

國立交通大學

產業安全與防災學程碩士班

碩士論文

垃圾焚化底渣資源化之道路基層應用研究

The Feasibility Study of Utilizing MSW Incineration Bottom Ash as
Sub-base Course Material

研究生：張蕙蘭

指導教授：趙文成 教授

中華民國九十六年二月

垃圾焚化底渣資源化之道路基層應用研究

The Feasibility Study of Utilizing MSW Incineration Bottom Ash as
Sub-base Course Material

研究生：張蕙蘭

Student : Hui-Lan Chang

指導教授：趙文成

Advisor : Wen-Chen Jau

國立交通大學

產業安全與防災學程碩士班

碩士論文



A Thesis

Submitted to Degree Program of Industrial Safety and Risk Management

College of Engineering

National Chiao Tung University

in Partial Fulfillment of the Requirements

for the Degree of

Master of Science

in

Industrial Safety and Risk Management

January 2007

Hsinchu, Taiwan, Republic of China

中華民國九十六年二月

垃圾焚化底渣資源化之道路基層應用研究

摘 要

行政院環保署於91.10.11公告垃圾焚化底渣再利用規定，目前國內已有26座大型垃圾焚化廠，於民國91年產生垃圾焚化底渣達110萬公噸，由於國內底渣再利用情形多為掩埋場覆土等用途，其再利用途徑有限。底渣產量約佔垃圾處理量的20%，則隨著垃圾處理量的增加，開發可大量消耗底渣並與環境相容及提高附加價值的再利用途徑成為目前非常迫切需要解決的環保問題。

參考美國、日本、德國、荷蘭、丹麥、法國及英國等高科技國家，多將垃圾焚化底渣應用於道路基底層、土木工程、土壤改良劑、隔音牆填充材、道路基底層、建材、基礎填充料、停車場鋪面及掩埋覆土材。本研究則是選擇可大量消化垃圾焚化底渣的道路基層為評估研究的方向，以北市某垃圾焚化廠垃圾焚化底渣為對象，經過篩分、破碎、磁選及渦電流等前處理，再經由化學成份分析、毒性特溶出試驗（TCLP）、工程材料性質試驗及環境相容性評估，以推估其應用於道路基層之可行性。

垃圾焚化底渣經化學組成分析、毒性特性溶出程序（TCLP）實驗、級配篩分析、洛杉磯磨耗試驗、硫酸鈉之健性實驗及加州承載比試驗，研究結果顯示其重金屬溶出量低於環保限值、且具有良好的承載力及抗風化的特性。但研究亦發現其燒失量(L.O.I.)在 6~11%以上，較一般傳統粒料高，且垃圾焚化底渣的級配分析結果並不符合一般道路基層混合料比例，同時垃圾焚化底渣表面水份蒸發乾燥的過程會有膠狀鹽類滲出物，以 X-光螢光分析（XRF），發現此水溶性鹽類主要成分為 Ca、Cl、Al、K、S、Na 等，這些鹽類遇水即溶解，當水份失去時則易形成底渣表面的結晶，經觀察這些鹽類結晶在析出時，會使夯實的垃圾焚化底渣土柱膨脹崩裂。

綜合以上各項化學及工程物理特性分析結果，顯示垃圾焚化底渣其本身部分的工程物理特性適合應用為路基粒料，但因仍含 6~11%有機成份、水溶性鹽類及底渣的級配分析並不符合道路基層混合料比例等，將會影響工程品質後續的穩定性，故建議再利用前應增加前處理步驟以降低有機成份及水溶性鹽類含量，同

時在實際應用時必須重新調整底渣的粒徑組成比例。

本研究期能建立垃圾焚化底渣資源再利用的全盤評估程序，包括檢討目前再利用技術所遇到的瓶頸及後續對環境可能造成的二次污染的追蹤模擬程序，期能減少垃圾焚化底渣再利用後對環境造成的衝擊，以積極的態度持續推動垃圾焚化底渣資源再利用之工作。

【關鍵字】 1.垃圾焚化底渣，2.再利用，3.道路基層，4.環境相容性



The Feasibility Study of Utilizing MSW Incineration Bottom Ash as Sub-base Course Material

Abstract

1.1 million tons of Municipal Solid Waste (MSW) incineration bottom ash was produced by 22 incinerators across the island by 2002. At present, the major application of bottom ash is to be utilized as the layering at the sanitary landfill sites. Other possibilities of employing excessive incineration ash need to be established.

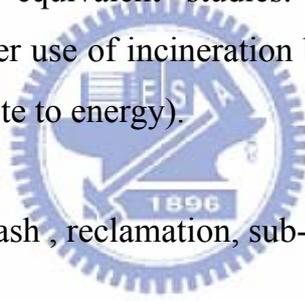
This study investigated the incinerated bottom ash with an aim to assess the reuse feasibility in subbase course. Both heavy metal contents and chlorinated salts in the raw bottom ashes were tested with Toxic Characteristic Leaching Procedure (TCLP) technique. An analysis for the comprehensive engineering properties was also conducted.

Experiment results have shown that the amount of heavy metal contents is lower than the EPA limits. In addition, the results have also indicated that the raw material of incineration bottom ash, being well screen-separated, is suitable for subbase course material and engineering fillers. The compressive strength and weather-resistance value have suggested the incineration bottom ash is qualified for the sub base course.

During the process, some gel-like substance was observed. The substance was tested with X-ray Fluorescence Spectroscopy (XRF) and the result has shown that the composition of the gel-like substance contains chemical elements such as Ca, Cl, Al, K, S, and Na. When the substance dries, the salts tend to crystallize and this may damage the sub-base course due to the expansion of volume. Therefore it is suggested that a tested sample in a greater quantity should be conducted before further establishing a reclamation management program for the bottom ash use.

To sum up the results of this study, incineration bottom ash, with proper treatment, may be used as sub-base course material. Otherwise, it may lead to permanent damage to the roads due to varied organic compounds, inorganic salts, and other contents. A scheme of potential assessment procedure is suggested in

section 6.2 to assist further equivalent studies. The procedure may help researchers investigate the proper use of incineration bottom ash in order to achieve the ultimate goal of 'WTE' (waste to energy).



Keywords: incineration bottom ash , reclamation, sub-base, environmental impact

目 錄

中文摘要	i
英文摘要	iii
目錄	iv
表目錄	v
圖目錄	viii
照片目錄	ix
一、	緒論.....	1-1
1.1	垃圾焚化底渣再利用研究方向.....	1-2
1.2	垃圾焚化底渣道路基層應用.....	1-4
1.3	研究執行方向.....	1-4
二、	相關文獻回顧.....	2-1
2.1	國內垃圾焚化底渣特性.....	2-1
2.1.1	國內垃圾焚化底渣的產生流程.....	2-1
2.1.2	國內焚化底渣之現況分析.....	2-2
2.1.3	國內垃圾焚化底渣特性.....	2-3
2.2	國外垃圾焚化底渣再利用分析.....	2-6
2.2.1	美國焚化底渣之再利用概況.....	2-6
2.2.2	日本焚化底渣之再利用概況.....	2-11
2.2.3	德國焚化底渣之再利用概況.....	2-16
2.2.4	荷蘭焚化底渣之再利用概況.....	2-20
2.2.5	丹麥焚化底渣之再利用概況.....	2-28
2.2.6	法國焚化底渣之再利用概況.....	2-29
2.2.7	英國焚化底渣之再利用概況.....	2-31
2.2.8	國外垃圾焚化底渣處理情況歸納整理.....	2-37
三、	實驗方法及追蹤規劃.....	3-1
3.1	垃圾焚化底渣再利用研究方向.....	3-1
3.2	研究實驗流程規劃.....	3-2
3.3	實驗材料及採樣方法.....	3-3
3.4	底渣穩定化前處理評估.....	3-5
3.4.1	底渣的機械物理前處理流程.....	3-6
3.5	安定化性質評估分析.....	3-8
3.5.1	基本特性分析.....	3-8
3.5.2	工程特性.....	3-10
3.5.3	自然熟化的方式進行前處理.....	3-17
3.6	安定化性質評估分析.....	3-19
四、	實驗結果整理.....	4-1

4.1	採樣及分析結果.....	4-1
4.2	垃圾焚化底渣取樣代表性驗證及篩分析結果.....	4-2
4.3	垃圾焚化底渣基本特性分析.....	4-3
4.3.1	垃圾焚化底渣組成成份分析.....	4-3
4.3.2	毒性特性溶出程序(Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP)	4-6
4.4	自然熟化的方式進行前處理.....	4-7
4.4.1	雨水淋洗後滲出水的成份分析.....	4-7
4.4.2	自然熟化處理前後化學組成特性分析.....	4-9
4.5	垃圾焚化底渣物理性質及工程性質分析結果.....	4-11
4.6	垃圾焚化底渣環境衝擊性評估.....	4-17
4.6.1	影響安定化因子之分析.....	4-17
五、	結果與討論.....	5-1
5.1	試驗結果.....	5-1
5.2	結果討論.....	5-4
六、	未來研究方向建議.....	6-1
參考文獻	7-1
附件 1、	國內外垃圾焚化底渣之組成分析.....	8-1
附件 2、	91.7.25 內湖垃圾焚化底渣與道路用鋼爐渣工程性質比較	8-2



表 目 錄

表 2-1	國內各焚化廠底渣重金屬總量資料	2-4
表 2-2	國內各焚化廠底渣重金屬毒性溶出量資料	2-4
表 2-3	國外焚化爐數量及焚化灰渣產量統計	2-6
表 2-4	美國各種垃圾 MSW 處理方法能量節省	2-7
表 2-5	美國廢棄物發電 WTE 設施廢氣排放量	2-8
表 2-6	美國毒性特性溶出法定限值	2-9
表 2-7	日本垃圾焚化灰化學成分和淋洗組成分	2-11
表 2-8	日本廢棄物處置中有害物質的標準	2-13
表 2-9	日本焚化灰渣再利用投資效益評估	2-15
表 2-10	德國垃圾焚化底渣掩埋標準	2-17
表 2-11	德國聯邦工作小組 LAGA 對於垃圾焚化灰渣應用於道路結構或是掩埋處理的規範限值	2-18
表 2-12	荷蘭之垃圾焚化底渣再利用實例	2-20
表 2-13	荷蘭焚化爐的底渣平均組成 (1997)	2-21
表 2-14	歐洲各國都市垃圾焚化爐的操作費用	2-22
表 2-15	荷蘭垃圾焚化底渣再利用之污染物釋出最大容許值	2-23
表 2-16	丹麥環境部對焚化灰渣再利用之要求	2-28
表 2-17	法國垃圾焚化底渣淋洗測試結果分類	2-29
表 2-18	英國土木和道路工程使用之材料相關指令	2-32
表 3-1	各國對垃圾焚化底渣資源化之方法與應用	3-1
表 3-2	底渣再利用技術層次及可行性分類	3-1
表 3-3	垃圾焚化底渣採樣規劃資料	3-3
表 3-4	參考國賓陶瓷垃圾底渣前處理廠機械物理處理流程規劃	3-6
表 3-5	道路基層混合料級配規定	3-11
表 3-6	垃圾焚化底渣物理及工程測試方法	3-11
表 3-7	粗、細粒料所用各篩號	3-14
表 3-8	細粒料在兩篩號間之留存量	3-15
表 3-9	垃圾焚化底渣大地工程性質分析	3-18
表 3-10	道路基層混合料級配規定	3-19
表 3-11	垃圾焚化底渣物理及工程測試方法	3-20
表 4-1	樹林垃圾焚化底渣經機械物理前處理後產品分析資料	4-2
表 4-2	內湖垃圾焚化底渣(91.7.25 取樣)篩分析結果	4-3
表 4-3	垃圾焚化底渣組成成份分析(內湖廠 91.7.25 取樣)	4-4
表 4-4	經機械物理前處理後垃圾焚化底渣之化學組成分析結果	4-5
表 4-5	91.7.25 取樣之內湖廠底渣毒性特性溶出實驗(TCLP)	4-7
表 4-6	內湖垃圾底渣經雨水淋下之水樣以 ICP 分析結果	4-8

表 4-7	對照組雨水水樣以 ICP 分析結果.....	4-8
表 4-8	垃圾焚化底渣於露天及室內堆置，經自然熟化 0 天、23 天及 9 個月後，其化學組成分析結果.....	4-10
表 4-9	呈色判定試驗.....	4-13
表 4-10	焚化底渣經機械物理處理前後工程物理特性比較.....	4-14
表 4-11	自然熟化處理前後工程物理特性分析結果.....	4-16
表 4-12	內湖焚化底渣水溶性鹽類元素定性分析(XRF 分析).....	4-17
表 4-13	焚化底渣膨脹值試驗累計膨脹量結果.....	4-18
表 4-14	焚化底渣膨脹值試驗累計膨脹率結果.....	4-19
表 5-1	垃圾焚化底渣之 TCLP 重金屬溶出濃度.....	5-1
表 5-2	土壤分類試驗結果.....	5-2
表 5-3	C.B.R. 試驗結果.....	5-3
表 5-4	焚化底渣於浸水飽和狀況下膨脹率之試驗結果.....	5-3
表 5-5	初步實驗結論與未來研究重點.....	5-5

圖 目 錄

圖 1-1	垃圾焚化底渣再利用研究方向	1-3
圖 1-2	垃圾焚化底渣再利用研究執行流程	1-5
圖 2-1	垃圾焚化灰渣由混燒式焚化廠產生的流程	2-1
圖 2-2	2000 年美國垃圾組成	2-7
圖 2-3	日本垃圾新處理系統	2-14
圖 2-4	德國垃圾焚化底渣在掩埋場中熟化的情形	2-16
圖 2-5	德國 DEV S4 浸出實驗之平均值、最大值和最低值	2-18
圖 2-6	荷蘭垃圾焚化底渣再利用實例圖解	2-21
圖 2-7	垃圾焚化底渣再利用產品經雨水淋洗時的流向模擬	2-23
圖 2-8	荷蘭 NEN 7343 設備	2-24
圖 2-9	荷蘭 NEN 7343 設備應用實例	2-24
圖 2-10	荷蘭 Tank 浸出測試 NEN7345 標準	2-25
圖 2-11	荷蘭不同處理技術之緊密顆粒材料，Tank 浸出試驗的長期浸出結果	2-26
圖 2-12	英國典型道路結構	2-35
圖 3-1	研究實驗流程規劃	3-2
圖 3-2	垃圾焚化底渣採樣策略	3-3
圖 3-3	底渣現場縮分情形	3-5
圖 3-4	國賓陶瓷公司垃圾底渣前處理廠機械物理處理流程	3-7
圖 4-1	垃圾焚化底渣累積膨脹率	4-20
圖 6-1	焚化底渣再利用之特性鑑定及應用評估流程	6-3

照 片 目 錄

照片 2-1	日本(株)埼玉ヤマゼン資源回收廠.....	2-15
照片 2-2	英國的底渣應用實例.....	2-36
照片 3-1	四分法取樣.....	3-8
照片 3-2	毒性特性溶出實驗(TCLP)設備.....	3-10
照片 3-3	垃圾焚化底渣於室內及露天堆置自然熟化區.....	3-17
照片 4-1	國賓陶瓷公司垃圾焚化底渣前處理廠機械物理處理流程.....	4-1
照片 4-2	垃圾底渣烘乾前後.....	4-2
照片 4-3	洛杉磯磨耗試驗.....	4-11
照片 4-4	路基土壤阻力 R 值(Resistance Value)試驗.....	4-12
照片 4-5	垃圾焚化底渣析出鹽類結晶.....	4-17
照片 4-6	膨脹值試驗.....	4-18

一、緒 論

在地狹人稠的台灣，隨著經濟發展與生活水準之提昇，產生大量的垃圾問題，在政府「以焚化為主、掩埋為輔」之垃圾處理政策下，行政院於1991年9月核定「台灣地區垃圾資源回收(焚化)廠興建工程計畫」，共興建26座焚化廠提供各地垃圾焚化處理，目前除了已完成興建並開始運轉的22廠，尚有4廠（台東、雲林、苗栗、新竹縣竹北廠）仍在興建中。

近3至4年間，大型焚化廠已發揮了顯著的處理效率，在2003年以焚化處理的垃圾量約佔垃圾清運量的70%，每年約處理485萬公噸的垃圾。2000年12座垃圾焚化爐實際運轉所產生之灰渣約為每日1,751.93公噸，2001年10月16座垃圾焚化爐運轉所產生之灰渣則約為每日2,400公噸。到2007年，全部26座焚化廠皆投入處理運轉後，全國垃圾焚化率將超過90%，至2011年，垃圾累計處理容量將達每日25,000公噸。隨著垃圾焚化處理率之提高，垃圾焚化底渣產生數量龐大，而傳統垃圾焚化灰渣處置方法為陸地掩埋，在既有掩埋場不足及理想新掩埋場址不易闢建之影響下，垃圾焚化灰渣處理逐漸成為必要解決之問題，由於垃圾焚化底渣具資源化再利用之價值，推動垃圾焚化底渣材料化之再利用是解決底渣處理問題的良好解決途徑。

由於垃圾經由焚化處理後，仍剩下20%的底渣及飛灰，估計至2011年每天將產生超過5,000公噸之垃圾焚化底渣。垃圾焚化底渣處理問題將會一一浮現，目前國內已有29%的垃圾焚化底渣再利用於道路級配、管溝回填、瀝青混凝土等道路工程。鑑於國內垃圾成分複雜，底渣含重金屬及鹽類等，再資源化應用於道路工程，可能引起環境及地下水等的二次污染問題。

本研究參照地質、雨量、潮濕度及溫度與我國相近的荷蘭及、日本、德國、法國、丹麥及英國等高科技國家，對於垃圾焚化底渣再利用於道路基層，可能造成的環境衝擊進行分析評估。探討國內再利用垃圾焚化底渣於道路工程的可行性，並進一步追蹤垃圾焚化底渣再利用於道路基層後對環境可能造成的衝擊影響。期能建立國內垃圾焚化底渣再利用長期追蹤的成功模式。

1.1 垃圾焚化底渣再利用研究方向

國內垃圾焚化底渣的產生量約佔焚燒垃圾的 20%，隨著焚化爐陸續的興建完成，垃圾焚化處理率不斷的增加，全國掩埋場地減少，未來垃圾焚化底渣的處理將成為非常棘手的問題，最佳的處理方式是將垃圾焚化底渣再利用。

目前垃圾焚化底渣再利用方式有很多種，例如可當成垃圾掩埋場的覆土，垃圾處理場外圍的道路修築，以及經過篩分前處理的垃圾焚化底渣，作為道路基層應用，管溝回填以及替代瀝青鋪面的應用等。本研究參考國外大量再利用垃圾焚化底渣的方向，選定以垃圾焚化底渣再利用道路基層應用為本研究方向，模擬目前垃圾焚化底渣前處理的方式，將垃圾焚化底渣篩選後，進行垃圾焚化底渣物理特性及化學組成分析，了解此垃圾焚化底渣材料特性，同時模擬道路基層鋪設的工程操作方式，量測垃圾焚化底渣道路基層應用後是否能承受道路的負荷等工程特性，本研究的實驗流程規劃如下：

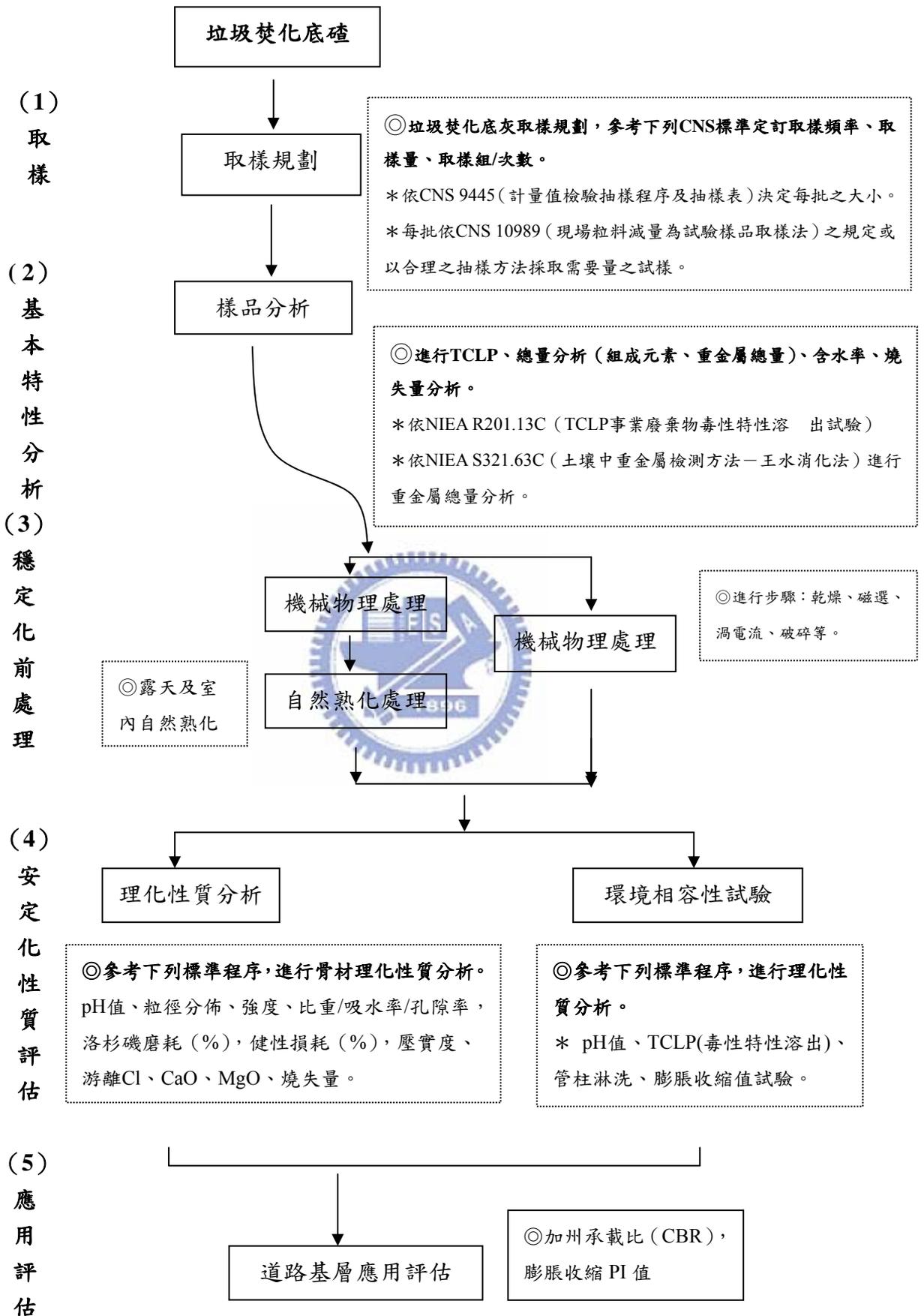


圖 1-1 垃圾焚化底渣再利用研究方向

1.2 垃圾焚化底渣道路基層應用及追蹤研究方向

本研究蒐集美國、日本、德國、荷蘭、丹麥、法國及英國等高科技國家，垃圾焚化底渣之資源化再利用法規面，資源化技術面及環境衝擊面等相關資料，於實驗室模擬垃圾焚化底渣資源化之道路基層應用，由道路基層之物理特性及模擬雨水淋洗的滲出水化學特性，來評估垃圾焚化底渣資源化之道路基層應用可行性及對環境產生之衝擊影響，建立垃圾焚化底渣應用於道路基層的追蹤系統，避免垃圾焚化底渣因資源再利用而污染地下水的危害，落實資源再利用的美意。

1.3 研究執行方向

本研究之目標為以垃圾焚化底渣應用於道路基層，對環境可能造成的衝擊為研究方向。圖 1-2 為本計畫之整體執行流程圖，本研究參考國內外垃圾焚化底渣資源再利用相關文獻及國內目前垃圾焚化底渣特性，做為評估垃圾焚化底渣材料化技術潛能之評估準則。本研究之垃圾焚化底渣將分別進行化學特性分析、物理特性分析及環境衝擊性評估，產出之實驗數據則可做為將來垃圾焚化底渣再利用為道路基層材產品使用規範之參考依據。

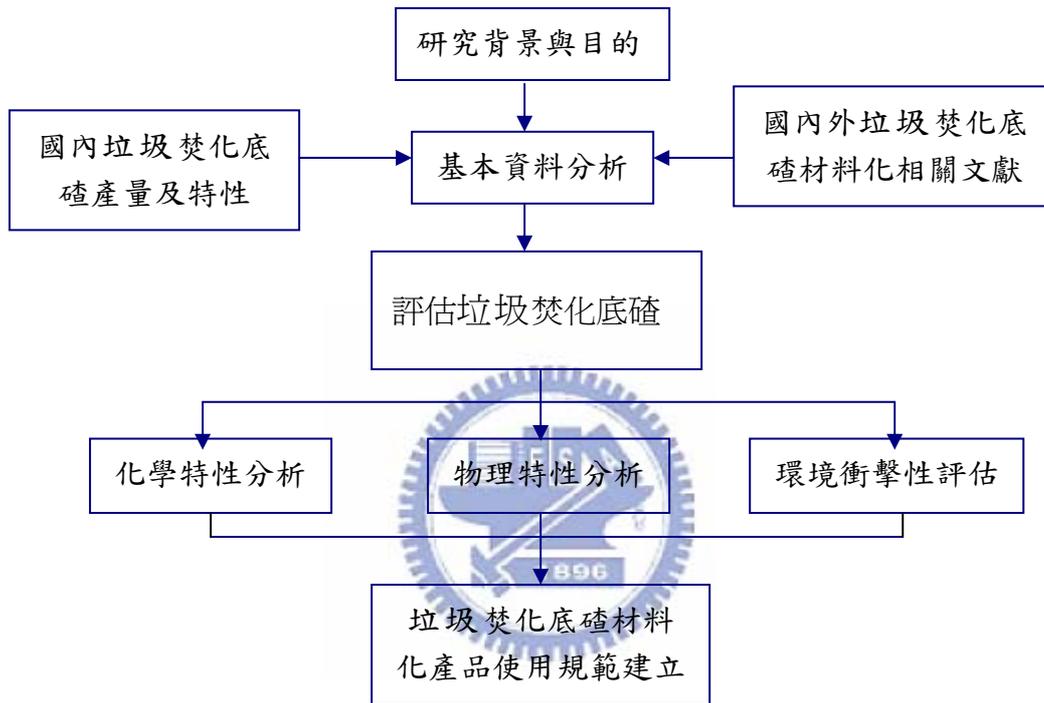


圖 1-2 垃圾焚化底渣再利用研究執行規劃流程

二、相關文獻回顧

2.1. 國內垃圾焚化底渣分析

2.1.1 國內垃圾焚化底渣的產生流程

由一般垃圾焚化廠--混燒式焚化廠處理流程如圖 2-1 中，在不同位置所產生之灰與渣依其焚化流程的不同，大致可分為四種（楊萬發，1996）

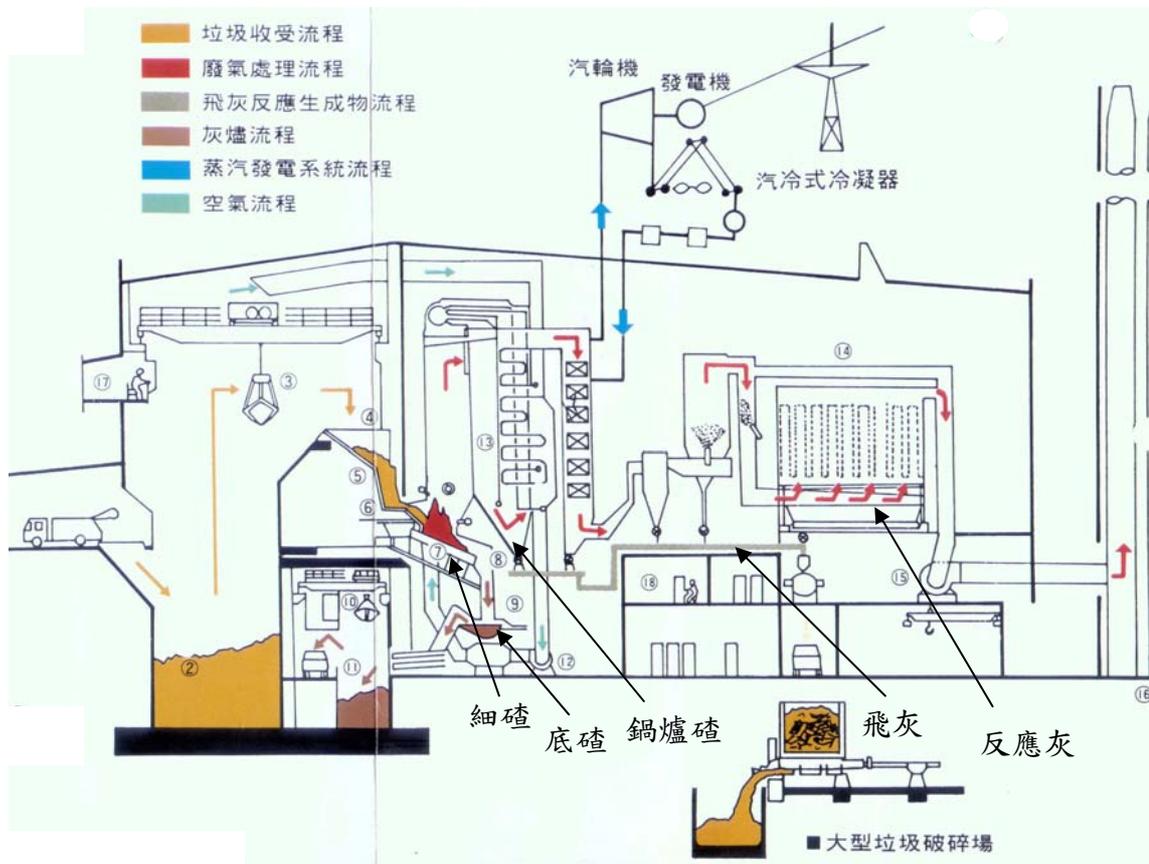


圖 2-1 垃圾焚化灰渣由混燒式焚化廠產生的流程（楊萬發，1996）

包括：

- (1) 細渣 (Grate Shifting)：係由爐床上爐條間之細縫所掉落之細粒，通常小於 1.3 公分。
- (2) 底渣 (Bottom Ash)：為垃圾焚化後之殘留物，主要為不可燃物，因底渣產生後會經過調濕淬火，故其含水量高(約佔 30%以上)，外觀成黑色，具異味，顆粒分布範圍大，以 4.76-25.4 mm 間之顆粒最多。
- (3) 鍋爐灰 (Boiler Ash)：係指廢氣在鍋爐內被收集的顆粒，一般而言，

