



# 逢甲大學學生報告 ePaper

報告題名：

以高溫熔融處理焚化灰渣之研究

作者：胡友馨

系級：環境工程與科學學系研究所一年級

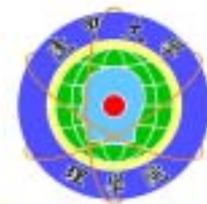
學號：M9310892

開課老師：江康鈺、黃東池 老師

課程名稱：焚化原理與污染控制

開課系所：環境工程與科學學系研究所

開課學年： 93 學年度 第 2 學期



## 總目錄

目錄-----	
圖目錄-----	II
表目錄-----	II



## 目錄

第一章 前言	1
第二章 國內焚化灰渣處理情況	2~3
第三章 焚化灰渣之特性	4
第四章 高溫熔融原理	6
第五章 高溫熔融處理之效應	7~10
1. 灼燒減量	7
2. 孔隙率之變化	7
3. 減容及減量之效應	7
4. 焚化灰渣中重金屬在熔融過程中轉移至熔渣之比例	7
5. 玻璃化效應	9
第六章 高溫熔融處理之操作因子	11~12
1. 鹽基度	11
2. 熔融操作時間	11
3. 熔融操作溫度	12
4. 熔融液黏滯度	12
第七章 熔渣種類及特性	13~14
1. 水淬熔渣	13
2. 氣冷熔渣	13
3. 結晶化熔	13
第八章 焚化灰渣以不同高溫熔融爐處理之比較	15~18
第九章 熔渣資源化	19~20
第十章 國內外熔渣再利用實例	21
第十一章 結論與建議	22
第十二章 參考文獻	23~24

## 圖目錄

圖 1. 熔融時矽氧鍵結構示意圖-----	6
圖 2. 熔融處理之化學變動情形-----	8
圖 3. 玻璃化反應機制-----	10
圖 4. $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$ 系統之熔流點三相圖-----	11
圖 5. 黏滯度與鹽基度在不同溫度下相對關係-----	12
圖 6. 焚化灰渣熔融方式的種類-----	15
圖 7. 熔渣資源化用途-----	19
圖 8. 熔渣利用方式-----	20

## 表目錄

表 1. 焚化灰渣處理技術比較-----	3
表 2. 都市垃圾與焚化灰渣之重金屬濃度-----	4
表 3. 都市垃圾與焚化灰渣之主要元素濃度-----	5
表 4. 重金屬與其他化合物揮發性比較-----	9
表 5. 熔渣種類及其特性比較-----	14
表 6. 焚化灰渣不同高溫熔融處理技術之比較-----	16
表 7. 不同熔融爐綜合評估比較-----	17
表 8. 重金屬在不同熔融爐溶出量比較-----	17
表 9. 熔渣應用於建設資材之方式-----	20

## 第一章 前言

台灣地區經濟發展迅速與精緻化工業發達，造成廢棄物量隨之攀升，並衍生出許多處理上的問題，故政府積極興建焚化廠來應付日漸龐大的廢棄物。目前台灣處理都市固體廢棄物仍多以焚化為主要政策來達到廢棄物體積減量並安定衛生的目的，其中必須注意的是在高溫燃燒過程中會有高比例氯化物和硫酸鹽類伴隨著如 Cd、Cr、Cu 等重金屬吸附於焚化飛灰，經過前處理及中間處理後，依據「有害事業廢棄物認定標準」進行溶出試驗(TCLP)分別判定處理。

通常前處理為水洗處理，可先將氯鹽及硫酸鹽等可溶性鹽類去除，由文獻可得知經過水洗處理後之飛灰，其重金屬會形成溶出性較低的氫氧化物與矽鋁氧化物質，並可避免高溫熔融時所產生之腐蝕情形，這對於設備壽命及後續資源工程上的應用，此前處理是有其必要性的。

中間處理的方法有水泥固化再掩埋或最終處置的直接進入封閉式掩埋場兩種，但前者有廢棄體積增量、二次污染風險、高運輸成本等問題；後者則是掩埋場址難求及場地規格皆必須嚴格符合標準，困難度相當高，目前在台灣尚未設置。鑒於此，採用高溫熔融處理技術處理有害焚化灰渣使之減容化、無害化、安定化、資源化，是一種勢在必行的趨勢。以下將針對熔融各項影響及操作因子、高溫熔融處理技術種類比較及焚化灰渣經熔融後所得之熔渣資源化應用做討論。

## 第二章 國內焚化灰渣處理情況

台灣地區自民國 80 年起由行政院環境保護署規劃興建包括公有公營、公有民營及民有民營焚化廠，至民國 93 年共完工 23 座，經行政院環境保護署在 94 年統計資料提供之數據計算得知，在 91~93 年每年至少有 406541 噸左右的焚化灰渣產生，數量相當龐大。依據行政院環境保護署規定在民國 83 年後完工之焚化廠其底灰與飛灰必須分開儲存處理，並將焚化灰渣以有效之中間固化處理方式，如：水泥固化、化學穩定、加酸處理、燒結固化、熔融固化等方法處理，使其符合「事業廢棄物認定標準」之毒性特性溶出試驗相關規定，以避免排出後之二次污染，參照表 1 經綜合評估可得知熔融固化法為其中效果最佳、資源化價值較高的中間處理技術，因此現今各焚化廠皆著手進行飛灰固化系統（灰渣熔融爐等），如：台北市政府正在評估使用 1500 之高溫熔融爐來處理飛灰，以期利用此高溫將戴奧辛物質去除，並將最終熔渣玻璃化而再生利用<sup>[6]</sup>。

