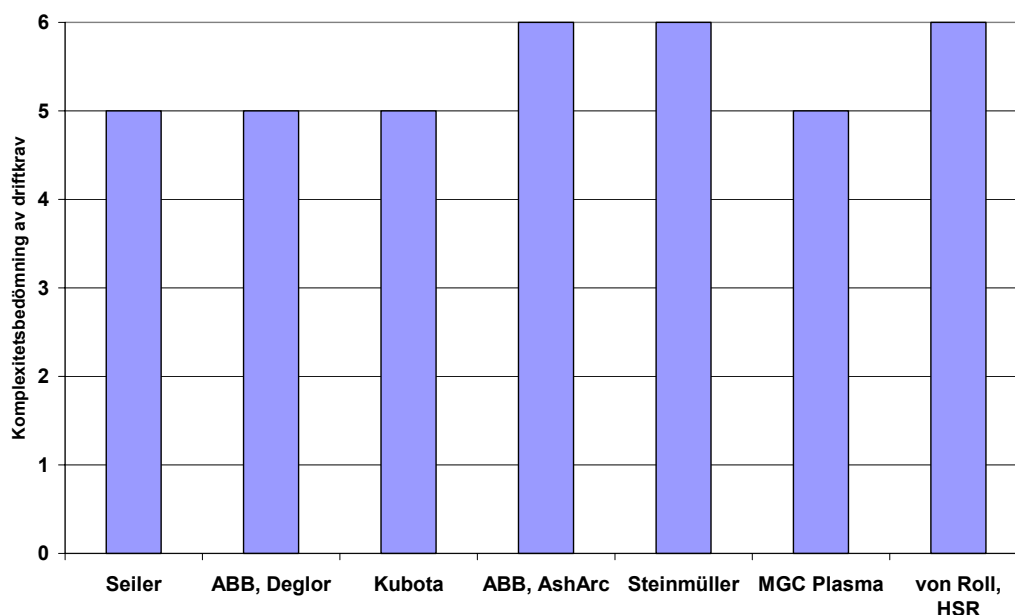
Figure 12. Evaluation of the technical complexity (scale 1-8) [16].

För bedömningen i [16] av kraven på driftövervakningen och driftpersonalen har hänsyn tagits till följande aspekter:

- Nödvändiga kvalifikationer
- Uppgifter vid övervakningen och kontrollen
- Speciella verksamheter
- Löpande underhåll som genomförs av skiftpersonalen

Processerna har tilldelats betyg på skalan 1-6 (med ökande krav från 1 till 6), se Figur 13. För samtliga processer bedöms kraven på driftpersonalen vara relativt höga. ABBs AshArc-process, Steinmüllers process samt HSR-processen från Von Roll krävs att personalen har särskilda fackkunskaper. Driften av dessa processer kan jämföras med en metallurgisk process och det är därmed lämpligt med personal från t ex stålverk. För de övriga processerna måste driftpersonalen ha motsvarande kunskaper som för drift av en avfallsförbränningsanläggning samt goda tilläggskunskaper.

Samtliga processer kräver en kontinuerlig övervakning och underhållsbehovet är stort. Skiftpersonalen måste kunna göra reparationer på egen hand (t ex byte av brännarlansar, avlägsna avlagringar).



Figur 13. Bedömning av komplexiteten utifrån kraven på driftövervakning och driftpersonal (skala 1-6) [16].

Figure 13. Evaluation of the complexity on the basis of operation supervision and operation staff (scale 1-6) [16].

Både den tekniska komplexiteten och kraven på driftövervakning och driftpersonal bedöms som relativt hög för samtliga 7 processer. Det är troligt att detta även gäller för andra termiska processer än de bedömts i detta avsnitt. De oxiderande processerna (Seiler, ABB Deglor och Kubota) bedöms dock ha något lägre komplexitet jämfört med de reducerande processerna. Detta gäller både för den tekniska komplexiteten och för driftkraven.

8.4 Kapacitet

Processernas lämplighet för två olika storleksordningar av kapacitet (ton/h) visas i Tabell 4. Den större kapaciteten är tänkt för en centraliserad anläggning som inte kopplas ihop med en avfallsförbränningsanläggning utan kan ta emot aska från ett flertal olika förbränningsanläggningar. Den lägre kapaciteten avser istället en process som integrerats med en avfallsförbränningsanläggning och där rökgasreningen är gemensam.

Kapaciteten för en linje antas generellt vara cirka 2,5-3 ton/h för en centraliserad anläggning och 0,2-0,3 ton/h för en anläggning som integrerats med en förbränningsanläggning [16]. Med denna kapacitet kan omkring 20 000 ton respektive 1 600-2000 ton aska behandlas per år.

I Sverige finns 25 avfallsförbränningsanläggningar med olika förbränningskapacitet vilket gör att även mängden flygaska som produceras skiljer sig mellan anläggningarna. De två största avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige (se Tabell 1) producerar flygaska som kräver en relativt hög kapacitet på askbehandlingsprocessen, upp till 2,5 ton/h. Det finns dock ett antal mindre avfallsförbränningsanläggningar där det kan vara lämpligt med en kapacitet för en integrerad process i storleksordningen 0,2-0,5 ton/h.

De flesta processer kan byggas både som större centraliserade anläggningar och integrerade med avfallsförbränningsanläggningar. Fördelen med en stor anläggning är att energiförbrukningen per ton aska som behandlas blir mindre än för en liten anläggning. Å andra sidan kan mindre processer som integreras i en förbränningsanläggning eventuellt utnyttja värme från förbränningen samt den befintliga rökgasreningen. I Sverige finns dessutom goda förutsättningar för att värmeåtervinning i form av fjärrvärme, vilket underlättas om processen integreras med en befintlig anläggning för fjärrvärmeproduktion. Om personalen som finns tillgänglig på förbränningsanläggningen även kan sköta den terniska reningsprocessen minskar troligtvis även drift- och övervakningskostnaderna. En annan fördel med en integrerad anläggning är att inga långa transporter av askan behövs för behandling.

Von Roll i Schweiz har utvecklat en process där HSR-processen kopplas ihop med en avfallsförbränningsanläggning så att slaggen i den första zonen kan smältas med energin i avfallet istället för fossila bränslen. Systemet kallas RCP (Recycled Clean Products).

CT-FLUAPUR är även lämplig att integrera med en avfallsförbränningsanläggning så att avfallsförbränningsanläggningens rökgas, värme och HCl kan användas i processen [23].

Även processen med en kall degel från CEA är en småskalig process. Ugnen har en diameter på cirka 1 meter och behandlar typiskt 500 kg aska/h [17].

När det gäller ABBs processer lämpar sig AshArc främst för en större anläggning medan Deglor är aktuell för behandling av mindre än 4000 ton aska per år [16].

ScanArcs process (VitroArc) kan byggas med en kapacitet på 1-7 ton/h, vilket motsvarar en behandling av omkring 8 000-50 000 ton aska per år [29].

NERAB-processen har förprojekterats för en DEMO-anläggning integrerad med en kraftvärmeanläggning, vilket har visat på positiva resultat. NERAB-processen uppskattas främst vara lämplig för att behandla aska i storleksordningen för en medelstor svensk stad, vilket motsvarar en kapacitet på cirka 1 ton/h. Även Greengrove-processen är inriktad mot att behandla material i denna storleksordning.

Tabell 4. Processernas lämplighet för olika anläggningsstorlekar (ton/h).

Table 4. Suitability for different plant sizes (tonnes/h).

Process	Kapacitet 0,2-0,5 ton/h	Kapacitet 1-7 ton/h
Seiler	lämplig	lämplig
ABB, Deglor	lämplig	ej lämplig
Kubota, KSMF	lämplig	lämplig
CEA, kall degel	lämplig	ej lämplig
ABB, AshArc	ej lämplig	lämplig
Steinmüller, Elomelt	lämplig	lämplig
MGC Plasma, Plasmox	lämplig	lämplig
ScanArc, VitroArc	ej lämplig	lämplig
Sunnen Technologies	i.u.	lämplig
Von Roll, HSR	lämplig	ej lämplig

9 Ekonomisk bedömning

9.1 Kostnader för processerna

För att göra en ekonomisk bedömning av de olika processerna måste hänsyn tas till ett antal olika parametrar: investering, drift- och underhåll, bränsle- och energiförbrukning, eventuell elektrodkonsumtion, omhändertagande av processåterstoder, transportkostnader samt alternativa behandlingsmetoder för askan.

Stora variationer förekommer för olika uppskattningar av de kostnader som förknippas med förglasningsprocesser [11]. Ett sätt att uppskatta processkostnaden är att basera kostnader på liknande processkostnader för glasproduktion. Processkostnaden för avfallsförglasning uppskattas typiskt till mellan 150 och 750 dollar per ton producerad produkt [11], vilket i skrivande stund motsvarar 1 350-6 750 kronor (\$1=9 kr). Kapitalinvestering, bränsle och inmatningsförberedelser utgör typiskt 20, 50 respektive 10 procent av den totala kostnaden [11]. En realistisk första uppskattning av kostnaden för förglasning av aska anses vara mellan 200 och 250 dollar per ton produkt [11], d v s 1 800-2 250 kronor (\$1=9 kr). Denna kostnad inkluderar inte återbetalning för försäljning av produkter eller kostnader för bortskaffande av produkter och återstoder.

I Japan, där utvecklingen av termiska metoder kommit längst, behandlas omkring 500 000 ton aska (flyg- och bottenaska) per år i anläggningar med termiska processer. Metallerna som skilts av behandlas vanligtvis genom cementstabilisering. För de termiska processerna är behandlingens effekt acceptabel men behandlingskostnaderna är ur svenskt perspektiv orimligt höga, drygt 5 000 kronor/ton aska (exklusive deponeringskostnader) [1].

Sunnan Technologies uppger att den totala kostnaden för deras elektroslaggprocess med en kapacitet på 2,5 ton/h blir 91 Euro per ton om bottenaska behandlas kall, vilket i dagsläget motsvarar drygt 800 kronor (1 Euro=9 kr). Detta inkluderar den totala kostnaden för elenergi, personal, förbrukning av grafitelektroder, reparation av murverk och amorteringar. Kostnaden kan sänkas till 74 Euro (cirka 670 kronor) per ton om anläggningsägaren producerar sin egen elektricitet, och till 68 Euro (cirka 610 kronor) per ton om bottenaskan behandlas varm vid uttaget från avfallsförbränningsanläggningen [20].

ScanArcs plasmaugnprocess (VitroArc) uppges kosta omkring 800 kronor per ton flygaska för en relativt stor anläggningen som behandlar omkring 6 ton flygaska per timme. För en mindre anläggning (kapacitet 1 ton/h) uppskattas kostnaden bli omkring 1400 kronor per ton flygaska [29].

Även om tillverkarna uppger att kostnaden för att termiskt behandla aska inte behöver bli orimligt hög finns exempel i Europa på att denna typ av askbehandling inte är ekonomiskt lönsam. Von Roll tog t ex en fullskaleanläggning med HSR-processen i drift i Bremerhaven 1997, men den visade sig vara för komplicerad och dyr i drift och anläggningen är nu ombyggd så att HSR-konceptet är borta helt och hållet [21].

Termisk behandling av aska är ekonomiskt attraktivt endast för vissa specifika förhållanden. Om återstoden från processen kan nyttiggöras tex i kommersiell glasproduktion behöver inte processkostnaden för behandlingen vara ett hinder. Andra situationer som kan göra den termiska askbehandlingen attraktiv är ytterligare förhöjda kostnader för att deponera aska eller att skärpta miljökrav på annat sätt skapar förutsättningar för nya användningar.

9.2 Ekonomiska förutsättningar i Sverige

Att lämna aska från avfallsförbränning för deponering i Sverige kostar idag mellan 600 och 1 200 kronor per ton för flygaska (farligt avfall) [33] och omkring 150 kronor per ton för bottenlagg [34]. Dessutom tillkommer avfallsskatt. Från och med 1 januari 2003 höjdes skatten för deponering från 288 till 370 kronor per ton avfall som deponeras. Idag lönar det sig inte ekonomiskt i Sverige att behandla aska istället för att deponera. Intresset i att investera från ägarna av avfallsförbränningsanläggningar är därmed inte så stort [29].

Reglerna inom EU när det gäller deponering kan dock komma att bli strängare och deponiskatten kan komma att höjas ytterligare vilket skulle öka kravet för behandling av flygaska. I andra europeiska länder (Frankrike, Holland, Tyskland, Schweiz) som är mer tätbefolkade finns det mindre mark för deponering och deponeringskostnaderna är därmed högre än i Sverige. I dessa länder finns därför ett större intresse för behandling av flygaska, men några stora verk för termisk behandling av flygaska finns ännu inte i Europa [29].

Ekonomi för termisk behandling styrs till stor del av om processen byggs som en stor central anläggning för att rena askor från flera förbränningsanläggningar eller om den integreras med en förbränningsanläggning. För de största avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige (Stockholm, Göteborg, Linköping, Uppsala, Malmö och Umeå, se Tabell 1) skulle det kunna vara aktuellt att integrera en process för termisk behandling av flygaskan. Anläggningarna producerar flygaska i storleksordningen 0,5-2,5 ton/h vardera. För driften av behandlingsprocessen krävs två personer, vilket är mycket för en liten integrerad anläggning [29]. För en process med en kapacitet på 1 ton/h krävs därmed två driftpersonal per ton flygaska, vilket kan bidra till höga driftkostnader som gör anläggningen olönsam. Å andra sidan är det möjligt att befintlig personal på förbränningsanläggningen även kan sköta den termiska reningsprocessen, vilket bidrar till att drift- och övervakningskostnaderna minskar.

Det finns flera fördelar med att integrera den termiska behandlingsprocessen med en förbränningsanläggning, tex kan eventuellt värme från förbränningen samt den befintliga rökgasreningen utnyttjas. I Sverige finns dessutom goda förutsättningar för att värmeåtervinning i form av fjärrvärme, vilket underlättas om processen integreras med en befintlig anläggning för fjärrvärmeproduktion. En annan fördel med en integrerad anläggning är att transportkostnaderna för askan hålls nere.

Emellertid anser ScanArc, som är verksam i Sverige, att det ekonomiskt sett är lämpligast för Sverige att sikta på ett par centrala anläggningar [29]. För att få en hyfsad

ekonomi bör behandlingsanläggningen processa över 4 ton aska per timme. En VitroArc-process som integreras med en avfallsförbränningsanläggning (kapacitet 1 ton/h) kan kosta omkring 1400 kr/ton aska. För en anläggning med en kapacitet på cirka 4 ton aska/h kan kostnaden komma ner till omkring 1000 kr/ton [29].

För att få ner kostnaden för VitroArc-processen till omkring 800 kr/ton aska krävs en stor anläggning med en kapacitet på 6 ton/h [29]. Detta motsvarar förbränning av cirka 936 000-1 560 000 ton avfall/år (om 3-5 procent av avfallet blir flygaska, 7 800 drifttimmar), vilket är i samma storleksordning som den totala förbränningen av hushållsavfall i Sverige per år. År 2001 förbrändes cirka 1,5 miljoner ton hushållsavfall i Sverige [3].

9.3 Olika alternativ för omhändertagande av återstoderna

Hur återstoderna från den termiska behandlingen av askan kan omhändertas och nyttiggöras har stor betydelsen för den ekonomiska bedömningen. Från processerna erhålls dels ett stabiliserat förglasat material och dels ett tungmetallkondensat efter kylningen av processgaserna. I smältprocesser med reducerade förhållanden fås dessutom en separat metallegeringsfas under den smälta askåterstoden.

För omhändertagandet av tungmetallkondensatet från den termiska behandlingen finns två alternativ:

- deponering (efter kemisk stabilisering)
- utvinning av metallerna (främst Zn och Pb)

Alternativ 1 innebär deponering av maximalt omkring 20 procent av den totala flygasmängden. Från och med årsskiftet 2002/2003 antas kostnaden för deponering av denna typ av material (farligt avfall) bli omkring 1200 kronor per ton (inkl. skatt 370 kronor) [34]. Om tungmetallkondensatet även fortsättningsvis kan deponeras till denna kostnad och det förglasade materialet kan användas på ett sådant sätt att det inte medför någon kostnad för anläggningsägaren för kvittblivning innebär detta att totalkostnaden för behandlingen av askan ska understiga 960 kronor per ton för att vara ekonomiskt konkurrenskraftig.

Alternativ 2, att metaller kan utvinnas ur tungmetallkoncentratet leder till att denna återstod teoretiskt istället får ett värde. Priset på de aktuella metallerna är dock måttligt och föroreningar i denna fraktion (t ex höga halter av klor) försvårar utvinningen och gör den kostsam. En metallurgisk industri kan därmed knappast förväntas betala något högt pris för utvinning av metallerna. Om ett nollvärde antas för tungmetallkoncentratet i en överslagsberäkning innebär det att en kostnad för den termiska behandlingen av askan på 1200 kronor per ton blir ekonomiskt intressant.

I de processer som har ett smältningsförfarande med reducerande förhållanden erhålls förutom förglasat material även en liten del metallegeringar som en separat fas i botten av smältan. Metallegeringsfasen består främst av järn med C, S och P samt en del Cu, Ni och Cr [20]. Detta gjutjärn uppges av Sunnen Technologies kunna, beroende på marknadens läge, säljas för mellan 30 och 50 Euro per ton [20].

10 Teknikläge och framtida utveckling

I Japan utvecklades termiska processer från början för att behandla avloppsslam och för närvarande finns det omkring 10 anläggningar som används i full-skala, varav några processar flygaska tillsammans med bottenaska [15]. I 24 avfallsförbränningsanläggningar i Japan finns även system för termisk behandling av aska. I några av dessa sker dock fortfarande försöksverksamhet [15]. Smältning av enbart rökgasreningsprodukter är under utveckling och förekommer ännu inte i kommersiella applikationer [11].

I Europa och Nordamerika används ännu inte termisk behandling av avfallsförbränningsaska i kommersiella anläggningar [15], men ett flertal processer har demonstrerats i pilot- eller industriell skala.

I många länder, t ex Japan och Frankrike, riktas forskningen och utvecklingen för behandling av flygaska mot termiska metoder. I dagsläget är cementinblandning den vanligaste behandlingsmetoden för att stabilisera flygaska [1]. Cementinblandning ger dock inte samma låga lakningshalter som vid termiska smältningsprocesser [29]. Dessutom förstörs inte organiska föreningar såsom furaner och dioxiner med denna behandlingsmetod [31].

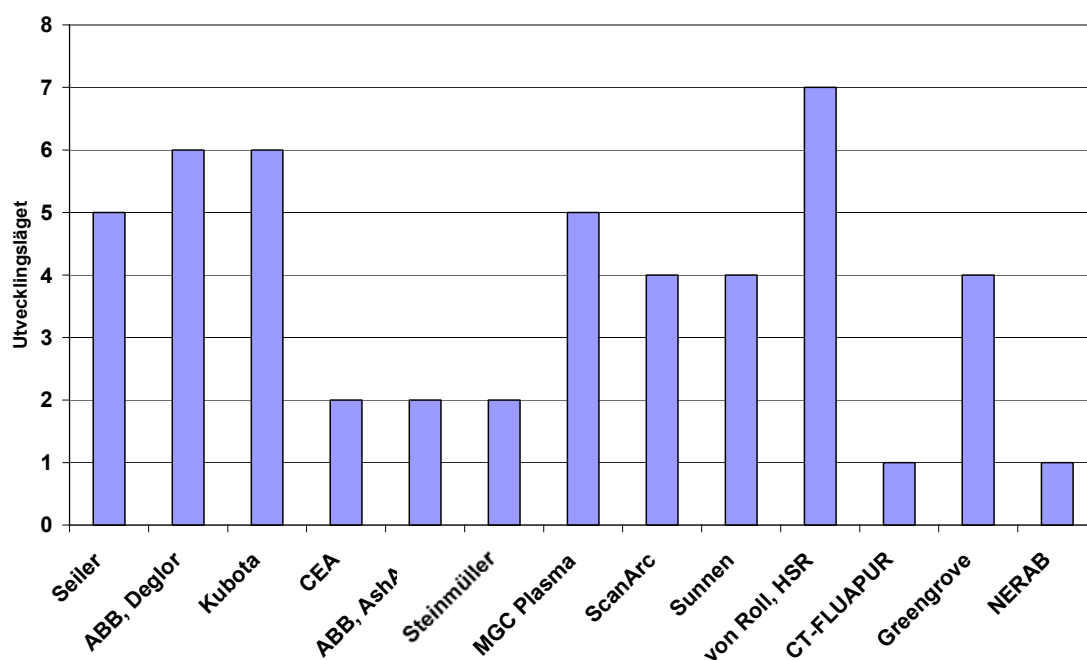
När det gäller högttemperaturreaktorerna i de termiska behandlingsprocesserna var det tidigare vanligast med ytsmältugn, elektrisk ljusbågsugn eller koleldad smältugn. På senare år har utvecklingen gått mot nya elektriska system såsom plasmasmältugnar samt ugnar med uppvärmning genom elektriskt motstånd eller lågfrekvent induktion. Många system med dessa tekniker är fortfarande på försöksstadiet [15]. Även roterugnar med intern förbränning är en teknik som har utvecklats de senaste åren, bland annat på Umeå Universitet.

För de 13 anläggningar som studerats i denna studie har teknikläget bedömts på en skala mellan 1 och 7 enligt Tabell 5. I Figur 14 illustreras teknikläget för processerna.

Tabell 5. Skala för utvärdering av utvecklingsläget.

Table 5. Scale for evaluation of the technical state.

Skala	Beskrivning
7	Provad i industriell skala i Europa i >2 år
6	Provad i industriell skala utanför Europa >2år
5	Kontinuerliga försök på industriell försöksanläggning
4	Kontinuerliga försök på pilotanläggning
3	Batchförsök på industriell anläggning
2	Batchförsök på pilotanläggning
1	Laboratorieförsök/försök i bänkskala



Figur 14. Teknikläget för de olika processerna värderat på en skala mellan 1 och 7.

Figure 14. Technical state for the different processes evaluated on a scale from 1 to 7.

Även om flera processer har testats storskaligt i Europa har många projekt lagts ned på grund av för höga kostnader. För Von Rolls HSR-anläggning i Bremerhaven visade det sig t ex att processen var för komplicerad och dyr i drift och anläggningen är nu ombyggd så att HSR-konceptet är borta helt och hållet. Von Roll kommer inte att driva utvecklingen vidare [21].

Även Seilers försöksanläggning i Frieberg Sachsen, som togs i drift 1998, las ned efter 1,5 år och CT Umwelttechnik har nyligen lagt ner projektet med CT-FLUAPUR-processen för att satsa på annan utveckling.

11 Diskussion

Huvudsyftet för många processer för termisk behandling av aska är stabilisering genom förglasning eller sintring snarare än avskiljning av oönskade komponenter. De flesta termiska processer utförs emellertid vid en så hög temperatur att lättflyktiga ämnen avlägsnas från askan. På grund av varierande syften för de termiska behandlingsmetoderna är det svårt att jämföra teknisk prestanda och bedöma processernas effektivitet. Med avseende på separationsförmåga är generellt metoderna med oxiderande förhållanden i smältreaktorn sämre än övriga processer. Detta beror på att tungmetallerna till stor del blir kvar i det behandlade materialet i form av oxider. De oxiderande processerna kan därmed ses som förglasningsprocesser av aska och är i vissa fall framtagna för behandling av avloppsslam och bottenaska. Vid reducerande förhållanden förekommer istället tungmetallerna i elementär form och lättflyktiga metaller såsom Zn, Pb, Hg och Cd kan då avgå till processgasen så att en mer effektiv avskiljning erhålls.

För att få en så fullständig avskiljning av tungmetallerna som möjligt tycks det vara lämpligt att tillsätta HCl så att lättflyktiga klorider bildas. Vid tillsats av HCl kan även mindre lättflyktiga metaller t ex Cu och Cr, som normalt inte förångas vid termisk behandling, avskiljas från askan. Detta sker trots att temperaturen är lägre än för de flesta andra högtemperaturprocesser. Nackdelen med HCl-tillsats kan dock vara att det blir svårare att utvinna den kondenserade tungmetallfasen. För att kunna upparbeta metallerna (på t ex Berseliusverken) krävs att kloridkoncentrationen är under 3 procent [16]. Den våta rening som är nödvändig för att komma ner till denna kloridkoncentration medför höga kostnader. Även för processerna med smältningsförfarande utan tillsats av HCl blir koncentrationen av klor i tungmetallkoncentratet för hög för att metallerna ska kunna upparbetas utan en kostsam tvättning. Det är därmed osäkert om det lönar sig att utvinna metallerna i det kondenserade tungmetallkoncentratet.

När det gäller den stabiliserande produkten är det även oklart hur stabil den kan förväntas vara efter den termiska behandlingen. Tillverkarna av processerna anser i allmänhet att det förglasade materialet kan användas som tillsats i betong, konstruktionsmaterial mm. Om detta är möjligt i verkligheten kan avgöras endast inom ramen för ytterligare studier. Förutom sammansättningen är lakbarheten för det stabiliserade materialet en viktig fråga. Speciellt för de oxiderande processerna är andelen tungmetaller som blir kvar i den behandlade askan relativt hög.