粒徑均小於 30 號篩 (Manzoor, 1990)。

- (4) 集塵灰、飛灰 (Precipitator Ash or Fly Ash) 或反應灰：是由焚化廠空氣污染防制設備所收集到的粒狀物質，其主要組成為燃燒後之無機物與重金屬等，然若使用乾式或半乾式洗滌方法時，其另含一些反應物 (CaCl_2 、 CaSO_4 等)，及一些未反應掉的鹼劑 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ 等)。

在灰渣處理處置上，習慣上我們通常將 (1)、(2) 類歸納為垃圾焚化底渣，而 (3)、(4) 類歸納為飛灰兩種形式。

依據統計資料顯示，垃圾經焚化處理後，底渣重量約為原有垃圾之 10%~20%。民國 90 年十七座大型焚化廠運轉，每年垃圾焚化底渣產生量約為 774,350 公噸(平均每天產生 2,400 公噸之焚化底渣)，焚化廠在底渣產生後會以調濕裝置進行淬火，使得新鮮垃圾焚化底渣含水率高達 30% 以上，呈灰黑色，且散發出類似腐敗的臭味。經 $100 \pm 5^\circ\text{C}$ 烘箱乾燥後的垃圾焚化底渣呈灰白色，且有成團塊的現象，用手或篩分機均可將其分散，垃圾焚化底渣的顆粒形狀變化很大，有形狀不規則且多孔洞的融熔顆粒，還有包括玻璃碎片、陶瓷碎片、石頭磚頭等的無機物類，還有易氧化生鏽的鐵釘鋁片等金屬物質及木屑、樹葉、耐火綿、塑膠碎片等易腐爛的可燃物質，組成中融熔顆粒佔 25%，玻璃碎片佔 45%，陶瓷磚材佔 17% 還有部份物質結構易腐蝕鬆動不適合做為路基粒料應用，若要進行再利用必須進行前處理，去除影響結構穩定的物質，才能應用作為路基粒料。

2.1.2 國內垃圾焚化底渣之現況分析

廢棄物垃圾焚化底渣屬於一種非均質性混合物，其含水率較高，呈灰黑色且散發出類似腐敗之臭味。由於垃圾焚化底渣中部份含有可能對環境產生危害的微量金屬及溶解性鹽類，其中鉛及鎘在許多地區已顯然超過有害廢棄物認定標準，近年來對水生生物具毒害性之銅及汞也慢慢受到重視。

民國八十八年七月十四日版之廢清法第十八條，依據該條所定之「有害事業廢棄物再利用許可辦法」及公告「未經公告再利用類別及管理方式之一般事業廢棄物再利用計畫申請程序」，為當時之廢棄物再利用管理法令。現行廢清法(民國九十年十月四日三讀通過)第三十九條規定，事業廢

棄物之再利用，應依中央目的事業主管機關規定辦理，依此規定，經濟部於民國九十一年一月九日發布「經濟部事業廢棄物再利用管理辦法」，依該辦法第二條第二項定義再利用係指「事業將其事業廢棄物自行或送往再利用機構做為原料、材料、燃料、工程填料、土地改良、新生地、填土(地)或經本部認定之用途行為」。

依經濟部事業廢棄物再利用管理辦法第三條第二項規定，經濟部已將事業廢棄物之性質安定或再利用技術成熟者，截至九十一年一月二十五日，計公告 43 項再利用廢棄物種類及方式，否則應以個案或通案申請再利用許可，始得送往再利用機構再利用，民國九十一年十月十一日環保署公告垃圾焚化爐焚化底渣再利用規定，於民國九十二年六月十二日公告「一般廢棄物 | 垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」[1]，此為目前垃圾焚化底渣再利用之法源依據。

2.1.3 國內垃圾焚化底渣特性

垃圾焚化底渣成分中大部分為鹼金屬與鹼土金屬；約 80% ~90% 由 O、Si、Fe、Ca、Al、Na、K 與 C 等所組成，少部分(0.1% ~1%)由 Mg、Ti、Cl、Mn、Ba、Zn、Cu、Pb、Cr 所組成，微量部分(<0.1%)由 Sn、Sb、V、Mo、As、Se、Sr、Ni、Co、Ce、Ag、Hg、B、Br、F 與 I 等元素所組成；綜合而論，其所含化學物質則以 SiO_2 、 CaO 、 Fe_2O_3 及 Al_2O_3 為主。

由於都市垃圾灰渣是由垃圾焚化後產生，因此成分及性質較不均勻，垃圾焚化底渣於再利用的過程中，有重金屬溶出之疑慮，將國內都市焚化爐產生之底渣重金屬總量及毒性溶出特性[2]整理於表 2-1 及表 2-2 中。由表 2-1 可看出垃圾焚化底渣組成中，鉛的重金屬含量都相當高，因此鉛的重金屬毒性溶出量也較高[3]。在其他重金屬如鎘、汞、砷、鉻等，各焚化廠垃圾焚化底渣所分析之結果差異性亦極大，推測其與垃圾性質及分類不夠落實有關。

垃圾焚化底渣之性質也受到粒徑不同的影響，經篩分後之垃圾焚化底渣顆粒，由於係垃圾焚化後的產物，其成分相當不固定。粒徑越小，其燒失量越高，即有機物含量較高；而較大顆粒的垃圾焚化底渣中，玻璃等物質含量較多，故其燒失量較低。垃圾焚化廠所排出的廢氣中因含有氫氯酸

(HCl)氣體，而焚化廠則利用氫氧化鈉(NaOH)中和 HCl，所以造成垃圾焚化底渣含有高量的水溶性氯離子。越細的顆粒，水溶性氯離子含量越高，此係細顆粒有較大的總表面積易產生吸附作用。其氯離子含量高，對於替代結構用粒料之應用，將可能造成鋼筋混凝土中的鋼筋腐蝕而危害結構物之耐久性。

表 2-1 國內各焚化廠垃圾焚化底渣重金屬總量資料 單位:mg/kg

廠 別	總 鉛	總 鎘	總 汞	總 砷	總 鉻	總 鋅	總 銅
樹林廠(*1)	932-3790	7.58-37.5	0.028-0.065	5.12-8.85	63.6-76.0	2160-3980	2860-13700
新店廠(*1)	828-1990	6.53-25.1	0.020-0.069	5.56-7.84	69.2-73.7	3470-11500	3480-8650
內湖廠(*2)	1760-3825	9-14	ND	ND	159-228	7460-10730	1598-2374
內湖廠(*3)	11930-17310	458-602	---	---	312-339	38450-65060	2030-2576

註 1：國賓陶瓷公司資源回收廠，台旭環境科技中心股份有限公司。

註 2：1996 工研院分析。

註 3：2000 年台北縣政府環境保護局計畫，垃圾焚化飛灰固化利用實證廠實驗，工研院環安衛中心。

表 2-2 國內各焚化廠底渣重金屬毒性溶出量資料 單位:mg/L

廠 別	鉛	鎘	汞	砷	鉻	六價鉻	鋅	銅
環保限值	5.00	1.00	0.20	5.00	5.0	---	---	---
木柵(註 1)	0.24-0.77	ND-0.063	ND-0.001	ND	0.036-0.079	ND		
內湖(註 2)	0.9-38.5	0.78-4.53	ND-0.0014	0.0035-0.0601	ND-1.23	---		
內湖(註 6)	2.54-56.07	22.68-26.54	---	---	0.19-0.52	---	963.1-1450	0.08-0.39
北投(註 3)	0.25-2.20	0.017-0.226	ND-0.0065	ND-0.002	ND-0.072	ND-0.02		
樹林廠 (註 4)	1.80-21.2	0.009-0.096	ND	0.002-0.006	0.47-0.88	ND	0.73-0.83	1.26-1.56
新店廠 (註 4)	0.12-0.22	0.013-0.032	ND	0.002-0.003	0.407-0.95	ND-0.06	ND-0.14	1.52-2.17
新竹廠 (註 5)	0.28-1.38	ND-0.077	0.0026-0.0041	ND-0.012	ND-0.989	---		
安康廠 (註 6)	1.75	62.50	---	---	0.15	---	79.64	0.47

註 1：資料來源「木柵廠 90 年 1 月~12 月飛灰、底渣重金屬檢測報告」；ND 表示低於方法偵測極限。；委託台灣檢驗科技股份有限公司，認可證字號:環署環檢字第 035 號。

註 2：台北市政府環境保護局焚化灰渣資源再利用方式評估計畫；內湖焚化廠 87 年灰渣採樣分析檢驗報告(九連環境開發公司檢驗)

註 3：北投垃圾焚化廠營運管理及環境品質監測報告(90 年 1 月～90 年 9 月)。

註 4：國賓陶瓷公司資源回收廠(台旭環境科技中心股份有限公司分析)

註 5：新竹市環保局網站，新竹市垃圾焚化廠 91 年營運資料。

註 6：89 年度台北縣政府環境保護局計畫，垃圾焚化飛灰固化利用實證廠實驗，工研院環安衛中心，2001 年 10 月

2.2 國外垃圾焚化底渣再利用分析

首先對各國焚化灰渣數量與目前之再利用比例作一統計，如表 2-3 所示。

表 2-3 國外焚化爐數量及焚化灰渣產量統計(Sakai, 1996 [4])

項目	美國	加拿大	法國	德國	荷蘭	丹麥	瑞典	日本
垃圾產生量(百萬噸)	207 (1993)	23.2 (1992)	20.0 (1996)	43.5 (1993)	12.8 (1993)	2.6 (1994)	3.2 (1991)	50.2 (1992)
垃圾焚化量(百萬噸)	32.9 (1993)	1.2 (1992)	8.0 (1991)	11.0 (1993)	2.8 (1993)	1.5 (1994)	1.7 (1991)	37.3 (1992)
焚化比例	16%	5%	42%	25%	23%	58%	55%	74%
底渣產生量(百萬噸)	6.84 (1990)	0.3 (1993)	2.5 (1991)	3.0 (1993)	0.65 (1993)	0.5 (1993)	0.43 (1990)	5.0 (1991)
底渣利用率	0% (1990)	0% (1993)	45% (1991)	60% (1993)	90% (1993)	90% (1993)	0% (1990)	0% (1991)
焚化爐數量	148	17	198	53	11	31	21	1841

國外對垃圾焚化底渣之再利用方向

整理各國相關之垃圾焚化底渣再利用方式，作為國內未來再利用垃圾焚化底渣方式之參考。各國之再利用方向分述如下：

2.2.1 美國垃圾焚化底渣之再利用概況

由於美國環保署 EPA 實施最大可達控制技術 (Maximum Available Control Technology ; MACT) 的法令，指出以廢棄物發電廠

(waste-to-energy ; WTE) 產生電和蒸汽，為最乾淨的能源之一。美國環保署 (USEPA) 以定量各種垃圾(MSW) 處理的能量效益如表 2-4 所示，選擇垃圾處理方式。將材料的淨能量儲存總結在表 2-4 。減量和回收是有效的省能方式。而廢棄物發電 (Waste-to-Energy ; WTE) 過程則可導致更高的省能過程。然而環境效益和土地使用費用、運輸、收集、分離和清潔等也必須包含考慮比較。

表 2-4. 美國各種垃圾處理方法能量節省值 (單位：百萬 BTU/噸) [5]

物質	掩埋	減量*)	循環(回收)	燃燒焚化
報紙	0.00	31.93	17.01	3.35
皺紋厚紙板 (Corrugated cardboard)	0.00	18.77	13.51	3.02
Textbooks	0.00	35.38	1.52	2.91
木材 (lumber)	0.00	3.93	-0.07 (loss)	3.48
纖維板 (fiberboard)	0.00	11.71	-0.36 (loss)	3.48
Polyethylene (HDPE)	0.00	24.60	19.52	7.19
PET	0.00	35.38	22.73	3.99
玻璃	0.00	7.02	2.66	0.45
鋁罐	0.00	103.78	185.52	0.41
混合垃圾 MSW	0.00	Does not apply		2.30

*)減量主要為多用途使用產品，或是於新材料中添加一些回收料 (實例)。

美國環保署 EPA [5]依據此數據資料，換算成 16.5 加侖油的淨能量節省，從油產生能量的保證效率 0.33，每噸的垃圾 MSW 燃燒大約節省 50 加侖的油，建議以焚化處理垃圾。

美國從前處理廢棄物是棄置或傾倒在垃圾掩埋場，並沒有任何管制或法令。由於廢棄物掩埋會使得土地無法再用。而垃圾燃燒可產生能量及工業化能源需求迅速增加，在 20 世紀的後半，第一座廢棄物發電廠 (WTE) 建立，但由於焚化產生毒性氣體造成負面印象。使得目前廢棄物發電廠 (WTE) 興建，經常招致阻礙。

美國環保署 EPA 報告在 2000 年產生 232 百萬噸垃圾(MSW)其組成如下圖[6]:

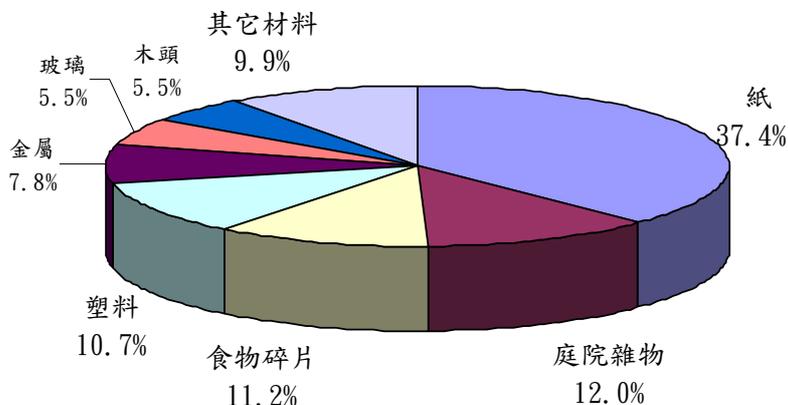


圖 2-2. 2000 年美國垃圾組成

美國垃圾(MSW) 處理比例 27.9%被回收，14.5%以燃燒處理，大多數垃圾 (55.3%) 仍以掩埋處理[6]。

1996 年聯合廢棄物服務協會 (IWSA) 報告，有 146 座廢棄物發電 WTE 廠處理總容量 108,330 TPD [7]，而至 2002 年則只剩 98 座仍然操作總容量 94,683 TPD [8]。美國發電 WTE 廠的整體數量減少了大約 33% 而但總容量只減少 13%。此差異，由改進廢棄物發電(WTE) 設施，提高現有的 WTE 設施效率和擴展新燃燒線，來修正廢棄物發電廠傳統印象，提升民眾的認可。

1995 年，美國環保署 EPA 以最大可達成的控制技術 (the Maximum Achievable Control Technology ; MACT) 標準作為空氣清潔法案 (the Clean Air Act) 的一部分。結果使得廢氣排放快速地減少，美國廢棄物發電 WTE 廠在 1990 年和 2000 年之間主要污染物排放減少 85%，相關資料如表 2-5，[9]所示。同樣，在新澤西州有五座廢棄物發電 WTE 廠 (坎登 (Camden)、Essex, Union, Warren,和格洛斯特 (Gloucester)) 總水銀排放量從 4,410 lbs/year 1993 年減少到 770 lbs/year 1997 年和 326 lbs/year 在 1999 年[10]，在六年之內減少 92%。

表 2-5. 美國廢棄物發電 WTE 設施廢氣排放量[9]

污染物排放	1990 年	2000 年排放	減少比例 %
Dioxins/furans, TEQ*)	4,260 g	12 g	99.7
Mercury (Hg)	45.2 tons	2.2 tons	95.1
Cadmium (Cd)	4.75 tons	0.33 tons	93.0
Lead (Pb)	52.1 tons	4.76 tons	90.9
Hydrochloric acid (HCl)	46,900 tons	2,672 tons	94.3
Sulfur dioxide (SO ₂)	30,700 tons	4,076 tons	86.7
Particulate matter	6,930 tons	707 tons	89.8

*) TEQ (Toxic EquivalentsQuantity)：毒性當量係用來計算土壤、空氣、水體、生物體及食品等介質中戴奧辛化合物之毒性總量。資料來源：[11]

1994 年經美國最高法院判決，垃圾焚化底渣適用於 RCRA Subtitle C 有害廢棄物管理規定，無論垃圾焚化底渣、飛灰、或是混合灰，皆必須依據毒性特性溶出試驗 (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP) 測

試，通過 TCLP 規定限值(詳如表 2-6 所示)，始可按一般事業廢棄物方式進行掩埋；否則，則必須以有害廢棄物方式掩埋(Johannessen, 1996)。

表 2-6. 美國毒性特性溶出法定限值

項目	溶出限值	項目	溶出限值
砷	< 5.0 mg/L	鉛	< 5.0 mg/L
鋇	< 100.0 mg/L	汞	< 0.2 mg/L
鎘	< 1.0 mg/L	硒	< 1.0 mg/L
鉻	< 5.0 mg/L	銀	< 5.0 mg/L

目前美國廢棄物發電廠其產生的垃圾焚化底渣和飛灰混合處理。由於飛灰含高污染物質因此單獨的處置將非常昂貴和困難。當飛灰與底渣混合，可通過毒性特性溶出試驗因此被視為無害廢棄物，而將此殘渣掩埋或主要使用為垃圾掩埋場每日覆蓋和路基材料。隨著掩埋場使用空間逐漸減少，以及安全問題之考量，導致目前掩埋處理費用提高，因此垃圾焚化底渣回收再利用更加倍受重視；在加州、紐約、佛羅里達等州均有應用實例，包括利用垃圾焚化底渣或混合灰於建築用混凝土磚、路基材、掩埋場覆土、停車場底層材料、人工漁礁、海岸侵蝕防護應用等，以及作為瀝青混凝土及卜特蘭水泥的粒料取代物等(Kosson, 1996；Wiles, 1996)。當局和許多社區環保團體意識到垃圾(MSW) 問題和尋求可接受的廢物管理解答的方法包括：來源減少、循環回收、堆肥、燃燒和掩埋。

目前美國對於廢棄物發電的研究與發展策略集中於提高空氣排放效率、高溫持久的燃燒技術，包括廢氣再循環 (recirculation) 和大量補充氧氣需求，並推廣再利用廢棄物發電(WTE)的殘渣，使民眾對廢棄物發電廠的提高接受程度。由於廢棄物發電廠持續發展和研究發展 (R&D) 資源的投入，使得廢棄物發電研究和技術委員會成立。這個組織由幾所大學與廢棄物管理有關專家學者組成，委員會的運行將與全球性廢棄物發電 WTE 產業和資源再利用相關。委員會的整體目標是改進從固體廢料回收材料和能量的使用技術、經濟和環境效益。

註:美國環保署對於 MACT(Maximum Achievable Control Technology—最大可達控制技術)的解釋[12]:『MACT 係指使用於既有排放污染源中處理效率最佳的前 12 %的控制技術中，排名最好的技術；或是處理效率前 12%

中所使用的任何一種控制技術』

MACT 也是美國環保署近年來在訂定特定製程之有害空氣污染物 (HAP--Hazardous Air Pollutants) 排放管制標準時常常運用的一種理念與方式—藉由參考已裝設污染防制設備之既存相同或類似污染源，依其所能達到的最佳處理效能(best-performing)設定該特定製程有害空氣污染物所允許排放的限值(此一排放限值可為削減率或濃度限值)。

2.2.2 日本垃圾焚化底渣之再利用概況

日本的垃圾 (MSW) 多由焚化爐處理，目前日本之焚化爐系統，垃圾焚化灰是由飛灰與底渣混合，再送至垃圾掩埋場處理。由於垃圾焚化灰 (MSWIA) 含有害的物質(如：重金屬、戴奧辛等)必需被集中處理，防止環境污染。垃圾焚化灰(MSWIA)的特性取決於焚化爐的類型、溫度和使用的原料。攝氏 800-1000 度範圍的流體化焚化爐，產生的垃圾焚化灰(MSWIA)其鹽份：NaCl 和 KCl 的含量高。

日本法定的垃圾焚化灰是依 JLT-46 Leaching test 方法來萃取，是以批次操作的方式，要求樣品粒徑大小應小於 2 mm，淋洗劑為去離子水以鹽酸調整 pH 值至 5.8~6.3 (DW+ HCl (pH = 5.8~6.3) (initial))，樣品數量為 100 g，其液固比 (L/S (L/Kg)max) 為 10，以機械攪動設備搖洗桌 (Shaking table) 進行萃取實驗，每次需循環接觸 6 小時，萃取完之濾液以 0.45 mm 濾紙過濾，進行成分分析[13]。

垃圾焚化灰(MSWIA)之化學成分和淋洗組成分如表 2-7. 所示，其中從灰中淋洗出高濃度 Cd、鉛和 Zn 無法符合日本環境廳(the Environmental Agency) 的掩埋標準，參考表 2-8.日本廢棄物相關處置中有害物質的標準要求。

表2-7. 日本垃圾焚化灰化學成分和淋洗組成分 (Kamon 1996)

化學成份		淋洗組成	
Cd (mg/kg)	225	Cd (mg/L)	10.4
Pb (mg/kg)	3750	Pb (mg/L)	19.6
Zn (mg/kg)	21000	Zn (mg/L)	11.0
T-Cr (mg/kg)	235	Cr(VI) (mg/L)	0.03
As (mg/kg)	67	As (mg/kg)	ND
T-Hg (mg/kg)	4.5	pH	6.5
Fe (mg/kg)	1650	Salt concentration (%)	1.1
Cu (mg/kg)	1800	Electric conductivity	12.7
PCB (mg/kg)	< 0.05	(mS/cm)	
Ca (%)	9.5		
S (%)	4.1		
Cl (%)	13.0		
N (%)	0.01		

日本廢棄物處理是由 1997 "廢物處置和公眾清潔法；Waste Disposal and Public Cleansing Law"第 81 條管理。日本環境部（Ministry of the Environment Government of Japan）負責建立：廢棄物掩埋、垃圾掩埋場結構、垃圾掩埋場運行和維護標準。

日本的垃圾焚化灰(MSWIA)在處置之前，必須處理成無害的物質，例如由熔融方法，水泥硬化，添加化學藥劑的方法，或萃取法等，介紹如下。

A.熔融的方法：雖然需要高費用和消耗能源，但由於同時可減少容量及毒性，在日本仍被認為是最有效的選擇 (Hiraoka 和 Sakai 1994)，熔爐爐渣淋洗出的重金屬含量已遠低於法規要求，可適用為結構材料和道路鋪面使用(Nagasaka 等 1996)。

B.水泥硬化的固化法：是另一個推薦的方法(Shimaoka 和 Hanashima 1994)。日本政府要求，在固化情況下水泥混合的比率應超過 150 kg/m^3 並且耐壓強度比 10 kgf/cm^2 (980 kPa) 高。

C.添加化學藥劑的方法：根據強度特徵的測試結果，垃圾焚化灰(MSWIA)添加燃煤流體化床飛灰(FCA；coal fly ash)與水泥可固定含鹽量較高的 MSW 飛灰，因 FCA 內含有大量的未燃盡碳、石膏，而石灰、石膏恰好是在 MSW 飛灰固化過程中促進硬度提高的成分，以 MSW 飛灰、水泥、FCA 及少量添加劑 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ，垃圾焚化灰(MSWIA)可被穩定且具有高強度。重金屬淋洗如 Cd、鉛和 Zn 在檢測結果皆低於標準水平。以水泥和燃煤流體化床飛灰(FCA；coal fly ash)作為垃圾焚化灰(MSWIA)安定劑可獲得高強度、高浸泡的耐久性 (high soaking durability)，和重金屬的抑制，對於垃圾焚化灰(MSWIA)的掩埋是有效的方法。

日本對於垃圾焚化灰 (MSWIA; Municipal solid waste incinerated ash) 對於土木技術 (the geotechnical utilization) 的運用研究處理方法有[15]：

未經處理者再利用為水泥產品；

經過篩處理則再利用為道路鋪面；

燃燒處理後再利用為穩定劑、水泥等；

融熔處理後再利用為堤防、道路鋪面、粒料、輕質材料、水泥產品等。

表 2-8. 日本廢棄物處置中有害物質的標準 (資料來源:[14])

處置方法 有害物質	垃圾掩埋 炭渣塵土、污泥和 爐渣(mg/l)	海上傾倒		
		有機污泥 (mg/kg)	廢酸鹼(mg/l)	無機污泥 (mg/l)
鹼-Hg	ND	ND	ND	ND
Hg 及其化合物	0.005	0.025	0.025	0.0005
Cd 及其化合物	0.3	0.1	0.1	0.01
Pb 及其化合物	0.3	1	1	0.01
有機磷化合物	1	1	1	ND
Cr (VI)化合物	1.5	0.5	0.5	0.05
As 及其化合物	0.3	0.15	0.15	0.01
CN	1	1	1	ND
PCBs	0.003	0.003	0.003	ND
Trichloroethylene	0.3	0.3	0.3	0.03
Tetrachloroethylene	0.1	0.1	0.1	0.01
Dichloromethane	0.2	0.2	0.2	0.02
Carbon tetrachloride	0.02	0.02	0.02	0.002
1,2-dichloromethane	0.04	0.04	0.04	0.004
1,1-dichloroethylene	0.2	0.2	0.2	0.02
Cis-1,2-dichloroethylene	0.4	0.4	0.4	0.04
1,1,1-trichloroethane	3	3	3	1
1,1,2-trichloroethane	0.06	0.06	0.06	0.006
1,3-dichloropropene	0.02	0.02	0.02	0.002
Thiuram	0.06	0.06	0.06	0.006
Simazine	0.03	0.03	0.03	0.003
Thiobencarb	0.2	0.2	0.2	0.02
Benzene	0.1	0.1	0.1	0.01
Selenium and its compounds	0.3	0.1	0.1	0.01
有機氯化物	-	4	4	1
Cu 及其化合物	-	10	10	0.14
Zn 其化合物	-	20	20	0.8
Fluorides	-	15	15	3
Beryllium 其化合物	-	2.5	2.5	0.25
Cr 其化合物	-	2	2	0.2
Ni 其化合物	-	1.2	1.2	0.12
Vanadium 其化合物	-	1.5	1.5	0.15
Phenol	-	20	20	0.2

