



工業污染防治

INDUSTRIAL POLLUTION PREVENTION AND CONTROL





中華民國七十一年一月創刊

中華民國一一〇年六月出刊

發行人：呂正華

總編輯：凌韻生

編輯審：江廣鈺、吳義林、李公哲、林文印、林凱隆、凌永健、馬鴻文、

宣委員：康世芳、張添晉、陳士賢、歐陽靖暉、鄭禮田、盧至人、魏榮宗

顧洋(依姓名筆畫順序)

企劃：陳良棟、曾志雄、王義基、洪萱芳

執行編輯：陳見財、吳宜樺、莊茂森、陳筱薇、張映昉

發行所：經濟部工業局

出版所：經濟部工業局

台北市信義路三段41-3號

TEL：(02)2754-1255

FAX：(02)2704-3753

網址 <https://www.moeaidb.gov.tw/>

財團法人台灣產業服務基金會

台北市大安區106四維路198巷39弄14號1F

TEL：(02)2784-4188

FAX：(02)2784-4186

網址 <https://www.ftis.org.tw>

行政院新聞局出版事業登記證

局版臺誌第三一四七號

中華郵政北字〇五二七號

執照登記雜誌交寄

設計印刷：致琦企業股份有限公司

～ 本刊文章版權所有，非經同意不得轉載 ～

～ 本刊文稿屬個人學術發表，不代表經濟部工業局立場～

工業污染防治

INDUSTRIAL POLLUTION PREVENTION AND CONTROL



151 工業污染防治

環境化學與微生物類

貯存系統環境保護整合管理策略

.....簡慧貞、陳以新、張富傑 1

空氣污染與噪音類

鋼鐵廠燒結製程靜電集塵器效率提升案例分享

.....陳隆森、李臻育、蔡東昇、許文馨、梁達嵐 29

廢（污）水處理類

滴水成金、資源永續

.....王維綸 47

廢棄物類

應用電化學技術去除焚化底渣氯離子之研究

.....陳志成、田馥瑄、林以潔 59

世界主要國家都市廢棄物管理策略之回顧與研析

.....江康鈺、周綵蓉、胡友馨、陳雅馨 79

煉鋁產業二次物料提取永續氫氧化鋁之研究

.....陳俊良、王多美、簡光勵、楊昇府 122

環境規劃與管理類

廢棄太陽能板之環境足跡評估與綠色設計

.....郭財吉、鄭安森 146

本期簡介

「工業污染防治」刊物（以下簡稱本刊物）自民國 71 年發刊至今，已出版 150 期，共刊載 1,786 篇技術論文，為目前環工界歷史最悠久之技術刊物，提供國內產、官、學、研環保人員之專業發表平台。

近年來，國內社會大眾、環保團體及輿情均相當重視各項環保議題，且中央及地方環保主管機關亦積極制修定環保法規。產業界為因應此趨勢與符合法規要求，需多元落實各類工業污染防治（制）技術，據以改善製程及提升管末處理設施效能。為響應環保，本刊物以電子化方式，置於工業局永續發展組委辦之「產業綠色技術資訊網」，供各界瀏覽下載。

110 年度之文稿範疇包含空污（跨媒介）整治及案例、節水廢水回收再利用、廢水氨氮及重金屬處理技術、綠色材料與永續物料管理、土壤與地下水整治、毒性化學物質管理、再生能源發展與應用、永續發展策略、生命週期評估及淨零碳排。本期共收錄 7 篇，分別撰述「貯存系統環境保護整合管理策略」、「鋼鐵廠燒結製程靜電集塵器效率提升案例分享」、「滴水成金、資源永續」、「應用電化學技術去除焚化底渣氯離子之研究」、「世界主要國家都市廢棄物管理策略之回顧與研析」、「煉鋁產業二次物料提取永續氫氧化鋁之研究」及「廢棄太陽能板之環境足跡評估與綠色設計」，作者慨賜宏文，提供寶貴經驗，特此致謝。

環境化學與環境微生物類

貯存系統環境保護整合管理策略

簡慧貞*、陳以新**、張富傑***

摘 要

貯存系統為各類油品及化學物質的常見貯存方式，若無妥善設置維護，將增加貯存物質的洩漏風險，近年屢有地上儲槽污染地下環境的案件發生，顯見訂定法規預防地上儲槽污染土壤及地下水的必要性。有鑒於此，環保署研析國內地上儲槽的相關法規與污染地下環境的型態，並整合管理策略，提出強化地上儲槽系統防止污染地下水體措施、提升地上儲槽總量管制措施、強化定期環境監測及申報規定、全面管制並分級分階段分年實施等 4 項策略，並已於 109 年 12 月 29 日發布「防止貯存系統污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」，以期達到預防污染土壤及地下水的目的，後續將於 111 年底完成辦理法規輔導工作，推動地上儲槽系統符合法規，並提升自主預防污染作為。

【關鍵字】地下儲槽、地上儲槽、貯存系統管理、土壤與地下水污染防治

* 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會

執行秘書

** 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會

組長

*** 行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會

特約環境技術師

一、緣起與目的

行政院環境保護署（下稱環保署）為確保土壤及地下水資源永續利用，土壤及地下水污染整治法（下稱土污法）公布施行後，陸續針對加油站（地下儲槽）及大型地上儲槽等具污染潛勢的貯存系統進行污染查證，並為預防土壤及地下水污染，依水污染防治法（下稱水污法）第 33 條授權，針對污染地下環境風險較高的地下儲槽系統，於 91 年 12 月 18 日訂定發布「防止污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」，期間曾分別於 95 年 7 月 4 日及 100 年 1 月 14 日 2 度修正，法規名稱修正為「地下儲槽系統防止污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」（下稱地下儲槽管理辦法），推動地下儲槽污染前端預防管理工作，並保障土壤與地下水環境品質。

近年屢有地上儲槽污染洩漏案件發生，包括台灣中油股份有限公司（下稱中油公司）澎湖油庫、臺中油庫，以及台中港區地上柴油槽等，分析污染型態可歸因與儲槽槽底或輸送設備腐蝕、人為操作管理疏失、未確實監測地下環境等有關。為完備儲槽系統污染預防管理，環保署增修法規，整合管理地上儲槽及地下儲槽，提升污染預防設施及洩漏監測效能，以達預防土壤及地下水污染的目的。

二、地下環境污染成因與整治技術

2.1 污染成因

事業單位造成地下環境污染時常不易察覺，因發生污染時，在地表上可能看不出異狀，如圖 1 所示，在事業單位的鋪面、陰井、污水處理區、儲槽區、地下管線區等都可能發生物質洩漏而導致地下環境遭受污染。以下列舉 5 項污染成因與注意事項（如圖 2）：

1. 地下管線洩漏：地下管線因腐蝕或地震產生破孔、連接處接縫裂開等情形導致污染，應注意廢液與廢溶劑濃度及其不易察覺的特性。
2. 廢水收集陰井或截流溝洩漏：地下水泥管滲漏或截流溝底部破裂導致污染，應注意廢液與廢溶劑濃度及水泥材質易腐蝕的特性。

- 3. 儲槽區洩漏：儲槽因槽底或周圍破裂、物質進出管線腐蝕、輸送原料泵浦損壞及排水
管破裂等情形導致污染，應注意槽體清洗後廢水的處理方式、輸送處理的管理方式。
- 4. 廢棄物暫存區洩漏：暫存區因無設置完整鋪面及防護設施或容器腐蝕導致污染，應注
意廢棄物暫存時間與空桶清洗的廢水處理方式。
- 5. 廢水處理設施：處理設施因底部、連接管線洩漏導致污染，應注意廢水廠無法處理所
有廢棄物。

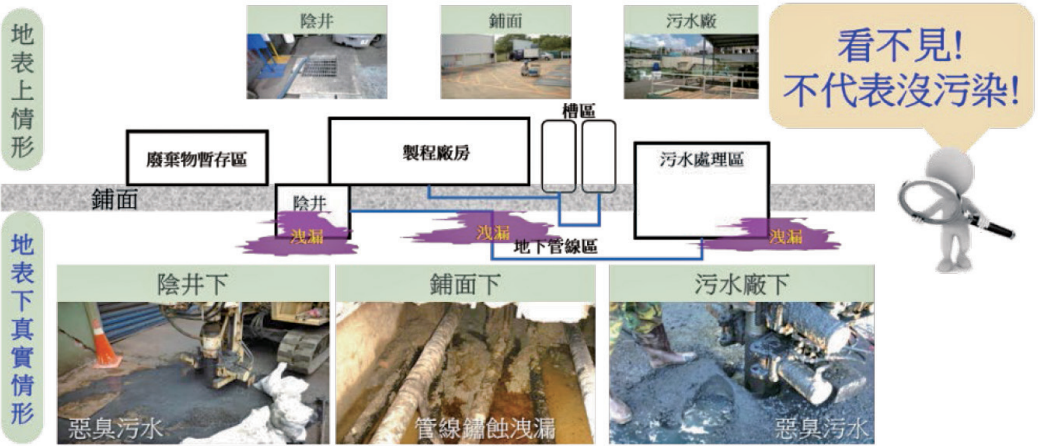


圖 1 事業單位造成地下環境污染的可能來源



圖 2 土壤與地下水污染實際發生位置與情形

2.2 油品類整治技術

國內外常見的土壤及地下水污染整治技術共有 19 項，每項技術都有各自適用的情況，於開始選取技術時，應先了解場址污染資訊，釐清是否有浮油存在，必要時應先移除浮油，並以該場址屬飽和層或不飽和層污染選取合適技術。如圖 3 所示，根據美國環保署油品類污染整治技術快篩選取流程 (USPEA, 2004)，針對油品類污染場址需判斷污染是否有擴散至地下水。19 項整治技術中，可區分成物理性、化學性及生物性等 3 類別整治技術；其中，若總石油碳氫化合物濃度大於 50,000 mg/kg 則不適用生物整治技術。

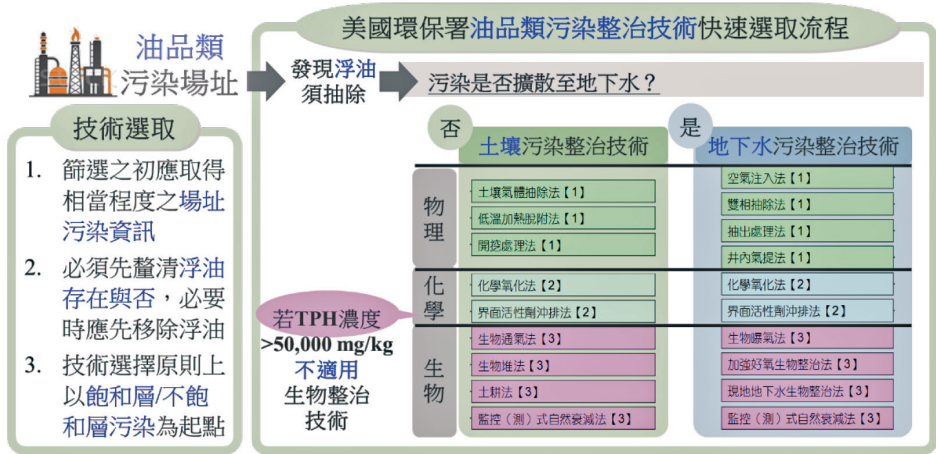


圖 3 地下環境污染整治技術選取流程與分類

以下介紹我國油品類污染場址常用的土壤與地下水污染整治技術（圖 4）：

1. 土壤氣體抽除法

- (1) 基本原理：利用真空抽氣，使存在於土壤中污染物產生揮發作用，污染物由固相或液相轉移為氣相，並因抽氣井使污染區土壤產生負壓，使污染物隨土壤氣體往抽氣井方向移動而被抽出，被抽除土壤氣體可進行回收或經處理後排放。
- (2) 適用性：不飽和層土壤揮發性有機物污染整治。

2. 空氣注入法

- (1) 基本原理：利用壓力將空氣或氧氣注入地下水中，產生氣泡促使含水層地下水污染物溶出，並揮發至氣相進入透氣層中。為有效控制氣相污染物的流動，一般會結合土壤氣體抽除法，將氣體抽出至地面排放。
- (2) 適用性：地下水污染整治。

3. 現地化學氧化法

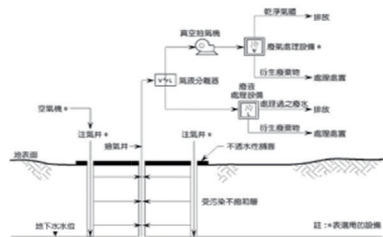
- (1) 基本原理：現地化學氧化 / 還原法是指在不移動受污染土壤或污染物情況下，將氧化劑或還原劑注入或滲進地下環境中使地下水與土壤中的污染物破壞、降解成較不具危害性的物質；理想狀況下，可轉化成二氧化碳、水與無機鹽類，但亦可

6 貯存系統環境保護整合管理策略

能產生有毒的中間副產物。較常用的氧化劑種類有高錳酸鹽、Fenton 試劑、臭氧及過硫酸鹽等 4 種。常用的還原劑則有零價鐵與二價鐵 2 類。

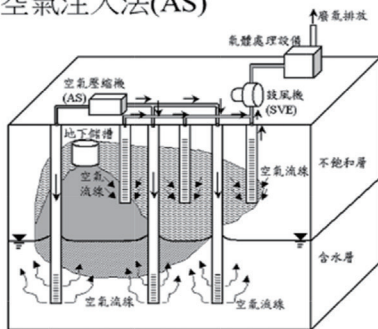
(2) 適用性：化學藥劑較貴，優先應用於小區域污染場址。

(A) 土壤氣體抽除法(SVE)



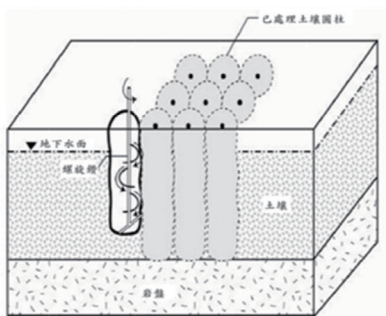
◆適用性
適用於不飽和層
土壤揮發性有機物
污染之整治

(B) 空氣注入法(AS)



◆適用性
適用介質為地下
水

(C) 現地化學氧化法



◆適用性
化學藥劑較貴，
優先應用於小區域
污染場址

圖 4 油品類污染場址常用的土壤與地下水污染整治技術示意圖

三、我國既有地上儲槽相關法規

過去地上儲槽設施相關法規主要偏重於水污染防治、消防安全等，且管理規模與法源依據較多元，尚無統一管理方式與主要權責機關。有鑑於早年中油公司高雄煉油廠、近年澎湖油庫、臺中油庫等洩漏事件，嚴重影響土壤及地下水環境品質，造成國民健康潛在危害，故國內地上儲槽預防土壤及地下水污染管理需要研擬相關策略、步驟與對應方案。

貯存油品的地上儲槽屬「水污染防治法事業分類及定義」（下稱水污法事業定義）業別 64.「其他中央主管機關指定之事業」（2）貯油場，依據「水污染防治措施及檢測申報管理辦法」第 44 條第 1 項第 2 款；環保署 96 年 1 月 5 日環署水字第 0960001680 號函釋內容，貯油場設置地上油品貯存設施，單座儲槽設置的防溢堤圍容量，須為油品貯存設施容量的 110% 以上。另依據「公共危險物品及可燃性高壓氣體設置標準暨安全管理辦法」，汽油、柴油屬於高閃火點物品，定義為閃火點在 130°C 以上的第四類公共危險物品。設於室外製造或處理液體 6 類物品設備，規定：（1）在周圍設置距地面高度 15 公分以上圍阻措施，或設置具有同等以上效能之防止流出措施；（2）地面應以混凝土、或 6 類物品無法滲透之不燃材料鋪設，且作適當之傾斜，並設置集液設施；（3）處理易燃液體中不溶於水之物質，應於集液設施設置油水分離裝置，以防止直接流入排水溝。

除了環保署已訂有貯油場相關法規，消防及能源單位亦有相關法規分別管理地上儲槽設置標準及安全管理，與石油業者儲油槽設置及運作管理事項。因此，研擬地上儲槽防止污染土壤及地下水的措施，須著重於避免與各單位既有規定重複規範，使地上儲槽符合預防措施的同時，可與現行運作及工安管理一致化。

彙整前述地上儲槽相關法規如表 1，經研析其管制重點，可知地上儲槽採取防止污染土壤及地下水體的措施，分別為設置底部鋪面、防溢堤及採取防腐蝕措施等，以阻絕洩漏途徑。

表 1 國內地上儲槽相關管理法規

	類型	項目	法規要求
國內地上儲槽相關管理法規	防污措施	防溢堤	● 設置防溢堤容量，應為該儲槽容量 110% 以上^{1,2,4} ● 防溢堤高度應在 0.5 - 1.8 m^{1,2,5} ● 防溢堤應以鋼筋混凝土造或土造，並應具有防止儲存物洩漏及滲透構造¹ ● 儲槽容量大於 1 萬公秉者，應在各個儲槽周圍設置分隔堤，並應設置洩漏檢測設備¹ ✓ 分隔堤高度應在 0.3 m 以上，且至少低於防溢堤 0.2 m ✓ 分隔堤應以鋼筋混凝土造或土造
		不滲透材質鋪面	● 底部應為水泥或不滲透材質鋪面^{1,4}
		集液地面傾斜	● 底部適當傾斜，設置集液設施¹
		防腐蝕	● 油槽及管線設備，應實施防蝕措施^{1,2,5}
		滿溢警報系統	● 儲槽容量大於 1 萬公秉者，裝設自動偵測漏油設備，並將警報系統設在人員駐守地點²
	定期檢查	外部檢查	● 2 年 1 次^{2,3}
		內部檢查	● 完工時¹ ● 5 年 1 次 (槽齡 10 年以上)^{2,3}

備註：1. 公共危險物品及可燃性高壓氣體設置標準暨安全管理辦法 (第 10、15、37、38 條)
2. 石油業儲油設備設置管理規則 (第 15、16、17、27、33 條)
3. 液體公共危險物品儲槽自主定期檢查行政指導綱領 (第 3、4 章)
4. 水污染防治措施及檢測申報管理辦法 (第 44 條)
5. 自用加儲油加儲氣設施設置管理規則 (第 5 條)

四、我國目前地下儲槽管理方式

環保署於 86 年 8 月 8 日依據當時水污染防治法 (下稱水污法) 第 31 條規定，公告「地下儲油槽儲存之汽油、柴油為中央主管機關公告指定之物質及應設置之防止污染地下水體設施暨監測設備」，明訂 86 年 8 月 8 日以後取得籌建許可加油站，應設置防止污染地下水體設施及監測設備。自此環保署展開地下儲槽預防污染工作，後續於 91 年 12 月 11 日依據修正後水污法第 33 條第 1 項規定，重新公告「地下儲槽系統貯存之汽油、柴油為中央主管機關公告指定之物質」，並於同年 12 月 18 日訂定發布地下儲槽管理辦法，規定事業以地下儲槽系統貯存汽油、柴油時，應設置防止污染地下水體設施及監測設備，並經直轄市、縣 (市) 主管機關備查後，始得申辦有關使用事宜。

自 91 年 12 月 18 日訂定發布管理辦法後，為健全地下儲槽防止污染地下水體設施與監測設備設置與管理，並完備法令未周詳之處，期間進行 2 次修正。首次修正係於 95 年 7 月 4 日將原管理辦法名稱修正為「加油站防止污染地下水體設施與監測設備設置管理辦法」，並增訂加油機與管線防止滲漏措施、網路傳輸申報方式及修正監測方式與申報頻率等；第 2 次修正係於 100 年 1 月 14 日擴大管制對象範圍，由加油站事業增加至水污法事業定義的事業，該等設置的地下儲槽皆應納入管制，同時法規名稱修正為「地下儲槽系統防止污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」 (下稱地下儲槽管理辦法)。

4.1 地下儲槽洩漏原因與管理辦法重點

國內常見的地下儲槽主要為加油站，常見污染洩漏位置與原因如圖 5，說明如下：

1. 儲槽加注口：卸油口附近常因卸油溢滿或卸油處理不當，於卸油過程造成油品洩漏。
2. 地下油槽：每座加油站大都配置 4~5 個地下油槽，深度大都位於地下 5 公尺內；除有卸油管線連接卸油口外，亦有輸油管線連接加油機，油槽設有人孔。各管線介面處常發現為洩漏原因。
3. 加油機底部：泵島為加油機設置區域，地下亦有輸油管線經過，其連接加油機接點為

最易發生洩漏區域。

4. 輸油管線：大部分位於地下 1 公尺內，連接加油口至油槽及油槽至加油機，一旦管線接合處發生鬆脫現象，將造成油品洩漏。

針對地下儲槽常見的污染洩漏原因，地下儲槽管理辦法中規範防污設施與監測設備重點如圖 6 所示，說明如下：

1. 防污設施

- (1) 管線：應設置管溝、二次阻隔層、自動流量限制(壓力式管線)、自動關閉設備(壓力式管線)。
- (2) 儲槽加注口：應裝設具有防濺溢功能之設施。
- (3) 地下儲槽：應使用非腐蝕材料建造、或使用鋼材建造並包覆適當之不導電物質及裝設陰極防蝕系統、使用二次阻隔層保護。
- (4) 加油機底部：應設置適當防止油品滲漏之設施。

2. 監測設備

- (1) 應進行總量進出管制並記錄。
- (2) 95 年 7 月 6 日後更新地下儲槽應設置儲槽自動液面計。
- (3) 規範監測範圍(儲槽區、輸送區)、方式(密閉測試、土壤氣體監測、地下水監測、槽間監測、其他中央主管機關核准之監測方式)及人員。

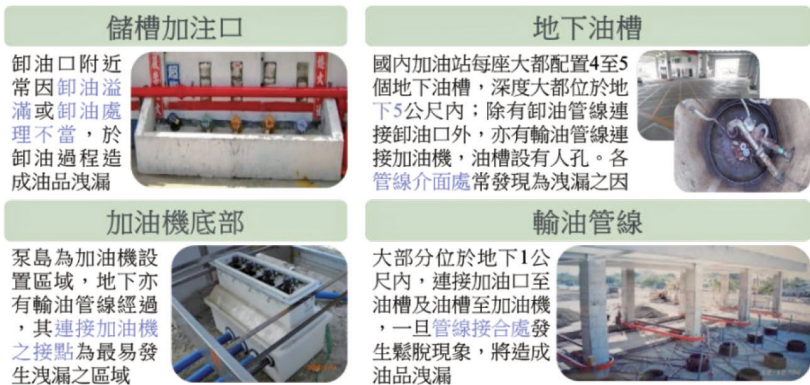


圖 5 加油站常見污染洩漏位置與原因

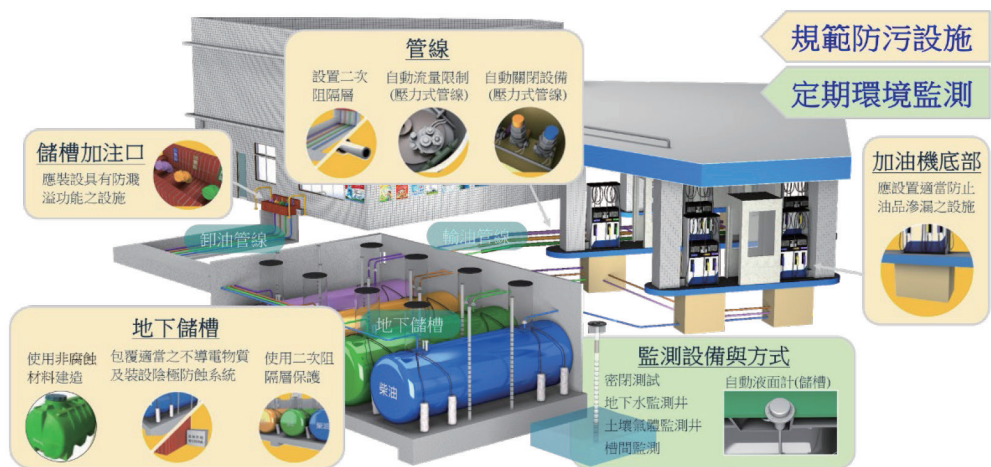


圖 6 地下儲槽管理重點

4.2 建置地下儲槽系統申報中心

環保署於 95 年建置「地下儲槽系統申報中心」，協助事業登載設施設備等基本資料，並進行申報定期監測結果；事業營運狀態變更或發生洩漏緊急事件時，皆應以網路傳輸方式至該申報中心申報或通報；另事業可利用系統維護各項基本資料及查詢相關資訊。地下儲槽系統申報中心系統功能如圖 7 所示。

此外，地下儲槽申報中心系統已建立完整的環境資料庫，做為後續管理策略擬定及推動事業自主管理參考。為使定期監測資料更具可靠性，自 102 年起，事業應委託中央主管機關核發許可證的檢驗測定機構辦理定期監測，環保署利用事業定期申報監測結果進行勾稽比對，並針對監測結果異常者辦理污染潛勢追蹤管理，以確認污染情形。



圖 7 地下儲槽系統申報中心－系統功能架構圖

4.3 地下儲槽管理業務說明

依地下儲槽管理辦法規定，事業應於每年 1 月、5 月、9 月月底前，向直轄市、縣（市）主管機關申報其監測紀錄，直轄市、縣（市）主管機關應於事業申報截止日期後 1 個月內，完成審理轄內事業申報資料，以利環保署勾稽事業申報資料，並針對申報異常者，由環保署將名單發布於「地下儲槽管理系統」，供直轄市、縣（市）主管機關辦理污染潛勢追蹤管理（行政院環境保護署，2012；2013；2015；2017；2020），地下儲槽系統滾動式管理如圖 8 所示、地下儲槽系統業務分工架構如圖 9 所示。

於申報異常名單公布後，直轄市、縣（市）主管機關即辦理申報異常查核工作，倘研判具污染潛勢者，則辦理土壤及地下水污染查證作業，並將結果即時登錄至「地下儲槽管理系統」，以利環保署掌握該次申報異常者後續追蹤管理情形。

截至 109 年 12 月為止的申報統計結果顯示，申報妥善率已達 99%，累計污染發現率亦已由最高 8.4% 降至 4.3%，表示整體地下儲槽系統污染預防情形已具成效，而針對申報異常者迄今共計查出 16 站污染達管制標準；歷年申報異常者污染潛勢追蹤管理（行政院環境保護署，2012；2013；2015；2017；2020）成果如圖 10 及表 2 所示。

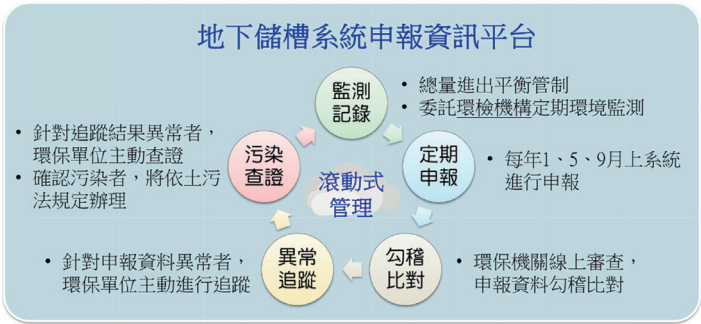


圖 8 地下儲槽系統滾動式管理

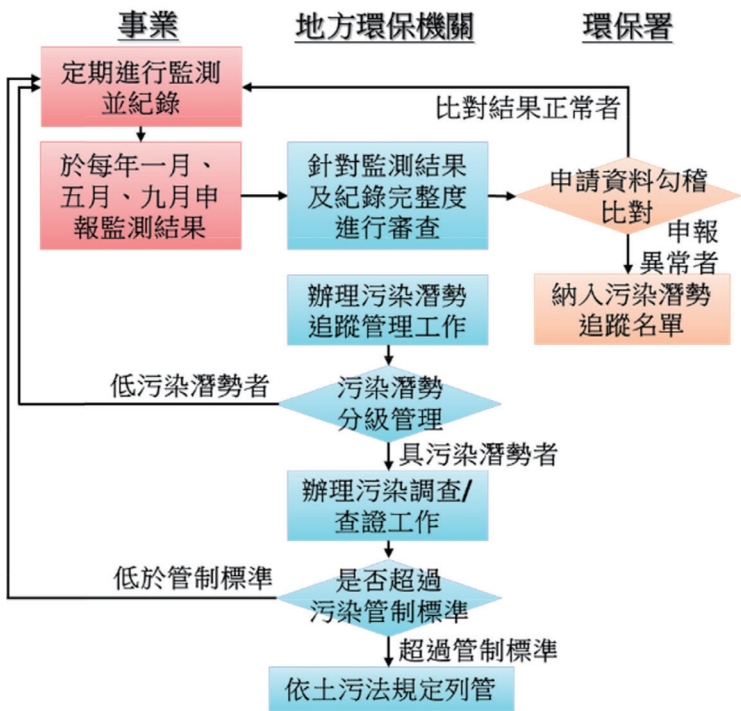


圖 9 地下儲槽系統業務分工架構

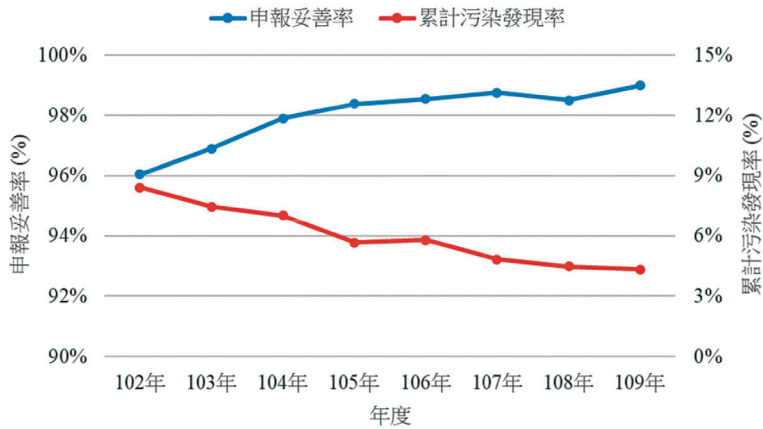


圖 10 歷年申報妥善率及累計污染發現率

表 2 申報異常情形及污染潛勢追蹤管理成果

申報 年度	申報 家數 (A)	申報異常 家數 (B)	申報 妥善率 (1-B/A)	申報異常者			
				污染潛勢 追蹤管理 累計家數 (C)	地下污染 調查累計 家數	達管制標 準累計家 數 (D)	累計污染發 現率 (D/C)
102 年	7,998	317	96.04%	95	19	8	8.42%
103 年	7,991	248	96.90%	134	23	10	7.46%
104 年	7,995	169	97.89%	157	24	11	7.01%
105 年	7,963	129	98.38%	212	29	12	5.66%
106 年	7,950	115	98.55%	277	37	16	5.78%
107 年	8,010	99	98.76%	332	44	16	4.82%
108 年	8,051	120	98.51%	361	46	17	4.46%
109 年	8,067	77	99.05%	371	46	17	4.46%
總計	61,335	1,251	97.96%	371	46	17	4.46%

註：統計至 109 年 12 月申報資料

五、地上儲槽管理方式研擬

5.1 地上儲槽污染型態分析

環保署於 90~92 年間調查國內大型地上儲槽場址，其調查成果總計完成 197 處共 3,573 座容積超過 100 公秉大型石化儲槽區調查。而後由各縣市環保局自行調查儲槽污染情形，統計至 109 年 8 月底止，環保單位調查地上儲槽系統累計列管共 14 處，凸顯研擬污染管理措施以避免地面貯存設施污染土壤及地下水的必要性。

經分析歷年地上儲槽土壤及地下水污染列管場址，其發生洩漏原因可分為 5 種類型，分別說明原因與案例如下：

1. 槽底洩漏：因貯存物質腐蝕性致儲槽內部腐蝕；環境中迷失電流致外部腐蝕，以致焊接處破裂、底板腐蝕穿孔。例如：高雄煉油廠油槽底部焊道破裂、湖西油庫油槽底板腐蝕穿孔。
2. 管線洩漏：因施工不當造成管線外包覆物質破損，造成腐蝕焊接處或包覆處鏽蝕；長期承受灌裝車輛重壓及振動，致管線接合處鬆動斷裂。例如：王田油廠早期的軍事油管腐蝕、新竹油庫的舊油管腐蝕導致殘存油品洩漏。
3. 相連設備洩漏：加油機故障未設置防溢設施致漫流、泵浦設備內部銜接處油封老化或破損。例如：東南客運內湖停車場的加油機故障導致油品洩漏。
4. 人為疏失洩漏：油品操作不慎、底層水排放不慎至地表並滲漏地下。例如：中華全球石油公司的調度人員未確認儲油槽人孔蓋是否上鎖，即更換儲油槽。
5. 槽壁洩漏：焊接處遇外力破裂，或因設置於海邊環境腐蝕性高導致槽壁焊道鏽蝕薄化，以致洩漏。例如：協和發電廠因地處海邊，鹽霧侵蝕嚴重，油槽槽壁焊道鏽蝕薄化導致油品滲漏。

基於以上原因，地上儲槽的使用年限增加，土壤及地下水污染潛勢亦隨之增加，故有強化管理的必要。

5.2 地上儲槽污染預防對策

針對 5.1 節提及的洩漏原因，環保署參考國際趨勢分別提出因應對策，參考內容包含日本法規(水質污濁防止法、消防法)、美國中央與各州法規(40 CFR Part 112等)、美國石油學會刊物與標準(API RP 570、RP 574、575、581、650等)、加拿大環境部(PN 1326)、National Work Group on Leak Detection Evaluations 認證監測方法、北愛爾蘭法規、蘇格蘭法規、英國法規等，內容涉及防污設施及監測設備設置、總量紀錄、定期巡檢及環境監測等措施，從落實前端預防污染進而達到發生洩漏時不直接污染地下環境為目的，說明如下，5 種污染型態的原因與預防對策如圖 11 所示。

- 1. 槽底洩漏：增設底部鋪面與環境監測設備，並落實總量紀錄。
- 2. 管線洩漏：增設管線二次阻隔層與環境監測設備。
- 3. 相連設備洩漏：增設相連設備的滲油盆與環境監測設備，並落實總量紀錄。
- 4. 人為疏失洩漏：增設儲槽防溢堤、底面鋪面與環境監測設備，並落實總量紀錄。
- 5. 槽壁洩漏：增設儲槽防溢堤、底面鋪面與環境監測設備，並落實每月巡檢與總量紀錄。



圖 11 國內地上儲槽系統污染土壤及地下水型態與對策

5.3 掌握潛在管制名單

為掌握地上儲槽土壤及地下水污染潛勢，整合環保署、內政部消防署及經濟部能源局等相關法規列管名單，彙整掌握國內約 6,300 處地上儲槽事業 (16,000 座地上儲槽)，並建立設施型式及容量等基線資料，做為未來管理參考，法規依據與列管數量如表 3 所示。

表 3 儲槽管理規定與潛在納管名單

管理單位	法規	法源	管理對象	管理名單來源	管理名單數量
內政部消防署	公共危險物品及可燃性高壓氣體設置標準暨安全管理辦法	消防法第 15 條第 2 項	6 類物質 + 場所 (製造、儲存、處理)	● 室外儲槽場所名單 ● 室內儲槽場所名單 ● 地下儲槽場所名單	公共危險物品儲槽約 2,000 座
經濟部能源局	石油業儲油設備設置管理規則	石油管理法第 33 條第 1 項	原油及石油製品	● 煉製、輸出入、批發名單	煉製業 2 家、輸出入業 34 家 (其中液體為 26 家)、批發業同加油站數量
環保署	水污染防治措施及檢測申報管理辦法	水污法第 18 條	事業 64 項、污水下水道系統，油品类物質、槽 (桶)	● 貯油場名單 ● 地下儲槽場所名單	● 貯油場約 6,000 座 ● 地下儲槽約 11,000 座
	水污染防治法	水污法			
	空氣污染防制法	空氣污染防制法		● 外浮頂槽名單 ● 內浮頂槽名單 ● 固定頂槽名單	揮發性有機物儲槽約 8,000 座

六、修正法規整合管理貯存系統

環保署於 94 年公告水污法事業別，並於 96 年生效，其中事業別 64.(2) 貯油場為於作業環境內，將油注入設置於地面上之槽（桶），以貯存汽油、柴油、燃料油、廢油或其他油品，其槽（桶）容積合計達 200 公升以上之事業，此事業別需受水污法 18 條與水措辦法規範。109 年前針對水污法各事業別中以地下儲槽系統貯存汽油、柴油者，需受水污法 33 條與地下儲槽管理辦法規範，例如加油站、醫院、旅館等。

為完備地上、地下儲槽系統與貯存容器等各類別貯存系統管理，109 年 7 月 1 日環保署公告修正水污法事業別，並於 110 年 1 月 1 日生效，修正事業別 64.(5) 為貯存設施，納入原事業別 64.(2) 貯油場並擴大其定義為作業環境內設置地上、地下儲槽系統或貯存容器，貯存水污染防治法第 33 條第 1 項經中央主管機關公告指定物質，其容積合計達 200 公升以上事業。除事業別整合外，環保署已於 109 年 12 月 29 日修正「地下儲槽系統防止污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」，名稱並修正為「防止貯存系統污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」。管理辦法修正後分為 5 個章節，共 33 條條文，增修地上儲槽有關設置防污設施及監測設備、總量紀錄、定期巡檢及環境監測等相關規定，整合管理地下、地上儲槽系統與貯存容器，提升污染預防管理成效。貯存系統法規整合前後管制對象與法規依據如圖 12 所示，修法後重點說明如下：

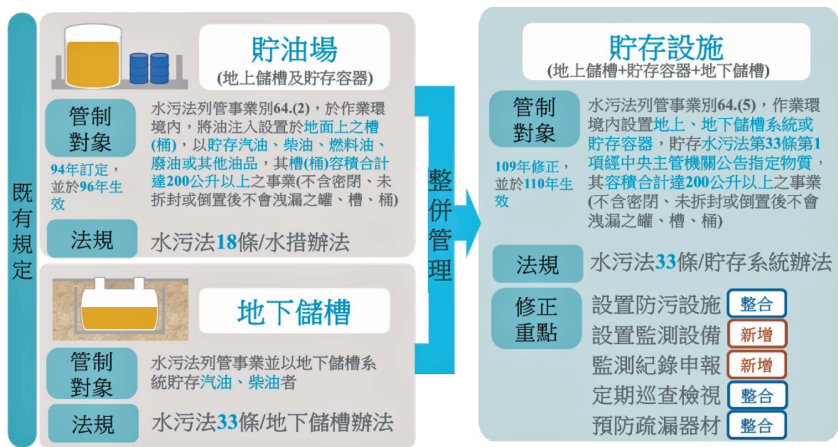


圖 12 貯存系統管理法規整合前後管制對象與法規依據

1. 修正法規名稱及專有名詞，以明確儲槽系統管理對象

- (1) 管理對象依其設置位置及類型如圖 13 所示，定明為地上、地下儲槽系統及貯存容器，貯存公告指定物質且容積合計達 200 公升以上即屬於貯存系統辦法管理對象。(修正條文第 2 條)
- (2) 管理對象不包括密閉、未拆封或倒置後不會洩漏者，並排除水污法中所稱廢(污)水處理設施及揮發性有機物空氣污染管制及排放標準中所稱石化製程(如圖 14 所示)。(修正條文第 2 條及第 3 條)
- (3) 貯存物質除既有汽油、柴油外，增訂燃料油、航空燃油及煤油等 23 項油品，及苯與乙苯等 9 項化學物質，共計 34 種(如圖 15 所示)。(修正條文第 2 條)
- (4) 針對輸送設備、新設、更新、復用、暫停使用、永久關閉及轉換用途等定義適度修正，另刪除地下儲槽系統既設之定義。(修正條文第 2 條)
- (5) 部分設施及其附屬之儲槽及輸送設備已有相關法規管理，定明非本辦法所稱之貯存系統。(修正條文第 3 條)
- (6) 完備地上儲槽系統及貯存容器設置之申請程序，並增訂各類申請書件之應記載事項。(修正條文第 4 條)

貯存系統辦法管理對象

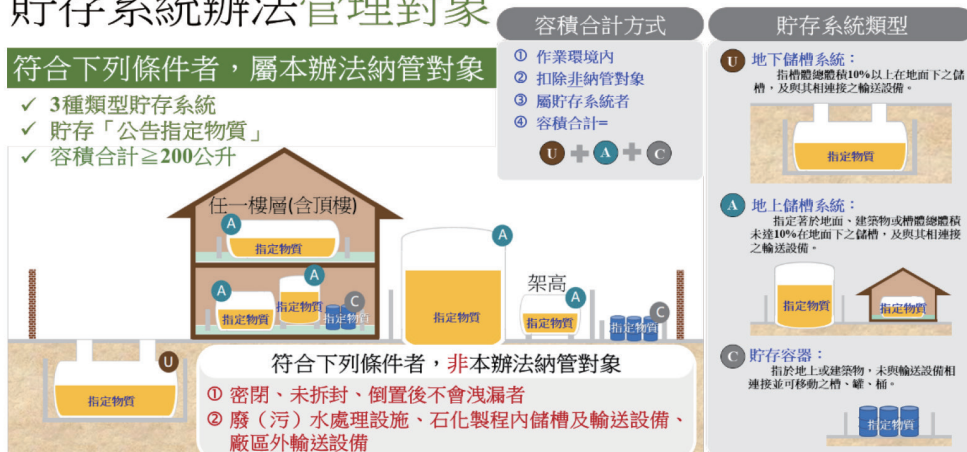


圖 13 貯存系統辦法管理對象說明

- (2) 增訂每月至少進行 1 次巡查檢視及記錄規定，加強事業自主管理即時察覺異常，以預防污染土壤及地下水。(修正條文第 18 條)

地上儲槽系統及貯存容器防止污染地下水體措施^(§18)

💡 地上儲槽系統及貯存容器除依既有法規設置防污設施，需依本辦法新增規定增加設置防污設施，並每月巡查檢視。

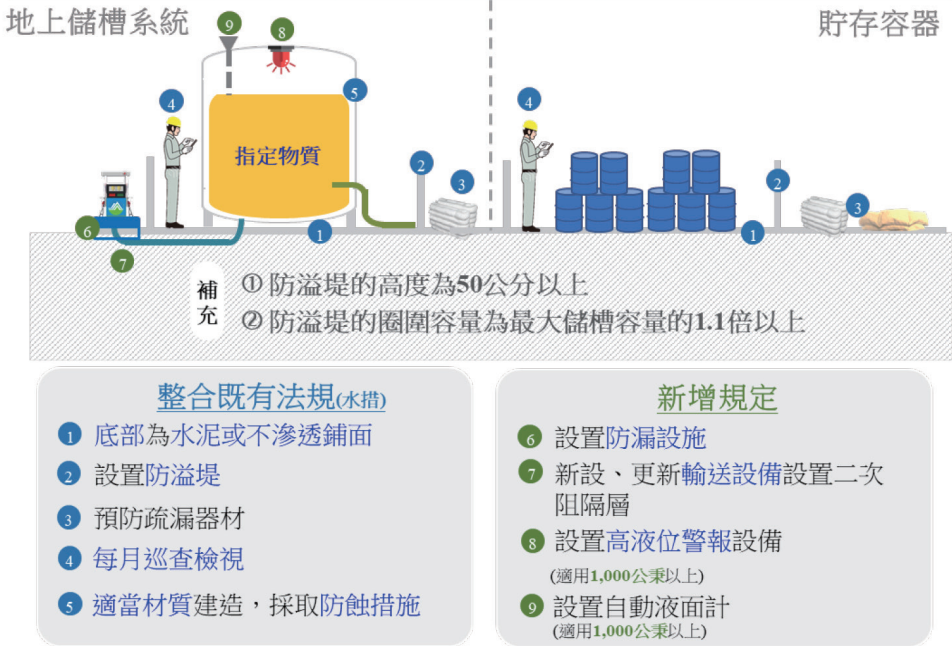


圖 16 地上儲槽系統及貯存容器防止污染地下水體措施說明

3. 提升地上儲槽總量管制措施

- (1) 為確實掌握地上儲槽系統貯存物質存量變化情形，規範於每次進出物質前、後進行總量監測，而液位及存量之量測可依監測需求，以液面計或人工方式進行量測並記錄，使事業及早查察異常情形 (如圖 17 所示)。(修正條文第 19 條)
- (2) 針對儲槽容積達 1,000 公秉以上者，考量其發生洩漏量體巨大，有必要及時掌握儲槽存量情形，故要求必須設置儲槽自動液面計，以加強管理大型地上儲槽系統。(修正條文第 19 條)

4. 強化定期監測申報規定，以明確地上儲槽監測設備及監測作業

- (1) 事業需選擇密閉測試、土壤氣體監測或地下水監測等，委託環境檢驗測定機構定期進行環境監測（如圖 17 所示）。（修正條文第 20 條、第 22 條～第 24 條）
- (2) 每年 1 月、5 月、9 月定期申報總量進出管制紀錄及環境監測結果，確保地下環境品質（如圖 17 所示）。（修正條文第 25 條）
- (3) 地上儲槽系統之儲槽可隨時以目視檢查底部者；輸送設備可隨時以目視檢查且未接觸地下環境者；儲槽或輸送設備定著於建築物者，可免執行環境監測作業，並免進行申報（如圖 18 所示）。（修正條文第 21 條）
- (4) 針對每月巡檢、總量進出及監測紀錄規範應保存 3 年備查，以利主管機關查核。（修正條文第 26 條）