En stabilisering utan samtidig rening har givetvis en direkt effekt på lakbarhet (g/tid), men eftersom tidsperspektivet alltid är mycket långt så är totala integrerade effekterna, liksom slutsatser inte alls nödvändigtvis positiva och hållbara. Tungmetaller i den normala salt-formerna lakas t ex ut direkt från en flygaska. Om en stabilisering resulterar i att askan främst innehåller karbonater, sulfater, fosfater och i lermineral är det alls inte säkert att denna stabilisering är någon förbättring i praktiken. Lika mycket av tungmetallerna kanske kommer ut på något års sikt ändå. Hur hårt måste alltså de olika metallerna stabiliseras för erforderlig positiv faktisk miljöeffekt? Hur hårt bundna

blir de olika metallerna i olika glas, silikater, mineral, sintrade material, karbonater, fosfater, sulfater mm?

Förutom den tekniska förmågan att stabilisera och separera är energiförbrukningen en viktig aspekt för en utvärdering av de termiska behandlingsprocesserna. De oxiderande processerna är relativt energikrävande och många processer värms upp med fossila bränslen. För de reducerande processerna är det vanligare med elektrisk uppvärmning och på senare år har trenden gått mot att utveckla nya elektriska smältsystem t ex plasmaugnar och elektriska motståndsgugnar (elektriskt motstånd i smältan mellan elektroder) som är mindre energikrävande. Sunnen Technologies elektroslaggprocess med elektrisk motståndsgugn är minst energikrävande av de studerade processerna. En ny typ av roterugn med biobränsleförbränning har även utvecklats på senare år, bland annat på Umeå Universitet. Processen är enligt grundkonceptet tänkt att integreras med värme, el- och/eller ångproduktion, vilket gör att energiförbrukning blir relativt låg.

I Sverige finns goda förutsättningar för värmeåtervinning i form av fjärrvärme. Det kan därmed vara en fördel att integrera den termiska reningsprocessen för aska med en befintlig förbränningsanläggning för fjärrvärmeproduktion. Andra fördelar med att ansluta behandlingsprocessen till en förbränningsanläggning är att värme från förbränningen samt den befintliga rökgasreningen eventuellt kan utnyttjas. En integrerad anläggning på en svensk förbränningsanläggning blir dock relativt liten vilket kan medföra höga kostnader för driftpersonalen. En förutsättning för att en sådan anläggning ska bli lönsam är troligtvis att befintlig personal kan arbeta även med den termiska behandlingsprocessen. Om detta är möjligt i verkligheten är osäkert. De flesta termiska processer är relativt komplexa och kräver ofta specialutbildad personal. Processerna med ljusbågsugn liknar metallurgiska processer där det t ex kan vara lämpligt med personal med erfarenhet från stålindustrin.

När det gäller de ekonomiska förutsättningarna för termisk rening av askor i Sverige är läget idag tveksamt på grund av de relativt låga deponeringskostnaderna. Intresset från förbränningsanläggningarnas sida för att rena aska är inte så stort, men om strängare lagstiftning angående deponering träder i kraft och om deponeringskostnaderna för aska fortsätter att öka kommer intresset förmodligen att öka avsevärt. Det är i första hand termisk rening av flygaskor från avfallsförbränning, vilka klassas som farligt avfall, som kan komma att bli aktuellt.

Kostnaden för termisk behandling av askor kan variera mycket och är svår att uppskatta, men en realistisk uppskattning för en förglasningsprocess anses vara 200-250 dollar per ton produkt, vilket i dagsläget motsvarar cirka 2 000-2 500 kronor (\$1=9 kr) [11]. Detta inkluderar inte återbetalning för försäljning av produkter/fjärrvärme eller kostnader för bortskaffande av produkter/återstoder. Om behandlingen av askan medför en renad och stabil produkt som kan nyttiggöras behöver inte processkostnaden vara ett hinder, men det är osäkert om produkten från termiska reningsprocesser har tillräcklig hög kvalitet för att kunna ge ett högt avsaluvärde. Det är troligt att den stabiliserade produkten endast kan användas på ett sådant sätt att det inte medför någon kostnad för anläggningsägaren för kvittblivning. Med detta antagande och dagens kostnader för deponering av farligt avfall (~1 200 kr/ton inkl. skatt [34]) skulle den totala kostnaden för behandling av askan behöva understiga 960 kronor per ton aska för att vara

ekonomiskt konkurrenskraftig. Detta förutsätter att tungmetallkondensatet från den termiska reningsprocessen (~20 % av den totala mängden aska som behandlas) måste deponeras som farligt avfall.

Ekonomi för den termiska processen kan förbättras om t ex värme kan återvinnas i form av fjärrvärme. I vissa fall kan värmeåtervinning t o m vara helt ekonomisk avgörande. Dessutom pågår utveckling av nya termiska smältsystem som är mindre energikrävande (t ex plasmaugn och elektrisk ljusbågsugn). Framförallt i länder såsom Japan, Holland, Tyskland och Schweiz, där deponeringskostnaderna är höga, är intresset för utveckling av termiska behandlingsmetoder för aska stort.

12 Slutsatser

För att termiskt avskilja oönskade komponenter från aska lämpar det sig bäst med processer där reducerande förhållanden råder i reaktorn. I denna typ av processer avgår tungmetaller främst i elementär form och som metallsalter, vilket gör att avskiljningen blir effektivare än om metallerna föreligger som oxider. Förutom att oxiderande processer har sämre separationsförmåga är de även normalt mer energikrävande. De oxiderande processerna kan snarast ses som förglasningsprocesser av aska och är i vissa fall framtagna för behandling av avloppsslam och bottenaska. Dessa processer är emellertid ofta mindre komplexa jämfört med t ex ett reducerande system med elektrisk ljusbågsugn, vilken kan liknas vid en metallurgisk process. Trenden idag går mot att utveckla nya effektivare elektriska smältsystem för reducerande behandlingsmetoder t ex plasmaugnar eller ugnar med uppvärmning genom elektriskt motstånd eller lågfrekvent induktion.

En fråga som är osäker vid bedömningen av termiska reningsprocesser för aska är hur återstoderna från behandlingsprocesserna kan nyttiggöras. Det är oklart om det förglasade materialet blir tillräckligt stabilt och rent från tungmetaller för att få ett högt avsaluvärde, men troligtvis leder den termiska behandlingen till att askan kan nyttiggöras (t ex som fyllnads- eller konstruktionsmaterial) eller åtminstone till lägre deponeringskrav. Lakbarheten för kvarvarande tungmetaller är avgörande för om materialet förblir stabilt under ett längre tidsperspektiv. Uppskattningar angående detta kan endast avgöras inom ramen för ytterligare studier.

När det gäller tungmetallkoncentratet innehåller det en hel del föroreningar (t ex höga halter av klor) vilket gör att det förmodligen inte är lönsamt att utvinna metallerna. I så fall måste tungmetallkoncentratet deponeras. Emellertid blir deponeringsmängderna avsevärt mycket lägre om endast tungmetallkoncentratet behöver deponeras istället för den totala askmängden.

Termisk behandling av aska är ekonomiskt attraktivt endast för vissa specifika förhållanden. Om återstoden från processen kan nyttiggöras t ex i kommersiell glasproduktion behöver inte processkostnaden för behandlingen vara ett hinder. Andra situationer som kan göra den termiska askbehandlingen attraktiv är ytterligare förhöjda kostnader för att deponera aska eller att skärpta miljökrav på annat sätt skapar förutsättningar för nya användningar.

Med dagens deponeringskostnader för farligt avfall uppskattas processkostnaden för den termiska behandlingen behöva understiga 960 kronor per ton aska. Detta förutsätter att det förglasade materialet inte behöver deponeras utan kan användas på ett sådant sätt att det inte medför någon kvittblivningskostnad samt att det kondenserade tungmetallkoncentratet måste deponeras som farligt avfall. I dagsläget är kostnaden för termiska reningsprocesser generellt högre än 960 kronor per ton aska. Utveckling av nya enklare och mer effektiva tekniker tillsammans med högre deponeringskrav och skatter skulle dock kunna medför att processerna för termisk behandling av aska blir ekonomiskt konkurrenskraftiga.

13 Förslag till fortsatt forskningsarbete

För att kunna avgöra om de termiska separationsmetoderna ger en tillräckligt stabil återstod av den behandlade askan, så att den kan klassificeras och nyttiggöras, krävs ytterligare studier med lakningsförsök.

Det krävs även ytterligare studier för att fastställa sammansättningen i det kondenserande tungmetallkoncentratet så att metoder för upparbetning av denna produkt kan utvärderas.

Utvecklingen av de termiska reningsmetoderna bör inriktas mot att ta fram metoder som är mindre energikrävande och inte lika komplexa som många av dagens system.

Man bör även undersöka vilka alternativa metoder det finns för att kondensera tungmetallerna som skilts av till gasfas utan tillsats av adsorbenter. I många avfallsanläggningar tillsätts idag t ex aktivt kol eller kalk för att underlätta rökgasreningen. Det är inte önskvärt att använda dessa metoder för rening av processgaser från termiska behandlingsprocesser. Eventuellt finns det även ett behov av ytterligare forskning och utveckling rörande effektiva sådana metoder.

14 Litteraturreferenser

- [1] Ecke H; "Karbonatstabilisering av flygaska från avfallsförbränning", RVF Rapport 02:05, februari 2002
- [2] Naturvårdsverket; "Ett ekologiskt hållbart omhändertagande av avfall", Rapport 5177, februari 2002
- [3] RVF; "Svensk Avfallshantering 2002", augusti 2002
- [4] Ahlgren N, Marklund S; "Förbränning av avfall – en kunskapssammanställning om dioxiner", RVF Rapport 01:13, oktober 2001
- [5] Birka Energi AB; "Miljörapport för Högdalenverket 2001"
- [6] Renova AB; "Miljörapport 2001"
- [7] Tekniska Verken i Linköping AB; "Miljörapport Gärstadsverket 2001"
- [8] Vattenfall Värme Uppsala; "Miljörapport 2001"
- [9] SYSAV AB; "Miljörapport för Malmö avfallsvärmeverk 2001"
- [10] Umeå Energi AB; "Miljörapport för Däva kraftvärmeverk 2001"
- [11] The international ash working group, "Municipal solid waste incinerator residues", Studies in environmental science 67, Elsevier, Amsterdam 1997
- [12] Dalgren Lars, Fortum Värme, kontaktad 2002-12-10
- [13] Uppsala Energi AB, "Miljörapport 2000"
- [14] Knutsson Anna, "Kartläggning av sammansättning av slagg och RGP från fastbränsleeldade pannor vid Högdalenverket", Birka Service, 2002
- [15] Sakai S, Hiraoka M; "Municipal solid waste incinerator residue recycling by thermal processes", Waste Management, No 20, s 249-258, oktober 1999
- [16] "Die Rückstände der Verbrennung – Filterasche und Filterkuchen", Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Umwelt-materialien Nr. 100, Abfälle
- [17] CEA; "Matériaux ultra-purs ou déchets toxiques, le creuset froid s'adapte à tout", CEA technologies, No 55, mars/april 2001, www.cea-technologies.com
- [18] Mefos; "Large scale demonstration of the AshArc process", Newsletter from Mefos, No 1, 1996
- [19] ScanArc, www.scanarc.se
- [20] George L, Sünner J; "Recyclage de mâchefers par fusion réductrice", Bidrag till seminariet: Quel avenir pour les MIOM?, Orléans, oktober 2001
- [21] Wahlström Anders, Svenska Von Roll AB, kontakt 2003-01-07
- [22] CT Environment, www.ctu.ch
- [23] Jakob A, Moergeli R; "Removal of heavy metals from municipal solid waste incineration fly ash: the CT-FLUAPUR process", Recovery recycling Re-integration, Vol.2, pp. 182-186, Collected papers of the R'99 World Congress, Geneva, February 1999
- [24] "Lightweight aggregates from paper mill sludge and ash", Progress in Paper Recycling, s 82-85, maj 1994
- [25] Morton et al., Yale School of Forestry & Environmental Studies, Bulletin 106

-
- [26] NCASI Bulletin, Alternative Management of Pulp and Paper Industry and Solid Wastes, No. 655, november 1993
 - [27] Sundqvist T; "A high temperature granulation process for ecological ash recirculation", Lic-avhandling, Luleå Tekniska Universitet, 1999
 - [28] Byström M; "Thermal refinement and stabilisation of biomass ashes and sludges", Lic-avhandling, Umeå Universitet, 2001
 - [29] Santén Sven, ScanArc, kontakt 2002-11-22
 - [30] Lener Theo, Boliden, kontakt 2002-11-25
 - [31] Ecke H, Sakanakura H, Matsuto T, Tanaka N, Lagerkvist A; "State-of-the-art treatment processes for municipal solid waste incineration residues in Japan", Waste Management & Research, No 18, s 41-51, 2000
 - [32] Urabe T, Kobayashi S; "Investigation of Characteristics and the Resource Recovery of Metal Generated in Ash Melting Processes", Journal of the Japan Society of Waste Management Experts, Vol 9, No 1, pp 1-10, 1998
 - [33] Hägerstedt Lars-Erik, Fortum Teknik & Miljö, kontakt 2002-12-18
 - [34] Bristav Henrik, Umeå Energi, kontakt 2002-11-18
 - [35] Mäder U, Eggenberger U, Traber D; "Comparative Element Distribution and Phase Chemistry of Products from Thermal Waste Treatment", Recovery recycling Re-integration, Vol.2, pp. 211-215, Collected papers of the R'99 World Congress, Geneva, February 1999
 - [36] Biollaz S, Grotefeld V, Künstler H; "Separating heavy metals by the VS-process for municipal solid waste incineration", Recovery recycling Re-integration, Vol.2, pp. 146-151, Collected papers of the R'99 World Congress, Geneva, February 1999

Bilagor

A	Processöversikt
B	Analyser av aska
C	Energiförbrukning
D	Antaganden
E	Oxiderande separation med hög temperatur (Seiler)
F	Deglor (ABB)
G	KSMF (Kubota Surface Melting Furnace)
H	Smältning i en kall degel
I	AshArc (ABB)
J	Elomelt (Steinmüller)
K	Plasmox (MGC Plasma AG)
L	VitroArc (ScanArc)
M	Elektrslaggprocess (Sunnen Technologies)
N	HSR (Von Roll)
O	CT-FLUAPUR (CT Environment)
P	Sintring i roterugn (Greengrove)
Q	Sintring i roterugn (NERAB)

A Processöversikt

I Tabell 6 visas en översikt över ytterligare ett antal processer som inte behandlas närmare i denna studie.

Tabell 6. Översikt av termiska behandlingsprocesser för aska.

Table 6. Overview of processes for thermal treatment of ashes.

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov	Utvecklingsstatus
SOLUR (utvecklad av Sorg och Lurgi , marknadsförd av Sorg, Tyskland) [11]	Glassmältugn med direkt uppvärmning genom elektriskt motstånd i smältan mellan elektroner, uppvärmd överugn, glasbiprodukter tas ut.	1300-1400 °C	Filteraska och skrubberåterstod från avfallsförbränning 32-36 wt-% SiO ₂ 10-14 wt-% Al ₂ O ₃ 22-24 wt-% CaO 2-5 wt-% Cl tillsatts: 34 % glasavfall	80 % glas 10 % gas 8,5 % glasbiprodukter 1,5 % recirkulerat	0,8-1,8 MWh/ton	Testinstallation 100 kg/h (upp till max. 1 ton/h) (nerlagd)
Fullständig elektrisk smältprocess (JSJ Jodeit GmbH, Jena, Tyskland) [11]	Glassmältugn med direkt uppvärmning genom elektriskt motstånd i smältan mellan elektroner, glasytan helt täckt med ingående material, molybdenelektroner används.	1400 °C	Återstoder från avsvavlingsprocess vid förbränning av farligt avfall	79-82 % fast material 7-10 % glasbiprodukter (slagg)/kondensat 10 % rökgaser	1,8-2,0 MWh/ton	Experimentell smältning från aggregat 1-2 ton/dag. Testuppställning konstruerades under 90-talet.
Induktions-smältnings-process (DBA och Steinmüller) [11]	Induktiv (elektrisk) smältning.	1400 °C	Pann- och filteraska från avfallsförbränning	?	?	Småskaliga testförsök. Ingen data finns tillgängligt.

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov	Utvecklingsstatus
CORMIN = kontinuerlig mineralisering av återstod (KHD Humboldt Wedag AG, Schweiz) [11]	Stegvis förbränningsprocess med syrebrännare med pulveriserat kol i smältcyklon. Smältfilm utvecklas på cyklonväggarna och rinner bort.	1400-1600 °C	Pannaska, filteraska och finfraktion (<1 mm) av bottenaska från avfallsförbränningsamt avloppsslam	10% kalk 63-72 % slagg 10 % stoft 5-28 % rökgaser volymen minskas med 75 %	-	Teststation i Köln-Porz (FRG).
Brännsmält-process (BABCOCK) [11]	Smältning av bottenaska i gaseldad brännarugn. Producerar mineralull och kondenserar en del av tungmetallerna.	1300-1400 °C	Botten-, pann- och filteraska från avfallsförbränning	81 % glas 3 % glasbiprodukter och tungmetallkoncentrat	1,2-1,8 MWh/ton	Experiment okända.
Plasmasmält-process (Krupp-Mak) [11]	Plasmareaktor där tungmetaller förångas.	1400-2000 °C	Filteraska från avfallsförbränning	70 % förglasat granulat 25 % salt- och tungmetallåterstod 5 % stoft	1,8 MWh/ton	Pilotanläggning i Stapelfeld med max 1,3 ton/h. Fullskala planeras (Kiel, FDR)?
RedMelt (L & C Steinmüller) [11]	Smältning under reducerande förhållanden. Elektrisk ljusbågsugn med 3 grafitelektroder. Två faser: metall och slagg. Designad för sammansmältning av bottenaska och flygaska.	1250-1500 °C	Botten- och filteraska från avfallsförbränning samt aska från avloppsslamsförbränning	89-95 wt-% produkt med minimalt tungmetallinnehåll 4-8 wt-% smältmetallfas 1-5 wt-% metallfas som rökgaskondensat med Pb, Zn	0,8 MWh/ton	Experimentell batchanläggning, 100 kg/h. Pilotanläggning planeras i Berlin?
FosMelt (L & C Steinmüller) [11]	Glasbrännarugn eldad med naturgas. O ₂ -tillsats i förbränningsluften (90 % O ₂). Designad för sammansmältning av bottenaska och flygaska.	1300-1500 °C	Slagg och filterstoft från avfallsförbränning samt aska från avloppsslamsförbränning	90 wt-% förglasad produkt (innehåller 2,5 wt-% tungmetaller). 7,5 wt-% rökgaskondensat (Hg, Cd, Zn)	1,2 MWh/ton	Experimentell anläggning med max. 100 kg/h. Pilotanläggning planeras?

Process (utvecklare)	Kort beskrivning	Temperatur	Ingående material	Restprodukter (% av ingående)	Energibehov	Utvecklingsstatus
Karbonatiserings- (destilerings-) brännarprocess: Siemens-KWU [11]	Högtemperatur brännkammare med lufttillsats. Bränsle: gas och kol.	1300 °C	Återstod från karbonatiserings- eller destillerings-process (upp till 450 °C) samt pann- och filteraska.	-	-	Ulm, FRG, Teststation, 200 kg/h. Fullskaleanläggning planerad i Fürth, FRG?
VS-Küpat (Küpat AG) [35], [36]	Rostpanna kombinerad med en roterande brännarugn. Smältning under oxiderande förhållanden.	1100-1300 °C	Återstoder från avfallsförbränning	?	?	Industriell skala. Tester 1990-1995 vid befintlig rostpanna för avfallsförbränning (Basel)
Katalytisk extraktion (Molten Metal) [16]	Katalytisk extraktion i en sluten reaktor med trycket 5-10 bar. Restprodukterna matas in pneumatiskt direkt i flyande metallbad och smälts under reducerande förhållanden (koltillsats). Metallbadet värms upp elektriskt genom induktion. Två faser: metall och glassmälta. Förångning av en del rena metaller. Syntesgas bildas.	?	Filteraska och filterkakor från avfallsförbränning samt tillsatser (kol och smälttillsats).	74 wt-% förglasat material 6 wt-% metallegeringar 21 wt-% tungmetall-koncentrat 19 wt-% Hg-kondensat 12 wt-% syntesgas	0,6 MWh/ton	Kontinuerliga laboratorieförsök (2 kg/h och 27 kg/h) och pilotförsök (272 kg/h). Fullskaleanläggning för behandling av särskilda avfall togs i drift 1996, men storskaliga anläggningar för flygaskor finns ännu inte. Molten Metal har gått i konkurs.

B Analyser av aska

Flygaska och slam från rökgasreningen

I Tabell 7 visas det normala internationella intervallet för innehåll av olika ämnen i flygaska och slam från avfallsförbränning enligt uppgifter i litteraturen [11]. I tabellen visas även tungmetallhalterna i rökgasreningsprodukter från två svenska avfallsförbränningsanläggningar (Högdalen och Uppsala) samt en returträddad anläggning (Högdalen). Vilken typ av rökgasrening dessa anläggningar är utrustade med beskrivs i avsnitten nedan.

Tabell 7. Normalt internationellt intervall för flygaska och slam från avfallsförbränning enligt [11] samt analyser från Högdalens avfallsförbränning (P1-P3) och returträförbränning (P6) [14] samt Uppsalas avfallsförbränning [13].

Table 7. Normal international interval for flyash and sludge from waste incineration according to [11] and analysis from the plants in Högdalen (P1-P3 and P6) [14] and Uppsala [13].

Ämne	Flygaska (mg/kg) [11]	Flygaska+ slam (mg/kg) [11]	Flygaska Högdalen P1-P3 (mg/kg TS) [14]	Flygaska Högdalen P6 (mg/kg TS) [14]	Flygaska+slam Uppsala (mg/kg) [13]
Ca	74 000-130 000	93 000-110 000			
Mg	11 000-19 000	18 000-23 000	9 800		
Na	15 000-57 000	28 000-33 000			
K	22 000-62 000	35 000-58 000			
P	4 800-9 600	6 000-7 4000			
Al	49 000-90 000	71 000-81 000	44 000		
Si	95 000-210 000	120 000			
Fe	12 000-44 000	15 000-18 000			
Mn	800-1 900	1 400-2 400	440		
Ti	6 800-14 000	5 300-8 400			
As	37-320	130-190	40	241	58
Cd	50-450	220-270	104	39	164
Cr	140-1 100	390-660	175	723	141
Cu	600-3 200	1 000-1 400	452	5 900	744
Hg	0,7-30	38-390	10	2,6	12
Ni	60-260	67-110	20	205	41
Pb	5 300-26 000	5 900-8 300	2 168	3 095	2 976
V	29-150	62	15	62	
Zn	9 000-70 000	20 000-23 000	6 716	8 433	13 392
Cl	29 000-210 000	48 000-71 000			
S	11 000-45 000	11 000-26 000		30 767	

Bottenaska

I Tabell 8 visas det normala internationella intervallet för innehåll av olika ämnen bottenaska från avfallsförbränning enligt uppgifter i litteraturen [11]. I tabellen visas även tungmetallhalterna i bottenaska från två svenska avfallsförbränningsanläggningar (Högdalen och Uppsala) samt en returträddad anläggning (Högdalen).

Tabell 8. Normalt internationellt intervall för bottenaska från avfallsförbränning enligt [11] samt analyser från Högdalens avfallsförbränning (P1-P3) och returträförbränning (P6) [14] samt Uppsalas avfallsförbränning [13].

Table 8. Normal international interval for bottom ash from waste incineration according to [11] and analysis from the plants in Högdalen (P1-P3 and P6) [14] and Uppsala [13].

Ämne	Bottenaska (mg/kg) [11]	Bottenaaska Högdalen P1-P3 (mg/kg TS) [14]	Bottenaska Högdalen P6 (mg/kg TS) [14]	Bottenaska Uppsala (mg/kg) [13]
Ca	370-123 000			
Mg	400-26 000	6 167		
Na	2 870-42 000			
K	750-16 000			
P	1 400-6 400			
Al	21 900-72 800	42 333		
Si	91 000-308 000			
Fe	4 120-150 000			
Mn	83-2 400	627		
Ti	2 600-9 500			
As	0,12-189	14,1	113	6,4
Cd	0,3-70,5	4,9	8,2	4,6
Cr	23-3 170	96,7	314	68
Cu	190-8 240	2 186	3 936	2 611
Hg	0,02-7,75	0,03	0,04	<0,0001
Ni	7-4,280	234,4	49	63
Pb	98-13 700	1 410	450	514
V	20-122		37	
Zn	613-7 770	1 277	2 824	1 632
Cl	800-4 190			
S	1 000-5 000		800	

Högdalen

Högdalenverket har tre avfallseldade rostpannor (P1-P3) och en biobränsleeldad panna (P6) av typen cirkulerande fluidiserad bädd (CFB). Alla pannor är utrustade med SNCR för att reducera kväveoxider. De tre avfallspannorna är därefter utrustade med varsin rökgasreningsutrustning bestående av en (P1 och P2) respektive två (P3) kalkreaktorer, textilt slangfilter samt en gemensam skrubber med efterföljande kondensor för värmeåtervinning. Denna form av rökgasrening finns även för panna 6. För att reducera bland annat dioxinhalten i rökgaserna efter panna 6 tillsätts aktivt kol före kalkreaktorn. I övrigt är rökgasreningsanläggningarna jämförbara. De rökgasreningsprodukter som fås ut är uteslutande flygaska från slangfiltren [12].