## 以高溫熔融處理焚化灰渣之研究

表 1. 焚化灰渣處理技術比較<sup>[8]</sup>

處理技術	優點	缺點	綜合評估
燒結固化	減容率高(1/2~1/2.5) 抗壓强度高 適合再利用	處理費用高且操作複雜、佔空間 燒結過程中會有部分重金屬揮發、成品市場不穩定	費用高、佔空間 重金屬仍有溶出之疑慮 成品市場不穩定致國外實績不多
熔融固化	減容率高(1/2.5~1/4) 抗壓强度高 不需添加其他物質	處理費用高 熔融過程中會有部分重金屬揮發、成品市場不穩定、技術要求高	費用高、佔空間 成品市場不穩定 (在日本及歐美有較多的實績)
水泥固化	系統成熟、操作容易 國內外應用實績多 人力需求少 處理費用低	成品抗壓強度低 廢棄體積增加 需要養生及儲存空間 含氯鹽不易固化 長期仍有重金屬溶出之風險	佔空間 未能達完全的固化及穩定化 無法再利用 處理費用較少
螯合劑穩定化	減容率高(1/2~1/3) 成品溶出率小 設備需求空間少	成品無再利用性 藥劑費用高	藥劑費用高 不易取得 無再利用性

參考來源：陳氏，2001

### 第三章 焚化灰渣之特性

焚化灰渣的組成成分與當地人民生活習性及垃圾性質有關，故必須了解其相關性才能選擇有效的處理方式與技術。

國內一般焚化灰渣依據所產出之位置及處理流程而有不同之物化特性，一般可分為底灰 (bottom ash) 及飛灰 (fly ash)，其中自爐底或尾端排出之顆粒稱為底灰，其顆粒粒徑主要集中在 2.38~25.4mm 之間<sup>[8]</sup>，而廢棄物中部分金屬主要以金屬氧化物存在於底灰中，如： $\text{SiO}_2$ 、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 $\text{CaO}$  等，較無重金屬溶出之疑慮；自空氣污染控制設備所收集到的微粒稱為飛灰，其微粒粒徑主要在次微米範圍(95%以上為小於 0.15mm)<sup>[17]</sup>，常含有氯鹽類、鈣系物質及重金屬物質如： $\text{Cd}$  等富集於上，排出後容易造成空氣污染及重金屬污染。

就重金屬含量而言，以飛灰之富集程度最高，主要是因為高溫揮發後冷凝機制所造成的，導致重金屬大多僅附著於飛灰顆粒表面，具有相當高的移動性。由表 2 及表 3 可發現屬低揮發性有害重金屬  $\text{Cd}$ 、 $\text{Pb}$ 、 $\text{Zn}$  及元素  $\text{K}$  大多富集於飛灰，故如何妥善處理飛灰則為一重大課題。

表 2.都市垃圾與焚化灰渣之重金屬濃度 <sup>[15]</sup>

Elements	Waste (g/Mg)	Bottom Ash ( $\mu\text{g/g}$ )	Boiler Ash ( $\mu\text{g/g}$ )	Fly Ash ( $\mu\text{g/g}$ )
<b>Cd</b>	5~15	< 0.5~10	50~150	50~1000
<b>Cr</b>	40~400	100~1200	200~800	100~1000
<b>Cu</b>	200~1000	250~4500	300~1500	50~5000
<b>Pb</b>	400~1000	350~5000	2000~8 000	2500~12000
<b>Zn</b>	600~2000	800~6000	5000~10000	5000~80000

單位：w.t%

表 3. 都市垃圾與焚化灰渣之主要元素濃度<sup>[15]</sup>

Elements	Waste (g/Mg)	Bottom Ash ( $\mu\text{g/g}$ )	Boiler Ash ( $\mu\text{g/g}$ )	Fly Ash ( $\mu\text{g/g}$ )
Na	3~15	8~40	8~40	10~40
K	5	2~15	15~40	4~40
Ca	10~35	50~100	100	50~100
Mg	—	5~20	—	10~40
Fe	2.5~5	5~15	3~5	3~6

單位：w.t%



#### 第四章 高溫熔融原理

所謂「熔融」即以 1300 ~ 1600 高溫環境使欲處理物之有機物質進行氧化還原反應而被分解掉，無機物質則以玻璃質熔渣狀態呈現，經冷卻後排出以進行後續資源再利用。

熔融過程中低揮發性重金屬與鹽類揮發至氣相中，由空氣污染防制設備收集並為金屬冶煉回收之用或是固化後進入掩埋場掩埋；而 Fe、Cu 等有價金屬熔液則是加以回收再利用；其餘重金屬則被固化、匣限於熔渣的矽氧網狀晶構中，如圖 1 所示，形成及安定之玻璃質熔渣，有效降低溶出性，並可再利用於建設資材等方面。