5. 全面管制並分級分階段分年實施

- (1) 針對不同貯存物質之地上、地下儲槽系統，給予事業一定緩衝期及改善期間，減低事業衝擊以因應本辦法有關監測、記錄及申報之規定。（修正條文第 17 條及第 27 條）
- (2) 針對架高儲槽及明管、建築物內儲槽及貯存容器等，因易於目視檢查是否洩漏，且已設置防污設施，依設置類型區別管理強度，以減少事業負荷，並達預防污染目的，分級管理重點如圖 19 所示。
- (3) 110 年 1 月 1 日全面管制地上儲槽事業，依槽體容量及貯存物質種類，自 112 年起分階段實施監測申報，以減低事業衝擊，依序為容積達 1,000 公秉以上汽柴油儲槽、未達 1,000 公秉汽柴油儲槽及其他油品與化學物質儲槽，分年分階段監測申報如圖 20 所示。（修正條文第 32 條）

地上儲槽系統應辦理監測與申報 (§19~§24)

💡 地上儲槽系統應實施總量監測、環境監測及定期申報

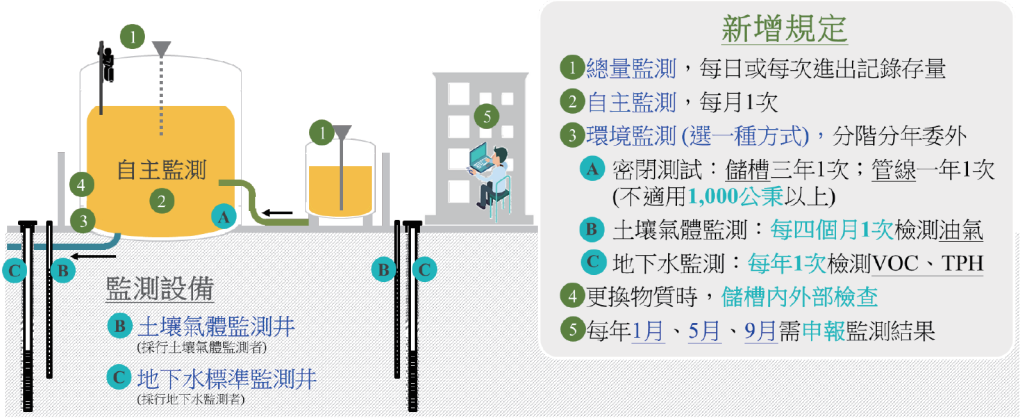


圖 17 地上儲槽系統應辦理監測與申報說明

貯存系統免監測及免申報的樣態 (§21)

💡 地上儲槽系統符合以下樣態其中之一者，即可免執行環境監測作業，並免進行申報

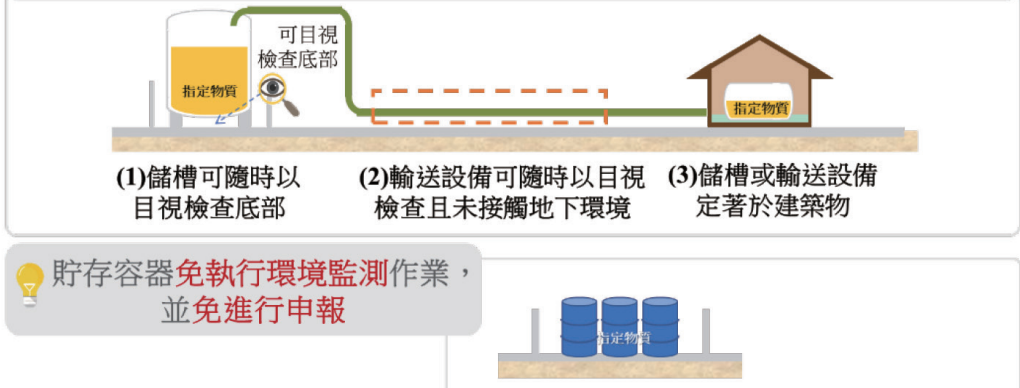


圖 18 貯存系統免監測及免申報樣態說明

類別			規範重點						
			設置計畫 書備查	設置防污設施 並每月巡查	使用狀態 異動通報	設置監 測設備	總量進 出記錄	環境 監測	定期 申報
地上儲槽系統		定著 地面	○	○	○	○	○	○	○
		定著 建築物	○	○	○	免	○	免	免
貯存容器		容積合計 達600公 升以上	○	○	免	免	免	免	免
		容積合計 200~600公 升	免	○	免	免	免	免	免
	自110年1月1日起實施					自112年起分期實施			

圖 19 分級管理重點

實施日期		110.01.01 ~ 111.12.31	112.01.01 ~ 113.12.31	114.01.01 ~ 115.12.31	116.01.01 起
貯存物質 及容積	1,000公秉以上	既設業者設施 設備改善		監測申報	
	未達1,000公秉	既設業者設施設備改善		監測申報	
其他指定油品及化學物質		既設業者設施設備改善			監測申報

圖 20 分年分階監測申報

七、未來展望及結語

環保署藉由增修法規，強化貯存系統防污設施及監測設備預防效能，達前端污染預防管理目的，提升貯存系統管理成效，管理策略與後續工作，相關的重點如圖 21 所示：

- 1. 貯存系統監測申報管理：持續辦理事業申報資料勾稽比對工作，針對異常者進行土壤及地下水污染潛勢調查工作，並依污染風險主動調查潛勢較高者，以加強前端污染預防效能。
- 2. 依規模及物質分級分階段分年實施：為減低事業衝擊並有效推動管理，依槽體容量及貯存物質種類分級分階段分年管制，自 112 年起依序管制汽柴油、其他油品及化學物質。
- 3. 全面輔導加速納管：針對新增納管約 6,300 處地上儲槽事業，辦辦法規宣導會議使其熟悉法規，並提供污染預防管理手冊強化預防措施。目標於 110 年輔導約 3,500 處符合法規，完成輔導率預期達 55%，並於 111 年底全數完成。

管理策略	工作重點		
	110年	111年	112年以後
儲槽系統 監測申報資料	- 持續勾稽異常調查確認污染情形 - 依污染潛勢評價結果主動查察預防污染		
依規模及物質 分級分階段分年實施	增加管制6,300處地上儲槽事業	容積達1,000公乘以上汽柴油事業完成設備改善	- 容積達1,000公乘以上汽柴油事業監測申報 - 其他油品及高污染風險化學物質持續設備改善
全面輔導 加速納管	- 辦辦法規宣導會議 - 撰寫預防污染手冊及輔導手冊 - 輔導3,500處(輔導率55%)符合法規 - 輔導2,800處符合法規，全數完成		

圖 21 管理策略與後續工作重點

參考文獻

水污染防治法 (2018 年 6 月 13 日)。

水污染防治措施及檢測申報管理辦法 (2019 年 3 月 8 日)。

水質污濁防止法 (昭和四十五年法律 138 號)(1970)，日本平成二十九年法律 45 號修正。

公共危險物品及可燃性高壓氣體設置標準暨安全管理辦法 (2019 年 6 月 11 日)。

石油業儲油設備設置管理規則 (2004 年 12 月 15 日)。

自用加儲油加儲氣設施設置管理規則 (2004 年 9 月 8 日)。

行政院環境保護署 (2012)，101~102 年度地下儲槽系統防止污染地下水體設施與監測設備查核暨網路申報諮詢計畫

行政院環境保護署 (2013)，地下儲槽系統網路申報資料查核、諮詢及勾稽計畫。

行政院環境保護署 (2015)，地下儲槽系統申報資料勾稽查核及管理計畫。

行政院環境保護署 (2017)，地下儲槽系統申報資料勾稽查核及管理計畫 (第二期)。

行政院環境保護署 (2020)，地下儲槽系統申報資料勾稽查核及管理計畫 (第三期)。

行政院環境保護署 (2020)，地面貯存設施土壤及地下水污染預防與調查示範計畫。

空氣污染防制法 (2018 年，8 月 1 日)。

消防法 (昭和二十三年法律 186 號)(1948)，日本平成三十年法律 33 號修正。

液體公共危險物品儲槽自主定期檢查行政指導綱領 (2019 年 8 月 8 日)。

Alaska Department of Aboveground Bulk Fuel Storage Tanks Environmental Conservation. (1999), Technical Review of Leak Detection Technologies Volume II Aboveground Bulk Fuel Storage Tanks.

Alaska Department of Aboveground Bulk Fuel Storage Tanks Environmental

- Conservation. (2003), Aboveground Storage Tank Operator Handbook.
- American Petroleum Institute. (1994), API Specification 12D 10th Ed. Specification for Field Welded Tanks for Storage of Production Liquids
- American Petroleum Institute. (1998), API Standard 2000: Venting Atmospheric and Low-Pressure Storage Tanks, Fifth Edition.
- American Petroleum Institute. (2008), API 581: Risk-Based Inspection Technology, Second Edition.
- American Petroleum Institute. (2008), API Specification 12F 12th Ed. Specification for Shop Welded Tanks for Storage of Production Liquids.
- American Petroleum Institute. (2011), API RP 570: Piping Inspection Code: In-Service Inspection, Rating, Repair, And Alteration of Piping Systems.
- American Petroleum Institute. (2011), API RP 574: Inspection Practices for Piping System Components.
- American Petroleum Institute. (2014), API 575: Inspection Practices for Atmospheric and Low Pressure Storage Tanks.
- American Petroleum Institute. (2014), API Specification 12B 16th Ed. Specification for Bolted Tanks for Storage of Production Liquids.
- American Petroleum Institute. (2016), API 650: Welded Tanks for Oil Storage, Twelfth Edition.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2015), PN1326: Environmental Code of Practice for Aboveground and Underground Storage Tank Systems Containing Petroleum and Allied Petroleum Products.
- Legal Information Institute. (1911), 40 CFR Part 112: Oil Pollution Prevention.
- Minnesota Pollution Control Agency. (2019), Aboveground storage tank systems.

National Work Group on Leak Detection Evaluations, NWGLDE. (2019), Continuous Interstitial Line Monitoring Method (Pressure/Vacuum). Retrieved October 28, 2019.

Northern Ireland Statutory Rules. (2011), Control of Pollution (Oil Storage) (Amendment) Regulations (Northern Ireland).

Scotland Statutory Instruments. (2006), The Water Environment (Oil Storage) (Scotland) Regulations.

State of Vermont Agency of Natural Resources. (2014), Aboveground Storage Tank Rules. Retrieved November 20, 2019.

UK Essays. (2017), Design of Oil Storage Tanks. Retrieved November 20, 2019.

UK Statutory Instruments. (2001), The Control of Pollution (Oil Storage) Regulations (England).

USEPA. (2014), How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites - A guide for corrective action plan reviewers.

空氣污染與噪音類

鋼鐵廠燒結製程靜電集塵器效率 提升案例分享

陳隆森*、李臻育*、蔡東昇**、許文馨**、梁達嵐**

摘 要

燒結製程通常為鋼鐵廠最大空氣污染源，大多數皆配置靜電集塵器 (Electrostatic Precipitator, ESP) 作為收集粒狀污染物的設備。燒結製程原料多樣，製程廢氣內之粒狀污染物特性變化大且為高灰電阻之粉塵，其特性為難以帶電、不易被集板吸引 (飄移速度較慢) 而達到收塵效果，且因製程關係，ESP 較難有長停機做完整維護，經過長久運轉年限後，通常有集塵效率低落的問題。本文介紹透過更新 ESP 的機械零件及高頻變壓器 (Switch Mode Power Supply, SMPS)，以回復因老舊設備所導致的集塵效率衰退，更進而提升集塵效率、提高 ESP 的穩定性。升級高頻變壓器的 ESP，相較於傳統變壓器，高頻變壓器使用三相電源，具有極低的漣波率 (Ripple Wave)，不但電壓電流曲線 (V-I Curve) 具有更穩定的輸出表現，同時也可以將輸出電壓穩定的控制在傳統變壓器的峰值電壓，可以避免傳統變壓器因漣波率高而頻繁跳火 (Sparkle) 的問題，也可以擁有更高的集塵效率。

【關鍵字】靜電集塵器(Electrostatic Precipitator)、粒狀物排放(Particle Emission)

* 中龍鋼鐵股份有限公司

** 台耘工業股份有限公司

煉鐵廠設備檢修工廠股長

副總經理、業務處專案管理專員

規格設計處技術支援主任

一、前言

靜電集塵器 (Electrostatic Precipitator, ESP) 為目前工業製程常使用且效果顯著的控制設備之一，需每年定期維護保養，以確保 ESP 運轉時的穩定性；然而，隨著逐漸加嚴的環保法規，現今許多廠區的 ESP 面臨既有除塵效率不足、內部零件老舊的問題，導致除塵效率低落，若不進行設備維護或升級，將無法符合現行法規。常見的 ESP 改造方式為定期更換內部老舊零件，如集板、極線，以維持原始效率及運轉可靠度、或是藉由增加集塵面積及提升放電效率來提升 ESP 集塵效率。然而更換內部老舊零件或擴建 ESP 以增加集塵面積，所需工期較長且成本較高，必需提早規劃停機時間方能施工。提高放電效率，可藉由將傳統變壓器 (Conventional Transformer Rectifier) 升級為高頻變壓器 (Switch Mode Power Supply, SMPS) 來達成，工期短且易於施工，為目前提升 ESP 效率的主流方式之一。

中龍鋼鐵位於台中市龍井區，是國內唯一同時擁有電爐與高爐的一貫化作業廠，主要設備皆採用最新高效環保製程設計。高爐產線產製鋼種包括一般碳鋼、結構用鋼、高強度低合金鋼等，並可生產集團中最大熱軋超厚、寬尺寸之一般結構用鋼。高爐設備裡包含燒結機 2 座，年總產能為 620 萬噸。

燒結作業是將粉鐵礦、各類助熔劑 (石灰石、蛇紋石及白雲石) 及細焦炭及部分其他製程回收之廢料經由混拌、造粒後，經由佈料系統加入燒結機，由點火爐點燃細焦炭，經由抽氣風車抽風完成燒結反應，高熱之燒結礦經破碎冷卻、篩選後，送往高爐作為冶煉鐵水之主要原料 (圖 1)。因此負責處理燒結尾氣的 ESP 穩定性與可靠度非常重要，否則將會影響高爐產能 (圖 2)。由於燒結製程原料之多樣性，其煙氣內之粒狀污染物特性變化大且為高灰電阻之粉塵，其特性為難以帶電、不易被集板吸引 (飄移速度較慢) 進而達到收塵效果，因此改善燒結場的 ESP 集塵效率的實為一大挑戰。

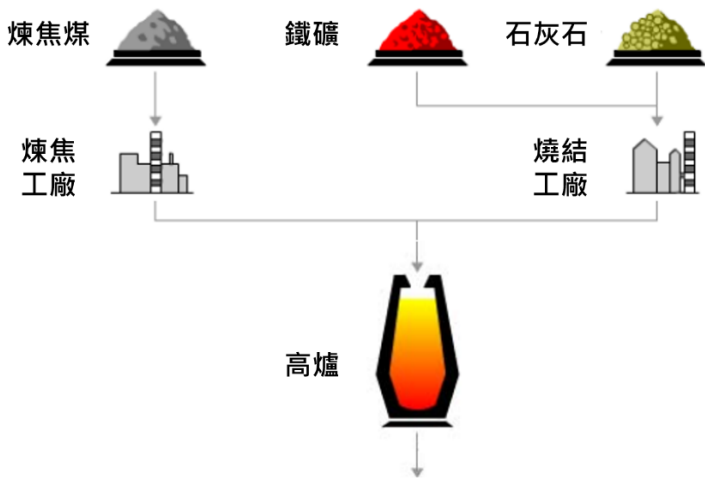


圖 1 煉鐵廠製程

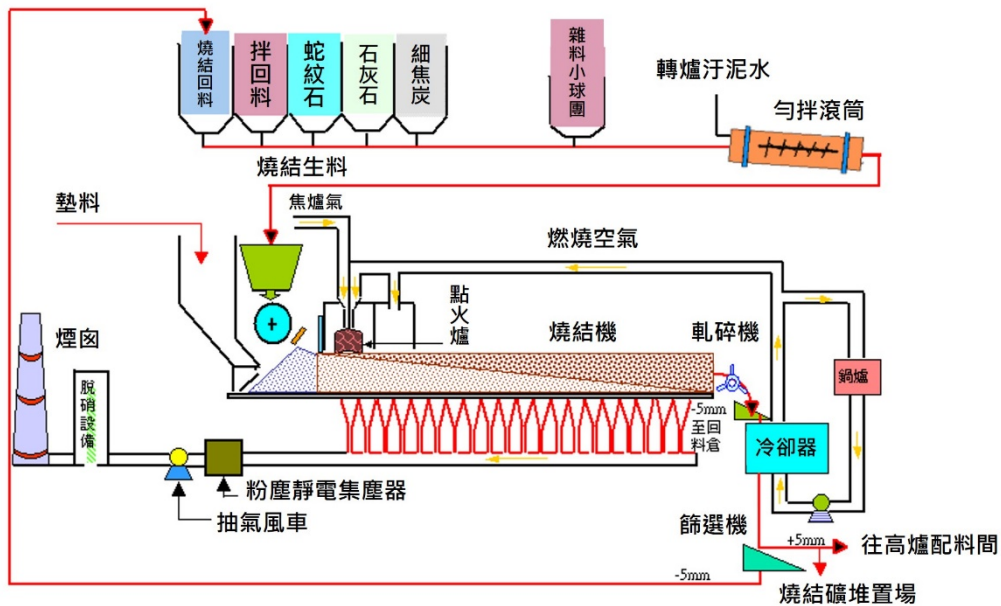


圖 2 燒結製程示意圖

中龍鋼鐵二號燒結場備有 2 台 ESP，分別為大 ESP 收集製程廢氣及小 ESP 收集廠區內粉塵。二號燒結場自 2010 年啟用運轉至今約 10 年，然而因 ESP 長時間連續運轉，內部機械結構每況愈下，導致集塵效率低於原始設計值。而在 ESP 後端設有袋式集塵機，ESP 效率低落也導致濾袋使用壽命縮短而增加維護費用。燒結場配合煉鐵製程每年 350 天的長時間運轉，每季僅停機 1~2 天，難以徹底進行全面的機械維護工作，一般均配合高爐停爐大修期間才可排定長時間停機計畫。通常在機械狀況不佳時，會先改善機械狀況後再進行電氣改善以提升效率，但在時間與成本考量下，中龍鋼鐵決議先改善電氣設備，即變壓器升級，後續再特別申請長停機以改善 ESP 內部機械狀況。本文介紹中龍鋼鐵二號燒結大 ESP 如何利用高頻變壓器提升集塵效率，進而汰換內部老舊零件而增加運轉穩定度與可靠性。

二、ESP 與 HFTR 之理論基礎

ESP 原理是利用在極線 (Discharge Electrode, DE) 施加直流高壓形成電暈放電效果，使氣體電離釋放大量游離電子，當含塵煙氣通過靜電集塵器所組成的電場時，煙氣中原本不帶電的粉塵粒子會因此而被荷電 (Charge)，且在電場電磁力的作用下，向極性相反的集板 (Collecting Electrode, CE) 移動，當荷電粉塵到達集板後，電子會被導入大地而粉塵則被吸附在集板上，達到煙氣淨化效果，而被吸附在集板上的粉塵則透過敲擊方式震落。

ESP 效率可由 Deutsch Anderson Equation 來說明 (Parker,1997)。

$$\eta = 1 - \frac{1}{e^{\omega A/Q}}$$

η ：靜電集塵器之除塵效率 (%)

ω ：飄移速度 (Migration Velocity, m/s)

A：集塵面積 (Effective Collecting Area, m²)

Q：煙氣流量 (Flue Gas Flow Rate, m³/s)

分析此公式後，可發現若要提高集塵效率，必須提高粒子飄移速度，或者提高集塵面積，或是降低煙氣流量。其中，提高集塵面積，一般有下列幾種方式：

1. 修改進氣入口或出口煙道，增加放電場長度；
2. 串聯或並聯另 1 台新的 ESP；
3. 減小集板極線間距，增加煙道數量；
4. 屋頂增高，增加安裝的集板高度。

以上 4 種方式均可提高有效集塵面積，達到提升集塵效率的目的，但缺點是必須修改集塵器整體機械結構設計，不僅費用昂貴且施工工期長。此外，前 2 個方式若 ESP 內部無足夠空間，則無法實行；第三個方式縮小間距則是會提高火花 (Spark) 發生的頻率，造成放電電壓無法提高，反而降低輸出功率，導致無法有效提升集塵效率。

若是降低煙氣流量，則會影響單位時間內可處理的含塵煙氣，進而造成前端製程必須降載，單位時間內的產量也會下降，此亦非燒結場之所願。因此，升級 ESP 高壓供電系統以提高粒子飄移速度即為最為符合經濟效益的改善方法。

現今由於電力電子與數位控制技術的快速發展，靜電集塵器電源設計與製造商設計出一新型三相高頻 IGBT (Insulated Gate Bipolar Transistor, IGBT) 觸發供電系統，其原理如圖 3 所示：

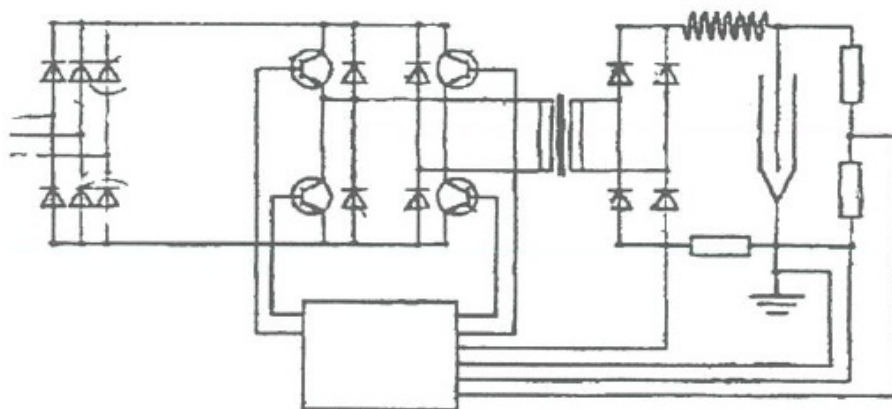


圖 3 三相高頻 IGBT 觸發供電系統原理 (Parker, 2003)

一般來說，上述之圖形可分解為圖 4 中的 4 個區塊：

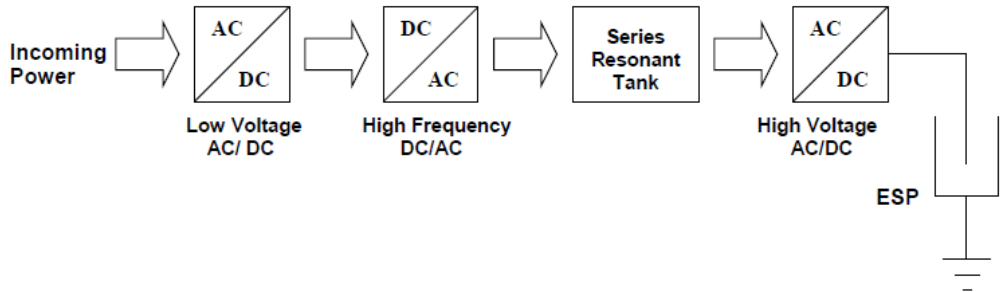


圖 4 三相高頻 IGBT 觸發供電系統分解圖 (NWL)

(一) AC/DC 區塊

三相 480V 交流電源輸入，並經整流及濾除脈波干擾後，輸出平滑穩定約 650V 單相直流電壓。

(二) DC/AC 區塊

由 IGBT 全波電橋電路組成，此電路將輸入的 650V 單相直流電壓轉換成高頻 50kHz 交流電壓。

(三) Series Resonant Tank 與 AC/DC 區塊

將輸入的高頻 50kHz 交流電壓經升壓整流後，轉換成高頻直流電壓輸入靜電集塵器內。

其優點包括：1. 三相高頻 IGBT 觸發供電系統相較傳統單相低頻 SCR(Silicon Controlled Rectifier, SCR) 觸發供電系統，可有效降低輸入之無效功率(KVAr) 以提高功率因素並改善耗功之問題 (NWL)。2. 三相高頻電源系統因極低的漣波率，故其平均輸出二次側電壓(kV) 幾乎趨近於峰值電壓，相較於傳統低頻電源峰值電壓低很多，故可輸出更多功率進入靜電集塵器內，進而提升集塵效率。3. 其運轉頻率高達 50kHz，搭配快速反應的 IGBT 元件與電控系統 (DSP)，其響應速度較其他兩種傳統低頻 SCR 供電系統快 150 倍以上，可快速抑制火花的短路電流，並快速回升至之前火花發生點，以提升集塵效率。3 大優點詳述如下：

(一) 改善功率因數

在相同的二次輸出功率 (kW) 下，三相高頻 IGBT 觸發供電系統的輸入功率 (KVA) 約是單相低頻 SCR 觸發供電系統的 60%。而低頻供電系統都是使用 SCR 做相角控制，經全波整流後導入靜電集塵器內，故當漣波率越大，則平均輸入的直流電壓 (kV) 則越低，意即一次側需汲取更多功才能達到所需的平均輸入的直流電壓，進而導致無效功率 (KVA_r) 大幅增加。圖 5 是傳統單向低頻 SCR 電源系統與三相高頻 IGBT 電源系統功率因數比較示意圖。

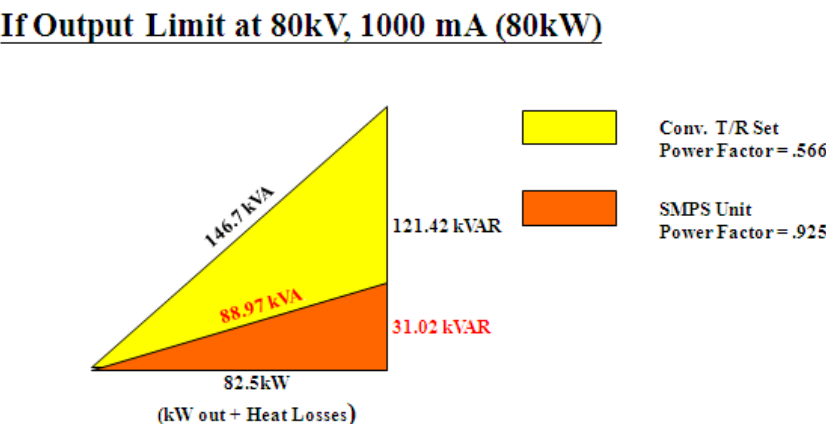


圖 5 三相高頻與單相低頻功率因數比較圖

由圖 5 可知，在相同輸出功率時，三相高頻電源系統的直流電壓由於僅有極低的漣波成分，可大幅降低無效功率而提升功率因數，使輸入的功率可極大部份輸出至靜電集塵器內；而傳統單相電源系統則因過大的漣波成分，導致低功率因數，而需耗用更多能源，才能達到與三相高頻電源系統相同的輸出效果。

(二) 提高輸出功率

如圖 6 所示，三相高頻電源系統在輸出相等電流 (mA) 的狀況下，其平均輸出電壓 (kV) 遠低於傳統低頻電源的峰值電壓（火花或電弧發生時的電壓），意即此時三相高頻電源系統可以在不發生任何火花或電弧的狀況下，輸出更多功率進入靜電集

塵器內，以達到提高集塵效率的效果 (圖 7)。

PowerPlus 與Conventional T/R輸出電壓(kV)之波形比較

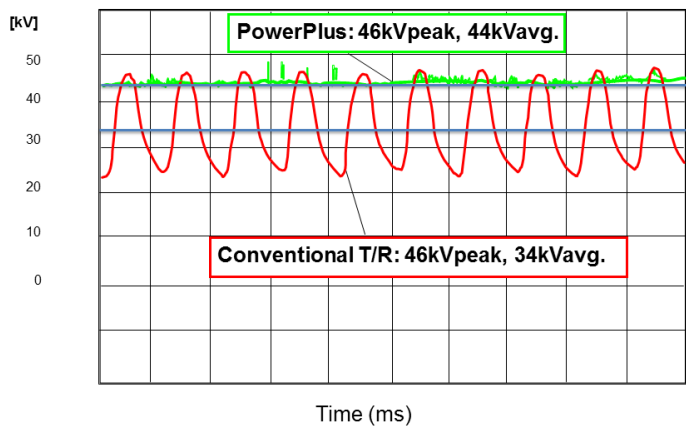


圖 6 三相高頻與單相低頻輸出電壓峰值 / 平均值示意圖

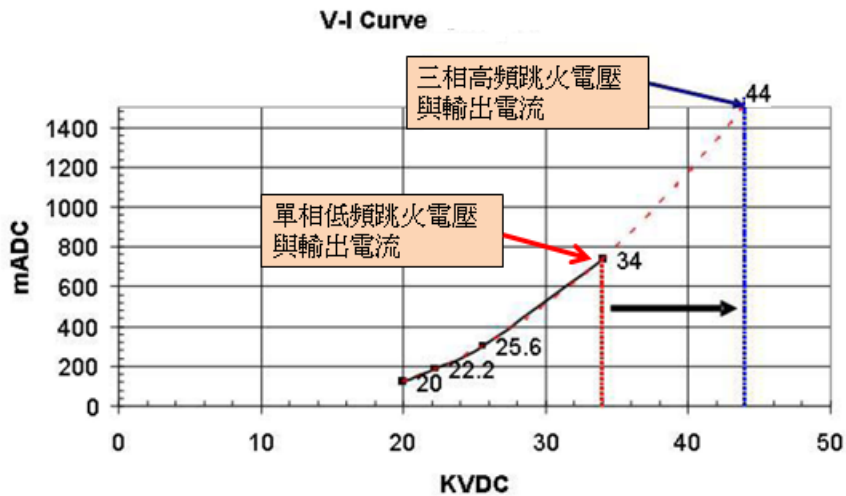


圖 7 三相高頻與單相低頻輸出電壓 / 電流示意圖 (NWL)

(三) 快速響應的 IGBT 元件與電控系統

傳統低頻 SCR 電源系統，由於受限頻率以及 SCR 反應速度，容易發生電源諧波及電流衝擊等問題。而三相高頻電源系統使用快速響應的 IGBT 元件與電控系統，並運轉在高頻率範圍，使它在偵測到火花或電弧後，可在 $30\mu\text{s}$ 時間內快速關閉 IGBT 的輸出，因此電源側僅會汲取到極小的火花或電弧的能量；對比於傳統低頻 SCR 控制系統，由於受限於使用頻率，其最快反應時間為 8.33 ms (60Hz)，因此電源側會汲取到較大的火花或電弧的能量，使得電源側須設計更大的電容器及絕緣油量以吸收這些能量所產生的熱量。此外，高頻電源的電控系統，更具備下列特點，可自動對靜電集塵器做適應性的調整：

1. 與 IGBT 組合後，允許間歇放電 (Intermittent Energization, IE) 的時間控制在 0.1ms 內，使其可有更佳的能力去處理高濃度與高灰阻的粉塵所導致的逆電量現象 (Back Corona)。
2. 當火花及電弧結束後，較傳統低頻 SCR 電源系統更快速提升輸出電壓至額定值，因此在單位時間內，能輸出更多功率 (如圖 8 所示，線與底部圍出之面積) 至靜電集塵器內，以提高集塵效率。

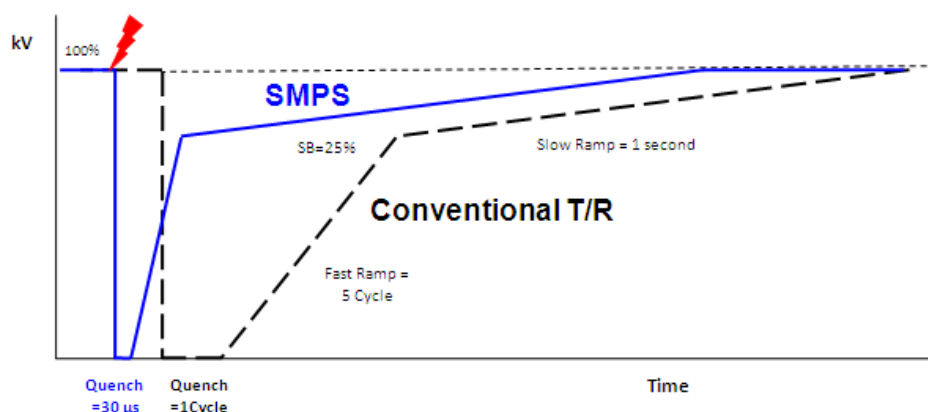


圖 8 三相高頻與單相低頻輸出電壓 / 火花反應示意圖

三、燒結二場大 ESP 電氣改善計畫

處理燒結廢氣的 ESP 在高壓電源系統常見問題為二次電壓不足、過多火花或電弧現象 (林勳佑等, 2010)，於是從變壓器升級方面改善集塵效率主要有 2 個重點：增加輸入 ESP 之電壓與增加電流密度。提高輸入 ESP 之電壓能加強高灰電阻粉塵的帶電效果，並增加飄移速度。而增加電流密度則可增大電場，促進粉塵粒子帶電。

為了讓中龍燒結的靜電集塵器效率更加提升，以減低粒狀物排放，因此本改善計畫，將傳統變壓器改為高頻變壓器，SCR 觸發供電系統一併升級為三相高頻 IGBT，同時盤箱內部零件、電纜以及人機介面亦同步更新，以確保系統運轉時的穩定性。

在規劃變壓器更新階段，首先要評估變壓器的二次側額定電壓及電流，這 2 個參數代表的是高壓電源系統輸入至 ESP 的電能大小，其中電壓與電極間距有關，電流則是與集塵面積相關。預計改善的 ESP 集板與集板間距為 460 mm，原始設計的傳統變壓器規格為 80 kV, 700 mA，根據 Kim et al. (1998) 所做的實驗 (圖 9)，ESP 在相同煙氣負載狀況下，使用不同集板間距所做的 V-I 曲線，確立集板間距與電壓之關係。

根據圖 9 中數據，可以得到以下的結論：從 460 mm 集板間距的 V-I 曲線判斷，一般運轉狀況下，其電壓值可達到 90~100 kV，因此在 460 mm 集板間距的 ESP 上，應搭配使用額定值 100 kV 以上之變壓器；若使用較小 kV 的變壓器，抑制了可輸出電壓，無法顯著改善粒子的飄移速度與 ESP 效率。若在 460 mm 集板間距的 ESP 上只運作 70kV 所得到的二次側電流與 100 kV 的情況下相比，只有 1/2。

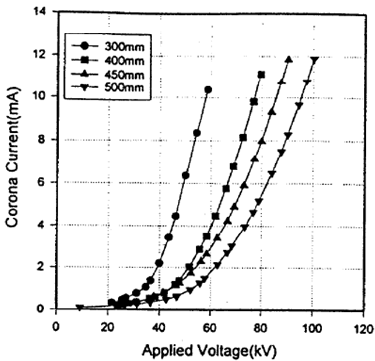


圖 9 各距離 V-I curve 表現

在 ESP 內部機械狀況不佳導致火花的情況下，此 ESP 平常運轉值維持在 60~85 kVavg，其運轉中 kV 峰值 (kVpk) 應為 70~90 kV，倘若機械狀況獲得改善，則可能運作出更高的 kV 值，原始設計之集板到集板的間距為 460 mm 也正是為了能使 kV 達到極大值。一般而言，300mm 間距會搭配 70kV 的變壓器；400mm 間距則是搭配 83kV 的變壓器。以中龍燒結此台 ESP 內部間距 460mm 而言，應選擇 100kV 的變壓器才可達到最佳的放電效果，再加上燒結 ESP 常見問題為二次電壓不足，若更新時僅選擇市面上常見規格 83kV，則無法有效發揮大間距的優點，影響集塵效率的提升效果。而以現有變壓器計算電流密度為 0.33~0.39 mA/ m²，一般建議之電流密度應為 0.4~0.5 mA/ m²。從集板間距、運轉數值與電流密度、以及改用高頻變壓器後 kVavg 將幾乎等於 kVpk 等多方面來評估，本計畫的高頻變壓器將選用 100 kV、1050 mA 之規格。

中龍鋼鐵的燒結二場大 ESP 總共有 2 個倉室 (Chamber)，每個倉室共有 3 個電場 (Electrical Field)，每個電場都有 1 台傳統變壓器，共有 6 台傳統變壓器，本計畫將全部更新為高頻變壓器，然而燒結場停機時間僅有 2 天，無法在一次工程內完成 6 台高頻變壓器的更新，所以決議分 2 次工期各 2 天，每次安裝 1 個倉室的變壓器（共 3 台），專案規劃將施工時間設為 24 小時三班制，實際施工僅花費 1.5 天。

表 1 中龍燒結場大修改善順序一覽表

施工工期	更換倉室
108.05	Chamber A
109.02	Chamber B

為了比較更新高頻變壓器對中龍 ESP 的表現，更新前後均請第三方檢測廠商對 ESP 進行效率檢測，檢測的種類為粒狀污染物檢測 (NIEA A101.76C)。由於量測之製程為燒結製程，入口濃度差異甚大，檢測時將採用同步量測，同時量測上游與下游之濃度，以確保檢測的集塵效率具有可比較性，採樣時也一併量測含氧量，依標準氧氣濃度進行校正後，可以使更新前後之檢測結果具有參考價值。

四、ESP 電氣改善成果

圖 10 至圖 11 比較 ESP 其中 1 個倉室 Chamber A 在更新高頻變壓器前後的電氣表現。由以下電壓電流比較圖可發現，更新後的第一室 Ch1 電壓（黑色曲線）與第三室 Ch3 電壓（藍色曲線）因火花產生之震盪幅度約 4kV 普遍略低於更新前的電壓振幅 8~10kV，而電流在遇到火花後下降之幅度及回升之速度表現也高於原本的電流值，這是因為高頻變壓器快速抑制火花的短路電流並快速回升至之前火花發生點的特性。唯有第二室的電壓電流表現異常，歸因於集板與極線間距不足，導致火花頻繁產生，為了維持 ESP 運轉時的穩定性，必須先行切除部分的集板極線，導致更新後電壓與電流表現低於更新前。

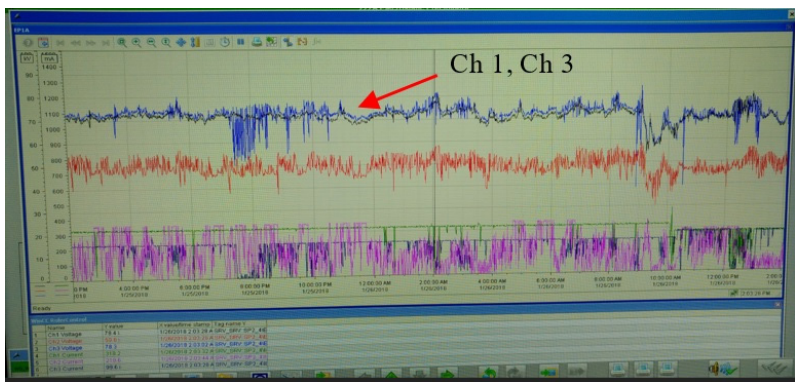


圖 10 Chamber A 共 3 室於 2018 年 1 月 26 日之電流電壓曲線

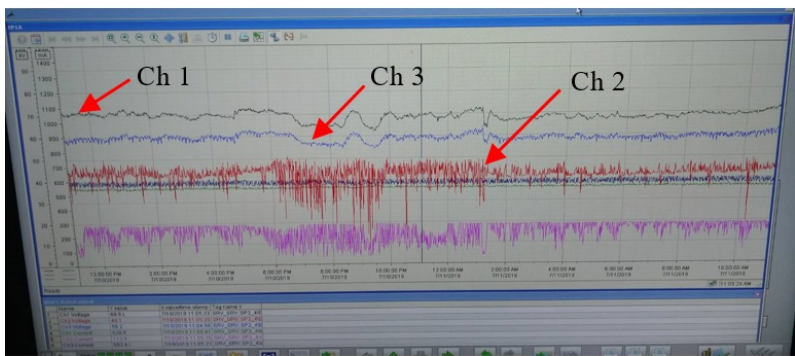


圖 11 Chamber A 共 3 室於 2019 年 7 月 10 日之電流電壓曲線

註：圖 10.11 原彩圖請至產業綠色技術資訊網站下載 <https://proj.ftis.org.tw/eta/index.aspx>

此外更藉由更新前後的粒狀物檢測結果可知，更新前測得之 ESP 集塵效率為 79.4%，而更新高頻變壓器之後，集塵表現可提升至 95%。結果證明，將傳統變壓器升級為高頻變壓器，對於 ESP 之集塵效果有相當顯著的幫助。

雖然一般靜電集塵器收集效率正常均可達 98% 以上，本次改善前後的效率均較低的原因，係因內部機械件狀態不甚理想，導致間距不足易火花、部分變形嚴重集板、極線已切除等問題，雖更新高頻變壓器已大幅提升集塵效率，但持續運轉下，內部機械件狀態只會越來越差，連帶也影響更換高頻變壓器帶來的好處。

五、機械問題與改善方案及成果

燒結二場大 ESP 機械構造為 2 個倉室 (Chamber)，每個倉室有 3 個區室 (Field)，第一室及第二室每室有 18 排集板與 17 排極線。每排集板有 9 片集板，每排極線框有上下兩組極線框。第三室為移動式集板。每室集板與極線間距皆為 230mm。燒結 ESP 常見的機械問題有集板積灰、極線積塵、位移與集板彎曲變形 (張木彬, 2018)。極線積灰會使二次電流無法釋出，而集板積灰或彎曲變形會縮短集板與極線的間距，易造成高頻率火花，導致電壓無法升高，兩者皆會大幅降低集塵效率。2017 年機械檢驗時發現 Chamber A 第二室 A2 及 Chamber B 第二室 B2 的機械狀況最為嚴峻。在 A2 及 B2 區室中，18 排集板中皆有 9 排已嚴重變形 (圖 12)，導致與極線間距低於 80mm。此 ESP 集板變形彎曲的主因為集板底部與集板之限制角鐵的間距過小，導致集板在熱漲冷縮時空間不足受擠壓而變形，且隨運轉時間越久，情況越嚴重。由於每季只有 1~2 天的停機時間，僅能就彎曲嚴重的部分做暫時處置，如切除集板 (圖 13)、極線或微調限制角鐵之位置以盡量回復原設計間距。A2 累計已切除 5% 集板面積，而 B2 為 15%。一般而言，當集板面積減少 10% 以上，集塵效率就會大幅降低。因此，在電氣改善完後 A2 區室的運轉數值仍然沒有顯著改善。為了徹底改善 ESP 運轉穩定度，中龍鋼鐵在 2020 年每個 Chamber 各規劃 30 天的長停機，逐步更換 Chamber A3 區室及 Chamber B 兩室：B2、B3 區室的集板。



圖 12 Chamber A 第二室集板嚴重變形彎曲



圖 13 Chamber B 第二室集板切除

註：圖 12.13 原彩圖請至產業綠色技術資訊網站下載 <https://proj.ftis.org.tw/eta/index.aspx>

內部機械件更新前後的運轉數值彙整如表 2。圖 10 與圖 14 為電氣與機械改善前 2018 年的運轉數值，圖 15~ 圖 18 為機械與電氣改善後於 2021 年 1 月 6~8 日之運轉數值。

表 2 內部機械件更新前後運轉數值

區室	A1	A2	A3
2018 年 1 月 25~26 日	66~74kV	50kV	66~74kV
2021 年 1 月 6~8 日	76~80kV	58~60kV	78kV
區室	B1	B2	B3
2018 年 1 月 25~26 日	66~74kV	50kV	66~74kV
2021 年 1 月 6~8 日	-	60~65kV	-

綜觀而言，Chamber A, B 的運轉電壓皆在改善後獲得顯著提升，電壓升高能加強高灰電阻粉塵的帶電效果以增加粒子飄移速度，是影響燒結製程 ESP 效率的重要因素之一。以 Chamber A 部分而言，在更新改善 A2 區室機械狀況後，圖 16 電壓數值（紅線）明顯比電氣改善完後的圖 11 又更穩定，且有較長的時間維持在較高的電壓。以 Chamber B 而言，比較圖 14 與圖 18，B2 區室平均運轉電壓從 50kV 左右增加到 61kV。而 B3 區室為移動式集板與毛刷干涉短路問題，B1 區室則無更新，因此此 2 室未列入比較。

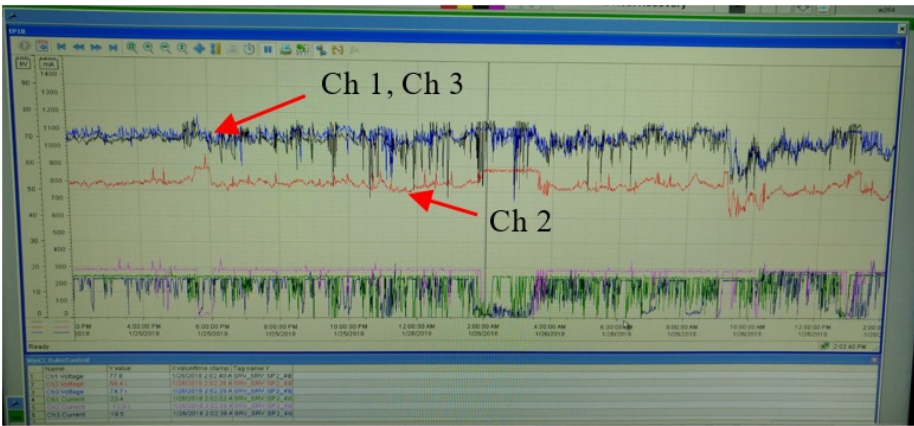


圖 14 Chamber B 共 3 室於 2018 年 1 月 25~26 日之電流電壓曲線

44 鋼鐵廠燒結製程靜電集塵器效率提升案例分享

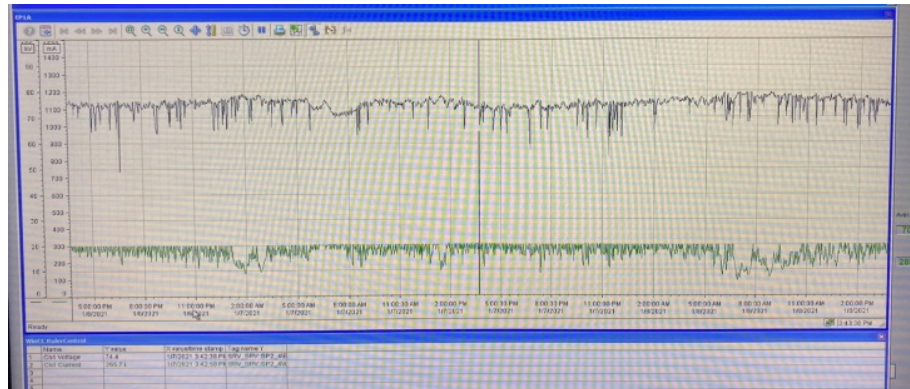


圖 15 Chamber A1 電流電壓曲線

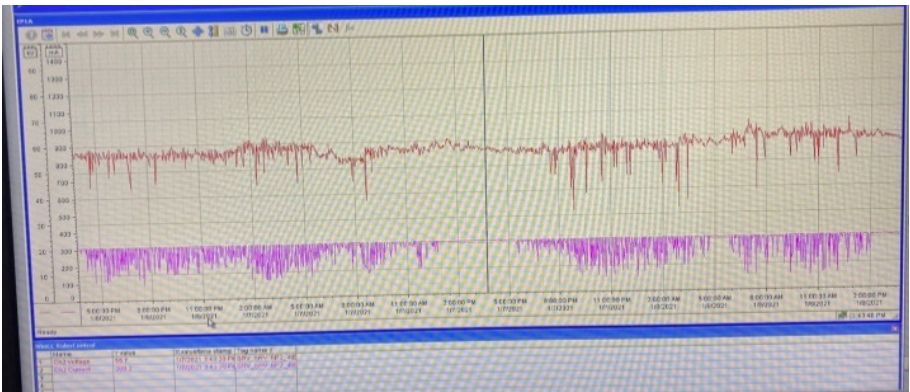


圖 16 Chamber A2 電流電壓曲線

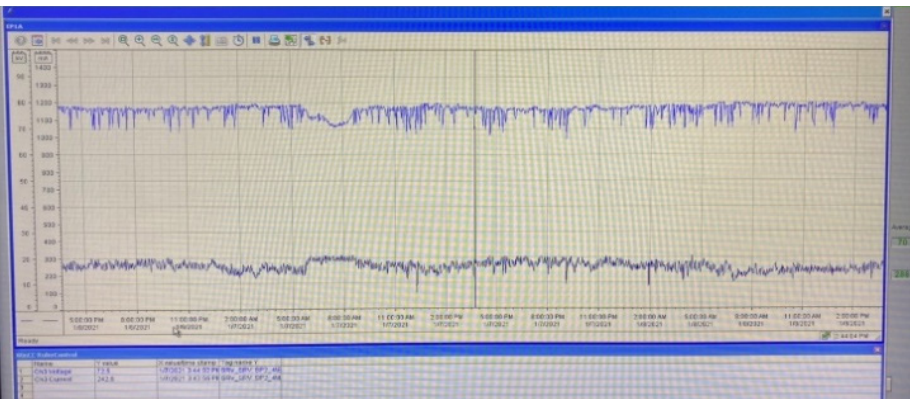


圖 17 Chamber A3 電流電壓曲線



圖 18 Chamber B2 電流電壓曲線

註：圖 15~18 原彩圖請至產業綠色技術資訊網站下載 <https://proj.ftis.org.tw/eta/index.aspx>

六、結論

透過此更新案的結果可得到以下結論：在無法長時間停機改善機械狀況時，更新電氣設備是提升 ESP 集塵效率的最佳方案，使用搭載 IGBT 的高頻變壓器以取代傳統變壓器，不但可以利用更低的電壓，製造出更高的電流值，具有更高的能源轉換率，使 ESP 的集塵效率從 79.4% 提升至 95%；同時，可以大幅降低每年的運轉維護成本，省去了因低轉換率導致能源無故消耗的問題，並造就了環境維護與高效節能的雙贏局面。若在停機時間允許下，更新內部老舊機械部件則能帶來更穩定的運轉數值，增加運轉可靠度。在良好的機械狀況下，也更能極大化電氣改善所帶來的效益。

本研究雖未針對 $PM_{2.5}$ 探討，但已有研究顯示 ESP 在操作良好的狀況下適合作為鋼鐵廠燒結工廠之可過濾性微粒 $FPM_{2.5}$ 防制設備，且去除效果達 98% 以上，因此可推估當 ESP 集塵效率提高後，細懸浮微粒去除效率也會相對提升。

綜上，燒結製程通常為鋼鐵廠最大空氣污染源，且因製造關係 ESP 相較之下維護困難，但中龍鋼鐵歷年來對燒結場 ESP 改善不遺餘力，持續降低粒狀物排放量，實屬善盡企業社會責任。

參考文獻

林勳佑、黃以松、陳俊達，鋼鐵廠燒結製程除塵效能提升與改善，中工高雄會刊，第 18 卷，第 2 期。

張木彬，燃煤及煉鋼程序空氣污染最佳可行控制技術研究，科技部 107 空污防制科技研究合作計畫期末成果報告 - 計畫編號 :MOST-107-EPA-F-006-004

K. R. Parker (1997), Applied Electrostatic Precipitation, London, UK, Blackie Academic & Professional.

Ken Parker (2003), Electrical Operation of electrostatic Precipitators, London, UK, The Institution of Electrical Engineers.