Uppsala

Rökgasreningen vid avfallsförbränningsanläggningen i Uppsala är utrustad med SNCR, textilfilter samt ett vått reningssteg med efterföljande kondensering. Slam från det våta reningssteget behandlas med organisk sulfid för att främst binda metallerna kvicksilver och kadmium. Före deponering blandas det behandlade slammet med flygaska från avfallsförbränningen till en lakningstabil produkt.

C Energiförbrukning

Tabell 9. Energiförbrukning för olika processer.

Table 9. Energy consumption for different processes.

Process	Elförbrukning MWh/ton	Bränsleförbrukning MWh/ton	Total Energiförbrukning MWh/ton
Seiler (1,5 ton/h) [16]	0,12	0,54	0,66
Seiler (0,3 ton/h) [16]	0,40	1,69	2,09
ABB, Deglor [16]	1,15	0,01	1,16
Kubota, KSMF (2,3 ton/h) [16]	0,47	1,80	2,27
Kubota, KSMF (0,23 ton/h) [16]	1,14	3,08	4,22
CEA, kall degel	i.u.	i.u.	i.u.
ABB, AshArc [16]	0,88	0,02	0,90
Steinmüller, Elomelt [16]	0,92	-	0,92
MGC Plasma, Plasmox [16]	0,39	0,65	1,04
ScanArc, VitroArc [19]	0,8	0,3	1,1
Sunnan Technologies [20]	0,55	-	0,55
Von Roll, HSR [16]	0,81	0,02	0,83
CT-FLUAPUR	i.u.	i.u.	i.u.
NERAB	<0,05	~1.5	~1.5

D Antaganden

Processbeskrivningarna i bilagorna E, F, G, I, J, K, N är om inget annat anges hämtade från referens [16]. För beräkningar och utvärderingar av dessa 7 processer gäller nedanstående gemensamma antaganden, vilka bygger på schweiziska förhållanden.

I processbeskrivningarna anges på ett flertal ställen skilda data för en central anläggning och en integrerad anläggning. Med en central anläggning menas en större separat anläggning som inte är ihopkopplad med en avfallsförbränningsanläggning. Anläggningen har en högre kapacitet och är tänkt att kunna ta emot aska från ett flertal olika förbränningsanläggningar. En integrerad anläggning avser en anläggning som kopplats ihop med en avfallsförbränningsanläggning och där rökgasreningen är gemensam. Hurvida det är möjligt att behandla de tillkommande rökgaserna från askbehandlingen i den befintliga rökgasreningen kan bestämmas endast i varje enskilt fall. Rökgaserna innehåller främst HCl, SO₂ och Hg.

För att underlätta jämförelser antas följande förhållanden som är typiska för Schweiz:

- Rökgasreningen består av en våt rening med behandling av avloppsvattnet och en SCR-de-NO_x för 55 000 Nm³/h.
- För att bestämma inkommande flöden av avloppsvatten antas att tvättavslamningen håller 5 % salt.
- Inkommande SO₂ faller som gips (CaSO₄) i filterkakorna, då det finns tillräckligt med CaCl₂ efter neutraliseringen med kalkmjölk för att tillåta en jonväxling med Na₂SO₄.
- På grund av inkommande gips erhålls en större volym filterkakor från avloppsvattenreningsanläggningen (ABA-filterkakor) som måste deponeras under markytan.

Antaganden för oxiderande smältningsprocesser (bilaga E-G)

I en central anläggning krävs en separat rökgasrening. I ML-Kubota fallet utgår man från att denna kan integreras med en avfallsförbränningsanläggning. Material- och energibalanserna samt kostnaderna erhålls då för den kombinerade anläggningen.

Antaganden för reducerande smältningsprocesser (bilaga I-K)

De reducerande processerna från Steinmüller och MGL Plasma behandlar förutom flygaska även filterkakor. Detta är meningsfullt endast då man utvinner gips ur rökgasreningen. Annars kommer gipset att ackumuleras i ett kretslopp. På motsvarande sätt förutsätts att det finns en sänka för kvicksilvret.

I Schweiz finns inga fullständiga anläggningar av denna typ. För att trots allt kunna göra en jämförelse antas att en rökgasrening utförs med gipsutvinning och att kostnaderna är jämförbara med de för en konventionell anläggning. Detta antagande speglar dock inte hela bilden för anläggningar som kombinerats med en sopförbränningsstation.

Då gipset vid särskilda kvaliteter kan återföras i kretsloppet tillkommer inga filterkakor som måste deponeras under jorden. Principiellt kan driftfall med filterkakor övervägas för alla smältningsförfaranden. Detta måste tas hänsyn till vid en tolkning av värderingsresultaten.

Antaganden för HSR-processen (bilaga N)

I HSR-processen behandlas slagg och flygaska samtidigt, d v s flygaska blandas med en betydligt större mängd slagg.

För att processen trots allt skall kunna jämföras med tidigare redovisade processer har en balans upprättats endast för askdelen. Då koncentreras analysen till den reducerande zonen. Slaggsmältan uppfattas som ospecificerat bärarmaterial för asksmältan.

Material- och energibalansarna omfattar följaktligen endast tillkommande materialflöden och tillskottenergin. Kvalitetsvärderingen hänför sig till de värden som i verkligheten erhålls för hela processen, vilken i slutändan är avgörande för förädlingen och omhändertagandet. Dataunderlaget har erhållits från Von Roll genom tillgång till en rapport från deras pilotförsök (fas I och II).

Uppgifterna räckte inte helt, särskilt för flygaskan. Vad gäller processtyrning och produktkvalitet kan den reducerande zonen jämföras med ABBs AshArc-process. De data som saknats har därför tagits från databladet för den processen.

Också HSR-processen producerar en processgas som renats från partiklar men som måste renas ytterligare genom en våt process enligt ovan.

Sammansättning i flygaskan

I samtliga balanser och beräkningar som gjorts i [16] antas att 800 kg flygaska behandlas. Sammansättningen för flygaskan visas i Tabell 10.

Tabell 10. Antagen sammansättning i flygaskan innan den termiska behandlingen [16].

Table 10. Assumed content of substances in the flyash before the thermal treatment [16].

Ämne	Halt (g/kg)
Al	50
Ca	70
Fe	15
K	40
Mg	7
Na	50
Si	100
Ti	10
Cl	80
S	30
Tungmetaller	Halt (mg/kg)
Hg	5
Cd	300
Cr	400
Pb	8000
Zn	20000
Organiska ämnen	3 %
Torrhalt	100 %
Löslig andel	20 %

För balanserna och beräkningarna i de fall då även rökgasreningsåterstoder (filterkakor) behandlas antas att andelen filterkakor är 20 procent (d v s 800 kg torr flygaska och 200 kg filterkakor). Sammansättningen i den ingående blandningen av flygaska och filterkakor visas i Tabell 11.

Tabell 11. Antagen sammansättning i blandningen av flygaska och filterkakor innan den termiska behandlingen [16].

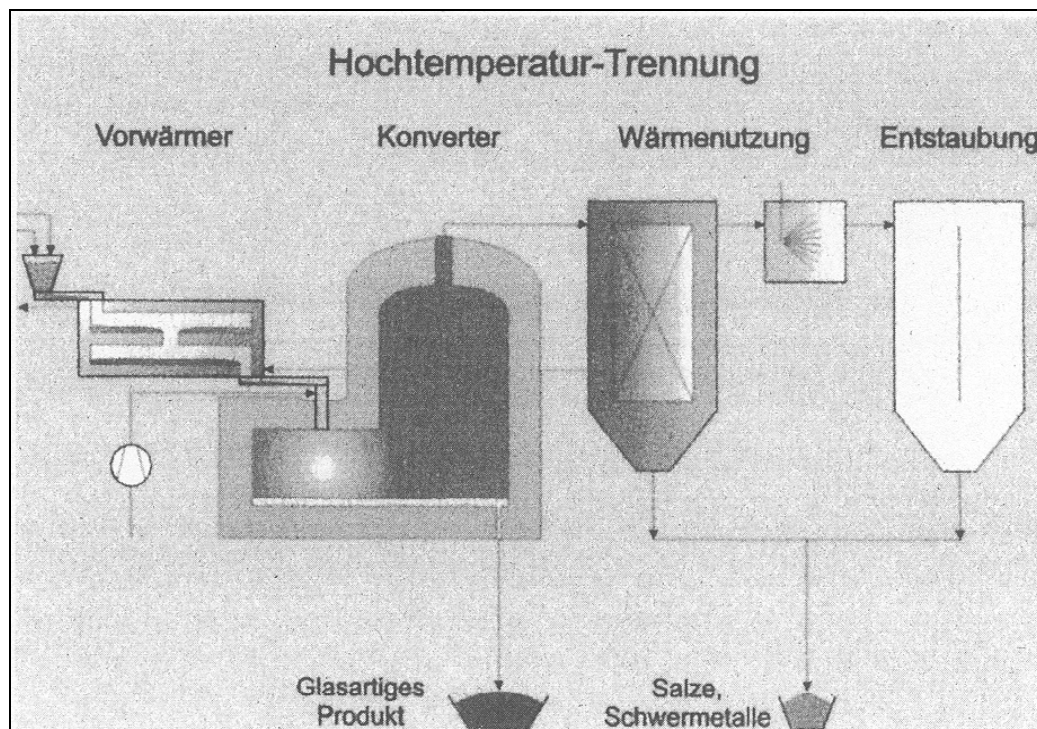
Table 11. Assumed content of substances in the mixture of flyash and filter cakes before the thermal treatment [16].

Ämne	Halt (g/kg)
Al	20
Ca	150
Fe	5
K	5
Mg	5
Na	15
Si	40
Cl	50
S	60
Tungmetaller	Halt (mg/kg)
Hg	1000
Cd	400
Cr	200
Pb	1000
Zn	6000
Organiska ämnen	2 %
Torrhalt	600 %
Löslig andel	0 %

Nomenklatur

ABA	Avloppsvattenreningsanläggning (Abwasserbehandlungsanlage)
LRV	Förordning för rening av luft (Luftreinungsverordnung)
RGR	Rökgasrening (Rauchgasreinigung)
TVA	Teknisk förordning för avfall (Technische Verordnung für Abfälle)
WRG	Värmeåtervinning (Wärmerückgewinnung)

E Oxiderande separation med hög temperatur (Seiler)



Figur 15. Separationsanläggning med hög temperatur – Seiler. Process med smältningsförfarande under oxiderande förhållanden [16].

Figure 15. Separation plant with high temperature – Seiler. Process with melting under oxidizing conditions [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Filteraskan värms tillsammans med filterkakorna i en förvärmare indirekt med varmluft från värmeåtervinningen till 600 °C. De flyktiga beståndsdelarna i askan och vattnet i filterkakorna drivs av. Transporten i förvärmaren sker med roterande insatser.

De brännbara produkterna från avgasningen förs tillsammans med återstoden över en brännare in i en konverter och oxideras.

Konvertern hettas upp till cirka 1550 °C. Den kan värmas upp med gas, olja eller avfall med högt värmevärde. Det mesta av metallsalterna förångas vid dessa temperaturer och återfinns i processgasen. Återstoden bildar en bottenmäta som tappas kontinuerligt ur ugnen.

Processgaserna från konvertern kylls i en värmeväxlare mot luft till 600 °C. Det återvunna värmnet används för att förvärma förbränningsluften och för att återvärma

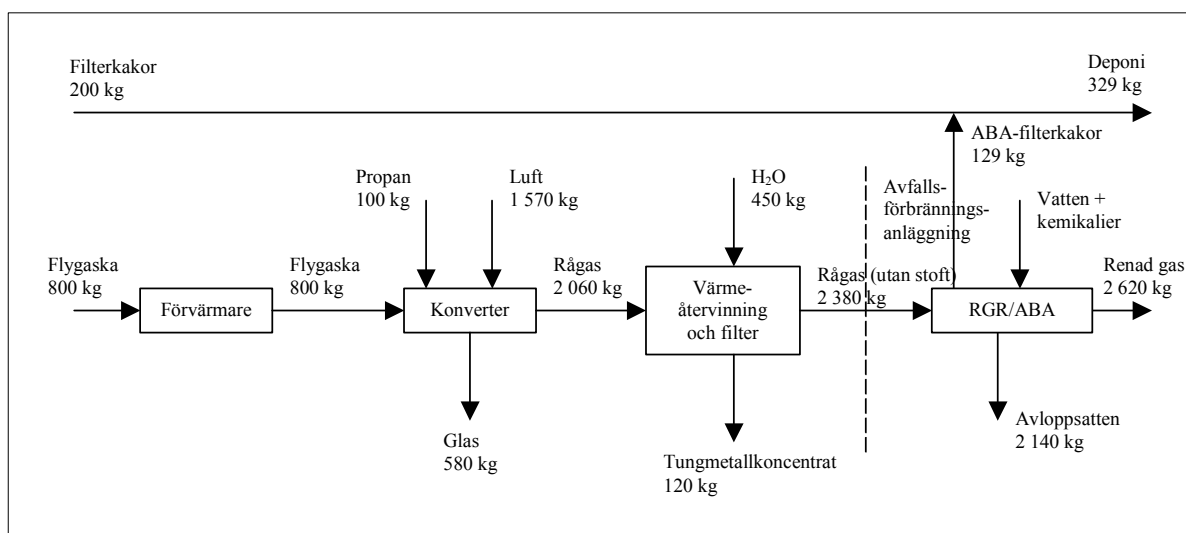
processgaserna före katalysatorn (central anläggning). I anslutning till denna katalysator störtkyls processgaserna genom insprutning av vatten till 260 °C. Ett partikelfilter skiljer av de kondenserade metallsalterna. Processgasen innehåller nu fortfarande HCl och SO₂, som tvättas bort i ett vattensteg.

Kommentarer

Filterkakor antas behandlas med askan endast i en central anläggning.

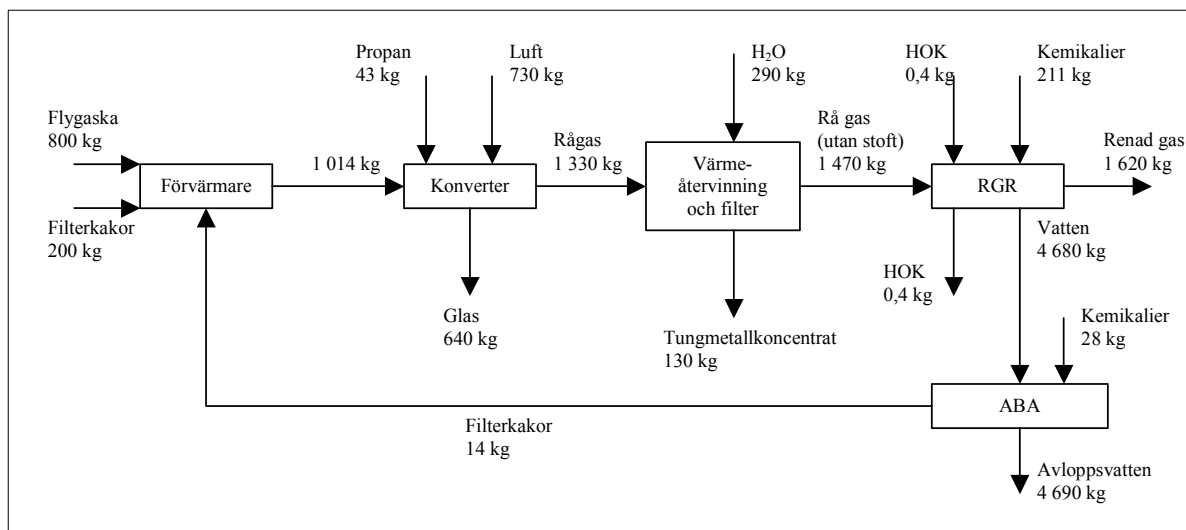
Genom att tillsätta kolhaltiga avfall (t ex slam från lack/färg) kan behovet av tillskottsenergi reduceras.

Massbalans



Figur 16. Massbalans för en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 16. Mass balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].



Figur 17. Massbalans för en central anläggning [16].

Figure 17. Mass balance for a central plant [16].

Materialbalans²

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 12. Koncentration i produkter från en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Table 12. Concentration in products from a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	1	<1	<2	220	6620	4	-	-	440	1540
Tungmetallkoncentrat	0	364	16	<0,05	52300	101000	1980	-	-	533	7390
Filterkakor*	40	80	236	52	-	-	-	-	-	-	-

*Blandat med filterkakor från avloppsvattenreningsanläggningen (ABA-filterkakor).

Tabell 13. Koncentration i produkter från en central anläggning [16].

Table 13. Concentration in products from a central plant [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	1	<1	<2	455	9675	4	-	-	450	1430
Tungmetallkoncentrat	0	364	16	<0,05	48740	84680	2440	-	-	554	6610
Koks	0	-	-	>100000	-	-	-	-	-	-	-

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

² Mängderna är beräknade på basis av ingående mängder i massbalansen.

Överföringskoefficienter (i % av inflödet)

Tabell 14. Överföringskoefficienter för en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Table 14. Transfer coefficients for a plant integrated with a waste incineration plant [16].

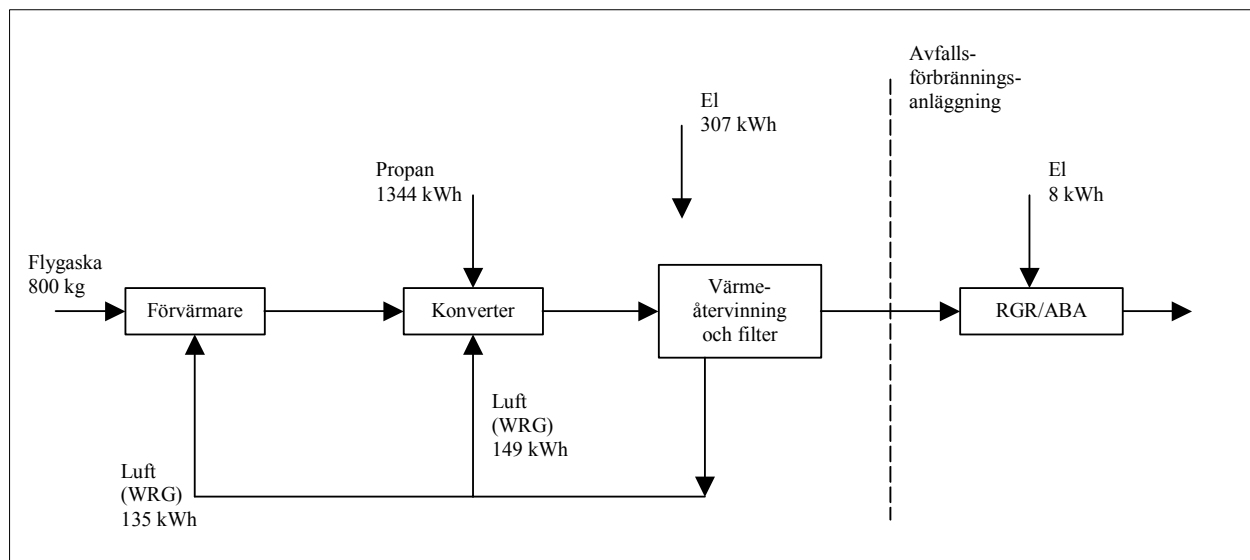
Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu
Avgas	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	3,3	34	<1	0	0	0	0	0
ABA-filterkakor	76,7	<1	99	0	0	0	0	0
Glas	<1	<1	<1	2	24	<1	80	40
Tungmetallkoncentrat	20	65	0	98	76	99	20	60

Tabell 15. Överföringskoefficienter för en central anläggning [16].

Table 15. Transfer coefficients for a central plant [16].

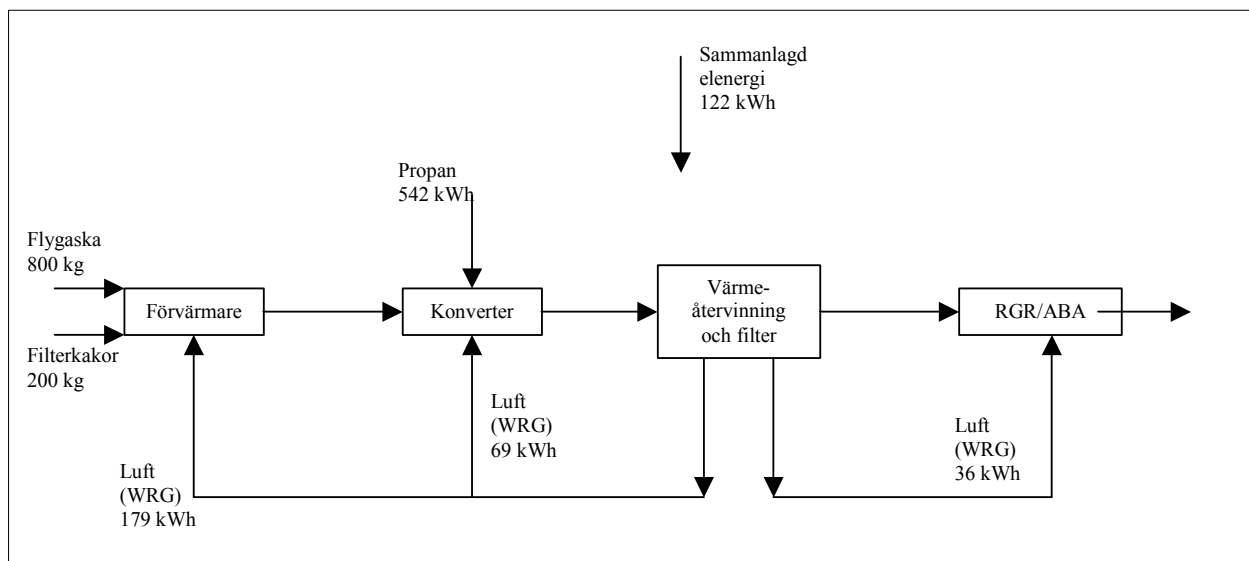
Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu
Avgas	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	80	35	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Koks	<0,1	<0,1	>99	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	<1	<1	<1	4	36	<1	80	40
Tungmetallkoncentrat	20	65	0	96	64	99	20	60

Energibalans



Figur 18. Energibalans för en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 18. Energy balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].



Figur 19. Energibalans för en central anläggning [16].

Figure 19. Energy balance for a central plant [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 16. Deponering av utgående produkter [16].

Table 16. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
ABA-filterkakor (enbart integrerad anläggning)	Specialavfall	Underjordisk deponering	0,26 m ³
Glas	Restproduktkvalitet (både eluatet och den fasta återstoden)	Restproduktdeponi (som byggnadsmaterial)	0,23 m ³

Processens komplexitet

Tabell 17. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 17. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	5	Avfallsförbränningspersonal med goda tilläggskunskaper behövs. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	6	Över genomsnittet.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 18. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 18. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	1 ställe
Centrala anläggningar	13 ställen
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	
Totala riskpunkter:	4

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 19. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 19. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 1600 ton/år	Central anläggning 20 000 ton/år
Antal linjer	1	2
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig	kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje	0,3 ton/h	1,5 ton/h
Dellastområde	20-100 %	20-100 %
Årlig tillgänglighet	7 800 h/år	7 800 h/år
Byggtid	2 600 h	2 600 h
Tid för nedsläckning inför revision	96 h	96 h
Tid för en revision	22 dagar	22 dagar
Tid för uppeldning efter revision	192 h	192 h
Drifttid för eldfasta materialet	7 800 h	7 800 h
Tid för utbyte/lagning av murverket	336 h	336 h
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	96 h	96 h
Tid för uppeldning inkl torkning	192 h	192 h

Kommentarer

För en central anläggning med två parallella linjer uppförs endast en kringutrustning gemensam för de båda linjerna. Denna består av följande:

- Mottagning och mellanlagring
- Behandling av avloppsvattnet
- Kemikaliestation
- Nödströmsaggregat

Efter byggtiden på 2600 timmar följer en kort revision på en vecka. Den årliga revisionen utförs efter 7800 timmar. Inspektion och tillsyn av Det eldfasta materialet utförs vid den årliga revisionen.

Teknikläge och framtida utveckling

Utvecklingsläge för processen

- Erfarenhet från pilotskala med ett flöde på 100 kg/h samt försöksanläggning i industriell skala på upp till 500 kg/h.
- Första anläggningen med två linjer (300-400 kg/h var) togs i drift mitten av 1998 i Freiberg, Sachsen.