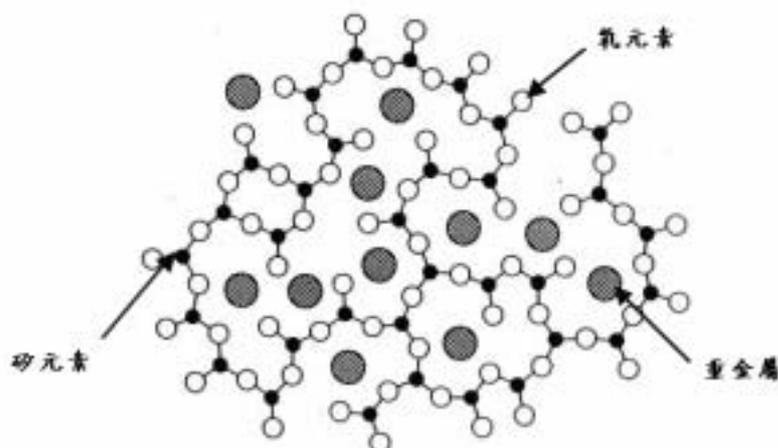


圖 1. 熔融時矽氧鍵結構示意圖

## 第五章 高溫熔融處理之效應

焚化灰渣經高溫熔融處理會導致其物化特性的改變，如下所示：

### 1. 灼燒減量 ( Loss on Ignition ):

一般廢棄物焚化後的灰渣灼燒減量在 3%~5%，但經過熔融處理過後之熔渣灼燒減量低於偵測極限，表熔融處理可充分破壞有害與無害之有機物質。

### 2. 孔隙率之變化：

高溫熔融是給予高於欲處理之廢棄物熔流點的溫度環境下進行，在此狀態下固體廢棄物質會熔化成液態，在經過冷卻後所得到之玻璃質熔渣幾乎沒有孔隙，如此可降低有害物質的溶出風險。

### 3. 減容及減量之效應

在高溫熔融環境及足夠的停留時間下，被熔物之熔流狀態更完全，有機物及無機物充分被氧化、分解掉，其所產生之熔渣孔隙率大幅縮減等因素，使被熔物體積減少，如此可降低廢棄物掩埋場進場量，增加其壽命。但飛灰組成不同其減容減量速率亦會有不同程度的改變。

### 4. 焚化灰渣中重金屬在熔融過程中轉移至熔渣之比例

在熔融過程中飛灰中重金屬可能會受到飛灰之物化條件（熔點、沸點、蒸氣壓、揮發溫度等）熔融溫度、灰渣成分組成等因素影響造成不同程度的移行比例，由李氏(2001)<sup>[15]</sup>歸納文獻得到一個移行公式如下：

$$\text{熔渣中的移行率}(\%) = \frac{(\text{熔渣重量}) \times (\text{熔渣中各成分之重量})}{(\text{灰渣投入量}) \times (\text{灰渣中各成分之重量})} \times 100\%$$

另外黃氏(2002)<sup>[13]</sup>亦對此做研究繪出移行圖(圖 2)，將結果歸納發現熔渣主要組成成分(SiO<sub>2</sub>、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、CaO、Fe、Cr、Mg)大多留存於熔渣中，有價金屬如：Fe 則與予回收；Na、K 則有 30%~60%移行至熔渣中，以 NaCl、KCl 型態存在；Mn 及 Ni 則是重金屬中移行率最高，其餘重金屬則主要會受到氯含量影響而形成化合物，而依據表 4 可得知不同化合物質其揮發性皆有

## 以高溫熔融處理焚化灰渣之研究

所差異，如：Cu、Zn 屬低揮發性金屬物質，故平均而言有 50%~60%的移行率至熔渣中，為相當高的比例；而 Pb、Cd、As 平均約有 10%的移行率，而其中揮發性最高的 Hg 無論是以何種化合物型態存在，幾乎是富集於飛灰中。