NWL, DSP PowerPlus Series 7 Product Manual.

NWL, Sizing a PowerPlus Unit to replace T/R Sets.

Kim, Y. J., Jeong, S. H., Hong, W. S., Cho, S. S., & Ham, B. H. (1998, September), Effect of the plate spacing and discharge electrode shape on the efficiency of wide plate spacing electrostatic precipitator. In Proceedings of Seventh International Conference on Electrostatic Precipitation: pp. 590-595.

廢(污)水處理類

滴水成金、資源永續

王維綸*

摘 要

高雄市鳳山溪污水處理廠放流水回收再利用示範案，為國內首座大型污水再生水處理廠，全案採 BTO 方式執行。本計畫於鳳山溪污水處理廠消毒池後端取水，經快速濾池過濾後以 UF 過濾系統處理，最後以 RO 處理系統完成再生程序，產出之再生水於管中加氯後，以加壓泵經輸配水管輸送供使用端使用。

本案檢討了原污水廠既有設施功能不彰且影響處理效能之單元，配合再生水處理程序進行優化，以保障再生水產出品質。「水科技教育館」的規劃，則融合了鳳山溪污水處理廠、保安濕地公園及再生水處理廠，配合鄰近過埤公園及河廊造景，使本計畫最終成為國內第一個以水資源為主題之指標性環境教育園區。

文章最後，另針對「能源回收裝置取代段間增壓」、「MLE 系統升級污水廠功能」、「厭氧消化系統提昇能源使用效率」等設計構想，及「延長 RO 膜生命週期」、「進流水質變化風險」等營運遭遇，分享本計畫執行經驗，期望對國內後續之回收水再利用政策之推動有所助益。

【關鍵字】BTO、UF系統、RO系統、MLE系統

* 中鼎工程股份有限公司

助理總工程師

一、緣起

臺灣地區近年來已成為全世界排名第 18 位的水資源缺乏國家，由於受限環境條件，加上水資源開發不易，在為確保民生用水的前提下，政府均優先採取減少或停止工業用水之方式因應缺水危機，對於產業經濟的穩定發展相當不利。因此，內政部營建署自 99 年起陸續辦理「回收水再利用及示範計畫推動計畫」及「公共污水處理廠放流水回收再利用示範推動計畫先期作業」，積極推動並促使再生水資源成為產業用水的穩定來源，以期紓緩水資源開發之壓力，如圖 1。行政院亦於 102 年 3 月 11 日裁示優先辦理公共污水處理廠放流水回收再利用推動計畫作業規劃及民間參與先期評估，並以台中市豐原廠、福田廠、台南市永康廠、安平廠、高雄市鳳山溪廠及臨海廠等 6 座示範案例為計畫主軸；行政院經濟建設委員會並於同年 8 月 12 日（第 1457 次委員會議）原則同意陸續辦理 6 座示範廠，並以高雄市鳳山溪污水處理廠放流水回收再利用示範案（以下簡稱本計畫）為最優先辦理之示範廠。

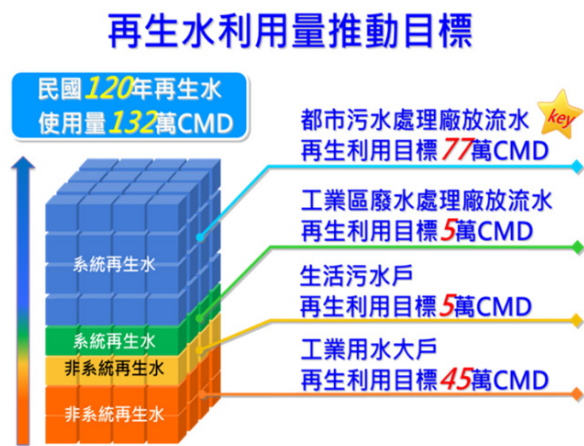


圖 1 再生水利用量推動目標

本計畫全期可提供 45,000CMD 的再生水予鄰近的臨海工業區使用，再生水之供應量將可達到臨海工業區內每日需水量 (20 萬噸) 的 1/5，對於提升水資源調度的可靠性及彈性有顯著之效益。

本計畫為國內首座大型污水再生水處理廠，除可提升水資源之利用效率、提供鄰

近工業區之用水來源、確保民眾及產業之用水權益外，並可帶動我國再生水產業之蓬勃發展，擴大水資源之利用範疇，增加下水道之建設效益，同時有助於我國經濟之提振。

本計畫執行方式主要是依「促參法」第 8 條第 1 項第 3 款之規定為「民間機構投資新建完成後，政府 1 次或分期給付建設經費以取得所有權，並由該民間機構營運；營運期間屆滿後，營運權歸還政府」，此即所謂 BTO(Build-Transfer- Operate)，是一種民間參與公共建設的典型模式。前行政院毛院長治國於「民間參與公共建設的基本概念」講稿中指出：政府主辦的促參案所關係到的角色有 3 個，分別是政府、投資者及融資者，三者之間構成一個三角關係，政府與民間投資者間的關係是興建與營運的特許權，民間投資者與融資者間的關係是融資合約，政府與融資者間的關係則視政府是否提供任何融資保證而定。

促參案若要推動成功，必須從「信任」著手，因為促參案是政府、投資者及融資者相互信任而長期合作的事業，三者之間具有事業夥伴之關係，必具有共存共榮之關係。促參案件成功的要素可概略歸納有下述諸要素：

1. 政府的督導與協助

由於本計畫屬公共建設之一環，涉及公、私領域的權力、義務問題，需藉由政府的公權力及公信力來排解紛擾，政府除負有對本申請人之督導責任外，更須主動積極的協助申請人，以排除執行上的阻礙，同時必須力求公平合理，互相緊密合作，方可創造雙贏的形勢，達成政府、企業、社會共贏之目標。

2. 申請人的財務與商譽

本計畫案採用 BTO 的執行方式，其本意係透過民間充沛的財務能力與經營活力來加速計畫的推動與執行，因此，財務能力乃是本計畫案成功與否的關鍵要素之一。然本計畫案初期之投入金額相當龐大，非一般申請人之自有財務能力即可承擔，必須借助於市場的資金。而這些資金可來自金融機構融資、保險業資金或國內外創投產業資金。無論是引用何種資金，申請人必須有良好的財務調度能力，同時更要有良好的商譽與信譽，方有機會取得所需的資金。

二、執行與成果

2.1 概述

本計畫工程主要為再生水處理廠、輸水管線及配水管線等 3 部分。

再生水處理廠用地之使用主要為原鳳山溪污水處理廠用地，總面積約為 0.7175 公頃，工程須於不影響既有污水處理操作維護之前提下，以既有污水處理廠之廠區範圍作為再生水處理廠之興建用地，如圖 2。



圖 2 再生水處理廠計畫範圍

輸水管路線係沿保雅路往東，穿越鳳山溪至保生路，沿保生路往東至鳳頂路，往南沿台 88 線快速道路橋下向東至過勇路轉南，後於中安路轉東至高鳳路，最後沿高鳳路至營口路、博學路。

配水管路線自博學路與北林路口以推進方式穿越鹽水港溪渠底至茂大街口，並於茂大街中央偏南側道路沿線推進至延海二路，於茂大街與沿海二路口分成 2 管，其一穿越鹽水港溪渠底進入中鋼廠區，另一從沿海二路左側綠帶往北進入中鋼廠區與廠區配水池相為銜接，如圖 3。



圖 3 配水管路線示意圖

輸配水管線為 $\phi 800\text{mm}$ 之 HDPE 管，總長約 7 公里。為降低管線破損機率，部分管線採 $\phi 1,000\text{mm}$ 之 RCP 推管搭配內拉 HDPE 管施作。

2.2 再生水處理流程

本計畫再生水之日產水量至少為每日 45,000 立方公尺 (m^3)，設計水質條件需求如表 1 及表 2：

表 1 設計進流水質條件需求

項 目	單 位	設計進流水質
BOD ₅	mg/L	≤ 15
SS	mg/L	≤ 10
氨氮 (NH ₄ ⁺ - N)	mg/L	≤ 7
硝酸鹽氮 (NO ₃ ⁻ - N)	mg/L	≤ 7

表 2 設計再生水質條件需求

項 目	單 位	設計再生水質
溫度	℃	15~35
比導電度	μ S/cm	< 100
pH	-	5.5~8.0
濁度	NTU	< 0.2
懸浮固體 (SS)	mg/L	< 3
總有機碳 (TOC)	mg/L	< 5
硬度 (TH)	mg/L as CaCO ₃	< 20
氨氮 (NH ₄ ⁺ - N)	mg/L	< 0.5

再生水處理原水自原污水處理廠既設消毒池後端取水，設置管線以重力方式輸送至原水池，再以泵浦將原水揚升進入快濾池過濾，出流水流入快濾產水池後續以輸送泵經 UF 過濾系統處理，其後端產水利用管中餘壓輸送至 UF 產水池，最後以高壓泵送進 RO 處理系統完成再生程序，再生水經管中加氯後流至 RO 產水池暫存，之後再以加壓泵經輸配水管輸送供使用端使用。

RO 處理系統製程時產生之濃鹽水，將供應快濾池之反沖洗水源使用，多餘之濃鹽水，若水質符合放流水標準可直接排放；若不符合放流水標準則與 UF 系統所產生廢液及快濾池反沖洗廢水，就近排至污水處理廠廠區污水收集管線，送回污水處理系統重新處理，如圖 4。

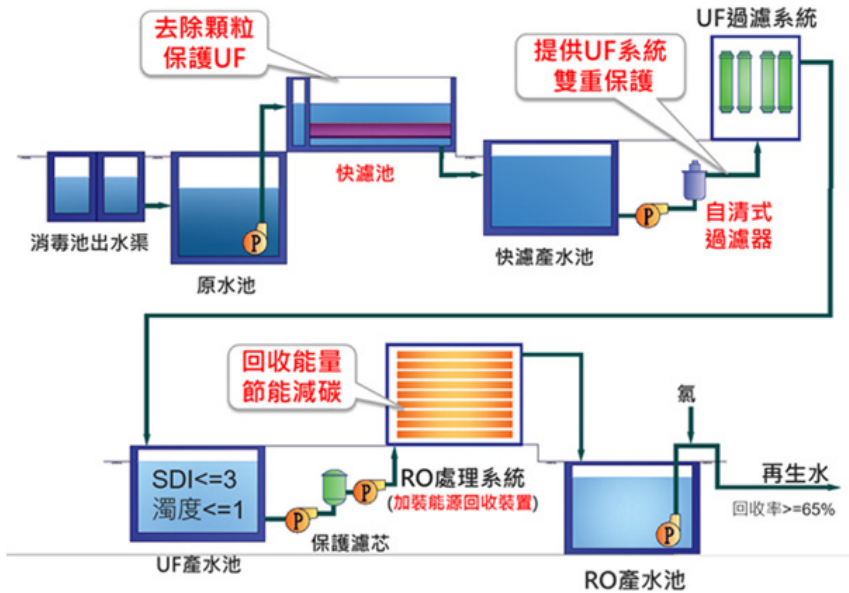


圖 4 再生水處理流程

2.3 既有處理設施優化

本計畫因結合原鳳山溪污水處理廠，利用其放流水作為再生水處理系統之原水，原廠既有設施的功能與狀況實攸關再生水處理程序之成敗。故於施工期間，將既有設施功能不彰且影響處理效能者（包括曝氣沉砂系統、浮渣處理設施、污泥處理系統及生物處理系統），配合再生水處理程序進行優化，同步提升其功能，以保障再生水產出品質。進行優化作業時，以污水處理廠原用地為限，且儘可能不拆除既有污水處理廠池槽及建築物，以維持污水處理廠正常營運為首要原則。

2.4 水科技教育功能

本計畫管理中心水科技教育館為一兩層樓之建築物，如圖 5，主要設施包括一二樓之水科技教育館（環境教育設施場所）及地下 RO 產水池，水科技教育館採共構方式配置於再生水產水池上方。

館區為對外半開放之空間，街角端點為開放廣場，可以引導民眾及遊客入內參觀。館內一樓設有會議室及展示空間，二樓空間設有兩間教學互動教室，可作為環境教學使用，另開放陽台可遠眺南側的保安濕地公園及全廠景觀。

水科技教育館具銀級綠建築標章，設計上強調以被動式能源之處理方式，將建物對能源之依賴降到最低。整棟建築以鑄鋁板隔熱、自然換氣、通風採光等建築手法強化其節能功效。

在區域規劃構想方面，本計畫融合了污水處理（鳳山溪污水處理廠）、現地淨化處理（保安濕地公園）及放流水再生處理（再生水處理廠），配合鄰近之過埤公園及河廊造景，形塑兼具環保、景觀、生態、教育、休憩之多目標「水資源環境教育園區」。「水科技教育館」將為為園區核心，整合具觀光功能之「再生水處理廠」、「污水處理廠」、「污水處理廠管理中心展示館」及「保安濕地公園」，使本廠成為國內第一個以水資源為主題之指標性環境教育園區。



圖 5 水科技教育館外觀

三、經驗與回顧

彙整本計畫設計、興建營運各階段執行經驗如後：

3.1 段間增壓改用能量回收裝置

本計畫再生水主要處理流程 (RO 過濾處理) 加壓設計如圖 6，其設計條件：進流水 TDS 為 633.4mg/L，第一段 RO 進水正常產水情況下壓力為 8.11bar，經過第一段濃縮後濃鹽水 TDS 提高至 1,265mg/L；第二段 RO 正常操作所需壓力則因進水 TDS 濃度提高須提高至 8.78bar。由計算結果顯示，通過第一段 RO 後濃鹽水壓力僅剩 7.41bar，故需於第一段 RO 濃鹽水端增加 1.37bar 之壓力方可符合第二段 RO 操作所要求。

為了解決加壓問題，一般通案會於第二段 RO 過濾設施前設置加壓泵，採用段間增壓的方式進行。在本計畫全期總產水量每日 45,000CMD 之需求下，此種設計方式概估每年需使用花費 122,640kwh 之電費量進行段間增壓，維持系統穩定。

本團隊計畫參考國外海水淡化廠經驗，將第二段 RO 濃鹽水餘壓，採用能量回收的方式進行回用加壓。經計算，第二段 RO 濃水餘壓為 8bar，此餘壓經由能量回收裝置回收之動力足可取代段間增壓，此方式在無新增動力的情況下滿足了第二段 RO 操作之壓力需求，亦節約了營運時電力能源的消耗。

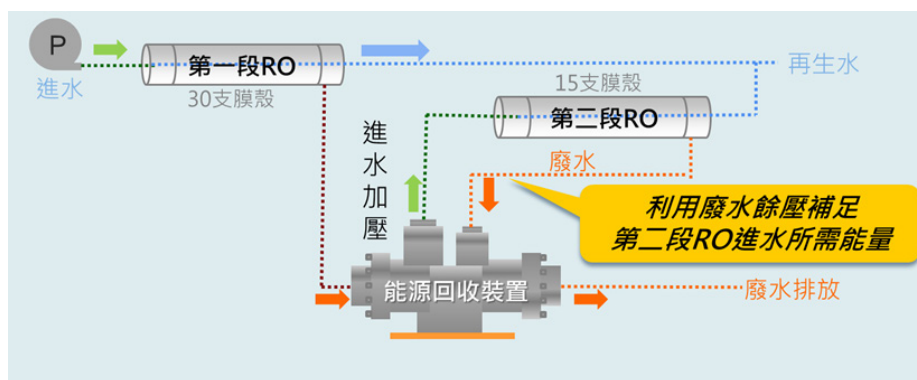


圖 6 再生水主要處理流程 (RO 過濾處理) 加壓設計

3.2 以 MLE 系統升級原有污水廠功能

除新建 1 座再生水廠及建置臨海工業區輸配水管線系統外，本計畫還包含既有污水廠的整改（Revamping）工程。由於舊廠原有生物系統屬好氣曝氣系統，其於處理後之放流水，雖已符合放流水標準，然於 RO（Reverse Osmosis）逆滲透薄膜程序後，所產生的濃排水硝酸鹽氮仍可能超過放流水標準。

因此，考量操作的穩定性，本計畫將既有污水廠之好氧生物系統，改成 MLE 除氮設施如圖 7，使再生水的水質更加穩定，並確保回收再生處理後產生之濃鹽水可以符合放流水標準。

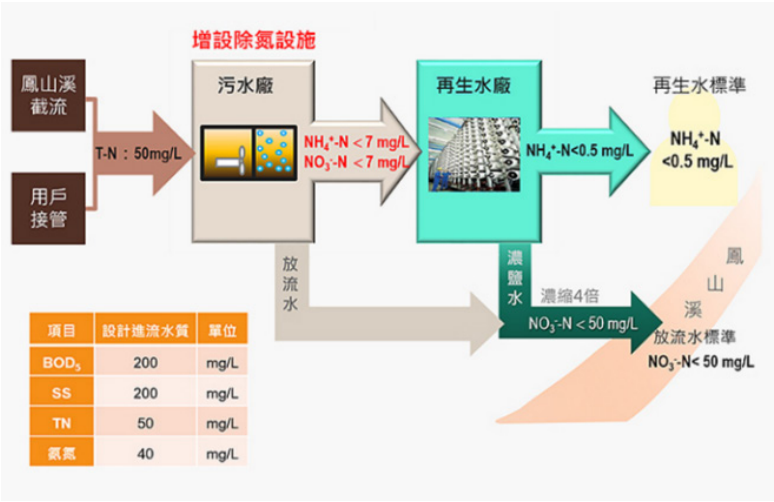


圖 7 MLE 除氮設施規劃

3.3 以厭氧消化系統提昇能源使用效率

本案亦優化了原既有污水廠之厭氧消化系統，除重建厭氧消化槽，將污水廠產生之濃縮污泥進行厭氧消化外，另增設一座沼氣貯存槽，收集污泥厭氧消化後產生之沼氣，並設置鍋爐及熱水循環系統，將沼氣轉化為熱能，用以維持厭氧消化槽內之溫度及其消化效率，如此可大幅降低本廠產生之廢棄污泥體積。

考量既有污水廠的廢棄污泥處置費用約占總成本的 11%，本計畫另增設 1 台乾燥

機，更進一步再減少廢棄污泥體積，同時將前述鍋爐所產生原本要排到大氣的烟氣廢熱回收，作為污泥乾燥機的補充熱源，大幅減少污泥乾燥的外加熱源，有效提昇能源使用效率，樽掙節污泥處置成本。

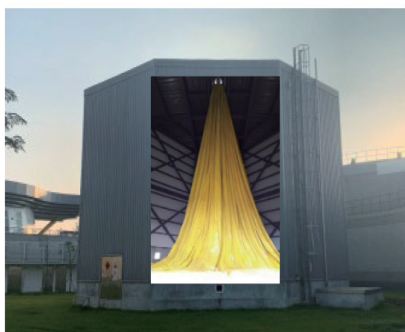


圖 8 沼氣儲存槽



圖 9 廢棄污泥乾燥機

3.4 延長 RO 膜生命週期

本計畫再生水製程之主要設備 RO 過濾系統，該系統係採用 RO 膜進口與出口之壓力差來控制膜性能狀況。一般而言，膜壓差會隨著 RO 膜使用時間及進流水質影響逐漸變大，當膜壓差超過原廠設計限值時，生產的再生水其水質水量便會受到影響。本計畫依據營運期間之經驗，彈性調整 RO 膜自動清洗及交互運轉的頻率，減緩 RO 膜壓的上升速度，同時於廠內增設洗膜廠設施，可以在必要時將 RO 膜拆下就近於廠內清洗，使 RO 膜拆洗的時效及數量更具彈性，同時也節省了外送清洗的成本。

3.5 進流水質變化風險

本計畫於營運階段，進流水曾經遭遇多次含毒有機溶劑污染，造成 MLE 生物處理系統受損，再生水廠無法供水，需重新馴養 AOMLE 生物處理系統污泥。為預防類似情況發生，本計畫初步研擬將原污水廠既有的滴濾池生物處理系統作為生物處理的備用系統，若有相同情況發生，可在污泥重新馴養期間啟動，同時於污水處理廠及再生水廠內，增加水質監測儀器，強化處理應變能力。

本計畫係以鳳山溪污水廠處理後之放流水當作再生水進流水源，污水廠之主要污水來源為公共污水，因上游之污水收集管線系統分佈區域廣闊，人孔設施數量龐大，且目前述含毒有機溶劑風險於保險上之權責亦難釐清，故若遭遇此情況，營運機構之停業損失風險難以避免，未來在以此模式規劃再生水計畫時應需特別留意。

四、結語

國內回收水再利用之推動及發展，自營建署啟動先期作業以來，經歷前期評估、規劃、設計、興建、試車、營運各階段努力，本計畫至今已正式進入全期營運階段 1 年有餘，而行政院原規劃之 6 座再生水計畫示範案目前也已陸續展開，展望未來，國內再生水相關計畫勢必持續發展。期望本案經驗可為國內後續再生水計畫助益，並使台灣水資源開發產業與先進國家並駕齊驅。

因應極端氣候，讓水資源循環多次利用，是台灣必走的路。本計畫既升級了既有的污水處理廠，又克服了道路上密集管線埋設輸配水管線，工程極具挑戰性，在各界合作努力下，克服各種挑戰，才得以如期如質完成全國首座民生污水再生水廠，在此亦對所有長官先進及全體夥伴們的付出致上最高敬意，讓鳳山溪污水處理廠蛻變為鳳山水資中心。

廢棄物類

應用電化學技術去除焚化底渣 氯離子之研究

陳志成*、田馥瑄**、林以潔***

摘 要

我國近 3 年焚化底渣產生量約為 88.6 萬公噸 / 年，目前以焚化底渣再利用管理方式進行規範，經由底渣再利用廠破碎分選等處理後，應用於基地填築與路堤填築、道路級配粒料基底層與控制性低強度回填材料 (CLSM) 等。由於焚化底渣氯離子含量較天然砂石高，且成分特性較為複雜，易使混凝土工程結構與鋼筋混凝土之腐蝕崩裂，造成再利用上仍有諸多限制，亦為焚化再生粒料再用品質受質疑之處。為提升焚化底渣再生粒料之品質與應用安全性，降低環境應用疑慮，拓展多元再利用管道，焚化底渣應可設法降低其氯離子含量，並制定相關品質規範。

本研究應用電化學技術兼具電動力、電解、電凝等多重作用原理，以及用水量低與可同時分解去除多種污染物之特性，進行電化學法去除焚化底渣氯離子與其他污染物之研究，探討不同操作模式與控制條件之影響，尋求最佳操作條件。綜合不同實驗試程之反應條件與結果可知，應用電化學技術去除焚化底渣氯離子具有良好效果，最佳操作條件為液固比 5、反應時間 12 hr、電流密度 0.012 A/cm^2 ，並添加硫酸調整 pH 值為 2 時，可有效提升反應系統之導電度與減低極化現象，焚化底渣之總氯去除效率可達 87.92 %，水溶性氯離子去除效率可達 95.62 %，非水溶性氯離子去除效率可達 78.97 %，電化學作用可將非水溶性氯離子分解轉化而提升總氯去除效率，且經

過電化學反應處理後之焚化底渣，其水溶性氯離子含量可大幅降至 0.0365 %，遠低於一般焚化底渣再生粒料，除氯效果亦優於加藥水洗法。進一步評估電化學除氯技術之操作成本與經濟可行性，若以焚化底渣處理量為 50 噸 / 日之設置規模估算 1 座電化學處理廠所需投入之設置成本與營運操作成本，可發現應用電化學技術去除焚化底渣之總支出 (設備與操作) 成本約為 1,421 元 / 噸底渣，若進一步採計焚化底渣代處理費用 (1,600 元 / 噸) 與再生產品之販售費用 (350 元 / 噸)，則應用電化學技術進行焚化底渣除氯與處理再利用之整體淨效益約為 529 元 / 噸，因此電化學除氯技術具有良好應用效果與經濟可行性。

【關鍵字】焚化底渣、電化學技術、氯離子、除氯

- | | |
|-------------------|------|
| * 逢甲大學環境工程與科學學系 | 教授 |
| ** 逢甲大學環境工程與科學學系 | 碩士 |
| *** 逢甲大學環境工程與科學學系 | 專任助理 |

一、前言

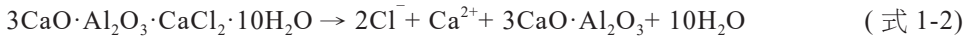
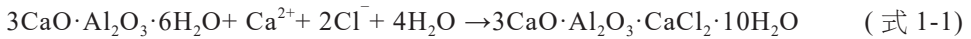
焚化為國內一般廢棄物之主要處理方式，伴隨產生大量焚化底渣與飛灰。根據行政院環保署焚化廠統計資料顯示，近 3 年全國 24 座大型垃圾焚化廠之垃圾年處理量約為 640 萬公噸 / 年，焚化底渣產生量約為 88.6 萬公噸 / 年，焚化底渣產生率約為 13.8 %。焚化底渣之主要成分為矽、鋁、鈣、鐵等氧化物，與天然砂石粒料成分相似，故可作為基地與路堤填築、控制性低強度回填材料 (CLSM)、替代水泥原料、混凝土添加料、或再利用製成燒結磚或混凝土磚等產品，不但可減低天然砂石粒料的開採，亦可提升焚化底渣再利用率。然而焚化底渣僅以破碎、篩分、磁選等前處理程序製成再生粒料時，其中所含氯離子無法有效去除或降低，容易導致鋼筋腐蝕或混凝土膨脹崩裂，對於焚化底渣再生粒料之應用途徑與再利用工程品質產生極大影響，因此焚化底渣再生粒料之應用用途應有所限制，需透過適當除氯技術降低焚化底渣之氯離子含量，提升再生粒料與工程應用之品質及安全性，減少民眾疑慮，拓展更多再利用途徑。

焚化底渣中之氯化物大多以無機氯形式存在，總氯含量約為 0.3~3 %，氯化物可根據其溶度積 (K_{sp}) 分為水溶性氯化物、難溶性氯化物及非水溶性氯化物，水溶性氯化物主要為 KCl 、 $NaCl$ 、 $CaCl_2$ 等，難溶性氯化物主要為 $MgCl_2$ ，非水溶性氯化物為 $ZnCl_2$ 、 $AlOCl$ 、弗氏鹽 ($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot CaCl_2 \cdot 10H_2O$) 等，焚化底渣中氯化物主要以水溶性氯化物為主，其含量約為 0.3~1.3 %，且底渣氯離子含量隨粒徑大小而異，通常粒徑較小底渣之氯離子含量較高 (詹家凱, 2014; 何志麒, 2014; Zhao et al., 2019; Alam et al., 2020; Chen et al., 2007)。

氯離子對鋼筋混凝土常見的危害為水泥膨脹崩裂以及鋼筋腐蝕等問題，氯離子與水泥水化後產生的鈣離子反應可形成氯化鋁酸鈣，氯化鋁酸鈣在含硫酸鹽的環境中會產生鋁石 ($CaO \cdot Al_2O_3$, ettringite) 而釋出氯離子，並再次與水泥中之鈣離子進行反應形成氯化鋁酸鈣，且鋁石本身具有膨脹性，易導致混凝土產生裂縫。而鋼筋腐蝕原理為氯離子與鋼筋中的鐵離子反應形成氯化亞鐵，氯化亞鐵與氫氧根離子結合生成氫氧化亞鐵，並釋放出氯離子與氫離子使鹼度下降，加速鋼筋腐蝕反應速率，在反應過程中若未完全將氯離子消耗則易重複腐蝕鋼筋，且生成氫氧化鐵使體積增加，導致混凝土

產生裂縫與崩裂，降低工程結構之安全性，氯離子導致混凝土膨脹及鋼筋腐蝕之反應式如下 (陳介，2003；陳小平等人，2011；陳書煥，2012)：

氯離子使混凝土膨脹崩裂之反應式：



氯離子使鋼筋腐蝕之反應式：



本研究彙整國內外文獻中有關焚化飛灰、底渣、污泥或土壤等無機廢棄物之除氯技術，如表 1 所示，去除無機性廢棄物中氯離子之主要技術包含水洗法、化學淋洗法、擦洗 / 淘洗法、熱處理法、生物法、以及電化學法等，其中水洗法及化學淋洗法最為普遍應用，但需使用大量水或藥劑溶液以及多批次反覆洗滌，方能將灰渣中水溶性氯化物溶出至洗滌液中，達到洗除水溶性氯離子及重金屬之效果，處理成本較低及操作方法簡單 (Boghetich et al., 2005)；擦洗 / 淘洗法相較於水洗法之用水量較少，但其處理量有限、且除氯效果仍不夠理想；熱處理法為利用高溫或過熱蒸氣破壞灰渣中非水溶性氯化物之鍵結，可提升總氯化物之去除效果，但文獻指出熱處理溫度需提升至 1,000~1,050℃，焚化底渣之總氯去除率方可達 56~83 % (Chen et al., 2012; Suda et al., 2016)；而生物法可透過微生物作用使難溶性氯化物或非水溶性氯化物分解為水溶性氯化物，達到除氯效果，但此技術需耗時 1 年以上，緩不濟急；電化學法則利用電場作用力使陰陽離子向兩極移動，並透過氧化還原反應，氯離子以氯氣或金屬氯化物形式去除，可於常溫常壓下進行，無需添加化學藥劑，且可同時去除其他污染物，較無二次污染問題。

表 1 焚化底渣氯離子之去除技術與優缺點比較

方 法	原 理	優 點	缺 點
水洗法	利用水沖洗焚化底渣，將水溶性氯化物溶出至水溶液中	1. 可保持底渣結構完整 2. 設備操作成本較低 3. 操作方法簡單	用水量大，效果有限，需分段或反覆清洗，造成水資源浪費
化學洗滌法	於洗滌液中添加化學藥劑，降低溶液 pH 值或提供陽離子與氯離子形成金屬氯化物，提升去除率	1. 可形成較穩定的金屬氯化物 2. 去除率可達 88-90 %	用藥成本高、耗水量大，且有廢液處理問題
擦洗 / 淘洗法	藉強大摩擦剪力使顆粒間產生碰撞，減弱顆粒表面與污染物之凡德瓦力與鍵結，並分離附著於表面之雜質，進而使顆粒中的氯化物被溶出	1. 可使焚化底渣與液體產生劇烈擾動，提升氯離子溶出量 2. 可改善水洗法產生大量廢水之問題	1. 批次處理量低 2. 處理效果有限
水熱法	在密閉系統中利用水或其他溶劑作為液相介質，在高溫高壓環境下提升離子反應活性，增強氯化物之分解轉化與氯離子溶出效率，並可形成多孔性材料	1. 可產生多孔性吸附材料 2. 提升離子反應活性與污染物分解率 3. 低污染、去除效率高	設備與操作成本較高
熱處理法 / 過熱蒸氣法	利用高溫或熱蒸氣將非水溶性氯化物分解轉化成水溶性氯離子或氣狀氯化物而去除	1. 可去除非水溶性氯化物 2. 可同時去除其他污染物	能源消耗量較高
生物法	利用生物作用將可分解之難溶性或非水溶性氯化物分解成水溶性氯化物而去除	處理成本低	耗費時間較長
電化學法	利用電場作用力使陰陽離子向兩極移動或產生氧化還原反應，使氯離子以氯氣或金屬氯化物形式去除	1. 可於常溫常壓進行 2. 去除效率高、較無二次污染問題 3. 用水量低	需額外提供電能

(資料來源：蔡煒嶸，2009；葉泰良，2010；鄭光志，2010；陳建勳，2014；Boghetich et al., 2005; Astrup, 2007; Luo et al., 2017)

電化學程序主要是透過電極與電解質的界面反應，結合電極中的電子輸送與電解質的離子傳輸產生電位差促使電荷（電子）轉移，透過陰極與陽極的電位差形成電場，使陰離子向陽極移動，陽離子向陰極移動，與電極作用發生氧化還原反應。當電極上的電子由正電位往負電位移動時，電子能量提高使其具有足夠的能量跨越電極與電解質之間的不連續介面，反應物得到電子的反應過程為還原反應；反之，當電極上的電子由負電位向正電位移動時，電極上的電子能量逐漸降低，反應物上的電子具有足夠的能量使電子跨越不連續介面進入電極中，導致反應物失去電子，此反應為氧化反應。在電化學的過程中電荷必須跨越電極與電解質界面，促使氧化或還原反應順利進行，此反應會遵循法拉第定律，稱為法拉第程序；若當電極電位未達反應進行所需的電位時，則無法拉第程序，但因電極電位改變時，受庫倫靜電力作用，使離子或分子在電極與電解質界面上發生遷移、重排、吸附或脫附的現象，此現象稱為非法拉第反應或非法拉第程序，法拉第程序與非法拉第程序在電化學反應中會同時進行（胡啟章，2011；黃進益，1998）。電化學反應程序中主要有兩種反應機制，第一種為電流使電極表面的電荷密度增加，影響溶液中離子的分布，且電子獲得能量跨越電極與電解質之間的不連續界面，使電極上的電子由正電位向負電位移動並發生還原反應，或電子由負電位向正電位移動並發生氧化反應，第二種為質傳現象，以擴散、對流及遷移為主要機制，擴散現象遵守 Fick's law，在無添加外力攪拌或機械力的電化學反應槽中，以擴散為主要的質傳模式，電極的溶液側可以觀察到因靜電作用力使帶電離子吸附在電極上產生電雙層現象，反應物濃度以非線性向外遞減（Virikutyte et al., 2002）。

目前國內灰渣之除氯技術通常以水洗法為主，雖然文獻指出水洗法對於灰渣氯離子去除效率可達 95 % 以上（蔡煒嶸，2009；葉泰良，2010；何志麒，2014），但實廠應用上往往無法達到如此良好效率，需要耗費大量水資源或是反覆清洗多次或分階段清洗，導致操作成本大幅提高卻效果不彰。本研究考量避免焚化灰渣水洗或化學除氯法所面臨之大量用水問題，以及有效提升總氯離子（水溶性與非水溶性氯離子）之去除效率與污染控制效果等因素，選用並改良電化學法進行焚化底渣之除氯技術開發，探討其實際應用效果與經濟可行性，以及不同控制因子之影響與最佳操作條件，可作為未來焚化底渣除氯技術開發與應用之參考。

二、實驗材料與方法

2.1 底渣基本特性分析

本研究所採用之焚化底渣取自中部某大型垃圾焚化廠，焚化底渣之基本特性分析項目包含水分、灰分、可燃分、pH 值、灼燒減量、毒性特性溶出(TCLP)量、金屬總量、比重、粒徑分佈、以及總氯與水溶性氯離子含量，各項分析方法皆參考環檢所公布之標準方法或 CNS 國家標準方法進行檢測。焚化底渣之總氯含量及水溶性氯離子含量，則分別參照 JIS A1154 及 CNS 13407 標準方法進行分析，兩者測值之差即為非水溶性氯離子含量。

2.2 電化學除氯反應設備

本研究採用自行設計組裝之電化學反應設備進行焚化底渣除氯試驗，如圖 1 所示，反應槽體為壓克力或玻璃材質，以 316 不鏽鋼板作為陰陽電極，連接可調整設定不同輸出電流與電壓之數位型直流電源供應器，陰陽兩端電極室與焚化底渣反應區之間設有濾紙隔板，用以隔離避免焚化底渣微粒滲流至陰陽兩極室，而焚化底渣則放置於兩隔板間之反應區，填入焚化底渣時應盡量增加焚化底渣與電極之接觸面積，以有效發揮電化學反應槽之電場作用力。

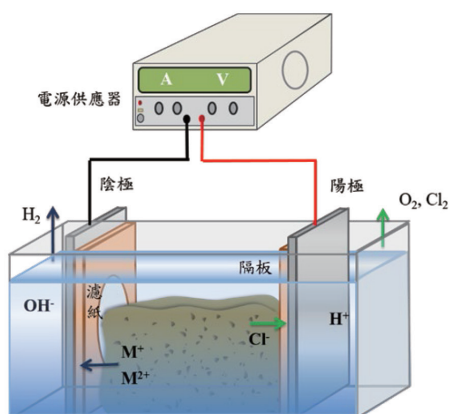


圖 1 電化學除氯設備示意圖

2.3 焚化底渣之電化學除氯實驗

本研究針對焚化底渣電化學除氯之主要控制因子與操作條件，分成 3 階段進行控制參數設計與實驗測試，分別說明如下：

2.3.1 不同電源輸入模式

在電化學反應系統中，電能供應輸入模式可分為恆定電壓與恆定電流模式，為了解在不同電源輸入操作模式下之焚化底渣氯離子去除效率以及耗電量差異，以決定較理想操作模式，故分別進行恆定電壓模式除氯實驗及恆定電流模式除氯實驗。除電源輸入模式改變外，其餘實驗操作條件則控制固定，分別為溶液 / 底渣比為 10、溶液 pH 值為 8、電化學反應時間 8 hr、並固定電極間距為 18 cm，恆定電流模式之控制電流輸出值為 0.4 A，恆定電壓模式之控制電壓輸出值則為 30 V，實驗過程中連續記錄電化學反應之電流與電壓變化，並計算電化學反應後焚化底渣之氯離子去除效率與功率變化（總耗電量）。

2.3.2 不同電化學操作條件

本階段實驗針對電化學除氯反應之主要控制因子與條件進行深入探討，應用田口式直交表法進行實驗設計，據以進行不同操作條件組合之電化學除氯實驗，再將各實驗試程之除氯效果作為目標函數，應用統計軟體分析不同控制因子之影響程度，並求得電化學法除氯之最佳操作條件。本階段所探討之主要控制因子與操作條件分別為溶液 / 底渣比 (5、10、15)、溶液 pH 值 (2、5、8)、酸性試劑種類 (硫酸、磷酸、硝酸)、以及電化學反應時間 (4、8、12 hr)。

本階段實驗採用固定電流模式，於實驗過程中亦定時採樣分析陽極室、底渣反應區及陰極室之溶液 pH 值、導電度與氯離子濃度變化，並蒐集陰極端隔板濾紙與陰極電極板上所產生之白色沉澱物，以 SEM-EDS 及 XRF 進行定性與半定量分析，探討陰極端主要產物之成分組成。

2.3.3 不同電流密度與反應時間

本研究第三階段為提升電化學除氯效果，並探討不同電化學反應時間與電流密度之影響，故於固定電流之電源輸入操作模式下，透過調整電極間距改變不同電流密度，本階段實驗將電化學反應系統之電流密度由 0.0048 A/cm² 調整提升至 0.012 A/cm²、0.021 A/cm² 及 0.025 A/cm²，並控制不同反應時間 (4、8、12 hr)，亦應用田口式直交表法進行實驗設計，共排定 L9(3²)⁹ 組不同控制因子與實驗條件之試程組合進行電化學除氯實驗，其餘控制條件則維持固定，分別為液固比 5、pH 值 2、採用硫酸作為電解質與調整 pH 值，實驗過程中亦定時採樣分析不同區間反應溶液之 pH 值、導電度及氯離子濃度變化。