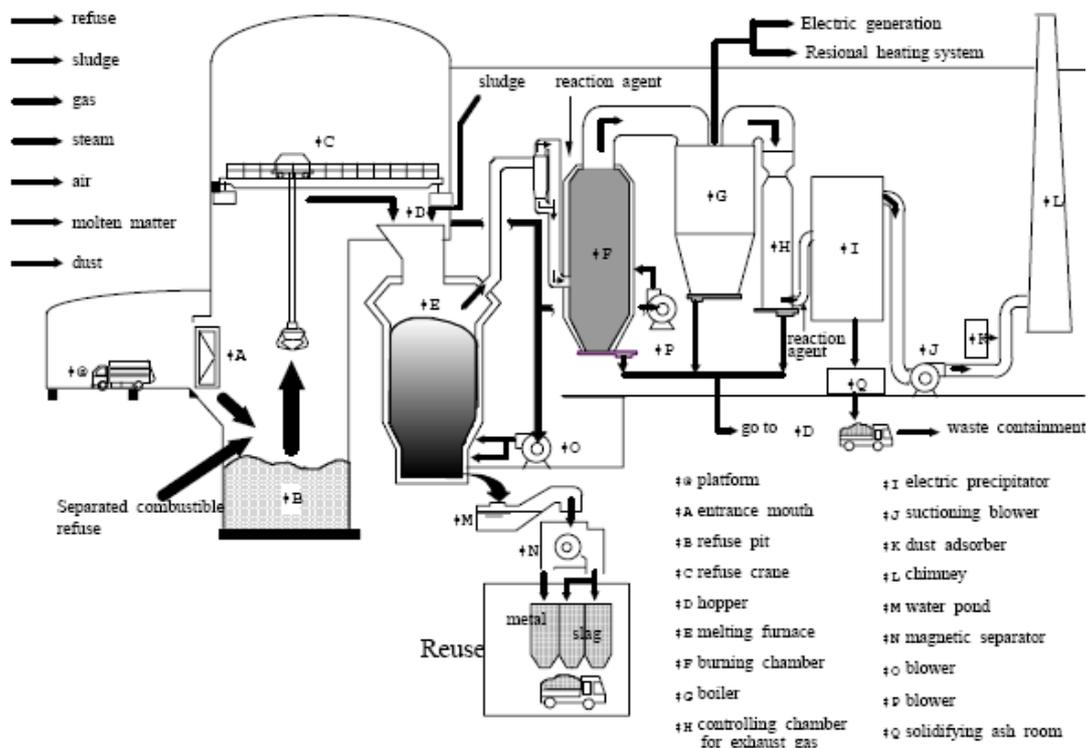


圖 2-3. 日本垃圾新處理系統（資料來源：[16]）

垃圾焚化灰渣之最終處置方面，日本受限於土地資源不足，且掩埋場早已不敷使用，故近年來致力於熱分解氣化熔融處理技術之研究發展及熔融再利用方式之評估，並積極推動熔渣應用於建築材料，以其有效減少待掩埋垃圾焚化底渣之體積，延長掩埋場之使用壽命，圖 2-3. 為日本垃圾新處理系統，其將所有垃圾 MSW 和污泥直接在熔爐中熔化，且產生的氣體用於發電。熔融物引入水池中形成爐渣，熔融爐渣不含重金屬及戴奧辛。鐵成份以磁性分離器從溶解的爐渣中收集。在整個過程，剩餘能量被轉給發電器和加熱地區。此為垃圾 MSW 完全回收系統。最後在這個系統的末端的處置容量，比未加工的垃圾 MSW 減少至 1% 以下。在工程應用方面，亦已頗具實績，例如以垃圾焚化灰渣、污泥、建築廢棄土等混合於水中掩埋，建造浮島式廢棄物掩埋場。

日本垃圾焚化灰渣之再利用實例介紹如下：

A. 日本(株)埼玉ヤマゼン資源回收廠[17]



照片 2-1. 日本 (株) 埼玉 ヤマゼン 資源回收廠

該資源回收廠以垃圾焚化灰為原材料，生產工程用人工沙材料。經由鍛燒和化學藥劑安定化處理，造粒過程粒添加水泥，控制水和熱量的使用來保證其產品為高品質。每天產生 300 公噸/天，目前應用於掩埋場道路，減輕最後的處置場的壓力。

B. 日本垃圾焚化灰再利用事業[18]

日本有公共焚化爐設施及私有焚化爐設施排放的焚化灰，再利用為再生粒料、道路路盤材料等。由於目前再利用焚化灰可選定較大的應用市場，處理費用高(依不同地方差異)，使得早期的投資有回收的可能。

表 2-9. 日本焚化灰渣再利用投資效益評估

投資項目	效益評估
建廠投資金額(Plant itself set)	4,000 万日圓～
接受量 (Acceptance quant)	1,500 t/年～
年銷售額 (Annual sale)	3,000 万日圓～
營業利益率	26%左右
投資回收	平均約 5 年

日本垃圾焚化灰再利用產業：

- 公共焚化爐（處理一般廢棄物）・民間焚化爐（處理產業廢棄物）排放出焚化灰至再利用廠製造再生粒料應用於路盤材及路床材。
- 再利用製品，主要以公共事業的利用為指定目標。
- 一般廢棄物・產業廢棄物的中間處理業的許可與廢棄物處理業運營管理相同。
- 垃圾焚化灰再利用產業必須與地方建設性的產業協會，完成產銷保證協議。

2.2.3 德國垃圾焚化底渣之再利用概況

德國在 1993 年間計有 53 座焚化爐運轉，總共產生約 300 萬噸垃圾焚化底渣，其中約有 60% 垃圾焚化底渣被回收再利用；垃圾焚化底渣再利用需先經篩分及磁選分開含鐵金屬渣，主要用途為當作道路工程路基、隔音牆、及堤防建築之粒料替代物。

德國法規對灰渣之再利用規定相當嚴格；灰渣產生後必須貯存至少三個月以上，以減少水分含量及使其充分膨脹，圖 2-4 為垃圾焚化底渣在掩埋場中熟化的情形，由圖中可觀查到新鮮的垃圾焚化底渣表面析出許多鹽類晶體，經長時間的儲存皆轉化為穩定的碳氧化物。垃圾焚化底渣使用前必須去除鐵塊且經篩分，垃圾焚化底渣使用標準為顆粒尺寸小於 32 mm，Proctor 普羅克特密度註 A. 為 1.5~1.9 kg/m³(含水量在 11~18%)，水中之 pH 值為 8~12，燒失量小於 5%。為確保水質，規定垃圾焚化底渣中純金屬含量需小於 5%，未燃物質少於 0.5%，顆粒尺寸小於 0.063 mm 含量少於 7%，可溶物少於 2%，DEV S4 溶出測試包含 pH 值、導電度、氯離子、硫酸根離子、TOC、及重金屬(如鉛、鉻、鎘、銅、鎳、鋅)等含量均需符合規定；且垃圾焚化底渣之應用必須於地下水位上方至少 1 公尺以上。表 2-10 為德國垃圾焚化底渣掩埋標準，規範限值由德國 TA Siedlungsabfall (TASi) 制定。此標準分別針對新舊焚化爐的垃圾焚化底渣，設定各項限制標準。

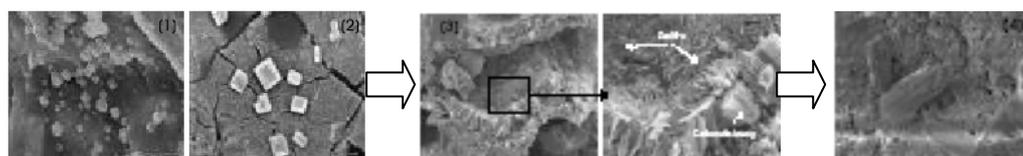


圖 2-4 德國垃圾焚化底渣在掩埋場中熟化的情形為 CuCl₂ (2)為 BaCl 析出於新鮮垃圾焚化底渣的表面 (3) 碳化後之矽酸鹽水合物(silicate hydrate；CSH) (熟化一年的垃圾焚化底渣) (4) CaCO₃ 在熟化二年的垃圾焚化底渣中。[19]。

註 A. 普羅克特夯實試驗 (Proctor compaction test)：以室內試驗瞭解該等土壤之含水量與乾密度間之關係及其最大乾密度與最佳含水量值，屬於撞擊夯實法(impact compaction)的一種。對一特定土樣而言，夯實法及一特定夯

實能量，所得之夯實曲線是唯一的 [20]。

表 2-10 德國垃圾焚化底渣掩埋標準

項目	標準限值	
	Dep. Kl. 1(TASi)	Type 2
TOC(%)	1*	3**
LOI(%)	3*	5**
pH	5.5~13	5.5~13
電導度(μS/cm)	10,000	50,000
TOC(洗出液, mg/L)	20	100
酚類	0.2	50
溶解度(%)	3	6
按 DEV S4 程序之溶出液品質標準(mg/L)		
As	0.2	0.5
Cu	1	5
Hg	0.005	0.02
Zn	2	5
Co	0.05	0.1
Cr ⁶⁺	0.05	0.1
Ni	0.2	1.0
F	5	25
Pb	0.2	1
NH ₄	4	200
CN	0.1	0.5

註：*代表新焚化爐；**代表舊焚化爐。

德國在 1997 年間約有 23% 的垃圾焚化底渣進行掩埋處理，及使用於道路結構 (Krass et al. 1997; [21])，垃圾焚化底渣與其它建築材料比較，含有高濃度的無機鹽和重金屬，其它組成未完全燃燒的碳化物、矽酸鹽、重金屬化合物等。垃圾焚化底渣再利用前必須以德國 DEV S4 進行浸出試驗，掩埋的規範限值由德國 TA Siedlungsabfall (TASi) 制定；若德國垃圾焚化底渣再利用於道路建築作為粒狀級配粒料，必須符合德國的道路結構工程學的要求，且必須保證其環境相容性，此規範限值是聯邦工作小組 LAGA 或由地方法律制定。表 2-11 德國聯邦工作小組 LAGA 對於垃圾焚

化灰渣應用於道路結構或是掩埋處理的規範限值。圖 2-5 為在標準化的條件下 DEV S4 浸出實驗的資料結果，未經處理的垃圾焚化底灰浸出實驗結果與法規限值(TASi DK I)，此基本資料是取自德國 33 座垃圾焚化廠，利用的未經處理的垃圾焚化底渣(Mast 1996)，此浸出實驗的平均值為掩埋處理的法規限值(TASi DK I)[22]。

表 2-11 德國聯邦工作小組 LAGA 對於垃圾焚化灰渣應用於道路結構或是掩埋處理的規範限值。(LAGA 說明書) [23]

Parameter	Dep. Kl. 1(TASi)	LAGA
退火 loss	3	
TOC%	1	1
DEV S4		
LOI %	3	
電導度 mS/m	1000	600
Cl mg/l		250
Cu mg/l	1	0.3
Zn mg/l	2	0.3
Cd mg/l	0.05	0.005
Pb mg/l	0.2	0.05

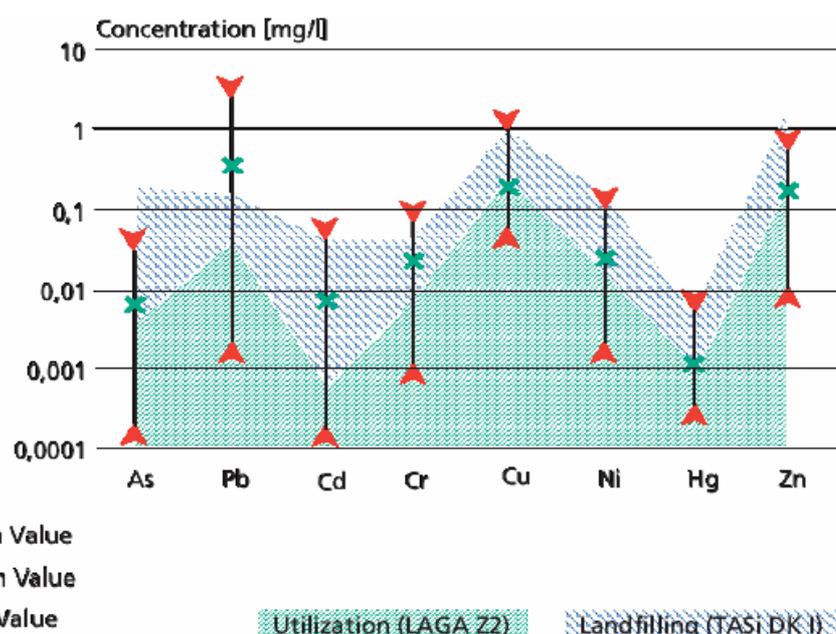


圖 2-5 德國 DEV S4 浸出實驗之平均值、最大值和最低值，樣品來源為 33 座垃圾焚化廠未經處理的垃圾焚化底灰浸出實驗結果與法規限值[22]

由於部份數值仍無法符合 LAGA (LAGA Z2) 的標準，例如鉛易形成兩性氧化物，毒性重金屬，因此為了要減少垃圾焚化底渣潛在危險，各式各樣的淋洗技術皆發展出來。且對於垃圾焚化底渣的穩定化處理技術，發展出熱處理的(熔融，燒結) 及物化處理的(淋洗，穩定化) 過程，各種的過程會對底灰和爐渣造成不同作用，使其產生可溶性的有害物質的。熱處理過程預計將形成同類材質，也就是形成新礦物（如鈣鋁黃長石；Gehlenite），且揮發性重金屬化合物將從固相混合物蒸發變成為氣相。(Gohlke 1993 年[24])

由於熱處理過程需消耗高能量，物化過程在淬火過程的淋洗只能減少部分垃圾焚化底渣中可溶性鹽類，無法減少總重金屬量。目前德國穩定化處理事依照聯邦工作小組 LAGA 提議將垃圾焚化底渣存放至少三個月的方法，由於存放的技術及成本較低，是目前德國在利用垃圾焚化底渣的共同處理方法。

結論；德國在 1993~1997 年間計約有 53 座焚化爐運轉，總共產生約 300 萬噸垃圾焚化底渣，其中約有 23~60% 垃圾焚化底渣被回收再利用，德國垃圾焚化底渣出廠前需進行 DEV S4 浸出試驗，其中進行掩埋的垃圾焚化底渣規範限值由德國 TA Siedlungsabfall (TASi)制定；若將垃圾焚化底渣再利用於道路建築作為粒狀級配粒料，垃圾焚化底渣必須符合德國的道路結構工程學的要求，且必須保證其環境相容性，由聯邦工作小組 LAGA 或由地方法律制定其規範限值。

垃圾焚化底渣再利用前需先儲存三個月使底渣組成穩定，再經篩分及磁選分開含鐵金屬渣，目前主要用途為當作道路工程路基、隔音牆、及堤防建築之粒料替代物。

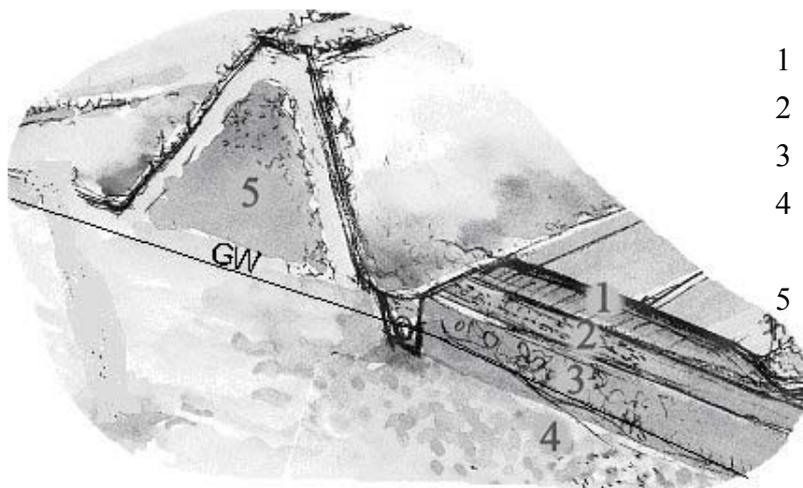
2.2.4 荷蘭垃圾焚化底渣之再利用概況

荷蘭由於天然粒料較為不足，且欠缺垃圾焚化底渣陸地掩埋場所，因此荷蘭政府大力推動垃圾焚化底渣再利用。在 1993 年，荷蘭共有 11 座垃圾焚化爐總共產生約 65 萬公噸垃圾焚化底渣；其中，回收之鐵渣每年產量約 7 萬公噸，經磁選後回收使用於鋼鐵工業。於 1994 年，將近 95% 的垃圾焚化底渣被回收再利用，為垃圾焚化底渣再利用率最高的國家。垃圾焚化底渣一般再利用於工廠地基、道路路基、堤防、隔音牆、防風牆材料，或是當為混凝土及瀝青混凝土粒料使用，表 2-12 為荷蘭之焚化灰渣再利用實例，圖 2-6 為圖解說明。

表 2-12 荷蘭垃圾焚化底渣再利用實例

再利用方式	再利用實例
混凝土鋪地磚	1984 年在凱勒海文(Keilehaven)使用 30 萬塊混凝土鋪地磚，其中超過 40%的粗粒料係以 5~8 mm 的垃圾焚化底渣取代，經過五年實用後，證實其物理性質與標準混凝土鋪地磚並無差異。
嘉蘭(Caland)防風牆	荷蘭羅森堡(Rozenburg)附近大不列顛港，1985 年建造高 15 公尺長 700 公尺的堤防當為防風牆，使用的材料主要為焚化灰渣，高達 65 萬噸垃圾焚化底渣應用於此一計畫。
哈鐵(Hartel)運河試驗計畫(瀝青混凝土)	1987 年，在鹿特丹附近哈鐵運河，選擇一段堤岸長約 50 公尺，鋪上含 30%垃圾焚化底渣的瀝青混凝土 100 噸，此與傳統方式比較，混合溫度需提升 40°C，瀝青用量增加 3%。
鹿特丹高速公路	通過鹿特丹市的 A15 高速公路，約 40 萬噸垃圾焚化底渣當為建造材料，在細砂與膨潤土混合層上，鋪以厚度 20 公分垃圾焚化底渣，以減少滲透率。
路基材料	在鹿特丹及北荷蘭許多地方，垃圾焚化底渣被選為路基材料，使用時之組成比例為垃圾焚化底渣：碎石：添加劑=5：5：1。路基厚度則為 25 至 30 公分。

在 1995 荷蘭政府針對所有大樓，辦公室，工廠和道路所使用的材料發佈建築材料方針與環境規範，但規定飛灰和底渣不需納入此規範要求 [25]。在荷蘭因為焚化廢棄物的量不變，垃圾焚化底渣年產量皆相當穩定。已有 82 萬~134 萬公噸垃圾焚化底渣被再利用於道路工程上。



- 1 應用在路面
- 2 應用在頂面結構
- 3 應用在支持結構
- 4 應用在支持結構裡在地水水平(GW)在路面之下
- 5 應用在防風牆堤防

圖 2-6 垃圾焚化底渣再利用實例圖解

由 1997 年荷蘭焚化爐的底渣平均組成分析資料，參考表 2-13、所示焚化爐底渣的成分，若再利用於環境中將會對環境帶來相當大的負面衝擊。

表 2-13 荷蘭焚化爐的底渣平均組成 (1997) (單位：mg/kg)

組成成分	平均底渣 (mg/kg)
鋁 (Al)	沒有量測
砷 (As)	19 - 23
鎘 (Cd)	2 - 8
鉻 (Cr)	235 - 296
銅 (Cu)	669 - 3212
汞 (Hg)	0,03 - 0,2
鉛 (Pb)	1086 - 1637
鉬 (Mo)	5 - 11
Substance	40 - 86
硒 (Se)	0,4 - 0,5
strontium (Sr)	沒有量測
錫 (Sn)	62 - 77
釩 (V)	40 - 52
鎢 (W)	沒有量測
鋁 (Al)	沒有量測
鋅 (Zn)	1239 - 2125
溴 (Br)	沒有量測
氯 (Cl)	1050 - 2445
氟 (F)	沒有量測
戴奧辛 (PCDD) and furans (PCDF)	低於偵測限值

資料來源：[25]

在荷蘭再利用於陸床的垃圾焚化底渣，很容易與其它材料(如沙子和石頭等)共同應用於道路建築，但不可避免地，當道路重鋪或被修築時，這些含有有害重金屬的垃圾焚化底渣舊路材，其重金屬溶出將對環境造成更大的衝擊。

將垃圾焚化底渣再利用於瀝青、路床、掩埋場或礦場等，將會增加重金屬在環境中的散佈作用。有鑑於此在 2002 年垃圾焚化底渣被再利用於路床和工廠地基的量，較往年用量減少至僅 77 萬公噸。荷蘭在道路建築工程活動較低的期間，廢棄物焚化爐有貯存垃圾焚化底渣的設施，至 2002 年底在焚化爐垃圾焚化底渣儲存的量已增加到 102 萬 8 千公噸，幾乎與垃圾焚化底渣的年產量相當，僅少量垃圾焚化底渣被掩埋在垃圾掩埋場或出口。過去幾年垃圾焚化底渣被掩埋的量由 700 公噸增加到 1 萬 2 千 5 百公噸。在 2002 年和 2003 年有 3,200 公噸和 2,300 公噸垃圾焚化底渣被各自出口，歐洲國家的奧地利、丹麥、德國、義大利及盧森堡等國家皆有處理垃圾焚化底渣的能力，參考表 2-14 歐洲各國都市垃圾焚化爐的操作費用(含垃圾焚化底渣處理費用)，荷蘭將垃圾焚化底渣出口到其他有處理技術的國家。

表 2-14 歐洲各國都市垃圾焚化爐的操作費用，資料來源: Eunomia 2001.a

國 家	垃圾焚化底渣		備 註
	歐元 \$EURO/t	台幣 \$ NT/t	
Austria 奧地利	63	2582	-
Denmark 丹麥	34	1394	-
Germany 德國	28.1	1152	including fly ashes
Italy 義大利	75	3074	including fly ashes
Luxemburg 盧森堡	16	656	-

荷蘭再利用廢棄物評估法規內容為：

- a. 廢棄物分類：按顆粒或大塊之廢棄物(包括建築材料)型態，在使用時合理確定廢棄物與水接觸程度，並判斷是否外加覆蓋或襯底以防止污染釋出。
- b. 建立土壤、地下與地表水標準值：按全國土壤與地下水品質調查，建立土壤與地下水品質標準，依此標準建立垃圾焚化底渣使用時污染物釋出最大容許值，參考表 2-15 所示。此最大容許值為對 1 公尺厚度土壤，估計在 100 年期間增加 1%之污染程度。土壤組成假設含 10%腐質土與 25%

泥質岩，以便估計污染物被土壤吸收同化及傳輸至地下水之分配比例。

c. 建立標準溶出測試方法：建立顆粒及塊狀材料之溶出試驗程序參考圖 2-8 及 NEN7343、NEN7345 標準，由溶出試驗結果判定廢棄物(包括建築材料) 是否符合污染物釋出限定值。

表 2-15 荷蘭垃圾焚化底渣再利用之污染物釋出最大容許值

物質	表土 (mg/m ² /100y)	地下水 (mg/m ² /y)	物質	表土 (mg/m ² /100 y)	地下水 (mg/m ² /y)
As	400		Se	15	
Ba	3000		Sn	300	
Cd	10		V	950	
Co	300		Zn	2000	
Cr	1500		Br	300	
Cu	500		Cl		30000
Hg	4		F	700	
Mo	150		SO ₄		45000
Ni	500		CN 化合物	70	
Pb	1000		CN	15	
Sb	35				

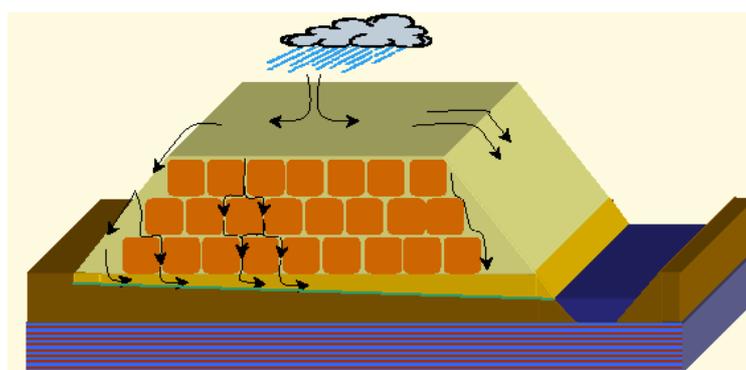


圖 2-7 垃圾焚化底渣再利用產品經雨水淋洗時的流向模擬

(1) NEN 7343標準

NEN 7343標準為浸出測試，是粉末及顆粒狀材料的長期評估實驗，其液固比率(L/S) 與時間有關，為滲透率、密度和高度的應用。

試驗條件: 先飽和平衡超過 48 個小時，樣品粒徑 < 4 mm，以一定量的水過濾，酸化一次到 pH值=4。此酸化是模仿材料被酸雨滲透，洗出液的酸鹼度由材料承擔。此實驗管柱的高度最少為管柱直徑的 4 倍，液體最大滲透率為2cm/小時，水流由下而上以上流式進行避免浸出液產生溝流效應(channeling)，而無法將樣品中所含成分浸出 L/S 範圍 0.1 - 10 (100 - 1000 年)，在不同的時間分別收集樣品，並紀錄不同時間的浸出行為，浸出曲線是以各種 L/S 的滲濾濃度值，累計浸出值以 mg/kg 為單位，此值將與標準比較[26]。



圖 2-8 NEN 7343 設備[26]

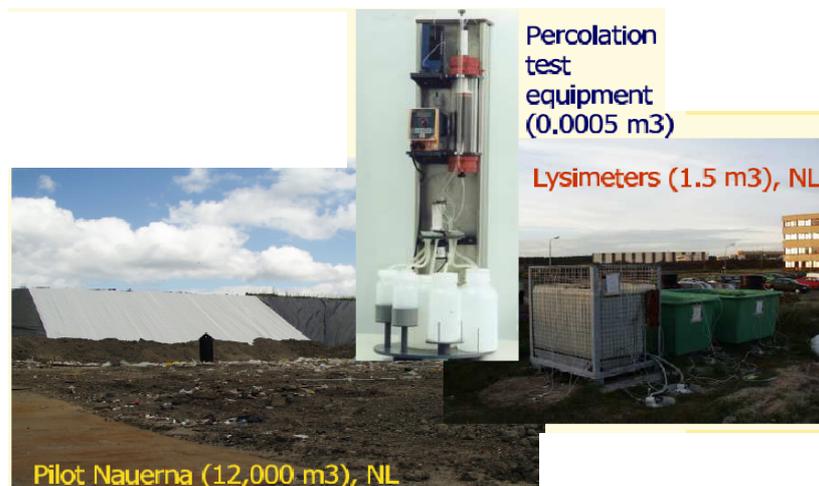


圖 2-9 NEN 7343 設備應用實例 [27]

(2) NEN7345 標準

NEN7345 標準：是針對緊密的顆粒狀材料(沉積、黏土土壤、穩定的材料和建築材料)，進行的 Tank 浸出測試，參考圖 2-10 所示。

試驗條件: 首先在液體對容積比率 = 5 的條件下，先飽和平衡超過 48 個小時，再以太離子水在低 L/V 比率(1) 下浸出 24 小時，然後每 2, 4, 8, 16, 32 和 64 天收取浸出液 (記錄 pH 結果)，實驗結果以 mg/m² 對時間(累積

值) 表達。

此實驗結果與材料整體特性(耐久的材料)及表現(低滲透性土壤和沉積)有關，以動態可溶性作用避免僅進行表面 wash-off 作用，以反應/傳送為內在浸出參數的依據，模擬長期浸出的行為。

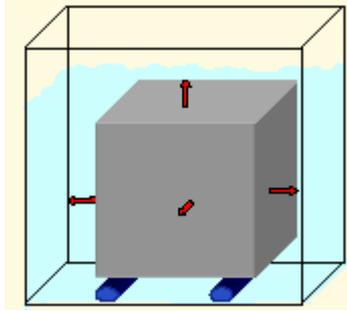


圖 2-10 Tank 浸出測試 NEN7345 標準；[27]