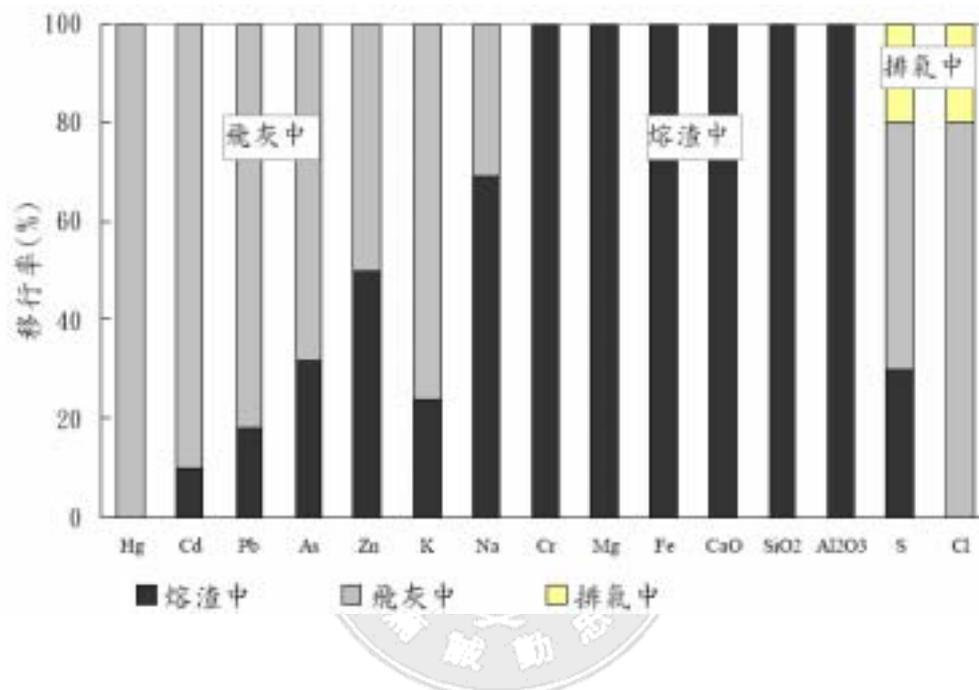


圖 2. 熔融處理之化學變動情形<sup>[13]</sup>

表 4. 重金屬與其他化合物揮發性比較<sup>[13]</sup>

重金屬	化合物	熔點	沸點	蒸氣壓	揮發性
<b>鋅</b> (Zinc)	Zn	419	907	1600	揮發
	ZnCl <sub>2</sub>	283	732	> 800	揮發
	ZnO	1,975	--	--	不易揮發
	ZnSiO <sub>3</sub>	1,437	--	--	不易揮發
<b>鉛</b> (Lead)	Pb	327	1,740	1.3	不易揮發
	PbCl <sub>2</sub>	501	950	~800	中度揮發
	PbO	886	--	~1	不易揮發
<b>鎘</b> (Cadmium)	CdOH	321	766	5500	揮發
	CdCl <sub>2</sub>	568	964	~8000	揮發
	CdO	900-1,000	1,559	--	中度揮發
	CdSiO <sub>3</sub>	1,242	--	--	不易揮發
<b>鉻</b> (Chromium)	Cr	1,905	2,200	4.4×10 <sup>-5</sup>	不易揮發
	CrCl <sub>3</sub>	1,152	> 1,300 分解	--	不易揮發
	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,266	4,000	--	不易揮發
	CrO <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	-96.5	117	--	揮發
<b>銅</b> (Copper)	Cu	1,803.4	2,567	5.4×10 <sup>-5</sup>	不易揮發
	CuCl	430	1,490	--	中度揮發
	CuCl <sub>2</sub>	620	> 993 分解	--	中度揮發
	Cu <sub>2</sub> O	1,235	> 1,800 分解	--	不易揮發
	CuO	1,326	--	--	不易揮發
<b>砷</b> (Arsenic)	As	32	--	1.8×10 <sup>-5</sup>	揮發
	AsCl <sub>3</sub>	-8.5	130	> 1000	揮發
	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	312.3	--	> 1000	揮發
<b>汞</b> (Mercury)	Hg	-38.87	356.58	氣態	揮發
	HgCl <sub>2</sub>	276	302	--	揮發
	HgO	---	> 500 分解	--	揮發

## 5. 玻璃化效應

高溫熔融處理過程中會產生 Si-O 網絡結構，將重金屬封存於構造中，形成難溶物質，能有效防止排出後重金屬二次污染，亦即重金屬會取代矽酸鹽類的部分離子而被鍵結於矽酸鹽網絡構造中，如圖 3. 所示，具穩定化的作用，而所形成之玻璃化熔渣可作為微晶材料及陶瓷玻璃等高價動物質之起始原料。池原(1986)<sup>[3]</sup>以飛灰做熔融研究發現，熔融物之鹽基度與其玻璃化程度有關，當 CaO/SiO<sub>2</sub> < 1.2 時，熔渣呈玻璃態；當 CaO/SiO<sub>2</sub> > 1.2 時，熔渣呈結晶態，再參考文獻 Shoto(1981)<sup>[2]</sup>Cr 污泥發現，玻璃化能有效抑制重金屬溶出。



## 第六章 高溫熔融處理之操作因子

一般焚化灰渣進行高溫熔融處理時，為了使熔融過程穩定順暢，必須將操作因子調整至最佳狀態，如：鹽基度、熔融溫度、熔融時間，以下將個別介紹：

### 1. 鹽基度

鹽基度一般被定義為  $\text{CaO}/\text{SiO}_2$  (鹼性氧化物總重/酸性氧化物總重)，依據不同的灰渣組成，共有七種鹽基度表示方法。根據張氏(1993)參照冶金與窯業之三成分狀態圖，繪製出  $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$  系統之熔流點三相圖(圖 4)，發現當  $\text{CaO}/\text{SiO}_2=1$  及  $\text{CaO}+\text{SiO}_2=85\text{wt}\%$  或  $\text{CaO}/\text{SiO}_2=0.2\sim 0.4$  及  $\text{CaO}+\text{SiO}_2=75\text{wt}\%$  時熔流點最低，表示熔流點與鹽基度有密切關係；另外當  $\text{CaO}$  百分比比例較高時，熔流點溫度較高(陳氏，2001)<sup>[8]</sup>，而焚化飛灰中常含有鈣系之反應物質，導致鹽基度上升，為了要使其達到熔融態必須外加能源提高熔融溫度，故常會添加  $\text{SiO}_2$  來調整鹽基度以解決此問題。



圖 4.  $\text{SiO}_2\text{-Al}_2\text{O}_3\text{-CaO}$  系統之熔流點三相圖<sup>[13]</sup>

### 2. 熔融操作時間

熔融操作時間與熔爐處理量、熔渣品質有關，若操作時間短雖可處理之焚化灰渣量大，但被熔物是否完全熔融，其所產生之熔渣是否能將重金屬穩定封存於其中就不得而知，有溶出之疑慮。

### 3. 熔融操作溫度

熔融操作溫度必須在被熔物質的熔流點以上才可使之達到熔流態，一般熔融過程中以熔流點作為熔融操作之指標，亦可作為調整熔融操作溫度的依據。而適當的熔融溫度可改善熔渣之流動性、熔渣品質、排渣不易等缺點，但被熔物質之鹽基度差異會影響熔融操作溫度，由廖錦聰等人(1996)之研究報告指出，當焚化灰渣之鹽基度越高，所需之熔融操作溫度就越高，其所耗之能量及處理維護成本越高，故被熔物質組成如何去事先調質是非常重要的。