三、結果與討論

3.1 焚化底渣之成分特性分析

本研究將實廠取得之焚化底渣進行各項物理化學成分與特性分析。由表 2 分析結果得知，由於焚化底渣係於爐床下方經水淬冷卻後掉落於底渣輸送帶上，且尚未經風乾及堆置，因此含水率較高，約為 19.09 %，而焚化底渣之濕基灰分為 75.96 %、濕基可燃分則為 4.96 %，灼燒減量值為 1.29 %，顯示焚化底渣中殘存少量有機物或可燃物成分。焚化底渣之 pH 值為 12.30，屬於高鹼性物質，係由於焚化底渣中含有許多氧化鈉、氧化鎂、氧化鈣、氧化鋇等鹼金屬與鹼土金屬氧化物所致。

表 2 焚化底渣之基本特性分析

焚化底渣	
水分 (%)	19.09
灰分 (%)	75.96
可燃分 (%)	4.96
灼燒減量 (%)	1.29
pH 值	12.30
比重	1.90~2.16

本研究依據事業廢棄物毒性特性溶出程序 (TCLP) 進行焚化底渣之重金屬溶出試驗，如表 3 所示，焚化底渣之汞、鎘、硒、鉛、鉻、六價鉻、砷、銀、銅及鋇等 10 項金屬溶出濃度皆低於法規標準，可認定屬於一般事業廢棄物。此外，透過微波消化與感應耦合電漿光譜儀來檢測底渣之金屬總量成分，如表 4 所示，焚化底渣之主要金屬成分為 Ca、Si、Fe、Al 及 Mg，並進一步應用 XRD 鑑定分析焚化底渣之主要物種，如圖 2 所示，焚化底渣之主要物種成分為 SiO₂、Al₂O₃、Fe₂O₃ 等金屬氧化物，以及 KClO、CaCl₂、AlCl₃、NaClO₄ 等金屬氯化物，其中水溶性氯化物為 KClO、CaCl₂、NaClO₄、難溶性氯化物為 Mg(ClO₄)₂、非水溶性氯化物則為 AlCl₃ 及 Ca₁₂Al₁₄O₃₂Cl₂(弗氏鹽前驅物)。

表 3 焚化底渣毒性特性溶出試驗結果

項目	Hg	Cd	Cr ⁶⁺	Se	Pb	Cr	As	Ag	Cu	Ba
法規值	0.2	1	2.5	1	5	5	5	5	15	100
底渣	N.D.	N.D.	0.20	N.D.	N.D.	0.33	0.27	N.D.	0.12	0.62

N.D. 為小於偵測極限 0.02mg/L；單位：(mg/L)

表 4 焚化底渣金屬總量分析結果

項目	Ca	Al	Fe	Si	Mg	Na	Ti	K	Zn
底渣	12.87	5.60	8.11	9.42	1.91	0.57	0.69	0.54	0.03

單位：重量百分比 (%)

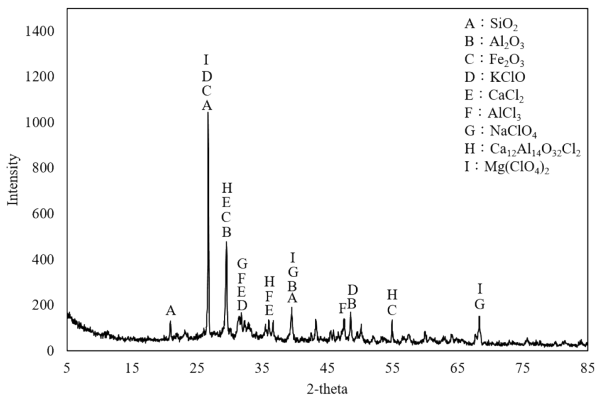


圖 2 焚化底渣之主要物種晶相 XRD 圖譜

焚化底渣之氯離子含量分析結果如表 5 所示，可發現焚化底渣中水溶性氯離子含量約為 0.3~0.8 %，且水溶性氯離子含量隨焚化底渣粒徑越小而增高，由 0.362 % 提升至 0.834 %。焚化底渣中水溶性氯離子含量略大於非水溶性氯離子，且總氯含量隨底渣粒徑減小而由 0.628 % 增加至 1.552 %，水溶性氯離子含量與文獻中提及的濃度範圍相符，亦隨粒徑減小而其含量由 0.362 % 提升至 0.834 %，非水溶性氯離子含量亦隨粒徑減小而由 0.266 % 增高至 0.718 %。焚化底渣之氯離子主要來自於廢棄物中之氯鹽或有機氯化物，經高溫燃燒反應後分解形成氯化氫，再與灰渣或廢棄物中之金屬成分反應生成無機氯鹽或金屬氯化物，附著或結合於底渣顆粒中，且隨底渣粒徑減小比表面積愈大，導致細粒徑焚化底渣中含有較高氯離子濃度。本研究分析不同粒徑焚化底渣之總氯含量、水溶性氯離子含量、以及非水溶性氯離子含量，皆有隨粒徑越小而提升氯離子含量之趨勢。

表 5 不同粒徑焚化底渣之氯離子含量

底渣粒徑 (mm)	總氯含量 (%)	水溶性氯離子含量 (%)	非水溶性氯離子含量 (%)
>4.76	0.628	0.362	0.266
4.76~2.38	0.726	0.343	0.383
2.38~1.18	1.028	0.727	0.301
<1.18	1.552	0.834	0.718

3.2 不同電源輸入模式之電化學除氯效果

不同電源輸入模式之氯離子去除效率與用電量分析結果如表 6 所示，以恆定電壓模式輸入電能至電化學反應槽，實驗過程中最高電流達 1.4 A，在陰陽極板周圍之氣體產生情況較劇烈，隨著電化學時間增加而使反應系統中（底渣）電阻增加，電極板每單位面積下所乘載的電荷量逐漸提升，並釋放出熱能，因此電化學反應過程中，底渣反應區之溶液溫度約上升至 60~70℃，較高的反應溫度可提升電化學反應速率，增加離子移動速率，驅使焚化底渣中水溶性氯化物溶出，並向陽極移動發生氧化反應，產生氯氣或其他含氯化合物，使水溶性氯離子之去除效率較高，可達 97.059 %，電化學後焚化底渣水溶性氯離子含量可降至 0.020 %，且發現恆定電壓模式輸入之電功率

較恆定電流模式高，故其用電量相對提高，經換算後可知處理 1 公噸焚化底渣所需消耗電量約為 2,079.56 度電。

改以恆定電流模式輸入電能至電化學反應槽時，每單位電極面積之電荷分布較均勻，在電化學反應初期，因穩定電場可提供陰陽離子較平穩理想的反應作用速率，可同時提升電化學用電效率與氯離子去除效率，水溶性氯離子去除效率可達 94.696 %，經電化學反應後之焚化底渣水溶性氯離子含量可降低至 0.036 %，恆定電流模式具有較理想之能源效率，故其用電量僅需恆定電壓模式用電量之 20-30 %，經換算後可知處理 1 公噸焚化底渣所需消耗電量約為 467.90 度電。

表 6 不同電源輸入模式之電化學除氯效率及用電量比較

試程	總氯去除效率 (%)	水溶性氯離子去除效率 (%)	非水溶性氯離子去除效率 (%)	用電量 (kw·hr)
定電壓 30 V	66.390	97.059	14.726	2,079.56
定電流 0.4 A	75.378	94.696	42.833	467.90

3.3 不同電化學操作條件之除氯效果

本階段實驗針對電化學除氯反應之主要控制因子與條件進行深入探討，應用田口式直交表法進行實驗設計，據以進行不同操作條件組合之電化學除氯實驗。各實驗試程之電化學操作條件與焚化底渣氯離子之去除效率如表 7 所示，可發現在這些電化學操作條件下，焚化底渣之水溶性氯離子去除效率大多高於 80 %，最高可達 87 %，且水溶性氯離子之去除效率皆遠高於非水溶性氯離子；進一步將各實驗試程之除氯效果作為目標函數，應用 Minitab 統計軟體分析不同控制因子對於除氯效果之影響程度，結果如圖 3 所示，可發現不同控制因子對於電化學法去除焚化底渣水溶性氯離子效率之影響程度依序為：試劑種類>反應時間>液固比> pH 值，且綜合所有實驗結果之統計可得知，應用電化學技術去除焚化底渣氯離子之最佳操作條件為液固比 5、pH 值 2、以硫酸作為添加試劑、以及反應時間 8 hr。由實驗過程與結果可發現，添加酸性試劑於底渣之電化學反應溶液具有降低鹼度及緩衝作用，可減緩極化現象所導致的電阻上升與電流效率降低，其中以硫酸為最佳酸性試劑，且文獻指出硫酸可破壞弗氏鹽

等非水溶性氯離子之鍵結並促進氯離子溶出至反應溶液中 (Ito et al., 2008)，因此以硫酸作為添加試劑時，其總氯、水溶性氯及非水溶性氯去除效率分別可達 72~80 %、86~87 %、57~73 %。此外，不同液固比之操作條件下，當液固比值較低時可減少用水量，亦可提升反應溶液之離子濃度與導電度，且單位液體量所投入之底渣量較多，可增加電場與底渣之接觸作用面積，皆有助於提升電化學反應效率與焚化底渣氯離子去除效率。綜合本研究實驗分析結果可知，焚化底渣氯離子含量可利用電化學處理技術有效去除，總氯含量可由原本 1.55 % 大幅降低至 0.29 %、水溶性氯離子含量可由原本 0.83 % 大幅降低至 0.11 %、非水溶性氯離子含量可由原本 0.72 % 降低至 0.19 %。

表 7 焚化底渣電化學除氯之實驗操作條件與去除效率

試程	液固比	pH 值	試劑	時間 (hr)	總氯去除效率 (%)	水溶性氯離子去除效率 (%)	非水溶性氯離子去除效率 (%)
1	5	2	硫酸	4	80.995	87.059	73.948
2	5	5	磷酸	8	72.220	82.814	59.910
3	5	8	硝酸	12	67.254	83.420	48.468
4	10	2	磷酸	12	67.603	79.431	53.859
5	10	5	硝酸	4	67.075	74.062	59.955
6	10	8	硫酸	8	72.782	86.694	56.614
7	15	2	硝酸	8	75.255	86.145	62.600
8	15	5	硫酸	12	72.939	86.394	57.302
9	15	8	磷酸	4	66.801	79.472	52.076

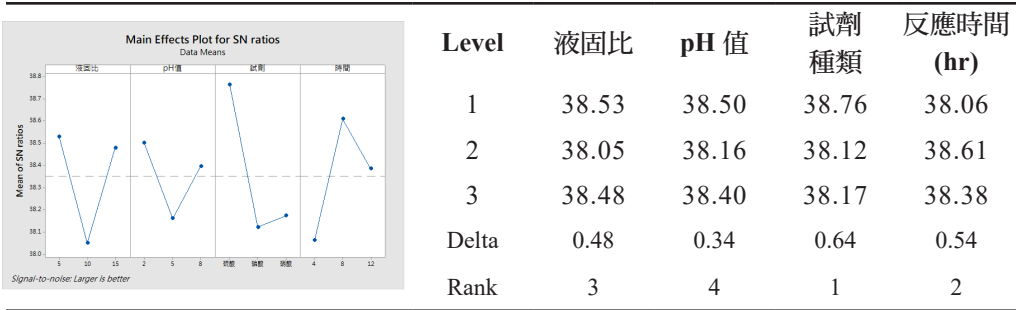


圖 3 不同控制因子對電化學除氯效率之影響程度與趨勢分析

3.4 不同電流密度之影響

為進一步提升電化學除氯效率並探討不同電流強度與電流密度之影響，本階段實驗改變不同電極間距進行實驗測試，實驗結果如表 8 顯示，增加定電流強度或調整電極間距可有效提升電流密度，當電流密度由 0.012 提高至 0.021 A/cm² 時，極化現象發生的速率慢，約反應 2 小時後電流強度才逐漸降低，可使焚化底渣於較高電流密度之環境下進行較長時間之電化學除氯反應，因此電流密度為 0.021 A/cm² 之實驗試程，於反應 12 小時後水溶性氯離子去除效率可高達 95.621 %，經電化學反應後之焚化底渣水溶性氯含量約為 0.0365 %。當電流密度較低時 (0.012 A/cm²) 極化現象雖更不明顯，但其電流強度低導致除氯效率不夠理想，而電流密度較高時 (0.025 A/cm²) 反應較為激烈，對於非水溶性氯離子與總氯離子之去除效率皆最佳，非水溶性氯離子於電化學時間 4 小時之去除效率即可達 88.644 %，但電化學時間增加至 12 小時，其總氯去除效率並未明顯高於反應 4 小時之試程，係因電流密度達 0.025 A/cm² 時，其電化學反應程度與速率較大，導致陰極室中沉澱物快速增加，反而加速極化現象的發生，且陽極室所產生之 H⁺ 可向陰極移動，使反應溶液之 pH 值與導電度逐漸下降 (Baraud et al., 1999)，導致定電流強度迅速減弱，水溶性氯離子無足夠電化學反應時間於高強度電場作用，因此其除氯效果反而未能顯著提升。

表 8 焚化底渣於不同電流密度之電化學除氯效率比較

試程	電流密度 (A/cm2)	反應時間 (hr)	總氯去除效率 (%)	水溶性氯離子 去除效率 (%)	非水溶性氯離子 去除效率 (%)
1	0.012	4	79.319	80.3583	78.110
2	0.021	4	88.277	95.0414	80.423
3	0.025	4	88.709	88.7622	88.644
4	0.012	8	83.747	95.2832	70.335
5	0.021	8	87.994	94.7185	80.186
6	0.025	8	89.238	91.0394	87.139
7	0.012	12	83.354	85.5417	80.813
8	0.021	12	87.923	95.6211	78.974
9	0.025	12	89.399	91.2966	87.195

3.5 焚化底渣電化學除氯反應之質量平衡與反應機制

為完整探討應用電化學技術去除焚化底渣氯離子之作用機制及反應各階段氯離子之流向與含量變化，本研究亦以液固比 5、pH 值 2、添加硫酸、反應時間 12 hr、以及電流密度 0.021 A/cm^2 之電化學操作條件進行氯質量平衡與流向分析。由質量平衡分析結果可知，焚化底渣中之氯化物，於電化學反應前可於液體中產生擴散、溶出作用，此時液體中之水溶性氯離子濃度與質量分別為 $1,050.4 \text{ mg/L}$ 與 441.2 mg ，而添加硫酸試劑可提升焚化底渣之水溶性氯離子與非水溶性氯離子溶出量並增加電化學反應溶液之電解質，此時溶液中之氯離子濃度與質量提升至 $1,519 \text{ mg/L}$ 與 650.1 mg 。通電進行電化學反應後，焚化底渣中氯離子可再經電化學作用分解溶出至溶液中，且受到電場作用力影響，帶負電荷之氯離子向陽極移動，於陽極室反應後產生氯氣逸散或生成次氯酸根存在於反應溶液中，由取樣分析可知經 12 hr 電化學反應後，陰極室、底渣反應區與陽極室之反應溶液中所含氯離子濃度差異極大，分別為 65.80 mg/L 、 210 mg/L 、 $7,035 \text{ mg/L}$ ，陽極室溶液中之氯離子濃度最高。電化學除氯後之焚化底渣，其總氯含量僅為 0.19% (64.35 mg)、水溶性氯含量為 0.04% (12.53 mg)、非水溶性氯含量為 0.15% (51.82 mg)，電化學反應後焚化底渣與溶液中氯含量之總和與投入焚化底渣之總氯含量差異量，即為氯離子於陽極端發生氧化反應形成氯氣而逸散，其體積約為 0.3 L 。透過電化學反應系統之氯離子質量平衡分析和計算，可有效掌握電化學除氯反應過程中氯離子之含量變化情形以及氯離子流向，可作為電化學除氯技術後續應用之操作控制與污染防治參考。

針對焚化底渣應用電化學技術進行除氯之可能反應機制，由上述實驗與分析結果可知，焚化底渣於電化學反應系統中，陰極獲得電子發生還原反應，水溶液電解還原釋出 H_2 及 OH^- ，導致陰極室溶液之 pH 值提升並產生氣泡，且電化學反應系統之金屬陰極板附近生成白色膠凝狀沉澱物，此現象會導致電化學反應槽之阻抗上升，使反應溶液之電壓逐漸提升；至於焚化底渣中氯離子則受到電場作用力而產生電遷移現象，逐漸向陽極移動，並於陽極室發生氧化反應，形成氯氣排放，故陽極室溶液中之氯離子濃度大幅下降。陽極室因氧化反應產生 H^+ 與 O_2 ，使陽極室溶液之 pH 值降低，形成酸性環境，在此環境下 Cl^- 可能以 HCl 或是 HOCl 的形式存在於溶液中，部分氯離

子則氧化成氯氣逸散，且陽極室溶液之顏色隨電化學時間增加而逐漸加深，此處受到電遷移作用而聚集高濃度氯離子，其濃度隨著電化學反應時間增長而提升，透過氯離子之電遷移、反應及氯氣逸散而達到除氯效果，茲將電化學除氯反應機制彙整如式 3-1 至式 3-6 所示。

電化學除氯陽極端反應：



電化學除氯陰極端反應：



此外，本研究亦將電化學除氯反應後之焚化底渣，應用 XRD 繞射分析儀分析其中主要物種晶相之變化情形如圖 4，比對圖 2 與圖 4 可發現，焚化底渣經電化學除氯反應後，溶解度較低之水溶性氯化物，其晶相明顯下降甚至消失，由此可知水溶性氯化物皆已轉化或分解溶出至電化學溶液中而去除，殘留於焚化底渣中之物種晶相，主要則以鈣、鋁、鐵、鉀、鈉等金屬氧化物或與氯、硫離子結合形成之非水溶性金屬硫酸化物或硫化物。

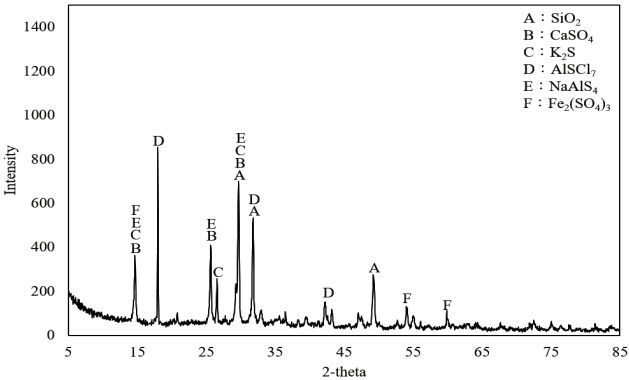


圖 4 焚化底渣電化學除氯反應後之物種晶相 XRD 圖

3.6 焚化底渣電化學除氯之成本效益分析

本研究依據上述焚化底渣電化學除氯實驗之最佳試程操作條件，進一步探討評估放大處理規模（較符合未來實廠應用）所需投入之操作成本及設置成本。假設電化學處理廠之設計處理量為每日處理 50 噸焚化底渣（年處理量為 15,000 噸焚化底渣），為確保放大處理規模與上述實驗結果之除氯效果一致，故採用相同操作條件（電流密度 0.012 A/cm^2 、液固比 5、pH 值 2、添加硫酸試劑、反應時間 12 hr）進行電化學除氯技術之各項成本估算。考量電化學反應設備之操作及維護，需控制適當的槽體大小，採設置 2 座電化學反應設備，每日可處理 2 批次，每批次處理 12 小時，則每座電化學反應設備可處理 12.5 噸焚化底渣 / 批次，每座電化學反應槽體積約為 7 m^3 ，所需設置之電源供應設備功率為 350 kw。當電流密度為 0.012 A/cm^2 進行除氯反應時，每日處理 50 噸焚化底渣所需之用電量為 15,900 度電，所需使用之用水量為 250 噸水，總計各項操作費用與設置費用，應用電化學技術處理焚化底渣（15,000 噸 / 年）之總支出（設備與操作）成本約為 2,131.6 萬元 / 年。

目前國內焚化底渣之委託再利用處理費用，不含運輸成本大約為每公噸 1,600 元，焚化底渣除氯後之再利用價格初估為每公噸 350 元，則每年焚化底渣（15,000 噸 / 年）代處理費與販售除氯後焚化底渣之總收入為 2,925 萬元，將上述總收入減去總支出之淨收益為 793.4 萬元 / 年，換算處理每公噸焚化底渣之淨收益則為 528.93 元 / 噸。因此，應用電化學技術進行焚化底渣除氯處理，不但可提升焚化底渣再利用產品（再生粒料）之產品品質，亦具有經濟可行性。

四、結論

本研究應用電化學法去除焚化底渣之氯離子，探討不同控制因子對於氯離子去除效率之影響，以及電化學反應過程所產生之現象，並分析電化學反應後焚化底渣之總氯離子、水溶性氯離子、非水溶性氯離子含量與去除效率，將上述實驗分析結果彙整可得到以下結論，提供焚化底渣處理與再利用之應用參考：

1. 目前焚化底渣再利用廠之處理流程與方法，經破碎、篩分與分選、熟化後即作為再生

粒料應用於各項工程用途，無法有效降低焚化底渣之氯離子含量。

2. 本研究應用電化學除氯技術，可有效減少用水量，提升氯離子去除效率，焚化底渣經電化學除氯反應後，其水溶性氯離子含量可大幅降至 0.0365 %，遠低於一般焚化底渣再生粒料，除氯效果優於水洗法，且處理後焚化底渣之金屬含量與鹽類亦可有效降低，提升底渣再利用產品之品質。
3. 電化學除氯反應過程中，採用恆定電壓輸出模式之整體反應電功率較大，氯離子去除效率相當良好，但其所耗用之電費為恆定電流模式之 4~5 倍，較不符合經濟效益；而恆定電流輸出模式可提供電極較為穩定持久之電量，電化學反應效果亦屬良好，用電效率較高，水溶性氯離子去除效果可達 95 %。
4. 電化學除氯過程中，添加硫酸調整底渣溶液 pH 值至 2，可增加反應溶液之導電度，減少陰極沉澱產生量，減緩極化現象與反應溶液沸騰現象，可提升氯離子去除效率，因此添加酸性試劑調整 pH 值有其必要性。
5. 本研究應用田口式直交表法探討電化學除氯之最佳操作條件為：液固比 5、pH 值 2(硫酸)、電流密度 0.012 A/cm^2 、反應時間 12 hr，此時水溶性氯離子去除效率可達 95.62 %、總氯去除效率為 87.92 %、非水溶性氯離子去除效率為 78.97 %。
6. 本研究依據最佳操作條件，估算設置 1 座日處理量 50 公噸焚化底渣之電化學處理廠，其設備建置與操作營運總支出成本約為 2,131.6 萬元 / 年，販售除氯後底渣與焚化底渣代處理費之總收入約為 2,925 萬元 / 年，整體淨收益為 793.4 萬元 / 年，平均處理每噸焚化底渣之支出(設備與操作)成本約為 1,421 元 / 噸，淨收益約為 529 元 / 噸，因此電化學除氯技術應具有經濟可行性。

參考文獻

- 何志麒 (2014)，垃圾焚化底渣資源化處理之研究—水溶性氯離子去除成效，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。
- 胡啟章 (2011)，電化學原理與方法，五南圖書出版股份有限公司。
- 陳小平、王向東、李玉素、陳穎與、米豐毅 (2011)，氯離子環境下混凝土鋼筋的鏽蝕過程，腐蝕與防護，第 32 卷第 3 期，p 190-192。

陳介 (2003)，港灣 R.C 構造物脫鹽與防蝕的研究，成功大學土木工程研究所碩士學位論文。

陳建勳 (2014)，焚化底渣取代混凝土粒料之可行性研究，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

陳書煥 (2012)，輔助電極電化學除鹽法之研究，臺灣海洋大學河海工程學系碩士學位論文。

黃進益翻譯 (1998)，電化學的原理及應用，高立圖書出版社。

詹家凱 (2014)，焚化底渣加藥水洗脫氯成效之研究，臺北科技大學環境規劃與管理研究所碩士學位論文。

葉泰良 (2010)，以加酸水洗去除焚化底渣水溶性氯離子之研究，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

蔡煒嶸 (2009)，垃圾焚化底渣資源化前處理之研究－連續式加藥水洗脫氯，臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

鄭光志 (2010)，垃圾焚化底渣資源化前處理之研究－加酸水洗脫氯，。臺北科技大學環境工程與管理研究所碩士學位論文。

Alam, Q., Lazaro, A., Schollbach, K. and Brouwers, H. J. H. (2020), Chemical speciation, distribution and leaching behavior of chlorides from municipal solid waste incineration bottom ash, *Chemosphere*, 241, p 124985.

Astrup, T. (2007), Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences, *Waste Management*, 27(10), p 1452-1457.

Baraud, F., Tellier, S. and Astruc, M. (1999), Temperature effect on ionic transport during soil electrokinetic treatment at constant pH, *Journal of Hazardous Materials*, 64(3), p 263-281.

Boghetich, G., Liberti, L., Notarnicola, M., Palma, M. and Petruzzelli, D. (2005),

- Chloride extraction for quality improvement of municipal solid waste incinerator ash for the concrete industry, *Waste Management and Research*, 23(1), p 57-61.
- Chen, C. H. and Chiou, J. (2007), Distribution of chloride ion in MSWI bottom ash and de-chlorination performance, *Journal of Hazardous Materials*, 148(1-2), p 346-352.
- Chen, W S., Chang, F. C., Shen, Y.H., Tsai, M. S. and Ko, C. H. (2012), Removal of chloride from MSWI fly ash, *Journal of Hazardous Materials*, 237-238, p 116-120.
- Ito, R., Doddiba, G., Fujita, T. and Ahn, J. W. (2008), Removal of insoluble chloride from bottom ash for recycling, *Waste Management*, 28(8), p 1317-1323.
- Luo, H., Wu, Y., Zhao, A., Kumar, A., Liu, Y., Cao, B. and Yang, E. H. (2017), Hydrothermally synthesized porous materials from municipal solid waste incineration bottom ash and their interfacial interactions with chloroaromatic compounds, *Journal of Cleaner Production*, 162, p 411-419.
- Suda, H., Uddin, M. A. and Kato, Y. (2016), Chlorine removal from incinerator bottom ash by superheated steam. *Fuel*, 184, p 753-760.
- Virkutyte, J., Sillanpää, M. and Latostenmaa, P. (2002), Electrokinetic soil remediation—critical overview, *Science of the Total Environment*, 289(1-3), p 97-121.
- Zhao, K., Hu, Y., Tian, Y., Chen, D. and Feng, Y. (2019), Chlorine removal from MSWI fly ash by thermal treatment: Effects of iron/aluminum additives, *Journal of Environmental Science*, 88, p 112-121.

廢棄物類

世界主要國家都市廢棄物管理策略 之回顧與研析

江康鈺*、周綵蓉**、胡友馨***、陳雅馨****

摘 要

臺灣囿於地狹人稠、處理處置用地不易取得等因素影響，廢棄物處理處置技術與發展策略，多以「減量化」、「安定化」、「無害化」及「資源化」等作為政策推動與技術選擇之依據。近年來，隨著國際潮流趨勢與國內市場導向，在重新檢視與制定資源回收再利用等相關政策與法令，提倡以綠色生產、綠色消費、源頭減量、資源回收、再使用及再生利用等方式，全面推動源頭減量、資源回收及資源永續等主要政策與方向，以期達成循環經濟的國家重要施政目標。本文蒐集國內外近年來主要國家之都市廢棄物管理政策，並彙整與說明各國推動之主要策略與方針，同時亦針對強化生產者延長責任、研擬以價制量的管制手段，以及鼓勵資源循環再利用技術研發等提出建議，期能提供國內未來在研擬廢棄物管理策略與推動措施之參考。

【關鍵字】都市垃圾、資源回收、焚化、掩埋

* 國立中央大學環境工程研究所
** 國立中央大學環境工程研究所
*** 逢甲大學環境工程與科學系
**** 財團法人台灣綠色生產力基金會

教授
研究助理
研究助理
副工程師

一、前言

臺灣自 1997 年起推動資源回收四合一計畫，積極推動垃圾來源減量及資源回收的管理策略，歷年之垃圾回收成效日漸顯著。隨著國際潮流之發展，2003 年 12 月政府訂定「垃圾零廢棄」之政策目標，除重新檢視與制定資源回收再利用之相關法令外，更全面推動「垃圾零廢棄」之總體垃圾減量及資源回收等政策，配合資源永續利用的發展策略，期以「源頭減量、資源回收及資源永續」為主要政策與方向，提倡以綠色生產、綠色消費、源頭減量、資源回收、再使用及再生利用等方式，逐步達成垃圾「全回收、零廢棄」之目標。此外，政府於 2005 年起，推動垃圾強制分類計畫，將家戶垃圾分為資源、廚餘及垃圾 3 大類，藉由強制分類的執行方法，期進一步提昇資源回收之成效；同時部分縣市推動垃圾費隨袋徵收之措施，亦期達到以價制量之垃圾減量及資源回收再利用之目的。

根據行政院環境保護署（以下簡稱環保署）統計資料顯示（環保署，2021），臺灣之垃圾清運量（含每人每日清運量）已呈現逐年降低之趨勢，自 1997 年之垃圾清運量每年 888.1 萬公噸，降至 2017 年之每年 304.5 萬公噸，就每人每日垃圾清運量而言，則由 1.14 公斤（1997 年度），逐步降低至 0.35 公斤左右（2017 年度）。根據垃圾清運量降低之趨勢，除可充分瞭解到垃圾資源回收之成效外，亦可預見垃圾清運量之減少，亦將衝擊過去以焚化處理的垃圾處理政策，但在 2019 年度垃圾清運量增加至每年約有 412.9 萬公噸，而每人每日垃圾清運量增加至 0.48 公斤，此係隨廢棄物清理法修法後，將一般廢棄物納入員工生活垃圾，同時加強審查各縣市申報之垃圾量與焚化廠進廠量後，導致申報一般廢棄物之數量增加。整體而言，若考量垃圾產生量，亦即考量垃圾清運量及資源回收量，現階段全國每人每日之垃圾產生量約為 1.046 公斤/人/日；相較於 1997 年之統計資料（每人每日 1.143 公斤），降低每人每日垃圾產生量，應仍有相當進步與改善的空間。

現階段臺灣之垃圾處理處置技術，大多以焚化、掩埋、資源回收、巨大垃圾回收再利用及廚餘回收等技術或策略為主。根據環保署統計資料顯示，自 2001 年起，陸續興建完成之都市垃圾焚化廠，肩負臺灣多數垃圾之處理重任；截至 2019 年為止，

焚化處理約占垃圾產生量之 42%。同時隨著資源物及廚餘回收政策之推廣，以及民眾環保觀念提昇與積極配合，全國之資源回收率自 2001 年約為 12.68%，逐年增加至 2019 年之 55.14%。此外，廚餘回收率亦由 2003 年之 2.19%，逐步增加至 2019 年之 5.53%。另一方面，根據環保署統計年報統計資料顯示，歷年來各項資源物之回收量，呈現逐年增加之趨勢，其中以紙及紙製品之回收量最高；以 2018 年為例，年回收量約達 2,504,650 公噸，其次為金屬類，每年亦約達到 1,070,668 公噸。此外，塑膠、橡膠及玻璃製品之回收量，每年亦明顯呈現增加之趨勢，分別約有 38.22 萬~53.64 萬公噸之回收量。整體而言，臺灣近年來在資源回收工作之執行成效極為顯著，未來如何精進垃圾減量、資源回收與再生利用等策略或措施，以期達到零廢棄與資源永續的終極目標，仍有賴全民、政府與產業共同協力，方能克盡其功。此外，師法國外先進國家之垃圾管理策略與技術潮流趨勢，亦是國內未來努力之重要參考方向。有鑑於此，本文蒐集近年來歐美日韓等國家，對於垃圾管理之現況與重要策略或作法，彙整說明如後。

二、美國之垃圾處理處置與管理現況

2.1 美國都市廢棄物管理現況

美國對於整合型都市垃圾管理之策略，主要包括源頭減量、循環回收（含堆肥）、能源回收（焚化）及最終處置等，其中源頭減量係指改變設計、製造或產品及材料的使用，以減少廢棄物的數量或其毒性。循環回收則係指分離、收集、並再加工回收之廢棄物，將其製成新產品販賣；至於堆肥技術，因其可利用微生物分解有機物（如廚餘及庭院廢棄物），並製成堆肥產品，故其視為循環回收的重要一環。此外，能源回收（焚化）技術，則優先於最終處置（衛生掩埋），將垃圾中之有機物藉由焚化技術轉換為可用之能源。圖 1 為美國歷年來都市垃圾處理之結構變化，因推動源頭減量、資源回收及堆肥利用等因素之影響，美國之垃圾藉由掩埋最終處置之比例大幅降低，由 1960 年代之 90% 以上，降至 2018 年之 49.98%，而資源（含堆肥）回收率呈逐年增加，以 2018 年為例，資源回收率已達 32.15%。根據美國環保署之統計資料顯示，都市垃

圾產生量及每人每日產生量，隨著人口增加而呈現逐年增加之趨勢，其中 2018 年都市垃圾之產生量為 292.4 百萬噸左右，以每人每日垃圾產生量而言，約為 2.2 公斤 (4.9 磅) / 每人 / 天，如圖 2 所示 (U.S. Environmental Protection Agency, 2021)。

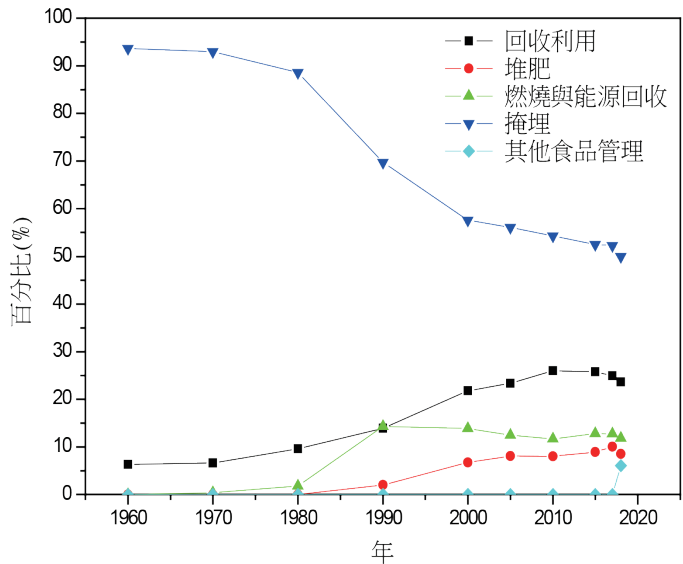


圖 1 美國歷年垃圾處理結構變化趨勢

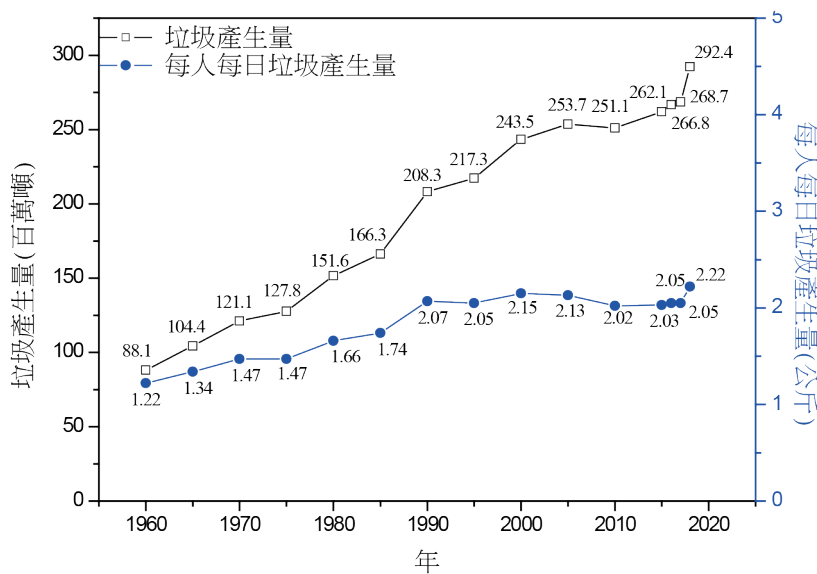


圖 2 美國都市垃圾產生量之變化趨勢

根據文獻資料顯示，美國都市垃圾中常見之回收物質，主要包括消費者電子用品、家庭有害廢棄物、有機物（廚餘、庭院廢棄物、木竹廢棄物）、紙類、廢輪胎、使用油、鋁、防凍劑、汽車零件、電池、災難殘留物 (Disaster Debris)、玻璃、塑膠、鋼及纖維布類等。其中有機物主要包括庭園廢棄物、廚餘、木竹廢棄物、紙類及紙板產品，其組成比例約占美國垃圾組成之 2/3。為減少前述有機物之處理處置問題，並減少以掩埋場或焚化廠之處理處置方式，因此，美國對於垃圾中有機物之減量、再使用、再循環及再利用等策略，列為其重要之推動策略。

以 2018 年為例，美國都市垃圾產生量及回收物質回收量比較結果，其中紙及紙板回收比例為 68.21%(45.97 百萬噸)，至於金屬回收比例亦有 34.06%(8.72 百萬噸)，直接進入循環再利用，然塑膠回收比例，則僅達 8.66%，如表 1 所示。另根據美國都市垃圾之組成種類分析結果顯示，主要以紙類（紙張及紙板）最多，約為 23.05%，廚餘（食品廢棄物）次之，約為 21.59%，庭院廢棄物亦約占 12.11%，塑膠類約占 12.20%，金屬及木竹類分別為 8.76% 及 6.19%，皮革橡膠類、纖維布類及玻璃類則分別占 3.13%、5.83% 及 4.19%，如圖 3(U.S. Environmental Protection Agency, 2021)。

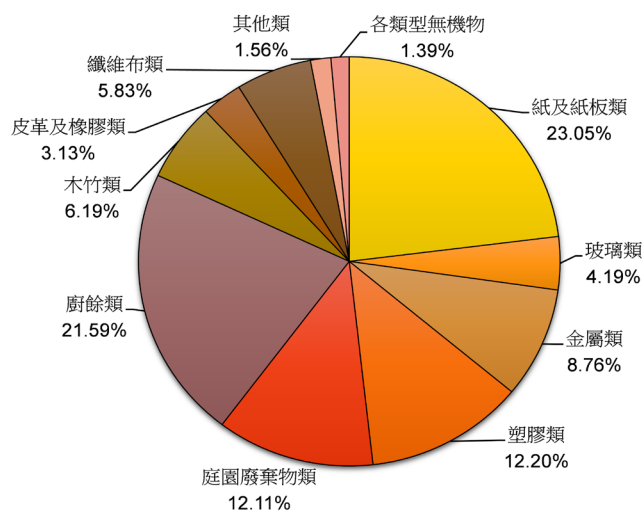


圖 3 美國都市廢棄物組成種類及比例

表 2018 年美國都市垃圾中可回收物質產生及回收量

物質種類	產生量 (百萬公噸 / 年)	回收量 (百萬公噸 / 年)	回收比例 (%)
紙及紙板類	67.39	45.97	68.21
玻璃類	12.25	3.06	24.98
金屬類	25.60	8.72	34.06
塑膠類	35.68	3.09	8.66
皮革及橡膠類	9.16	4.18	15.96
纖維布類	17.03		
木竹類	18.09	3.10	17.14
其他類	4.56	0.97	21.27
庭院廢棄物	35.40	-	-
廚餘類	63.13	-	-
各類型無機物	4.07	-	-
總都市固體廢棄物	292.36	69.09	23.63

註：- 表無該項說明

美國現階段廢棄物之管理架構，主要為源頭減量及再使用 (source reduction and reuse)、循環回收 / 堆肥 (recycling/composting)、能源回收 (energy recovery) 及處理 / 處置 (treatment and disposal) 等，以下就其執行之重點說明如後。

1. 源頭減量 (或廢棄物預防): 包含從產品設計、製造、購買或物質之利用 (如產品及包裝)，在產品進入廢棄物管理系統前，降低其毒性含量。舉例如下：
- (1) 在產品設計上減少包材量、降低毒性物質含量，並使其易於再使用。
 - (2) 現有產品及包裝之再使用，如可再重複裝盛之水杯等。
 - (3) 延長產品使用壽命，如輪胎。
 - (4) 產品減少包裝材料之使用量。
 - (5) 藉由現址堆肥方式來處置有機廢棄物 (如廚餘等)，以取代棄置。

2. 循環回收：社區及商業區之回收工作，將廢棄物轉換成有價物質來源，如將回收之玻璃、金屬、塑膠類、紙類及庭院廢棄物加以分離，並利用相關處理設備將之轉換為新物質或產品。以 2018 年為例，資源回收量 (包含社區堆肥) 已達總都市固體廢棄物量之 32.1%，約 94 百萬噸。
3. 能源回收：在 1980 年至 1990 年間，藉由燃燒方式伴隨著能源回收方式，燃燒量由 2.8 百萬噸增加至 29.8 百萬噸，在 1990 年至 2000 年間，則增加至 33.7 百萬噸之燃燒量 (約占 13.8%)；至 2017 年，則降低至 23.7 百萬噸 (約占 12.7%)，而 2018 年則為 34.6 百萬噸 (約占 11.8%)。
4. 處理處置：主要以衛生掩埋作為處置方式，以 2018 年為例，廢棄物掩埋量約為總廢棄物產生量之 50.0%，相較於 1990 年而言，垃圾因進行源頭減量、循環回收及能源回收後，垃圾之衛生掩埋量顯著減少。整體而言，目前每人每日垃圾之最終處置量，由 2007 年之 1.15 公斤 (2.54 磅) 降低至 2017 年之 1.06 公斤 (2.3 磅)。

根據前述之源頭減量及循環回收策略，許多美國企業開始響應循環回收之推行，其中全球最大之連鎖快餐業 (麥當勞)，亦預計於 2025 年以前，將所有產品包裝更換為 100% 可回收之環保包裝，根本從改善包裝設計，促進回收活動與行為，以及環境教育宣導等方面，積極達成垃圾減量與回收之目標 (顏嘉南，2018)。藉由前述企業推動之環保策略，配合民眾之參與，未來將可預期達到資源減量與循環再利用之目標。美國各州政府依據上述之管理架構，視當地生活習慣及宗教信仰等考量因素，亦會訂定或發展出不同之廢棄物管理策略，以下針對美國之紐約市 (New York City) 及德州 (Texas) 之垃圾管理發展及其現況，彙整說明如後。

2.2 紐約市之垃圾管理現況

2.2.1 垃圾管理發展沿革

1930 年代以前，紐約市之廢棄物大多數仍是以傾倒於城市街頭或海洋棄置等方式為主，因此，紐約市於 1881 年成立街頭清掃部門，期能解決與處理街道上傾倒之垃圾及可能影響之公眾健康等相關問題。之後，紐約市之垃圾大多利用焚化爐處理多數之垃圾問題，其中以興建大量公寓建築式之焚化爐 (apartment building incinerator) 為

主要方式，然此方法雖提供相當方便之垃圾處理方式，但因缺乏空氣污染防治措施，致使空氣品質逐漸惡化，此種方式持續使用至 1970 年代，直至 1990 年代才全數停止運作。在此時期，紐約市之垃圾處理，部分係運送至 89 個市屬之掩埋場處置，其中規模最大的是史泰登島 (Staten Island) 的 Fresh Kills 掩埋場，此場於 1947 年啟用，主要扮演在各市鎮完成焚化廠建置前之垃圾最終去處，占地約 30 km²，日處理垃圾量為 18,000 噸，為紐約市最大的垃圾掩埋場。

1990 年代，紐約市通過針對紙類、金屬、玻璃及塑膠類等回收項目之回收法令，1990 年代後期，由城市所收集之垃圾，均利用海駁船轉運至 Fresh Kills 掩埋場處置。然受到當地的政治壓力和環境問題，Fresh Kills 掩埋場已於 2001 年關閉，並將復育為占地 2,200 英畝的公園，成為紐約市的第二大公園。之後，紐約市的都市垃圾則由私人轉運站，利用鐵路及長途卡車轉運至州外 (out-of-state) 掩埋場處置。

此外，為減輕垃圾掩埋場需求及日趨飽和之壓力，紐約市自 1986 年初開始實施「沿街資源分類收集計畫」，此項計畫初期是在曼哈頓試行，至 1987 年夏季則擴及到其他 4 個地區 (布朗克斯區、布魯克林區、皇后區及史泰登島)。計畫施行第 1 階段係針對廢報紙之回收，後續再針對玻璃類及金屬物質等。為執行「沿街資源分類收集計畫」，紐約市購置了 28 輛資源物回收車，由清潔人員直接到各家戶進行資源物收集。

為提昇回收物質之回收成效，及延長衛生掩埋場之使用年限，紐約市自 1986 年起，亦提高垃圾掩埋場之收費標準，各項處理方式之收費標準提高幅度，分別為垃圾焚化之 14%、海駁船轉運為 16%，至於垃圾掩埋費用則提高為 27%。在教育方面，紐約市採取從小紮根方式，組織學生參與垃圾回收活動，並把垃圾處理、資源回收與環境等議題編入小學課本中，將回收觀念深植於學生及民眾心中。

2006 年紐約市發佈 1 項綜合固體廢棄物管理計畫 (Comprehensive Solid Waste Management Plan)，主要目標係在於建立符合成本效益和環保要求之垃圾處理系統，並逐步將生活垃圾改用船舶及火車轉運的目標，以解決長途卡車運輸所造成之交通、空氣及噪音等環境問題，同時設定在 2015 年達到垃圾總量 (結合商業及一般家戶或非營利組織之垃圾量) 之 70% 轉運量目標。計畫推動迄今，2007 年布朗克斯區和史泰