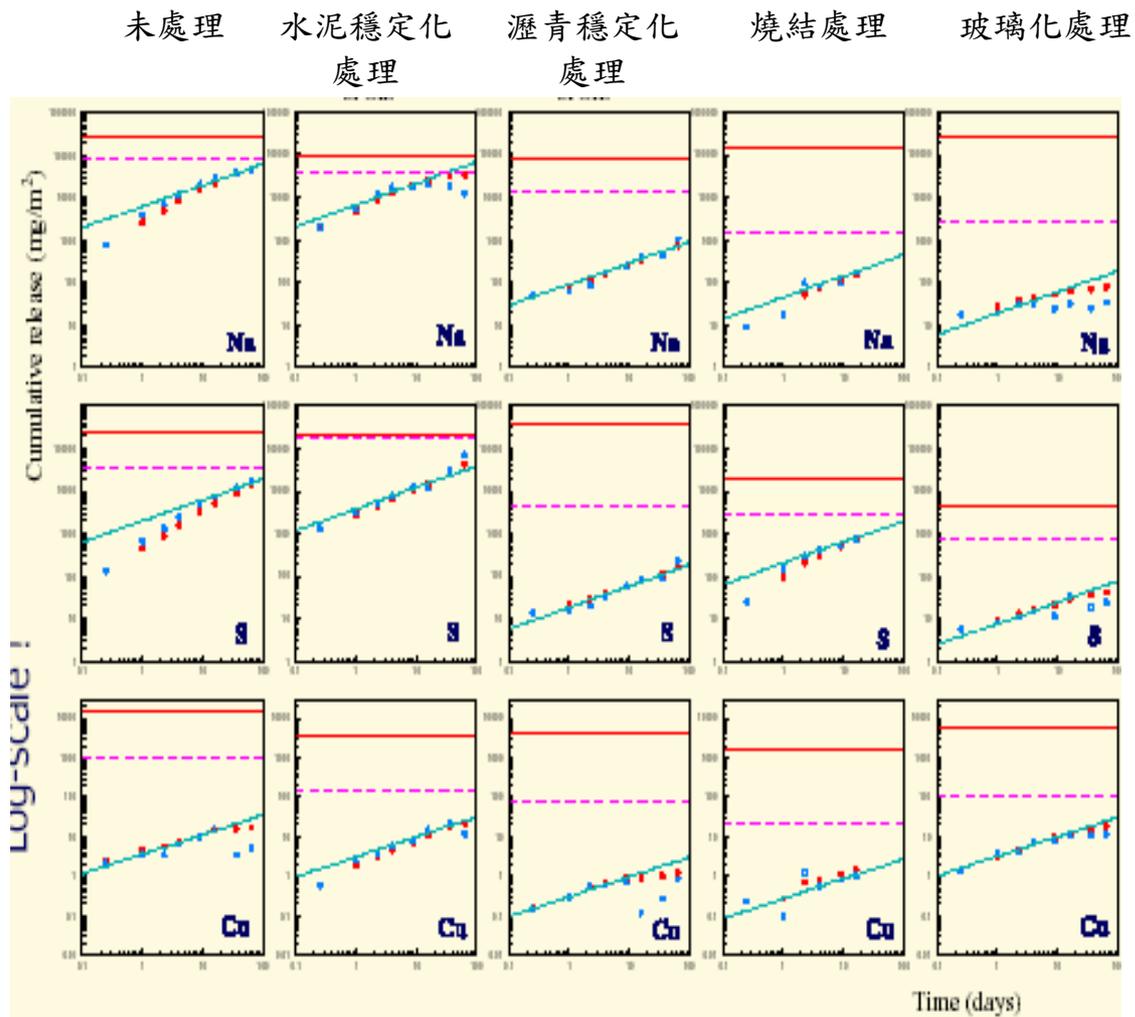


圖 2-11 比較以不同處理技術之緊密顆粒狀材料，Tank 浸出試驗的長期浸出結果[27]

Tank 浸出試驗的應用實例，如圖 2-11 所示，此實驗是比較經不同前處理技術處理後之緊密顆粒狀材料，以 Tank 浸出試驗 100 天的浸出實驗結果，記錄累積浸出量與時間的關係。由圖中可發現以水泥穩定化處理的緊密顆粒狀材料，其長期浸出結果與未經前處理的浸出結果相類似。由以上長期浸出實驗的結果可歸納廢棄物以燒結處理、玻璃化處理及瀝青穩定化處理，所得的長期穩定性較佳；以水泥穩定化處理的長期穩定性較不理想。

由於垃圾焚化底渣中重金屬的成分，會對環境帶來相當大的負面衝擊，荷蘭雖然天然粒料較為不充足，且欠缺垃圾焚化底渣陸地掩埋場所，該國政府更曾大力推動垃圾焚化底渣再利用，於 1994 年將近 95% 的垃圾

焚化底渣被回收再利用，為垃圾焚化底渣再利用率最高的國家。但有鑒於垃圾焚化底渣中重金屬可能會對環境帶來嚴重的負面衝擊，在 2002 年開始減少垃圾焚化底渣被再用於路床和工廠地基的量，將垃圾焚化底渣儲存在焚化爐，僅少量垃圾焚化底渣被掩埋在垃圾掩埋場或出口到歐洲有能力處理的國家。荷蘭更經由以上的經驗，建立一套完整的試驗評估程序，依照 NEN7343、NEN7345 標準，進行評估試驗由溶出試驗結果判定廢棄物(包括建築材料)是否符規範限值。

2.2.5 丹麥垃圾焚化底渣之再利用概況

在 1993~1994 年間，丹麥之垃圾焚化底渣再利用量達到 40~45 萬噸，再利用率為 90%。除篩分及磁選後金屬可回收使用外(約為 10%)，垃圾焚化底渣通常應用於相關土木工程，如一般道路、停車場路基、腳踏車道、覆土材料等，作為混凝土粒料取代物，降低天然石材使用量。估計垃圾焚化底渣掩埋每噸費用約為 150 美元，大量的資源回收再利用，亦為丹麥節省龐大的處置費用。

丹麥環境部對焚化灰渣再利用規定需符合表 2-16 化學組成規範之要求。垃圾焚化底渣需再利用時，必須與飛灰分開收集。任何再利用的垃圾焚化底渣必須經化學分析，取樣時每一批次的焚化灰渣不可超過 5,000 噸，從中取樣 50 個樣品共 100 公斤，經篩分、壓碎、研磨預處理後，最後取 100 公克進行化學分析，符合標準後方可再利用。除了化學分析外，焚化灰渣再利用尚需符合環保需求，應用於鋪面道路之標準為：

- a. 與飲用水井距離需在 20 公尺以上。
- b. 使用位置高於地下水位。
- c. 灰渣使用厚度需在 2 公尺以下，且平均厚度小於 1 公尺。
- d. 若焚化灰渣應用於一般之道路或地區(表面積 < 2000 平方公尺)時，必須與飲用水井距離 20 公尺以上，且灰渣厚度小於 0.3 公尺。

表 2-16 丹麥環境部對焚化灰渣再利用之要求(Hjelmar, 1990)

項目	標準	備考
pH 值	> 9.0	在 1% 淤漿條件下
鹼度	> 1.5 eqv/kg	
Pb	< 3000 mg/kg	硝酸消化後以 AAS 測試濃度
Cd	< 10 mg/kg	硝酸消化後以 AAS 測試濃度
Hg	< 0.5 mg/kg	硝酸消化後以 AAS 測試濃度

灰渣符合以上化學分析及環保限制後，若數量少於 100 噸，可直接再利用。灰渣數量為 100~3000 噸時，必須向所在地提出詳細計畫，在 4 週內未獲得答覆，再利用計畫即認定獲經許可。此外，所在地政府亦可根據環保需求，在 4 週內退回計畫，或是要求申請單位更改計畫及提出環境影

響評估重新審核。超過3萬噸大型應用計畫，必須另由處置法令所規範。

若欲再利用灰渣於道路建設的路基材料，尚需符合高速公路部門的規定：

- a. 垃圾焚化底渣與飛灰或其他材料必須分開收集貯存。
- B 垃圾焚化底渣再利用前至少貯存一個月以上。
- c. 垃圾焚化底渣需經過篩分使其粒徑小於 50 mm，其中小於 0.075 mm 細渣含量，必須小於 9%。
- d. 1000°C 下灼燒減量小於 10%。
- e. 含水量：17~25%。

2.2.6 法國垃圾焚化底渣之再利用方向

在法國，對於垃圾焚化底渣之再利用率約為 64%；垃圾焚化底渣經法國淋洗測試(NFX31-210)後，可區分為以下三類，其相關性質於表 2-17 中說明：

V 類：垃圾焚化底渣具低的溶出特性，可立即再利用於路基。

M 類：垃圾焚化底渣必須被儲存 12 個月，特性符合後可再利用。

S/L 類：垃圾焚化底渣必須被掩埋。

表 2-17 法國垃圾焚化底渣淋洗測試結果分類

項 目	V	M	S/L
不可燃份(%)	< 5%	< 5%	> 5%
Hg*	< 0.2	二者之間	> 0.2
Cd*	< 1	二者之間	> 2
Pb*	< 10	二者之間	> 50
As*	< 2	二者之間	> 4
Cr(VI)	< 1.5	二者之間	> 3
SO ₄ ²⁻	< 10000	二者之間	> 15000
TOC*	< 1500	二者之間	> 2000

*乾重(mg/Kg)

◎V(Valorization)：可利用類；此類的垃圾焚化底渣溶出物濃度較低，可作為道路工程路基材料。

◎M(Maturation)：成熟類；屬於中等材質垃圾焚化底渣，通常需過處理或儲存 12 個月以上，以使污染物溶出行為達到穩定狀態，方可再利用。

◎S/L(Storage/Landfilling)：儲存/掩埋類；垃圾焚化底渣溶出物濃度較高，必須送至掩埋場處置。

在建立最終需求前，法國對國內 10 廠採樣並進行分析，結果只有一個廠為 V 類，四個廠 M 類，其餘五個為 L 類；顯示採樣期間焚化廠之操作效率不佳。經九個月之熟化後，七廠為 V 類，一廠為 M 類，另二廠為 L 類；此分析結果表示在良好之燃燒狀況及經適當之熟化程序後，垃圾焚化底渣經三種淋洗測試及數種地質測試，顯示垃圾焚化底渣是適合作為卵石之替代物。

法國並提出三種評估熟化之技術，使垃圾焚化底渣得到最適之處理及再利用途徑，且發展數種垃圾焚化底渣再利用於道路之環境衝擊評估方法，提供了有效益的垃圾焚化底渣再利用之熟化程序及處置方式。熟化之垃圾焚化底渣必須符合 V 類之最低限度，且接收垃圾焚化底渣時，必須提供熟化垃圾焚化底渣之物理環境特性之資訊，包含編號、運送、體積、可供追蹤之量與質之資料及滲出液之濃度等。

此外，受測試之道路皆顯示良好之物理及工程特性，其中道路材料之濾液每月至少檢測一次。法國指出使用垃圾焚化底渣於道路粒料並不影響天然水體，測試所得結果顯示各成分之濃度皆低於飲用水可接受之最大限

2.2.7 英國垃圾焚化底渣之再利用概況

在英國，有下列幾個因素驅使下再利用垃圾焚化底渣：

- 掩埋成本之提昇(再利用可節省稅賦並可增加潛在財源)。
- 法令規範資源回收廠必須於自廠內作最大幅度之再利用。

英國將垃圾焚化底渣粒料(incinerator bottom ash aggregates；IBAA)定為水硬性的膠結材料 (hydraulically bound materials；HBM) 的主要材料之一(Sherwood, 1994)。

英國的水硬性的膠結材料(Hydraulically bound materials；HBM)是可利用水硬性反應凝固和硬化的材料。其中包括水泥可穩定的材料 (Cement Stabilised Material；CBM) (例如膠結物具有水泥快速的凝固和硬化的特徵)，及具緩慢凝固的硬化黏合劑如工業副產物 PFA (飛灰凝結的材料) 和高爐爐渣。水硬性材料 (HBM) 使用高比例的回收及二次粒料 (Recycled and Second Aggregate；RSA) 提高附加價值。其用途多是在鋪面和非鋪面應用，英國高速公路工作規範亦允許使用所有回收或二次粒料。

英國水硬性的膠結材料 (HBM) 應用說明：

- 1.水硬性的膠結材料 (HBM) 組成結構可使用多種不同的材料。水硬性的膠結材料 (HBM)，可能由廠內混合 (mix-in-plant) 或現地混合 (mix-in-place)，以原地現有的材料設備生產。
- 2.水硬性的膠結材料 (HBM) 的鋪設，必需和現場鋪設夯實和鋪面夯實的材料相似，例如未凝結的層數或瀝青凝結的產品。
- 3.水硬性的膠結材料 (HBM) 可混合再利用現場材料，(例如土壤，爆破之廢料)以避免繳納石方稅 (Aggregates Levy) 和處置費用(減少材料送到垃圾掩埋場)。
- 4.水硬性的膠結材料(HBM)已被證明有節省能源的好處。(ETSU General Information Report 49. 說明使用水硬性的膠結材料 (HBM) 對能源的好處。包括儲存重大能源與相關對冷混合技術和運用副產品爐渣等。)
- 5.水硬性的膠結材料 (HBM)，可協助符合或超出”綠色環保”的要求。

英國 2004 年『在結構使用的替代材料規格』(Specifications for the use of alternative materials in construction) 的演進：

- 於 2004 年 1 月，引介歐洲標準調合粒料的標準要求。
- 在 2004 年 1 月、5 月& 11 月，高速公路規範 (Specification for Highway Works) 的修訂。
- 在 2004 年 6 月，WRAP (Waste & Resources Action Programme) 的品質協議 (WRAP quality protocol)，制定由惰性廢棄物生產粒料的規則要求。
- 在 2004 年 11 月，HD35 保存 (Conservation) 和使用二次及回收材料。
- 考慮非膠結 (unbound) 粒料的應用：副基層 (Sub-base) (SHW 800 系列)、土堤 (SHW 600 系列)

英國將垃圾焚化底渣粒料 (incinerator bottom ash aggregates ; IBAA) 定義為水硬性材料 (HBM) 之主要材料，其使用詳細資訊，被提供在高速公路工作系列 600 和 800 的規格 (Specification for Highway Works ; SHW , 600 Series 、 800 Series)，遵照英國 BS EN 13242 指令粒料的使用 (註：英國 BS EN 13242 指令為定義土木和道路工程使用之天然、人造、回收的水硬性 (HBM) 和非膠結 (unbound) 粒料特性。)。英國土木和道路工程使用之材料相關指令如表 2-18 所示。

表 2-18 英國土木和道路工程使用之材料相關指令：[29]

英國相關指令	內容說明
PD 6682-6 : 2003 : Aggregates – Part 6 :	用於土木工程和道路建築的非膠結非膠結 (unbound) 和水硬性材料的粒料，以英國指令 BS EN 13242 為指導。 BS EN 13242 決定應用於土木工程和道路工程，使用的天然、人造或回收的水硬性和非膠結粒料特性。
BS EN 13242: 2002	此粒料標準是由天然或人造或回收的材料，為水硬性 (HBM) 和非膠結的材料，用於土木工程和道路建築。 注意當考慮使用的粒料沒有使用規範，粒料要求的標準是根據經驗，以粒料用途類型建立規範，例如：回收粒料或從某些工業副產品產生的粒料。
PD 6682-9: 2003	使用歐洲測試標準的指令 測試方法的指導參照 BS EN 13242, BS EN 12620 和 BS EN 13043

英國相關指令	內容說明
PD 6682	最近被介紹到歐洲的各式各樣粒料標準測試方法的指令。測試粒料特性和屬性的方法, 例如:一般、幾何形狀、機械和物理、熱和風化、化學特性、瀝青混合物的填充粒料等。
89/106/EEC	諧調的歐洲標準為粒料被介紹在歐盟建築產品之下指令 (89/106/EEC)
BS EN 13285	非膠結的材料規格
BS EN 12620	混凝土粒料
BS EN 13043	粒料為瀝青混合物和表面治療為路、飛機場和其它被交易的區域
BS EN 13450	粒料為鐵路石碴
BSI, PD 6682	<p>一系列的指令被出版的文件由:</p> <ul style="list-style-type: none"> ●第部分 1: 粒料為混凝土- 指令在對 BS EN 12620 的用途。 ●第部分 2: 粒料為瀝青混合物和表面處理為路, 飛機場和其它被交通的區域- 指令在對 BS EN 13043 的用途。 ●第部分 6: 粒料為非膠結和 HBM 用於土木工程工作和路建築- 指令在對 BS EN 13242 的用途。 ●第部分 8: 粒料為鐵路軌道石碴- 指令在對 BS EN 13450 的用途。 ●第部分 9: 指令在對歐洲測試方法標準的用途。

英國的垃圾焚化底碴(IBA) 的供應商必須有品質認證, 提供詳細的"垃圾焚化底碴用在道路建築的環境和健康風險評估"執行報告(Abbott 2003) 給使用者, 說明垃圾焚化底碴 (IBA) 安全合理的使用條件。例如: 軟的地面或水域附近, 必需進行更進一步的風險評估。負責的供應商, 應提供先前在建築相關材料和用途的經驗資料, 若缺乏相關的資訊應該進行環境風險評估。

垃圾焚化底碴(IBA)的風險評估概略內容 (Summary Risk assessment)

- 使用回收的和次要粒料的單位, 應舉辦簡單的環境風險評估。目的是要確定 1.有何種污染會產生, 2.濃度多少等。簡化的評估假設是應用回收或

次要粒料，所浸出的污染物可能會進入當地環境，不會由稀釋而減少污染濃度。更複雜的風險評估則應該由純熟的環保風險顧問執行。

- 用戶主要涉及的風險，是在於地下蓄水層或區域地表水。歐洲檢定 (European Accreditation ; EA) 製造顯示蓄水層的污染漏洞地圖及線上 (on-line) 地圖顯示"資源保護區域" (Source Protection Zones)。這些地圖可表示地下水的敏感性，水面主體與建造場所接近程度，可能是污染敏感性的徵兆。

垃圾焚化底渣(IBA)使用將浸出濃度減到最小 (Minimizing leaching)

- 限制水的活動,以黏合劑和粒料混合包覆，減少浸出風險。粒料的覆蓋層以水泥黏合劑減少可浸出的污染物，及提供一定程度的化學抑制防止某些污染物浸出。從 HBM 和混凝土壓實緊密層 (well-compacted layers)，可限制水流經;如果材料用不滲透層包覆, 例如瀝青，可更進一步減少浸出濃度。以一級粒料混合回收或二次粒料，通常可均衡地減少污染物的數量。

- 排水設備結合表面和表層下流水，減少浸出污染物風險。在多數事例，表面水流 (surface run-off water)，比滲入通過壓實緊密的 HBM 或混凝土層包含更高的污染物。表面水流 (surface run-off water) 在預處理以後，在地方主管機關同意下被排放。結合表面和表層下流水排水設備，所有 HBM 或混凝土浸出污染物，與污染的表面水流一起被處理和釋放，使風險減到最小。

垃圾焚化底渣(IBA)使用估計可接受性

- 可利用的污染物濃度由過濾測試建立。整體浸出的測試是代表多數從內結合的材料 (in-service bound materials) 浸出。廢棄物管理專家判斷浸出的標準，決定是否進行掩埋，使用 BS EN 12457-3: 2002 歐洲標準測試。

BS EN 12457-2: 2002 (等效與` NRA 測試') 歐洲標準測試，由土地專家使用估計土壤的污染浸出量。

- 浸出濃度資料與水質標準比較。將選擇一個適當的水質標準和估計浸出水平，使用 BS EN 12457-2: 2002，與標準比較。相關資料可在 EA 網站找到。

- 浸出濃度資料能與惰性廢棄物驗收標準比較。包括 WRAP (Waste Resource Action Programme) 及 EA；工作小組；為惰性廢棄物粒料提出質量管理協議，例如被回收的混凝土粒料。使用這種方法，任一浸出的資料需要引用 BS EN 12457-3: 2002 和估計對惰性廢棄物驗收標準。
- 評估再利用於此地點是否適當。管理者喜歡估計浸出值與水質標準，但在低敏感性區域，或物質特徵與重建的材料比較，其它標準也可接受。以整體過濾測試，或粒料浸出的測試(BS EN 1744-3)，估計風險有害浸出，管理者應該負責確認方法的妥適性。
- 回收的和二次粒料應該以品質管理。向負責的供應商購買粒料，以品質管理增加對材料的信心，其污染特徵應該被瞭解，可被接受的測試污染物極限值，沒有進一步超出最小的風險值。

1996 年，英國學者表示底渣之風化及熟化有助於碳化及 pH 下降，其他之穩定方法亦使得底渣適合再利用，確定了灰渣再利用之可行性。在英國，已有數個工業計畫實現促進灰渣之再利用，並進一步評估其對環境之潛在效益，包括：英國的第一家灰渣循環再利用廠 SELCHP 於 1997 年七月運轉。此廠被期待每年處理 60 至 100 噸之底渣，並分離灰渣中含鐵及非鐵之成分。

應用時績：

- SELCHP 有限公司已致力於開發底渣應用於道路建設之技術。
- SELCHP 有限公司及一家粒料公司(Bardom Roadston)以底渣作為地基鋪設一停車場，環境監測亦被納於計畫中。
- 一條位於格林威治之瀝青鋪面道路被重新以底渣鋪設，停車場亦被規劃以底渣來鋪設。[30]

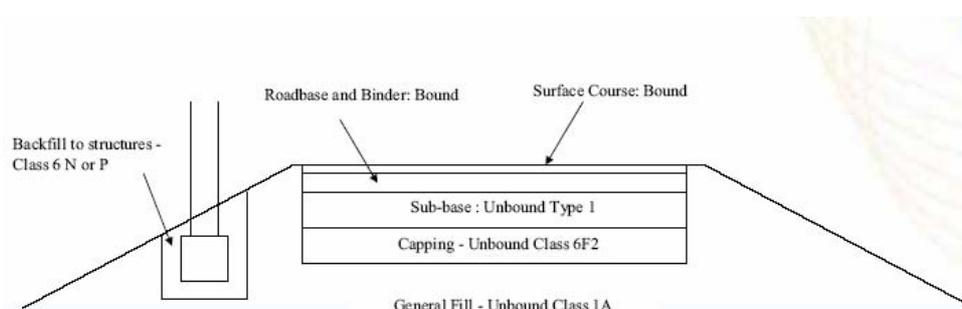


圖 2-12.英國典型道路結構



照片 2-2：英國的底渣應用實例；[31]



2.2.8 國外垃圾焚化底渣處理情況歸納整理

歸納整理國外垃圾焚化底渣處理情況，諸如德國、荷蘭、美國、日本、法國等先進國家均已紛紛致力於垃圾焚化灰渣之資源再利用研究及積極開發應用方式。

其中德國在 1993 年計有 53 座焚化爐運轉，總共產生約 300 萬噸灰渣，約有 60% 底灰被回收再利用，而底灰再利用需先經篩分及磁選分開含鐵及金屬渣，再當作道路工程路基、隔音牆及堤防建築之粒料替代物。

丹麥於 1984 年即大量再利用焚化所產生的底渣，在 1993~1994 年間。底渣再利用量達到 40~45 萬，再利用率為 90%。除篩分及磁選後金屬可回收使用外(約為 10%)，底渣通常應用於相關土木工程，如一般道路、停車場路基、腳踏車道、覆土材料等。底渣可做為混凝土粒料取代物，降低天然石材使用量。估計底渣掩埋每噸費用約為 150 美元，大量的資源回收再利用率，亦為丹麥省龐大的處理費用。

荷蘭因天然粒料較為不足，且欠缺灰渣掩埋場所，故其政府大力推動灰渣再利用，並號稱除經空氣污染控制設備處收集之「反應灰及未反應灰」尚需經收集處理後掩埋外，其餘灰渣(包括底渣及飛灰)均已達百分之百完全資源再利用之輝煌成果。於 1994 年，將近 95% 的灰渣被回收再利用，為灰渣利用率最高的國家。底灰一般應用在工廠地基、道路路基、堤防、隔音牆、防風牆材料，或是當為混凝土及瀝青混凝土粒料應用於非結構安全相關用途，荷蘭底灰再利用已超過二百萬噸。在荷蘭再利用於陸床的底渣，很容易與其它材料(如沙子和石頭等)共同應用於道路建築，但不可避免地，當道路重鋪或被修築時，這些含有有害重金屬的底渣舊路材，其重金屬溶出將對環境造成更大的衝擊。而將底渣再利用於瀝青、路床、掩埋場或礦場等，將會增加重金屬在環境中的散佈作用。且由 1997 年荷蘭垃圾焚化爐的底渣平均組成分析資料，顯示垃圾焚化爐底渣的成分，若再利用於環境中將會對環境帶來相當大的負面衝擊，有鑑於此在 2002 年垃圾焚化底渣被再利用於路床和工廠地基的量，較往年用量減少至僅 77 萬公噸。

荷蘭在道路建築工程活動較低的期間，垃圾焚化爐有貯存垃圾焚化底渣的設施，至 2002 年底在焚化爐垃圾焚化底渣儲存的量已增加到 102 萬 8

千公噸，幾乎與底渣的年產量相當，僅少量垃圾焚化底渣被掩埋在垃圾掩埋場或出口。過去幾年垃圾焚化底渣被掩埋的量由 700 公噸增加到 1 萬 2 千 5 百公噸。但在 2002 年和 2003 年有 3,200 公噸和 2,300 公噸底渣被各自出口至歐洲的奧地利、丹麥、德國、義大利及盧森堡等國家皆有處理垃圾焚化底渣的能力，荷蘭將垃圾焚化底渣出口到其他有處理技術的國家。

美國目前垃圾焚化底灰（包括底渣及飛灰）之掩埋，面臨現有掩埋場使用空間逐漸減少，新建掩埋場因安全考量導致掩埋處理費用提高，故底灰回收再利用倍受重視。因此，相關的底灰再利用基本應用研究陸續被提出，並在加州、紐約、佛羅里達等州均有應用實例，包括利用底灰於建築用混凝土磚、路基材、掩埋場覆土、停車場底層材料、人工漁礁、海岸侵蝕防護應用等，以及作為瀝青混凝土及卜特蘭水泥的粒料取代物。加拿大由於垃圾焚化底灰產量不多，在經濟與環保考量下，垃圾焚化底灰幾乎不加以再利用，僅有英屬哥倫比亞地區的 Burnaby 焚化爐曾經將垃圾焚化底灰渣應用在通往掩埋場間聯通道路上。

日本因受限於地狹人稠，土地資源不足，且掩埋場早已不敷使用，故近年來致力於熱分解氣化熔融處理技術之研究發展及熔融再利用方式之評估與灰渣熔融廠之設置，並積極推動熔渣應用於建築材料，以有效減少待掩埋物體積，延長掩埋場壽命。

法國是歐洲第一個規定底灰可進行再利用，飛灰則必須經固化處理後掩埋處置的國家。法國於 1994 年間焚化處理之廢棄物量約為 1800 萬噸，產生約 216 萬噸底灰，其中有 45%（約 100 萬噸）被再利用於土木工程。1994 年 5 月法國環境部訂定底灰再利用於道路建築及其他應用之規範，底灰必須符合其標準後始得以再利用。

由前述世界各國對於垃圾焚化底灰之資源再利用現況，了解「垃圾焚化底渣資源再利用」是未來廢棄物清理政策之主流趨勢。但是歐美日等高科技國家在再利用垃圾焚化底渣的同時，亦建構一套追蹤系統，不斷評估分析垃圾焚化底渣可能會對環境造成的衝擊，不斷的修正垃圾焚化底渣應用的方向。

三、實驗規劃及方法內容

3.1 垃圾焚化底渣再利用研究方向

參考歐美等先進國家對於垃圾焚化底渣再利用方式，如表 3-1 所示，本研究選擇可行性高、技術成熟，且可大量應用垃圾焚化底渣之道路基層材的替代使用進行研究，以化學組成、毒性特性溶出、工程物理性質的分析及環境相容性評估，來確認垃圾焚化底渣是否適合替代道路基層材使用。

表3-1 各國對垃圾焚化底渣資源化之方法與應用

國別	再利用方式
美國	建築用混凝土磚、路基材、掩埋場覆土、停車場底層材料、人工漁礁、海岸侵蝕防護應用等，或作為瀝青混凝土及卜特蘭水泥的粒料取代物
日本	建築材料、分選處理作為粒料或製造陶瓷體、高溫熔融作為粒料、分選後回收金屬
德國	道路工程路基級配、隔音牆填充材、堤防建築之粒料取代物、土壤改良劑
荷蘭	去除鹽類後投海、工廠地基、道路路基、堤防、隔音牆、防風牆材料，或是當為混凝土及瀝青混凝土粒料
法國	道路建築之基層級配、含鐵物質回收、玻璃及其它非鐵金屬之分選、廢水處理劑
丹麥	工程粒料或填料