### 4. 熔融液黏滯度

黏滯度與熔渣金屬之分離、熔渣之排出、排渣口阻塞與否等有關，一般而言，黏滯度越低越佳<sup>[17]</sup>，參照圖 5，發現在 1400 以上時黏滯度不論其鹽基度高低，黏滯度皆很低，故通常在進行熔融實驗溫度多控制在此溫度以上。

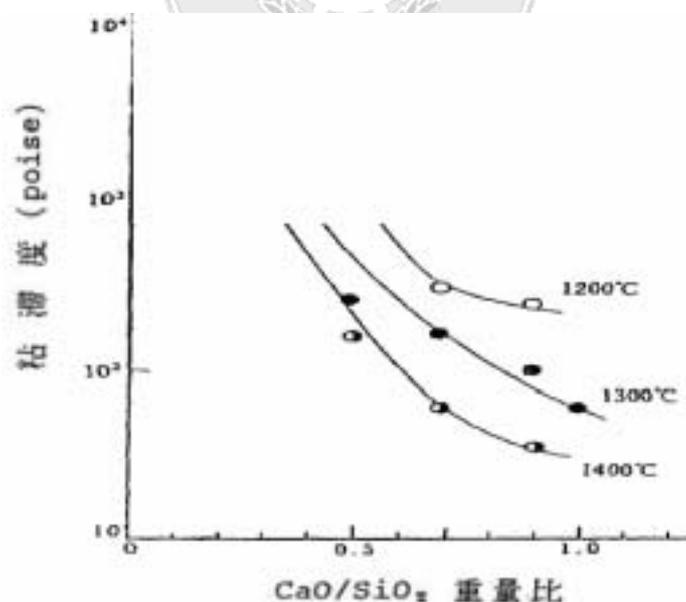


圖 5. 黏滯度與鹽基度在不同溫度下相對關係<sup>[13]</sup>

## 第七章 熔渣種類及特性

熔渣種類依據不同的冷卻方法而分成水淬熔渣、氣冷熔渣(空冷熔渣)、結晶化熔渣(江氏, 1997)<sup>[18]</sup>等, 其種類、形成方式及特性列表於表 5 所示, 而以下則分別簡述之:

### 1. 水淬熔渣

即將熔融液體直接排渣至水中或噴水冷卻, 其特色為不規則細粒狀、多孔玻璃質、機械強度較差, 一般用於混凝土骨材或與其他材料混合再利用, 如: 道路骨材, 其經濟價值並不高。

### 2. 氣冷熔渣

即將熔融液體在爐中自然冷卻, 其特色為光滑塊狀熔渣, 大多為玻璃質, 其機械強度較高, 可作為道路地下層材料或透水磚材, 在日本或台灣皆有利用之實例。

### 3. 結晶化熔渣

即將水淬熔渣或氣冷熔渣再加熱處理, 使其內部進行成核結晶作用, 產生耐火性、耐酸鹼性、高機械強度等特性的結晶化熔渣, 此廣泛應用於建築材料、工業材料、耐火材等高經濟價值用途。

表 5. 熔渣種類及其特性比較<sup>[13]</sup>

熔渣種類	形成方式	熔渣特性
直接水淬熔渣	將熔融液倒入水中或噴水冷卻，其冷卻速度較快	黑色細粒狀，含有少量纖維狀、玻璃質含量少、比重輕、透水性良好、易碎、機械強度差
間接水淬熔渣	間接水冷	塊狀、玻璃質較直接水淬熔渣少，但機械強度較大
空冷熔渣	熔融液在空氣中冷卻	塊狀、粒徑約 5-15mm，扁平多角形、較水淬熔渣緻密堅固、機械強度較大
保冷熔渣	控制冷卻速度，使熔融液在熔點左右溫度漸漸冷卻	岩石狀、含有部份結晶玻璃、機械強度較大
加熱熔渣	物質先經過成分調整，而熔融液冷卻至 650 使結晶核均勻大量成長，再加熱至玻璃軟化點，轉移溫度使結晶成長	含結晶化玻璃、強度大、砂狀、碎石狀、岩石狀。用核形成劑可得錯綜複雜均一之狀態，強度、硬度、耐熱性、耐火性都優於結晶化熔渣
低溫結晶化熔渣	水淬溶液重新加熱，熱處理溫度設在轉移點與熔點之間，經適當時間之時間進行結晶化。熱處理時需預防熔渣黏著形成大型黏著物	塊狀、砂狀、塊狀、岩石狀、機械強度大
特殊渣	風淬(改變氣氛)、發泡	有孔玻璃狀、纖維狀風淬渣、發泡渣

## 第八章 焚化灰渣以不同高溫熔融爐之處理

現今已發展出很多形式之飛灰高溫熔融爐，例如電漿熔融爐、表面熔融爐、焦炭床爐等，這些高溫熔融爐各有許多不同熔融狀態與環境條件，其型式可分為電氣式熔融爐及燃料式熔融爐兩大類型，圖 6 為焚化灰渣熔融方式的種類及處理對象。