登島已開始使用火車轉運生活垃圾；2009 年布魯克林區 (4 個垃圾收集區)，亦由當地 1 家私營轉運站，利用火車將垃圾轉運至州外處理，每日平均轉運垃圾量約為 940 噸。2011 年皇后區 (6 個垃圾收集區) 亦規劃選用鐵路轉運垃圾，目前已運作中。此外，紐約市亦計畫興建 4 個水上之垃圾轉運站，預期每日平均轉運垃圾量可達 5,770 噸 (nyc.gov/sanitation, 2017)。

2.2.2 垃圾管理現況

紐約市家庭垃圾組成，其中以廚餘 (21%) 及其他物質 (19%) 為主要組成種類，其次為紙類 (紙板) 之 17%，金屬、玻璃、塑膠及紙箱約占 17%，食品用紙約 8%、庭園廢棄物及纖維布類分別約占 6%、建築廢棄物 5%，塑膠購物袋約 2%，有害家庭廢棄物及電子廢棄物則低於 1% (如圖 4) (nyc.gov/sanitation, 2017)。在垃圾清運管理部分，紐約市約有 25% (350 萬噸) 的垃圾，係由紐約市市屬之 2,000 輛卡車，進行住戶及非營利組織之垃圾清運工作；其餘 75% 垃圾量 (來源為企業、商業、辦公大樓及建築工地等)，則由具執照之民營運輸業者進行清運，粗估至少約有 4,000 輛民營車輛。因此，垃圾清運工作需額外付出至少 3 億美元之處理成本，同時清運過程還有大量的溫室氣體排放，粗估約每年有 220 萬噸二氧化碳的產生，約占全紐約市二氧化碳排放量之 4%，同時亦衍生其他空氣污染物排放等問題。因此，紐約市訂定垃圾減量及處理目標，期至 2030 年將減少 75% 進入掩埋場之垃圾處理量。

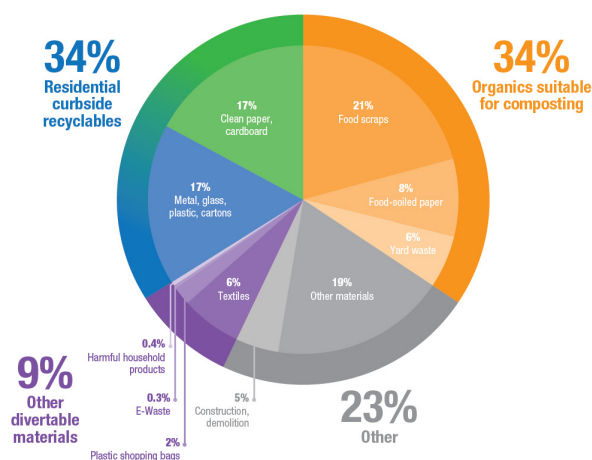


圖 4 紐約市家庭垃圾之組成比例 (2017 年)

紐約市基於垃圾管理基本架構之理念，積極推動各項回收物質之回收工作，其中塑膠類之物質回收部份，紐約市在 2013 年 4 月宣布全面回收硬質塑膠類物質，並於同年年底，在公共場所將配置至少 1,000 個新回收容器，以提高該類回收物質之轉運量。在有機物回收（含廚餘）部份，因有機物含量約占紐約市垃圾總量的 1/3，亦即每年約掩埋掉 120 萬噸廚餘等類之有機物或食品垃圾 (food waste)，若以每噸處理費需約 80 美元計算，紐約市在 2012 年之處理費用約在 3.36 億美元左右，同時此類垃圾，大多數是轉運到其他地區之掩埋場處理，處理成本更顯得相當昂貴。因此，2013 年紐約市推動廚餘分類為可堆肥 (compostables) 化之處理方案，依此處理方案，民眾將廚餘（如過期麵包及果皮等）分類回收，而當地農產品市場（俗稱菜市場）之有機物，亦逐步規劃進行回收，目前每週大約可回收 2 噸之有機廢棄物。除上述推動計畫外，紐約市於 2012 年 9 月推動市內 68 所學校之有機廢棄物分類回收製成有機肥料之實驗計畫，並將拓展至所有學校。截至 2013 年為止，此項實驗計畫已減少參與此計畫之曼哈頓區學校 34% 垃圾量及布魯克林區學校 38% 垃圾量。紐約市將前述計畫所清運之有機廢棄物，每週約有 20 噸以上，運送至瓦里克街的廢棄物處理設備，與污泥共同進行消化處理。根據上述多項政策同時推動下，紐約市政府計畫到 2017 年將廚餘垃圾回收率提高到 30%。此外，有鑑於廚餘具有能源回收之潛力，因此，紐約市亦規劃將 10% 之廚餘回收量，利用能源轉換技術將其轉化成沼氣，未來並可應用於發電用途。

纖維布類雖僅占家戶垃圾及公共機構排放垃圾量之 6%，然紐約市於 2011 年提供相關住宅建築區域獨立容器，以利裝盛纖維布類之用，同時並為民間公益團體提供捐贈衣物及其他紡織品之容器，截至 2013 年為止，此項回收計畫已回收超過 100 萬磅的衣物 (PlaNYC, 2011; PlaNYC, 2013；李大玖，2013；楊瑞雪，2013；劉莉，2013)。在電子電器設備相關垃圾 (E-waste) 之回收方面，由於 E-waste 為美國近年增加最多且發展快速之垃圾種類，為減少此類垃圾中之有毒物質組成種類進入環境，因此，紐約市於 2007 年 12 月 10 日，提出有關電子電器設備廢棄物之循環回收、再使用及安全處理等回收相關法案。法案中規範電子電器設備廢棄物包括電視 (TVs)、螢幕 (monitors)、筆記型電腦 (laptops)、顯示器 (CPUs)、電腦週邊配件 (computer

accessories) 及 MP3 播放器等種類，於 2010 年全面禁止棄置於掩埋場，同時要求電子電器設備製造商，設立免費之電子廢棄物回收計畫，並需自行負擔所有循環回收及再利用之費用，並預計於 2015 年全面禁止家庭丟棄電子電器廢棄物 (產業永續發展整合資訊網，2008；財團法人環境資源研究發展基金會，2013)。

紐約州對於電子電器廢棄物回收設定相關回收目標，要求製造商針對其於紐約銷售之電子電器設備，設定逐年循環回收與再利用比例，製造商若無達到設定目標，亦有訂定相關罰則。相關訂定之回收目標如下 (產業永續發展整合資訊網，2008)：

1. 於 2012 年 7 月 1 日，回收至少需達 25%。
2. 於 2018 年 7 月 1 日，回收至少需達 65%。

紐約州頒佈之電子電器設備回收再利用法 (Electronic Equipment Reuse and Recycling Act, EERRA)，自 2012 年 1 月起，針對紐約所有電子電器設備製造商，除需負擔上述之回收責任外，並要求由該製造商之市售率，訂定各製造商之回收目標 (全紐約州當年回收或再利用產品的目標重量，乘以該製造商的市占率)，若未能達到回收目標，則製造商須額外繳納回收附加費 (產業永續發展整合資訊網，2011)。

紐約市每年回收之紙類約在 37~42 萬噸；金屬、玻璃和塑膠類則約在 25~33 萬噸，資源回收量占生活垃圾總量之 17%，不僅遠低於全美 30% 之平均值，也未達到該市設定之 25% 的法定目標值。因此，2010 年 4 月紐約市議會提出議案，大幅修改立法，以擴大垃圾回收範圍，重要內容如後。

1. 增加公共垃圾回收箱：紐約市約有 300 個公共循環垃圾回收箱，未來 10 年內，於全市人口密集處，將新增 700 個資源回收箱。
2. 擴大回收種類：增加回收種類，主要包括牛奶盒和黃油罐等大部分塑膠食用容器。期能每年減少 8,000 噸塑膠類垃圾進入掩埋場或焚化廠。
3. 設立家庭危險物品回收項目：增列回收清潔劑等有害物質之塑膠容器。廚餘收集點每年舉辦 1 次家庭危險物品之回收活動，並考慮設立常態性之回收點。
4. 改善學校和市政機關之回收方式：紐約市共有 2,100 所學校，上百萬名學生及 8 萬名教師等，粗估學校每年產生之生活垃圾約有 5 萬噸，其中僅 9.5% 垃圾量循環回收或再利

用，未來極具推動回收處理之潛力。

紐約市政府為提昇資源垃圾回收量，近來已宣布啟動全數回收計畫 (Recycle Everything)，不斷透過報章雜誌及交通運輸工具，刊登宣導廣告，期望可促使民眾更瞭解回收之方法及重要性，目標到 2017 年，藉由通過塑膠、鋁 / 鐵罐 (有拉環的容器) 及報紙雜誌等多種廢棄物品回收計畫，將垃圾掩埋總量減少 80%，資源垃圾回收比例達到總量之 30%(李大玖，2013)。

2.3 德州之垃圾管理現況

德州之都市垃圾係依據該州行政法規第 330 章 (都市垃圾) 第 A 小節，定義為由都市、社區、商業、機構及娛樂活動所衍生之固體廢棄物，種類主要包括垃圾、灰燼、街道清掃、動物屍體、廢棄車輛及所有其他固體廢棄物。同時德州對於都市垃圾之定義，著重考量於來源 (source)，而非垃圾之組成或性質。其中德州將建築或拆除廢棄物 (construction or demolition, C&D) 及都市污水污泥，列為都市垃圾之種類，因此，其人均都市垃圾量及垃圾產生率，可能會較其他州為高。

根據 2018 年德州之都市垃圾處置狀況統計資料顯示，德州都市垃圾之來源，主要約有 63% 來自於都市 (住宅及商業區等)，建築或拆除廢棄物則占約 23%，都市污泥占有 4%；輪胎、醫療廢棄物、動物屍體、任意丟棄之垃圾、油脂及欄污之廢棄物 (grease trap and grit trap) 等，則歸類為額外廢棄物 (additional wastes)，約占 3%，德州都市垃圾之來源分佈特性如圖 5。德州垃圾掩埋場亦收受州外之垃圾，其中包括 2 處掩埋場共容納墨西哥州約 2,424 噸都市垃圾，5 處掩埋場收受來自阿肯色州路易斯安那州及奧克拉荷馬州之都市垃圾，總量達 158,551 公噸 (TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY, 2019)。

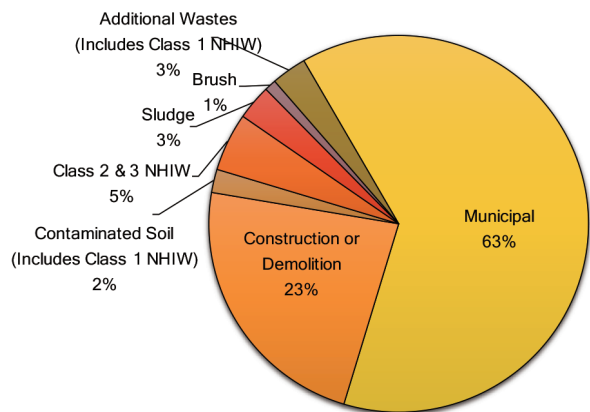


圖 5 德州垃圾掩埋場之廢棄物來源分佈特性 (2018 年)

圖 6 為德州歷年垃圾掩埋總量及人均量變化趨勢，結果可知在 2006 年至 2008 年間，德州垃圾產量達到最高，約有 33 百萬噸，每人每日垃圾掩埋處置率介於 7.0~7.5 磅，自 2008 年後，則有逐年降低之趨勢，截至 2018 年為止，德州之都市垃圾產生總量接近 38~39 百萬噸，每人每日垃圾掩埋處置率約為 7.22 磅。相較於 2017 年而言，每人每日之垃圾掩埋處置率 (6.84 磅)，有增加之趨勢，此與德州之人口數增加 1.4% 有關 (TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY, 2019)。

表 2 為德州 2018 年之 8 處掩埋場、16 座堆肥設施及 2 個轉運站之回收項目及回收量統計結果，其中庭院廢棄物之回收率最高，為 36.11%，其次為建築 / 拆除廢棄物之 30.77%，其餘常見之回收項目如紙類 / 紙板、金屬、玻璃及塑膠類之回收率，分別為 11.48%、2.13%、1.80% 及 1.31%。德州政府預期未來如能持續推動廢棄物回收政策，未來進入垃圾掩埋場之垃圾量將會逐年降低。

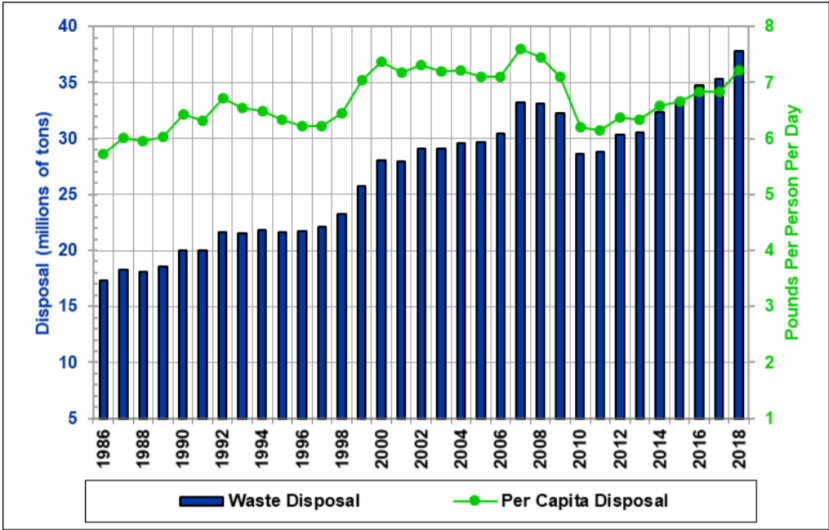


圖 6 德州歷年垃圾掩埋總量及人均掩埋處置量之變化趨勢

表 2 2018 年德州之廢棄物回收量及種類

物質種類	回收量 (公噸)	回收率 (%)
庭院廢棄物	638,945	36.11
金屬	37,611	2.13
玻璃	31,868	1.80
塑膠	23,176	1.31
建築 / 拆除廢棄物	544,467	30.77
紙類 / 紙板	203,133	11.48
電子設備	1,056	0.06
大型家用電器	2,541	0.14
輪胎	5,642	0.32
汽車	4	<0.01
礫石	2,290	0.13
廢棄油品	319	0.02
無法分類之物質	278,371	15.73
總計	1,769,423	100

註：大型家用電器：如冰箱，爐子，洗衣機，洗碗機等。

德州為有效解決傳統垃圾掩埋場之容積飽和及延長使用年限，對於垃圾之管理政策，亦依循源頭減量、循環回收及堆肥及能源回收等策略，逐步推動適當之管理機制，以期保存有價之自然資源及縮限垃圾掩埋之容積。德州政府之推動作法，簡述如後。

1. 源頭減量

(1) 提高處置費用：垃圾掩埋處置費應真實地反映出掩埋場之價值、每日營運成本及節省未來掩埋場擴建之成本等，因此，適度提高處置成本，並反映在民眾清運或處理成本之收取費用，將可促使民眾減少廢棄物之產生。

(2) 垃圾按量收費 (pay as you throw)：垃圾收費方式，係依據民眾丟棄垃圾使用之容器尺寸或垃圾重量進行計算，依此方式所須繳納之廢棄物費用，直接與廢棄物產生量有關，將可有效鼓勵民眾推動垃圾減量之工作。

2. 環境管理系統：一套良好之環境管理系統，可協助政府制定垃圾減量之方法，或藉由改變民眾消費習慣、使用產品之種類或改變產品製造之流程，以減少或杜絕資源之浪費。同時兼具有環境正面效益，及節省處理處置之成本。因此，德州政府透過環境管理系統之建置，利用 (1) 定義並優選環境衝擊；(2) 建立環境目標；(3) 購買材料或進行操作時，須先考量環境衝擊；(4) 進行績效評估以減少對環境之衝擊等策略，研擬可行之垃圾管理方案。

3. 垃圾資源回收與轉換：為源頭減量後重要之執行步驟，可避免將有價廢棄物丟棄至掩埋場處置。主要步驟如下：

(1) 鼓勵再使用：簡單來說，就是不要產生廢棄物。

(2) 找出廢棄物的價值：將廢棄物轉變為其他用途所須之資源，創造出廢棄物之附加價值。

(3) 改善源頭分類工作：鼓勵並教育民眾，將有用或可再利用之廢棄物於源頭分類，有效利用廢棄物之殘餘價值。

(4) 推動民眾參與之小型活動：推動一般社區小型之資源回收計畫或活動，成本較低且容易執行，同時活動之舉辦，將會是首次參與民眾重要的學習經驗。

- (5) 評估計畫需求性：定期評估計畫中每個項目是否達到目標，實際成本評估將可提供規劃者重要訊息，作為調整計畫內容及後續決策之重要依據。
 - (6) 持續溝通：持續告知成功達到計畫目標之社區，並定期進行溝通，未來將持續推動更進一步的創新想法。
4. 建立循環回收中心：第一步為建立社區之回收物質收受站，選擇公民營之回收業者協助清運，或是設置資源回收桶於社區街道，再由清運人員固定時間收取。此外，設置無償或有償資源回收中心 (drop-off or buyback center) 亦可作為備用方案，完成上述規劃與方案選擇後，則是進行初始操作營運成本、場址設置地點及法規制定之相關評估作業。
5. 設置堆肥回收及處理中心：主要針對有機物之回收再利用。

根據上述德州廢棄物管理方式，轄下各城市依循相關原則建立其在地垃圾管理計畫，以德州第三大城市 - 達拉斯 (Dallas) 為例，該市目標為建立一個永續之物質管理系統，訂定相關目標與期程，其中預計於 2020 年及 2030 年分別達到 40% 及 60% 之回收量，並於 2040 年時，達到零廢棄目標。以下簡述說明有關達拉斯市所推動之垃圾回收計畫 (diversion program)。

1. 降低進入掩埋場之垃圾體積：減少回收物質進入掩埋場，作法包括收集住宅之可回收物品、設置無償回收站 (Big Blue Recycling Drop-off sites)、收集樹木剪枝 (Brush collection)、回收電子電器產品 (Electronics recycling)，減少進入垃圾掩埋場之垃圾 (其中包括金屬、混凝土、瀝青、鋸木屑及樹木剪枝等)。
2. 達到更高之廢棄物減量及廢棄物循環回收再利用之成效：
- (1) 加強回收與自願性回收計畫：提供有機物分開收集、散裝物品再利用、推動社會回收之行銷活動、提供技術協助、法令或鼓勵回收計畫與發展。
 - (2) 推行源頭強制分類之要求。
 - (3) 廢棄物進入掩埋之前，回收可再利用之垃圾。
3. 收集家戶之有害廢棄物。

4. 建立全市之垃圾回收目標：分別至 2020 年及 2030 年時達到 40% 及 60% 之回收量，並於 2040 年時達到零廢棄目標。
5. 推行 " 不裝袋 " 計畫：將庭院廢棄物覆蓋於地面，作為堆肥處理之操作方式。
6. 提供運動鞋之回收計畫。
7. 減少垃圾郵件 (junk mail) 之推動方案。

為配合垃圾管理相關計畫之推動，達拉斯市持續針對相關技術、設備進行後續之需求與評估。持續性之評估工作主要包括如後。

1. 持續評估是否需要推展或研發垃圾之處置能力。
2. 評估提昇或優化現有垃圾處置能力之方法。
3. 與需垃圾處置能力之周邊城市合作。
4. 維持轉運站容納垃圾及可回收物之負載量，降低對交通及空氣污染之影響。
5. 根據實際需求，發展其他基礎建設。

三、亞洲主要國家之都市廢棄物處理處置與管理現況

3.1 日本

日本近年來推動循環型社會及 3R 計畫 (reduce、reuse、recycle)，期在資源採集、消費及廢棄物之間，能形成物質循環，並達資源永續利用之目標。日本對於廢棄物之管理策略，期透過再使用，減少廢棄物產生量，並且利用中間處理，將廢棄物再生利用，以達循環再利用。根據日本環境省之統計資料顯示，日本垃圾產生量及每人每日垃圾產生量，自 2000 年起至 2017 年，呈現逐年減少之趨勢，其中 2017 年之垃圾產生量為 4,289 萬公噸，而每人每日產生量約為 0.920 公斤 (如圖 7 所示)(日本環境省，2020)。依據 2017 年日本一般廢棄物之質量流分析結果顯示，日本垃圾總排出量約為 4,289 萬噸，其中全國回收量約為 217 萬噸，而經再生業者直接資源化量及中間處理後之再生利用量分別為 194 萬噸及 457 萬公噸，合計總資源化量約為 868 萬公噸，約占垃圾總排出量之 20.2%(如圖 8 所示)(日本環境省，2019)。2020 年預定達成目標，垃圾總排出量 4,000 萬噸，總資源化量 1,100 萬噸，最終處理量 400 萬噸。

日本針對垃圾之處理處置方法，主要包括直接焚化、資源化等中間處理技術(包含體積龐大的廢棄物處理設施、垃圾堆肥化設施、垃圾牲畜飼料設施、甲烷化設施、垃圾轉化為燃料設施、其他資源化設施等)、直接資源化及直接最終處分(掩埋)。根據圖 9 之垃圾處理技術變化趨勢可知，自 2008 至 2017 年間，日本垃圾處理主要以直接焚化為主，約為 79.18~80.29%，而資源化中間處理技術與直接資源化比例雖然所占比例不高，合計約為 18.69~18.99%，雖其呈現趨近持平之趨勢，但垃圾總產生量呈下降趨勢，顯示未來朝向妥善規劃資源整合利用及永續發展方向(日本環境省，2019)。

根據前述可知，日本對於垃圾處理多以焚化處理技術為主，近年來因應焚化設施之轉型，亦有其他能源轉化技術之應用，其中包括垃圾衍生燃料、炭化及氣化熔融/改質技術等，根據日本環境省 2017 年之統計資料顯示，燒却設備(焚化設施)數量呈現逐年減少，由 2008 年 1,164 座燒却設備降至 2017 年 980 座，垃圾處理量為 158,304 噸/日，至於氣化熔融/改質之處理設施，則有逐年增加之趨勢，於 2017 年增加至 106 座，其垃圾處理量為 20,648 噸/日(如圖 10)(日本環境省，2019)。

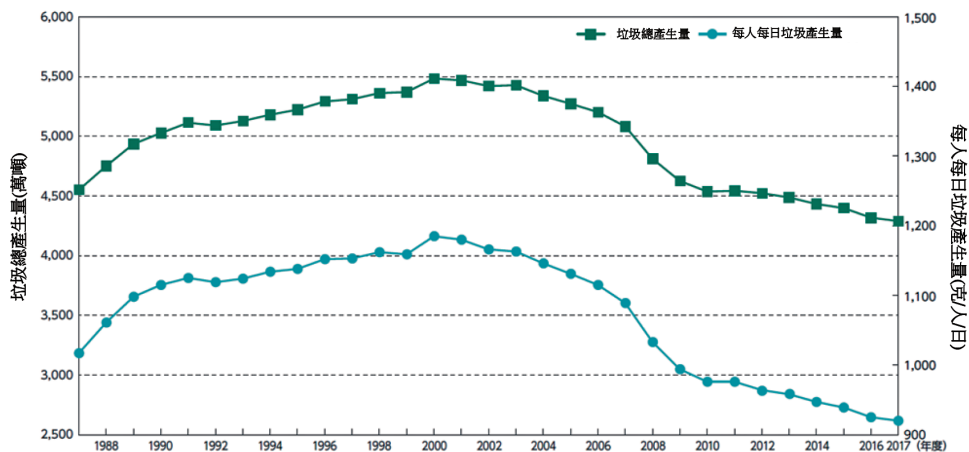


圖 7 日本歷年垃圾產生量及每人每日垃圾產生量變化趨勢

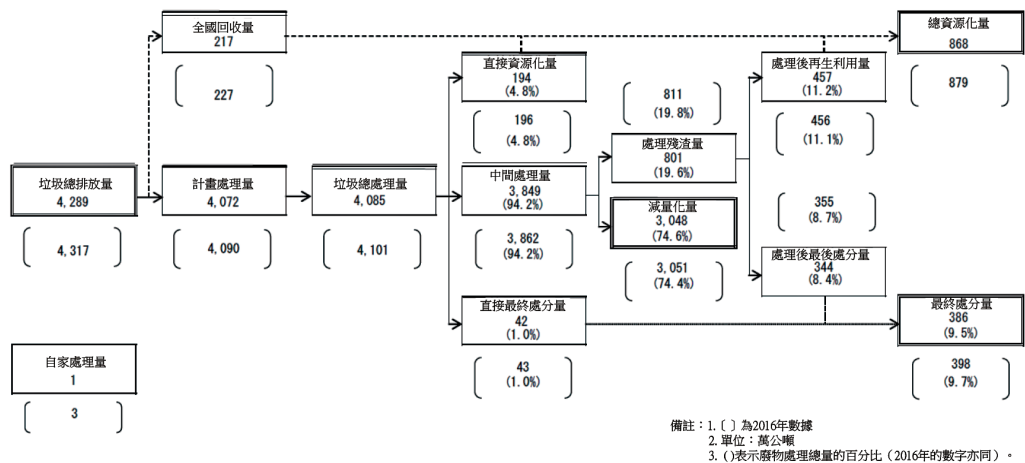


圖 8 日本 2017 年一般家庭廢棄物之質量流分析

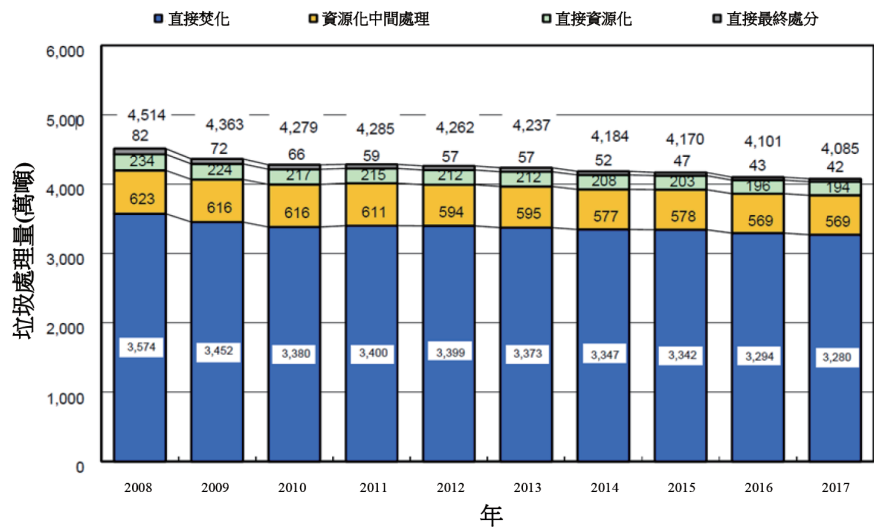


圖 9 日本廢棄物總處理量的變化

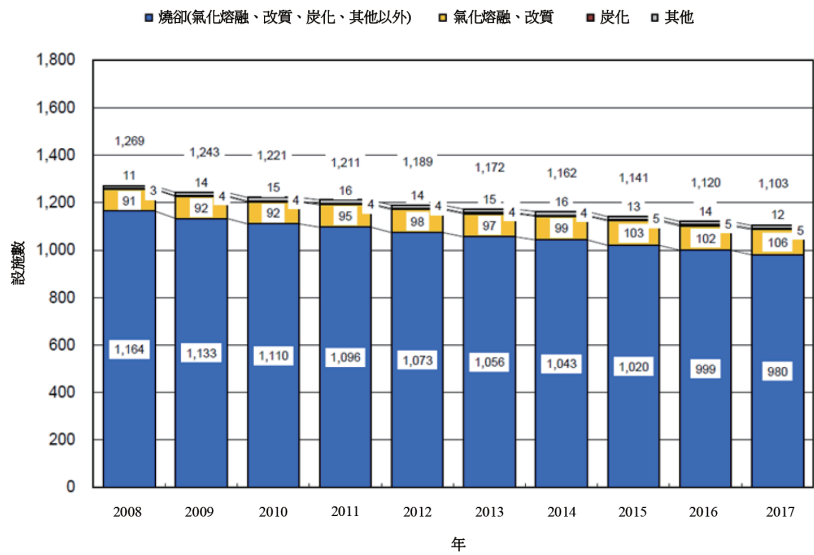


圖 10 日本廢棄物處理設施種類與數量變化

3.2 韓國

根據 2017 年韓國都市垃圾之統計資料顯示，每日之垃圾產生量為 53,490 公噸，根據 2018 年環境統計年鑑 (Environmental Statistics Yearbook) 統計顯示，每人每日垃圾產生量從 1994 年 1.3 公斤降至 2017 年 1.01 公斤。根據文獻資料顯示，韓國自 1995 年實施垃圾隨袋徵收制度 (Volume Based Waste Fee System) 後，都市垃圾之處理處置結構呈現明顯之改變，其中垃圾之回收量明顯呈現逐年增加之現象，由 1999 年之 17,394 噸 / 日 (38.13%) 增加至 2017 年之 32,931 噸 / 日 (61.57%)。衛生掩埋之處置比例明顯下降，至 2017 年明顯降低至 7,240 噸 / 日 (13.54%)，而焚化處理量為 13,318 噸 / 日，約占 24.90%(如圖 11 所示)(Ministry of Environment Republic of Korea, 2019)。

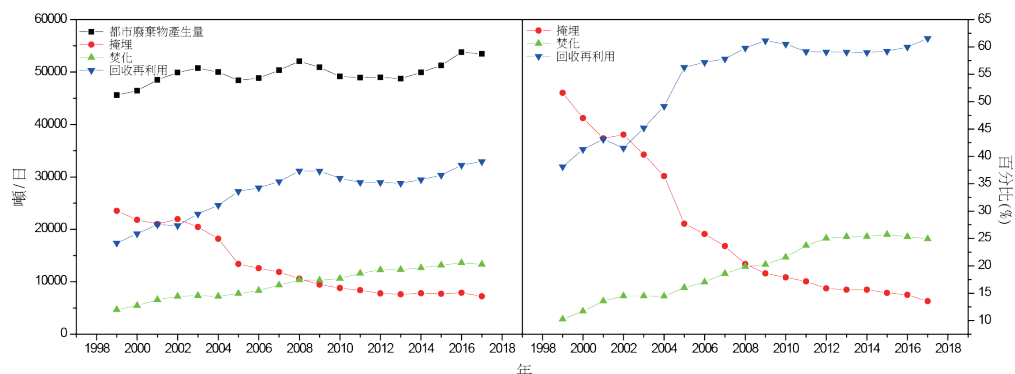


圖 11 韓國歷年垃圾處理結構變化趨勢

近年來韓國針對垃圾減量管理之預防政策，主要包括禁用或限用隨用即丟（一次性用品）及過度包裝的產品 (Suppression of Disposables and Over-packaged Products)、廢棄物徵收處理費用制度 (Wastes Charging System)、改善垃圾隨袋徵收制度 (Improvement of Volume-based Waste Fee System)、引進廚餘隨袋徵收之收費制度 (Introduction of Volume-based Food Waste Fee System)，以及減少企業廢棄物 (Diminution of BusinessWastes) 等推動政策。前述韓國之垃圾減量策略，簡要說明如後。

1. 禁用或限用隨用即丟（一次性用品）及過度包裝的產品 (Suppression of Disposables and Over-packaged Products)

隨著國民經濟和人民生活水準的快速增長，過多的便利需求，取代先前節儉和重複使用的生活方式，致使一次性或過度包裝之產品氾濫，造成資源的浪費及產生過多之廢棄物，造成環境負面的影響。因此，韓國環境部於 1994 年起，研擬相關政策，藉由企業及市民自願參與協議與締結，共盡社會責任，以減少隨用即丟的產品使用和過度包裝的產品。

由於住宅廢棄物中含有大量的包裝材（約占 50%），衍生出大量之包裝廢棄物，因此，韓國環境部與企業達成協議，在無法律約束之自發行動，透過開發環保材料

之研究及環保包裝的方法，以改善包裝的材料和結構，減少包裝材料的使用，且採用的材料更易於循環回收與再利用，同時努力實現減少使用一次性之產品，主要包括使用大量的一次性杯子及塑料信封。以韓國 2012 年為例，五大超商開辦「無一次性塑膠袋商店」，其一年可減少 66 百萬個一次性塑膠購物袋、降低 33 億韓元及減少 2,831 噸的二氧化碳排放量。此外，亦推動農產品綠色包裝活動，減少附加包裝材料的使用，如減少紙帶（籐）及緞帶的使用等。

2. 廢棄物徵收處理費用制度 (Wastes Charging System)

廢棄物收費制度主要目的在於控制廢棄物的產生及預防資源的浪費，主要在於徵收製造商或進口商之產品、物質及容器的處理費用，著重精神在於污染者付費的概念，其中包括造成環境有毒或有害之空氣、水質及難以重複使用的廢棄物管理等潛在問題。廢棄物收費後之基金，應用於研究廢棄物的減量、重覆使用和相關技術的發展及廢棄物的處理設備。污染者付費之徵收項目，包括塑膠類製品、化妝品容器、電池及螢光燈泡等。

建立廢棄物徵收處理費用制度後，每年約有 110 萬噸的塑膠回收再利用，約可減少 1 兆韓元之進口原料購買之成本，同時減少廢棄物的產量，增加塑膠類之重複再使用，並節省 4,000 億韓元之焚化廠或掩埋場設置或處理成本。此外，推動建立生產者延伸責任制度 (EPR; Extended Producer Responsibility)，促使企業重視企業責任，共同善盡企業之環保責任。

3. 改善隨袋徵收之垃圾收費制度 (Improvement of Volume-based Waste Fee System)

韓國自 1995 年推動垃圾費隨袋徵收之制度 (Volume Based Wastes Disposal System)，其精神係依據污染者付費、污染預防及經濟誘因等原則，目的在減少廢棄物的產生，並盡可能促進廢棄物的回收。垃圾費隨袋徵收適用於住宅區及商業區之垃圾，因其兩者具有相似之特性，可用相同的標準及方法進行收集、運輸及處理。根據韓國廢棄物管理法第 14 條規定，銷售不同體積及貼有標示的垃圾袋，地方政府按照污染者付費原則，依住宅廢棄物的類型及體積量，按其體積比例收取垃圾處理費用。

韓國自 1995 年實施垃圾費隨袋徵收制度後，每人每日之住宅廢棄物產生量，從 2007 年之 1.02 公斤，降至 2017 年之 1.01 公斤，垃圾再利用比例由 2007 年 57.8% 上升至 2017 年 61.6%，同時垃圾掩埋處置之比例，亦從 2007 年的 23.6% 降低至 2017 年之 13.5%。

四、歐洲主要國家之垃圾處理處置與管理現況

歐洲主要國家對於都市廢棄物之管理政策，主要採行廢棄物分級管理之概念，以廢棄物預防 (waste prevention) 為優選且重要之發展項目，其次為資源再利用、資源回收、其他再生方式 (如能源再生) 及民眾拒買非環保產品等策略，而處置 (主要指掩埋) 則被列為非優選，且應逐漸減少之項目。此外，為達成資源永續利用之最終目標，民眾的再教育、政府之政令宣導及產學技術創新與研發是重要關鍵因子。在廢棄物預防之管理策略，歐盟會員國必須於 2013 年前，制定廢棄物預防計畫，且須向歐盟委員會報告以下事項：(1) 在 2011 年前，廢棄物產生變化情況及廢棄物預防範圍，制定包括支持歐盟行動計畫，且力求目前消費模式；(2) 在 2014 年前，提出 2020 年廢棄物預防及脫鉤目標；在循環利用之管理策略下，家庭 / 建築及拆除廢棄物再利用 / 循環利用新目標；(3) 家庭及類似場所所產生之紙張、金屬、塑膠類和玻璃類等廢棄物之 50% 用於資源再利用；(4) 無害建築及拆除廢棄物之 70%，用於資源再利用及其他物料回收利用等，逐步達成資源永續利用之目標 (Ecologic Institute, 2017)。

而在 2018 年歐盟修正關於廢棄物法案，其中訂定都市垃圾 (Municipal waste) 階段性目標，要求於 2025 年回收率需達 55%，2030 年為 60%，而 2035 年更需達到 65% 回收率，另外在 2035 年都市垃圾回收率更需達 65%，且在 2024 年前需將生物廢棄物進行收集或於源頭回收，而於 2025 年前需分別收集紡織品及家庭危險廢棄物。針對包裝所產生之不同材質廢棄物，亦規定具體的回收目標，在 2025 年所有包裝 (65%)、塑膠類 (50%)、木材類 (25%)、含鐵金屬類 (70%)、鋁金屬類 (50%)、玻璃類 (70%) 及紙類 (75%)，於 2030 年更加強回收目標為所有包裝 (70%)、塑膠類 (55%)、木材類 (30%)、含鐵金屬類 (80%)、鋁金屬類 (60%)、玻璃類 (75%) 及紙類 (85%) (Ecologic Institute, 2017)。

比較歐洲各國家 2005 年至 2017 年之每人每年都市廢棄物產生量，結果顯示在 31 個國家中，有 12 個國家在 2017 年之廢棄物產生量較 2005 年增加，17 個國家之廢棄物產生量減少，愛爾蘭及葡萄牙則無顯示 2017 年統計數據。若以國別而言，在 2017 年之每人每年都市廢棄物產生量結果顯示，在 31 個國家中有 5 個國家具有較高之都市廢棄物收集量，分別為丹麥、賽普勒斯、德國、盧森堡及馬爾他，其每年每人垃圾產生量皆超過 600 公斤，其餘國家則皆介於 270~600 公斤，其中以羅馬尼亞之廢棄物產生量最低。在 2007 年至 2017 年間，歐盟統計，根據使用不同處理處置方式 (掩埋、焚化及再利用 (含堆肥)) 之比較，進入掩埋處置之廢棄物量，呈逐年減少之趨勢，由 43% 降至 24%，焚化處理之廢棄物量則增加，由 21% 增加至 28%，而再利用處理之廢棄物量亦增加，由 37% 增加至 47%。此係歐盟各國之廢棄物政策改變，減少垃圾之掩埋處置量，其中原在 2001 年有 39 個國家，將 50% 以上廢棄物產量以掩埋方式處置，到 2010 年則減少至 30 個國家，部分國家將 25% 以上之廢棄物產量，以再生處理及焚化處理為主 (如圖 12 至圖 13 所示)(European Environment Agency, 2019)。

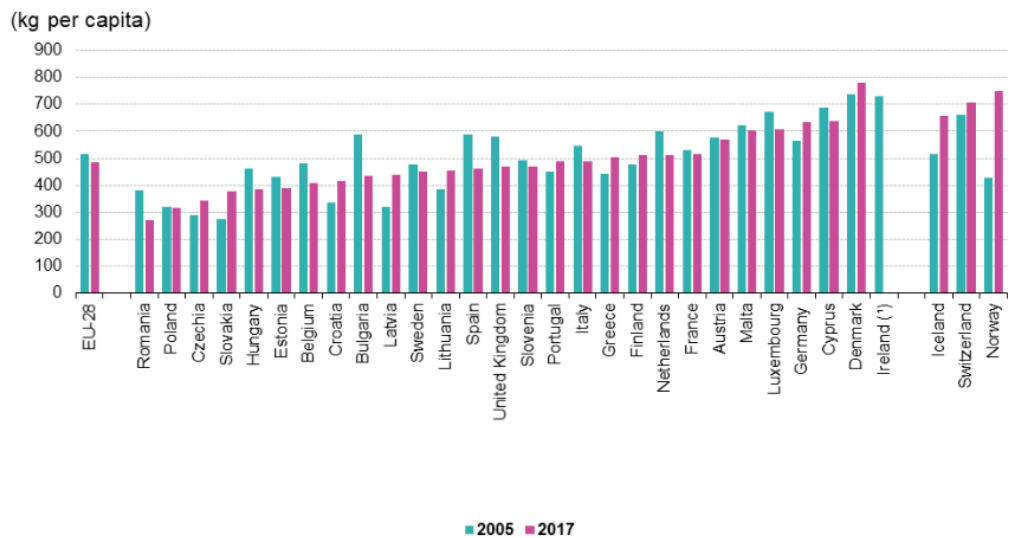


圖 12 歐盟國家每人每年都市固體廢棄物收集量

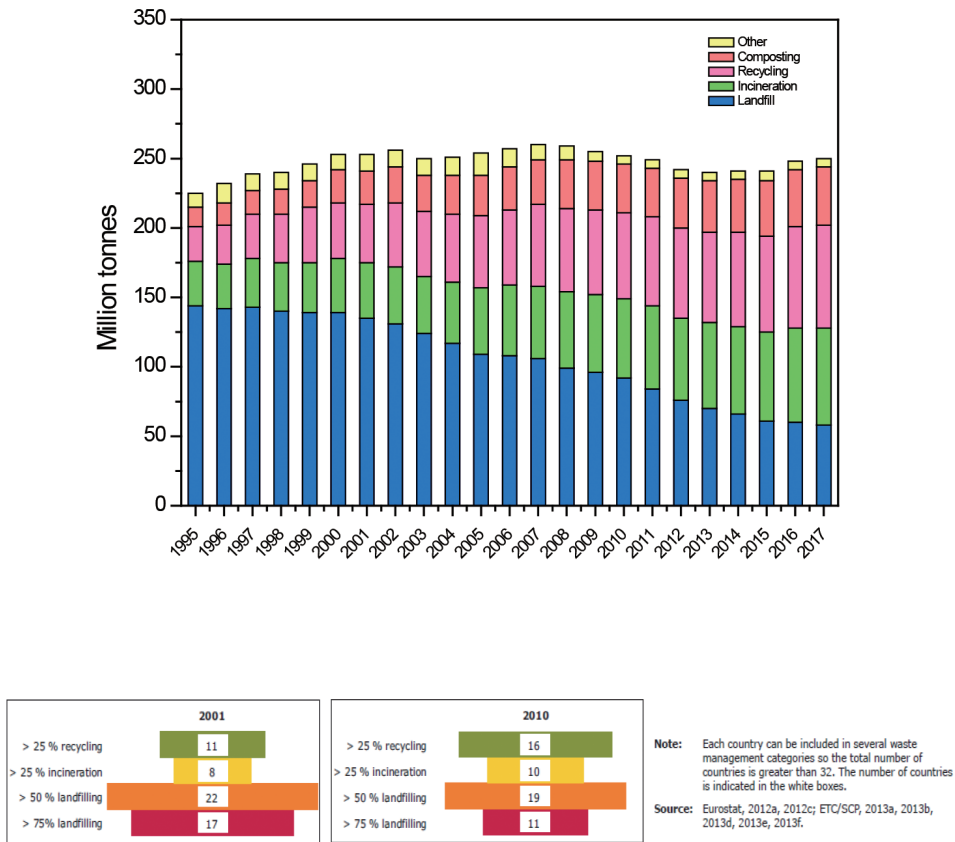


圖 13 歐盟國家都市廢棄物處理處置方式

近年來，歐盟國家之廢棄物以能源再生技術之發展，逐漸受到重視，技術種類主要包括生物處理（堆肥等）及熱處理技術（氣化及裂解等）等，由表 3 可得知，有 21 個國家之生質廢棄物含量，占該國總都市廢棄物之 20~50% 間，顯然極具發展能源再生技術之潛力。以下對於幾個主要歐盟會員國（如英國及法國等）之都市垃圾產量、處理處置方式及廢棄物管理方式等，簡要說明如後。

表 3 歐洲主要國家都市垃圾之生質廢棄物比例

都市垃圾之生質廢棄物比例	國別
低於 20%	立陶宛、挪威和斯洛文尼亞
介於 20%~30%	保加利亞、丹麥、愛爾蘭、匈牙利、拉脫維亞和瑞士
介於 30%~40%	德國、法國、義大利、瑞典、英國 (歐洲平均值)
介於 40%~50%	奧地利、比利時、捷克共和國、愛沙尼亞、芬蘭、盧森堡、荷蘭、波蘭、羅馬尼亞和西班牙
介於 50%~60%	希臘、葡萄牙和斯洛伐克
介於 60%~80%	馬爾他

註：生質廢棄物種類包含廚餘、庭院廢棄物 (除木竹類)、紙類 (含紙板) 及纖維布類

4.1 英國

英國都市垃圾之來源種類，主要包括家庭廢棄物 (household waste)、政府單位收集之都市公園及庭院廢棄物、海邊清潔廢棄物 (beach cleaning waste)、商業及工業廢棄物以及清除非法棄置之垃圾 (clearance of fly-tipped materials) 等。根據統計資料顯示，英國都市廢棄物總產量在 2004 年達到高峰，約為 36.1 百萬噸，之後逐年穩定降低至 2017 年之 30.9 百萬噸；整體而言，每人每年廢棄物產生量降低至 468 公斤 (如圖 14)，降幅約為 22%，降低之原因，主要係因為進入掩埋場之廢棄物量減少所致，英國之掩埋處置比例，隨著掩埋稅增加之衝擊，由 2001 年之 80% 降低至 2017 年之 21%。同時垃圾中物質及有機物等回收再利用之處理比例，則有顯著之增加，約由 2001 年之 12% 增加至 2017 年之 45.7%。在 2017 年物質回收量已超過 830 萬噸，有機物回收 (堆肥等) 則維持約 520 萬噸之回收量 (如圖 15)。