表 3-2 底渣再利用技術層次及可行性分類

層次	再利用方式	可行性	說明
低技術	填充料、路基材料、掩埋覆土	高	處理程序與費用最少，直接處理成不具固定形狀之顆粒。
中技術	瀝青利用(熱瀝青利用、冷瀝青利用)、預拌混凝土、混凝土塊	中	將灰渣包封或固定於瀝青及水泥系固化材料中，達一定強度後再行利用。
高技術	重金屬萃取、玻璃化	低	回收灰渣中有價之重金屬或利用高溫改變灰渣之基本結構，以達無害化、礦物化、材料化之目標。

本研究以垃圾焚化底渣之道路基層材料替代應用為主，再針對垃圾焚化

底渣資源化再利用時，底渣中重金屬及鹽類之安定化評估進行研究，提供模擬長期安定性之初步資料，作為未來垃圾焚化底渣應用在道路基層及土木工程時環境安全風險評估之參考。

3.2 研究實驗流程規劃

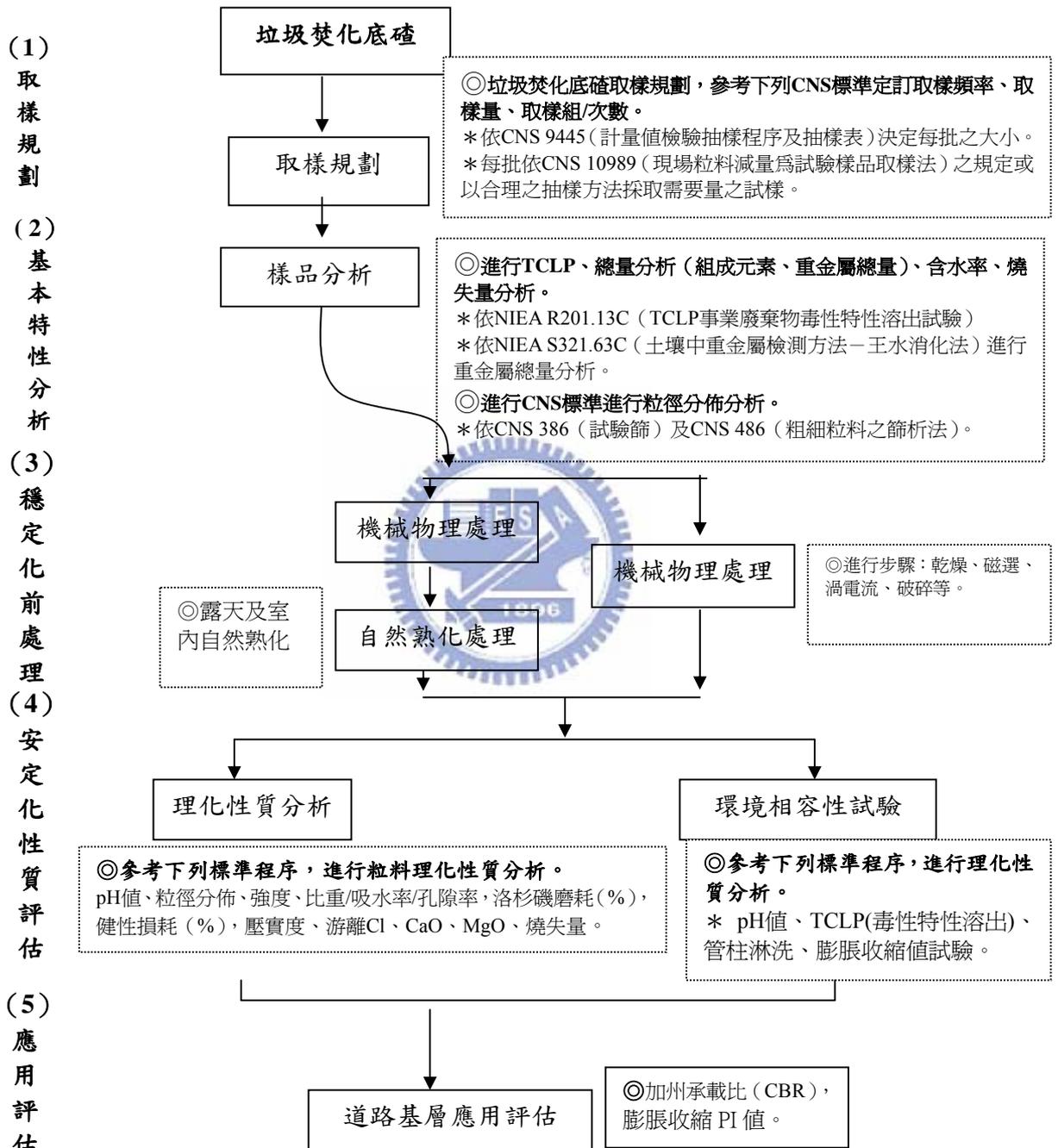


圖 3-1 研究實驗流程規劃

本研究實驗流程規劃如圖3-1所示，針對垃圾焚化底渣的道路基層應用包括1.取樣規劃，2.基本特性分析，3.穩定化前處理，4.安定化性質評估，5.應用評估等為一個整體的探討，相關流程將分別說明如以下各章節。

3.3 實驗材料及採樣方法

1. 採樣規劃

依垃圾焚化底渣實際情況選擇採樣種類及採樣策略如表 3-2 所示，依據其污染的可能性、採樣的範圍、樣品數量及預算等，規劃以單次採樣作業，同時考量相關安全防護 1 裝備包括通訊器材、交通工具、廢棄物翻轉移動、搬運設施及個人防護器具等。

表 3-3 垃圾焚化底渣採樣規劃資料

採樣規劃	項目	數量
採樣方式	分區隨意層採樣法	單次採樣作業
廢棄物翻轉移動 搬運設施	中型推土機	1 台
	大型挖土機	1 台
	採樣用鏟子	2~3 把
交通工具	2 人座中型貨車	1 台/載重量約 3 公噸
個人防護器具	塑膠手套	10 雙
	綿手套	10 雙
	活性碳口罩	10 個
現場記錄工具	筆記本	1 本
	照相機 (數位相機)	各 1 台
儲存容器	不透水塑膠袋	容量 50kg /個；20~30 個
	太空包	容量 1 公噸/個；2~3 個

2.採樣方法概要

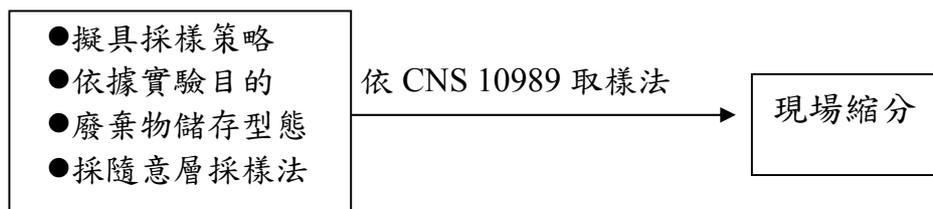


圖 3-2 垃圾焚化底渣採樣策略

垃圾焚化底渣依據實驗目的、廢棄物儲存型態、數量及周圍環境等，擬具適合的採樣計畫，採樣後的樣品需足以代表該地區、採樣的地點、數量及採樣的深度評估等，訂定採樣的策略

採樣方式使用適用於不均質的群體，可合理再分割的分區隨意層採樣法，垃圾焚化底渣於現場堆置的形狀，是屬於堆積狀，可依面積規模大小分為若干小區、或按高(深)度分層，再按固體採樣器採樣，垃圾焚化底渣體積過大可視實際需要先行縮分。

採樣相關之資料也必須一並詳實記錄，內容包含：採樣目的、採樣地點及相關資料、採樣現場情形描述與簡圖，附上照片、採樣日期、時間與氣象狀況、採樣點、數量、使用之採樣方式、採樣器材與樣品容器、樣品名稱與編號、現場篩選測試結果等，再將垃圾焚化底渣儲存於不透水塑膠袋中，便於混合或縮分。

考量到本實驗為評估垃圾焚化底渣之材料化應用，故垃圾焚化底渣的取樣須顧及穩定性、樣品新鮮度及代表性，並能廣泛代表一般垃圾焚化底渣等特性，故選擇位於北部已正式進行垃圾焚化底渣前處理的公司：國賓陶瓷工業(股)公司垃圾焚化底渣前處理場(目前國內台北縣、市、桃園市、新竹市等地之垃圾焚化廠，皆已有運送垃圾焚化底渣至國賓陶瓷公司，該公司每天可堆置垃圾焚化底渣的量約為 400 T/d，最大處理量為 950 T/d)。

本研究共進行兩次取樣的工作：分別是以 91 年 7 月 25 日由台北市內湖垃圾焚化廠，運至國賓陶瓷公司之 200 公噸新鮮垃圾焚化底渣，及 92 年 5 月 7 日於國賓陶瓷公司，取其場內已堆置 21 天的樹林垃圾焚化廠的垃圾焚化底渣 250 公噸，為本研究之採樣對象。選擇焚化爐操作條件穩定、焚化底渣較新鮮以及具代表性等條件為本實驗的研究對象，依 CNS 10989 (現場粒料減量為試驗樣品取樣法) 之規定進行採樣作業。

3.採樣現場描述

(1) 採樣日期: 91 年 7 月 25 日

A 採樣環境條件：30°C，濕度 65%

B 採樣地點：國賓陶瓷公司

C 樣品說明：91 年 7 月 25 日由台北市內湖垃圾焚化廠，運至國賓陶瓷公司

之 200 公噸新鮮底碴。

D 現場進行隨機採樣流程：

選定當日由台北市內湖垃圾焚化廠，運至國賓陶瓷公司之 200 公噸底碴為取樣對象，由於儲存現場為長條型堆放，故以大型推土機將底碴取出，以四分法縮分，由 200 公噸縮減成 3 公噸左右，再以人工挑選的方式，將大於 3 吋以上的物品挑除。現場隨機採樣情形如圖 3-3。

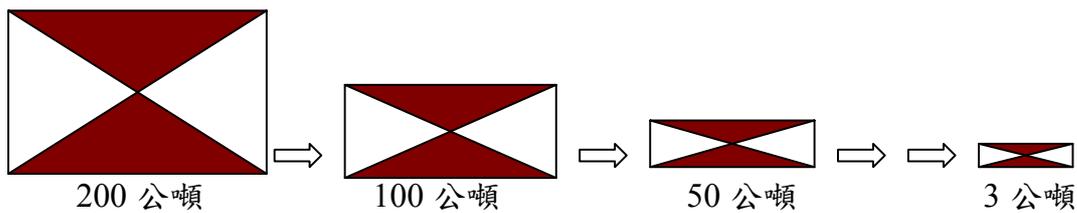


圖 3-3 底碴現場縮分情形

(2) 採樣日期:92 年 5 月 7 日

A 採樣地點：國賓陶瓷公司底碴前處理廠

B 現場採樣流程如下：

選定樹林垃圾焚化廠之底碴為取樣對象，由於儲存現場已每天進行翻動，且已堆置 21 天(2 週)，故直接以大型推土機隨機將長條型堆放之底碴 250 公噸取出 3 公噸，藉由國賓陶瓷公司現場前處理設備操作，再縮減成約 200 公斤。

3.4 底碴穩定化前處理

前處理的方式設計除了簡易快速，最主要是要依照成本考量，本研究選擇的垃圾焚化底碴前處理方式有兩種分別為 (1) 以簡單快速的機械物理處理方式，去除部份易腐蝕鬆動不適合做為路基粒料應用的結構部份。(2) 以簡單快速的機械物理處理方式，之後再以自然熟化的方式進行前處理，由於焚化底碴的產生過程以調濕裝置進行淬火，底碴由高溫狀態(800~900°C)急速降溫(50~70°C)，將會阻斷其原本穩定的結晶相形成。本實驗藉由自然熟化的方式，垃圾焚化底碴經由水與空氣的自然浸入，使底碴部份組成自然崩解達到另一種穩定平衡的狀態。

3.4.1 底渣的機械物理前處理流程

垃圾焚化底渣再利用前需進行一系列前處理，去除不穩定的金屬鹽類材質，才能符合道路基層堅固穩定的要求，前處理的設計依照成本考量，盡量以簡單快速的機械物理處理方式。參考目前國賓陶瓷公司底渣前處理廠的處理流程，如表 3-4，及圖 3-4 所示，其儲存現場為水泥地，其上方有遮雨蓬，底渣於該廠內先堆置 21 天（3 週），底渣的水份經由每天翻動自然散失至 16~18%，此含水量接近底渣在進行道路基層夯壓時，最大夯實密度 1770 kg/m³ 的最佳含水量 17%，對後續工作度很有幫助，可防止機械設備操作過程中大量的粉塵產生。

表 3-4 參考國賓陶瓷公司垃圾焚化底渣前處理廠機械物理處理流程規劃

處理流程	使用設備	說明
新鮮料堆置	1.廢水處理設備，每天處理量 26T/d 設計量。 2.大型推土機	1.室內空間，儲存現場為水泥地，其上方有遮雨蓬。 2.堆放新鮮底渣的水份約 30%，以水溝為廢水收集系統。 3.部份水份則以大型推土機進行底渣翻動，以此方式使水份自然蒸發。
生料堆置區	1.大型推土機	1.為室內空間。 2.底渣已存放 7~20 天，水份降低至約 18~16%，生料堆置區每一區隔堆置 500T。
生料處理區前處理	大型推土機 整套設備為美國專利（共投資 2 億元），設備中包括篩分破碎機（以 12mm 為控制篩網）、磁選機（2 台）、渦電流設備、金屬水洗設備、人工選別輸送設備	1.處理的生料先堆放 20~21 天（以水份低於 20% 為準），含水量若太低或太乾皆易產生大量粉塵。 2. 整套設備裝置為整體考量，唯缺點為維修不易。
產品堆置區	1.安定劑添加設備 2.輸送設備 3.4 號篩網選別機 4.大型推土機	分為室內及戶外堆置空間，室內堆置者為經生料處理區所處理過之底渣。

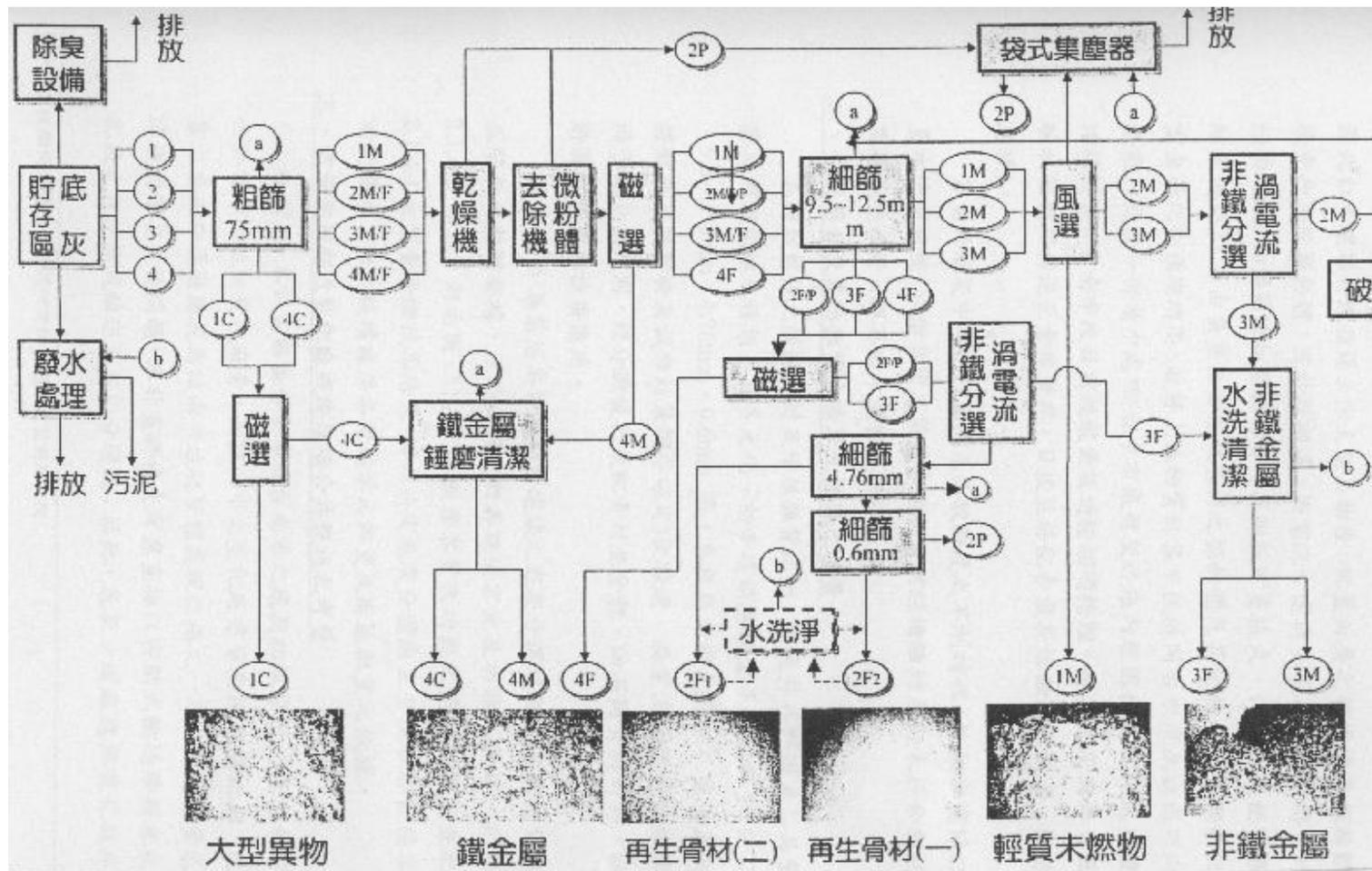


圖 3-4 國賓陶瓷公司垃圾焚化底渣前處理廠機械物理處理流程

3.5 實驗方法

3.5.1 基本特性分析

垃圾焚化底渣資源化必需先了解其基本特性，包括組成成份分析、重金屬總量分析、灼熱減量及毒性特性分析 TCLP 溶出試驗等。

1. 四分法取樣

共取六組樣品進行基本特性分析，分別為：

- (1) 內湖底渣 91.7.25 取樣（露天堆置 9 個月）
- (2) 內湖底渣 91.7.25 取樣（室內堆置 9 個月）
- (3) 樹林底渣原樣（92.5.7 取樣）
- (4) 樹林底渣底渣 12mm 以下（92.5.7 取樣）
- (5) 樹林底渣 4 號篩網以上（92.5.7 取樣）
- (6) 樹林底渣 4 號篩網以下（92.5.7 取樣）

垃圾焚化底渣外觀似級配礫石砂，故直接用鏟先堆成一堆，平鋪帆布，以四分法混合後取對角兩份。重複此步驟將底渣混合後取樣，直至數量足夠為止。將樣品置於外加貼標籤的透明夾鏈袋內使標示內容清楚，以利後續分析之工作進行。



照片 3-1 四分法取樣

2. 組成成份分析方法介紹

將取回本研究室之垃圾焚化底渣，模擬一般道路所承受之最高溫度範圍 60°C 至 50°C，以電熱式烘箱定溫 50°C 進行乾燥，避免因高溫烘乾而破壞或改變，垃圾焚化底渣部份未知的成份及結構，再繼續進行以下之成份分析。

A. 有機物成份(600°C 或 550°C)

- a. 縮分後，取試樣 5~10kg 充分磨細使通過 100 號篩，然後烘乾稱 30g (乾基)於已燒過恒量之坩堝中。
- b. 放入高溫爐中，爐溫逐漸升高至 600°C 或 550°C。

c. 灼燒至恒量，減輕量計算出其含量。

B. 燒失量(L.O.I.)

a. 試樣 5~10kg 充分磨細使通過 100 號篩，然後烘乾稱 30g (乾基)於已燒過恒量之坩堝中。

b. 放入高溫爐中，爐溫逐漸升高至 1000°C。

c. 灼燒至恒量，減輕量計算出其含量。

註：(a) 底渣為複雜物體，其燒失量誤差率，可能頗高，必需做 6~12 次，取其平均值。

(b) 登錄報告，必需註明溫度及複驗次數。

C. 垃圾底渣中金屬離子分析檢驗

a. 縮分後，取試樣 5~10kg 充分磨細使通過 100 號篩，然後烘乾取 2g (乾基)加王水 50ml，熱板上消化。

b. 消化近乾，加 HCl 及 H₂ClO₄，繼續加熱至冒白煙 30 分鐘放冷。

c. 加 100ml H₂O，加熱煮沸後放冷。

d. 過濾，充分水洗，濾液保存(主液)。

e. 濾渣置入白金坩堝中，先焦化後，放入高爐中灼燒至 1000°C 30 分鐘至 2 小時，放冷至恒量(稱重)。

f. 加入 5ml HF 及 3 滴 HCl，加熱蒸乾，重複多次。

g. 置高溫爐中灼燒 1000°C 30 分鐘，放冷至恒量(稱重)。

h. 白金坩堝殘留物，加 5ml HCl 加熱溶出加入上端濾液中，稀釋至定量體積或 250ml。

i. 用感應耦合電漿原子發射光譜儀 (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy, 簡稱 ICP/AES) 測出各種金屬含量。

註：方法 h. 中 HCl 溶出，如無法清澈時需過濾，不溶物再設法處理成完全溶液狀況，加入上端濾液中。

D. 垃圾底渣中 SiO₂ 分析檢驗

a. 縮分後，取試樣 5~10kg 充分磨細使通過 100 號篩，然後烘乾，取 2g (乾基)，加王水 50ml，電熱板上消化。

b. 消化至近乾，加 HCl 及 H₂ClO₄，繼續加熱至冒白煙 30 分鐘，放冷。

c. 加 100ml H₂O，加熱煮沸放冷。

d. 過濾，充分水洗，濾渣置入白金坩堝中，先焦化後，放高溫爐中灼燒 1000°C 至恒量(稱重)。

e. 加入 5ml HF 及 3 滴 HCl，加熱蒸乾，重複多次。

- f. 置高溫爐中灼燒 1000°C 至恒量（稱重）。
- g. 兩次稱重減輕之差值，計算出 SiO₂ 含量。

E. 垃圾底渣浸漬液中 Cl 離子含量之測定

- a. 取垃圾底渣 5g 加入 100c.c. 去離子水，以常溫攪拌 10 分鐘。
- b. 取浸漬液、過濾之清澈液體，用 0.1N 標準濃度之 AgNO₃，以自動電位滴定儀測定。（註：試液需在添加 3c.c. HNO₃ 酸化後進行）

3. 毒性特性溶出程序 (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP)

TCLP 為美國環保署在土地限制計畫下所公佈的最佳示範的可行處理標準。目前我們環保署亦以此法做為有害廢棄物之判定標準，參照 (90) 環保署檢字第 28002 號公告 NIEA R201.13C 方法。

方法概要：

廢棄物粉碎後使之通過 9.5mm 的篩網，以過濾方式 (50 psi 壓力下，通過 0.6~0.8 μm 之玻璃纖維) 進行固、液分離。依廢棄物的鹼度及緩衝能力決定使用何種萃取液。有兩種可供選擇之醋酸緩衝液：No.1, pH=4.93±0.05；No.2, pH=2.88±0.05。萃取條件為：液體—固體比為 20:1，於旋轉式萃取器中萃取 18±2 小時，轉速為 30 rpm。萃取液經過濾後與前面經固、液分離的液相混合，以 ICP 進行分析。



照片3-2 毒性特性溶出實驗(TCLP)設備

3.5.2 工程特性

1. 垃圾焚化底渣物理性質及工程性質分析

垃圾焚化底渣主要的成份為 SiO₂、CaO 及 Al₂O₃ 等無機質成份，推估最經濟可行的再利用方式為道路底層的鋪設，為了驗證其可行性，特別參考國內鋼鐵業高爐渣再利用於道路的工程品質要求進行比較，並針對垃圾

焚化底渣進行一系列相關測試分析，參考比較的規範如 CNS11828 道路用高爐爐渣檢驗法、CNS11827 道路用高爐爐渣、CNS14602 道路用鋼爐渣等。同時亦參考台灣省交通處公路局台灣公路工程施工說明書及交通部公路工程施工規範-90 第三章路面工程基層混合料相關規定，目前基層混合料除特別規定者外，應符合表 3-5 之級配規定：

- ◎粗粒料為停留於 2.0mm (No.10)篩以上之部份，其洛杉磯磨耗試驗之磨耗率不得大於 50%。
- ◎通過 0.425mm(No.40)篩之材料，其液性限度不得大於 25，塑性指數不得大於 6 (非塑性)。

表 3-5 道路基層混合料級配規定

篩號(mm)	過篩百分率
4 in (100)	100
No.4 (4.75)	25~100
No.200 (0.075)	0~25

對於垃圾焚化底渣相關的物理及工程測試方法其索引說明，如表 3-6 所示。

表 3-6 垃圾焚化底渣物理及工程測試方法

測試方法名稱	參考索引
篩網分析 (液體比重計分析)	ASTM D42-63
pH 值測試	環署檢-4412.0
含水量測試	環署檢-4210.5
外觀密度測定	環署檢-42211.0
單軸抗壓強度	CNS 1232
硫酸鹽耐久性試驗	CNS 1167
粗細混合粒料篩分析	AASHTO T27-97
粗粒料比重及吸水率	AASHTO T85-91(1996)
改良式夯壓	AASHTO T180D-97
C.B.R 值	AASHTO T193-99
呈色判定	CNS 14602 第 6 節

2. 級配篩分析試驗

本試驗為測定土壤顆粒大小分佈情形，粒徑在 0.074mm(即=200 篩)以上都用篩分析法，試驗步驟參照 AASHTO T27.T11 或 ASTM-C117.C136。將底渣粗粒料以標準篩振動器配合 ASTM 3/4”(19.1mm)、1/2”(12.7mm)、#4(4.76mm)、#8(2.36mm)號標準篩篩分，底渣粗粒料粒徑大小之分析情況通常以通過各種尺寸之百分數表示之。

級配篩分析於土木工程性質上是最終強度的一重要指標。由數據分析結果可顯示此垃圾焚化底渣採樣的均勻度，及其級配比例。

3. 洛杉磯磨耗試驗(Los Angeles Abrasion Test)

磨耗試驗至今為止，在美國仍然為最常用之試驗。

此項試驗，主要者具有一水平旋轉之空心圓筒，長 20 吋，直徑 28 吋，並有鋼架徑向突出 3 吋，伸展至圓筒之全長度。在此圓筒內，加以 5,000 克之所欲試驗之粒料，及 12 枚鋼球，每枚重 417 克，並以每分鐘 30 轉至 33 轉之速度旋轉 500 轉。此粒料然後在 12 號篩子(1.68mm 開孔)上洗滌之，再予乾燥並衡其重量。其次再將原先之重量與最後之重量之差，作為百分數損失而記錄之。

此項試驗結果指出，其粒料之損失甚高者，無法產生強度高之產品。這項試驗，對於定值底層粒料極為有用。

基層混合料規定洛杉磯磨耗試驗其磨耗率應為 50% 以下。

4. 硫酸鈉健性實驗(Sodium Sulfate Soundness Test)

垃圾焚化底渣依照 CNS 1167 的粒料健性試驗方法，浸入硫酸鈉溶液中，經過 5 個循環的健性實驗，所得之健度為能表示垃圾焚化底渣的抗風化之潛力。

美國材料試驗學會 ASTM C 88-69 試驗，係應用硫酸鈉或硫酸鎂試驗粒料之健度，在美國常用以決定粒料抗風化之潛力。此乃公路材料選擇中應予定值之一重要因子。

在此試驗，約有 5,000 克已知顆粒分析大小之粒料，浸入於硫酸鈉或硫酸鎂之溶液 16 小時至 18 小時。「此樣品在一定重量在 230°F 之烘爐中烘乾之」，此項步驟重複 5 個循環或 10 個循環。此樣品然後冷卻、清洗並乾燥至固定重量，再以篩子篩之，並秤重，其損失之百分比即求得。在粒料空隙中鹽晶體之擴大，有使顆粒分離之趨勢，此與水之冰凍作用相類似。

硫酸鹽健性試驗，是用以於區別堅實粒料與非堅實粒料者。

(1) 硫酸鈉健性實驗目的

台灣地處惡劣的自然環境（炎熱潮溼、四周環海、污染嚴重等），垃圾底碴若要應用於道路基層，首先必須模擬其長期處於道路基層乾濕之環境下，粒料是否仍具有足夠之耐久性，以確保道路結構之穩定，目前相關規範對於道路基層材料之耐久性尚無規定，但為了解氣象作用對垃圾底碴及工程品質之影響，故進行健性試驗。