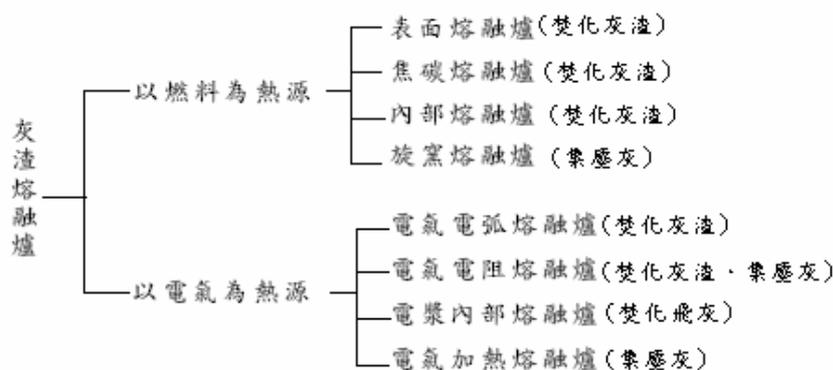


圖 6. 焚化灰渣熔融方式的種類<sup>[6]</sup>

表 6. 焚化灰渣不同高溫熔融處理技術之比較<sup>[13]</sup>

系統	型式	熱源	熔融方式	缺點
燃料式熔融爐	表面熔融爐	油、廢氣、分解 生成廢氣	上部加熱使爐內之灰渣表面熔融	必須先去除灰渣中較大物質
	內部熔融爐	高溫空氣、未燃 碳之燃燒	通入 500 高溫空氣使灰渣中殘留碳燃燒	需使用輔助熱源提高熔融溫度
	焦炭床熔融爐	焦炭	利用焦炭產生高溫，將灰渣熔融	需加入新焦耳以補充消耗之焦炭
	旋窯式熔融爐	油、廢氣、分解 生成廢氣	灰渣與火焰分散於爐內，二次空氣造成迴旋，燃燒器加熱熔融	必須先去除灰渣中較大物質
電氣式熔融爐	電弧式熔融爐	電力	石墨電極與爐床間產生電弧造成高溫	灰渣中粗大金屬消耗電極及爐材
	電阻式熔融爐	電力	通電於灰渣中產生焦耳加熱現象	需加設排氣罩將產生廢氣排出
	電漿式熔融爐	電力	電漿火炬噴射高溫氣體熔融灰渣	熱源集中使灰渣受熱不均勻
	電熱式熔融爐	電力	利用加熱器產生高溫輻射間接加熱	加熱速度慢，消耗能量高

表 7. 不同熔融爐綜合評估比較<sup>[18]</sup>

爐型	技術成熟度	減容效果	無害化	資源再利用特性	操作處理成本
表面熔融爐					○
內部熔融爐	○				---
焦炭床熔融爐		○			
旋窯式熔融爐					
電弧式熔融爐					
電阻式熔融爐					
電漿式熔融爐	○				○
電熱式熔融爐	○				○

註：：佳；○：次佳；：尚可

表 8. 重金屬在不同熔融爐溶出量比較<sup>[18]</sup>

重金屬	Pb	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Hg	As	Se	評估結果
表面熔融爐	< 0.2	< 0.02	< 0.002	< 0.0005	< 0.005	-	佳
電弧熔融爐	0.3	0.01	< 0.02	0	0.09	< 0.07	佳
焦炭熔融爐	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	-
電漿熔融爐	< 0.1	< 0.01	< 0.05	< 0.0005	< 0.01	-	佳
內部熔融爐	< 0.1	< 0.01	< 0.01	< 0.0005	< 0.01	-	佳
電阻熔融爐	< 0.1	< 19	< 0.04	< 0.0005	< 0.054	< 0.02	佳
旋窯式熔融爐	< 0.1	0.01	0.01	0.0005	0.01	-	佳
日本法規標準	<b>0.01</b>	<b>0.01</b>	<b>0.05</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.01</b>	<b>0.01</b>	-

由表 6 及表 7、表 8 可得知高溫熔融處理技術較為耗能且仍有相當多的不足處需要改善，但其對於廢棄物減容化、無害化、資源化的效果相較於其他處理技術而言是相當高。在日本，對於電氣式熔融爐技術研究方面越趨成熟，近年則是以電氣電弧熔融爐及電漿內部熔融爐廠運轉所佔比例較高，因前者去除戴奧辛物質效果好、飛灰中金屬可完全熔融、重金屬回收率佳(如：Fe)、產廢氣量少、熔渣資源化效果好等優點，但也有耗電量

## 以高溫熔融處理焚化灰渣之研究

高、噪音大、排渣口易受損、電極消耗量大等缺點；後者可在不同氣氛環境下進行處理、電漿熱源無污染之虞、產生廢氣物質量少、不需前處理等優點，其缺點與電弧熔爐類似。以上不足處仍待研究改良，期達到最佳效用。



## 第九章 熔渣資源化

目前熔渣資源化多以建材、道路骨材、混凝土等作為再利用之用途，依據不同特性之水淬式熔渣、氣冷式熔渣及結晶化熔渣，其適用用途有所差異。水淬式熔渣因機械強度較低，通常利用於混凝土骨材或混合材、道路骨材、地盤改良材等；氣冷式熔渣其機械強度較高，且為玻璃質熔渣，硬度亦較高，其用途與水淬式熔渣差不多；結晶化熔渣由於有內部成和結晶作用，其機械強度及硬度、耐酸鹼度、耐火度等特性皆較其他兩者高得多，故可用做於高經濟價值的再利用用途，如：耐火材、建築資材、陶瓷玻璃等。圖 7 及圖 8 為熔渣資源化用途的概略圖示，而表 9 則為江氏(1997)所歸納出應用於建設資材上的方式，其中必須注意各種資材所使用之熔渣種類的限制條件，以避免造成二次污染。