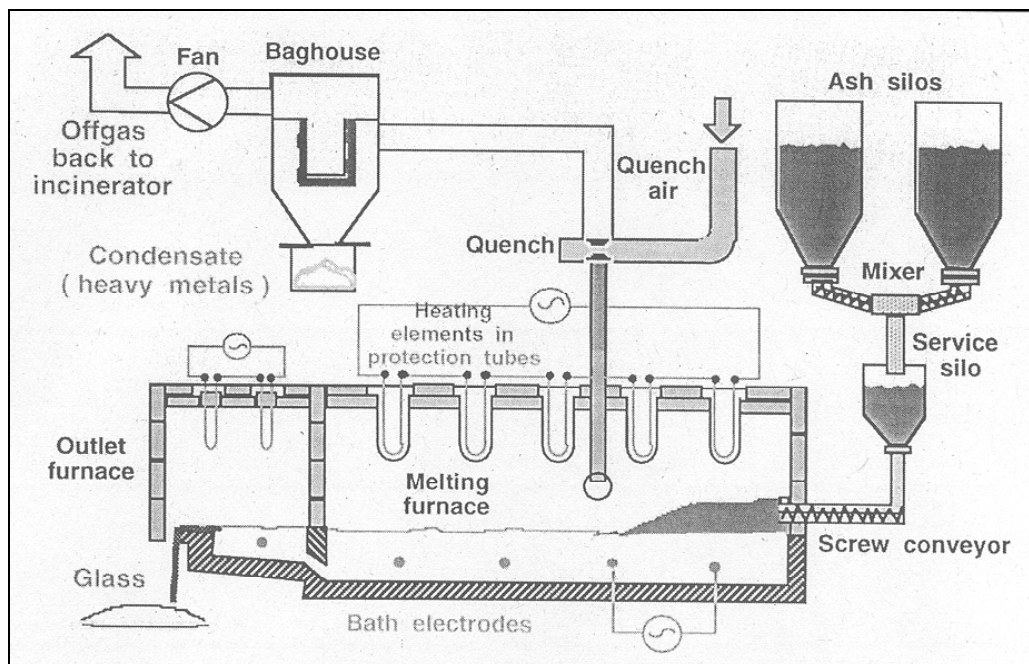
Framtida utveckling

Undersökning av avskiljningsmekanismen och nyttiggörandet av tungmetallstoftet.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 5 (betygskala 1-7) - kontinuerliga försök på industriell försöksanläggning

F Deglor (ABB)



Figur 20. Deglor – ABB. Process med smältningsförfarande under oxiderande förhållanden [16].

Figure 20. Deglor – ABB. Process with melting under oxidizing conditions [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Filteraskan matas kontinuerligt in i smältugnen med en vattenkyld skruvtransportör. Ugnen värms med två elektriska system:

- Motståndsvärmelement i keramiska skyddsrör ovanför smältans yta
- Doppelektroder i den elektriskt ledande smältan (motståndsvärmning)

Det inmatade materialet värms upp i ugnen till 1350 °C. Det mesta av metallsalterna förångas vid denna temperatur och återfinns i gasfasen. Återstoden av materialet bildar en glassmälta. Denna flyter genom ett vattenlås i en uttagskammare ur vilken den flyter ut över ett överlopp.

Beroende på vilken användning som förutses kan smältan kylas torrt eller släckas i ett vattenbad. De salthaltiga processgaserna sugas ut ur ugnen och störtkyls till 200 °C genom inblåsning av kall luft. Därvid kondenserar salterna och kan avskiljas med ett slangfilter (tungmetallkoncentratet). Koncentrationen av tungmetallerna är så pass hög att den tillåter en utvinning av bly och zink.

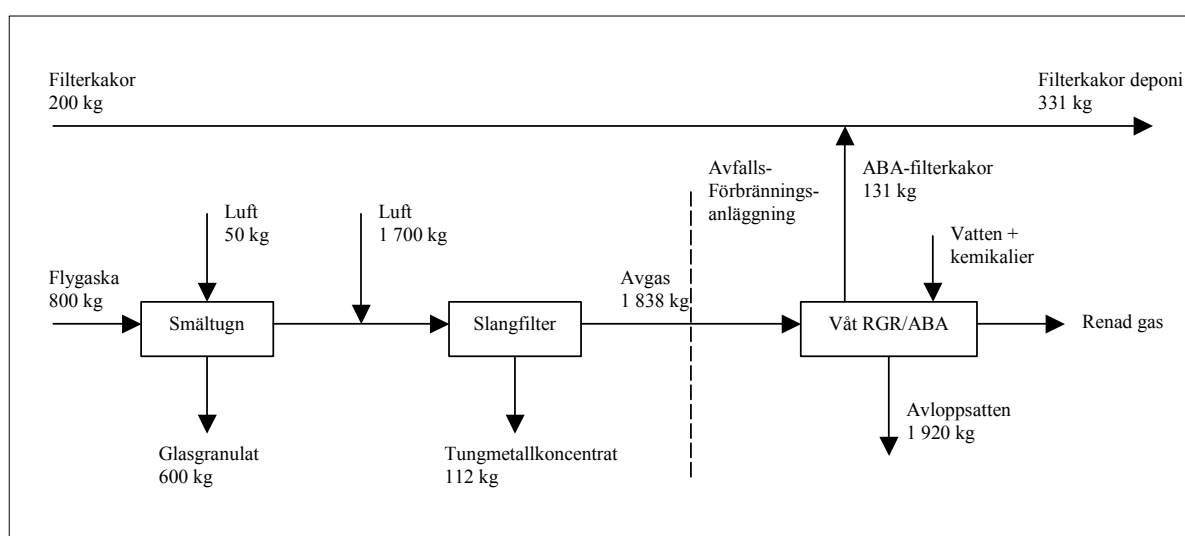
Den renade processgasen innehåller nu endast HCl och SO₂ och leds vidare till avfallförbränningsanläggningens rökgasrening.

Kommentarer

Deglor-processen lämpar sig för flöden på upp till 4000 ton per år och ugn. För större centrala anläggningar rekommenderar ABB AshArc-förfarandet.

I princip kan även torkade filterkakor behandlas. Detta kräver en ganska stor förbrukning av resurser (torkning, separat tvätt). Av den anledningen tas inte sambehandling av filterkakorna i beaktande i det som följer.

Massbalans



Figur 21. Massbalans för en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 21. Mass balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Materialbalans³

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 20. Koncentration i produkter [16].

Table 20. Concentration in products [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	5	4,5	<0,1	400	10000	4	i.u.	i.u.	1000	580
Tungmetallkoncentrat	0	450	50	0,5	55000	71000	2000	i.u.	i.u.	380	11150
Filterkakor*	40	80	236	50	-	-	-	-	-	-	-

*Blandat med filterkakor från avloppsvattenreningsanläggningen (ABA-filterkakor).

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

³ Strömmarna är beräknade på samma bas som massbalansen (800 kg flygaska).

Överföringskoefficienter (i % av inflödet)

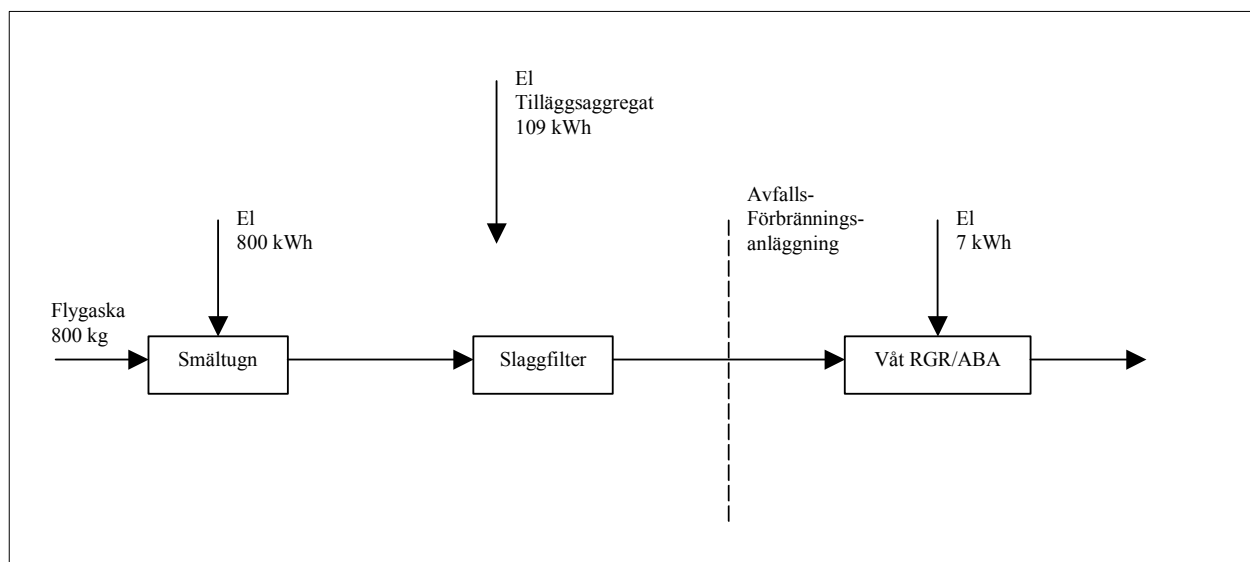
Tabell 21. Överföringskoefficienter (i % av inflödet) [16].

Table 21. Transfer coefficients (in % of input) [16].

Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr*	Cu
Avgas	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	3	18	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
ABA-filterkakor	77	<1	99	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	5	7	<1	4	50	<0,1	125	22
Tungmetallkoncentrat	15	75	1	96	50	99,975	15	78

*För krom är koefficienten mer än 100% därför att Det eldfasta materialet angrips.

Energibalans



Figur 22. Energibalans för en anläggning integrerad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 22. Energy balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 22. Deponering av utgående produkter [16].

Table 22. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
ABA-filterkakor	Specialavfall	Underjordisk deponering	0,26 m ³
Glas	Eluat: inert materialkvalitet Fast återstod: restproduktskvalitet	Restproduktdeponi (som byggnadsmaterial)	0,23 m ³

Processens komplexitet

Tabell 23. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 23. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	5	Avfallsförbränningspersonal med goda tilläggskunskaper behövs.
Teknisk komplexitet	6	Över genomsnittet.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 24. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 24. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	2 ställen
Centrala anläggningar	
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	82 %
Centrala anläggningar	
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	
Totala riskpunkter:	4

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 25. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 25. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 1600 ton/år	Central anläggning
Antal linjer	1	
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig	
Nominell kapacitet för en linje	0,220 ton/h	
Dellastområde	20-100 %	
Årlig tillgänglighet	> 7 000 h/år	
Byggtid	8 000 h	
Tid för nedsläckning inför revision	150 h	
Tid för en revision	< 7 dagar	
Tid för uppeldning efter revision	170 h	
Drifttid för eldfasta materialet	> 16 000 h	
Tid för utbyte/lagning av murverket	< 170 h	
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	150 h	
Tid för uppeldning inkl torkning	170 h	

Kommentarer

De mängder som anges behandlas i en linje under drifttiden för avfallsförbränningen. Murverket byts vartannat år.

Teknikläget och framtida utveckling

Utvecklingsläget för processen

- Försök har utförts i laboratorieskala med 1 kg/h sedan början på 90-talet.
- Försök har gjorts i pilotskala med 50-100 kg/h under 3600 driftstimmar (sopförbränningsanläggningarna Hinwil och Riazzino).
- Optimeringsförsök i en halvskala med 20 kg/h.
- Vidareutveckling i Japan, även för restprodukter från våt/torr rökgasrening.
- Den första kommersiella anläggningen är i drift i Japan sen april 1996 (2 linjer med 1600 ton/år).

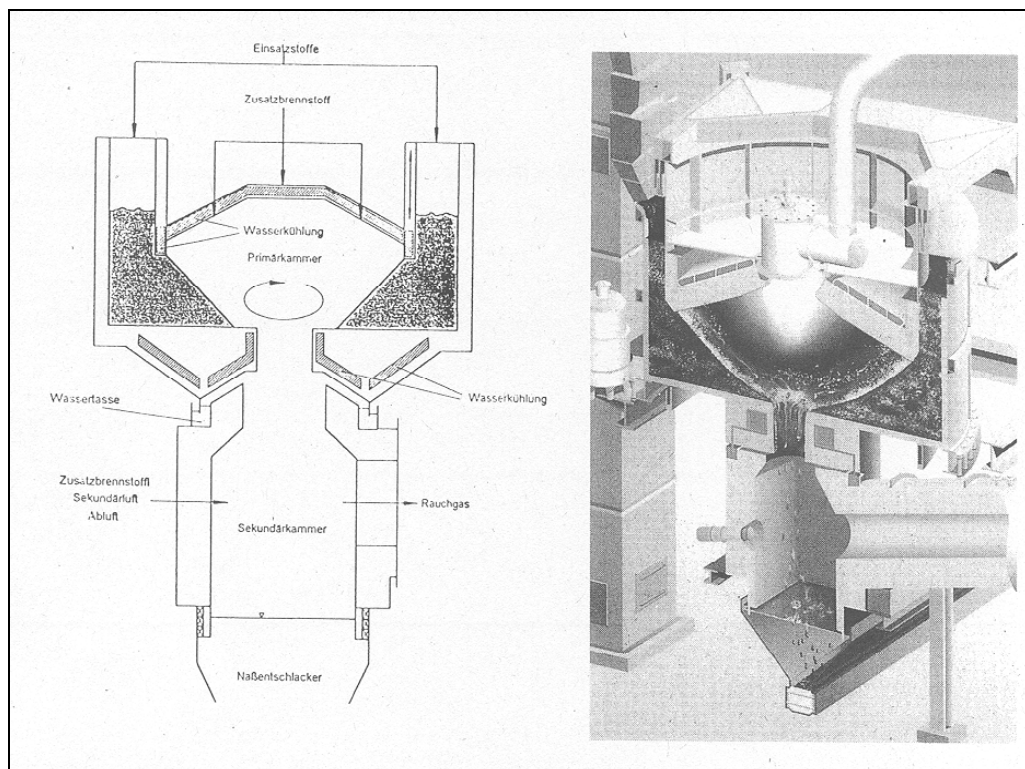
Framtida utveckling

Stort intresse i Japan, möjligen kommer ytterligare anläggningar att byggas. Optimering genom driftserfarenhet.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 6 (betygskala 1-7) – provad i industriell skala utanför Europa sedan mer än 2 år.

G KSMF (Kubota Surface Melting Furnace)



Figur 23. KSMF (Kubota Surface Melting Furnace). Process med smältningsförfarande under oxiderande förhållanden [16].

Figure 23. KSMF (Kubota Surface Melting Furnace). Process with melting under oxidizing conditions [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Smältningsugnen är en roterande ytsmältugn som består av två koncentriska cylindrar. Filteraskan matas in i ringspalten genom två fall. Den yttre cylindern roterar med 0,5 – 5 varv per timme och fördelar materialet så att det bildas en bädd, vilken smälts med oljebrännare. På grund av den höga temperaturen förångas huvuddelen av tungmetallkloriderna in i processgaserna.

Slaggen flyter neråt i det centrala avloppet och faller som droppar i ett vattenbad. Processgaserna från oljebrännarna sugas också genom avloppet för slaggen och genomgår en efterförbränning i kammaren under smältkammaren. Avslutningsvis genomförs en de-NO_x (SNCR med urea).

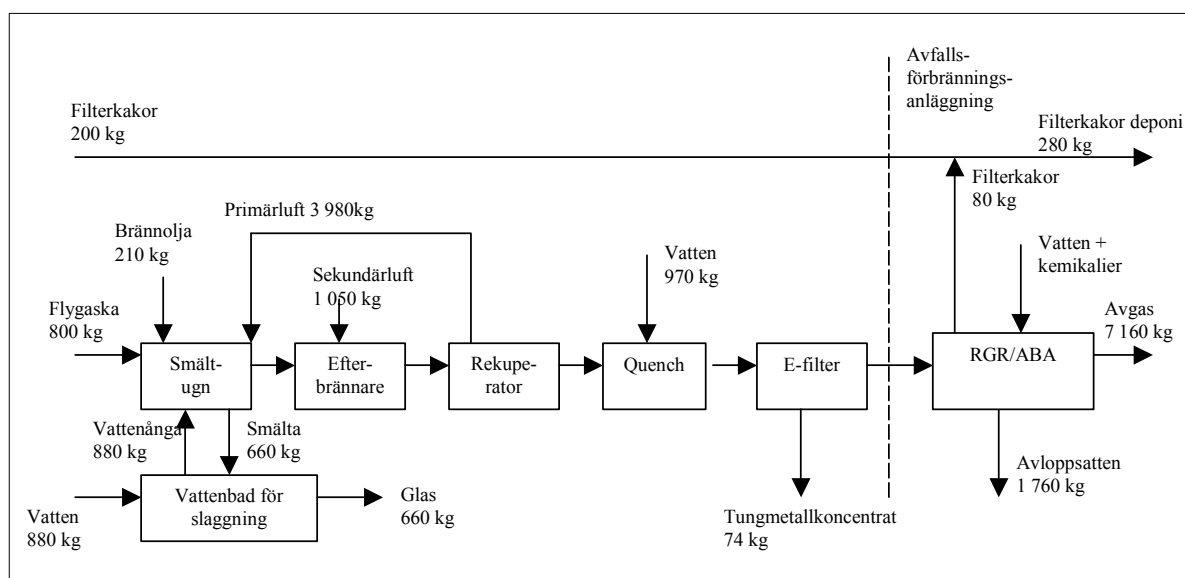
Efter avkylning i en rekuperator (för att förvärma förbränningsluften) och störtkylning med vatten avskiljs tungmetallsalterna i ett stoftfilter. Processgaserna innehåller nu främst SO₂ och HCl vilka avskiljs i efterföljande rökgasrening.

Kommentarer

Rökgasreningssystemet för den centrala anläggningen specificeras inte närmare. Data för rökgasreningen i den centrala anläggningen är baserade på antagandet att samma princip gäller som vid hopkopplingen med en avfallsförbränningsanläggning.

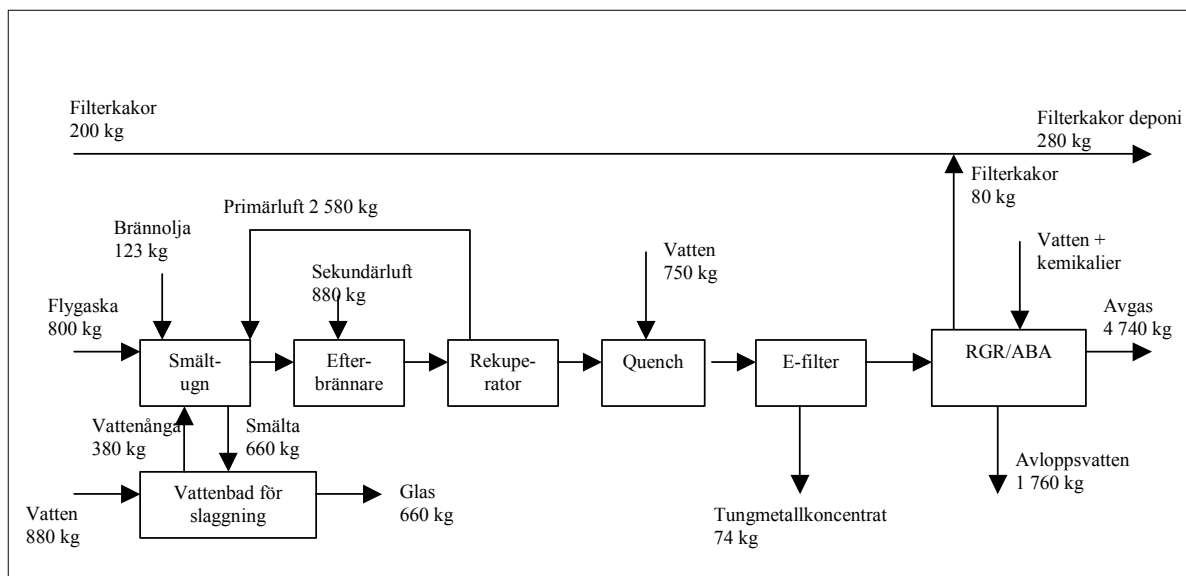
Det glasaktiga granulatet innehåller inte gränsvärdena för eluatet i den schweiziska avfallsförordningen, TVA (värden för koppar överskrids med en faktor 2 eller 3). Det testade materialet har producerats ur japansk flygaska. De värden som kan erhållas för schweiziska förhållanden måste bestämmas i en undersökning för varje praktiskt fall. På grund av den kemiska sammansättning kan en inblandning i slagg vara aktuell, vilket antas i värderingen av processen.

Massbalans



Figur 24. Massbalans för en anläggning integrerad med avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 24. Mass balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].



Figur 25. Massbalans för en central anläggning [16].

Figure 25. Mass balance for a central plant [16].

Materialbalans⁴

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 26. Koncentration i produkter [16].

Table 26. Concentraion in products [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu ^{**}
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	2	5	<1	789	7270	9	i.u.	i.u.	480	970
Tungmetall-koncentrat	0	68	94	1	62900	151000	3080	i.u.	i.u.	12	13000
Filterkakor*	40	-	236	75	-	-	-	-	-	-	-

* Blandat med filterkakor från avloppsvattenreningsanläggningen (ABA-filterkakor).

** Skattning av företaget Ryttec.

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

⁴ Flödena är beräknade på samma basis som massbalansen (800 kg flygaska).

Överföringskoefficienter (i % av inflödet)

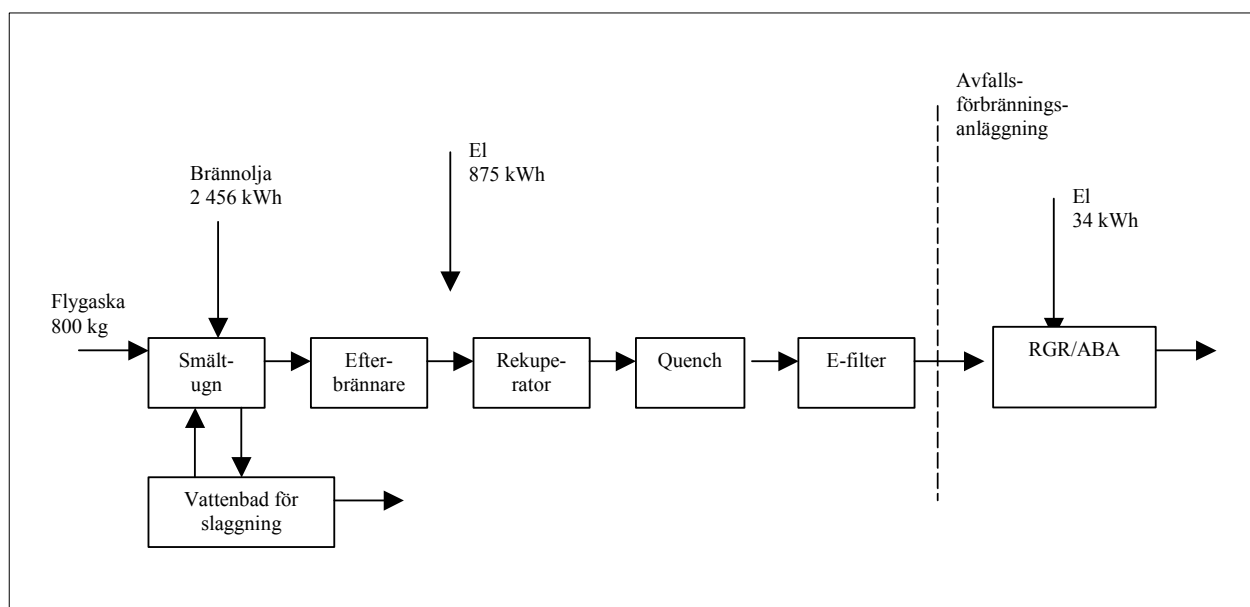
Tabell 27. Överföringskoefficienter (i % av inflödet) [16].

Table 27. Transfer coefficients (in% of input) [16].

Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu*
Avgas	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	2,7	54	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
ABA-filterkakor	47,3	<1	90	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	15	10	<1	10	30	5	99	40
Tungmetallkoncentrat	35	35	10	90	70	95	1	60

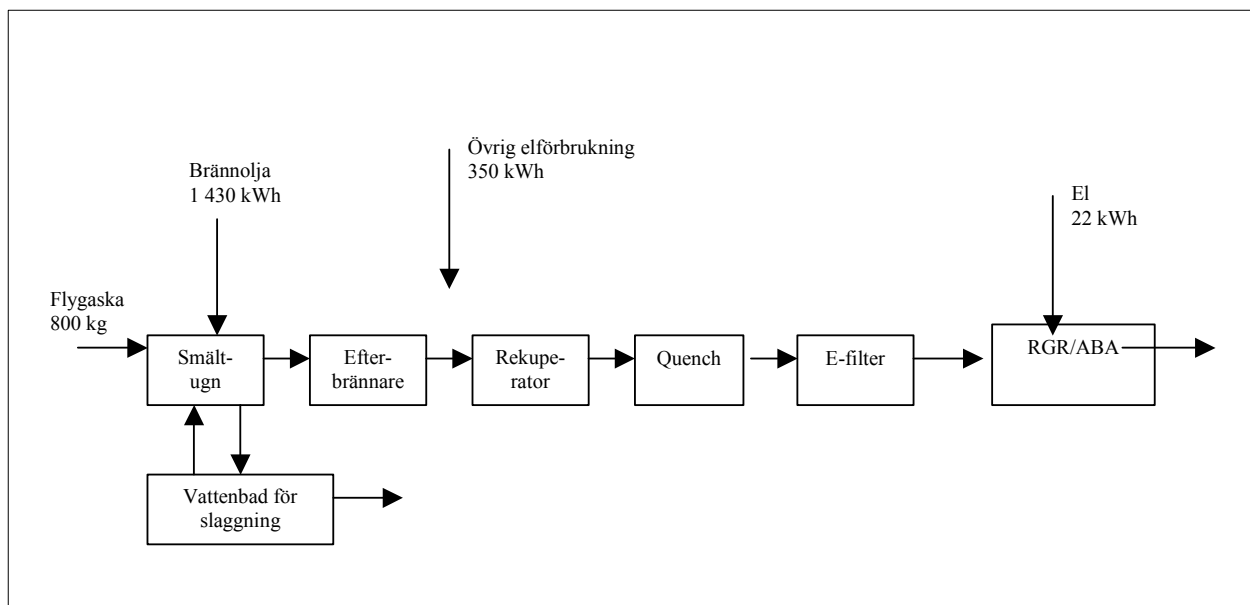
* Skattning av företaget Ryttec.