(2) 硫酸鈉健性實驗概說

粒料須具有抵抗物理性風化作用及化學性風化作用之耐久性：

A. 物理健性

物理健性為粒料抵抗風化作用而不生破裂或分解的性能：粒料吸水性高則健性差，因水易於進出粒料使構造物易冰凍脹裂、乾濕縮脹、易溶解等影響強度及耐久性。

B. 化學健性：

卜特蘭水中含有 K_2O 及 Na_2O 等之鹼性成分，與有些帶 SiO_2 、 Al_2O_3 活性之粒料會發生化學反應類似水玻璃之物質，此種物質形成半透膜不放出水只吸水而產生過度膨脹之結果，使混凝土發生破裂、扭曲及崩潰等現象，稱之為粒料鹼性反應(Alkali-aggregate Reaction)。具鹼性反應之粒料，一般認為有蛋白石、矽酸質與苦土質之石灰岩、凝灰岩及板岩等。粒料之鹼性反應對混凝土品質有絕對不良之影響，有具鹼性反應之粒料最好避免使用。

本實驗係測定垃圾底碴對於飽和硫酸鈉溶液之分解(Disintegration)抵抗力，用以研判垃圾底碴之抗風化作用(Weathering)能力。

(3) 硫酸鈉健性實驗試驗儀器

A. 篩：所用各篩號，依據 CNS386 試驗篩(或美國標準篩)之規定，並需具備表 3-7 所列各篩號。

表 3-7 粗、細粒料所用各篩號

細粒料 CNS386 篩(美國標準篩號)	粗粒料 CNS386 篩(美國標準篩號)
0.15(#100)	9.5 (3/8")
0.3(#50)	12.5 (1/2")
0.6(#30)	19 (3/4")
1.18(#16)	25 (1")
2.36(#8)	37.5 (1 1/2")
4.75(#4)	50 (2")
	63 (2 1/2")
	較大之篩，每篩間篩孔增大 12.5 CNS 386(1/2")分列之

- B. 網籃：用鐵絲網或篩網作成之筐籃，或用穿有孔眼之容器，孔眼須使溶液能充分入容器，並能自由流進流出，同時不致使粒料流失。通常網籃高度約直徑一倍半。所用網籃須能抵抗硫酸鈉溶液之侵蝕。
- C. 容器：用以盛裝硫酸鈉溶液，供裝有試料之網籃浸泡用。容器之直徑與高度相同，且直徑約為網籃直徑之兩倍。所盛溶液體積，至少須多於試樣體積五倍以上。所用容器須能抵抗硫酸鎂溶液之浸蝕。
- D. 恆溫設備：具能調整溫度的恆溫設備，以調節試樣粒料，浸於硫酸鎂溶液內時的溫度。
- E. 磅秤：秤量細粒料用之天秤，最小容量為 500 公克以上，靈敏度為 0.1 公克。
- F. 烘箱：空氣循環式且流通自如，其溫度可達 105°C 至 115°C 之間，能保持恆溫者。
- (4) 硫酸鈉健性實驗試驗溶液之製備：

A. 飽和硫酸鈉溶液

將化學用純淨(CP)或藥劑標準(U.S.P)或相等品級之脫水硫酸鈉(Na_2SO_4)粉末或硫酸鈉結晶($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)之鹽類，溶解於 25°C 至 30°C 之水中，加入足夠的量，不僅可以達到飽和且有多餘之結晶出現。在添加過程中，須徹底攪拌，並需時時攪動直至使用時為止。在使用之前，該溶液宜冷卻至 21°C±1°C，且至少須保持在此溫度 48 小時以上。在使用時需再予攪拌，若容器內有結塊之鹽類，更應徹底攪拌溶

解，務使其比重在 1.151 至 1.174 之間。

通常在 22°C 之溫度時，每公斤水加 215 公克之脫水硫酸鈉粉末或 700 公克之硫酸鈉結晶。

B. 試樣準備

垃圾底渣於細粒料（粒徑大於 4.75CNS386 相當於美國標準篩 #4）部份較多，故捨棄粗粒料部份以細粒料的健性實驗結果代表垃圾焚化底渣的抗風化能力。

(5) 細粒料硫酸鈉健性實驗

A. 細粒料試樣應通過 9.5CNS386 篩（美國標準篩 3/8" 篩），取樣之顆粒大小及在兩篩號間之存留量，應符合表 3-8 之規定，並應有 5% 以上之寬裕量。

B. 將細粒料用 0.3CNS386 篩（美國標準篩 #50）徹底洗淨，再予 105°C 至 110°C 之烘箱內烘乾至一定重量。用表 3-8 之試驗標準篩，將試樣予以篩分，再從各篩分中，各取 100 公克（通常 110 公克之試樣已夠），其餘則可捨棄，所取之 100 公克試驗，分別置入容器內，以備試驗。

表 3-8 細粒料在兩篩號間之留存量

篩號 CNS386(美國標準篩號)		留存量
停 留	通 過	
0.3(#50)	0.60(#30)	100 以上
0.6(#30)	1.18(#16)	100 以上
1.18(#16)	2.36(#8)	100 以上
2.36(#8)	4.75(#4)	100 以上
4.75(#4)	9.5(3/8")	100 以上

(6) 硫酸鈉健性實驗步驟

A. 將置有試樣之容器，浸泡於飽和硫酸鈉溶液內，液面至粒料之深度至少須 12.5 公厘(1/2")。完全浸泡後加蓋，以免液體蒸發及侵入雜質，同時保持溶液之浸蝕溫度 21°C±1°C，浸泡時間為 16 小時至 18 小時。

B. 將浸泡過之試樣，自溶液內取出，於室溫下涼乾，然後再放入 105°C 至 110°C 之恆溫烘箱內烘乾。由試樣浸泡於硫酸鈉溶液，至取出烘乾為止，謂之一循環。

- C. 烘乾至一定重之試樣，等冷卻至室溫後，再浸入硫酸鈉之飽和溶液內，重複上述步驟，直至所須之次數為止。
- D. 在完成最後一次循環試驗，試驗於室溫冷卻後，即用清洗洗除硫酸鈉，並用氯化鋇(BaCl₂)溶液與沖洗之水作反應試驗，以鑑定是否已被洗除。
- E. 清洗過之試驗，在 105°C 至 110°C 之恆溫烘箱內烘乾至一定重量，對細粒料均以試驗前之同一篩號篩之，並秤量各別重量。其與該兩篩號原試樣之重量百分比，即為該種類之損耗率。

注意事項：

- ① 製備之飽和硫酸鈉溶液，有變色現象，則需去掉或加以過濾，並校正其比重。
- ② 試樣浸泡後，於烘箱內烘乾之過程中，不應使任何顆粒漏失。如為細粒料，任何大於 0.15CNS386 篩(美國標準篩#100)之碎骨不得漏失。
- ③ 飽和溶液需有結晶析出，以保溶液之飽和；每一飽和溶液，以不超過 10 次循環之試驗為宜。

(7) 硫酸鈉健性實驗計算式

細粒料硫酸鈉之健性試驗之損耗率，由式①及式②計算之：

$$E = \frac{B - C}{B} \times 100 \dots\dots\dots ①$$

$$\Sigma F = \Sigma (A \times E) \dots\dots\dots ②$$

式中：E=各粗粒料損耗率(%)

B=試驗前各組粒料試樣重(公克)。

C=試驗後各組粒料試樣重(公克)。

Σ F=粒料總損耗率(%)。

A=各組粒料重量百分比。

以硫酸鈉試驗者須不大於 10%，若再生細粒料用於熱拌瀝青混凝土路面時，其 5 次循環之硫酸鈉試驗，重量損失不得大於 15%。

依據硫酸鈉試驗實驗結果，可判斷垃圾焚化底渣，是否具有足夠的抗

風化作用能力，作為基層材料是否無耐久性不佳之虞。

5.路基土壤阻力 R 值 (Resistance Value) 試驗

R 值試驗參考 ASTM D2844-69 和 AASHTO T190-74，正常試驗過程為「製作試體 擠水壓力試驗 膨脹試驗 (浸水 16-24 小時後) 穩定值試驗 計算 R 值」主要評估路基土壤強度，試驗全程約需 1 週。

公路總局材料試驗所，是國內唯一擁有路面材料 R 值試驗設備 (R 值試驗試驗結果最能反應路基材料之路面工程性質且最能與傳統材料作比對) 的單位，並為國內此項實驗之權威，所以本計畫對於其應用於路基的可行性，將委託該單位進行模擬評估實驗。

3.5.3 自然熟化的方式進行前處理

取垃圾焚化底渣 180kg 模擬自然熟化的方式進行前處理，將垃圾焚化底渣分成室內堆置及露天堆置 (參考照片 3-3 所示) 各堆置 90kg 焚化底渣進行自然熟化的工作，且分別於 0 天及 9 個月後，取樣進行工程物理特性的研究，同時於堆置 0 天、23 天及 9 個月，取樣分析其化學組成的變化，並探討垃圾焚化底渣經自然熟化後，其工程及化學組成的變化。實驗條件如下所述：

- ◎於室內遮雨空間及露天開放的空間。
- ◎各置放一 200 L 的方形桶，底部均勻打洞並架上一隔離層鋪上濾膜，防止細粒徑的底渣滲出，並於露天堆置容器下方設置一盛水裝置。
- ◎濾膜上方各堆置 90kg 垃圾焚化底渣。
- ◎分別於堆置 0 天及 9 個月後，取樣進行工程物理特性的研究；堆置 0 天、23 天及 9 個月後，取樣進行化學組成的分析研究。



照片 3-3 垃圾焚化底渣於室內及露天堆置自然熟化區

表 3-9 垃圾焚化底渣大地工程性質分析

樣品 項目	內湖底渣 (露天堆置 9個月)	內湖底渣 (室內堆置 9個月)	樹林底渣 原樣 92.5.7	樹林底渣 12mm以下 92.5.7	備註
1.篩分析	✓	✓	✓	✓	*
2.含砂當量	✓	✓	✓	✓	*
3.級配料夯壓試驗	✓	✓	✓	✓	*
4.土壤分類	✓	✓	✓	✓	*
5.重模 CBR 試驗	x	x	x	✓	*；樣品數量不足則 CBR 試驗不做。
6.磨損試驗	✓	✓	✓	✓	*
7.健度試驗	✓	✓	✓	✓	*
8.比重及吸水率試驗	✓	✓	✓	✓	*
9.單位重試驗	✓	✓	✓	✓	*
10.粒料內 < 75um 含量試驗	✓	✓	✓	✓	*
11.液性限度試驗	✓	✓	✓	✓	*
12.塑性限度試驗	✓	✓	✓	✓	*
13.R 值試驗	✓	✓	✓	✓	*；正常時程
14.膨脹率試驗	✓	✓	✓	✓	*；試體由濕變乾之膨脹情形，觀察至膨脹值穩定，暫定為 3 個月。

註：

*：92.06.13 委託交通部公路總局材料試驗項目

3.6 安定化性質評估分析

垃圾焚化底渣主要的成份為 SiO_2 、 CaO 、 Fe_2O_3 及 Al_2O_3 等無機質成份，推估最經濟可行的再利用方式為道路底層的鋪設，為了驗證其可行性，特別與國內鋼鐵業高爐渣再利用於道路的工程品質要求進行比較，並針對垃圾焚化底渣進行一系列相關測試分析，參考比較的規範為 CNS11828 道路用高爐渣檢驗法、CNS11827 道路用高爐渣、CNS14602 道路用鋼爐渣等。

同時亦參考台灣省交通處公路局台灣公路工程施工說明書：基層混合料相關規定，目前基層混合料除特別規定者外，其應符合表 3-10 之級配規定。

基層混合料除特別規定

- ◎粗粒料為停留於 2.0mm(N0.10)篩以上之部份，其洛杉磯磨耗試驗之磨耗率不得大於 50%。
- ◎通過 0.425mm(No.40)篩之材料，其液性限度不得大於 25，塑性指數不得大於 6 (非塑性)。

表 3-10 道路基層混合料級配規定

篩號(mm)	過篩百分率 (%)
4 in (100)	100
No.4 (4.75)	25~100
No.200 (0.075)	0~25

對於垃圾焚化底渣相關的物理及工程測試方法其索引說明，如表 3-11 所示。

表 3-11 垃圾焚化底渣物理及工程測試方法

測試方法名稱	方法依據
pH 值測試	環署檢-4412.0
含水量測試	環署檢-4210.5
外觀密度測定	環署檢-42211.0
單軸抗壓強度	CNS 1232
硫酸鹽耐久性試驗	CNS 1167
粗細混合粒料篩分析	AASHTO T27-97
粗粒料比重及吸水率	AASHTO T85-91(1996)
改良式夯壓	AASHTO T180D-97
C.B.R 值	(a)現場試驗：ASTM D4429。 (b)擾動樣品試驗：AASHTO T193。ASTM D1883
呈色判定	CNS 14602 第 6 節
土壤分類方法：	(a) AASHTO M145。 (b) ASTM D2487 (c) FAA 分類方法：E1~E13。
R 值試驗方法：	(a) AASHTO T190。(b) ASTM D2844。 (c) AI MS-10。(d) 美國加州公路局材料試驗手冊。 (e) 台灣省公路局公路材料手冊。 (f) 中華顧問工程司路面工程手冊。

四、實驗結果整理

4.1 採樣及分析結果

垃圾焚化底渣以簡單快速的機械物理處理方式。參考目前國賓陶瓷公司底渣前處理廠的處理流程如照片 4-1 所示。



底渣運送貨車



含鐵物質戶外堆放



木屑、耐燃綿、塑膠等



4 號篩網選別機



經前處理過之底渣露天堆置



樹林底渣(原樣)



前處理後的底渣



4 號篩網以下之底渣

照片 4-1 國賓陶瓷公司垃圾焚化底渣前處理廠機械物理處理流程

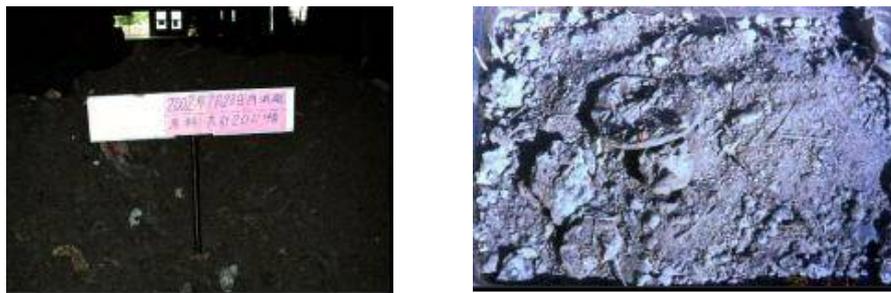
垃圾焚化底渣機械物理處理後組成分析結果分析資料如表 4-1：



表 4-1 樹林垃圾焚化底渣經機械物理前處理後分析資料

前處理後分析	比例(% _{w/w})
前處理後的底渣:	85.7
磁選得含鐵部份:	9.67
渦電流得非鐵及不銹鋼部份:	0.48
風選得未燃份:	1.29

垃圾焚化底渣再利用前需進行一系列前處理，去除不穩定的材質，才能符合道路基層堅固穩定的要求，於 92 年 4 月 7 日委託國賓陶瓷公司垃圾底渣前處理場，以樹林廠垃圾資源化廠的垃圾底渣 260 公噸，進行堆置 21 天、破碎、篩選、磁選、渦電流及風選等前處理工作，所得產品的比例為：前處理後的底渣 222.8 公噸(佔 85.7%)；其含鐵物質 25.1 公噸(佔 9.67%)；非鐵成份物質（銅、鋁、不銹鋼等）1.25 公噸(佔 0.48%)；未燃有機成份 3.35 公噸(佔 1.29%)。



照片 4-2 垃圾底渣烘乾前後

4.2 垃圾焚化底渣取樣代表性驗證及篩分析結果

經前處理後之 1.89 公噸底渣中，採取 600 kg 樣品運回本實驗室，進行後續底渣物化特性及工程性質等的分析。取樣之代表性驗證，是藉由比對四個不同單位的級配篩分析結果，來判定取樣是否均勻且具代表性。此四個不同單位包括：交大土木工程學系材料實驗室、財團法人中華顧問工程司 試驗中心桃園試驗室、臺灣省公路總局材料實驗所及財團法人工業技術研究院(以下簡稱工研院)等，各單位分別取 30~60kg 的底渣進行的級配篩分析試驗，分析的數據資料可參照表 4-2. 底渣的級配篩分析試驗結果。經由比較此級配篩分析試驗結果，可驗證所取的垃圾焚化底渣樣品非常均勻且具代表性。

表 4-2. 內湖垃圾焚化底渣(91.7.25 取樣)篩分析結果

單位：%

篩號	工研院	公路總局材驗所	中華顧問桃園試驗	交大土木工程材料實驗室 (I)	交大土木工程材料實驗室 (II)	碎石級配 AASHTO 規範	
						A 級	B 級
19.0mm 3/4"	0	0	0	0	0		
12.5mm 1/2"	0.78	1.5	0	0.49	0.49		
10mm	5.77						
9.5mm 3/8"	7.26	7.8	6.3	4.97	4.97	35~70	25~60
#4		30.8	31.6	29.25	29.25	45~75	40~70
4mm #5	37.16						
2.36mm #8	54.87		51.6		47.61		
2mm #10	60.36	54.8		51.34		60~85	55~80
1.190mm #16	68.97						
840um #20	73.43						
#40		80.6	81.4	72.32	72.08	80~92	70~85
75um #200	91.19	91.3	94.4	83.64	83.4	92~98	80~95
-75um 底盤	100			100	100		
備註	乾篩	乾篩	濕篩	濕篩	濕篩		

4.3 垃圾焚化底渣基本特性分析

垃圾焚化底渣資源化必需先了解其基本特性，包括組成成份分析、重金屬總量分析、燒失量及毒性特性分析 TCLP 溶出試驗等資料。

4.3.1. 垃圾焚化底渣組成成份分析

將取回本研究室之垃圾焚化底渣，模擬一般道路所承受之最高溫度範圍 60°C 至 50°C，以電熱式烘箱定溫 50°C 進行乾燥，避免因高溫烘乾而破壞或改變，垃圾焚化底渣部份未知的成份及結構，再繼續進行以下之成份分析。

結果如表 4-3 所示，其主要成份為 SiO₂ 及 CaO、Fe₂O₃、Al₂O₃ 等及大部份可溶性鹽類，其燒失量 L.O.I. 在 6%~11%，表示仍含有有機質成份。

表 4-3 垃圾焚化底渣組成成份分析(內湖廠 91.7.25 取樣)

主要成份	比例 (%)	量測方法
燒失量 L.O.I.(1000°C)	6.39~11.21	重量法
SiO ₂	37.68~43.30	重量法
Al ₂ O ₃	5.99~6.08	ICP-AES
Fe ₂ O ₃	7.92~9.49	ICP-AES
CaO	13.03~16.72	ICP-AES
Mg O	1.35~1.39	ICP-AES
Na ₂ O	1.04~3.22	ICP-AES
P ₂ O ₅	1.87~3.01	ICP-AES
K ₂ O	1.02~1.06	ICP-AES
次要成份	比例 (%)	量測方法
CuO	0.26~0.40	ICP-AES
ZnO	0.38~0.57	ICP-AES
MnO ₂	0.14~0.19	ICP-AES
TiO ₂	0.41~0.47	ICP-AES
S	0.48~0.52	ICP-AES
少量成份	含量 (mg/kg)	量測方法
BaO	687~1090	ICP-AES
總 Cr	258~208	ICP-AES
SrO	264~378	ICP-AES
Bi ₂ O ₃	190~334	ICP-AES
Co ₃ O ₄	46~64	ICP-AES
NiO	246~318	ICP-AES
Sb ₂ O ₃	180~247	ICP-AES
SnO ₂	381~449	ICP-AES
V ₂ O ₃	59~76	ICP-AES
PbO	608~2500	ICP-AES
CdO	~29	ICP-AES
SeO ₃	~	ICP-AES
Hg	0.35	Hg 分析儀

表 4-4 經機械物理前處理後垃圾焚化底渣之化學組成分析結果 單位:mg/kg

元素	樹林垃圾廠底渣 * (原樣)	樹林垃圾廠 底渣* (前處理後)	樹林垃圾廠底渣 * (前處理後過 4 號篩; 篩上)	樹林垃圾廠底渣 * (前處理後過 4 號篩; 篩下)	國外垃圾焚化 底渣**
Ag	8.5~10.7	10.9~29.9	13.0~31.5	28.8~44.3	0.29~37
Al	38559~39784	30727~32734	36509~37605	34683~37800	22000~73000
As	209~227	176~178	209.8~213.9	194.5~231.7	0.12~190
B	587~1192	182~1708	303~702	251~619	38~310
Ba	1104~1166	1147~1222	1097.5~1108.6	1123.6~1162.1	400~3000
C	82370~82860	67020~69230	82370~86670	88630~92750	10000~60000
Ca	>220000	>220000	>220000	>220000	37000~120000
Cd	6.8~7.8	6.0~6.3	8.7~9.7	11.6~11.8	0.3~71
Cl	10750~11140	10580~11050	12500~13400	11400~14100	800~4200
Co	49.6~53.1	61.4~64.6	80.8~87.8	42.4~73.6	6~350
Cr	323~439	310~481	435.2~555.3	577.4~594.3	23~3200
Cu	4139~4474	2770~3305	4278~4724	4714~5263	190~8200
Fe	49320~51448	55011~55823	64182~64934	69226~70617	4100~150000
Hg	---	---	---	---	0.02~7.8
K	11190~11556	10826~11258	10864~10959	11049~11158	750~16000
Mg	7959~8079	7081~7494	8568~8727	8529~8728	400~26000
Mn	869~894	1231~1292	1561~1592	1827~1852	83~2400
Mo	---	---	---	---	2.5~280
N	---	---	---	---	110~900
Na	33635~36020	36900~39726	28990~29598	27275~27710	2900~42000
Ni	216~242	200~205	289.5~331.3	280.45~290.8	7~4300
O	---	---	---	---	400000~500000
P	11965~12519	10005~14763	17076~18891	16745~18442	1400~6400
Pb	2471~2807	1783~2057	2392~2420	4479~4945	98~14000
S	17232~18536	14011~14657	18004~18676	18449~18706	1000~5000
Sb	128~162	114~154	140~168	178~190	10~430
Se	230~265	231~250	275~288	263~301	0.05~10
Si	175554~176110	193261~194348	165408~165917	157171~157922	91000~310000
Sn	209~349	160~219	308~402	460~502	2~380
Sr	303~311	318~333	364~369	388~419	85~1000
Ti	4439~4593	3837~4080	4946~5069	4789~5246	2600~9500
V	37.3~38.8	39.4~40.4	41.0~42.0	44.3~45.1	20~120
Zn	4261~4535	6774~7488	5137~5367	5464~5815	610~7800

註: *三重複分析數值的範圍。

**資料來源:Wiles,C.C., "Municipal solid waste combustion ash: state-of-the -knowledge",
J. Hazardous Materials, 47,pp.325-344(1996)

由分析結果表 4-4 得知，垃圾焚化底渣中最主要的元素為 Si、Ca、C、Fe、Al、Na、S、P、K 等，經前處理後 As、Cd、Cu、Cr、Pb、Se 等重金屬的量明顯降低，而底渣經前處理後再過 4 號篩網，將底渣再細分為粒徑為 12mm~4.76mm（過 4 號篩網；篩上）及 4.76mm 以下（過 4 號篩網；篩下）的範圍，由化學組成分析結果可發現 As、Cd、Cu、Cr、Pb、Se、Zn 等重金屬明顯集中於粒徑 4.76mm 以下（過 4 號篩網；篩下）的底渣。由前處理後垃圾焚化底渣之化學組成分析結果，得知前處理主要的功用為金屬的去除，其中以 Al 及 Cu 的減少量最為明顯。

由底渣前處理之工程物理性質及化學組成分析得知，底渣前處理主要在去除金屬物質，以及去除底渣結構中易腐蝕變動的部份，去除不適合做為路基粒料應用的部份，經前處理後得到結構穩定的焚化底渣物質，將作為路基粒料應用的研究材料。



4.3.2 毒性特性溶出程序(Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP)

TCLP 為美國環保署在土地限制計畫下所公佈的最佳示範的可行處理標準。目前我們環保署亦以此法做為有害廢棄物之判定標準，參照（90）環保署檢字第 28002 號公告 NIEA R201.13C 方法。

表 4-5 為內湖垃圾焚化廠垃圾焚化底渣，經篩分後於不同粒徑範圍之底渣，以毒性特性溶出實驗(TCLP)分析其重金屬其重金屬含量，分析結果其重金屬皆低於環保限值，證實其屬於一般事業廢棄物，可以進行資源化再利用。

表 4-5 91.7.25 取樣之內湖廠底渣毒性特性溶出實驗(TCLP) (單位 mg/L)

Sample	Cd	Cr	Pb	Hg	Se
200#篩下	---	0.11	---	---	---
200#篩上	---	0.02	---	---	---
20#篩上	---	0.02	---	---	---
16#篩上	---	0.03	---	---	---
10#篩上	---	0.03	0.63	---	---
5#篩上	---	0.08	---	---	---
8#篩上	---	0.10	3.33	---	---
4.75mm**	---	0.08	---	---	---
9.5mm	---	0.05	---	---	---
9.5mm**	---	0.06	---	---	---
10\mm	---	0.06	---	---	---
12.5mm	---	0.06	---	---	---
焚化底渣 ₁	---	0.04	---	---	---
焚化底渣 ₂	---	0.03	---	---	---
焚化底渣 ₃	---	0.04	---	---	---
環保限值	1.00	5.00	5.00	0.20	1.00

註:---表低 ICP 偵測極限

**表加固化劑者

4.4 自然熟化的方式進行前處理 (模擬垃圾焚化底渣露天堆置)

4.4.1 雨水淋洗後滲出水的成份分析

取 90kg 內湖垃圾焚化底渣露天堆置，觀察經雨水淋洗後的滲出水情形，收集滲出水並進行主要的成份分析，以 ICP 分析其滲出水的成份，結果如表 4-6.所示，對照組雨水水樣分析結果如表 4-7 所示，得其主要成份為 Ca、Na、K 等之 Cl 鹽，由實驗得知內湖垃圾焚化底渣若於露天堆置，經雨水淋洗後將會滲出大量的 Ca、Na、K 等之 Cl 鹽，其可能對環境的影響仍需更長時間的觀察。

表 4-6 內湖垃圾焚化底渣經雨水淋下之水樣以 ICP 分析結果 單位:mg/L

滲出水	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Na	P	Pb	Si	Sr	Zn	Cl
91.8.2	0.4	1.5	>	0.0	0.1	16.3	0.1	2791.9	0.2	4023	3.2	0.4	2.8	4.7	0.1	9226.6
91.8.2	0.3	1.5	>	0.0	0.1	16.4	0.1	2814.9	0.2	4008	3.2	0.3	2.8	4.7	0.1	9362.1
91.8.3	0.3	1.5	>	0.0	0.1	16.3	0.1	2807.1	0.2	3993	3.0	0.3	2.8	4.7	0.1	9293.2
91.8.3	0.9	2.1	>	0.0	0.1	29.0	0.0	4106.4	0.6	>	1.3	--	1.5	7.1	0.1	13168.0
91.8.5	9.2	1.4	>	0.0	0.0	9.7	0.1	1142.4	0.1	1640	1.9	0.6	1.6	2.9	0.1	3649.6
91.8.7	0.8	2.7	>	0.0	0.0	17.1	0.0	1773.5	0.2	2539	1.1	0.0	0.8	4.4	0.1	5667.2
91.8.8	1.5	5.7	>	0.0	0.1	43.3	0.0	4451.1	1.2	>	0.9	0.0	3.2	9.4	0.2	15215.9
91.9.6	0.8	0.8	>	0.0	0.1	8.1	0.0	2511.9	5.9	4016	0.2	0.0	1.2	3.6	0.1	9044.1
91.9.6	9.3	1.1	>	0.0	0.1	8.3	0.0	2297.5	0.4	3847	0.7	0.1	1.8	3.6	0.0	9228.8
91.9.6	1.8	0.9	>	0.0	0.1	8.6	0.0	2203.0	1.8	3688	0.2	--	1.3	3.4	0.1	8580.2
91.9.7	3.6	0.5	>	0.0	0.0	5.5	0.0	1297.9	0.8	2165	--	0.0	0.7	2.2	0.0	7469.0
91.9.9	0.6	0.8	>	0.0	0.1	8.3	0.0	1567.4	0.9	2535	0.0	--	1.4	2.8	0.1	5677.7
91.9.15	1.0	1.2	>	0.0	0.1	13.0	0.0	3529.6	4.9	>	0.5	--	2.0	5.7	0.1	