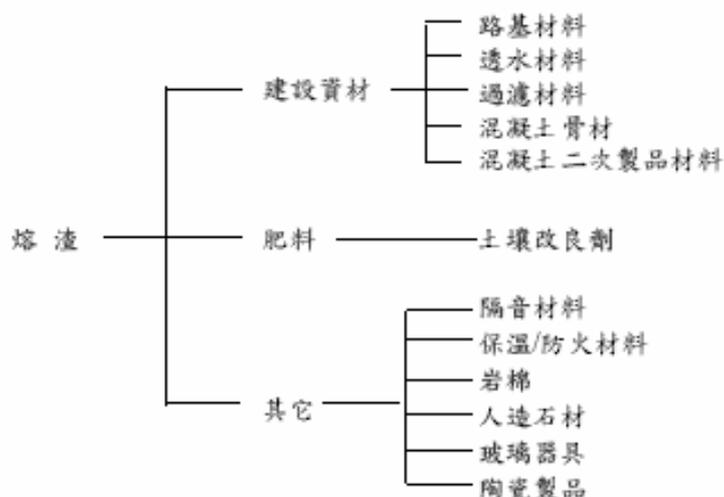


圖 7. 熔渣資源化用途<sup>[8]</sup>

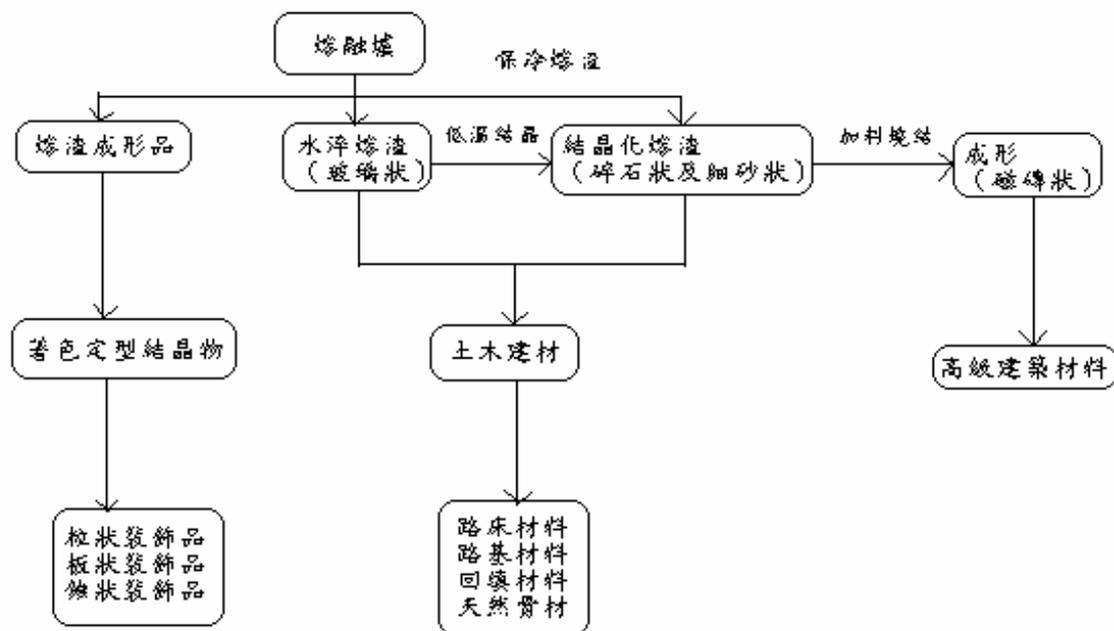


圖 8. 熔渣利用方式

表 9. 熔渣應用於建設資材之方式

利用方法		利用內容
建設資材	路基材料	1.水冷熔渣可作為下層路盤材,而熔渣混入率必須在20%以下。 2.空冷熔渣可作為一般道路之下層路盤材,亦可做交通道路(如自行車與人行道)之上層路盤材。
	透水材料	水冷熔渣之均等係數需在4~5以下,且其粒徑為粒徑累積曲線通過率10%時所對應的值。
	過濾材料	D <sub>10</sub> 需在0.6~1.0cm之間,且透水性佳者可作為透水材及集水過濾材。
	混凝土骨材	水冷熔渣可作為步道與車道間之分界磚,亦可作為混凝土磚的細骨材(熔渣摻配率在50%以下)。
	混凝土二次製品材料	空冷熔渣與結晶化熔渣之用途,以低強度的混凝土為例,包括小型構造物之混凝土細骨材等。
	互鎖磚	水冷熔渣可作為互鎖磚基層部分的細骨材(熔渣摻配率在50%以下)。

來源：東京都三多摩地域廢棄物廣域處分組合(1993)

## 第十章 國內外熔渣再利用實例

國內北科大鄭大偉等人(2004)將電漿熔融後得之玻璃質熔渣，經過水淬，在 1150 時形成最佳微晶材料，若要應用於透水磚製造，則可取 1050 ~1100 所產生之微晶材料，其吸水率及孔隙率亦為最佳狀態。

台灣地區廖氏(1996)<sup>[4]</sup>將熔渣水淬後再加熱熔化後冷卻，此二次熔融物經拋光後，可得到人工寶石或裝飾品。

日本人口稠密，所產生之廢棄物量相當大，焚化灰渣產量亦相對龐大，由於掩埋場取得不易故近年在焚化灰渣處理方面積極推動熔融技術並對於其再利用性加以研究，以期減少進入掩埋場的廢棄量，延長掩埋場之壽命，目前其再利用方式仍多為路基材料、步道磚、透水磚、混凝土等用途，Nishida(2001)等人<sup>[1]</sup>Chiba Prefecture 與 Kamagaya City 合作進行實場測試(每天產的焚化灰渣為 4.8 噸/天)，在長期穩定運轉下，對於戴奧辛物質有 99.9%被去除，經過 TCLP 後證實無安全之虞，再經過工業的測試下與商業的使用的標準，所產出之熔塊可作為有滲透性成塊的鋪築地面原料使用，在商業上被證實可使用在建築公園上(Chiba Prefecture)，柏油地面也使用此鋪設(Kamagaya City)。