Energibalans



Figur 26. Energibalans för en anläggning integrerad med avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 26. Energy balance for a plant integrated with a waste incineration plant [16].



Figur 27. Energibalans för en central anläggning [16].

Figure 27. Energy plant for a central plant [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 28. Deponering av utgående produkter [16].

Table 28. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
ABA-filterkakor	Specialavfall	Underjordisk deponering	0,22 m ³
Glas	Restproduktkvalitet (både eluatet och den fasta återstoden)	Slaggdeponi	0,52 m ³

Processens komplexitet

Tabell 29. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 29. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	5	Avfallsförbränningspersonal med goda tilläggskunskaper behövs. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	5	Något över genomsnittet.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 30. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 30. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	2 ställen
Centrala anläggningar	21 ställen
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	84 %
Centrala anläggningar	76 %
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	
Totala riskpunkter:	3

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 31. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 31. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 1600 ton/år	Central anläggning 16 000 ton/år
Antal linjer	1	1
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig	kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje	0,23 ton/h	2,3 ton/h
Dellastområde	80-115 %	80-115 %
Årlig tillgänglighet	7 000 h/år	7 000 h/år
Byggtid	1 500 h	1 500 h
Tid för nedsläckning inför revision	48 h	48 h
Tid för en revision	7 dagar	7 dagar
Tid för uppeldning efter revision	6 h	6 h
Drifttid för eldfasta materialet	8 000 h	8 000 h
Tid för utbyte/lagning av murverket	168 h	168 h
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	48 h	48 h
Tid för uppeldning inkl torkning	Uppgift saknas	Uppgift saknas

Kommentar

En stor revision tar 2-3 veckor i anspråk.

Teknikläge och framtida utveckling

Utvecklingsläge för processen

- Förfarandet har provats sedan 1975 i en kontinuerlig anläggning med ett genomflöde på 150-200 kg/h.
- Sedan 1978 finns en anläggning i drift med ett flöde på 850 kg/h.
- Den första kommersiella anläggningen är i drift sedan 1987. I Japan finns för närvarande 5 anläggningar för smältning av stoft med flöden på 200 kg/h till 2,6 ton/h. Flera är planerade.
- Även större anläggningar för insmältning av slamaska finns i drift.

Framtida utveckling

Färdigutvecklat.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 6 (betygskala 1-7) – provad i industriell skala utanför Europa sedan mer än 2 år.

H Smältning i en kall degel (CEA)

Nedanstående fakta är hämtat från en fransk artikel publicerad i CEA technologies [17].

Sedan 20 år tillbaka har CEA⁵ studerat en process med smältningen i en kall degel med syftet att förglasa kärnavfall och processen har nu även anpassats till civila tillämpningar. Ultrarena material, superlegeringar, emaljer kan utarbetas med denna process.

Försök att förglasa asbest, slagg och avloppsslam har utförts med framgång. Till slut har CEA tagit patent på en förglasningsprocess med kall degel för kloridhaltiga flygaskor från avfallsförbränningen.

Den geniala idén med kalla degeln, även kallad "autodegel" består i att isolera murverket från smältan genom att placera ett tunt fast lager (1-10 mm) av samma material mellan degelvägg och smälta: detta skikt bildas spontant, när degelväggarna kyls med vatten.

När denna nya typ isolering är på plats kan allting göras: behandla toxiskt avfall som skulle förstöra de bästa ugnar, komma upp i extrema temperaturer (2500 °C eller mer), skapa ultrarena produkter utan att vara rädd för att de kontamineras av materialen i degelväggarna. Den enda nackdelen är att energiförbrukningen är högre än i en konventionell ugn.

CEA har utfört FoU-arbete på detta ämne under ett tjugotal år, i syfte att förglasa avfall som är alltför aggressivt för att kunna tas emot i vanliga ugnar. Prototyper och pilotanläggningar är i drift i Marcoule i Frankrike och i Korea. Detta kapital av erfarenhet och "know-how" har kommit, sedan fem år tillbaka, också civila tillämpningar tillgodo.

En ugnstillverkare, CFEI, har fått en licens av CEA och säljer sin utrustning till franska och amerikanska företag som specialiserats i tillverkningen av emaljer. Här är målet att undvika all förorening från ugnsväggarna: vid de aktuella temperaturerna (ca 1400 °C i ett typiskt fall) kan det lätt hända att ett korn av eldfasta materialet lossnar från väggen.

Icke-nukleärt avfall, men starkt belastat med aggressiva ämnen och tungmetaller, är den andra tillämpningen i diversifieringen av verksamheten. Sedan 1995 har många försök utförts i samarbete med industrier: på asbest och asbesthaltigt avfall med Sogedec, på slagg med Trédi, på rökgasreningsprodukter från avfallsförbränningen med ett dotterbolag till EDF, på avloppsslam med en SME specialiserad på ytbehandling.

"För många avfall har vi erhållit glas med god kvalitet som är lagningsbeständiga, och som lagras under tusentals år, förklarar Roger Boën, Kärnkraftsstyrelsen. Däremot är kostnaden fortfarande högre än för deponering". Emellertid kommer denna deponering att begränsas till slutrester som dessa glaser från och med 2002. Prisjämförelserna

⁵ CEA, Commissariat à l'Énergie Atomique, franska kärnkraftsutvecklingslaboratoriet i Grenoble.

kommer då att ske på helt andra grunder. Till detta skall tilläggas att CEA nyligen har patentskyddat en förglasningsprocess för rökgasreningsprodukter, för vilken den tekniska genomförbarheten har bevisats: den skulle tillåta att producera cirka 5000 ton inert glas per år, som skulle kunna användas i anläggningsbyggen i stället för att 12 000 ton gjuts in i betong i Frankrike varje år.

Förglasning av rökgasreningsprodukter

Rökgasreningsprodukter har en hög halt av tungmetaller och en hög andel lösligt eller lakbart material, vilket förbjuder deras deponering i vanliga deponier. Alltså, 12 000 ton gjuts in varje år i Frankrike i hydrauliska bindemedel (betong) för slutförvaring. I mindre utsträckning kan slam från ytbehandlingsindustrin behandlas på samma sätt av samma anledning. Förglasningen är ett sätt att stabilisera dessa avfall. Resultatet är att lakbarheten är praktiskt taget noll, oavsett vilka korrosionsförhållanden som råder, och detta i en geologisk tidsskala (flera tusen år). Detta tillåter att överväga nyttiggörandet av dessa glas, på samma sätt som bassalter, t ex i anläggningsbyggen. Hitintills har förglasningen av rökgasreningsprodukter varit besvärlig på grund av deras kloridhalt, vilka är flyktiga vid de temperaturer som råder under förglasningen (1600 °C). Två forskare vid Elekrtonukleära Kompetenscentret i Marcoule, som är specialister i kemisk processteknik och förglasning, har lyckats komma runt detta problem. Rökgasreningsprodukterna hettas upp i en kall degel. Temperaturhöjningen ger upphov till gasformiga produkter belastade med tungmetallklorider (zink, bly, kadmium, krom etc.). Dessa gasformiga produkter återvinns och tvättas i en gas/vätskerekator för att blockera tungmetallerna i en vattenlösning. Denna lösning genomgår sedan en fällning, vilket tillåter återvinning av metallerna. Fällningen filtreras, tvättas och återinförs i ugnen där den nu kan förglasas eftersom metallerna nu befinner sig som oxider.

Den tekniska genomförbarheten har redan bevisats inom ett europeiskt projekt med SME som skulle kunna använda denna process. Kommersialiseringen kan nu övervägas genom en tekniköverföring (licens att använda och know-how) till en aktör i avfallsförbränningssektorn eller avfallsbehandlingssektorn.

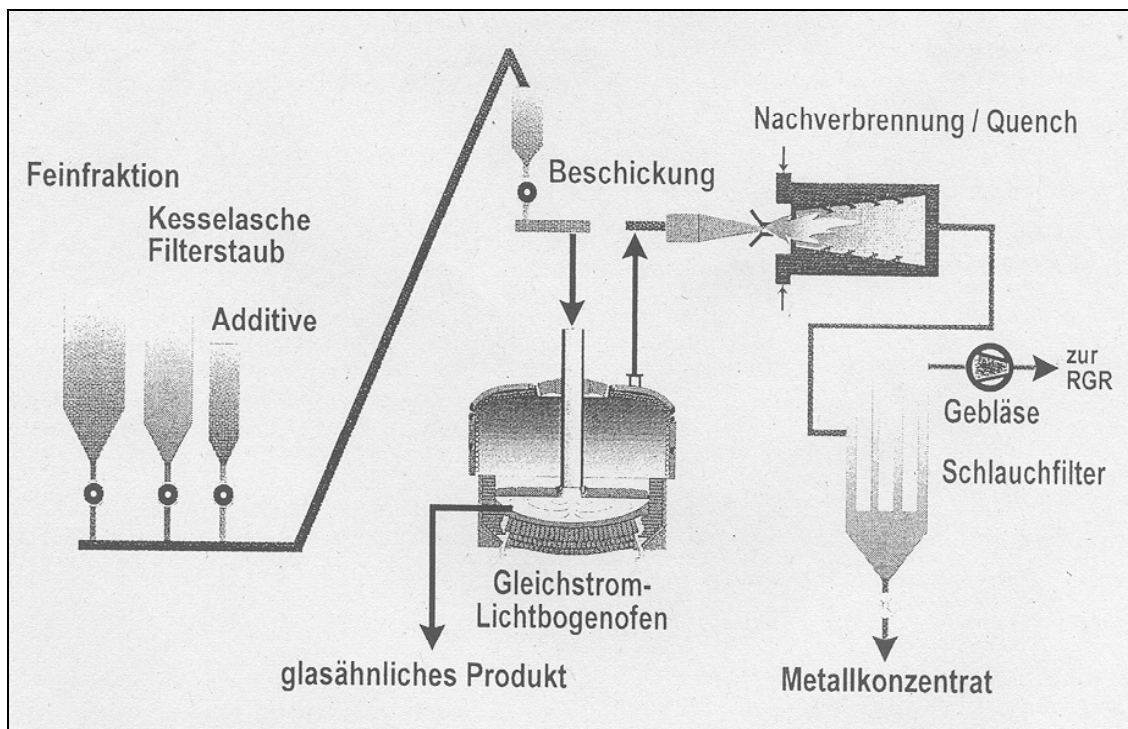
Processens fördelar

- En process som studerats och utvecklats i mer än 20 år, inom kärntekniken.
- Ingen kontakt mellan det smälta materialet och ugnens väggar: ultrarena material kontamineras inte, aggressivt avfall (fosfater, klorider, sulfater) angriper inte ugnsväggarna.
- Ingen gräns för temperaturen: man kan smälta zirkon vid 2800 °C.
- Små volymer och vikter: typiskt 500 kg för en ugn med en diameter på 1 meter mot flera ton för en ugn med eldfasta material.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 2 (betygskala 1-7) – batchförsök på pilotanläggning har genomförts.

I AshArc (ABB)



Figur 28. AshArc – ABB. Process med smältningsförfarande under reducerande förhållanden i en elektrisk ljusbågugn [16].

Figure 28. AshArc – ABB. Process with melting under reducing conditions in an electric arc furnace [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Flygaskan förs in genom den ihåliga elektroden i en ljusbågugn till ett bad av flytande järn och smälts i ljusbågugnens heta område. Den smälta askan, som också är elektriskt ledande flyter ovanpå metallbadet och tappas ut kontinuerligt eller i charger. Vid den höga temperaturen (1400-1500 °C) avgår metallkloriderna till en mycket stor del och lämnar ugnen med processgaserna.

Genom att använda grafitelektroder som förbrukas långsamt uppstår en reducerande atmosfär i ugnen. Därigenom reduceras tungmetallföreningar till grundämnen, så att ytterligare metaller avdunstar eller övergår som metalledroppar in i järnbadet och bildar legeringar.

Processgasen innehåller CO som oxideras i en efterförbränning och störtkyls genom inblåsning av kall luft. Vid avkylningen kondenserar tungmetallsalter som avskiljs med ett tygfilter. Denna sekundära filteraska innehåller zink och bly som kan återvinnas i en

zinktillverkning. Processgasen innehåller fortfarande SO_2 och HCl och tillförs en särskild våtrening.

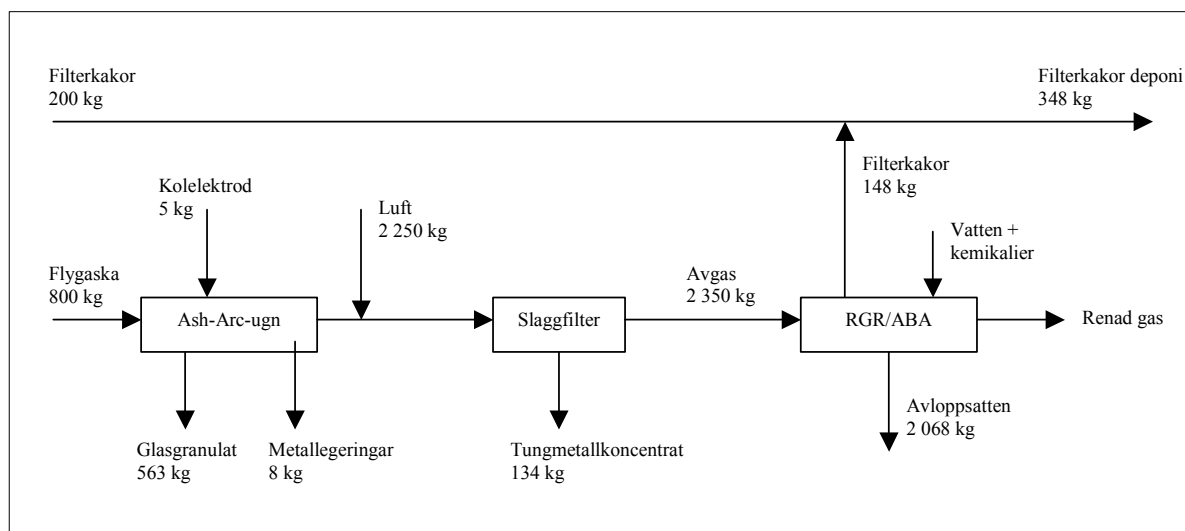
Kommentarer

AshArc-förfarandet är en beståndsdel av en omfattande behandling av hushållsavfall. Det finns en möjlighet att ta ut rosteraskan och dela upp den i en grovfraktion och en finfraktion. Finfraktionen, som har en förhöjd halt av metaller, salter och kolväten, kan behandlas i AshArc-ugnen tillsammans med flygaskan.

För att bibehålla möjligheten att jämföra processer bedöms endast behandlingen av flygaska. Av ekonomiska skäl sambehandlas inte filterkakor.

Rökgasreningen specificeras ej närmare. Samma antaganden antas gälla för den centrala anläggningen som för en integrerad anläggning.

Massbalans



Figur 29. Massbalans för en central anläggning [16].

Figure 29. Mass balance for a central plant [16].

Materialbalans⁶

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 32. Koncentration i produkter [16].

Table 32. Concentration in products [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	1,6	5	nn	75	400	1	-	-	205	520
Tungmetall-koncentrat	0	430	3	nn	48800	121200	1830	-	-	920	5000
Metallegeringar	0	-		nn	820	4100	-	-	-	15400	80000
ABA-Filterkakor	40	80-	236	42	-	-	-	-	-	-	

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

Överföringskoefficienter (i % av inflödet)

Tabell 33. Överföringskoefficienter (i % av inflödet) [16].

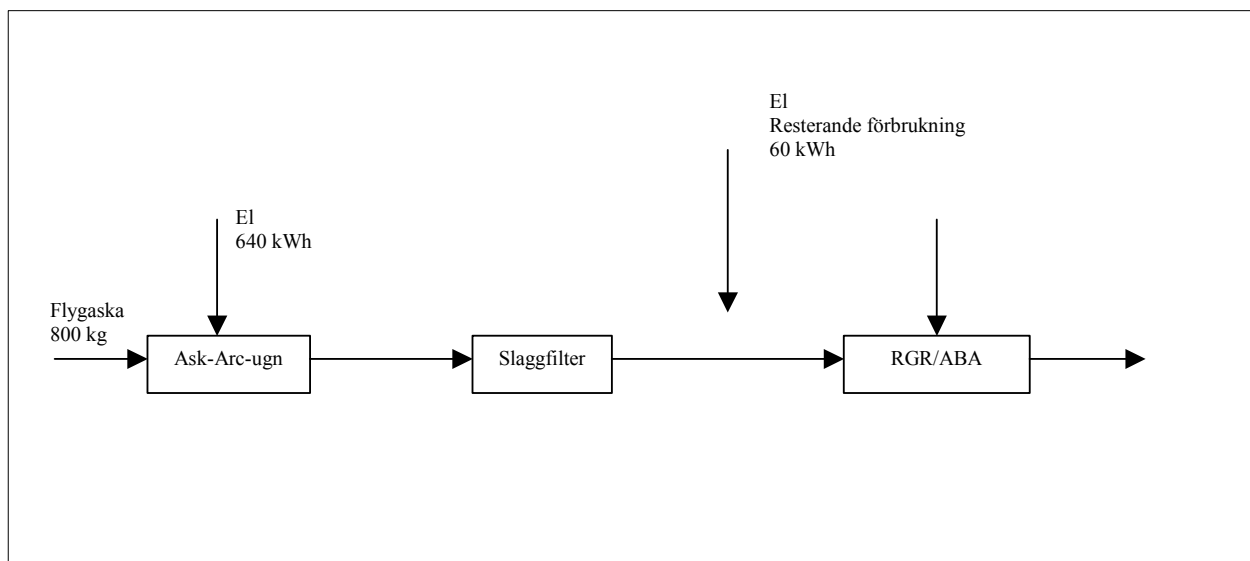
Table 33. Transfer coefficients (in % of input) [16].

Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu*
Avgas	<0,1	<0,1	5,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	3,2	13,4	1,9	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
ABA-filterkakor	87,1	<1	93,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	8,1	1	<0,1	0,5	1,0	0,5	25	18
Tungmetallkoncentrat	1,6	85,4	<0,1	99,4	98,8	99,5	37,5	42
metallegeringar	<1	<1	<0,1	0,1	0,2	<0,1	37,5	40

* Skattning av företaget Ryttec.

⁶ Flödena beräknas på basis av massbalansen (800 kg flygaska).

Energibalans



Figur 30. Energibalans för en central anläggning [16].

Figure 30. Energy balance for a central plant [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 34. Deponering av utgående produkter [16].

Table 34. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
ABA-filterkakor	Specialavfall	Underjordisk deponering	0,27 m ³

Processens komplexitet

Tabell 35. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 35. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	6	Personal med särskilda fackkunskaper krävs. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	7	Hög.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 36. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 36. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	
Centrala anläggningar	15 ställen
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	
Centrala anläggningar	70 %
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	X
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	X
Totala riskpunkter:	6

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 37. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 37. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning	Central anläggning 16 000 ton/år
Antal linjer		1
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)		kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje		2,3 ton/h
Dellastområde		50-120 %
Årlig tillgänglighet		7 000 h/år
Byggtid		1 200 h
Tid för nedsläckning inför revision		72 h
Tid för en revision		10 dagar
Tid för uppeldning efter revision		72 h
Drifttid för eldfasta materialet		> 7000 h
Tid för utbyte/lagning av murverket		< 300 h
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning		72 h
Tid för uppeldning inkl torkning		150 h

Kommentarer

Driften är kontinuerlig i 1200 timmar med 12 dagars uppehåll. Smälta och legering tappas ut batchvis. En anläggning där finfraktionen i slaggen kan sambehandlas drivs med 7 ton/h, vilket gör att de specifika kostnaderna kan reduceras.

Teknikläge och framtida utveckling

Utvecklingsläge för processen

- Den totala processen har testats i stor skala hos Mefos i Sverige 1995. Mer än 40 ton material behandlades. Kapaciteten var i genomsnitt 2 ton aska per timme [18]. Det längsta försöket pågick i 6 timmar.
- Ljusbågsugnen från ABB används i den metallurgiska industrin men användningen för att smälta aska är relativt ny.
- Förfarandet är mogen för marknaden och kan offereras.

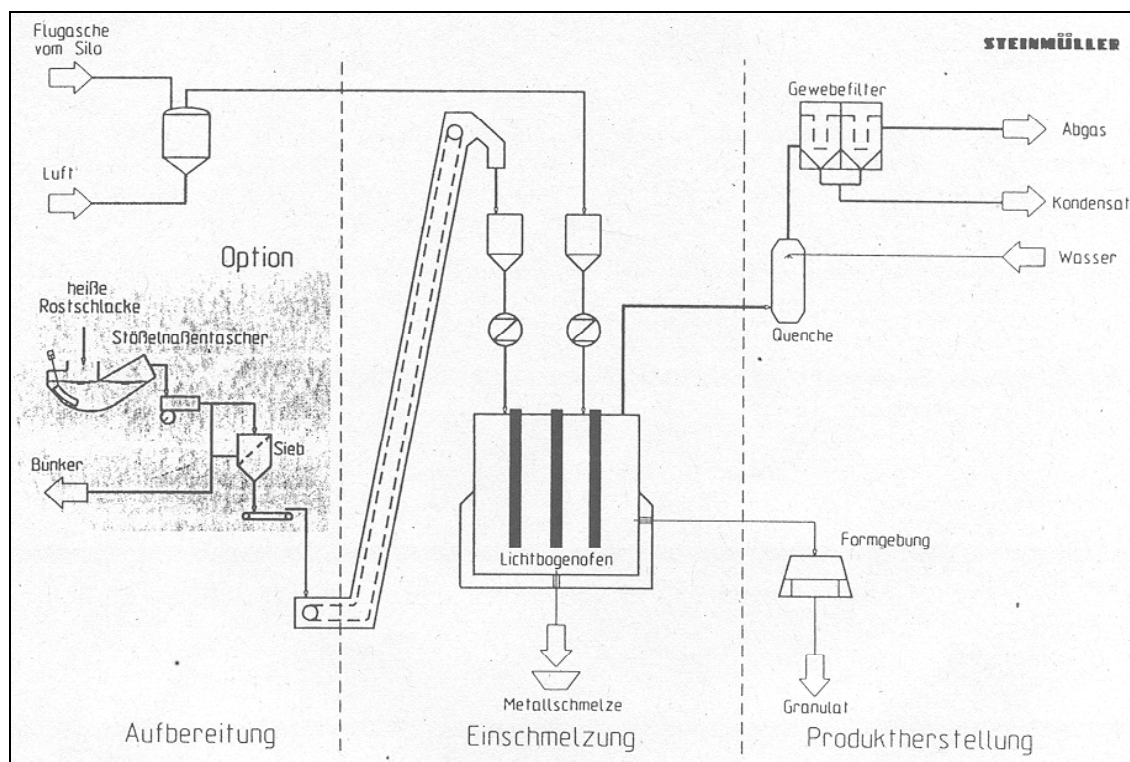
Framtida utveckling

Optimering genom driftserfarenhet.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 2 (betygskala 1-7) – batchförsök på pilotanläggning har genomförts.

J Elomelt (Steinmüller)



Figur 31. Elomelt – Steinmüller. Process med smältningsförfarande under reducerande förhållanden i en elektrisk ljusbågsugn [16].

Figure 31. Elomelt – Steinmüller. Process with melting under reducing conditions in an electric arc furnace [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Filteraska, filerkakorna och tillsatser efter behov matas in i smältutrymmet genom ugnslocket. Uppvärmningen sker med tre grafit Elektroder i ljusbågsdrift vid 1250-1500 °C. Vid den höga temperaturen avdunstar metallkloriderna för det mesta. Genom att grafit Elektroder förbrukas uppstår en reducerande atmosfär. Därigenom reduceras tungmetallföreningar till det metalliska tillståndet så att metallen antingen avgår som ånga eller sedimenterar som droppar.

Glassmältan tappas kontinuerligt av genom ett reglerbart spjäll. Metallfasen tappas av diskontinuerligt genom ett spjäll i ugnsbotten.

Processgaserna störtkyls genom insprutning av vatten till 200 °C. Ett filter (väv) som placerats efter tar hand om det tungmetallstoft som kondenserat ut. Processgaserna innehåller fortfarande HCl och SO₂ och leds till avfallsförbränningsanläggningens rökgasrening.