註: > 表高出偵測極限值; Ca 的偵測極限 220000 mg/L

■ 表低於偵測值

表 4-7 對照組雨水水樣以 ICP 分析結果

單位:mg/L

雨水	Al	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Na	P	Pb	Si	Sr	Zn	Cl
91.8.5	0.08	0.01	2.67	0.00	0.00	0.00	0.01	1.43	0.19	2.06	--	0.02	--	0.01	0.06	--
91.8.7	0.12	0.01	3.11	0.01	0.00	0.01	0.01	2.64	0.39	2.41	--	0.03	0.05	0.01	0.06	--
91.8.10	0.09	0.02	9.62	0.01	0.00	0.02	0.01	2.33	0.94	5.82	--	0.02	0.53	0.03	0.16	
91.9.6	0.11	0.02	2.15	0.00	0.00	0.01	0.01	4.54	0.56	5.29	--	0.02	--	0.01	0.07	--
91.9.6	0.09	0.03	8.38	0.00	0.00	0.03	0.01	2.33	1.48	9.21	--	0.02	0.14	0.03	0.17	--
91.9.7	0.10	0.02	2.18	0.00	0.00	0.01	0.01	3.01	0.39	3.31	--	0.01	--	0.01	0.08	--

註: -- 表低於偵測值

4.4.2. 自然熟化處理前後化學組成特性分析

為更深入了解自然熟化處理對於底渣再利用於道路基層的影響，於垃圾焚化底渣堆置 0 天、23 天及 9 個月後，取樣分析其化學組成的變化，表 4-8 為垃圾焚化底渣於露天及室內堆置 0 天、23 天及 9 個月後，其化學組成的分析結果。

由分析結果得知自然熟化的處理對於底渣中大部份元素如 Ag、Al、C、Cd、Cl、Cr、Fe、K、Mg、Mn、Na、Ni、P、Sb、Se、Sn、Sr、Zn 等的含量，有明顯的降低的作用。且露天堆置可明顯降低大部份元素如 Cl、B、Ba、Cd、Cr、Fe、K、Na、Ni、Se、Sr、Zn 等的含量，其中 Cl 的含量減低最為明顯，其原因應是由於 Cl 元素最易被雨水淋洗而流失所造成。由結果分析可發現 Si、Pb、Cu、Ca 等元素，並不易隨自然熟化的處理而降低其含量。

表 4.8 垃圾焚化底渣於自然熟化 0 天、23 天及 9 個月，化學組成分析結果 單位:mg/kg

元素	內湖垃圾焚化廠 底渣 (原樣) *	內湖垃圾焚化廠底 渣室內堆置 (23 天) *	內湖垃圾焚化廠 底渣露天堆置 (23 天) *	內湖垃圾焚化廠 底渣室內堆置 (9 個月) *	內湖垃圾焚化廠底 渣露天堆置 (9 個月) *	國外垃圾焚化 底渣**
Ag	---	20.2~23.4	18.9~19.2	13.7~99.3	5.9~18.8	0.29~37
Al	30503~69657	36160~39387	41596~43798	39927~41554	38329~40081	22000~73000
As	---	214~238	253~297	227~233	209~221	0.12~190
B	---	219~752	292~356	324~1047	377~791	38~310
Ba	837~1634	907~943	851~866	1286~1338	1276~1344	400~3000
C	110200~115400	73470~73880	59760~60290	73640~74070	74870~76300	10000~60000
Ca	119063~221518	>220000	>220000	>220000	>220000	37000~120000
Cd	20.7~37.2	11.3~11.9	10.1~10.5	9.9~11.1	10.3~10.8	0.3~71
Cl	---	8900~9500	3000~3900	7630~8450	3340~4290	800~4200
Co	42.5~78.6	51.8~56.2	78.5~81.0	47.0~51.0	44.8~50.7	6~350
Cr	399~851	232~373	377~509	517~614	327~399	23~3200
Cu	3211~5606	4258~4335	5127~5568	5027~5189	3744~4550	190~8200
Fe	61840~116076	72158~73433	67856~69216	64777~66466	69364~72580	4100~150000
Hg	---	---	---	---	---	0.02~7.8
K	8383~19520	10088~11025	9796~9942	11208~11468	10438~10609	750~16000
Mg	8329~14275	8279~8524	7787~8645	6458~6860	6928~7272	400~26000
Mn	1212~2189	1174~1200	1191~1224	1042~1062	1087~1128	83~2400
Mo	---	---	---	---	---	2.5~280
N	---	---	---	---	---	110~900
Na	23078~43600	24027~24911	26764~27359	29104~30381	24521~25299	2900~42000
Ni	220~466	176~194	221~261	407~475	164~194	7~4300
O	---	---	---	---	---	400000~500000
P	36326~71184	15397~16668	15070~16668	10139~10667	11394~11745	1400~6400
Pb	2248~3769	3234~3436	3035~3102	2189~2307	3883~4880	98~14000
S	---	18614~21228	1215~17164	11512~12866	11033~18246	1000~5000
Sb	118~276	118~152	158~197	146~170	146~171	10~430
Se	---	318~344	308~328	255~273	246~288	0.05~10
Si	153778~175106	180702~187791	187917~188179	184058~185322	183217~184151	91000~310000
Sn	200~531	93~187	193~327	230~247	234~266	2~380
Sr	301~587	265~266	297~300	508~519	329~338	85~1000
Ti	3967~8696	3623~4258	4183~4384	4072~4210	4728~5218	2600~9500
V	37~76	48~50	48~49	43~44	45~47	20~120
Zn	4383~8269	3819~3941	4639~4768	6474~6635	4202~4513	610~7800

註：*內湖垃圾廠底渣經露天及室內堆置，其化學組成分析為三重複分析數值結果。

**國外垃圾焚化底渣資料來源: Wiles,C.C.,"Municipal solid waste combustion ash: state-of-the-knowledge", J. Hazardous Materials, 47,pp.325-344(1996)

4.5 垃圾焚化底渣物理性質及工程性質分析結果

1. 洛杉磯磨耗試驗(Los Angeles Abrasion Test)

洛杉磯磨耗試驗之損失高者，可能無法產生特高強度之混凝土固化產品。這項試驗對於定值底層粒料極為有用。實驗結果，內湖廠垃圾焚化底渣洛杉磯磨耗試驗其磨耗率為 41.7%，符合基層混合料規定 50%以下之要求。



照片 4-3 洛杉磯磨耗試驗

2. 硫酸鈉健性實驗(Sodium Sulfate Soundness Test)(實驗方法 CNS1167)

台灣地處惡劣的自然環境（炎熱潮溼、四周環海、污染嚴重等），垃圾底渣若要應用於道路基層，首先必須模擬其長期處於道路基層乾濕之環境下，粒料是否仍具有足夠之耐久性，以確保道路結構之穩定，目前相關規範對於道路基層材料之耐久性尚無規定，但為了解氣象作用對垃圾底灰及工程品質之影響，故進行健性試驗。

驗證是否具有粒料須具有抵抗物理性風化作用及化學性風化作用之耐久性，其中物理健性為粒料抵抗風化作用而不生破裂或分解的性能：粒料吸水性高則健性差，因水易於進出粒料使構造物易冰凍脹裂、乾濕縮脹、易溶解等影響強度及耐久性。化學健性則是探討 K_2O 及 Na_2O 等之鹼性成分，與有

些帶 SiO_2 、 Al_2O_3 活性之粒料會發生化學反應類似矽酸鈉（水玻璃）之物質，此種物質形成半透膜不放出水只吸水而產生過度膨脹之結果，使混凝土發生破裂、扭曲及崩潰等現象，稱之為鹼質與粒料反應(Alkali-aggregate Reaction)。

本實驗係測定垃圾底渣對於飽和硫酸鈉溶液之分解(Disintegration)抵抗力，用以研判垃圾底渣之抗風化作用(Weathering)能力。

垃圾焚化底渣依照 CNS 1167 及 ASTM C 88-69 試驗的粒料健性試驗方法，浸入硫酸鈉溶液中，經過 5 個循環的健性實驗，所得之健度為 2.3 %，遠低於級配粒料底層的標準 12 %，表示垃圾焚化底渣有極佳的抗風化之潛力。

3. 路基土壤阻力 R 值 (Resistance Value) 試驗

以威氏穩定儀(Hveem's stabilometer)測定路基土壤阻力值 R，設計時考慮具凝聚性土壤之泡水膨脹壓力，在作 R 值試驗過程中，以膨脹儀作膨脹壓力試驗可供求取最小覆蓋材料厚度之用，用於決定為防止路基土壤受車輛荷重，而產生塑性變形(plastic deformation)之所需路面結構厚度。

R 值試驗參考 ASTM D2844-69 和 AASHTO T190-74，實驗結果：R 值為 71~76，屬於級配料。



照片 4-4. 路基土壤阻力 R 值 (Resistance Value) 試驗

4. 土壤及土壤粒料混合物分類分析

內湖廠垃圾焚化底渣之土壤及土壤粒料混合物分類分析結果為 A-1-a【0】，此結果既表示內湖廠垃圾焚化底渣與石塊、卵石、粗砂、細砂及無塑性或脆弱之土壤結合料等之材料性質相當；是最良的路基材。

5. 加州承載比(California Bearing Ratio; CBR)試驗

加州承載比簡稱 CBR，表示土壤之承載力，其定義為土壤承載力與級配良好碎石承載力之比率百分數。

加州承載比(California Bearing Ratio; CBR)試驗結果如下：

夯壓試驗資料：試驗方法 AASHTO T180D-97

最佳含水量=15.0 %；最大乾密度=1728 kg/m³

CBR (浸水五天)=108 % (最大乾密度之 100%=1728 kg/m³時)

此 CBR 試驗結果，將提供未來進行路面厚度設計之參考，同時也可作為路基、基層、底層材料施工品質控制的依據。

6. 呈色判定試驗

經由 CNS 14602 第 6 節呈色判定實驗結果，內湖廠垃圾焚化底渣具有呈色反應，表底渣含有未完全燃燒的有機成份，其試驗結果如表 4-9 所示。

表 4-9. 呈色判定試驗

試驗項目	試驗方法	試驗結果
呈色判定	CNS 14602 第 6 節	有呈色

7. 垃圾焚化底渣機械物理處理前後工程物理特性分析

垃圾焚化底渣的機械物理前處理方式為:堆置 21 天、篩選 12mm 以上顆粒重新破碎、磁選除去鐵份、渦電流處理除去非鐵部份，經前處理後所得的

產品已去除結構易腐蝕變動不適合做為路基粒料應用的部份，可得結構穩定的焚化底渣物質，將作為路基粒料應用，下表為焚化底渣處理前後工程物理特性的比較結果。

表 4-10 焚化底渣經機械物理處理前後工程物理特性比較

工程物理特性		樹林垃圾 焚化底渣 原樣	樹林垃圾 焚化底渣 前處理後	天然砂礫
篩分過篩總量 (%)	試驗篩孔寬			
	9.5 mm	100	100	
	4.75 mm	91.0	98.0	
	2.36 mm	81.0	89.0	
	1.18 mm	61.9	63.2	
	600 μ m	44.8	48.3	
	300 μ m	21.4	26.1	
	150 μ m	9.5	10.0	<5
R 值		83~88	81~87	>70級配料
液性限度LL (%)		NP	NP	NP
塑性限度PL (%)		NP	NP	NP
塑性指數PI (%)		NP	NP	NP
土壤分類		A-1-a【0】	A-1-a【0】	A-1-a【0】
粗粒料乾搗單位重 (kg/m ³)		1489	1411	
粗粒料磨損率 (%)		38	38	≤50
吸水率 (%)		3.3	3.6	
比重		2.532	2.526	2.65
標準夯實最大乾密度(kg/m ³)		—*	1770	1850~2000
最佳含水量 (%)		—*	16	11~14
CBR		—*		35~60
硫酸鈉健性		—*		< 12%

註：(1) NP=無塑性。

(2) A-1-a【0】表由石頭、卵石、粗細砂、無塑性之土壤結合成之最良路基材。

(3) —*由於材料不足無法進行分析。

垃圾焚化底渣機械物理處理前後，工程物理特性變化並不明顯，皆為良好路基材。

8. 自然熟化處理前後工程物理特性分析

於室內及露天各堆置 90kg 焚化底渣，進行自然熟化的工作，於堆置 0 天及 9 個月後，取樣進行工程物理特性的研究，工程物理特性的研究包括：級配分析、R 值、土壤分類、土壤含水量與乾密度、材質強度 CBR 值、單位重、磨損率、健性、吸水率、土壤比重等，以了解自然熟化的前處理方式，對於焚化底渣應用於道路基層之影響，實驗結果如表 4-11 所示。

由表 4-11 焚化底渣於自然熟化堆置 0 天及 9 個月後，取樣進行工程物理特性的研究，經前自然熟化後的底渣明顯產生崩裂現象，尤其以室內堆置者細小粒徑的顆粒較多，可能是由於露天堆置者底渣經雨水淋洗時，部份細小顆粒流失，故細小粒徑的顆粒較少。露天堆置自然熟化之底渣其比重及磨損率，較室內堆置者佳，但整體工程物理特性的分析結果顯示，室內及露天堆置自然熟化對於焚化底渣的道路基層應用並不會造成明顯的影響。

表 4-11 自然熟化處理前後工程物理特性分析結果

工程物理特性		內湖垃圾焚 化底渣 堆置 0 天	內湖垃圾焚化 底渣露天堆置 9 個月	內湖垃圾焚化 底渣室內堆置 9 個月	天然砂礫
篩 分 析 過 篩 總 量 (%)	試驗篩號				
	9.5 mm	100	---	---	
	4.75 mm	98.5	100	100	
	2.36 mm	92.2	97.0	96.6	
	1.18 mm	69.2	72.3	79.5	
	600 μ m	45.2	45.0	56.0	
	300 μ m	19.4	19.3	28.3	
	150 μ m	8.7	7.3	11.8	<5
R值		71~74	77~82	81~85	>70級配料
液性限度 LL(%)		NP	NP	NP	NP
塑性限度 PL(%)		NP	NP	NP	NP
塑性指數 PI(%)		NP	NP	NP	NP
土壤分類		A-1-a 【0】	A-1-a 【0】	A-1-a 【0】	A-1-a 【0】
最佳乾密度 (kg/m^3)		1672~1728	—*	—*	1850~2000
最佳含水量(%)		15~15.4	—*	—*	11~14
CBR試驗(%)		90~108	—*	—*	>90
粗粒料乾搗單位 重 (kg/m^3)		1111	1192	1268	
磨損率(%)		41.7	46	48	≤ 50
健性(%)		2.3			< 12
吸水率(%)		4.2	5.3	5.3	
比重		2.41	2.62	2.26	2.65

註: 1.NP=無塑性

2.A-1-a 【0】表由石頭、卵石、粗細砂、無塑性之土壤結合成之最良路基材

3.—*由於材料不足無法進行分析

4.6 垃圾焚化底渣環境衝擊性評估

4.6.1 影響安定化因子之分析

(1) 鹽類結晶析出物

經觀察當垃圾焚化底渣水份約 20%，漸漸蒸乾至 7%~8%時，底渣表面開始有白色鹽類析出，經觀察發現此鹽類析出情形會隨環境的濕度增加而減少，為了解此鹽類的性質，取 1kg 及 2kg 垃圾焚化底渣加於 2 公升去離子水中進行萃取的工作，以旋轉翻動的方式充分水洗，經 24 小時操作後過濾出濾液，重覆此步驟 3~4 次，收集濾液以低溫（50°C）蒸發，使鹽類結晶析出，如照片 4-5 所示。



照片 4-5 垃圾焚化底渣析出鹽類結晶

(2) 以 X 射線螢光分析法(XRF)進行鹽類結晶物之析出物的定性分析。

經由 XRF 分析，得垃圾焚化底渣水溶性鹽類結晶物之主要元素為 Ca、Cl、Al、K、S、Na 等，如表 4-12 所示，這些鹽類當遇見水份時會溶於水中，但當水份失去時則會析出形成結晶。

表 4-12 內湖焚化底渣水溶性鹽類元素定性分析(XRF 分析)

底渣樣品		水溶性鹽類元素定性分析
1	主要元素	Ca、Cl、Al、K、S、Na、Fe、Cu、Br、Si、Sr
	微量元素	Mg、Ti、Zn、Ru、Rh、Ag、Sb、Ba、Au
2	主要元素	Ca、Cl、K、Al、S、Na、Fe、Br、Cu、Si、Zn、Sr
	微量元素	Mg、P、Ni、Ru、Rh、Sb、Ba

4.6.2 膨脹值試驗

試驗方法是以 CNS 12383-77[夯實土壤膨脹壓力及 R 值試驗法]求得各樣品擠水壓力 300psi 時之相對應含水量，以該含水量值，夯製三個試體，測擠水壓力後，將試體連同鋼模置於膨脹試驗儀上，惟不再添加任何水量於鋼模內浸泡試體，任由自然乾燥，同時持續觀察並記錄其膨脹量值。

表 4-13 焚化底渣膨脹值試驗累計膨脹量結果

樣品別	樹林(e級配)	樹林(原樣)	內湖(戶內)	內湖(露天)	
含水量 (%)	15.2	13.0	11.5	21.1	
擠水壓力(psi)	300	300	300	300	
試體高度 mm (in)	63.92/(2.52)	65.19/(2.57)	67.73/(2.67)	66.46/(2.62)	
累計膨脹量 mm	1天	0.002	0.001	0.002	0
	7天	0.015	0.004	0.002	0.002
	14天	0.103	0.020	0.003	0.016
	30天	0.720	0.154	0.043	0.214
	60天	1.580	0.650	0.160	0.880
	90天	2.070	1.260	0.185	1.425
	120天	2.120	1.330	0.193	1.470
	150天	2.230	1.365	0.197	1.475
	180天	2.235	1.410	0.198	1.475
	190天	2.260	1.420	0.201	1.475

註 1. 此膨脹值試樣為三重複試驗結果。



照片 4-6 膨脹值試驗

表 4-14 焚化底渣膨脹值試驗累計膨脹率結果

樣品別		樹林 (e 級配)	樹林 (原樣)	內湖 (戶內)	內湖 (露天)
含水量(%)		15.2	13	11.5	21.1
擠水壓力(psi)		300	300	300	300
試體高度 mm(in)		63.92	65.19	67.73	66.46
累計 膨 脹 率 (%)	1 天	0.003	0.002	0.003	0
	7 天	0.023	0.006	0.003	0.003
	14 天	0.161	0.031	0.004	0.024
	30 天	1.126	0.236	0.063	0.322
	60 天	2.472	0.997	0.236	1.324
	90 天	3.238	1.933	0.273	2.144
	120 天	3.317	2.04	0.285	2.212
	150 天	3.489	2.094	0.291	2.219
	180 天	3.497	2.163	0.292	2.219
	190 天	3.536	2.178	0.297	2.219

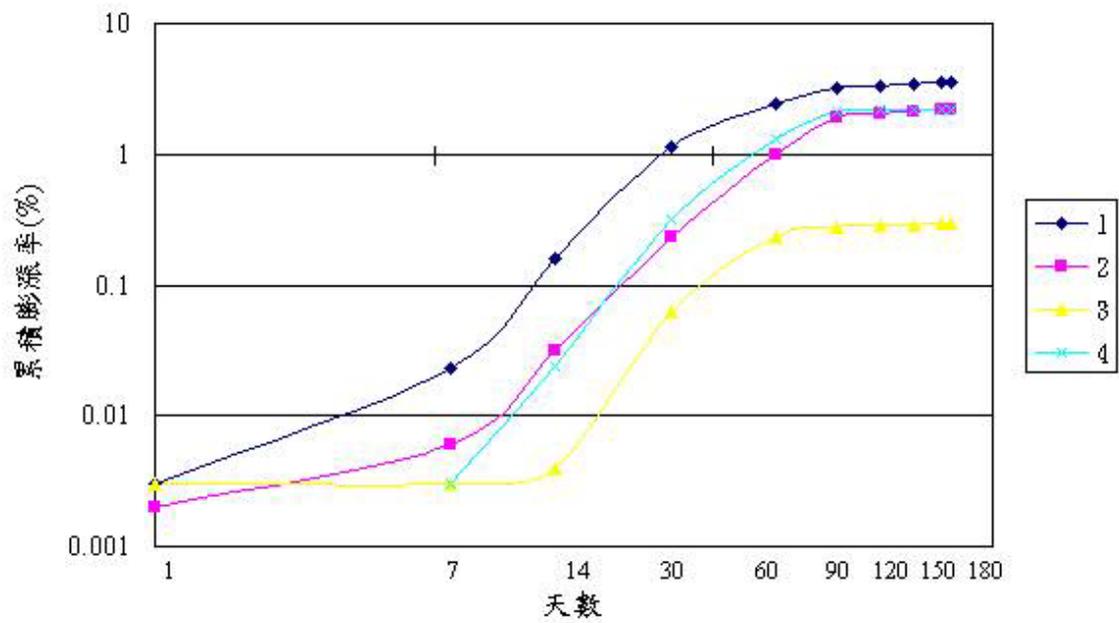


圖 4-1 垃圾焚化底渣累積膨脹率

- 註：1.垃圾焚化底渣經機械物理處理
 2.垃圾焚化底渣原渣
 3.垃圾焚化底渣經室內堆置處理
 4.垃圾焚化底渣經露天堆置處理

焚化底渣膨脹值試驗結果，顯示垃圾焚化底渣並不穩定，在乾燥不添加水份的情況下，會持續膨脹至 60~90 天才會穩定。此影響結果需持續關

五、結果與討論

5.1 實驗結果

1. 垃圾焚化底渣 TCLP 溶出試驗之結果

由表 5-1 所得的毒性特性溶出實驗分析結果顯示，所取樣之垃圾焚化底渣認定為一般事業廢棄物，不管為原樣之底渣，或是經過前處理、篩分具再利用價值之級配底渣，其重金屬溶出均符合 TCLP 溶出限值，可以進行材料化應用。

表 5-1 垃圾焚化底渣之 TCLP 重金屬溶出濃度

樣品 \ 重金屬	As(mg/L)	Cd(mg/L)	Cr(mg/L)	Pb(mg/L)	Hg(mg/L)
樹林焚化底渣	0.032	0.186	0.036	1.568	---
內湖焚化底渣	---	0.093	0.048	0.769	---
底渣E	---	0.062	0.085	0.602	---
底渣F	0.004	0.057	0.034	0.853	---
溶出限值	5.00	1.00	5.00	5.00	0.20

2. 焚化底渣組成成分之分析結果

本研究針對焚化底渣原樣（樹林垃圾廠底渣）及經過前處理、篩分析、級配分佈具再利用價值之內湖垃圾廠底渣（通過 12mm 篩網之粒料）以三重複的取樣分析，所得的結果與國外垃圾底渣進行比較，如附件 1 所示。國內之底渣組成成份 Cl、K、P、S、C 等含量較國外底渣高，Si 及 Fe 等含量較國外底渣低，其他元素範圍則接近。

推測原因是各國的生活型態及垃圾分類的執行成效不同所得的結果。由此可知國內外垃圾底渣組成並不完全相同，所以在引用國外再利用方式時應更謹慎保守的驗證，減少二次污染的產生。

3. 與道路用鋼爐渣 CNS14602 規格比較結果

將內湖廠底渣與道路用鋼爐渣工程性質比較，所得結果列於附件 2，

我們可以由此結果得知垃圾焚化底渣的粒徑分佈、磨損率(%)及修正之 CBR (%) 等與道路基層用標號 CS-20 的軋碎之鋼爐渣相近。但是在呈色判定部份有呈色反應，表示垃圾焚化灰仍有未燃燒完的有機質，對於未來應用於道路基層時，有機質的不穩定性將會對工程品質產生不良的影響。

4. 底渣應用於道路基層混合料之評估

「路基土壤」係指接觸於鋪面結構系統最下面一個層次的土壤材料，應包括在鋪築結構內。超過路基土壤整治或滾壓深度以下的部份，則屬於填方路堤或挖方路塹，均定義為路床(Road Bed)。參考民國 91 年的研究結果得知，焚化底渣之粒徑分佈、磨損率(%)及修正之 CBR(%)等物理工程性質，與適合應用於道路基層的軋碎鋼爐渣(標號 CS-20)相近，參照表 5-2 所示，其硫酸鈉健性、道路土壤阻力 R 值及其土質優劣(分類指數)值為 A-1-a 【0】表示是良好路基材料，亦即依物理工程性質來判定，焚化底渣具應用於替代道路基層混合料之潛能。

(1)、R 值實驗結果：為 71~76，屬於級配料。

(2)、土壤分類試驗結果：

表 5-2、土壤分類試驗結果

液性限度 LL(%)	塑性限度 PL(%)	塑性指數 PI(%)	土壤分類
NP	NP	NP	A-1-a 【0】

土壤及土壤粒料混合物之分類分析結果為 A-1-a 【0】，本類的代表性材料是由石塊、卵石、粗砂、細砂及無塑性或脆弱之土壤結合料等；是最良的路基材。

(3)、C.B.R. 試驗結果：

經委託中華顧問工程司及台灣省公路局進行加州承載比率法 C.B.R. (California Bearing Ratio) 試驗結果如表 5-3 所示：

表5-3、C.B.R.試驗結果

夯壓試驗	最佳乾密度 (kg/m ³)	最佳含水量 (%)	CBR(%)
中華顧問工程司	1728	15.0	108
台灣省公路局材料試驗	1672	15.4	90

由上土壤含水量與乾密度關係實驗，可獲得道路設計滾壓密實時的參數，CBR值高係指路基土壤或路面粒料與標準優良級配碎石承载力之百分比。其值愈高代表承载力佳。由本研究可知，焚化底渣之C.B.R.值高達90~108%，符合基層級配料之品質規定，為承载力極佳的材料。

(4)、膨脹率試驗結果：

由膨脹實驗可知(詳見表5-4)，焚化底渣製成試體後經60天R值試驗觀察，若有回淋滲出水於試體上，焚化底渣試體則無膨脹情形，膨脹率階相同為0.016%。只有在停止回加滲出水，任由試體自浸水飽和至乾燥，試體才產生0.165%的明顯膨脹。此情形與一般土壤乾縮濕漲的情況不同，推測可能是由於焚化底渣含有大量的水溶性鹽類，由濕潤至乾燥鹽類析出而將試體撐大膨脹。此特性對與焚化底渣再利用於路基的工程性質影響程度，需進一步追蹤評估。

表 5-4 焚化底渣於浸水飽和狀況下膨脹率之試驗結果

樣品編號	R 值	飽和狀況下膨脹率 (%)			
		1 天	3 天	30 天	60 天
S-1	74	0.019	---	---	---
S-1-1	70	0.009	---	---	---
S-2	77	0.016	0.016	0.016	
S-3	77	0.008	0.008	0.008	0.165*

註：1.S-1、S-2、S-3為原狀材料級配，S-1-1採<4.75mm樣品。

2.膨脹率為浸水 1、3、30天之量測值。

5.2 結果討論

1. 焚化底渣材料化應用應以三方面進行考量，分別為基本特性分析、土木工程材料試驗及環境相容性評估
2. 基本特性分析結果，可知焚化底渣屬於一般事業廢棄物，可進行資源再利用。其化學基本組成與國外底渣組成有些許差異，國內之底渣組成成份 Cl、K、P、S、C 等含量較國外底渣高，Si 及 Fe 等含量較國外底渣低，國內外垃圾底渣組成並不完全相同，所以在引用國外再利用方式時應更謹慎保守的驗證，減少二次污染的產生。
3. 依據土木工程材料試驗結果，顯示焚化底渣是屬於良好路基材料，亦即依物理工程性質來判定，焚化底渣非常適用於替代道路基層混合料。但底渣於浸水飽和至乾燥，試體會產生 0.165% 的明顯膨脹。推測可能是由於焚化底渣含有大量的水溶性鹽類，由濕潤至乾燥鹽類析出而將試體撐大膨脹。此特性對與焚化底渣再利用於路基的工程性質影響程度，需進一步追蹤評估。
4. 環境相容性評估，顯示焚化底渣因含有水溶性鹽類 Ca、Cl、Al、K、S、Na 等，於結晶形成過程會使得垃圾焚化底灰膨脹崩裂。仍需利用管柱淋洗，模擬經酸雨淋洗的焚化底渣，其滲出水的導電度高達 49mmho/cm，pH 值 11 對於現地土壤所生長之植物種類會產生限制，僅耐鹽性強之種類始能生長。
5. 由人工酸雨淋洗底渣的監測結果，將建議未來底渣於再利用前應增加一水洗的前處理，降低其導電度至對環境無害的狀態。若底渣未經水洗，建議不可直接與現地土壤接觸，應於底渣之上方加鋪混凝土鋪面或瀝青混凝土以防止雨水滲入產生淋洗現象，其下方亦需加鋪防水層，防止地下水位上升，產生淋洗現象。