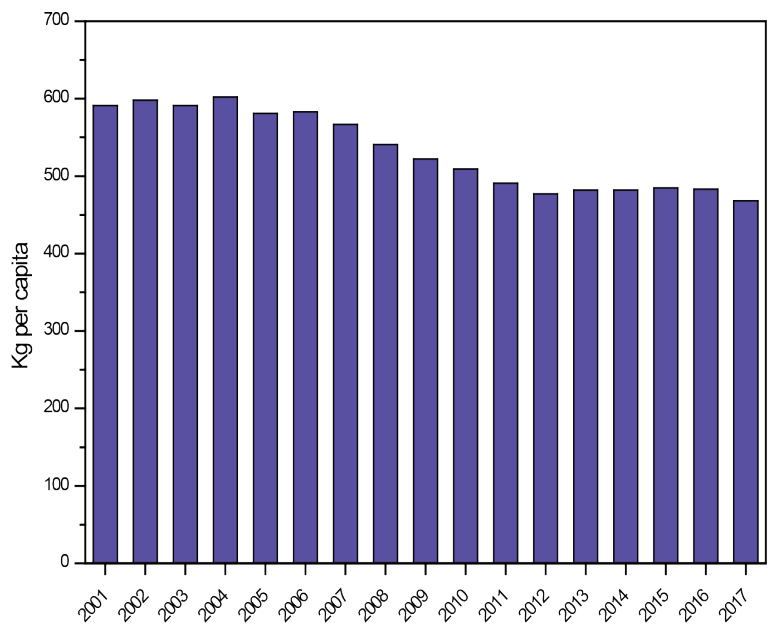


圖 14 英國 2017 年每人每年廢棄物產生量之變化趨勢

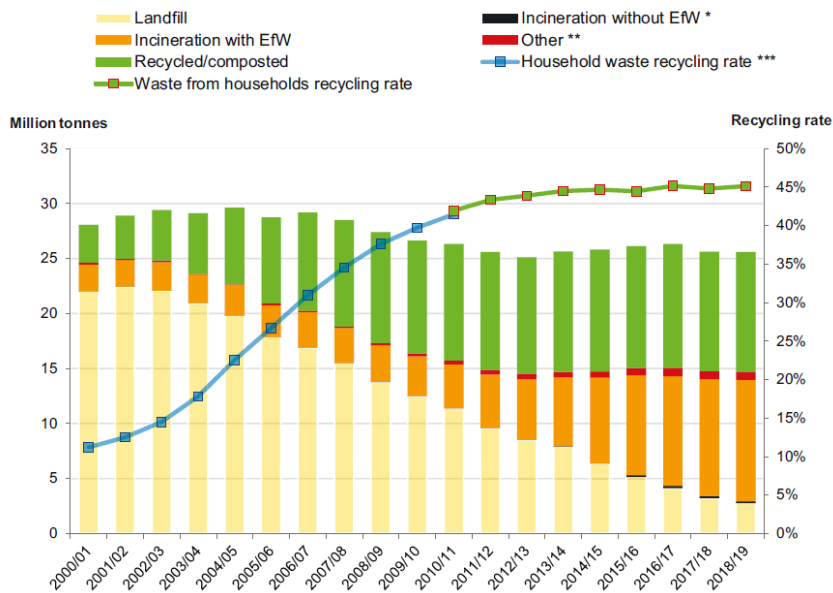


圖 15 英國都市垃圾之處理處置比例 (掩埋、焚化及再利用)

英國推動廢棄物之管理策略，皆傾向於建立回收家戶及都市垃圾之處理或管理目標。在過去 10 年中，英國在解決環境問題之方法，利用經濟誘因手段，發展許多措施以達到減量目標。以下簡要說明英國在廢棄物管理發展之重要政策及措施。

1. 掩埋稅 (Landfill tax)：英國於 1996 年起依照掩埋之廢棄物不同而徵收不同稅額之掩埋稅，此為減少廢棄物進入掩埋場之關鍵因素；之後，廢棄物之處理政策，則推展至能源及物質回收。徵收掩埋稅之初期，因徵收費用較低，衝擊性較小，但隨著費用定期調漲，其衝擊性逐漸增加。在 1996 年時，垃圾掩埋場標準稅額為 7 英鎊 / 噸及低稅額為 2 英鎊 / 噸，至 2009 年標準稅額調漲至 40 英鎊 / 噸及低稅額為 2.5 英鎊 / 噸，而至 2019 年標準稅額更調漲至 91.35 英鎊 / 噸及低稅額為 2.9 英鎊 / 噸，且逐年持續調漲中，預計 2020 年標準稅額及低稅額調漲至 94.15 英鎊 / 噸與 3 英鎊 / 噸。因有相關掩埋稅之徵收，將可提供英國之地方當局及廢棄物管理機構之財政基礎，並協助執行低風險投資之循環回收、堆肥及焚化處理設備。
2. 廢棄物與排放交易法案 (Waste and Emissions Trading Act)：英國在 2003 年通過廢棄物與排放交易法案，英國各區 (如英格蘭、愛爾蘭、蘇格蘭及威爾斯等區) 依據此法令，分別於 2004 年及 2005 年通過之垃圾掩埋場配額交易法案 (landfill allowance trading schemes, LATs)。此法案主要目的係在於可靈活購買或出售掩埋處置之數量與配額，以達到垃圾進入掩埋場減量之目標。然而在 2010 年時，英國經評估此法案，已不再是垃圾進入掩埋場減量目標之關鍵因子，故於 2013 年後，英格蘭逐步檢討與淘汰執行此法案。
3. 生產者責任法規 (Producer Responsibility Regulations)：英國及北愛爾蘭於 1997 年及 1999 年，分別針對包裝廢棄物回收制定相關法規，主要管制對象為生產、銷售及進口包裝材料之相關業者，必須負擔後續包裝廢棄物之循環回收及再生之責任。
4. 推動再生能源義務證書 (Renewables Obligation Certificates, ROCs)：此為推動都市固體廢棄物之能源再生重要工作，此推動工作係依據 2002 年、2003 年及 2005 年之再生能源義務法令之規範，電力經銷商需逐年增加由再生能源產生之電力比例，並購買再生能源發電機所產生之電力，其中再生能源發電機包括焚化廠及厭氧消化廢棄物之處理設備。

5. 廢棄物及資源回收行動計畫 (Waste & Resources Action Programme, WRAP)：此計畫係在 2001 年建立，為一項重要且非市場導向之措施，對於英國都市垃圾之回收率提昇具有相當之貢獻度。WRAP 是一個有利的組織，其核心業務是建立在產品之生產者、廢棄物回收商及用戶之間的自願合作夥伴關係，在一個有效率方式下，協助三方分別減少廢棄物、發展永續產品及使用再生能源，以形成一個循環經濟。

英國國會環境審查委員會 (Environmental Audit Committee) 2018 年 1 月 5 日提議，應對一次性拋棄式咖啡杯課徵 25 便士的「拿鐵稅」，此政策將可替英國國庫帶來 4.38 億英鎊，大約新台幣 175 億的稅收進帳，有助改善英國的再回收設備以及瓶裝設備。此外，英國卡迪夫大學 (Cardiff University) 學者更指出，每個拋棄式咖啡杯收取 25 便士，每年將可有效減少多達 3 億個杯子之使用量，而環境審查委員會則是預估咖啡杯的數量將會減少 30%。環境審查委員會甚至建議，英國政府應宣示到 2023 年，若所有一次性咖啡杯無法達到 100% 可以回收再利用，政府要禁止一次性咖啡杯之使用。其中，英國星巴克率先響應拿鐵稅政策，從 2018 年 2 月開始，在英國選定幾間星巴克店家，針對使用一次性咖啡杯要多收取 5 便士（大約新台幣 2 元）費用，並將此多收取的費用捐給環境慈善機構「Hubbub」，用來研究如何鼓勵民眾將消費習慣更改成使用可重複使用的杯子 (盛華仁，2018)。

根據文獻資料顯示，未來英國政府對於垃圾減量與處理之目標訂定，主要之內容如後。

1. 在不影響經濟成長條件，減少廢棄物產生量之增加，並且強調垃圾之預防 (prevention) 及重覆使用 (reuse)。
2. 對於都市垃圾中可分解物質之回收，於 2010 年、2013 年及 2020 年，需符合且超過既定掩埋場指導方針所設定之轉化目標。
3. 增加非都市垃圾掩埋處置數量之轉化比例，需低於 10% (2035 年)，安全且最佳化整合都市及非都市垃圾的處理，其回收率須達到 65% (2035 年)。
4. 安全保障都市垃圾掩埋數量之減少，及有害廢棄物管理系統之公共建設投資。
5. 藉由資源及能源回收技術之投資，獲得更佳之環境效益。
6. 預定家庭垃圾 (不包括重複使用、回收及堆肥) 於 2010 年之減量需達 29% (以 2000 年

為基準年)，2020 年期望達到減量率 45%。

7. 家庭垃圾回收及堆肥比例，須達到：40% (2010 年)、45% (2015 年) 及 50% (2020 年)。

8. 都市垃圾回收率，須達到 50% (2020 年)。

9. 包裝回收率，須達到 75% (2030 年)。

10. 塑膠產物 100% 可重複使用，可將其回收或堆肥使用，且 70% 被有效回收。所有塑膠包裝的平均回收量為 30% 以上，並採取措施淘汰有疑慮或不必要的一次性塑膠包裝物品 (2025 年)。

4.2 法國

法國於 2001 年廢棄物量約為 32,198 千公噸，相較於 2017 年時之 35,272 千公噸，其廢棄物量約增加 10%，而每人每年垃圾量於 2003 年為 506 公斤，2007 年則為 543 公斤，然而，於 2017 年每人每年廢棄物產生量，約下降為 526 公斤。整體而言，每人每年垃圾產生量，近 10 年約下降 3%(如圖 16)。法國於 1992 年 7 月 13 日制定廢棄物管理 (waste management landscape) 相關法律，主要目標在於廢棄物產生量之減少、使廢棄物轉運距離最小化，以及促進物質或能源再生，並禁止無法處理以及未經處理之廢棄物進入掩埋處置系統，以期避免其掩埋量之性質變異及增加。

法國之廢棄物管制策略指出，2001 年至 2014 年都市垃圾之回收率，由 26% 增加至 39%，其物質之再生利用率則由 14% 增加至 22%，而焚化處理比例，變化較小，幾乎保持穩定，然執行成效最大，在於掩埋量由原本之 41% 降低為 26%。圖 17 為各物質之回收率變化趨勢，由圖中可知，2001 至 2014 年之變化趨勢，在都市垃圾之總回收百分比，呈現明顯增加，約增加 13%，其中物質回收及有機物回收百分比 (堆肥和其他生物處理)，於此 10 年之間，亦呈現成長之趨勢，其增加幅度約 5% (European Environment Agency, 2021)。

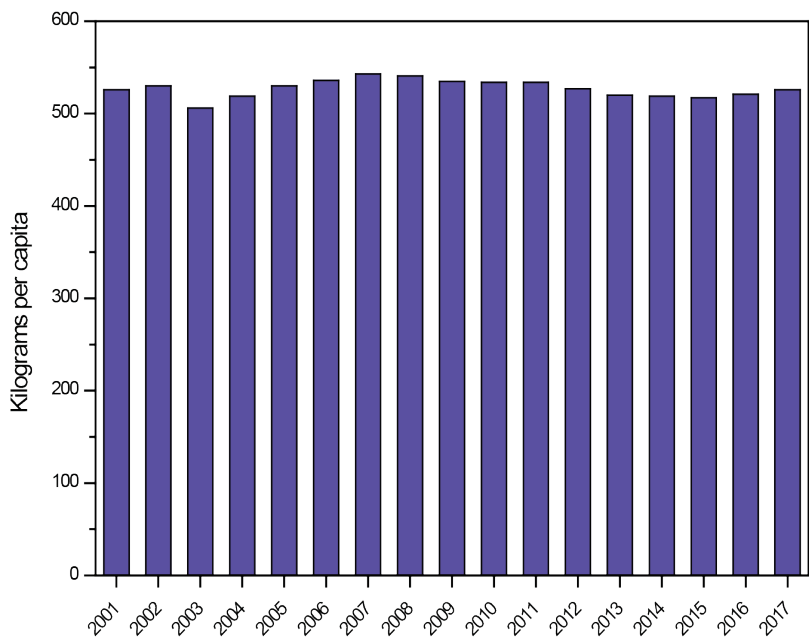
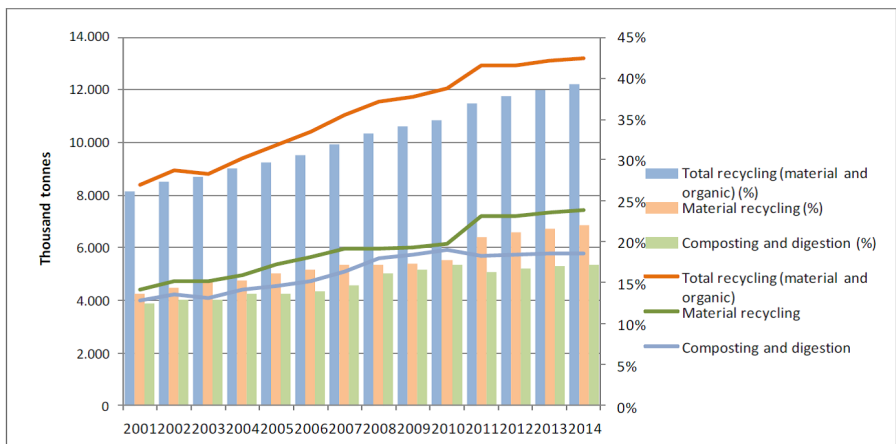


圖 16 法國都市固體廢棄物產生量之變化趨勢 (公斤 / 人 / 年)



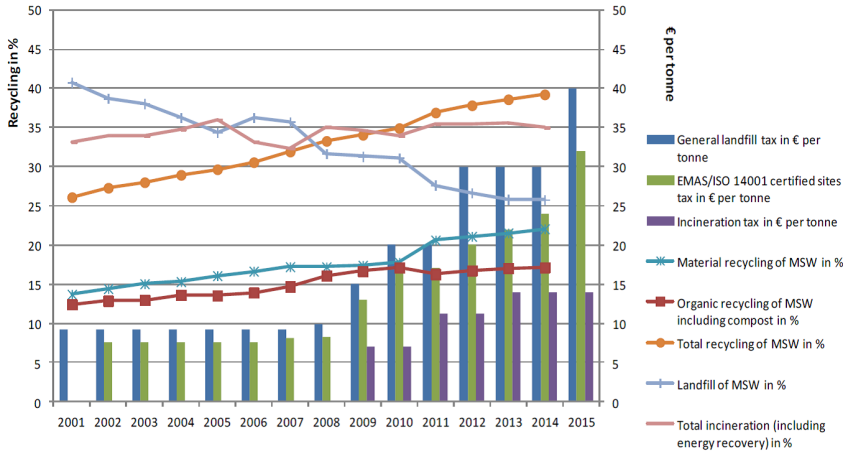
Source: Eurostat, 2016

圖 17 法國都市廢棄物之回收變化

歐盟指令中掩埋之數量規範，依其各年階段目標，分別為 1995~2006 年 75%、2009 年為 50% 及 2016 年 35%，以法國為例，在推動掩埋稅徵收制度後，使其都市廢棄物之掩埋量大幅下降，而焚化處理量，則因較無經濟因素之影響，故無明顯之變化。圖 18 為回收量與徵稅制度執行之變化趨勢，由圖中顯示，當推動徵收掩埋稅及焚化稅後，垃圾回收率有呈現增加之現象。法國亦針對溫室氣體排放量進行相關推估，結果顯示法國於 1996 年後，溫室氣體排放量有逐年降低之趨勢，透過良好垃圾管理制度之推動，將可降低垃圾排放對溫室氣體排放之影響。法國近年對於都市垃圾管理之重要目標與措施如下：

- (1) 2009 至 2014 年，家庭垃圾與性質相似之廢棄物，每人每年減量達到 7%。
- (2) 2009 至 2012 年，焚化及掩埋之廢棄物量減少 15%。
- (3) 2009 至 2014 年，經濟策略之執行變化 (改變為以丟棄量計價之收費方式) 。
- (4) 至 2012 年，回收率目標訂定為 35%。
- (5) 至 2012 年，家用包裝回收率目標訂定為 75%。
- (6) 至 2015 年，回收率目標訂定為 45%。
- (7) 至 2025 年，廚餘量減少 50%。
- (8) 與 2010 年相比，家庭產出之廢棄物量需減少 10%，並回收 70% 的建築廢料 (2020 年)。
- (9) 與 2010 年相比，廢棄物掩埋量需減少 50%，而整體廢棄物之回收量達 65%(2025 年)。
- (10) 針對生物性廢棄物進行分類 / 歸類 (2025 年)。

此外，改變民眾收費制度 (pay as you throw) 及提高掩埋稅 (landfill tax) 與焚化處理稅 (incineration tax) 之徵收費用，亦為降低廢棄物進入掩埋處置及焚化處理數量之方法之一，期能提高垃圾之回收及再利用效率。生產者延伸責任制 (EPR) 之財務機制發展，使廢棄物回收有高循環性能之調控機制，增加徵收生態稅，使廢棄物之總量，得以因經濟誘因之考量，而有逐年降低之可能。



Source: Eurostat, 2016; ETC/SCP, 2012

圖 18 法國垃圾回收率與稅收之關係比較

4.3 荷蘭

荷蘭政府因應資源消耗及環境惡化等因素，必須提早縮減掩埋處理量。其廢棄物管理之基本原則，即是儘可能地減少浪費及對環境友善（在源頭將有價廢棄物回收、焚化廢棄物產生之能源回收等），剩餘廢棄物方進入掩埋處置。荷蘭制定之國家廢棄物管理計畫，總目標如下所示（2009 年至 2023 年）。

1. 限制廢棄物產量之成長（與經濟成長脫鉤），亦即於 2023 年廢棄物產量不得超過 61 百萬噸，於 2029 年不得超出 63 百萬噸。
2. 減少廢棄物對環境之衝擊（加強推動回收及再利用）。
3. 大幅縮限產品鏈對環境之衝擊（原料萃取、生產、使用及廢棄物管理，包含再利用部份）。
4. 降低都市廢棄物產生量，於 2020 年降至 100 公斤 / 人均。

荷蘭政府為提高物質及有機物質回收狀況，施行掩埋稅 (landfill tax)、焚化稅 (incineration tax)、生產者責任制及家戶垃圾按量收費 (Pay-as-you-throw-scheme) 等方法。而各市政府需將有機家戶垃圾單獨收集，地方當局規章則需包含家戶垃圾處置

規則 (源頭分類及清運頻率等)。

圖 19 荷蘭都市廢棄物產生量 (2001 年至 2017 年) 之變化趨勢，顯示至 2009 年之廢棄物人均年度產量皆相當穩定，而在 2007 年時產量達到約 606 公斤 / 人均，為最高之年度，但此後則逐年降低，在 2017 年時人均產量大幅降低至 513 公斤 / 人均。在政府大力推動回收政策下，已將過半之 2017 年廢棄物產量，轉移進入物質及有機物回收系統。2017 年產生 8.8 百萬公噸之廢棄物，其中有 4.9 百萬公噸被回收，3.8 百萬公噸被焚化，僅 0.1 百萬公噸是進入掩埋處置，剩餘之廢棄物則無明確之處置資訊。圖 20 為荷蘭都市垃圾回收之變化，顯示總回收率自 2001 年之 44%，逐年穩定成長至 2014 年之 51%，而在 2013 年回收率就已超過 2020 年都市垃圾回收率 50% 之目標。主要是由物質成長回收率所貢獻，於 2001~2008 年間穩定的增長，此後或多或少地停滯了。直到 2011 年，有機回收率一直維持在 24% 左右，隨後在 2012~2014 年略有增加。整體而言，2001~2014 年期間，荷蘭的都市廢棄物回收積極發展，使得荷蘭廢棄物管理成為成功實施回收實踐的典範 (European Environment Agency, 2021)。

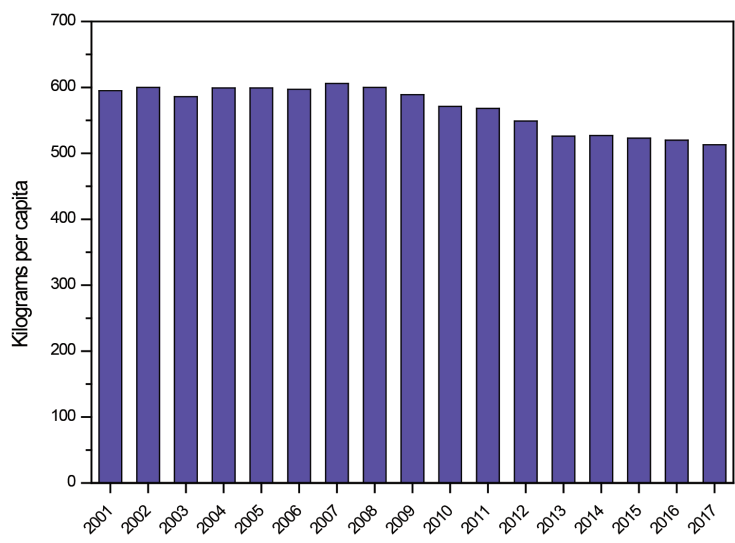
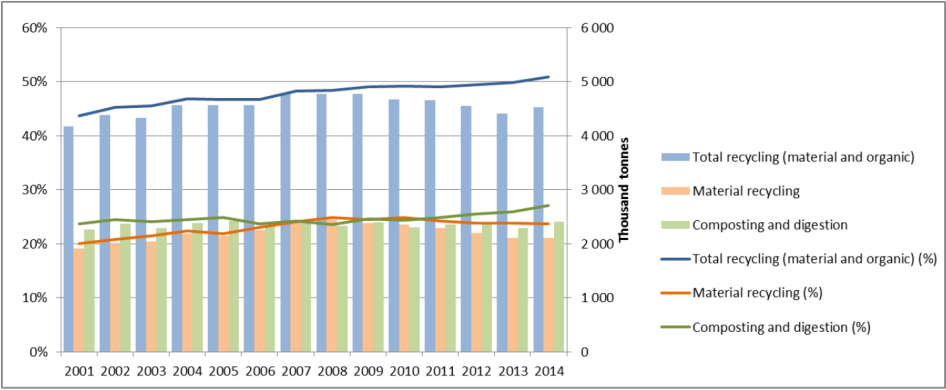


圖 19 荷蘭都市廢棄物產生量之變化趨勢 (公斤 / 人 / 年)



Source: Eurostat, 2016

圖 20 荷蘭都市垃圾之回收變化

荷蘭在 1995 年起徵收掩埋稅，收費為每公噸約 13~16 歐元，同時推行物質回收及垃圾焚化之處理方式。至 2001 年有 8% 都市垃圾仍以掩埋作為最終處置方式，故提升掩埋稅達每公噸 79 歐元，其後進入掩埋處置之年處理量，大幅降低為 2.7%，在 2004 年至 2007 年間，掩埋稅仍有微幅增加，使掩埋量穩定維持低於都市垃圾產量之 2%，當 2010 年掩埋稅增加至最高之 107 歐元 / 公噸時，掩埋量達到僅 0.3% 之都市垃圾量。同時由圖 21 可得知，隨著掩埋稅增加，其各項回收率係有微幅提升。上述提高掩埋稅方式，已成功轉移都市垃圾掩埋比例，故至 2012 年荷蘭取消徵收掩埋稅，但至 2014 年重新徵收掩埋稅為 17 歐元 / 公噸，且逐年提高掩埋稅率，預計於 2020 年增加至 32.63 歐元 / 公噸 (COCOON Interreg Europe, 2019)。



圖 21 荷蘭都市垃圾掩埋稅以及掩埋量之變化

在 1960 及 1970 年代，廢棄物產量及掩埋量之增加量，迫使荷蘭政府推行以漸少廢棄物量為目標之新政策。1994 年政府提出針對 35 種不同廢棄物類別之掩埋禁令及法令，1995 年起徵收掩埋稅，直至 1996 年完全執行後，對於減少掩埋量具相當大之貢獻。荷蘭環保部於 2002 年公布了「國家廢棄物管理計畫 2002-2012」，其中又對於廢棄物掩埋有相當嚴謹之規定，內容涵蓋有害及無害之廢棄物，並應用於整個廢棄物管理鏈。計畫相關法令簡述如下。

1. 提高掩埋稅：掩埋稅由每公噸 11 歐元，大幅增加至 107 歐元 / 公噸 (2010 年)，目的在於使掩埋處理費用遠高於回收及焚化等其他替代方法之處理費，杜絕可燃性廢棄物進入掩埋場處置。
2. 生產者責任制：此法令生效於 2005 年，進一步要求生產者須負起包裝材料及紙類 / 紙板回收率提升之責任。

而 2009 年推行之「國家廢棄物管理計畫 2009-2015」，具體設定至 2015 年，家戶垃圾之回收率須達到 60% 之目標。在 2014 年推行之「國家廢棄物管理計畫 2017-2029」，其相關重要內容如下。

1. 具體設定 2020 年家戶垃圾之回收率須達到 75% 之目標。
2. 與 2012 年相比，於 2022 年需減少 50% 之事業及都市廢棄物，並促進資源回收量。

4.4 德國

德國擁有 16 個聯邦州，各州依據其區域特性訂定適合之廢棄物管理計畫。德國是歐洲第一個推動包裝材料廢棄物之生產者責任制條例的國家 (1991 年)，此法規之核心原則為生產者需負起產品廢棄後之處理責任；然而，僅針對部分產品類別，如包裝材料、廢棄電氣和電子設備、車輛、溶劑、廢棄油品及電池等。而在家戶垃圾方面，則是由地方公共廢棄物處置機關 (即指縣鎮單位) 負責，責任範疇涵蓋廢棄物清運、減量及回收、廢棄物處置設備之規劃、建構及運轉，直轄市政府則提供廢棄物收集場地。

圖 22 顯示德國人均廢棄物產量由 2001 年之 632 公斤降低至 2006 年之 564 公斤，而 2007 年至 2017 年則有微幅增加之趨勢；整體而言，2003~2009 年間，其人均廢棄物產量皆低於 600 公斤，2017 年人均廢棄物產量為 627 公斤。1990 年代，德國為推動限制掩埋處置之歐洲先驅國家之一，所採用之方法係將廢棄包裝材料、生質廢棄物及廢棄紙類分類收集，此舉使德國在 2001 年即達成 48% 之都市垃圾回收率，約有 22% 為焚化處置，25% 由掩埋處置。在 2017 年，其回收率已增加至 68%，掩埋比例幾乎為 0%，而焚化比例亦提升至 31%。圖 23 為德國都市廢棄物掩埋、焚化及回收率間的變化趨勢，根據圖中變化趨勢可知，德國都市垃圾總回收率由 2001 年之 52%，逐年穩定增加至 2014 年之 64%，上述回收率已達成歐盟設定之 50%(2020 年) 之目標。都市垃圾物質回收率由 2001 年之 38% 增加至 2014 年之 47%，而堆肥及消化率則是在 2001~2014 年間，由 15% 小幅增加至 17%。若持續穩定成長，至 2020 年可預期其都市垃圾回收率將達到 60%~85% (European Environment Agency, 2021)。

德國未採用徵收掩埋稅方式，即達成都市垃圾之高回收率，係因推動其他管理方案 (如生產者責任制等)，足以轉移掩埋比例，提升回收率。在 2005 年針對未經前處理都市垃圾之禁令，使掩埋量大幅降低，而同年都市垃圾焚化量由 13.2 百萬公噸增加至 2010 年之 18.0 百萬公噸。近 20 年來，德國為轉移掩埋比例至其他處理方式，提升回收比例，制定且推動許多相關政策，簡述如下。

1. 多年來持續制定國家層級之廢棄物政策，及在聯邦州及直轄市層級發展廢棄物管理計

畫，如廢棄物分別收集，並依照不同的廢物收取不同的處理費，其剩餘未分類之垃圾每磅收取費用較其他可再利用資源高。

- 2. 於 1990 年推動廢棄包裝材料之生產者責任制。
- 3. 德國政府期許在 2020 年時，能達成 100% 都市垃圾回收率，減少掩埋及二次殘渣等問題。此宏觀目標，包含廢棄焚化灰渣之回收，進一步發展其他替代之處理技術（如分類及機械生物處理）。
- 4. 未經前處理之都市垃圾，其有機含量須達 5% 碳含量，而經處理之都市垃圾碳含量須達 18%，方可直接掩埋處理。
- 5. 著眼於單獨收集及二次原料回收（紙類和生質廢棄物），機械生物處理廠之混合家戶垃圾之前處理，及混合家戶垃圾焚化之能源回收。
- 6. 設置回收站，預計每年可回收額外的 7 公斤 / 人均之塑膠類及金屬類之包裝材料。
- 7. 2003 年針對所有可再充填飲料包裝強制性收取 25 歐元押金，讓可再充填飲料包裝對環境的影響隨著可裝瓶次數的增加而降低，促使 98.5% 之可再充填飲料包裝重複回收使用。
- 8. 於 2005 年禁止未經處理的家庭垃圾和工業廢物直接進入垃圾掩埋場，其必須經過前處理，防止任何生物轉化過程發生以減少垃圾掩埋量。

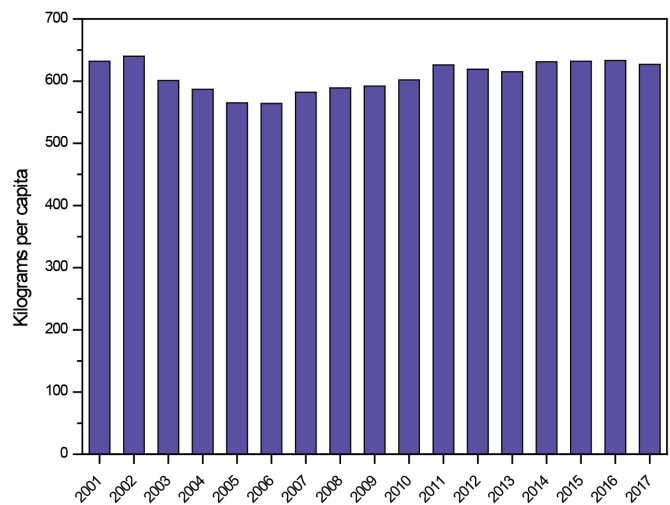
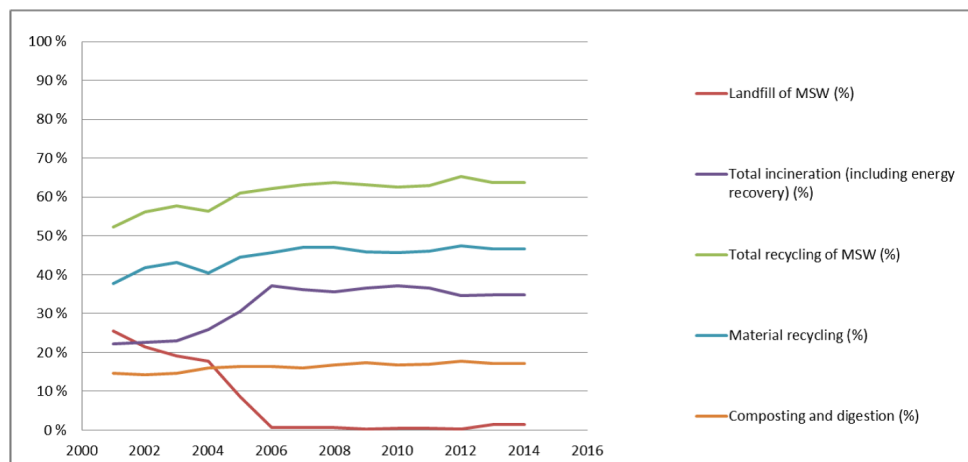


圖 22 德國都市廢棄物產生量之變化趨勢（公斤 / 人 / 年）



Source: Eurostat, 2016

圖 23 德國都市垃圾掩埋、焚化及回收率之變化趨勢

五、結論與建議

近年來由於新式產品技術之改良、多種新穎複合材料之開發，以及民眾消費行為之改變，不僅使垃圾中物理組成之種類日趨複雜，同時垃圾性質亦明顯有所變化。為積極推動資源永續利用與符合國際潮流趨勢之發展，政府近年來推動源頭減量與垃圾資源回收再利用等之零廢棄政策，期根本從來源減量、重複使用、循環再利用與綠色消費等方式，有效減少垃圾之產生。研發新穎、安全且可行之處理處置與資源再利用技術，亦是目前建構資源循環型社會之重要環境課題。

綜合前述各國精進垃圾減量、資源回收與再生利用等策略或措施，不論是擴大回收相關電子電器設備、擴大回收種類（如牛奶盒和黃油罐等），及改善學校及市政機關回收方式，或是推動長期可行之回收計畫與措施（如運動鞋之回收計畫及推動減少垃圾郵件等），各國均積極面對與尋求減少廢棄物產生方法，以及增加可行之循環回收成效。此外，歐盟中之國家多以廢棄物計量收費或提高處理費用，如徵收掩埋稅及焚化處理稅、增加生態稅及生產者責任制等廢棄物管理手段，為其推動減量回收之策略或措施。

本文師法各國都市垃圾的減量與資源回收提升作法與策略後，粗淺提出以下想法，供各界先進參考：

強化生產者延伸責任：在推動循環經濟過程中，生產者扮演著非常重要的角色，其中藉由生產者由產品設計與製程改良開始思考，考量評估減少原物料使用量及廢棄物產生量、提升產品製程的良率、增加再生料的使用率，以及增加資源回收再利用比例等積極作為，進而降低生產及污染防治成本，創造最大之經濟與環境利益。此外，建立妥適的法令規章與鼓勵誘因制度，亦將會促使生產者積極推動相關環境保護與資源循環再利用的設計與生產，進而達到廢棄物減量與資源回收與再利用。

研擬以價制量的管制手段：為達到民眾與事業單位積極配合政府政策，從事廢棄物預防與減量的工作，其中利用成本或價格等方式，促使民眾或事業單位警覺，污染者必須付較高且合理的費用時，往往此種被動式的配合或尋求廢棄物減量的方法，亦是一種短期奏效的方法。此外，歐洲國家採用掩埋或焚化稅，以抑制廢棄物的產生量，依其經驗顯示，的確可收廢棄物減量之效，然若無源頭減量的推動，則僅是將廢棄物轉換為其他處理方式而已。因此，如何取得合理反映成本與民眾接受意願的平衡點，將是相關單位研擬此項政策時，需要廣納民意並納入政策制定的參考。

鼓勵資源循環再利用技術研發：提升物質回收比例，將是減少廢棄物處理的重要策略。然而，如何有效提升物質比例，過去的思維，多數從宣導教育方面著手，此雖能達到回收物質的成效，但始終面臨民眾參與意願提升的問題，而致使回收成效面臨瓶頸。因此，資源回收物質比例的提升，實與資源循環再利用技術息息相關，鼓勵資源循環再利用技術的研發，當技術廣度與層次均提升，再配合資源回收市場的建立，以及政府輔以增加公告回收物質的種類，多管齊下，方能使資源回收的成效大幅提升，同時循環型社會的建置，亦將日漸成型。

誌謝

本文承蒙行政院環境保護署環境督察總隊委託研究計畫「一般廢棄物最終處置前組成採樣及分析工作」提供經費補助，特此誌謝。

參考文獻

- 日本環境省 (2020)，環境白書，<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r01/pdf/full.pdf>
- 日本環境省 (2019)，報道発表資料，一般廃棄物の排出及び処理状況等（平成 29 年度）について，<https://www.env.go.jp/press/106564.html>
- 行政院環境保護署 (2021)，統計年報，<https://www.epa.gov.tw/Page/27372777FD92ADDB>。
- 李大玖 (2013)，紐約 2016 年或強制「廚餘回收」，新華網，<https://www.163.com/money/article/951D9LK200254TI5.html>。
- 財團法人環境資源研究發展基金會 (2013)，紐約市展開免費電子廢棄物回收服務，https://www.edf.org.tw/news/news_content.asp?web_news_serial=656。
- 產業永續發展整合資訊網 (2008)，美國紐約市提出電子廢棄物回收法案，<https://proj.ftis.org.tw/isdn2019/News/Detail/72D60E85401E6537?dataIndex=1809>。
- 產業永續發展整合資訊網 (2011)，美國紐約電子業於 2012 年 1 月起必須遵守電子設備回收再利用法 (EERRA)，<https://proj.ftis.org.tw/isdn2019/News/Detail/CF383A365E7CDB47?dataIndex=1127>。
- 盛華仁 (2018)，英國將課拿鐵稅，盛華仁財經週報。
- 楊瑞雪 (2013)，紐約推廣廚餘堆肥年利用 10 萬噸垃圾，大公報，<https://www.solidwaste.com.cn/news/198518.html>。
- 劉莉 (2013)，紐約加大食品垃圾分類回收努力，新華網，<https://www.solidwaste.com>。

cn/news/197932.html。

顏嘉南 (2018)，麥當勞承諾擴大回收產品包裝，工商時報，<https://readers.ctee.com.tw/cm/20180117/a09aa9/867645/share>

COCOON Interreg Europe (2019), Landfill tax in the Netherlands, https://www.interregeurope.eu/fileadmin/user_upload/tx_tevprojects/library/file_1539265806.pdf

Ecologic Institute (2017), <http://www.ecologic.eu/>

European Environment Agency (2019), <https://www.eea.europa.eu/>

European Environment Agency (2021), Country profiles on resource efficiency and waste, Municipal waste management-France, https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/other-products/docs/france_msw_2016.pdf

European Environment Agency (2021), Country profiles on resource efficiency and waste, Municipal waste management-The Netherlands, https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/other-products/docs/netherlands_msw_2016.pdf

European Environment Agency (2021), Country profiles on resource efficiency and waste, Municipal waste management- Germany, https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/other-products/docs/germany_msw_2016.pdf

Methods for Municipal Solid Waste Diversion: Options for Local Governments (2009), The Portal to Texas History, <https://texashistory.unt.edu/ark:/67531/metaph624544/>

Ministry of Environment Republic of Korea (2019), <http://eng.me.go.kr/>

NEW YORK CITY DEPARTMENT OF SANITATION (2021), 2017 NYC Residential, School, and NYCHA Waste Characterization study, <https://dsny.cityofnewyork.us/wp-content/uploads/2018/04/2017-Waste-Characterization-Study.pdf>

PlaNYC 2011 solid waste, <http://www.nyc.gov/>, 2012.

PlaNYC Progress Report (2013), <http://www.nyc.gov/>, 2013.

TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY (2019), Municipal Solid Waste in Texas: A Year in Review, https://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm_exec/pubs/as/187-19.pdf

U.S. Environmental Protection Agency (2021), National Overview: Facts and Figures on Materials, Wastes and Recycling, <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/national-overview-facts-and-figures-materials>

廢棄物類

煉鋁產業二次物料提取 永續氫氧化鋁之研究

陳俊良*、王多美**、簡光勵**、楊昇府***

摘 要

鋁合金用途廣泛，是現代工業中相當重要的材料，其使用、廢棄、回收與再生亦是相當重要的議題。本研究以煉鋁產業生產過程的鋁集塵灰作為原料，以鹼溶液純化提取鋁集塵灰中的鋁元素，再藉由滴定程序調整溶出液酸鹼值的方式產出氫氧化鋁沉澱物，達到自煉鋁業廢棄物中提取高純度氫氧化鋁，增加資源生命週期與永續循環再生目的。

本研究針對此循環再生的製程參數，包括鋁集塵灰鹼液固液比、氫氧化鈉鹼液濃度、混合反應溫度、反應時間進行調整，確認成品氫氧化鋁粉末狀況。經實驗結果得知，氫氧化鋁膠羽在溶出液 pH 值 12-13 之間析出，經電子掃描式顯微鏡 (SEM) 及 X 光繞射圖譜分析 (XRD) 確認氫氧化鋁粉末晶型為單斜晶和六方晶結構，晶體大小在 0.2-4 μm 之間，鋁離子溶液提取率在 94.5-99.8% 之間。

【關鍵字】煉鋁、鋁集塵灰、循環再生、氫氧化鋁、鹼溶法

* 行政院原子能委員會核能研究所	技術員
** 行政院原子能委員會核能研究所	副工程師
*** 行政院原子能委員會核能研究所	工程師

一、前言

鋁元素是地球上蘊含量最高的金屬元素，在地殼中的含量僅次於氧元素與矽元素，占殼總量的 8.3%。鋁為電與熱的良導體，外觀為白色，質地較軟易加工，鋁材料用途廣，是當今相當重要的工業原料 (Nemerow, 2010)。純鋁塊材的表面容易與氧氣形成氧化鋁，可以形成保護膜，具有抗腐蝕的效果。鋁合金也具有低密度的特性，兼具輕量與強度的性能 (型號 7075 鋁合金比強度約 $200 \text{ kN} \cdot \text{m/kg}$)，廣泛應用在航太、汽車、建築、國防等產業，其合金的用途在工業上佔有非常重要的角色。

台灣每年產出上萬噸廢棄鋁製品，主要的回收應用方式為熔煉成鋁錠。在過去，以再生過程產生的廢棄殘渣多半僅以掩埋方式處理 (林建榮, 2012)，隨著近年環保意識、綠色工業的抬頭，鋁元素循環再生技術逐漸受到重視，煉鋁業廢棄殘渣 (alumina dross) 的再生製程開始成為重要的研究項目 (楊異, 2006)。廢鋁渣經由純化再生製程可獲得多功能性的氫氧化鋁 (丁宏婭, 2006)，氫氧化鋁可應用於生產多種含鋁無機鹽；也可用於製造阻燃劑、油墨等用品 (Horrocks A.R., 2008)；氫氧化鋁本身也可以利用膠體狀態時的吸附特性，能作為顏料的媒染劑；氫氧化鋁膠體也能膠結水中雜質，在淨水過程中擔任初步過濾的功用 (Isupov V.P., 1999)；廢鋁渣經循環再生後也可製作成金屬玻璃 (Shen H., 2021) 和耐火材料 (Ramaswamy P., 2018)。

本研究針對煉鋁業集塵灰循環再生氫氧化鋁進行研究分析，採用溶出法將鋁集塵灰的鋁元素溶解於水溶液中 (How, 2017)，首先比較酸溶法與鹼溶法製程的差異性，確認比較適合氫氧化鋁生產目標的製程機制，再針對該製程進行更進一步的製程參數設定，比較其成品差異，再討論不同製程參數對循環再生氫氧化鋁成品的影響。實驗參數設定包括鋁渣鹼液固液比、氫氧化鈉鹼液濃度、混合反應溫度、及反應時間等。再生成品利用電子掃描式顯微鏡 (Scanning electron microscopy, SEM) 與 X 光繞射光譜分析 (X-ray diffraction diagram, XRD) 進行材料分析，檢測成品粉末微觀樣貌、晶體大小及晶型結構，並比較不同條件下的成品特性以及鋁離子提取率。

二、研究架構與方法

2.1 研究架構

圖 1 為煉鋁業集塵灰循環再生純化提取氫氧化鋁製作流程，運用田口法實驗設計煉鋁業集塵灰循環再生高純度氫氧化鋁的製作程序，定義最佳回收率與分離純化效率的製程參數，加速推動未來循環再生量產系統驗證與產業應用。

煉鋁業集塵灰循環再生純化提取過程須加入鹼性水溶液提取廢鋁渣之中的鋁元素成為鋁酸鈉水溶液，鹼性溶液於純化過程中水量與濃度會耗損，需在過程中補充水分與氫氧化鈉，將溶液調整至適當濃度值。此溶液可以循環使用，減少廢水處理需求與製作成本。

煉鋁業集塵灰經循環再生可適當地有效再利用，經由純化製程產出氫氧化鋁、氧化鋁以及陶瓷等材料，可減少廢鋁渣固體廢棄物掩埋處理費用、掩埋後對環境的不良影響及原物料的開採及製作成本。

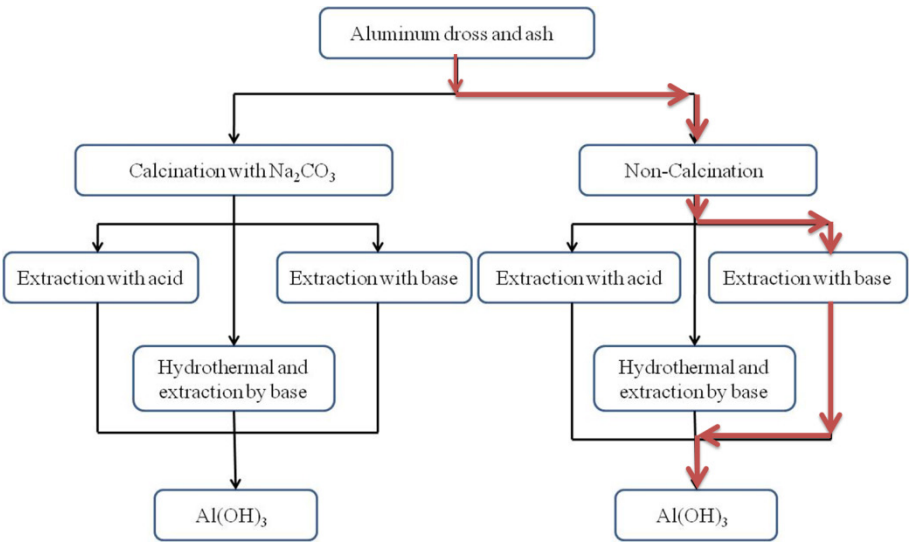


圖 1 廢鋁渣和集塵灰循環再生純化提取氫氧化鋁製作流程圖

2.2 實驗方法

本實驗利用酸 / 鹼液來將煉鋁業集塵灰中的鋁元素溶出，選用體積莫耳濃度 5 M 的硫酸及 5 M 的氫氧化鈉溶液進行，煉鋁業集塵灰由台南某廠商提供，製程參數設定為固液比 1:3、反應溫度 100°C、反應時間 2 小時。反應過程中有沸騰噴濺的現象發生，造成的水份流失，需於反應過程中緩慢進行少量補水，不可快速大量補水容易造成降溫現象使析出過程受影響。反應完成後進行固液分離，固體以水洗淨並烘乾，澄清液體則利用酸鹼滴定法生成氫氧化鋁固體沉澱。