Kommentarer

Enligt Steinmüller är andelen av glasbildande substanser i det angivna materialet för lågt. Man måste därför tillsätta en additiv, t ex sand. Den exakta mängden måste fastställas genom försök.

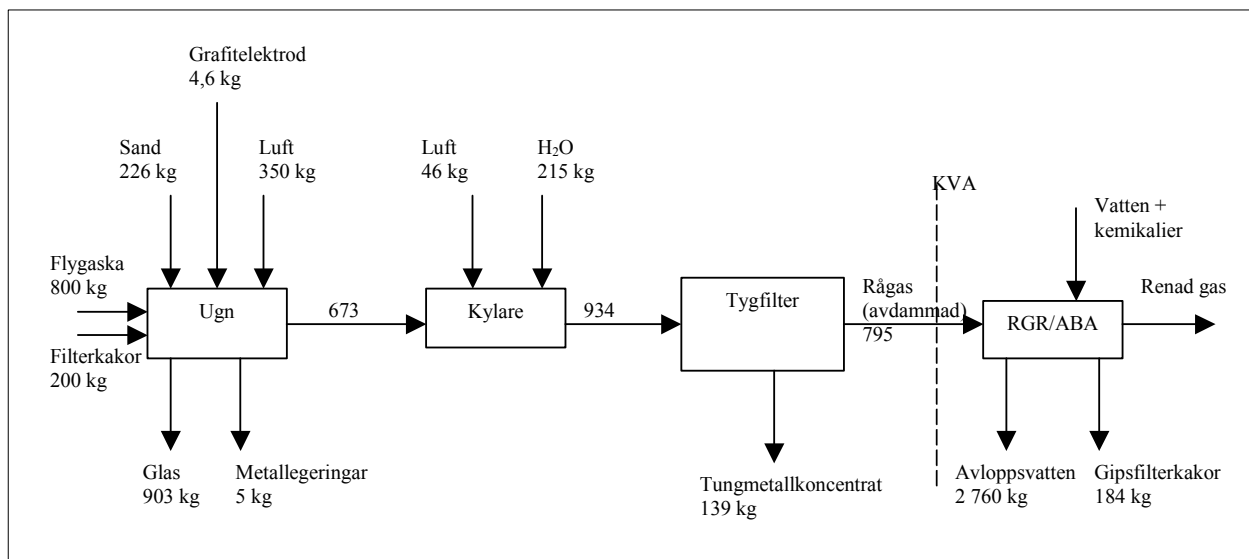
Den halt kvicksilver som anges för filterkakorna ligger väsentligt ovanför det som Steinmüller har erfarenhet av. Med deras vanliga värden kan de garantera kvaliteten inert material. Med de höga värden som anges (av utredarna) måste försök göras för att bevisa detta. Detta uttalande gäller också för koppar.

Det föreslagna konceptet med behandling av filterkakorna är meningsfullt endast om man utvinner gips ur rökgasreningen i avfallsförbränningsanläggningen. I annat fall åker gipsen bara runt i kretsen. Därutöver måste förutses en sänka för kvicksilvret (t ex avskiljning med aktivt kol).

Någon anläggning finns inte i drift i Schweiz. För att kunna bibehålla jämförbarheten antas att det finns en rökgasrening och att driftskostnaderna är i samma storleksordning som för en konventionell anläggning. Den tillkommande gipsen skulle kunna föras tillbaka till kretsloppet om den håller tillräcklig kvalitet.

För motsvarande krav kan Steinmüller offerera även en torr rökgasrening.

Massbalans



Figur 32. Massbalans. Massbalansen är identisk för en central anläggning och för en anläggning som kopplats ihop med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 32. Mass balance. The mass balance is identical for a central plant and a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Materialbalans⁷

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 38. Koncentration produkter [16].

Table 38. Concentration in products [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	4,1	3,3	2	170	760	0,15	-	-	370	< 500
Tungmetall-koncentrat	0	370	37	480	46440	119000	2300	-	-	50	3900
Metallegeringar	0	0	153	30	130	1300	0	-	-	2860	137600
Gipsfilterkakor*	40	-	240	-	-	-	-	-	-	-	-
Koks	0	-	-	i.u.	-	-	-	-	-	-	-

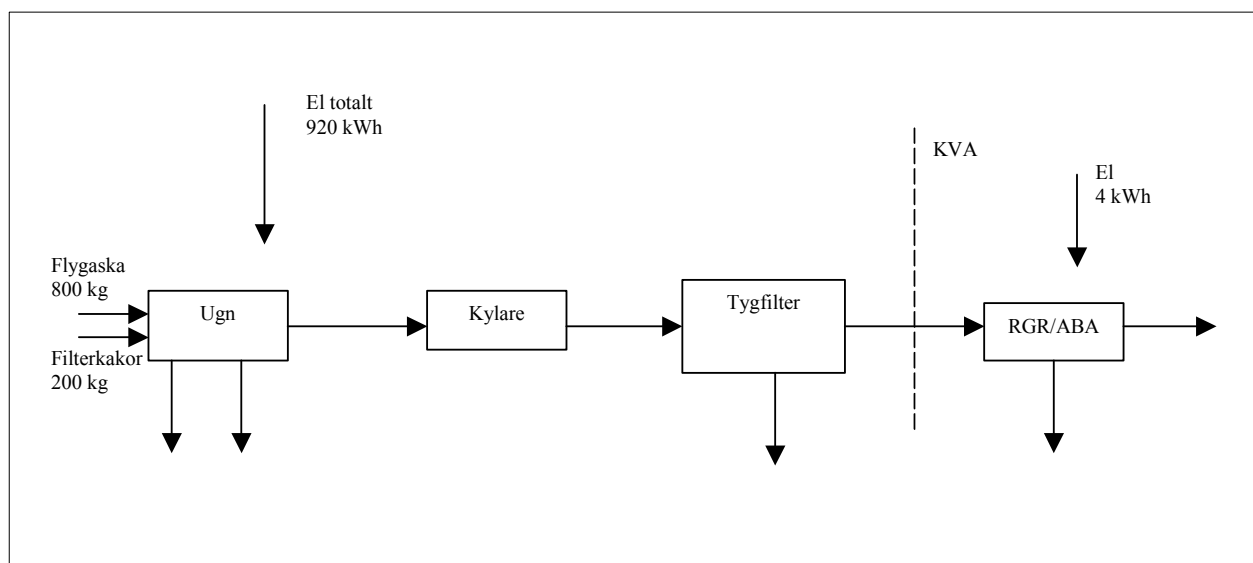
*Beroende på rökgasreningssystem.

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

Överföringskoefficienter

Steinmüller kan inte publicera några överföringskoefficienter eftersom dessa beror på koncentrationerna i det utgångsmaterialet och därmed är de inte allmängiltiga.

Energibalans



Figur 33. Energibalans. Energibalansen är identisk för en central anläggning och en anläggning hopkopplad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 33. Energy balance. The energy balance is identical for a central plant and a plant integrated with a waste incineration plant [16].

⁷ Flödena har beräknats på samma input som massbalanserna (800 kg filteraska och 200 kg filterkakor).

Deponering av utgående produkter

Tabell 39. Deponering av utgående produkter [16].

Table 39. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
Glas	inert material enligt schweiziska avfallsförordningen (TVA)	Inert deponi	0,54 m ³

Processens komplexitet

Tabell 40. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 40. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	6	Personal med särskilda fackkunskaper krävs. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	7	Hög.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 41. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 41. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	5 ställen
Centrala anläggningar	11 ställen
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	91 %
Centrala anläggningar	82 %
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X*
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	X
Totala riskpunkter:	5

*Vid rökgasreningen

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 42. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 42. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 2 000 ton/år	Central anläggning 20 000 ton/år
Antal linjer	1	1
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig	kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje	0,314 ton/h	3,14 ton/h
Dellastområde	0-390 %	0-156 %
Årlig tillgänglighet	7 800 h/år	7 800 h/år
Byggtid	7 800 h	7 800 h
Tid för nedsläckning inför revision	6 h	6 h
Tid för en revision	7 dagar	7 dagar
Tid för uppeldning efter revision	2 h	2 h
Drifttid för eldfasta materialet	7 800 h	7 800 h
Tid för utbyte/lagning av murverket	5 h	5 h
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	6 h	6 h
Tid för uppeldning inkl torkning	2 h	2 h

Kommentar

Efter cirka 3000 driftstimmar skall ugnslotet bytas ut (under drift). Då det eldfasta materialet ersätts muras ugnen om.

Teknikläge och framtida utveckling

Utvecklingsläge för processen

- Laboratorieförsök har utförts i batchdrift sedan början på 90-talet. Försök i teknisk skala med batchdrift (250 kg per försök) har utförts sedan omkring 1995. En kommersiell anläggning har studerats för Böbingen men inte förverkigast på grund av kostnadsskäl (låga deponeringskostnader).
- Samarbete med ugnsbbyggaren MAN GHH AG. Försök i samarbete med Tekniska universitetet Berlin och med RWTH Aachen.

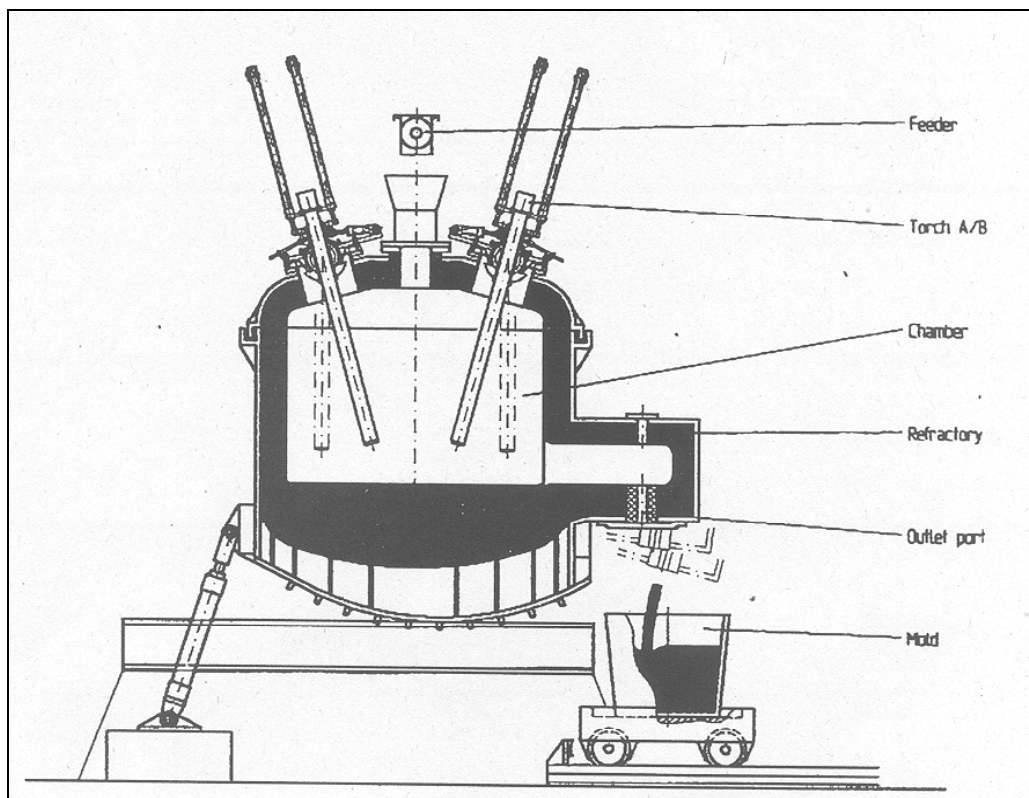
Framtida utveckling

Förverkligande av en första storskalig anläggning när ett tillfälle ges.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 2 (betygsskala 1-7) - batchförsök på pilotanläggning har genomförts.

K Plasmox (MGC Plasma AG)



Figur 34. Plasmox – MGC Plasma AG. Process med smältningsförfarande under reducerande förhållanden i en plasmaugn [16].

Figure 34. Plasmox – MGC Plasma AG. Process with melting under reducing conditions in a plasma furnace [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

Filteraskan, filterkakan och tillsatser (kolmaterial, glasbildare) förs in i smältutrymmet genom ugslocket. Uppvärmningen sker med två elektriska plasmabrännare upp till 1700 °C. För en plasmabrännare strömmar gas (t ex N₂) genom en elektrisk ljusbåge. Gasen joniseras vid temperaturer på cirka 20 000 °C och övergår i plasmatillståndet (det fjärde tillståndet).

Genom tillsatsen av kolhaltiga material och användningen av H₂ som plasmagas uppstår en reducerande atmosfär. Därigenom reduceras tungmetallföreningar till elementära formen, så att metallerna kan antingen förångas eller sedimentera som droppar i metallsmältan. Glassmältan tappas periodiskt av genom att tippa på ugnen. Metallsmältan tappas av på samma sätt.

Processgaserna störtkyls genom inblåsning av luft till 200 °C. Ett vävt filter som kopplats efter kylningen skiljer av tungmetallstoftet som kondenserat. Gasen som renats från stoft innehåller fortfarande HCl och SO₂ och förs till en våt rening. Kvicksilvret skiljs av med ett koksfilter.

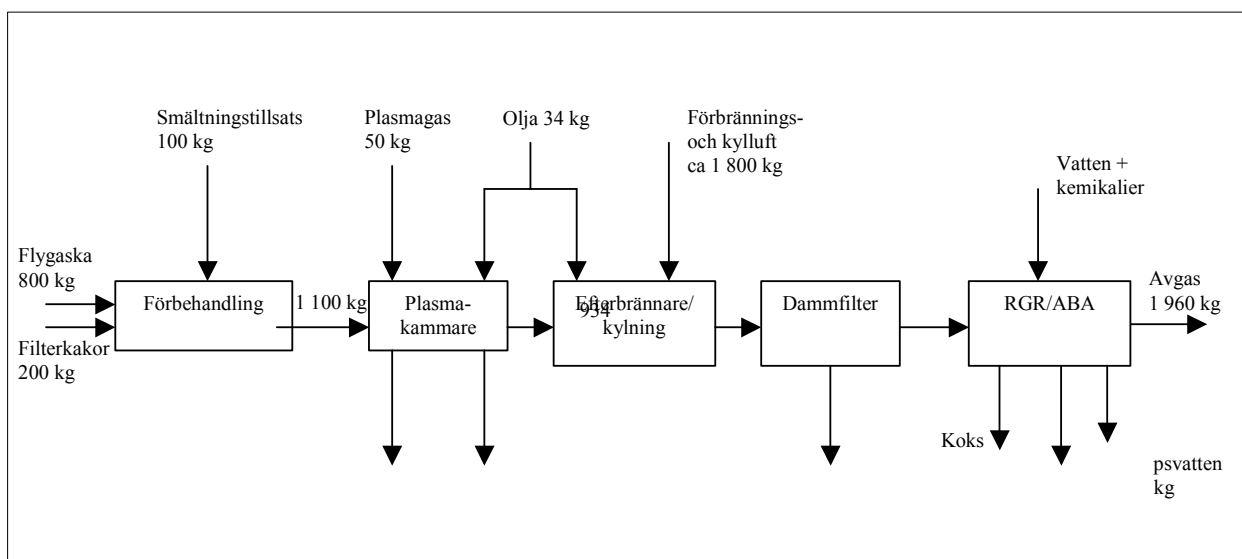
Kommentarer

Genom tillförseln av avfall som innehåller kol (t ex RESH) minskas behovet av primäre energi. Plasmabrännaren ger möjligheten att efterbehandla smältan i en oxiderande atmosfär innan den tappas av, i syfte att höja produktens kvalitet (restkolet oxideras).

Det föreslagna konceptet med behandling av filterkakor är meningsfullt endast om det finns en gipsutvinning i avfallförbränningsanläggningens rökgasrening. Annars kommer gipset i filterkakorna bara att åka runt i kretsen. En motsvarande anläggning finns ännu inte i drift i Schweiz.

För att bibehålla jämförbarheten antas att motsvarande rökgasrening finns och att driftskostnaderna är i samma storleksordning som i en konventionell anläggning. Om den håller tillräckligt hög kvalitet kan gipsen nyttiggöras.

Massbalans



Figur 35. Massbalans. Massbalansen är identisk för en central anläggning och en anläggning hopkopplad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 35. Mass balance. The mass balance is identical for a central plant and a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Materialbalans⁸

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

Tabell 43. Koncentration i produkter [16].

Table 43. Concentration in products [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	0,9	0,3	nn	300	377	4	-	-	4	40
Tungmetall-koncentrat	0	460	17	3	30000	135000	3000	-	-	1150	1340
Metallegeringar	0	<1	42	0	27500	5700	2530	-	-	35000	24600
Koks	0	-	-	>100000	-	-	-	-	-	-	-
Gips*	40	-	240	-	-	-	-	-	-	-	-

*Beroende på rökgasreningssystem.

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

Överföringskoefficienter (i % av inflödet)

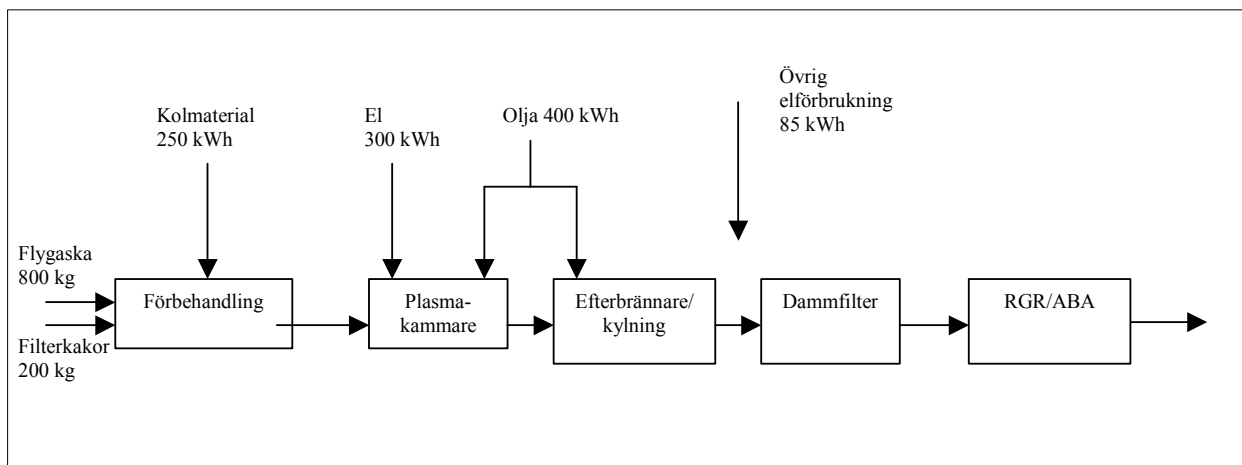
Tabell 44. Överföringskoefficienter (i % av inflödet) [16].

Table 44. Transfer coefficients (in % of input) [16].

Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu
Avgas	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	3,3	29	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Gips	89,5	<1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	0,5	0,5	0	1,5	1,8	0,9	1	<2
Tungmetallkoncentrat	6	70,5	2	95	98	99	40	10
Metallegeringar	0,7	0	0	2,5	0,2	0,1	59	88
Koks	0	0	98	0	0	0	0	0

⁸ Flödena har beräknats på basis av input (800 kg filteraska och 200 kg filterkaka).

Energibalans



Figur 36. Energibalans. Energibalansen är identisk för en central anläggning och en anläggning hopkopplad med en avfallsförbränningsanläggning [16].

Figure 36. Energy balance. The energy balance is identical for a central plant and a plant integrated with a waste incineration plant [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 45. Deponering av utgående produkter [16].

Table 45. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
Glas	inert material enligt den schweiziska avfallsförordningen (TVA)	Inert deponi	0,36 m ³

Processens komplexitet

Tabell 46. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 46. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	5	Personal med goda tilläggskunskaper. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	6	Över genomsnittet.

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 47. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 47. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	2,5 ställen
Centrala anläggningar	15 ställen
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	91 %
Centrala anläggningar	86 %
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	
Totala riskpunkter:	4

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 48. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 48. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 2 000 ton/år	Central anläggning 20 000 ton/år
Antal linjer	1	1
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig	kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje	0,3 ton/h	0,3 ton/h
Dellastområde	50-110 %	50-110 %
Årlig tillgänglighet	7 800 h/år	7 000 h/år
Byggtid	1 000 h	1 000 h
Tid för nedsläckning inför revision	8 h	24 h
Tid för en revision	2 dagar	5 dagar
Tid för uppeldning efter revision	0 h	0 h
Drifttid för eldfasta materialet	4 000 h	4 000 h
Tid för utbyte/lagning av murverket	12 h	48 h
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	8 h	24 h
Tid för uppeldning inkl torkning	24 h	48 h

Kommentar

Den centrala anläggningen är utrustad med två ugnslinjer och en linje för rökgasrening och behandling av avloppsvattnet.

Teknikläge och framtida utveckling

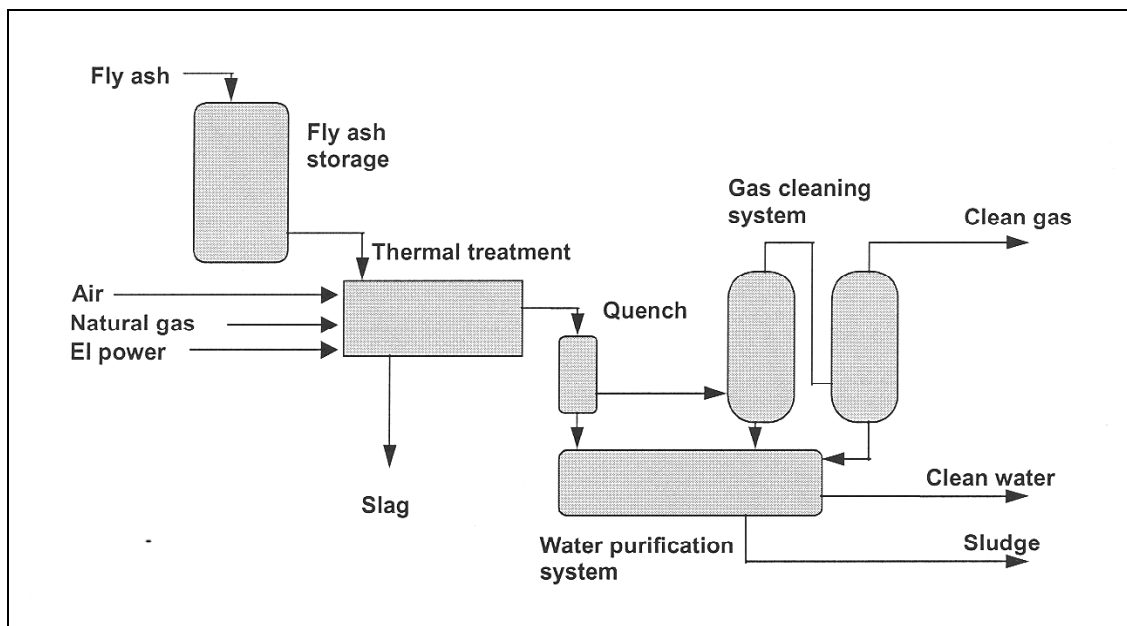
Utvecklingsläge för processen

- Försök i teknisk skala med 20 kg/h.
- Försök i industriell skala (1 t/h) i Muttenez sedan 1990.
- En liknande anläggning för behandling av radioaktivt avfall finns i drift sedan 1994 i Cadarache.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 5 (betygskala 1-7) – kontinuerliga försök på industriell försöksanläggning

L VitroArc (ScanArc)



Figur 37. VitroArc-processen från ScanArc. Smältningsförfarande under reducerande förhållanden i en plasmaugn [19].

Figure 37. The VitroArc process from ScanArc. Process with melting under reducing conditions in a plasma furnace [19].

VitroArc-processen är utvecklad av ScanArc Plasma Technologies AB för att konvertera flygaska till en glasartad, svart slagg som är stabil och icke-lakbar. De farliga metaller som förångas i processen återvinns medan glasprodukten är användbar för olika applikationer t ex konstruktionsmaterial. I processen sönderdelas och avlägsnas alla skadliga organiska ämnen fullständigt. Nedanstående fakta om processen är hämtade från [19], [29].

Processbeskrivning

I VitroArc-processen matas flygaska från lagringstanken in pneumatiskt i en plasmauppvärmd reaktor, där den smälts. Reducerande förhållanden gör att metallerna reduceras. De flyktiga ämnena i flygaskan (Cl, S, Zn, Pb, Cd och Hg) förångas. Återstoden förglasas till en svart, glasartad slagg som är stabil och inte lakbar. Den elektriska energin från plasmageneratoren tillsammans med energi från partiell förbränning av bränsle samt luft ger den värmeenergi som krävs för smältning av flygaskan och förgasningsreaktionerna. Följande reaktioner sker framför plasmageneratoren ("flashsmältningszonen") vid temperaturer på omkring 1400 °C:

- sönderdelning och förångning av klorföreningar, sulfater, karbonater och vissa alkalimetaller
- reduktion och förångning av främst zink och bly
- sönderdelning och partiell förbränning av organiska ämnen

- förglasning av den återstående delen av flygaskan

Uppehållstiden i ”flashsmältningszonen” är cirka en sekund. Efter ”flashsmältningszonen” separeras gas och slagg. Den förglasade slaggen tappas av från reaktorn kontinuerligt. Processgasen störtkyls genom insprutning av vatten och renas från partiklar och syror i en ”venturiskrubber” och i en ”conditioner”.