## 第十一章 結論與建議

- (1) 高溫熔融處理技術在國外先進國家已研發多年，在處理設備及後續資源再利用之開發上各國實場皆已累積許多獨特技術和經驗運作，而台灣在這方面研發時間尚短，各種經驗與技術皆不夠成熟，如：長期運轉所造成之消耗品成本高及耐火材易損壞、熔融爐操作條件穩定性、重金屬回收率、熔融資源回收市場穩定性等，此些問題點及改善方法皆為目前所急迫去處理的，另外在設備研發方面的資源又有限，故未來國人可針對技術、設備零件等相關設備設計來加以開發研究。
- (2) 現今台灣地區以高溫熔融方式處理焚化灰渣實例仍屬少數，在政策推動及現實經濟考量方面，目前是在試驗階段尚未全面執行，對於其成效仍在觀望。
- (3) 焚化灰渣在進行熔融之前，因含有高量氯鹽及硫酸鹽類，在高溫下會與其他金屬結合，而造成爐體之高溫腐蝕效應，故前處理是有其必要性的。
- (4) 熔渣化學安定性相當高，其重金屬溶出量皆符合溶出標準，顯示其可有效抑制重金屬溶出，達到無害化。
- (5) 熔融後所排出之二次飛灰仍須有完善的捕集設備收集及適當的處理方式，以避免造成污染。
- (6) 所使用灰渣之裝盛容器多為鋁氧製品，在高溫熔融下較無浸蝕現象，為良好材質，或許可考慮作為大規模熔爐廠耐火材之材質。
- (7) 在資源化方面，熔渣在添加比例及應用限制條件方面，仍必須小心調配並通過毒性溶出試驗測試才可使用，在荷蘭曾有熔渣應用於道路下層骨材，重金屬溶出造成地下水及下層土壤之二次污染，這要特別注意。

## 第十二章 參考文獻

1. Nishida, Katsunori, Naqgayoshi, Yoshikazu, Ota, Hitoshi, Nagasawa, Hidekazu, Melting and stone production using MSW incinerated ash, Waste Management, Vol. 21, pp. 443-449, 2001
2. Eiji Shoto, Makoto Hattori, Studies on the Stabilization/Solidification of Chromium-Containing Sludge, Toxic and hazardous waste disposal, Ann Arbor Science, Vol. 3, pp.125~140,1981
3. Y. Tanaka et al., Demonstration of Multi-purpose Incineration melter System, ANS International Topical meeting, 1986
4. 廖錦聰、徐文慶、張蕙蘭、黃契儒, 1996, 焚化灰渣資源化研究(研究報告), 工業技術研究院, pp.58~86
5. 桂裕企業股份有限公司、信南建設股份有限公司, 1998, 電弧爐煉鋼爐渣資源化技術合作開發與推廣計畫綜合報告, 工業污染防治技術服務團
6. 陳政澤、賴重光、蔡啟明, 2003, 台灣地區垃圾焚化飛灰高溫熔融處理技術之探討, 污泥及灰渣熔融處理技術國際研討會, pp.1~18
7. 核能研究所, 2000, 都市垃圾焚化爐飛灰電漿熔融處理之評估 (EPA-89-U1H1-03-280), 行政院環境保護署八十九年度科技研究發展專案計畫期末報告書
8. 陳永翔, 2001, 焚化灰渣熔融及資源化處理之研究, 國立台北科技大學材料及資源工程系, 碩士論文
9. 中興工程顧問股份有限公司, 2004, 台北市垃圾焚化廠焚化底渣再利用規劃案國內訓練講習會講義, 台北市政府環境保護局
10. 熊正琇, 2003, 工業廢水污泥/淨水污泥共同熔融處理之操作參數及資源化研究, 國立台灣大學環境工程學研究所, 碩士論文
11. 張祖恩、柯明賢、施百鴻, 2000, 焚化灰渣資源化技術, 廢棄物資

## 以高溫熔融處理焚化灰渣之研究

- 源再生技術研究成果發表會論文集，國立成功大學環境工程學系，  
pp.115~130
12. 洪聰民，2000，電漿焚化熔融技術，廢棄物資源再生技術研究成果發表會論文集，原子能委員會核能研究所，pp.131~144
  13. 黃奕叡，2002，廢棄物焚化灰渣熱熔之研究，國立成功大學環境工程學系，碩士論文
  14. 鄭大偉、翁祖炘、朱瑾、曾錦清、杜志謙，焚化灰渣電漿熔融之熔渣資源化技術與特性研究，國科會研究計畫(NSC 91-2211-E-027-004)
  15. 李宗彥，2001，都市垃圾焚化飛灰熔渣粉體不同型態水泥之卜作嵐反應行為，國立中央大學環境工程研究所，碩士論文
  16. 郭益銘，2004，焚化灰渣玻璃化之評估研究，國立成功大學環境工程學系，博士論文
  17. 何春松，2002，灰渣熔融技術之發展，國立台灣大學「台大工程」學刊 第八十四期，pp.137~152
  18. 江康鈺、王鯤生，1997，污泥熔融及資源再利用技術，工業污染防制，Vol.64，pp.156~168