煉鋁業集塵灰經由濃度 5 M 的硫酸滴定純化提取後有類似鹽類晶體產生，外觀如圖 2 所示，經 XRD 檢測確認該鹽類晶體為 $\text{NH}_4\text{Al}(\text{SO}_4)_2(\text{H}_2\text{O})_{12}$ ，檢測結果如圖 3 所示。經由鹼液調整酸鹼值時，於 pH 值 3-4 間會產生白色粉體沉降，SEM 照片如圖 4，經 XRD 檢測確認該物質為非晶體物質如圖 5。於 pH 值 8-10 時也有白色物質沉降，SEM 照片如圖 6，XRD 確認為硫酸鈉如圖 7。

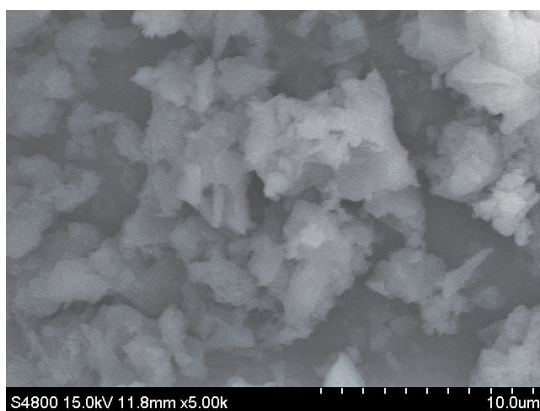


圖 2 煉鋁業集塵灰經硫酸處理反應所生成的鹽類沉降物 SEM 外觀

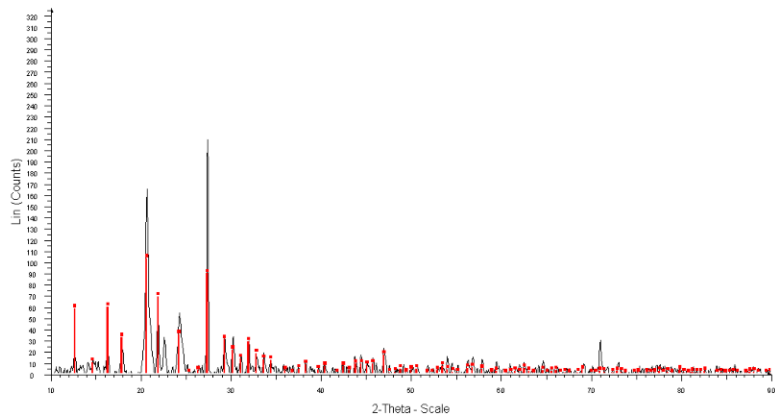


圖 3 煉鋁業集塵灰經硫酸處理反應所生成的鹽類沉降物 XRD 分析圖

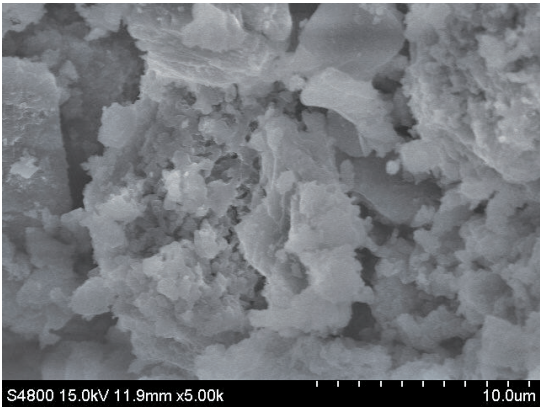


圖 4 煉鋁業集塵灰經硫酸處理於 pH=3-4 間生成的白色粉體 SEM 外觀

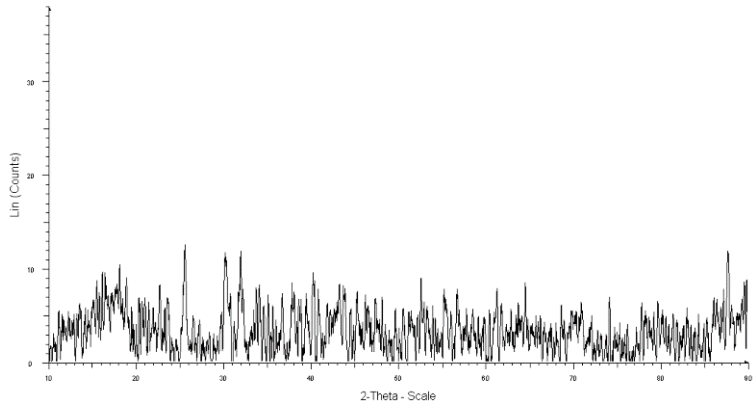


圖 5 煉鋁業集塵灰經硫酸處理於 pH=3-4 間生成的白色粉體 XRD 分析圖

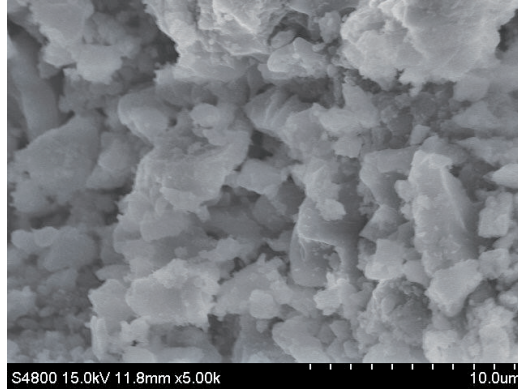


圖 6 煉鋁業集塵灰經硫酸處理後於 pH=8-10 間所生成的硫酸鈉 SEM 外觀

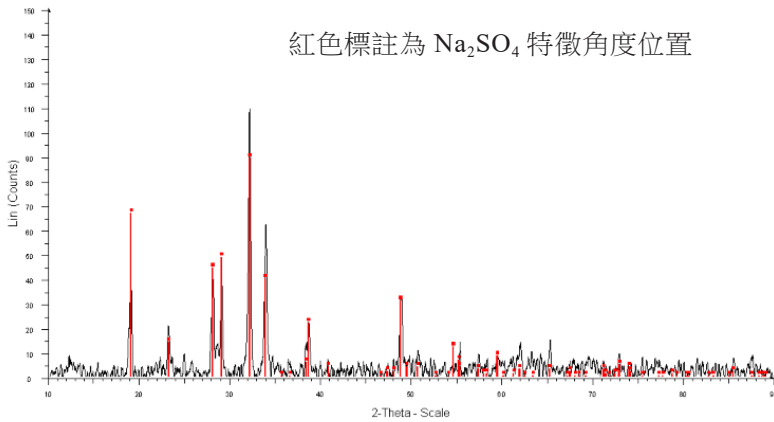


圖 7 煉鋁業集塵灰經硫酸處理後於 pH=8-10 間所生成的硫酸鈉 XRD 分析圖

煉鋁業集塵灰使用濃度 5 M 的氫氧化鈉溶液進行純化萃取，於 pH 值 13 時開始有白色沉降物出現，白色沉降物經 SEM 分析外觀如圖 8 所示，經 XRD 檢測確認為 $\text{Al}(\text{OH})_3$ ，檢測結果如圖 9。經循環再生的純化氫氧化鋁粉末，與商規氫氧化鋁如圖 10 比對，皆為片狀結構，商規氫氧化鋁粒徑範圍約在 3-15 μm ，而本研究所循環再生的氫氧化鋁粒徑範圍約在 1-5 μm ，粒徑分布比一般商規品細小。

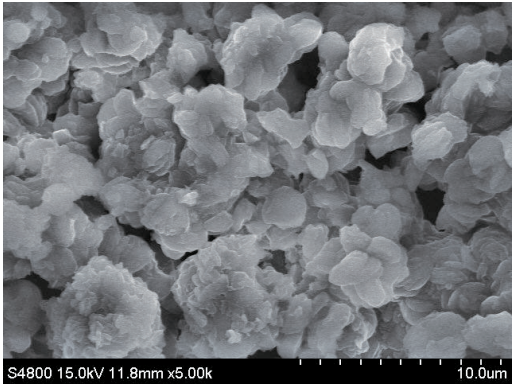


圖 8 煉鋁業集塵灰經 NaOH 溶液處理後於 pH=13 所生成的沉降氫氧化鋁 SEM 外觀圖

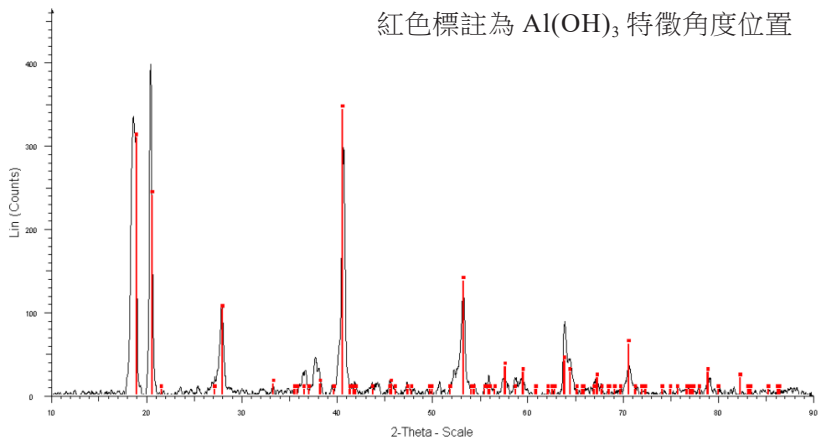


圖 9 煉鋁業集塵灰經 NaOH 溶液處理後於 pH=13 沉降氫氧化鋁 XRD 分析圖

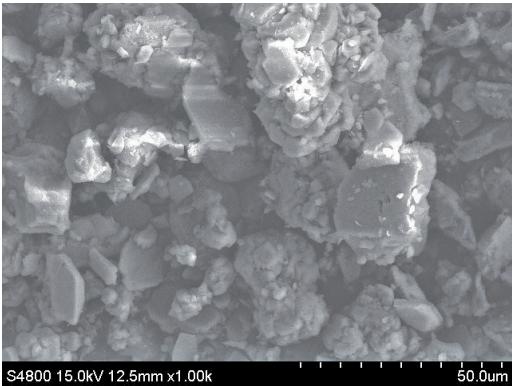


圖 10 商規氫氧化鋁粉末 SEM 外觀

煉鋁業集塵灰 SEM 外觀圖如圖 11 所示，經 5 M 的硫酸及氫氧化鈉溶液循環再生純化氫氧化鋁後，其 SEM 外觀分別如圖 12 及圖 13 所示。經由硫酸溶液處理過的煉鋁業集塵灰，其成品顆粒表面完整，由方型變成較無邊角的球形狀；而經由氫氧化鈉溶液再生的廢鋁渣，成品顆粒表面呈斑駁片狀，較不平整，顆粒外觀也偏球形。

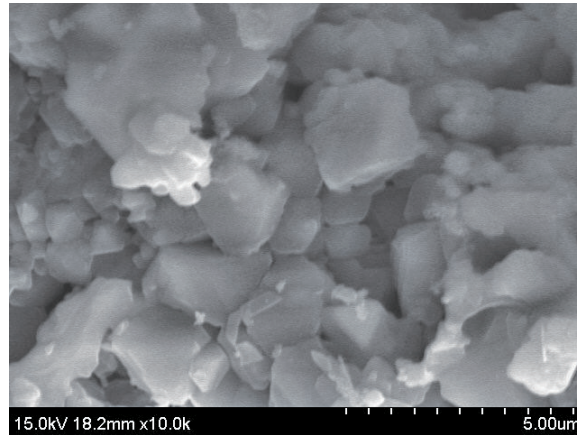


圖 11 煉鋁業集塵灰 SEM 外觀圖

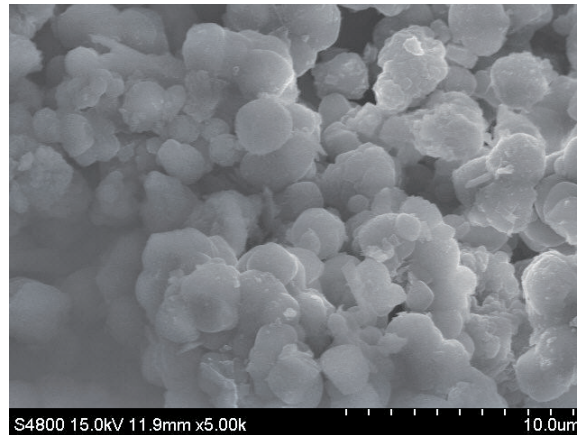


圖 12 煉鋁業集塵灰經 5 M 硫酸溶液循環再生的硫酸鈉粉末 SEM 外觀圖

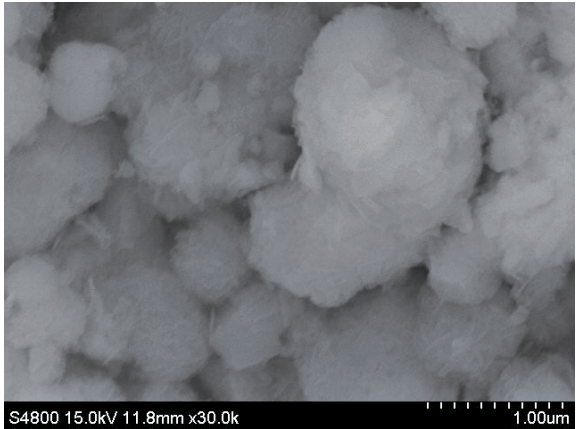


圖 13 煉鋁業集塵灰經 5 M 氫氧化鈉溶液循環再生的氫氧化鋁粉末 SEM 外觀圖

比較使用硫酸及氫氧化鈉循環再生純化提取的兩種方法，由酸溶法所得的溶出液，需在不同酸鹼值時，進行過濾再反覆精確控制酸鹼值，過程較繁複，也無法順利獲得需求的氫氧化鋁粉體。而鹼溶法所得的溶出液，僅需單純控制酸鹼值在 11-13 間，即可獲得氫氧化鋁粉體，處理時間較短也較能獲得所需的產品。因此，本研究後續針對以氫氧化鈉溶液進行煉鋁業集塵灰循環再生製程進行測試分析。

2.3 分析設備

掃描式電子顯微鏡 (Scanning electron microscopy, SEM) 是利用電子束撞擊檢測樣品，蒐集電子束撞擊樣品作用後的背向散射電子訊號，依訊號強弱產生對比差異來顯示圖像。本研究採用 HITACHI S-4800 型號之掃描式電子顯微鏡設備進行氫氧化鋁產品粉末的形貌外觀分析，設備外觀如圖 14(a) 所示。

X 光繞射分析儀 (X-Ray Diffractometer, XRD) 是利用 X 光束射向樣品，X 光束只有在滿足週期性結晶結構的條件下才會產生繞射光束訊號，利用偵測器測量個角度的繞射光束強度，可以此訊號來分析物種成分及其結晶態的分析方法。本研究中採用 Bruker D8 型號之設備進行成果樣品結晶態分析，設備外觀如圖 14(b) 所示。



圖 14 (a) 掃描式電子顯微鏡 HITACHI S-4800。(b)X 光繞射分析儀 Bruker D8。

三、結果與討論

針對使用氫氧化鈉鹼溶法進行煉鋁業集塵灰循環再生實驗參數設定如表 1 所示。

表 1 實驗參數設定表

組別	固液比	氫氧化鈉溶液 (M)	反應溫度 (°C)	反應時間 (hr)
1	1:3	3	25	2
2	1:3	5	100	4
3	1:3	7	110	6
4	1:5	3	100	6
5	1:5	5	110	2
6	1:5	7	25	4
7	1:7	3	110	4
8	1:7	5	25	6
9	1:7	7	100	2

3.1 組別 1 實驗結果

以表 1 組別 1 的設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定於 pH 值降至 11 時，析出反應終止。而在 pH 值 13-11 區間，會有白色沉降物析出。將沉降物水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成分及晶型，如圖 15 所示，其檢測結果確認沉降物為單斜晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁粉，其 SEM 外觀檢測如圖 16(a) 所示，略呈方型狀，粒徑約 1-1.5 μm ，而單斜晶的結構外貌如圖 16(b) 所示。

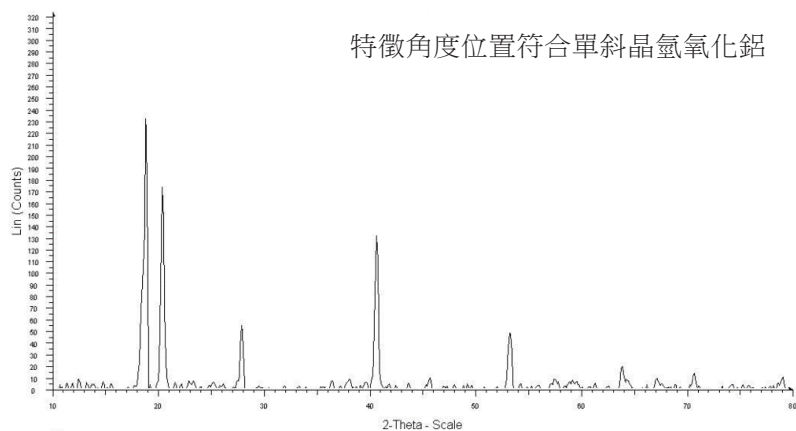


圖 15 組別 1 析出固體 XRD 分析圖譜

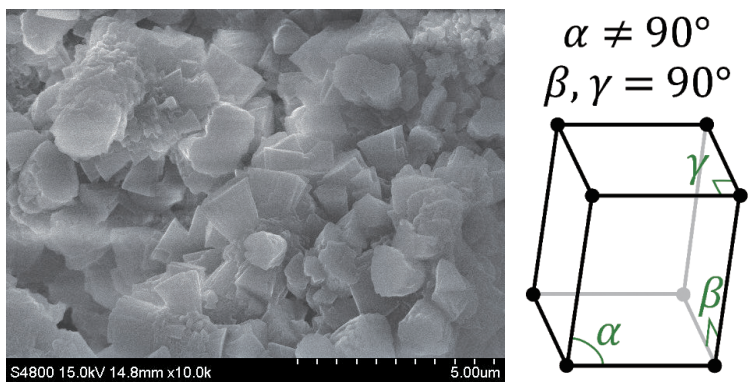


圖 16 (a) 組別 1 析出固體 SEM 外觀。(b) 單斜晶型結構示意圖。

3.2 組別 2 實驗結果

組別 2 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定於 pH 值降至 3 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-3 區間，過程皆有白色沉降物析出。將沉降物水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成分及晶型，如圖 17 所示，其檢測結果確認沉降物為 $\beta\text{-Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 及正交晶型 (Orthorhombic) 的 Na_2SO_4 的白色混合粉末，在滴定初期析出的白色沉降物為 $\beta\text{-Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ，後期析出的白色沉降物為 Na_2SO_4 ，也因此在此滴定過程中沉降物析出的酸鹼區間較大。其外觀檢測如圖 18(a) 所示，呈現不規則的結構，正交晶型結構如圖 18(b)，粒徑約 $0.5\text{-}1\ \mu\text{m}$ 左右。經重複試做此實驗參數，仍無法獲得目標氫氧化鋁粉末。

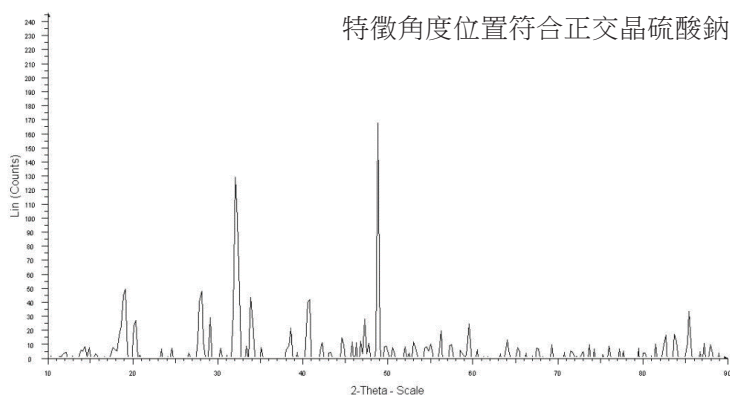


圖 17 組別 2 析出物的 XRD 分析圖譜

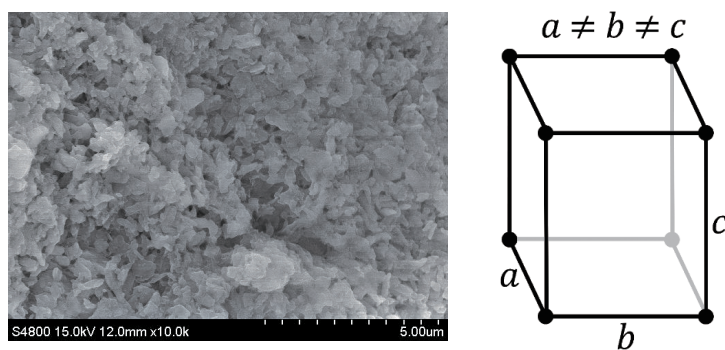


圖 18 (a) 組別 2 析出固體 SEM 外觀。(b) 正交晶型。

3.3 組別 3 實驗結果

組別 3 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定於 pH 值至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。將沉降物水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 19 所示，其檢測結果確認沉降物為單斜 晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁的白色粉末。其外觀檢測如圖 20 所示，約為方型的結構，粒徑約 1-2.5 μm 左右。

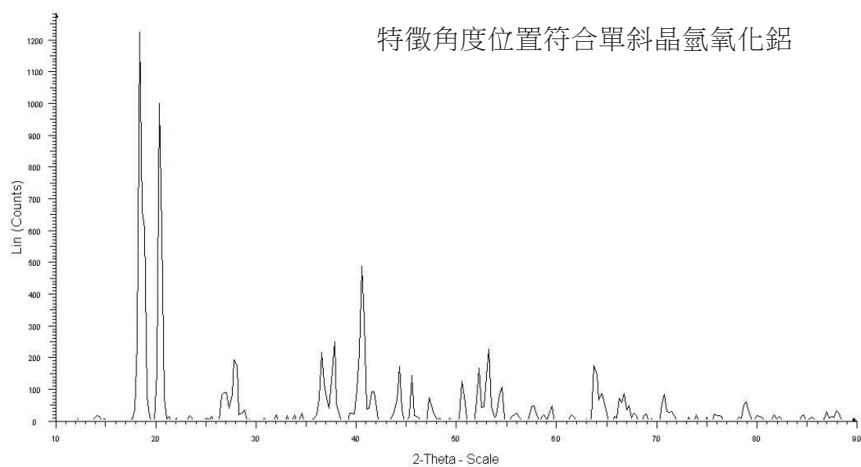


圖 19 組別 3 析出固體 XRD 分析圖譜

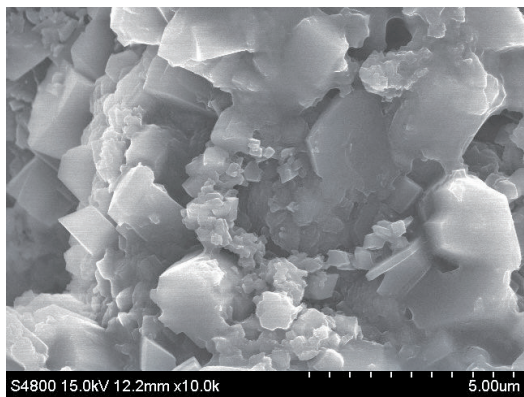


圖 20 組別 3 析出固體 SEM 外觀

3.4 組別 4 實驗結果

組別 4 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定 pH 值降至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。沉降物經水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 21 所示，其檢測結果為單斜晶型 (monoclinic) 的氫氧化鋁及六方晶型 (hexagonal) 的 β -Al(OH)₃ 白色混合粉末。其外觀檢測如圖 22(a) 所示，以方型的結構為主，六角型結構則不易觀察到，粒徑分布約在 0.25-1 μm 左右，而六方晶型的結構，如圖 22(b) 所示。

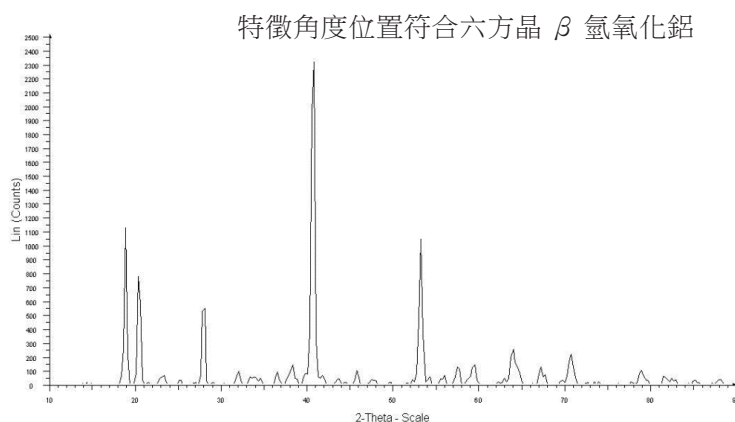


圖 21 組別 4 析出固體 XRD 分析圖譜

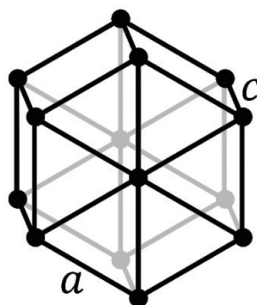
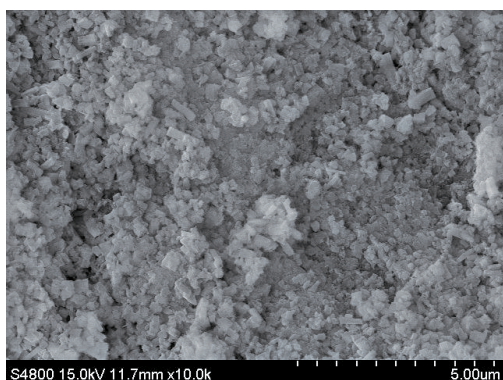


圖 22 (a) 組別 4 析出固體 SEM 外觀。(b) 六方晶型。

3.5 組別 5 實驗結果

組別 5 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液 pH 值由原本的 14 以上經滴定 pH 值降至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。沉降物經水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 23 所示，其檢測結果確認為單斜晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁及六方晶型 (Hexagonal) 的 β -Al(OH)₃ 白色混和粉末。其外觀檢測如圖 24 所示，以方型的結構為主，六角型結構數量較少，成品粒徑分布約在 1-3 μ m 間。

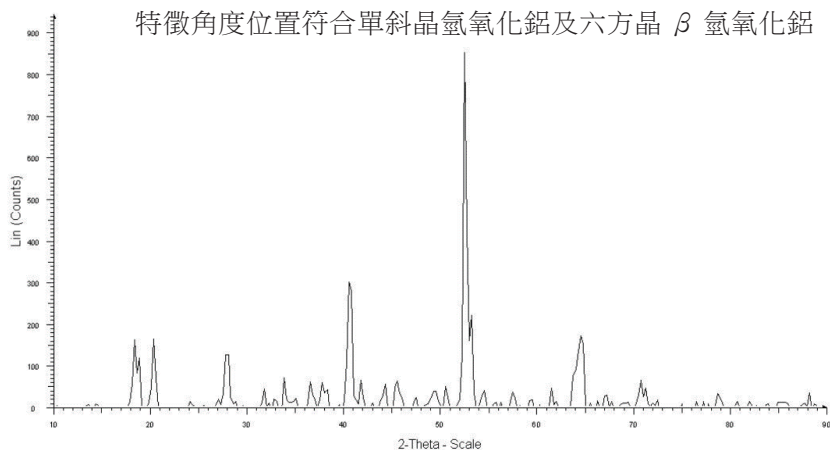


圖 23 組別 5 析出固體 XRD 分析圖譜

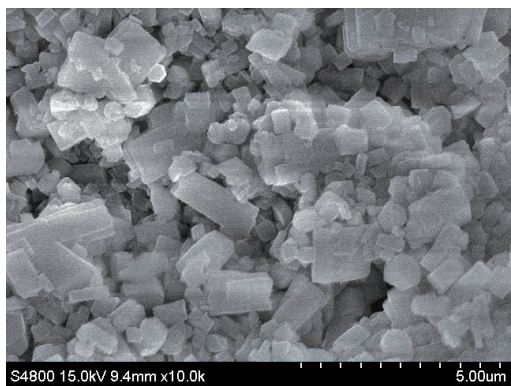


圖 24 組別 5 析出固體 SEM 外觀

3.6 組別 6 實驗結果

組別 6 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定 pH 值降至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。沉降物經水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 25 所示，其檢測結果確認為單斜晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁白色粉末。其外觀檢測如圖 26 所示，以不規則四邊型片狀的結構為主，粒徑約 2-4 μm 。

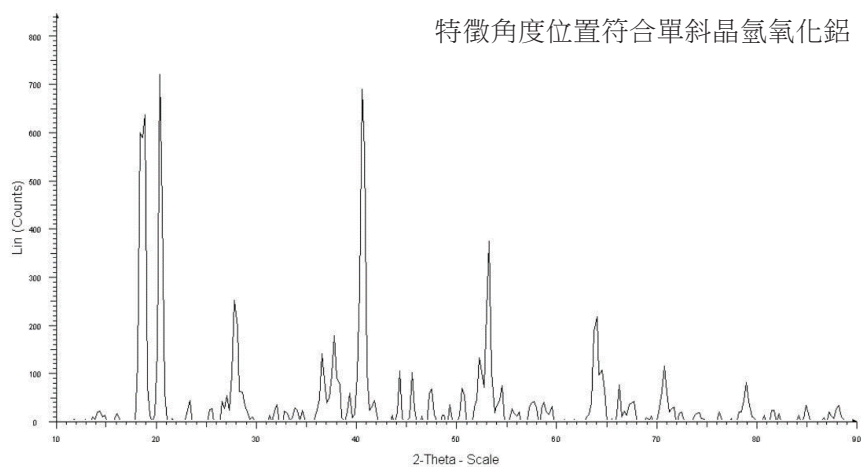


圖 25 組別 6 析出固體 XRD 分析圖譜

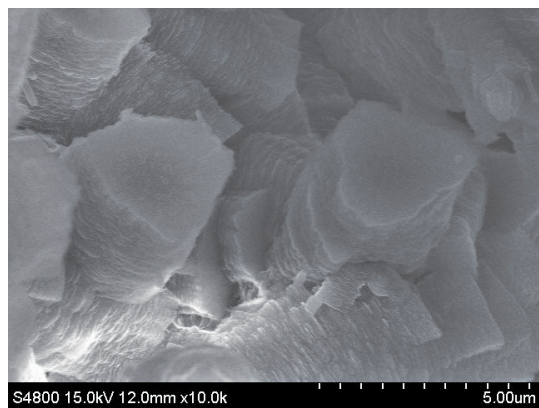


圖 26 組別 6 析出固體 SEM 外觀

3.7 組別 7 實驗結果

組別 7 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液 pH 值由原本的 14 以上經滴定 pH 值降至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。沉降物經水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 27 所示，其檢測結果確認為單斜晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁及六方晶型 (Hexagonal) 的 β -Al(OH)₃ 白色混和粉末。其外觀檢測如圖 28 所示，以方型的結構為主，六角型結構數量較少，粉末粒徑分佈約在 1.5-2.5 μ m 間。

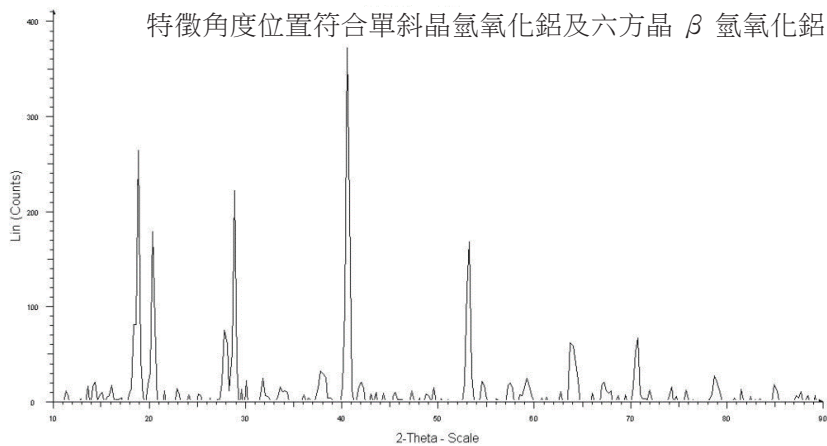


圖 27 組別 7 析出固體 XRD 分析圖譜

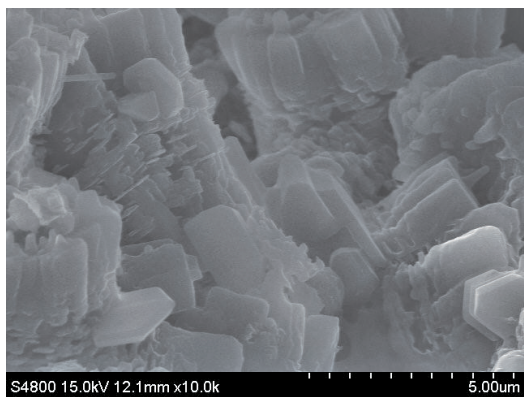


圖 28 組別 7 析出固體 SEM 外觀

3.8 組別 8 實驗結果

組別 8 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液 pH 值由原本的 14 以上經滴定 pH 值降至 10 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-10 間，陸續有白色沉降物析出。沉降物經水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成份及晶型，如圖 29 所示，其檢測結果確認為正交晶型 (Orthorhombic) 的硫酸鈉 (Na_2SO_4) 白色粉末。其外觀檢測如圖 30 所示，以不規則四邊形結構存在，粉末粒徑分布約在 $0.25\text{-}1\ \mu\text{m}$ 間。經多次反覆試驗，此條件所沉降之白色粉末皆為 Na_2SO_4 ，無法獲得目標氫氧化鋁 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 粉末。

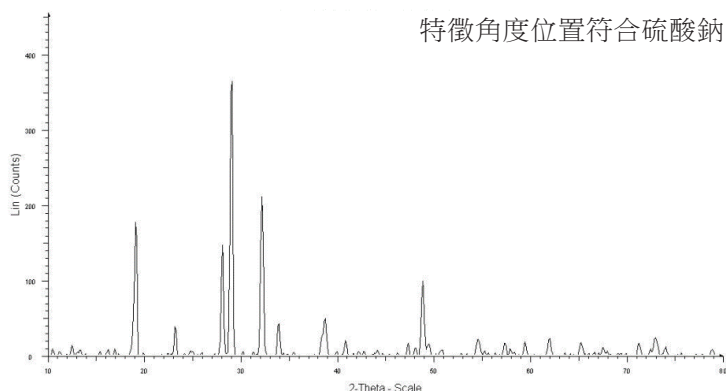


圖 29 組別 8 析出固體 XRD 分析圖譜

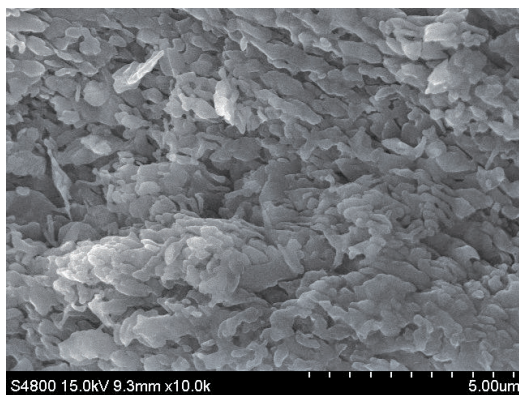


圖 30 組別 8 析出固體 SEM 外觀

3.9 組別 9 實驗結果

組別 9 的實驗設定製備氫氧化鋁，在酸鹼滴定過程中，溶出液的 pH 值由原本的 14 以上經滴定於 pH 值降至 11 時，析出反應終止。而於 pH 值 13-3 區間，陸續有白色沉降物析出。將沉降物水洗烘乾後，透過 XRD 檢測其成分及晶型，如圖 31 所示，其檢測結果確認沉降物為單斜晶型 (Monoclinic) 的氫氧化鋁及正交晶型 (Orthorhombic) 的 Na_2SO_4 的白色混合粉末。其外觀檢測如圖 32 所示，多以不規則四邊型的結構存在，粒徑較小約在 $0.1\text{-}1\ \mu\text{m}$ 左右。經反覆試驗結果，此條件所沉降的白色粉末皆為氫氧化鋁及 Na_2SO_4 的白色混合粉末，無法單純獲得目標氫氧化鋁產物。

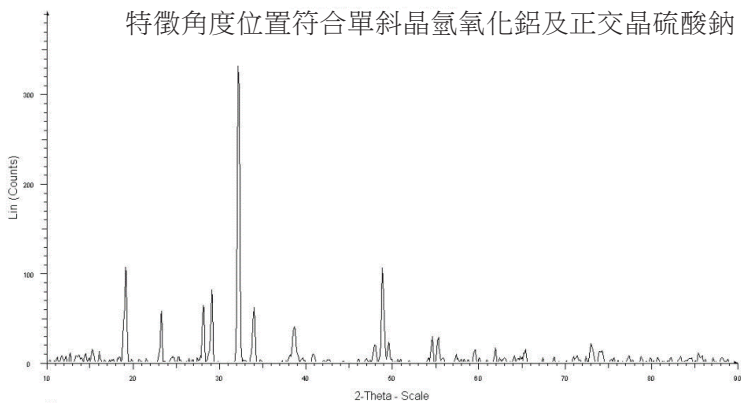


圖 31 組別 9 析出固體 XRD 分析圖譜

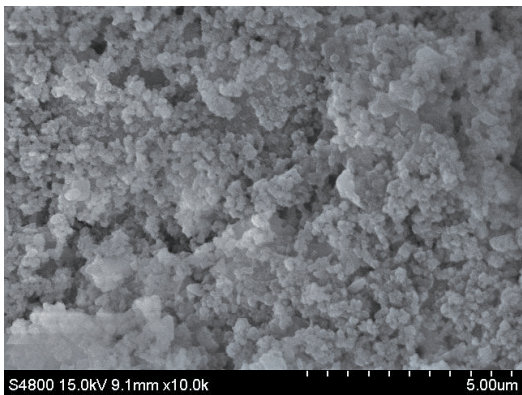


圖 32 組別 9 析出固體 SEM 外觀

3.10 鋁離子提取率

本研究中使用氫氧化鈉水溶液對煉鋁業集塵灰進行鋁離子溶出程序，再利用 H_2SO_4 水溶液進行滴定調整溶出液 pH 值，將溶液中的鋁離子以 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 的成分沉降析出。分析氫氧化鋁析出前後溶出液的鋁離子含量，再經計算可得出各組溶出液於滴定析出過程的鋁離子提取率，其各組的計算分析結果如表 2 所示。其中，以組別 8 的鋁離子提取率最高，可加溶出液中 99.8% 的鋁離子提出，而以組別 4 的鋁離子提取率 98.6% 次之，其餘各組的提取率，均達 94.5% 以上。

表 2 各組溶出液之鋁離子之提取率

組別	析出前溶出液 鋁離子含量 (mg/L)	析出後溶出液 鋁離子含量 (mg/L)	鋁離子提取率 (%)
1	33,000	722	97.8
2	61,200	1, 280	97.9
3	43,800	1, 630	96.3
4	32,400	440	98.6
5	34,400	1, 470	95.7
6	27, 000	1, 030	96.2
7	22, 000	1, 200	94.5
8	25, 600	40	99.8
9	23, 400	502	97.9

3.11 成品粉末鋁含量

本研究運用鹼溶法以氫氧化鈉鹼溶液循環再生煉鋁業集塵灰，純化提取氫氧化鋁，其各組成品粉末鋁元素分析結果如表 3 所示。其中，組別 1、3、4、5、6、7 鋁元素含量大於 99.4%。而組別 2、8、9 則是由於硫酸鈉的存在，成品粉末鋁元素含量小於 90%。

表 3 氫氧化鋁粉末鋁元素含量表

組別 元素	1	2	3	4	5	6	7	8	9
鋁 (%)	99.5	86.2	99.7	99.4	99.5	99.7	99.6	82.9	87.6

四、結論

經本研究比較各組實驗設定參數的成果，使用氫氧化鈉溶液與硫酸溶液進行對煉鋁集塵灰成分中的鋁成分提取，於溶液 pH 值在 10-13 時，獲得析出成品的晶型為單斜晶型和六方晶型，粒徑約在 0.25-4 μm 間。而在鹼溶法研究中進行酸鹼滴定析出反應程序時，pH 值平均在 10-13 時，開始發生沉降物析出，酸鹼度會保持在緩衝區間，在一定範圍內長時間不下降，在此期間溶液變得混濁，此現象為氫氧化鋁晶核生成及晶粒成長。當沉降物經固液分離取出後，pH 值會回升到比產生沉降物時高，重複滴定析出、固液分離的過程，直至再無沉降物析出時，溶液中再無可析出的鋁成分，酸鹼度才會開始下降。

鹼溶法製程各組經由鹼法先溶出煉鋁集塵灰的鋁元素成分，再使用酸滴定調整溶液 pH 值的方式進行溶液中鋁離子沉澱析出，提取率均在 94.5%-99.8% 之間，其中以組別 8 的循環再生製程條件，可使鋁離子提取率達 99.8% 為最佳。

參考文獻

- 丁宏婭、馬鴻文、王蕾、李賀香 (2006)，「利用高鋁粉煤灰製備氫氧化鋁的實驗」，現代地質，第 20 卷，第 3 期，第 405-408 頁。
- 方容利、王琳 (2005)，「生態化利用粉煤灰製備高純超細氫氧化鋁」，化學工程，第 33 卷，第 3 期，第 29-32 頁。
- 王多美、楊昇府、陳慶庭、李文成、孫金星 (2012)，「應用田口實驗計畫法於煉鋁集塵灰製備氫氧化鋁之參數最佳化」氧化鋁之參數最佳化」，技術報告，編號 INER-9311，核能研究所。
- 王多美、楊昇府、陳慶庭、李文成、孫金星、曾錦清 (2012)，「煉鋁集塵灰使用鹼法製備氫氧化鋁」，技術報告，編號 INER-9842，核能研究所。
- 王紅偉、馬科友、秦鳳婷、杜新玲、郭江、張學英 (2011)，「拜耳法碳分製備粗粒氫氧化鋁工藝研究」，有色金屬，第 19-22 頁。
- 吳佳正、陳偉聖、蕭庭哲、周瑋珊、劉雅菁、蔡敏行 (2010)，「二次溶鋁廢渣資源化處理法」，中華民國專利證號 I319015。
- 季惠明、吳萍、張周、徐明霞 (2005)，「利用粉煤灰製備高純氧化鋁奈米粉體的研究」，地學前緣，第 12 卷，第 1 期，第 220-224 頁。
- 林建榮、盧幸成、葉俊廷、蔡志威、戴年禧 (2012)，「鋁渣處置與管理現況探討」，中華民國環境工程會刊，第 23 卷，第 2 期，第 4 篇。
- 洪景茂、賴惠卿、陳文典、劉文智、吳振芳 (2007)，「氫氧化鋁微粉粒體之製造方法」，中華民國專利證號 I270531。
- 張晶、李風亭、張冰如 (2007)，「用鋁灰製備氫氧化鋁的試驗研究」，濕法冶金，第 26 卷，第 4 期，第 206-208 頁。
- 張曉雲、馬鴻文、王軍玲 (2005)，「利用高鋁粉煤灰製備氧化鋁的實驗研究」，國非金屬礦工導刊，第 48 期，第 27-30 頁。

楊異、吳竹成、楊冠群 (2006), 「鋁廢渣廢灰的治理」, *Non-Ferrous Metals Recycling and Utilization*, 第 22-24 頁。

Horrocks A.R. (2008), "Flame retardant/resistant textile coatings and laminates," *Advances in Fire Retardant Materials*, Woodhead Publishing Series in Textiles, p.159-187.

How L.F., Islam A., Jaafar M.S., Taufiq-Yap T.H. (2017), "Extraction and Characterization of γ -Alumina from Waste Aluminum Dross," *Waste Biomass Valor*, Vol. 8, p.321-327.

Isupov V.P., Menzeres L.T. (1999)," Aluminium hydroxide as selective sorbent of lithium salts from brines and technical solutions," *Studies in Surface Science and Catalysis*, Vol. 120, Part. A, p.621-652.

Li J.P., Gan J.H., Li X.W. (2009), "Leaching of Aluminum and Iron from Boile Slag Generated from a Typical Chinese Steel Plant," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 166, p.1096-1101.

Liang C. J., Wang J., Li X. M., Lu F. L., Zhang Y., Chen J. (2007), "The Comparative Study of the Physical and Chemical Attributes of Nanoparticulated Aluminum Hydroxide Adjuvant Before and After Autoclaving," *China Biotechnology*, Vol.27-5, p.81-84.