Bränslet som används i processen oxideras till CO och CO₂ vilket resulterar i en brännbar gas som kan användas som bränsle. Den producerade bränngasen innehåller ungefär lika mycket CO, CO₂ och H₂. Oxidationen av gasen kontrolleras genom förhållandet mellan luft och bränsle i ”flashsmältningszonen”. För att förånga det mesta av zink och bly från flygaskan och samtidigt hålla NO_x innehållet i gasen under 50 ppm oxideras endast 20-30 procent av CO till CO₂.

Vid störtkylningen med vatten fångas de flesta av föroreningarna upp i vattnet och metallerna bildar oxider. Slammet från vattenreningen innehåller främst zinkoxid (40-50 %), samt en del blyoxid, som kan recirkuleras av metallurgisk industri för återvinning av metallerna. De lösliga alkalialterna kan torkas eller koncentreras för återanvändning i industrin.

Utgående produkter

- En glasartad slagg, cirka 600 kg/ton flygaska. Zink- och blyinnehållet i den förglasade slaggen kan hållas under 0,4 respektive 0,04 procent och beror på oxidationsgraden under processen.
- Ett slam från behandlingen av skrubbevattnet. Slammet innehåller mestadels metallhydroxider och zink- och blyinnehållet tillsammans motsvarar omkring 50 procent, vilket betyder att slammet är en bra bas för återvinning av dessa metaller.
- En rökgas som innehåller NO_x (< 50 ppm) och som kan användas som tillsatsbränsle i en panna.
- En renad lösning av vatten och lösliga salter, främst NaCl och KCl.

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas

I Tabell 49 presenteras analysresultat från pilottester av VitroArc-processen. Ca, Si, Mg, Al, Fe, Cu etc. är lösliga i slaggen medan Cl, S, Na, Zn, Pb, Cd etc. återvinns i rökgasreningssystemet. Kolet lämnar processen som en blandning av CO och CO₂ i rökgasen.

Tabell 49. Analysresultat från test av VirtoArc-processen i pilotskala [19].

Table 49. Result from analysis of the VirtoArc process in pilot scale [19].

				Fördelning av ämnen		
Ämne	Vikt-%	Ämne	Vikt-%	Slagg v-%	Gas v-%	Slam v-%
C	0,6	CaCO ₃	5,0		100	
S	3,5	CaSO ₄	14,9		100	
Cl	9,7		9,7		100	
P ₂ O ₅	0,9		0,9	97	0	3
CaO	19,0	CaO	10,1	97	0	3
MgO	2,5		2,5	97	0	3
K ₂ O	4,4		4,4	4	96	0
Na ₂ O	6,3		6,3	6	94	0
SiO ₂	19,9		19,9	97	0	3
Al ₂ O ₃	11,9		11,9	97	0	3
Fe ₂ O ₃	1,4		1,4	97	0	3
Pb	1,0	PbO	1,1	2	95	3
Zn	3,0	ZnO	3,7	9	88	3
Cd	0,04	CdO	0,05	5	92	3
Cr	0,03	Cr ₂ O ₃	0,04	97	0	3
Cu	0,1	CuO	0,13	97	0	3
Mn	0,06	MnO	0,08	97	0	3
Ni	0,01	NiO	0,01	97	0	3
		TOTALT	93,8			
LOI, 500 °C: 5,2 %						
LOI, 900 °C: 15,7 %						

Energiförbrukning

Energiförbrukningen i processen är cirka 1000 kWh per ton torr flygaska. Dessutom tillsäts omkring 40 kg kolpulver och kolväten som för att kontrollera NO_x- och zinkhalten. För att hålla zinkhalten i glasslaggen under 0,4 procent och NO_x-halten i rökgasen under 50 ppm får inte molförhållandet mellan O₂ och C överstiga 0,85.

Totalt används cirka 800 kWh el och cirka 300 kWh bränsle per ton torr flygaska.

Nyttiggörande av utgående produkter

Tester av lakbarheten för den producerade slaggen har visat att VirtoArc-processen uppfyller kraven för obegränsad användning som konstruktionsmaterial enligt holländska restriktioner.

Slammet från vattenreningen innehåller främst zinkoxid som inte kan upparbetas på någon anläggning i Sverige. I dagsläget är de enda anläggningarna för upparbetning av zink i Europa är Berzeliusverken (Schweiz) och Imperial Smelting (Bristol).

Anläggningsdesign och driftpersonal

VitroArc-anläggningen kan antingen integreras i en existerande förbränningsanläggning eller byggas som en separat enhet med fullständig gas- och vattenrening (Figur 37). Den separata anläggningen består av följande huvudkomponenter:

- materialhantering (lagring och injektionssystem)
- enhet för termisk behandling
- gas- och vattenrening

Fördelen med att integrera processen i en existerande förbränningsanläggning är att besparingar och förenklingar kan göras, främst när det gäller gas- och vattenreningen. Om gas används som tillsatsbränsle i pannan krävs endast en quencher och en skrubber i VitroArc-enheten. Den slutgiltiga gasreningen kan ske i förbränningsanläggningens gasreningssystem.

Processen lämpar sig för att köras kontinuerligt med många drifttimmar per år och en kapacitet på 1-7 ton/h. För driften av processen krävs minst 2 personer.

Teknikläge och framtida utveckling

VitroArc-processen har testats i pilotskala (i Hofors) med kontinuerlig drift och behandling av 1 ton flygaska per timme. Över 400 ton flygaska har behandlats.

Processen skulle kunna byggas för en kommersiell anläggning. ScanArc har haft projekt i Holland för att bygga industriell anläggning ihop med en avfallsförbränningsanläggning. Projektet blev dock nedlagt på grund av för höga kostnader.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 4 (betygskala 1-7) – kontinuerliga försök på pilotanläggning.

M Elektroslaggprocess (Sunnen Technologies)

Nedanstående fakta om processen är hämtat från [20].

Nackdelar finns hos många termiska behandlingsprocesser för aska. Smältprocesser där plasma eller ljusbågar utnyttjas för t ex med sig, genom de mycket höga temperaturerna i processen, nackdelen att elförbrukningen är mycket hög, rökgasavgivningen är omfattande, vilket för med sig rökgasreningsprodukter, och en kort livslängd för murverket som utsätts för strålningen från ljusbågen eller från plasma.

Anläggningar i vissa japanska kommuner som använder traditionella ugnar som matas med trefas borde enligt Sunnen Technologies även ha samma problem med murverk, energiförbrukning, förångning av produkter och produktion av rökgasreningsprodukter och NO_x . Mycket få upplysningar finns dock att tillgå om dessa anläggningar.

Även för HSR-processen, som beskrivs i bilaga N, finns enligt Sunnen Technologies problem t ex med murverkets livslängd, volymen av rökgaser som produceras samt FeCr_2O_4 -innehållet i askorna (om dessa skall nyttiggöras som tillsats i betong).

Sunnen Technologies anser att deras elektroslaggprocess med smältning under reducerande förhållanden under ett täcke av slaggtäck är en innovation på flera plan samtidigt:

- Den specifika elförbrukningen är lägre än för många andra processer.
- Ugnens grafitbeläggning har en exceptionell motståndskraft mot angrepp från smält slaggtäck med alkali och klorider
- Endast tungmetaller förångas och volymen av rökgasreningsprodukter hålls till ett minimum.
- Andra tungmetaller är lösta i gjutjärnet.

Elektroslaggprocessen med smältning under reducerande förhållanden under ett slaggtäck

Elektroslaggprocessen med smältning under reducerande förhållanden under ett täcke av slaggtäck (Figur 38) utnyttjar den direkta uppvärmningen av en blandning av oxider genom Joule-effekten (elektriskt motstånd). Den smälta askan med oxider bildar en elektrolyt mellan två elektroder. Den elektriska konduktiviteten hos smältor av blandade oxider beror på katjonernas mobilitet samt på smältans viskositet och temperatur. Direkt uppvärmning genom elektriskt motstånd i smältan används sedan länge för att värma smält glas och för svetsning och omsmältning av metaller. I början av 1980-talet har en europeisk stålproducent byggt en elektroslaggugn som bestod av en tät reaktor utrustad med ett grafitfoder och tre elektroder. Mer än 18 månaders tester på denna pilotanläggning med en kapacitet på 6-10 ton/h vid 1500 °C har visat de exceptionella egenskaperna hos denna smältningsprocess. Denna typ av ugn kan arbeta i kontinuerlig drift under perioder som går upp till sex månader, vid temperaturer som når upp till 1800 °C och med ett energiutbyte som gränsar till 85 %. Ett stort antal tester med blandningar med följande sammansättning (SiO_2 , 36 till 5 %, Al_2O_3 , 10 till 14 %, CaO ,

13 till 36 %, MgO , 3 till 13 %, Fe_2O_3 , 1 till 8 %, Na_2O 1 till 5 %) har bekräftat en specifik energiförbrukning på 500 till 550 kWh/t vid 1500 °C.

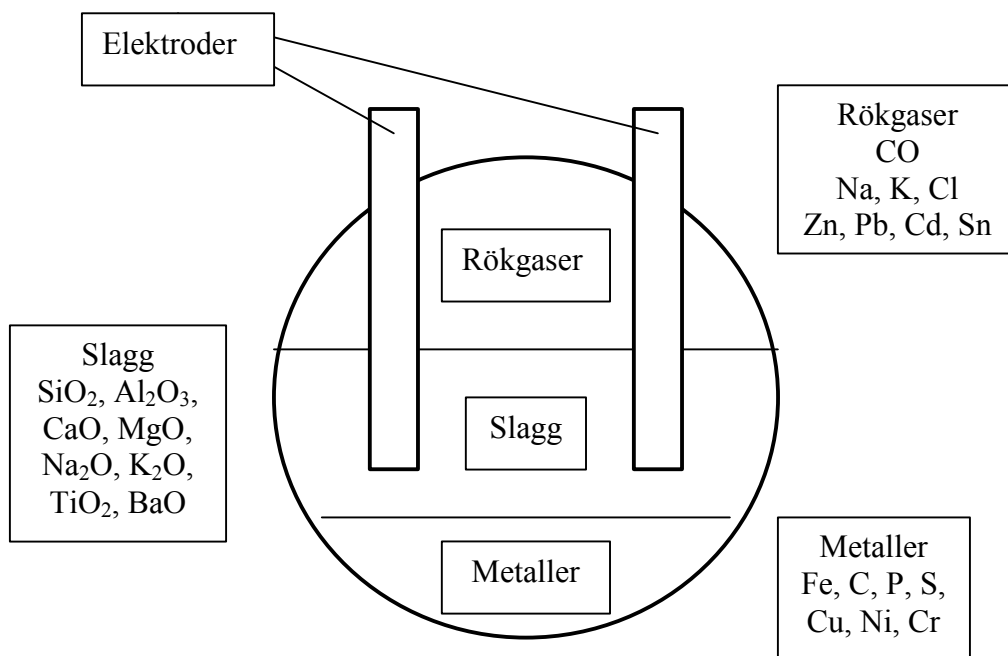
Alltså, fördelarna hos elektroslagprocessen är de följande:

- Ett mycket högt energiutbyte, över 85 %
- En energiförbrukning i storleksordningen 550 kWh/ton vid 1500 °C
- En driftstemperatur som kan nå upp till 1800 °C utan temperaturgradienter
- Möjligheten till en kontinuerlig drift under flera månader
- En mycket liten volym av rökgaser, d v s en billig rökgasreningsprocess
- En förbrukning av elektroder som är 5 à 10 gånger mindre än en ljusbågsugn
- En reaktiv effekt som inte står elnätet
- En lång livslängd hos murverket och tapphålet
- En mycket god elektromagnetisk omblandning av smältan

Tillämpning på reducerande smältningen av bottenaska från avfallsförbränning

Då man tittar på analyserna av bottenaska från avfallsförbränning (se Tabell 50) kan man urskilja tre delar i närvaron av C, vanligtvis koks, grafit eller oförbränt i bottenaskan:

- En del som inte kan reduceras, vilken ger upphov till silikater, d v s en mineralisk fas: SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , MgO , TiO_2 , BaO , Na_2O , K_2O
- En del som kan reduceras, Fe_2O_3 , P_2O_5 , SO_3 , CuO , NiO , PbO , ZnO , CdO , SnO
- En del som är föga reducerbar, MnO , Cr_2O_3



Figur 38. Principiell bild för elektroslagprocessen med motståndssugn [20].

Figure 38. Principal figure for the electric resistance process [20].

Vid hög temperatur och i närvaro av C går SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , MgO , TiO_2 och BaO helt över i den mineraliska slaggfasen (densitet 2,7) medan Na_2O , K_2O delvis reduceras och går över i gasfas, delvis blir kvar i slaggen som silikater eller titanater. Vad angår den del som kan reduceras, om tillskottet av C är tillräckligt, reduceras Fe_2O_3 , P_2O_5 , SO_3 , CuO och NiO helt och hållet och bildar den metalliska fasen som vi kallar gjutjärn (densitet 7,8). De andra oxiderna, PbO , ZnO , CdO och SnO , vilka reduceras lätt förflyktigas och återfinns i gasfasen, d v s rökgaserna. Om processen drivs vid en moderat temperatur återvinns bly i smält tillstånd. Eftersom det är helt olösligt i järn sedimenterar bly i gjutjärnet. Svavlet återfinns som FeS i gjutjärnet.

MnO och särskilt Cr_2O_3 reduceras endast delvis av C och finns kvar i slaggen. Klor återfinns givetvis i rökgaserna. Oförbränt, liksom tillskottet av C, återfinns som CO i rökgaserna.

Tabell 50. Kemiska analyser av bottenaskor från avfallsförbränning [20].

Table 50. Chemical analysis of bottom ashes from waste incineration [20].

Referens:	Veron F		Reimann D		Wiles USA	
	Analys	Slagg	Analys	Slagg	Analys	Slagg
SiO_2	53,6	65,4 %	53,70	61,9 %	44,0	61,6 %
Al_2O_3	6,14	7,5 %	10,20	11,8 %	9,0	12,6 %
CaO	11,23	13,7 %	15,30	17,6 %	11,0	15,4 %
MgO	1,97	2,4 %	2,50	2,9 %	2,2	3,1 %
BaO	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	0,2	0,3 %
TiO_2	0,20	0,2 %	i.u.	i.u.	1,0	1,4 %
Na_2O	7,88	9,6 %	3,50	4,0 %	3,0	4,2 %
K_2O	0,91	1,1 %	1,60	1,8 %	1,0	1,4 %
Slagg	81,93	100,0 %	86,80	100,0 %	71,4	100,0 %
Fe_2O_3	9,76	11,9 %	7,40	8,5 %	10,2	14,3 %
P_2O_5	0,82	1,0 %	1,50	1,7 %	0,9	1,3 %
SO_3	1,00	1,2 %	0,80	0,9 %	0,8	1,1 %
C	0,4		1,84			
CuO	i.u.		0,26		0,5	
NiO	i.u.		0,03		0,27	
Cr_2O_3	i.u.		0,08		0,2	
MnO	0,2				0,15	
PbO	i.u.		0,23		0,76	
ZnO	i.u.		0,66		0,52	
CdO	i.u.		0,001		0,004	
SnO	i.u.		0,07		0,02	
Cl	i.u.		0,32		0,25	
F	i.u.		0,04			
Dioxiner	i.u.		17 ng/kg		i.u.	

Massbalans

Bottenaska från avfallsförbränning

Ett stort antal simuleringar som utförts på dator har bekräftats genom tester på en ugn med nominell kapacitet 20 kg och en pilotanläggning med nominell kapacitet 1 ton.

Utgående från en bottenaska från avfallsförbränning med följande sammansättning:

- SiO₂, 53 %, Al₂O₃, 10 %, CaO, 15 %, MgO, 2 %, TiO₂, 1 %, Na₂O, 4 %, K₂O, 1 %
- Fe₂O₃, 8 %, P₂O₅, 2 %, SO₃, 1 %, CuO, 0,3 %, NiO, 0,03 %, PbO, 0,2 %, ZnO, 0,7 %, SnO, 0,1 %
- Cr₂O₃, 0,01 %
- Cl, 0,3 % och LOI 1,4 %

Erhåller man genom reducerande smältning med 30 kg C:

- Ett rent slagg, ca 850 kg per ton bottenaska från avfallsförbränning med sammansättningen SiO₂, 65 %, Al₂O₃, 12 %, CaO, 19 %, MgO, 2,5 %, TiO₂, 1 %, samt eventuellt något Fe₂O₃, Na₂O, och K₂O beroende på mängden C som chargerats,
- Ett gjutjärn, ca 80 kg per ton bottenaska från avfallsförbränning, huvudsakligen järn med C, S och P samt spår av Cu och Ni, vilket järn har ett avsaluvärde på 30-50 Euro/ton.
- En gasfas, ca 100 kg per ton bottenaska från avfallsförbränning (80 Nm³/ton) som består huvudsakligen av CO, en blandning av natrium- och kaliumkarbonater samt salter av zink, kadmium, tenn och bly. 20–30 kg rökgasreningsprodukter

Bottenaska från industriavfallsförbränning

Bottenaskorna från förbränningen av industriavfall (se Tabell 51) innehåller i regel mer TiO₂, BaO, SrO och ZrO₂. Halten Fe₂O₃ kan överskrida 30 %. Halterna av P, S, Cl och tungmetaller är ofta högre än i bottenaska från avfallsförbränning. Om man anpassar mängden C till behovet för reducering av oxider som kan reduceras med C kommer man att ändå få fram ett rent slagg, ett gjutjärn som kan nyttiggöras och rökgasreningsprodukter.

Utgående från bottenaska från industriavfallsförbränning med följande sammansättning:

- SiO₂, 38 %, Al₂O₃, 17 %, CaO, 8 %, MgO, 3 %, BaO, 1 %, TiO₂, 5 %, Na₂O, 4 %, K₂O, 1 %
- Fe₂O₃, 22,5 %, P₂O₅, 2 %, SO₃, 1 %, CuO + NiO, 0,4 %, PbO, 0,05 %, ZnO + SnO, 0,25 %
- Cr₂O₃, 0,6 %
- Cl, 0,1 % och LOI 1,1 %

erhåller man genom smältning under reducerande förhållanden med 60 kg C:

- Ett rent slagg, ca 720 kg per ton bottenaska från industriavfallsförbränning med sammansättningen SiO₂, 53 %, Al₂O₃, 17 %, CaO, 11 %, MgO, 4 %, TiO₂, ? %, Na₂O, 7 % samt eventuellt något Fe₂O₃, och K₂O beroende på mängden C som chargerats.
- Ett gjutjärn, ca 170 kg per ton bottenaska från industriavfallsförbränning, huvudsakligen järn med C och P samt spår av Cu och Ni, vilket järn har ett avsaluvärde på 30-50 Euro/ton.

- En gasfas, ca 170 kg per ton bottenaska från industriavfallsförbränning (140 Nm³/t) som består huvudsakligen av CO, en blandning av natrium- och kaliumkarbonater samt salter av zink, kadmium, tenn och bly.

Tabell 51. Kemisk analys av bottenaska från industriavfallsförbränning, slam (reningen av vatten efter pyrolys) och flygaska [20].

Table 51. Chemical analysis of bottom ashes from industrial waste incineration, sludge and fly ash [20].

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	BaO	TiO ₂	Na ₂ O	K ₂ O	Fe ₂ O ₃	P ₂ O ₅	SO ₃	C
Bottenaska	38	12	8	3	1	5	4	1	23	2	1	1
Slam	24	7	9	2	i.u.	0,6	0,4	i.u.	27	7	2	20
Flygaska	39	18	22	3		2	4	2	8	2		

Kostnader för reducerande smältningen under slagg

För en ugn med nominell effekt på 1,5 MW och en kapacitet på 2,5 ton/h, dvs 20 000 ton/år, för bottenaska som behandlas kall är den totala kostnaden för elenergi, personal, förbrukningen av grafitelektroder, reparation av murverk och amorteringar 91 Euro per ton.

Kostnaden kan sänkas till 74 Euro per ton om operatören producerar sin egen elektricitet, och till 68 Euro per ton om bottenaskan behandlas varm vid uttaget från avfallsförbränningsanläggningen.

Nyttiggörandet av slaggen och gjutjärnet

Gjutjärnet kan nyttiggöras i en metallurgisk process trots att den kan innehålla stora mängder fosfor. Det finns nämligen tillämpningar i gjuterier där man eftersträvar en viss fosforhalt, i synnerhet för tunna gjutgods. Halterna av Cu, Ni och andra legeringsämnen är inte störande om halterna förblir begränsade. Beroende på marknadens läge kan man sälja av detta gjutjärn för mellan 30 och 50 Euro per ton. Svavelhalten kan styras och minskas med välbeprövade metoder.

Slaggen kan granuleras enkelt i vatten eller torrt och sedan användas som fyllnadsmaterial i vägbankar. I sig själv har det ett mycket litet avsaluvärde, även om dess lakegenskaper är utmärkta, tack vare dess höga SiO₂-halt och låga halten av miljöstörande ämnen. Det är därför vi hellre föreslår att man utnyttjar faktum att slaggen tas ut som smälta (vars sammansättning kan justeras med tillsatser) för att spinna det som fibrer eller porösa tillsatsmedel till lättbetong. Det är uppenbart att för dessa tillämpningar är lakegenskaperna avgörande. Vi noterar i förbigående att armeringsfibrer av basalttyp i dag säljs på den amerikanska marknaden för 1 500 till 2 200 USD/ton, eller 1 600 till 2 400 Euro/ton medan de porösa materialen (densitet 0,25) kan i dag säljas för 400 till 600 CHF/ton eller 260 till 400 Euro per ton.

Teknikläge

Tester har genomförts i över 18 månaders på pilotanläggning med en kapacitet på 6-10 ton/h vid 1500 °C. Ugnen kan arbeta i kontinuerlig drift under perioder som går upp till sex månader, vid temperaturer som når upp till 1800 °C och med ett energiutbyte som gränsar till 85 %.

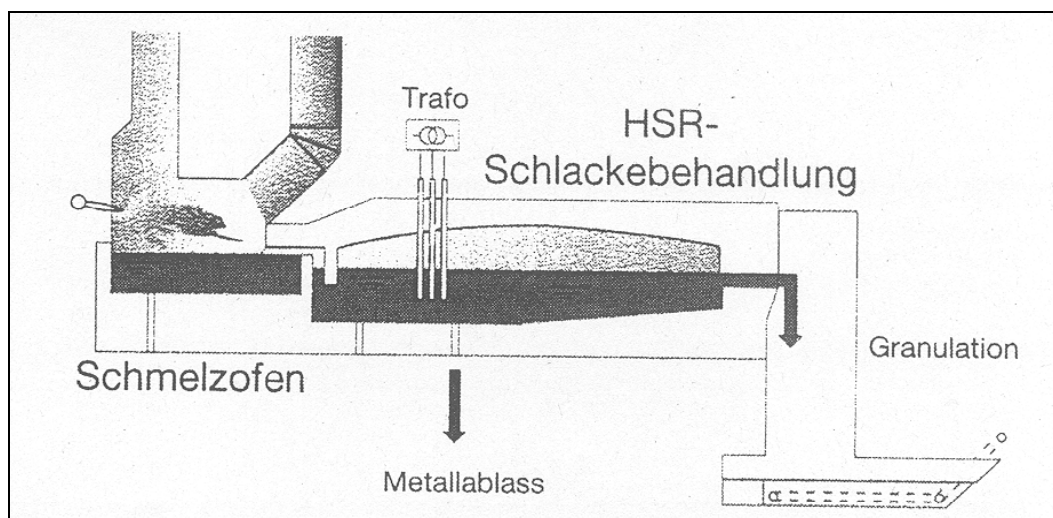
Sunnan Technologies kan erbjuda de intresserade industrier en undersökning av smältning under reducerande förhållanden och under slagg av deras avfall genom simulering med hjälp av en kraftfull programvara. Praktiska försök kan sedan utföras i samarbete med forskningscentern ARP i Österrike på 20 kg-prov men även på en pilotugn med kapacitet 1 ton. Bearbetningen till fibrer eller porösa material kan utföras vid samma center, och en paketslösning med smältning och bearbetning kan offereras.

Den senaste försökskampanjen genomfördes i slutet av år 2001 med förbrukade batterier, bottenaska från avfallsförbränning, rökgasreningsprodukter, förbrukade katalysatorer och ljusbågsugsstoff.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 4 (betygskala 1-7) – kontinuerliga försök på pilotanläggning.

N HSR (Von Roll)



Figur 39. HSR (Von Roll). Tvåstegsprocess med oxiderande och reducerande förhållanden [16].

Figure 39. HSR (Von Roll). Two-step-process with oxidizing and reducing conditions [16].

Nedanstående fakta om processen är om inget annat anges hämtade från [16]. Antaganden för beräkningarna och nomenklatur redovisas i bilaga D.