根據研究成果顯示（詳見表 5-5），底渣燒失量 L.O.I. 在 6% 以上，對於未來應用於道路基層時，應考量有機質不穩定性對工程品質產生之影響。焚化底渣之毒性特性溶出程序(TCLP)實驗結果顯示其重金屬溶出濃度皆符合法規限值。焚化底渣經級配篩分析試驗，顯示其接近基層混合料的級

配比例。底碴經洛杉磯磨耗試驗，其磨耗率為 42.7%，符合基層混合料規 50%以下之要求。硫酸鈉之健性實驗所得之健度為 2.3%，低於級配粒料底層的標準 12%，顯示垃圾焚化底碴有極佳的抗風化之潛力。加州承載比試驗所得之 CBR 值為 108%，顯示底碴之承載力較級配良好，碎石承載力佳。

綜合各項工程特性分析及化性分析結果，廢棄物焚化底碴適合再利用為路基粒料，但因仍含少許有機質成份及水溶性鹽類，其將影響工程後續穩定性，故再利用前應降低有機質成份及水溶性鹽類含量。後續仍需進行的是環境相容性的追蹤研究，用以了解焚化底碴之道路基層應用，隨著時間及環境的改變若經雨水淋洗對環境將會產生何種影響。

表 5-5 、初步實驗結論與未來研究重點

實驗項目		實驗結果	化性及工程性質要求
化性分析	燒失量 L.O.I.	6.0 % ~ 11.2 %	(1)不含有機成份。 (2)對於未來應用於道路基層時，應考量有機質不穩定性對工程品質產生之影響。
	TCLP 溶出試驗	低於環保署規定之有害物質溶出限值。	(1) Cd < 1.00mg/L (2) T-Cr < 5.00 mg/L (3) Pb < 5.00 mg/L (4) Hg < 0.20 mg/L (5) Se < 1.00 mg/L
大地工程性質分析	級配分佈試驗	接近基層混合料的級配比例	參考 CNS 14602
	洛杉磯磨耗試驗	磨耗率 = 42.7 %	基層混合料規定 50%以下
	5 次循環之硫酸鈉健性試驗	(1)健性損失 = 2.3 % (2)顯示焚化底碴符合規定要求。	(1)細粒料，健性試驗 < 10%。 (2)底層級配粒料 < 12% (3)再生細粒料用於熱拌瀝青混凝土路面時，健性試驗 < 15%。
	加州承載比試驗	(1) C.B.R. = 108 (2)焚化底碴承載力較級配良好碎石承載力為佳。	(1)鋼爐碴道路用材料規定底層 MS-25 > 80；基層 CS-20 > 30 (2)參考 CNS 14602

六、未來研究方向建議

1. 垃圾焚化底渣再利用技術的困難點

關於廢棄物資源技術之推動，首先必須要進行的即是廢棄物之無害化處理，使其符合環保法規之毒性溶出試驗標準，始可探討其再利用途徑與方式。關於再利用技術之選擇及其所面臨之困難，主要可從下列方向進行考量：

(1) 資源化產品之穩定性及再利用性

此考量乃為確保資源化產品能夠符合環保法規之毒性溶出試驗標準，此乃廢棄物資源化產品欲進行再利用之基本要求。

由於焚化底渣之重金屬溶出情形依垃圾特性有所不同，並不穩定，而使焚化灰渣介於有害與無害廢棄物之灰色地帶，致使底渣之再利用受到限制，再利用率也不高；若要將其有效資源化，首先應考慮將影響 TCLP 溶出結果之重金屬成分去除，以避免產品使用時造成環境之二次污染。

(2) 減容減量效果

由於目前關於底渣資源化產品之再利用途徑，尚無一穩定之管道，以國內為例，對於再利用之相關法規要求亦陸續建置中；因此，如何將底渣資源化產品之產量(質量、體積)降至最低，乃為目前一重要考量。

(3) 產品之物性不穩定

關於各國對焚化底渣資源化之方法與應用方向可知，大部分資源化產品乃以道路建築之基層級配、或骨材為其再利用方式，因此，產品之物性分析(如：比重、吸水率、抗壓試驗等)結果，將影響其應用層面與市場推廣潛力。

(4) 操作控制程序太過繁複

資源化技術之操作程序是否具實用性，亦須納入考量因素之一；過於繁複之流程不利於穩定控制，亦將提昇處理成本。

(5) 處理費用影響成本單價

自底渣無害化至資源化處理，其成本涵蓋建廠費用、操作費用以及相關藥品耗材費用；處理成本將直接反應至資源化產品之再利用推廣與價格，影響各界使用意願。

(6) 民眾接受度

資源化產品係由廢棄物經再製過程而得，雖然經過許多實驗測試後才能讓再利用產品使用，但民眾難免對廢棄物再生之產品產生抗拒之心理。因此底渣末端使用之名稱需要審慎訂定，避免引起民眾恐慌或反感，例如「綠色混凝土」等名詞的使用，最好與廢棄物名稱無關。除民眾接受度外，學術接受度及政策接受度亦不可免，政府的鼓勵(處理製用)及綠色標章的法令，政策接受度方面要仰賴政府的推動。底渣再利用的產品一般僅能用於較無結構性安全之建物或道路回填石料等，因此，建議由公共工程建設優先使用，才能打開市場，建立穩定之通路，廠商亦才有意願生產。

2. 建立評估垃圾焚化底渣材料化潛能之流程

由於垃圾焚化底渣再利用途徑廣泛，為建立一套焚化底渣再利用途徑及使用管理法規，執行底渣材料化技術實驗來驗證，是極重要之工作。本研究擬參考美國再生材料資源中心 (Recycled Materials Resource Center, RMRC) 所提出的通用廢棄物再利用評估架構，做為垃圾焚化灰渣材料化技術潛能之評估準則。

依據圖 6-1.之評估流程，顯示焚化底渣之再利用必須經由特性鑑定及應用評估，以確認其有無應用上之困難性，若經評估後為在不具政策困難度及禁用或改變應用方式之情況下，則可進入下一評估階段，此階段目的為篩選具有成功使用經驗者，經實驗室試驗符合標準規定或通案公告者，即可進行再利用。而若無法符合標準規範之要求，則必須經材料改質或穩定化處理後，方可再次進入評估流程當中。若是符合部分標準規定，或是仍有使用上之疑慮者，則可進入最後的工地試作階段，加以驗證。

3 建立長期追蹤評估目標垃圾焚化底渣再利用之流程

由於垃圾焚化底渣成份複雜且物化特性不穩定，再利用後對環境的衝擊仍無法估計，建議參考本研究結果，制定一套再利用產品的追蹤程序。以垃圾焚化底渣再利用為道路基層材為例，在材料選擇、應用工法及施工地點選擇等，皆應於規劃初預留未來追蹤抽驗的機制，甚至在垃圾焚化底渣再利用於道路基層時，即應規劃好若未來追蹤檢測出有害物質時，可將利用之垃圾焚化底渣全部挖除，避免二次污染。

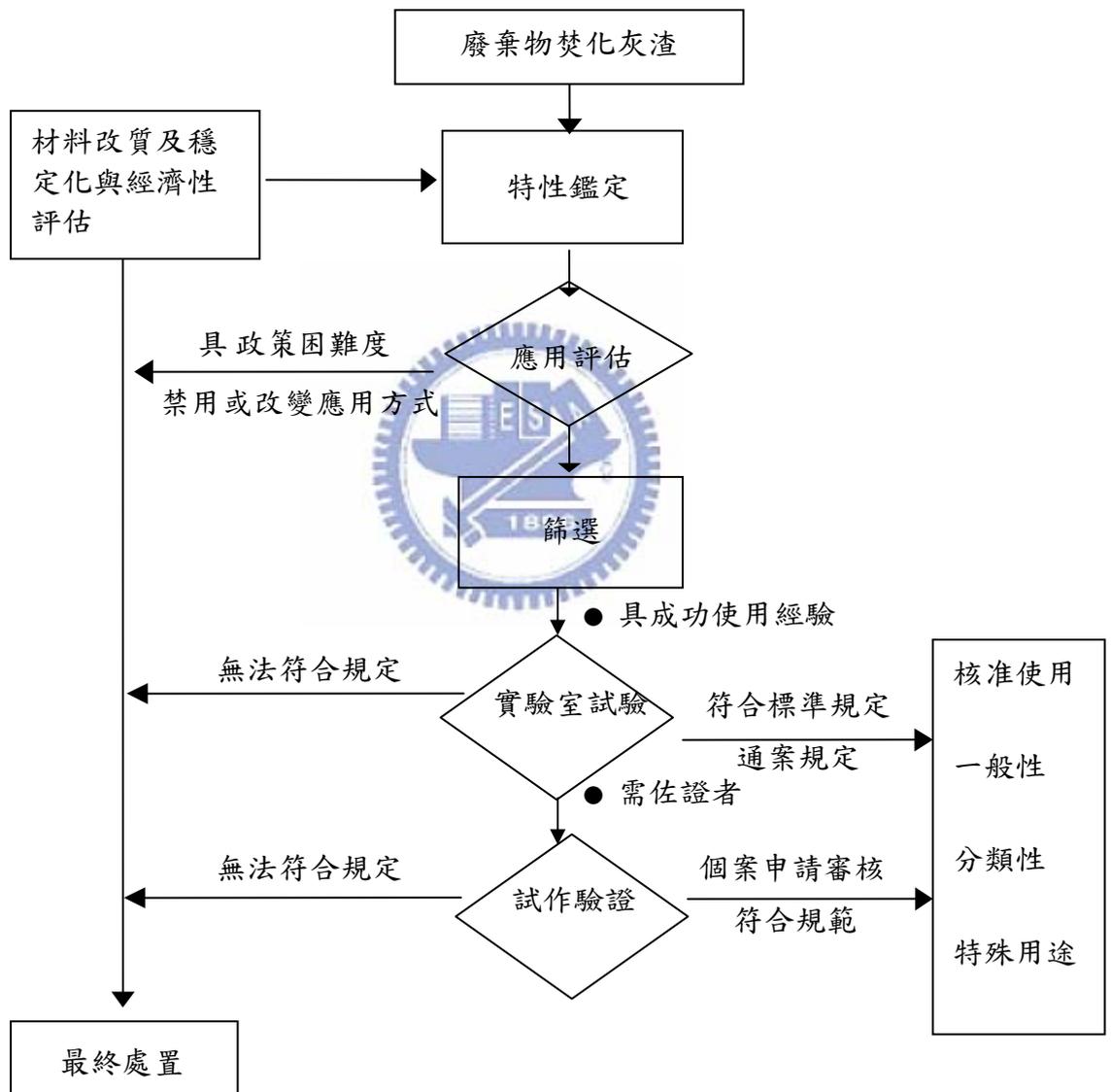


圖 6-1 焚化底渣再利用之特性鑑定及應用評估流程

參考文獻

1. 「一般廢棄物 | 垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」 92/06/12 環署廢字第 0920042276A 號公告
2. 事業廢棄物毒性特性溶出程序 (NIEA R201.13C) 中華民國 92 年 11 月 7 日環署檢字第 0920080861 號公告
3. 「有害事業廢棄物認定標準」 中華民國 95 年 12 月 14 日行政院環境保護署環署廢字第 0950098457 號令修正發布
4. Sakai, S.; Sawell, S. E.; Chandler, A. J.; Eighmy, T. T.; Kosson, D. S.; Vehlow, J.; van der Sloot, H. A.; Hartlen, J. and Hjelm, O. (1996) "World Trends in Municipal Solid Waste Management," Waste Management, 16, 341-350.
5. International Solid Wastes Association, Energy from Waste, State-of-the Art Report, www.wte.org.
6. Bonomo, A., WTE Advances: The Experience of Brescia, Keynote presentation at the 11th North American Waste-to-Energy Conference, Tampa FL (April 2003).
7. Von Roll Inova Corp., www.vonrollinova.ch/english/index.html.
8. Letter to M. Zannes of IWSA from EPA Assistant Administrators Marianne Horinko and Jeffrey Holmstead (14 February 2003).
9. Deriziotis, P., M. S. Thesis, Columbia University and N. J. Themelis, Substance and perceptions of environmental impacts of dioxin emissions, Proceedings of the 11th North American Waste-to-Energy Conference, ASME International, Tampa FL (April 2003).
10. Kiser, Jonathan V.L. and Maria Zannes, The 2002 IWSA Directory of Waste-to-Energy Plants, Integrated Waste Service Association, Washington DC (2002).
11. http://www.epa.gov.tw/attachment_file/%E5%85%A8%E6%B0%91%E8%AA%8D%E8%AD%98%E6%88%B4%E5%A5%A7%E8%BE%9B%E5%AE%9A%E7%A8%BF%E6%9C%AC940530%E6%96%B0.pdf
12. Jameson, K. C., "Procedures for Case-By-Case MACT Determinations" in Proceedings of the 88th Annual A&WMA Conference, 95-TP56.03, San Antonio, Texas, June 18-23, 1995.

13. 資料來源:Kamon ,M.(1998): Re-use of by-products, Environmental Geotechnics, P.S. Secoe Pinto(ed.), Balkema, Rotterdam, pp.1279-1292
14. <http://www.env.go.jp/en/recycle/manage/sv.html>
Ministry of the Environment Government of Japan
Godochosha No. 5, 1-2-2 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8975, Japan.
Tel: +81-(0)3-3581-3351 E-mail: MOE@env.go.jp
15. Kamon ,M.(1998) : Re-use of by-products, Environmental Geotechnics, P.S. Secoe Pinto(ed.), Balkema, Rotterdam, pp.1279-1292
16. ” Reuse of waste and its environmental Impact “ Masashi Kamon, Jan Hartlen and Takeshi Katsumi (2000)
17. <http://www.pref.saitama.lg.jp/A09/BC01/jyunkan/yama.html>
18. http://www.eco-webnet.com/eco_bosyuu12.html
19. MSWI Bottom Ash Elution; R. Klein, T. Baumann, R. Nießner (e-mail: Ralf.Klein@ch.tum.de)
20. Factors and Technical Methods Influencing the Quality of MSWI Bottom Ash ; Thomas Marzi, Sylke Palitzsch, Rolf Kümmler, Kai Keldenich
Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT
Osterfelder Strasse 3 D-46047 Oberhausen Phone: +49 (0)2 08/85 98-0 Fax: +49 (0)2 08/85 98-290 Fax: +49 (0)2 08/85 98-290 E-mail: ma@umsicht.fhg.de (1998)
21. Krass et al. 1997 ; Krass, K.; Kellermann, C.; Koch, C. Anfall, Aufbereitung und Verwertung von Recycling-Baustoffen in industriellen Nebenprodukten im Wirtschaftsjahr 1995, Teil 2: Industrielle Nebenprodukte (Production, Treatment and Use of Recyclates in Industrial By-Products, Economical Year of 1995, Part 2: Industrial By-Products, Urban streets and motorways) Straße und Autobahn (97) 4, 200
22. Mast, G.-P. Einfluß der Restabfallzusammensetzung auf Menge und Qualität von Schlacke (Elution behaviour and construction applications of slags from waste incineration with special regard to mineralogical impacts) VDI-Seminar »Schlackeaufbereitung, -verwertung und -entsorgung«, Bamberg (96)
23. http://www.fzk.de/fzk/groups/itc-wgt/documents/internetdokument/id_036581.pdf
Organische und anorganische Kontaminanten in Müllverbrennungsschlacken

und deren Mobilisierung, R. Köster und J. Vehlow, Institut für Technische
Chemie/Bereich Wasser- und Geotechnologie

Institut für Technische Chemie/Bereich Thermische Abfallbehandlung
Wasser- und Geotechnologie

1. Jahrgang, Heft 4, 50–59 (2002)

24. (Gohlke 1993 年, Pfrang - Strotz/Reichelt 1996 ; 資料來源 : Gohlke, O.
Thermische Inertisierung von Rückständen der Müllverbrennung - Immobilisierung
und Verdampfung von Schwermetallen (Thermal deactivation of residues from
waste combustion - immobilisation and vaporisation of heavy metals)
Dissertation, TU München (93)

Eighmy, T. T. and Kosson, D. S. (1996) "U.S.A. National Overview on Waste
Management," Waste Management, 16, 361-366.

25. Johannesson, K.M. (1996) "The Regulation of Municipal Waste Incineration Ash: a
Legal Review and Update", Journal of Hazardous Materials, 47, 383-393.

26. Hjelmar, O. (1990) "Regulatory and Environmental aspects of MSWI ash
utilization in Demark," Proceedings of the Third international conference on ash
utilization and stabilization (ash III), Arlington, Virginia, 59-70.

27. Kosson, D. S.; van der Sloot, H. A. and Eighmy, T. T. (1996) "An Approach for
Estimation of Contaminant Release During Utilization and Disposal of Municipal
Waste Combustion Residues", Journal of Hazardous Materials, 47, 43-75.

28. Hjelmar, O. (1990) "Regulatory and Environmental aspects of MSWI ash
utilization in Demark," Proceedings of the Third international conference on ash
utilization and stabilization (ash III), Arlington, Virginia, 59-70.

29. <http://www.highwaysmaintenance.com/BSENSpec.html>

30. <http://www.selchp.com/>

31. Specifications for the use of alternative materials in construction

Dr Murray Reid - TRL Limited ; 28th October 2004 ; www.grc.cf.ac.uk/lrn

32. 土壤中重金屬檢測方法－王水消化法 (NIEA S321.63B)

33. 道路用鋼爐渣 (CNS 14602)

34. 道路用高爐渣 (CNS 11827)

35. 道路用高爐渣檢測方法 (CNS 11828)

36. 使用硫酸鈉或硫酸鎂之粒料健度試驗法 (CNS 1167)
37. 混凝土圓柱試體抗壓強度檢驗法 (CNS 1232)
38. 試驗篩 (CNS 386)
39. 粗細粒料篩析法 (CNS 486)
40. 夯實土壤阻力 R 值及膨脹壓力試驗法 (CNS 12383)
41. http://72.14.235.104/search?q=cache:KjL0DywHYcIJ:www.aggregain.org.uk/opportunities/materials/hydraulically_bound/index.html+RSA+IBAA&hl=zh-TW&gl=tw&ct=clnk&cd=7
42. <http://www.wrap.org.uk/downloads/EnvInfoSheetHBMandConcrete.7fb54f4b.pdf>
43. "After Incineration: The Toxic Ash Problem" Jindřich Petrlík, M.S., Ralph Anthony Ryder April, 2005 <http://www.ipen.org>
44. "Leaching behaviour and potential for geochemical and transport modelling of contaminants in soil and sediments in relation to environmental impact assessment" H.A. van der Sloot, J.J. Dijkstra, J.C.L. Meeussen, and R.N.J Comans ECN – Environmental Risk Assessment Petten, The Netherlands
SEDNET, San Sebastian, 10 - 11 June 2004
<http://www.ecn.nl/docs/society/leaching/Sednet2004.pdf>
45. <http://www.vito.be/english/materials/materialstechnology6a01a.htm>
46. Proceedings of IMECE'03 2003 ASME International Mechanical Engineering Congress & Exposition Washington, D.C., November 16-21, 2003 Copyright © 2003 by ASME IMECE2003-55258
47. Waste as a Renewable Source of Energy: Current and Future Practices Karsten Millrath and Nickolas J. Themelis Earth Engineering Center, Columbia University and Waste-to-Energy Research and Technology Council, New York City
48. http://www.seas.columbia.edu/earth/papers/global_waste_to_energy.html
Article by Nickolas J. Themelis in Waste Management World (www.iswa.org),
2003-2004 Review Issue, July-August 2003, p. 40-47
Nickolas J. Themelis
49. 焚化爐處理量能與人口關聯性分析 作者：李育琴(台灣環境資訊協會)
<http://e-info.org.tw/node/5895>
50. 地下水污染問題之討論 國立中央大學應用地質研究所教授 陳家洵

<http://www.ncu.edu.tw/~phi/NRAE/newsletter/no3/06.html>

51. "After Incineration: The Toxic Ash Problem" Jindřich Petrlík, M.S., Ralph Anthony Ryder April, 2005 <http://www.ipen.org>
52. "Leaching behaviour and potential for geochemical and transport modelling of contaminants in soil and sediments in relation to environmental impact assessment"
H.A. van der Sloot, J.J. Dijkstra, J.C.L. Meeussen, and R.N.J Comans
ECN – Environmental Risk Assessment Petten, The Netherlands
SEDNET, San Sebastian, 10 - 11 June 2004
<http://www.ecn.nl/docs/society/leaching/Sednet2004.pdf>
53. <http://www.vito.be/english/materials/materialstechnology6a01a.htm>
54. Johannessen, K.M. (1996) "The Regulation of Municipal Waste Incineration Ash: a Legal Review and Update", Journal of Hazardous Materials, 47, 383-393.
55. Kosson, D. S.; van der Sloot, H. A. and Eighmy, T. T. (1996) "An Approach for Estimation of Contaminant Release During Utilization and Disposal of Municipal Waste Combustion Residues", Journal of Hazardous Materials, 47, 43-75.
56. Legiec, I. A.; Hayes, C. A. and Kosson, D.S. (1989) "Continuous Recovery of Heavy Metal from MSW Incinerator Ashes," Environmental Progress, 8, 212-216.
57. Sakai, S. and Hiraoka, M. (2000) "Municipal Solid Incinerator Residue Recycling by Thermal Processes," Waste Management, 20, 249-258.
58. Van der Sloot, H.A. (1996) "Present Status of Waste Management in the Netherlands", Waste Management, 16, 375-383.
59. Vehlow, J. (1996) "Municipal Solid Waste Management in Germany", Waste Management, 16, 367-374.
60. Wiles C.C., (1996) "Municipal Solid Waste Combustion Ash: state-of-the-knowledge", Journal of Hazardous Materials, 47, 325-344.
61. 王鯤生等, "都市垃圾焚化灰渣重金屬物種分析與溶出特性之研究", 第 11 屆廢棄物處理技術研討會論文集, 68~76, 1996b。
62. 高思懷, "垃圾焚化爐灰渣利用之研發建制及推廣計畫(第一年)", 行政院環保署, EPA-87-E3H1-03-01, 1998/6。
63. 高思懷, "垃圾焚化爐灰渣利用之研發建制及推廣計畫(第二年)", 行政院環保署, EPA-88-U1H1-03-003, 1999/6。

- 64.楊金鐘，"特殊一般廢棄物清理技術研究：一般廢棄物焚化灰渣管理及處理技術研究"，行政院環保署， EPA-85-E3H1-09-01，1996a。
- 65.徐文慶、陳淑萍、張蕙蘭、許順珠、廖錦聰，"垃圾焚化灰渣燒結資源化之研究"第九屆廢棄物處理技術研討會，505-518，1994。
- 66.廖錦聰、張蕙蘭、徐文慶、黃契儒，"焚化灰渣資源化技術"，第六屆工業減廢技術與策略研討會，371-388，1996。
67. 張蕙蘭、趙文成、林正芳、陳婉如，垃圾焚化底渣應用於道路基層之可行性評估，經濟部 產業環保工程實務技術研討會，2003.11.27.，P519-541
68. 張蕙蘭、趙文成、李公哲、陳式毅、林安邦、呂慶慧，垃圾焚化底渣穩定化處理程序之評估，經濟部 2004 清潔生產暨永續發展研討會，2004.11.，P67-68
69. 張蕙蘭、趙文成、李公哲、侯嘉洪，垃圾焚化底渣道路基層應用對環境之衝擊性評估，經濟部 產業環保工程實務技術研討會，2004.11.11，P156-167
70. Hui-Lan Chang (1)*, Wen-Chen Jau (2), Kung-Cheh Li (3), Cheng-Fang Lin (3) ;
The Evaluation of the Feasibility of Utilizing Incineration Bottom Ash as Subbase Material, ISEIS 2004 International Conference on ENVIRONMENTAL INFORMATICS, Regina, Saskatchewan, Canada, August 25-27, 2004
(<http://www.iseis.org/events/iseis2004.htm>).

附件1 國內外垃圾焚化底渣之組成分析

元素 (mg/L)	樹林焚化底渣	內湖焚化底渣	國外垃圾焚化底渣*
Ag	8.45~10.66	10.91~29.88	0.29~37
Al	38559~39784	30727~32734	22000~73000
As	209~227	176~178	0.12~190
B	587~1192	182~1708	38~310
Ba	1104~1166	1147~1222	400~3000
C	82370~82860	67020~69230	10000~60000
Ca	>10000	>10000	37000~120000
Cd	6.8~7.8	6.0~6.3	0.3~71
Cl	10750~11140	10580~11050	800~4200
Co	49.6~53.1	61.4~64.6	6~350
Cr	323~439	310~481	23~3200
Cu	4139~4474	2770~3305	190~8200
Fe	49320~51448	55011~55823	4100~150000
Hg	---	---	0.02~7.8
K	11190~11556	10826~11258	750~16000
Mg	7959~8079	7081~7494	400~26000
Mn	869~894	1231~1292	83~2400
Mo	---	---	2.5~280
N	---	---	110~900
Na	33635~36020	36900~39726	2900~42000
Ni	216~242	200~205	7~4300
O	---	---	400000~500000
P	11965~12519	10005~14763	1400~6400
Pb	2471~2807	1783~2057	98~14000
S	17232~18536	14011~14657	1000~5000
Sb	128~162	114~154	10~430
Se	230~265	231~250	0.05~10
Si	1040~2491	1640~2483	91000~310000
Sn	209~349	160~219	2~380
Sr	303~311	318~333	85~1000
Ti	4439~4593	3837~4080	2600~9500
V	37.3~38.8	39.4~40.4	20~120
Zn	4261~4535	6774~7488	610~7800

** 資料來源:

1. Wiles, C.C., "Municipal solid waste combustion ash: state-of-the -knowledge", J. Hazardous Materials, 47, pp.325-344(1996).
2. Chandler, A.J., T.T. Eighmy, J. Hartlen, O. Hjelm, D.S. Kosson, S.E. Sawell, H.A. van der Sloot, and J. Vehlow, "Municipal solid waste incinerator residues", Studies in Environmental Science 67, The International Ash Working Group. Elsevier. Science B.V., New York. 1997.

附件 2 91.7.25 內湖垃圾焚化廠底渣與道路用鋼爐渣工程性質比較

項 目		CNS 14602	試驗 結果	品質規定(參考用途)					備 註
				道路底層		道路基層			
				HMS-25	MS-25	CS-40	CS-30	CS-20	
呈色判定		有呈色	無呈色					適 用 於 高 爐 渣	
級 配	過 篩 質 量 百 分 比 (%)	50mm(2")	100	--	--	100	--		--
	37.5mm(1½")	100	--	--	95~100	100	--		
	31.5mm(1¼")	100	100	100	--	95~100	--		
	25mm(1")	100	95~100	95~100	--	--	100		
	19mm(¾")	100	--	--	50~80	55~85	95~100		
	12.5mm(½")	99.51	60~80	55~85	--	--	60~90		
	9.5mm(3/8")	95.04	--	--	--	--	--		
	4.75mm(#4)	70.76	35~60	30~65	15~40	15~45	20~50		
	2.36mm(#8)	52.40	25~45	20~50	5~25	5~30	10~35		
	425µm(#40)	27.93	10~25	10~30	--	--	--		
	75µm(#200)	16.60	3~10	2~10	--	--	--		
	單位容積質量(kg/l)		1.111	1.50 以上		--	--		--
單軸抗壓強度 (kgf/cm ²)		10.0	12 以上	--	--	--	--		最大乾密度： 1728kg/m ³ 最佳含水量：15%
磨損率(%)		41.7	50						
修正之 CBR(%)		108	(80 以上)		(30 以上)				
粗 粒 部 份	容積比重 (烘乾狀態)	2.16	--						
	容積比重 (面乾內飽和狀態)	2.25	--						
	視比重	2.37	--						
	吸水率(%)	4.16	--						

註：本實驗方法係參照 CNS 14602 道路用鋼爐渣的規範