Mahinroosta M., Allahverdi A. (2018), "A Promising Green Process for Synthesis of High Purity Activated-alumina Nanopowder from Secondary Aluminum Dross," *Journal of Cleaner Production*, Vol. 179, p.93-102.

Mostafa M., Ali A. (2018), "Enhanced Alumina Recovery from Secondary Aluminum Dross for High Purity Nanostructured γ -Alumina Powder Production: Kinetic Study," *Journal of Environment Management*, Vol. 212, p.278-291.

[20] Müller U., Rüubner K. (2006), "The Microstructure of Concrete Made with

- Municipal Waste Incinerator Bottom Ash as an Aggregate Component,”
Cement and Concrete Research, Vol.36, p.1434-1443.
- Nemerow, N.L. (2010), “Contemporary Practice and Vision for the Future,” Industrial
Waste Treatment, Butterworth, Heinemann Press, p.13-24.
- Nguyen T.T.N., Nguyen T.H., Lee M.S. (2017),” Leaching of Black Dross by
Hydrochloric Acid Solution,” Journal of the Korean Institute of Resources
Recycling, Vol. 6, p.58-64.
- Ramaswamy P., Gomes S.A., Ravichander N.P. (2019), “Utilization of Aluminum
Dross: Refractories from Industrial Waste,” IOP Conference Series: Materials
Science and Engineering, Vol.577, 012101.
- Shen H., Ekberg C., Zhang S. (2021), “Harmless Disposal and Resource Utilization
for Secondary Aluminum Dross: A Review,” Science of The Total Environment,
Vol. 760, 143968.
- Tiwari M.K., Bajpi S., Dewangan U.K., Tamrakar R.K. (2015),
“Suitability of leaching test method for fly ash and slag : A review,” Journal of
Radiation Research and Applied Sciences, Vol. 8, p.523-537.
- Wu F.Y., Feng G.Z. (2002), “A Study on Production of Non-Metallurgical Aluminum
Hydroxide by Carbonation,” Conservation and Utilization of Mineral Resources,
Vol. 3, p.48-50.
- Zhu X., Jin Q., Ye Z. (2020), “Life Cycle Environmental and Economic Assessment of
Alumina Recovery from Secondary Aluminum Dross in China,” Journal of Cleaner
Production, Vol. 277, 123291.

環境規劃與管理類

廢棄太陽能板之環境足跡評估與綠色設計

郭財吉*、鄭安森**

摘 要

為了減緩氣候變遷問題，世界各國積極推動綠色能源，其中尤以太陽能備受關注。太陽能在使用階段幾乎無環境衝擊，然而在原料、製造與廢棄等階段仍會造成環境衝擊。一般太陽能板的使用壽命時間約為 20~25 年，近幾年，第一批建置的太陽能板即將面臨廢棄的階段，亟需建置一個系統性的太陽能板處理與回收的評估架構，其中包括：回收機制與環境衝擊評估。本研究以歐盟所訂定的廢電子電機設備指令 (WEEE) 為依據，除了說明廢棄太陽能板的回收機制外，也以生命週期評估法針對廢棄太陽能板進行 14 項環境衝擊評估，研究中，利用熱點分析以評估廢棄太陽能板處理的方法，並提出綠色設計與製造建議，期待研究成果可以供相關單位做為參考依據。

【關鍵字】生命週期評估、單晶太陽能模組、太陽能板、綠色設計

* 國立臺灣科技大學工業管理系 教授

** 中原大學工業與系統工程學系 研究生

一、前言

綠色能源 (Green Energy) 又可稱潔淨能源、再生能源。一般泛指對環境相對友善且較低溫室氣體排放，能夠藉由大自然的循環來產生源源不絕的能源，換句話，只要相對較少環境污染的能源就是綠能，如太陽能、風能、水力發電、生質能、沼氣等。綠色能源常常需要考量一些特定自然需求及能源轉換效率問題。台灣近幾年大力推行非核家園政策，積極以綠色能源取替化石能源與核能發電，行政院於 105 年 10 月 27 日通過推動方案，致力達成 114 年再生能源發電占比 20% 的目標，其中又以太陽光電裝置容量占 66.3% 最高，規劃明確目標與推動路徑 (pathway)：短期目標 (至 109 年) 裝置容量 6.5 GW (GW 為電量單位，即 10 億瓦)，長期目標 (至 114 年) 為 20 GW (行政院，108)。

太陽能發電雖為潔淨能源，但僅限於生命週期階段 (life cycle stage) 中的使用階段，在原料與製造階段，或廢棄階段的再利用與處理，仍然對環境造成衝擊。以太陽光電板生命週期為 20 年計算，環保署推估自民國 124 年起每年廢棄太陽能板數量將會超過 10 萬公噸，另每年可能產生因天災造成年設置量 0.5% 的廢棄物，若發生非法棄置，其中電路板恐釋出重金屬造成環境污染。由於太陽能光電板的主要成分玻璃占 74.16%、鋁 10.30%、矽 3.35%、銅 0.57%、貴重金屬及其他塑膠，需適當分類拆解後才具有回收再利用價值 (環保署，109)。

目前國、內外針對太陽能板的廢棄處理，主要採用熱處理法 (熱熔法或熱刀法) 將玻璃與電池片分離後，分別進行再利用。國外其他研究單位也提出熱裂解法及剝除法，可將廢太陽能光電板之玻璃上的乙烯 醋酸乙烯酯共聚物 (Ethylene Vinyl Acetate; EVA) 去除，有助於玻璃回收再利用。本研究依據 WEEE 指令中回收率試算表，探討並計算太陽能板中可回收再利用的零組件，從而利用這些零組件中利用生命週期評估法計算 14 項環境足跡，期望從中找出廢棄太陽能板中各個零組件對於環境的影響的熱點，並分析這些回收方式對於環境之衝擊影響，進而提出改善策略。

二、文獻探討

太陽能為一種再生能源，具有安全、可靠、高效、較低污染、可廣泛分布等優點。太陽能技術，尤其是光伏技術，在過去幾十年中，已為全球最大乾淨能源努力生產的一部分。由於光伏發電的使用量急劇上升，並且具有巨大的市場潛力，預計光伏發電將產生全球能源消耗的很大一部分，並成為本世紀主要的全球能源之一 (Bakhiyi et., 2014)。德國則是安裝量最大的國家，雖然德國在世界的安裝比例從 2011 年的 27% 下降到 2015 年的 20%，而中國從 2011 年到 2015 年光伏太陽能板在全球的安裝量也從 4% 增加到 22%，也開始超越了德國。

在 2010 年前，經濟部能源局、工研院表示，雖然提供補助金額以推動太陽能光電，但是由於太陽能光電系統成本仍然很高，因此沒有快速的普及。在 2010 年後，因著各國政府推動電力收購制度（躉購制度 /Feed-in Tariff），太陽能光電安裝量有了顯著的成長。在台灣，電力收購制度主要是由經濟部能源局制訂再生能源固定收購電價制度，規範台電需以固定費率保障收購再生能源所生產之電力 20 年，其躉購費率由政府公布，金額主要取決於當期光電設施造價，安裝費用與維護成本進行評估。隨著太陽能板安裝量的增加，當使用壽命結束時 (end-of-life)，其廢棄的太陽能板就會造成環境衝擊 (Aman, et al., 2015)。如今第一批安裝的太陽能板逐漸退役，報廢太陽能板的處理與回收逐漸成為各國的重要環境問題。Xu et al., (2018) 研究中表示大多數的太陽能板回收都集中於提煉矽與其他稀有金屬，而目前處理廢棄太陽能板的方式分為 3 種，分別為零組件修理、模組分離 (module separation) 以及從零組件中取出矽與其他稀有金屬。

1. 零組件修理：主旨是在太陽能板的生命週期最後階段將其檢修系統與替換零組件並且防止電路板組的故障。
2. 模組分離 (module separation)：主旨是在機械分離與化學分離，但不涉及分離出任何特定的類型的材料。
3. 從零組件中取出矽與其他稀有金屬：顧名思義主要是將矽與稀有金屬從太陽能電池回收。

三、研究方法

本研究以太陽能板回收製程進行盤查與分析，首先參考 WEEE 指令來計算出 Recovery(回復)、Reuse(再利用)、Recycle(回收) 的 3R 計算，經由回收率分析已報廢的太陽能板可回收的利益，再利用生命週期評估方法對太陽能板回收的原料取得及製造過程進行分析，以 Simapro 8.4 之 ILCD midpoint 評估方法對回收太陽能板的各個回收過程進行 14 項環境衝擊評估，最後針對回收太陽能板 3R 回收與產品環境生命週期評估進行探討與分析。太陽能板的組合包含：

1. 玻璃：採用高透光低鐵強化玻璃，及含鐵量不可過高，以避免造成效能損失。
2. EVA 膜：將各種不同材料，接合成為模組。
3. 背板：有效阻隔水氣及其它物質，具有良好的耐候性。
4. 銅箔銲線：連接 (焊接) 太陽電池，組成特定功率之太陽光電模組。
5. 接線盒：將產生功率藉由此元件引出，組成整體發電系統。
6. 鋁框：保護模組避免外力撞擊，導致損壞。

本研究的盤查目標為矽晶太陽能模組 (Crystalline Silicon Solar Module) 的回收流程，其中參考 WEEE 指令中的 3R 回收規範及 ISO 14064-1 及 14067 之規範要求執行，的產品宣告單位為每 1 公斤廢棄太陽能板。由於範疇的界定會影響整個研究的結果及評比，生命週期盤查分為 5 個階段，分別為原物料階段、製造階段、運輸階段、使用階段以及廢棄物 / 回收階段，盤查的範圍主要為廢棄物 / 回收階段。歐盟規範提出環境影響類別 ILCD 2011 midpoint 生命週期評估環境足跡。表 1 為 ILCD 2011 midpoint 評估方法所提出 14 項符合歐盟規定的環境影響類別以及根據 JRC (2012) 所整理類別解釋資料：

表 1 ILCD Midpoint 2011 14 項衝擊影響

影響類別	解釋 / 評估方法
溫室效應	溫室氣體以全球暖化 (GWP) 超過 100 年期間範圍
臭氧層破壞	臭氧被破壞造成的影響，以世界氣象組織 WMO 評估穩定
人類毒性 - 非癌症效應	有毒物質對人類的侵害
人類毒性 - 癌症效應	
顆粒物質 / 呼吸性非有機物質	空氣污染造成的影響
游離性輻射 - 人類健康效應	輻射物質對人類健康的影響，建立人類健康影響模型
光化學效應	光化學有機污染物，對人體、生態之 LOTOS-EUROS 模型
酸雨	酸化化學製品，對空氣、土壤之累積過量模型
優養化 - 陸地	在燃燒過程中氮化物之累積過量模型
優養化 - 水體	以氮和磷的影響，水生生態浩劫 EUTREND 模型
對淡水生態毒性	為有毒化學物質對環境影響風險 USEtox 模型
土地轉變	土地使用時所造成的破壞之土壤有機物模型
水資源耗竭	瑞士生態缺乏模型
化石燃料與礦物耗竭	CML2002 模型

為了得到較好的環境足跡品質，本文根據 5 個特性來進行數據品質等級的計算，數據品質分數 (DQR) 的計算步驟如下：

步驟一，將標的物之各投入 / 產出項的活動數據 (DQRAi) 和排放係數 (DQREi) 之表 2 系譜矩陣評估出來的分數進行相乘，即可計算出單一指標的投入 / 產出項得分 (DQRNi)。

步驟二，依據表 2 將上述計算的單一指標的投入 / 產出項得分 (DQRNi) 換算成單一指標數據品質 (DQRi)。

表 2 單一指標數據品質等級轉換表

單一指標得分 (DQRNi)			單一指標數據品質 (DQRi)
1	2	3	1
4		5	2
6	8	9	3
10	12	16	4
15	20	25	5

(資料來源 : Application of data quality indicator of carbon footprint and water footprint, Kuo et al.,2015)

步驟三，將 5 個單一指標數據品質 (DQRi) 帶入公式，如附表 1，計算出單一投入 / 產出數據品質得分 (DQR)。

$$DQR=(Re+Co+Ti+Ge+Te)/10$$

步驟四，將各單一投入 / 產出數據品質 (DQR)，帶入數據品質權重公式，即可完成單一投入 / 產出項數據品質權重 (DQRw)。

步驟五，將個別 (DQRw) 相加，並按照碳足跡排放量占比放大回 100%，得以將計算結果回推至同一基準面以達公平性，得到此產品的數據品質得分。

步驟六，根據計算出的產品數據品質得分，參考 ILCD Handbook 對數據品質分級標準精神，給予數據品質 3 種等級，分別為「高品質」、「基本品質」和「初估品質」，可對照表 3 給予等級結果。

表 3 數據品質分數及標準

整體數據品質等級 (DQR)	整體數據品質水平
$DQR \leq 1.7$	高品質
$1.7 < DQR \leq 3.0$	基礎品質
$3.0 < DQR \leq 5.0$	初估品質

(資料來源 : Application of data quality indicator of carbon footprint and water footprint, Kuo et al.,2015)

四、個案研析

4.1 太陽能板回收零組件環境足跡

一般在生產製造的廢棄太陽能板為 1 片，然而在廢棄太陽能板的宣告單位為 1 公斤，表 2 所示回收廢棄太陽能板的環境足跡，主要依據歐盟之廢電子電機規範所評估之各零組件 3R 的回收率占比。圖 1 表示各項材質的比例，其中玻璃與鋁框的比例達 90%。

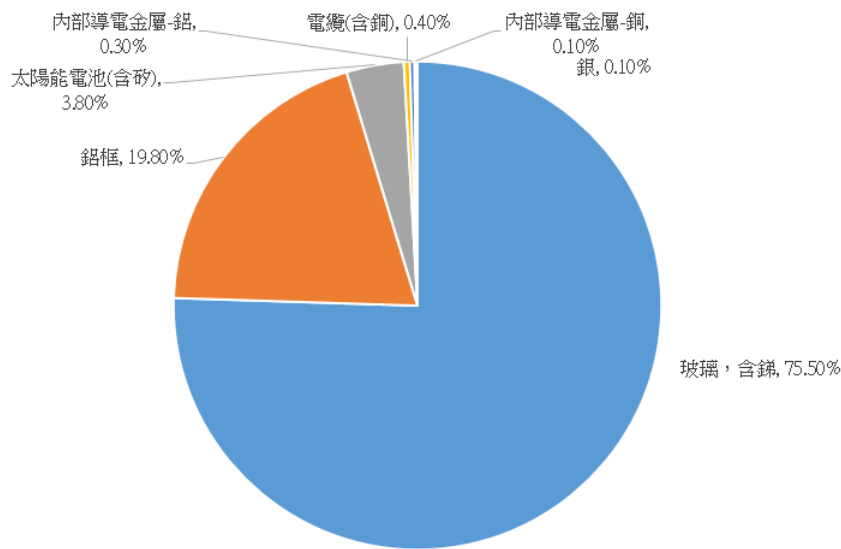


圖 1 廢棄太陽能板的零組件

依據圖 1 所示，廢棄的太陽能板零件，進行環境衝擊評估，如表 4 所示回收廢棄太陽能板環境足跡，表 5 則表示各零件之熱點分析。其中，雖然玻璃與鋁框為廢棄太陽能板的主要成分，但在廢棄處理時，矽、銀等其他金屬仍然是主要的環境衝擊。

表 4 回收廢棄太陽能板環境足跡

環境足跡	1 公斤總排放量	單位
溫室氣體	4.38E-01	kg CO ₂ eq
臭氧層破壞	1.33E-08	kg CFC-11eq
人類毒性 - 癌症效應	7.60E-08	CTUh
人類毒性 - 非癌症效應	4.02E-08	CTUh
顆粒物質、呼吸性非有機物質	8.54E-05	kg PM _{2.5} eq
游離性輻射 - 人類健康效應	2.36E-02	kBq U ₂₃₅ eq
光化學效應	3.78E-04	kg NMVOC eq
酸雨	7.29E-04	molc H ⁺ eq
優養化 - 陸地	1.60E-03	molc N eq
優養化 - 水體	9.02E-05	kg P eq
對淡水生態毒性	1.68E+01	CTUe
土地轉變	2.15E-01	kg C deficit
水資源耗竭	1.66E-04	m ³ water eq
化石燃料與礦物質耗竭	1.70E-06	kg Sb eq

表 5 回收廢棄太陽能板零組件的環境足跡總表

環境足跡	單位	回收電纜 / 接線盒	回收鋁框	回收玻璃	回收矽、銀等 其他金屬	載卸
溫室氣體	kg CO ₂ eq	2.53E-02 (5.8%)	3.91E-03 (0.9%)	4.00E-02 (9.1%)	3.68E-01 (84.1%)	5.56E-04 (0.1%)
臭氧層破壞	KgCFC-11eq	1.78E-09 (13.1%)	1.57E-10 (1.2%)	1.77E-09 (13.2%)	8.99E-09 (67.4%)	6.90E-10 (4.9%)
人類毒性 - 癌症效應	CTUh	3.22E-09 (4.2%)	2.01E-10 (0.3%)	2.30E-09 (3.0%)	7.02E-08 (92.5%)	1.68E-11 (0.1%)
人類毒性 - 非癌症效應	CTUh	7.98E-10 (2.0%)	7.11E-10 (1.8%)	7.55E-09 (18.8%)	3.11E-08 (77.3%)	6.29E-11 (0.6%)
顆粒物質、呼吸性非有機物質	kg PM _{2.5} eq	5.25E-06 (6.1%)	2.43E-06 (2.8%)	2.53E-05 (29.6%)	5.19E-05 (60.8%)	5.63E-07 (1.0%)

環境足跡	單位	回收電纜 / 接線盒	回收鋁框	回收玻璃	回收矽、銀等其他金屬	載卸
游離性輻射 - 人類健康效應	kBq U ₂₃₅ eq	6.92E-04 (2.9%)	8.35E-04 (3.5%)	8.61E-03 (36.4%)	1.33E-02 (56.1%)	2.50E-04 (0.9%)
光化學效應	Kg NMVOC eq	1.78E-05 (4.7%)	6.77E-06 (1.8%)	7.11E-05 (18.8%)	2.79E-04 (73.9%)	3.43E-06 (0.9%)
酸雨	molc H ⁺ eq	3.42E-05 (4.7%)	1.72E-05 (2.4%)	1.78E-04 (24.4%)	4.94E-04 (67.7%)	6.72E-06 (0.9%)
優養化 - 陸地	molc N eq	6.59E-05 (4.1%)	2.30E-05 (1.4%)	2.43E-04 (15.1%)	1.26E-03 (78.9%)	7.79E-06 (0.5%)
優養化 - 水體	kg P eq	2.61E-06 (2.9%)	2.69E-06 (3.0%)	2.74E-05 (30.4%)	5.74E-05 (63.7%)	6.67E-08 (0.1%)
對淡水生態毒性	CTUe	1.17E+01 (69.7%)	1.86E-02 (0.1%)	2.03E-01 (1.2%)	4.86E+00 (28.9%)	1.37E-03 (0.0%)
土地轉變	kg C deficit	6.22E-03 (2.9%)	2.14E-03 (1.0%)	2.49E-02 (11.5%)	1.73E-01 (80.4%)	9.44E-03 (4.2%)
水資源耗竭	m ³ water eq	3.22E-05 (19.4%)	1.50E-06 (0.9%)	1.65E-05 (9.9%)	1.15E-04 (69.4%)	6.13E-07 (0.4%)
化石燃料與礦物質耗竭	kg Sb eq	1.97E-07 (11.6%)	9.07E-09 (0.5%)	1.43E-07 (8.4%)	1.35E-06 (79.1%)	7.44E-09 (0.4%)

表 6 回收與開採鋁之環境足跡比較

環境足跡	回收產生 1Kg 鋁	開採 1Kg 鋁	差異
溫室氣體	2.17E-02	2.69E+00	2.67E+00
臭氧層破壞	8.72E-10	2.40E-07	2.39E-07
人類毒性 - 癌症效應	1.12E-09	4.59E-06	4.59E-06
人類毒性 - 非癌症效應	3.95E-09	6.52E-07	6.48E-07

環境足跡	回收產生 1Kg 鋁	開採 1Kg 鋁	差異
顆粒物質、呼吸性非有機物質	1.35E-05	3.17E-03	3.16E-03
游離性輻射 - 人類健康效應	4.64E-03	1.80E-01	1.75E-01
光化學效應	3.76E-05	1.37E-02	1.37E-02
酸雨	9.58E-05	2.70E-02	2.69E-02
優養化 - 陸地	1.28E-04	4.07E-02	4.06E-02
優養化 - 水體	1.50E-05	2.86E-03	2.85E-03
對淡水生態毒性	1.03E-01	1.00E+02	9.99E+01
土地轉變	1.19E-02	7.46E-01	7.34E-01
水資源耗竭	8.36E-06	1.54E-02	1.54E-02
化石燃料與礦物質耗竭	5.04E-08	5.44E-02	5.44E-02

註：開採 1 公斤資料來源：Simapro, 1 kg Aluminium alloy, ALLi {GLO}| market for | Alloc Def, U (of project Ecoinvent 3 - allocation, default - unit)

表 7 回收與開採玻璃之環境足跡比較

環境足跡	回收產生 1kg 玻璃	開採 1 公斤玻璃	差異
溫室氣體	5.83E-02	1.12E+00	1.06E+00
臭氧層破壞	2.58E-09	1.08E-07	1.05E-07
人類毒性 - 癌症效應	3.35E-09	1.45E-07	1.42E-07
人類毒性 - 非癌症效應	1.10E-08	2.32E-08	1.22E-08
顆粒物質、呼吸性非有機物質	3.68E-05	9.26E-04	8.89E-04
游離性輻射 - 人類健康效應	1.25E-02	5.20E-02	3.95E-02
光化學效應	1.04E-04	5.54E-03	5.44E-03
酸雨	2.59E-04	1.23E-02	1.20E-02
優養化 - 陸地	3.54E-04	2.23E-02	2.19E-02
優養化 - 水體	4.00E-05	1.61E-04	1.21E-04

環境足跡	回收產生 1kg 玻璃	開採 1 公斤玻璃	差異
對淡水生態毒性	2.96E-01	3.47E+00	3.17E+00
土地轉變	3.63E-02	1.90E+00	1.86E+00
水資源耗竭	2.41E-05	7.11E-04	6.87E-04
化石燃料與礦物質耗竭	2.08E-07	3.73E-05	3.71E-05

註：(開採 1 公斤資料來源：Simapro, 1 kg Solar glass, low-iron {GLO}| market for | Alloc Def, U (of project Ecoinvent 3 - allocation, default - unit)

表 8 回收與開採玻璃之環境足跡比較

環境足跡	回收產生 1 公斤的 矽、銀等其他金屬	開採 1 公斤矽	差異
溫室氣體	1.07E+01	5.22E+01	4.15E+01
臭氧層破壞	2.61E-07	4.14E-06	3.88E-06
人類毒性 - 癌症效應	2.04E-06	7.75E-06	5.71E-06
人類毒性 - 非癌症效應	9.03E-07	2.01E-06	1.11E-06
顆粒物質、呼吸性非有機物 質	1.51E-03	5.08E-02	4.93E-02
游離性輻射 - 人類健康效應	3.85E-01	1.85E-05	-3.85E-01
光化學效應	8.11E-03	1.34E-01	1.26E-01
酸雨	1.43E-02	3.03E-01	2.89E-01
優養化 - 陸地	3.67E-02	4.49E-01	4.12E-01
優養化 - 水體	1.67E-03	2.30E-02	2.14E-02
對淡水生態毒性	1.41E+02	2.09E+02	6.80E+01
土地轉變	5.03E+00	4.54E+01	4.04E+01
水資源耗竭	3.34E-03	3.29E-01	3.25E-01
化石燃料與礦物質耗竭	3.91E-05	3.44E-04	3.05E-04

4.2 熱點分析與比較

熱點分析為計算廢棄太陽能板回收的 3R 回收率與環境足跡後，利用 14 項環境足跡衝擊量進行評估，找出在回收的過程中，造成影響最大項目，並且列出其中 3 項項目以及總衝擊量占比，另外在比對 3R 回收率中最高的 3 項回收零組件與回收零組件所占比來進行更進一步的分析。由表 7 所示，回收廢棄太陽能板中，玻璃占了 75.5%，是所有回收零組件中最多的；其次為鋁框以及太陽能電池中的矽與其他金屬。意味著回收的太陽能板多數得到玻璃、鋁、少量的矽。而我們也發現回收廢棄太陽能板大多數來自於電力，其次為焚燒 PVF。從此我們可以發現，電力的使用是回收太陽能板最直接的改善方案，而其餘的熱點由於太多細項，因此無法一一敘述。但是造成回收廢棄太陽能板的環境衝擊多數來自於太陽能電池的處理，以環境衝擊中的 ” 溫室氣體 ” 項目而言，熱點的前 3 名分別為焚燒 EVA、焚燒 PVF、電力，這 3 項熱點占整個衝擊的 75% 以上。這些都是屬於回收太陽能電池中的步驟，表示在回收太陽能電池是否可以進行減量或者是改善其處理方式的議題，是值得回收商思考的方向。

表 9 環境足跡回收廢棄太陽能板熱點

衝擊類別	熱點一	百分比 %	熱點二	百分比 %	熱點三	百分比 %	熱點總貢獻 %
溫室效應	焚燒 EVA	29.49	焚燒 PVF	27.54	電力	20.07	77.10
臭氧層破壞	電力	26.4	焚燒 PVF	17.2	Ca(OH) ₂	15.2	58.9
人類毒性 - 癌症效應	掩埋污泥 (含有金屬殘留物)	60.8	焚燒 PVF	10.4	焚燒 EVA	8.4	79.6
人類毒性 - 非癌症效應	電力	39.8	處理焚化後的飛灰掩埋	29.5	焚燒 PVF	10.7	79.9
顆粒物質 / 呼吸性非有機物質	電力	63.9	HNO ₃	8.0	焚燒 PVF	7.0	79.0

衝擊類別	熱點一	百分比 %	熱點二	百分比 %	熱點三	百分比 %	熱點總貢獻 %
游離性輻射 - 人類健康效應	電力	79.5	掩埋污泥 (含有金屬殘留物)	5.6	Ca(OH) ₂	3.9	89.0
光化學效應	電力	40.2	HNO ₃	12.2	焚燒 PVF	10.4	62.9
酸雨	電力	53.1	HNO ₃	15.1	Ca(OH) ₂	7.8	76.0
優養化 - 陸地	電力	32.3	HNO ₃	26.2	焚燒 PVF	9.3	67.8
優養化 - 水體	電力	67.2	掩埋污泥 (含有金屬殘留物)	19.3	處理焚化後的飛灰掩埋	4.1	90.5
對淡水生態毒性	焚燒電纜中塑料	44.3	處理電纜回收	25.4	焚燒 EVA	9.2	78.9
土地轉變	掩埋污泥 (含有惰性物質殘留物)	25.8	電力	22.4	掩埋污泥 (含有金屬殘留物)	17.3	65.5
水資源耗竭	H ₂ O	28.5	電力	20.4	處理電纜回收	16.3	65.2
化石燃料與礦物耗竭	HNO ₃	25.29	掩埋污泥 (含有金屬殘留物)	20.96	焚燒 PVF	14.16	60.41

4.3 環境足跡數據品質

本研究在確定產品碳足跡，研究過程中使能夠符合產品環境足跡研究的範圍與目標，並依據附表 1 的數據品質評估考慮以下數據品質的特性：

- 1. 可靠性：數據皆來自義大利公司，並非由本研究測量。
- 2. 完整性：來自廠址之足夠數據，且為經過一段時間得以穩定常態波動之具有代表性之數據。
- 3. 時間的相關性：已依據本次研究之產品的實際量產時間及測量時間為西元 2016 年與實際研究年度 (西元 2018 年) 差距低於 3 年，作為最佳蒐集資料的最短時間期限；其次

為 3~6 年，依序推算。

4. 地理相關性：本研究之產品碳足跡盤查資料蒐集的地理範圍為義大利公司處理辦法，而非最佳數據的台灣。
5. 技術相關性：本研究之技術來自於義大利公司使用（包括相關製程與材料）所製作的數據，而台灣目前尚未使用此技術，因此有些項目數據偏低。

經過計算後，本研究整體數據品質得分 (DQR total) 為 2.16，屬於基本品質。

五、結論與建議

本研究透過 WEEE 指令中的 3R 回收率，以及 ILCD Midpoint2011 對廢棄太陽能板的回收，來進行 3R 回收率的計算與 14 項環境衝擊指標的評估，根據計算出來的結果進行分析與比較，本研究更深入的探討廢棄太陽能板回收過程中，所產生的零組件對總太陽能板回收的占比進行評估，最後再利用熱點分析找出問題點，並提供回收業者改善方向。

由於目前台灣尚未有完善且標準的處理廢棄太陽能板，本研究利用 WEEE 指令的 3R 回收率顯示出，目前回收太陽能板中回收量最大的為玻璃，其次為鋁金屬，最後為矽，然而各個回收業者大多數都在考慮如何提高矽的提取，但從 3R 回收率的角度而言，矽並非回收中最重要的一部分。

本研究透過產品生命環境足跡來計算出回收廢棄太陽能板拆解過後的各個零組件之 14 項衝擊，其研究發現說明如下：

第一，回收太陽能板的環境衝擊比不回收太陽能板衝擊低。建議主管機關應鼓勵回收太陽能板，並建置回收太陽能板之回收供應鏈。

第二，在環境足跡的各項衝擊指標主要來源來自於回收矽、與其他夾雜在 PV 夾層中的金屬，其中在“對淡水生態毒性”的指標中，最高的為回收電纜及接線盒。但是在回收數量中，卻僅為少數。因此在針對回收矽的技術，是否再提高；抑或者在生產太陽能板時，能夠使用另一種材質，也是未來綠色設計的方向。

第三，在回收太陽能板的過程中，大多數的環境衝擊來自於電力的使用。如何減少能源的浪費以減少”溫室效應”環境指標，也是重要的議題。

值得一提，目前太陽能板在台灣的報廢量不夠高，但是環保署推估在 2023 年台灣將有 1 萬噸的廢棄太陽能板需要處理；亦即，如依據上述方式回收，將可以回收 34 公噸的矽與金屬、7,500 公噸的再生玻璃、2,000 公噸的再生鋁；此回收數量將大幅減少開採原物料的環境衝擊，也可以降低原物料成本。

由本研究可以發現，從廢太陽能板中能回收多少原物料，以及回收過程中對環境的損害為何，未來研究人員可根據本研究來得知改善方向。從熱點分析可以了解，回收太陽能板對於環境產生最多衝擊的為電力，其次為燃燒 EVA；回收業者可從中了解問題，並且改善電力的使用，或者是更換 EVA 材料的使用，讓太陽能板的回收變得更容易、更環保。利用本研究可從太陽能板設計者、回收業者、政府部門三方面分別探討：

1. 太陽能板設計者：依據環境足跡與 WEEE 的整合分析中，了解 EVA 的處理是造成環境造成最大的衝擊。因此在太陽能板的設計中，可考慮將 EVA 材質改變成對環境更加有利的材質。
2. 太陽能板回收業者：依據熱點分析中了解，電力的使用是環境衝擊很大的項目，因此可以從中思考如何減少電力的使用。
3. 政府部門：應該思考太陽能板回收的責任為何；在回收的收費制度上，應向太陽能板製造商收取費用，或者向太陽能板的系統建置商收取費用？是否強制規定廢棄太陽能板回收的標準與法規？

本研究主要探討於矽晶圓的太陽能板，尚未考慮其他種總類的太陽能板，例如：薄膜類太陽能板、有機太陽能板、奈米碳管太陽能板等，研究受限於台灣目前尚未擁有回收業者進行太陽能板的回收，因此沒有台灣本土的數據，無法融合本土技術與材質來進行計算。期望在未來能夠計算這些種類的太陽能板，並比較及探討回收方式是否一致。

參考文獻

行政院，全力衝刺太陽光電，108

<https://www.ey.gov.tw/Page/5A8A0CB5B41DA11E/4413b416-5f1e-419b-9a39-5a02c8a3ba8c>

環保署，片片有登記 廢棄太陽光電板回收處理機制上路，109，<https://enews.epa.gov.tw/Page/3B3C62C78849F32F/273187e8-2d9f-44b4-ba50-f378cde5cc96>

Aman, M. M., Solangi, K. H., Hossain, M. S., Badarudin, A., Jasmon, G. B., Mokhlis, H., . . . Kazi, S. N. (2015). A review of Safety, Health and Environmental (SHE) issues of solar energy system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 1190-1204. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.08.086>

Bakhiyi, B., Labrèche, F., & Zayed, J. (2014). The photovoltaic industry on the path to a sustainable future — Environmental and occupational health issues. *Environment International*, 73, 224-234. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.07.023>

JRC, Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment, JRC Technical Notes, methods <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/LCIA-characterization-factors-of-the-ILCD.pdf>

Xu, Y., Li, J., Tan, Q., Peters, A. L., & Yang, C. (2018). Global status of recycling waste solar panels: A review. *Waste Management*, 75, 450-458. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.036>

附表 1. 數據品質指標係譜矩陣

等級 指標	1	2	3	4	5
可靠性 (Re)	基於量測之查證過的數據	部分基於假設之查證過的數據，或基於量測之未查證過的數據	部分基於假設之未查證過的數據	合格的估計值（例如經由產業專家之估計值）	不合格的估算值或來源未知之數據
	查證過之量測的數據經過查證之統計數據	程序模擬產生之數據（此模擬程序需包含所有必要之參數）產業關聯分析產生之數據	依據化學反應和專利資料為基礎所做成之數據，且已設定能資源耗損並假設產率、污染排放	以統計資料或個別數據為基礎之產業專家推估值，僅從理論的計算基礎資訊所做成之數據，且未充份設定產率、能耗和污染物排放	從類似製程所推估之數據（無理論基礎）研究中與製造設計有關之能源 / 主要原物料投入資訊所做成之數據
完整性 (Co)	來自場址之足夠的數據，且為經過一段時間得以穩定常態波動之具有代表性的數據	來自場址之較少數目但是為適當期間之具有代表性的數據	來自場址之適當數目，但來自較短期間之具有代表性的數據	來自場址之較少數目且較短期間之具有代表性的數據，或來自場址之適當數目和期間之不完整數據	代表性未知，或來自場址之較少數目和 / 或來自較短期間之不完整的數據
	●來自所有相關製程場址 (100%)、延續一段適當的時間間隔而足以弭平常態變動	●來自超過 50% 場址、一段適當的時間間隔而足以弭平常態變動之具有代表性	●來自低於 50% 場址、一段適當的時間間隔而足以弭平常態變動的數據，或是來	●一場址具代表性的數據，或是多個場址在短期間數據 ●對個別數據而言，為目標	●代表性未知之數據從少數場址、短期間得來的數據之環境衝擊低於 50%

等級 指標	1	2	3	4	5
	動之具有代表性的數據 ●針對目標產品之生產量，蒐集 100% 的數據整體環境衝擊 $\geq 95\%$	的數據 ●針對目標產品之生產量，收集 50% 以上的數據 ●整體環境衝擊介於 85%~95% 之間	自超過 50% 場址但是較短時間間隔之具有代表性的數據，對個別數據而言，為目標產品之製造廠商有限之多個設備平均數據 ●整體環境衝擊介於 75%~85% 之間	產品之製造廠商有限之多個設備的數據 ●調查期間短、非年平均之數據（調查期足以涵蓋產品生產期者除外）整體環境衝擊介於 50%~75% 之間	
時間的相關性 (Ti)	與研究年差距低於 3 年	差距低於 6 年	差距低於 10 年	差距低於 15 年	年代未知或差距超過 15 年
	2009~2012 年的數據	2006~2008 年的數據	2002~2005 年的數據	1997~2001 年的數據	1996 年以前的數據或年代未知的數據
地理相關性 (Ge)	來自研究區域的數據	來自包含研究區域之更大區域的平均數據	來自具有類似之生產條件區域的數據	來自稍微類似之生產條件區域的數據	來自未知地區之數據，或來自生產條件非常不同之地區的數據
	來自研究範疇內特定區域（位置 / 地點）之數據	來自本國之國家平均值、有相同生產條件之亞洲平均值或世界平均值	來自具有類似生產條件之亞洲國家的平均值數據	來自稍微類似之生產條件之亞洲或其他國家 / 大陸之數據	數據來源不知，或是生產條件明顯不同的數據。例如，北美替代中東，OECD- 歐洲替代俄羅斯

等級 指標	1	2	3	4	5
技術相關性 (Te)	來自研究中之企業、製程和材料之數據	來自研究中之製程和材料，但來自不同企業之數據	來自研究中之製程和材料、不同技術的數據	來自相關之製程或材料，但是相同技術的數據	來自未知技術之數據，或與製程或材料有關但來自不同技術之數據
	來自生產該標的產品之企業使用之技術 (包括製程和材料) 所做成的數據	來自以相同技術 (包括相同製程和材料) 之不同企業的數據	來自相同之製程和材料，不同技術之數據在有市場性、泛用性之技術中，使用部分類似技術之替代性資料所做成的數據 (例如，加工技術的代用)	來自以相同技術，但使用來自相關製程或材料的數據沒有市場、泛用性的數據	數據之技術屬性不知，來自相關製程之實驗室規模的數據，或是來自不同技術的數據
		調查期間短、非年平均之數據 (調查期足以涵蓋產品生產期者除外) 整體環境衝擊介於 50%~75% 之間		代表性未知之數據從少數場址、短期間得來的數據之環境衝擊低於 50%	

工業污染防治刊物徵稿

主辦單位：IDB 經濟部工業局 執行單位：IDB 台灣產業服務總中心

「工業污染防治刊物」自民國71年發刊至今，提供產業界各類工業污染防治之技術及管理工具，據以改善製程及提升管末處理設施效能，透過學術研究與實務技術發表，提供產、官、學、研技術交流之機會。本刊物竭誠歡迎**不限期徵稿**，惠請各界踴躍投稿。

本刊特點



1. 為國內歷史最悠久之環保期刊之一，至109年已發行150期，專業論著已逾1,786篇。
2. 列入國內重要專業期刊，專業技師投稿將取得60分之積分。
3. 納入國家圖書館期刊文獻資訊網，各期紙本刊物於國家圖書館永久保存。

徵稿範疇與方向



1. **空氣污染與噪音類**：空污減量、多污染與跨媒介之整治案例
2. **廢(污)水處理類**：節水廢水回收再利用、廢水氨氮及重金屬處理技術
3. **廢棄物類**：綠色材料與永續物料管理
4. **環境化學及微生物**：土壤與地下水整治、毒性化學物質管理
5. **環境規劃與管理**：再生能源發展與應用、永續發展策略、生命週期評估及淨零碳排

投稿辦法



1. 投稿稿件，請以電子郵件寄至工業污染防治刊物編輯組
2. 檔案下載：[徵稿啟事](#)、[撰寫格式及範例](#)、[著作權讓渡同意書](#)
3. 稿件請勿一稿多投，來稿將依收件情況及範疇分期審查刊載

聯絡窗口



張工程師 專線電話：(02)7704-5176

E-mail：yingfang@ftis.org.tw

陳工程師 專線電話：(02)7704-5167

E-mail：sabinachen@ftis.org.tw



經濟部工業局 廣告

「工業污染防治」廣邀各界投稿

一、本刊特點

1. 為國內歷史最悠久之環保期刊之一，於 71 年 1 月創刊，至 109 年已發行 150 期，專業論著已逾 1,786 篇。
2. 列入國內重要專業期刊，專業技師投稿將取得 60 分之積分。
3. 本刊物納入國家圖書館期刊文獻資訊網，各期紙本刊物於國家圖書館中永久保存。

二、徵稿內容

1. 本刊關有下列類型領域，凡有處理技術、工程規劃設計、操作維護、污染防治實例、清潔生產、污染預防、資源循環技術及法令規章等稿件均歡迎。
 - (1) 空氣污染與噪音類
 - (2) 廢(污)水處理類
 - (3) 廢棄物類
 - (4) 環境化學及微生物類
 - (5) 環境規劃與管理類
2. 來稿限未在其他刊物發表過之文稿。稿件請勿一稿兩投，文稿篇幅盡量勿超過 25 頁(含圖表)，請附中文摘要(300 字以內)，並附關鍵字。一經採用酌酬稿費，其版權歸本刊所有，請檢附「著作權讓渡同意書」。
3. 來稿請附真實姓名、服務單位、地址及電話，以利聯絡並對讀者負責。
4. 本刊對來稿有刪改權，不採用恕不退稿，如需退稿或不願被刪改，請在來稿中註明。
5. 來稿請寄「工業污染防治編輯組」E-mail:sabinachen@ftis.org.tw。
6. 詢問本刊相關事宜，請電(02)2784-4188 轉 5167 「工業污染防治」編輯組。

三、刊物編寫格式(文稿格式範例請洽本刊編輯組)

1. 版面設定：文稿請以 A4 規格 21cm*29.7 cm 編排，本文版面規格則為上界 3.4cm、下界 6.4cm、左界 2.05cm、右界 5.34cm；內文段落則採固定行高 20 pt。
2. 字型設定：除標題(21 號粗體字，置中)、作者(12 號，靠右)、摘要、章標題(16 號粗體字，置中)及節標題(12 號粗體字，靠左)採標楷體字型外，其餘內容請採用新細明體(內文為 10 號，左右對齊，首行首字須位移 2 字元；圖名及表名則採 10.5 號粗體字並置中)；英文及數字請用 Time News Roman。
3. 章節編序：一、1、(1)、a 依序類推為原則，章節編寫系統範例如下：一、

→1.1→1.1.1→1.→(1)→a。

4. 圖表配置：文中之圖表請隨文插入，序號請依撰文順序依次編號，如表 1、表 2，圖 1，圖 2 等；圖表則須清晰可供辨識，另圖表中之說明文字請採用中文。
5. 文稿篇幅：請依上述格式編排並盡量控制於 25 頁以內(含圖表)。
6. 外文引述：翻譯名詞應採易通易懂者，首次出現請附原文，如沉澱(sedimentation)；原文名詞為首字則不必大寫，如活性污泥法(activated sludge process)；一般通用之縮寫文字亦不必加點，如 BOD、SS 等(不必寫成 S.S)
7. 數據規範：文中數字請採用阿拉伯數字，年份則以西元紀年，可量化數字每超過 3 位數請以逗點區隔，如 1,250；文中所用數據單位應為公制單位，如 mg/L、m/d、kg/m³、d、m、min、℃等。數字及英制單位之間請空半形 1 格，如 12mg/L，改為 12 mg/L。
8. 行文要求：文句簡明，用字通俗即可，請儘可能避免如“的”、“之”混用情形。
9. 文獻格式：文獻引用請隨文以文獻作者、年份註解於括號內，如陳國城等(1991)、(Gzara, 1991)；參考文獻以中文在前，英文在後之原則序列，中文請依第一作者姓名筆劃順序排列，英文則依作者姓氏字母順序羅列。

期 刊：作者(出版年)。篇名。出處。卷期。頁數。

書 籍：作者(出版年)。篇名。出處。頁數。

機關出版品：編寫機構(出版年)。篇名。出版機構。頁數。

研討會論文：作者(出版年)。篇名。會議論文冊名稱。主辦單位。頁數。

報 告：作者(出版年)。報告名稱。○○○委託之專題研究報告(若是政府委託需填寫報告編號)。出版地點：出版商。

網 頁：作者(網頁日期)。資料名稱。網站站名網域網址。

【參考文獻 格式範例】

王義基(2014)，製造業產品碳足跡輔導歷程與成果，永續產業發展季刊，第 66 期，p 3-9。

林靜宏翻譯(1999)，儀器分析，美亞書版股份有限公司。

林振誠(2012)，IBP 塑網，「丙烯市場展望」，<http://goo.gl/ypB800>。

楊正邦、劉志成(2004)，快濾地反沖洗廢水之處理技術及回收再利用，自來水會刊第 23 期，p81-86。

經濟部工業局(2011)，放流口線上光學 COD/SS 監測開發計畫，100 年度 CITD 專案計畫結案報告。

Gzara, L. and Dhahbi, M. (2001), Removal of chromate anions by micellar-enhanced ultrafiltration using cationic surfactants, Desalination, 137(1-3): p241-250.

附件

著作權讓渡同意書

作 者：_____

題 目：_____

作者通訊處：_____

一、保證本篇文章除本次投稿外，相同內容未投國內外其他有版權之期刊，或有抄襲之情事；如 有上述情形願抽回本文。

二、同意將本篇文章之著作權自接受刊登日起，讓渡給經濟部工業局，財團法人台灣產業服務基金會因承辦經濟部工業局計畫，有重新製作並將本篇文章置於該會所屬網站及刊物等刊載供外界查詢之權利，但須註明本文章作者。作者保留引用文章在自己著作之權利。如爾後有抄襲、版權、著作權等之法律紛爭，文責由作者自負。

此 致

財團法人台灣產業服務基金會

作者：_____簽章

年 月 日

ISSN 12042783 GPN 2007100008

工本費：250元



本期刊下載

發行所：經濟部工業局

106臺北市大安區信義路三段41之3號（信義大樓）

TEL：(02)2754-1255 FAX：(02)2704-3753

本期刊全文網址：<https://proj.ftis.org.tw/eta/>