Processbeskrivning

HSR-processen (Holderbank Smält Redox) är en tvåstegssmältprocess för behandling av slagg och flygaska från avfallsförbränningen.

I den första zonen smälts slaggen med olja/syrgasbrännare under oxiderande förhållanden. Därvid oxideras resterande kolföreningar, aluminium och järn. Dessa reaktioner är exoterma och levererar det värme som behövs för smältningen.

Smältan flyter genom ett "vattenlås" in i den andra zonen. Denna hettas upp elektriskt med tre grafit elektroder. I denna zon tillsätts flygaskan direkt in i smältan genom en ihålig elektrod.

Genom användningen av grafit elektroder, vilka omsätts långsamt under driften och förbrukas, uppstår reducerande förhållanden i smältan. Tungmetallföreningarna reduceras till deras elementära form. Lättflyktiga metaller förångas och överförs till gasfasen. Järn, koppar, krom och nickel bildar droppar som förflyttar sig neråt under tyngdkraftens inverkan och bildar en andra metallisk flytande fas. Denna legering tappas av periodiskt genom ett avtappningsspjäll. Mineralsmältan tappas av kontinuerligt genom ett överlopp till en granulering i vatten.

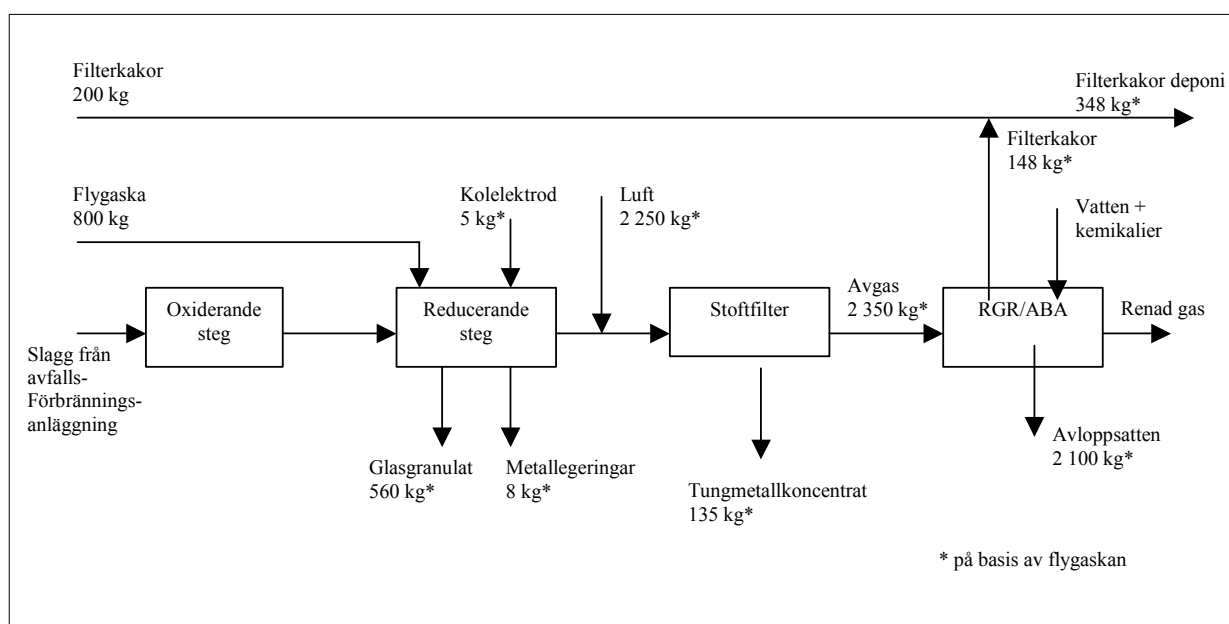
Processgaserna efterbränns genom ett tillskott av luft och störtkyls varpå ett koncentrat av tungmetaller faller ut som kan upparbetas. Då processen är integrerad med en

avfallsförbränningsanläggning förs sedan avgaserna in i avfallsförbränningsanläggningens rökgasrening.

Kommentarer

HSR-processen kan kombineras med Von Rolls RCP-process (Recycled Clean Products), vilket bildar ett komplett system för utvinning av energi och råmaterial ur avfall. Då smälts slaggen i zon ett med energin i avfallet i stället för med fossila bränslen. Därmed kan HSR-processen jämföras med andra processer där slaggen inte behandlas, om man koncentrerar sig på flygskedelen av processen, d v s den reducerande zonen. Slaggsmältan kan uppfattas som ett bärarmaterial för flygaskan.

Massbalans



Figur 40. Massbalans [16].

Figure 40. Mass balance [16].

Materialbalans⁹

Koncentration i restprodukter och produkter som förädlas (typiska värden)

Tabell 52. Koncentration produkter (typiska värden) [16].

Table 52. Concentration in products (typical values) [16].

Beteckning	H ₂ O	Cl	S	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr _{III}	Cr _{IV}	Cr _{tot}	Cu
Enhet	v-%	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Glas	0	0,3	0,4	nn	60	350	<0,5	<2000	nn	<2000	<400
Tungmetallkoncentrat	0	100	30	i.u.	70000	350000	1100	-	-	i.u.	i.u.
Metallegeringar	0	i.u.	7	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	-	-	5800	85000
ABA-Filterkakor	40	80	236	42	-	-	-	-	-	-	-

⁹ Flödena är beräknade på samma bas som massbalansen.

Överföringskoefficienter (i % av inflödet, på basis av flygaskan enbart)

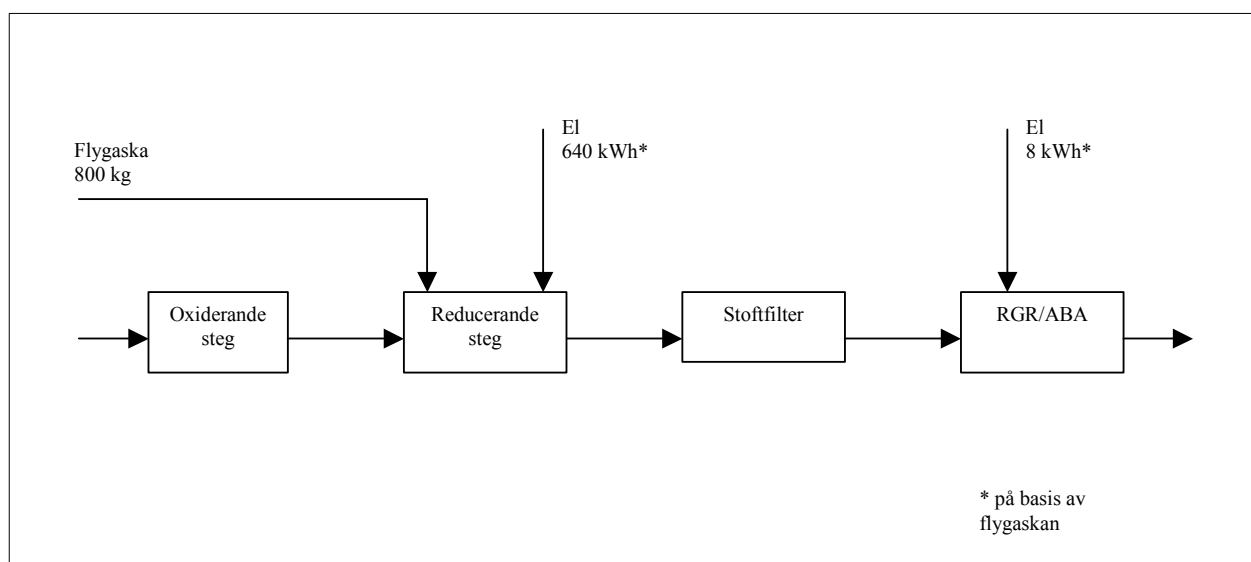
Tabell 53. Överföringskoefficienter (i % av inflödet, på basis av flygaskan enbart) [16].

Table 53. Transfer coefficients (in % of input, on the basis of only fly ash) [16].

Beteckning	S	Cl	Hg	Pb	Zn	Cd	Cr	Cu*
Avgas	<0,1	<0,1	5,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Avloppsvatten	3,2	13,4	1,9	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
ABA-filterkakor	87,1	<1	93,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Glas	8,1	1	<0,1	0,5	1,0	0,5	25	20
Tungmetallkoncentrat	1,6	85,4	<0,1	99,4	98,8	99,5	37,5	<1
Metallegeringar	<1	<1	<0,1	0,1	0,2	<0,1	37,5	80

Koncentrationerna anges på basis av torrt material.

Energibalans



Figur 41. Energibalans [16].

Figure 41. Energy balance [16].

Deponering av utgående produkter

Tabell 54. Deponering av utgående produkter [16].

Table 54. Land filling of products [16].

Uttag	Kvalitet	Deponeringssätt	Nödvändig volym
ABA-filterkakor	Specialavfall	Underjordisk deponering	0,27 m ³

Processens komplexitet

Tabell 55. Bedömning av komplexiteten [16].

Table 55. Evaluation of the complexity [16].

	Betyg*	Bedömning
Driftkrav	6	Avfallsförbränningspersonal med goda tilläggskunskaper behövs. Kontinuerlig övervakning är nödvändigt.
Teknisk komplexitet	7	Hög

*Betygskala 1-6 för driftkrav och 1-8 för teknisk komplexitet. Höga värden avser hög teknisk komplexitet respektive höga krav på driftpersonal och driftövervakning.

Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet

Tabell 56. Driftspersonal, värdeskapande och arbetssäkerhet [16].

Table 56. Operation staff, value creation and working security [16].

Antal anläggningar (i Schweiz)	
Integrerade anläggningar	5 ställen
Centrala anläggningar	
Värdeskapande i Schweiz (exkl. finansiella poster)	
Integrerade anläggningar	60 %
Centrala anläggningar	
Risker på arbetsplatsen	
Skiftarbete nödvändig	X
Arbetet delvis i stoftbelastade lokaler	X
Kontakt med kemikalier eller surt vatten	X
Hett arbete	X
Gjutning av smältor	X
Arbete med oskyddade elektriska ledare (t ex elektroder)	X
Totala riskpunkter:	6

Anläggningsdesign och tillgänglighet

Tabell 57. Anläggningsdesign och tillgänglighet [16].

Table 57. Plant design and availability [16].

	Integrerad anläggning 1600 h/år
Antal linjer	1
Driftförhållanden (intermittent/kontinuerlig)	kontinuerlig
Nominell kapacitet för en linje*	0,21 t/h
Dellastområde	0-100 %
Årlig tillgänglighet	7 500 h/år
Byggtid	4 000 h
Tid för nedsläckning inför revision	168 h
Tid för en revision	ca 10 dagar
Tid för uppeldning efter revision	72 h
Drifttid för eldfasta materialet	> 4 000 h
Tid för utbyte/lagning av murverket	inom revisionen
Tid för avsvälning inför utbyte/lagning	168 h
Tid för uppeldning inkl torkning	ca 150 h

*Flygaska (slagg ca 10 ggr mer)

Teknikläge och framtida utveckling

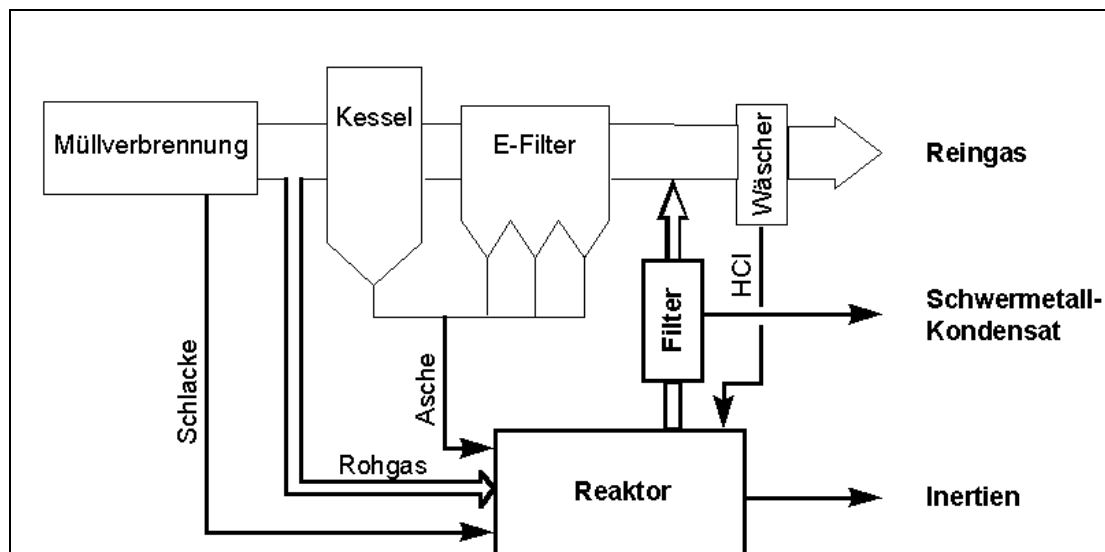
Utvecklingsläge för processen

- Processen har drivits i fyra försökskampanjer, som var för sig omfattade flera veckor, i en kontinuerlig pilotanläggning (500 kg slagg per timme).
- Den första fullskaleanläggningen togs i drift under våren 1997 i Bremerhaven (integrerad i RCP-processen). Processen visade sig dock vara för komplicerad och dyr i drift och anläggningen är nu ombyggd så att HSR-konceptet är borta helt och hållet. Von Roll kommer inte att driva utvecklingen vidare [21].

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 7 (betygskala 1-7) – Provad i industriell skala i Europa i mer än 2 år.

O CT-FLUAPUR (CT Environment)



Figur 42. CT-FLUAPUR-processen med tillsats av HCl [23].

Figure 42. The CT-FLUAPUR process with addition of HCl [23].

Nedanstående fakta om processer är hämtade från [22] och [23].

CT-FLUAPUR-processen är utvecklad av CT Umwelttechnik (Schweiz) för att rena flygaska från avfallsförbränningsanläggningar och producera återanvändningsbara råmaterial. Tanken med CT-FLUAPUR-processen är att den integreras med en konventionell avfallsanläggning så att avfallsanläggningens rökgas, värme och HCl används i processen. CT Umwelttechnik har idag lagt ner projektet med CT-FLUAPUR för att satsa på andra projektidéer.

Syftet med processen är att så gott som fullständigt avskilja tungmetaller från flygaskan. Därigenom bildas två återanvändningsbara produkter: ett sandliknande material och en koncentrerad tungmetallblandning. Det sandliknande materialet kan användas som tillsats i betong och tungmetallkoncentratet som råmaterial för nya produkter.

Separationen sker genom att tungmetallerna förångas till processgaserna för att sedan samlas upp genom kondensation. Tidigare utredningar har visat att för en optimal tungmetallförångning kvävs att temperaturen är högre än smältpunkten för flygaskan (1100-1300 °C), annars absorberas tungmetallerna i smältan. Tungmetallförångningen kan dock ske vid lägre temperaturer om den sker i en atmosfär med HCl. Tungmetallerna reagerar då med HCl och bildar lättflytliga metallklorider.

I laboratorieförsök av Jakob och Moergeli [22] har det visat sig att tungmetaller kan avskiljas nästan fullständigt genom termisk behandling vid 900 °C (vilket är under smältpunkten för flygaska) i en atmosfär där HCl tillsats i processgasen. Med 10 % HCl i processgasen och 900 °C förångades följande andelar av tungmetallerna efter fyra timmar: 98,5 % Zn, 99,5 % Cu, 99,8 % Cd och 99,5 % Pb. I Tabell 58 visas halterna av

Zn, Cu, Cd och Pb i askåterstoden efter behandlingen jämfört med de restriktionerna för inert material enligt den Schweiziska avfallsförordningen. Halterna av samtliga tungmetaller i flygaskan var efter behandlingen under de schweiziska restriktionerna för inert material.

Tabell 58. Innehållet av Zn, Cu, Cd och Pb i askåterstoden efter behandlingen med CT-FLUAPUR (900 °C, 10 % HCl) jämfört restriktionerna för inert material enligt den Schweiziska avfallsförordningen (mg/kg) [23].

Table 58. Content of Zn, Cu, Cd och Pb in the ash residues after the thermal treatment with CT-FLUAPUR (900 °C, 10 % HCl) compared to the restrictions for inert material according to the waste regulations in Schweiz (mg/kg) [23].

	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Behandlad aska	916	13,9	1,6	29
Inert material	1000	500	10	500

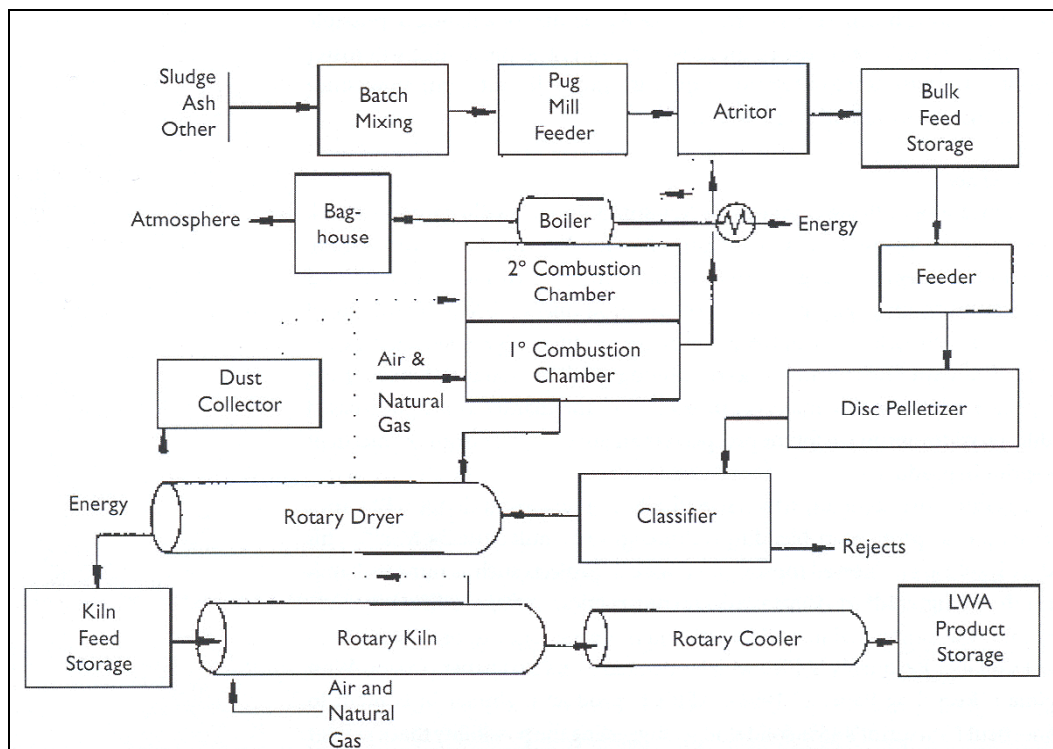
Eftersom den termiska behandlingen med CT-FLUAPUR-processen sker vid lägre temperatur jämfört med andra termiska processer blir energiförbrukningen lägre. I kombination med en avfallsförbränningsanläggning kan dessutom heta avgaser från avfallspannan användas. Även den HCl som produceras i avfallsförbränningsanläggningens våta rökgasrening kan utnyttjas.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 1 (betygskala 1-7) – laboratorieförsök har genomförts.

CT Umwelttechnik har lagt ner projektet med CT-FLUAPUR-processen för att satsa på annan utveckling.

P Sintring i roterugn (Greengrove)



Figur 43. Greengrove-processen [25].

Figure 43. The Greengrove process [25].

Nedanstående fakta är hämtat från [24], [25], [26].

Greengrove Corp. och NRRI (Natural Resources Research Institute) i USA utvärderade nyligen en ny process för produktion av lättviktsaggregat ämnat för konstruktionsändamål (starka keramiska pellets av typ leca-kulor). Högtemperaturbehandlingen sker i en roterugn, som kan eldas med biobränsle, där materialet sintras samtidigt som tungmetaller låses fast.

I processen torkas först avsvärtningslam/returfiberrejekt och eventuellt kommunalt avloppsslam delvis och blandas/mals med biobränsleaskor för att sedan granuleras med en tallrikspelleteringsutrustning. Efter sällning matas pelletsen in i en roterugn, där själva högtemperaturbehandlingen sker. Värmeåtervinning och kylning sker därefter med en roterande kylare. Rökgaserna kan efterbehandlas vid hög temperatur för att möta höjda krav på uppehållstid och turbulens vid höga temperaturer (~1000°C).

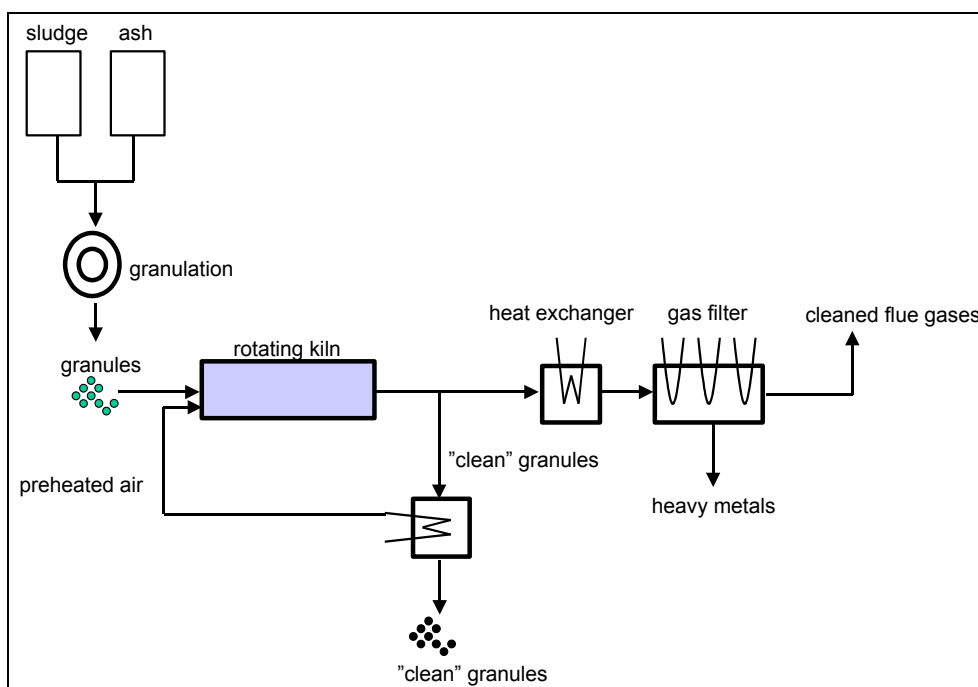
En tänkt/planerad anläggning för produktion av 250 ton lättviktsaggregat per dag skulle kräva cirka 690 ton slam och 124 ton blandade askor per dag. Just blandningen av askor och slam rapporteras kritisk för kvaliteten på den erhållna produkten.

Både ångproduktion och kombinerad kraft och värme nämns som övriga produkter, men inga kalkyler har kunnat återfinnas i den vetenskapliga litteraturen. Ett antal förprojekteringar har dock utförts så denna typ av information data finns sannolikt att tillgå även om de inte är offentliga.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 4 (betygskala 1-7) – kontinuerliga försök på pilotanläggning har genomförts.

Q Sintring i roterugn (NERAB)



Figur 44. NERAB-processen [28].

Figure 44. The NERAB process [28].

En ny termisk metod för att rena biobränsleaskor från tungmetaller och organiska toxiska produkter med samtidig stabilisering för att minska de initiala shockeffekterna har beskrivits av Sundqvist m fl [27]. Metoden har även utvärderats och utvecklats ytterligare av Byström m fl [28] och samtidigt utvidgats till slam och blandaskor. Metoden bygger liksom Greengrove-processen på högttemperaturbehandling av granulerat material i roterugn, men till skillnad från Greengrove-processen avskiljs alla tungmetaller ifrån bulkmaterialen som innehåller näringsämnen för återcirkulation till skogs-, jordbruks- och torvmark.

Materialet som ska behandlas granuleras innan det förs in i roterugnen. Även om det totalt sett råder oxiderande förhållanden i reaktorn är det lokalt reducerande förhållanden i granulerna, vilket medför en effektiv avskiljning av komponenter även om temperaturen är under askans smältpunkt. Temperaturen i roterugnen är cirka 900-1000 °C vilket gör att det behandlade materialet sintrar, d v s askkornen växer samman utan att det bildas någon distinkt smält fas.

NERAB-processerna kan, precis som Greengrove-processen, drivas med biobränsle, antingen pellets eller pulver och om processen, enligt grundkonceptet, integreras med värme, el- och/eller ångproduktion är energiförbrukning relativt låg.

Höga avskiljningsgrader för både kadmium och bly har erhållits för alla studerade material, och med en marginell tillsats av klor (HCl) har även radioaktivt cesium kunnat avskiljas effektivt. En i det närmaste hundra procentig avskiljning av PAH-komponenter har också redovisats.

Processen är planerad att utvärderas i DEMO-skala av NERAB (Nordic Ecological Recycling AB) i Piteå och en förprojektering inklusive preliminär ekonomisk utvärdering av en intressant energiteknisk integrationslösning färdigställdes 2001.

Bedömning av utvecklingsläget

Betyg 1 (betygskala 1-7) –försök i bänkskala har genomförts.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35