

廢棄物類

回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟 效益及碳排放分析

林凱隆*、黃冠誌**

摘 要

廢噴砂主要來自於太陽能產業上游段，利用氧化鋁粉以噴砂處理方式去除矽廢料之雜質所產生之副產物，因此具有高含量之氧化矽(65.70%)及氧化鋁(23.20%)，經 TCLP 試驗評估對環境無危害之虞。然而廢噴砂產出隨太陽能產業快速發展及需求量遞增而增加，對環境仍是一大負荷，故亟待建立再利用方式。本研究係以廢噴砂部分取代波特蘭 I 型水泥，以評估做為卜作嵐材料之可行性。經實驗結果顯示，廢噴砂之主要組成以矽及氧化鋁為主，各占 65.70% 和 23.20%；且 TCLP 試驗評估對環境無危害之虞，具資材化再利用之潛力。廢噴砂之卜作嵐活性為 96%。在養護齡期為 90 天時，廢噴砂取代量為 20% 之漿體其抗壓強度為 57.37MPa，較純水泥漿體的 71.25MPa 低 19.47%。此外，燒失量隨廢噴砂取代量增加，其水化程度隨之減少，但皆隨養護齡期增加而提升。另外，根據 SAI 卜作嵐活性指數結果顯示，廢噴砂取代量為 20% 時，其活性指數為 96%，故當廢噴砂取代量為 20% 時製備廢噴砂漿體具有良好之卜作嵐特性。另根據經濟效益及碳排放評估結果顯示，當廢噴砂取代量為 10%、20%、30% 及 40% 時，每年分別可減排 121、242、364 及 485 萬噸之 CO₂，以 2014 年歐盟碳市場之 CO₂ 排放價估算，每年可分別節省約 572、1,144、1,716 及 2,288 萬歐元。綜合上述可知，廢噴砂取代部分水泥仍具有良好之卜作嵐活性，

84 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

具資材化再利用之潛力，且能有效減少 CO₂ 之排放及能資源消耗，可達節能減碳之效益。

【關鍵字】廢噴砂、太陽能產業、再利用、MIP、碳排放

*國立宜蘭大學環境工程系 教授

**國立宜蘭大學環境工程系 碩士

一、前言

近年來太陽能光電產業的急遽發展，其製程中伴隨而生的工業副產物也大量增加。太陽能板是由矽晶提純後形成矽錠，再經過高精度切片製成，殘餘之矽塊或破損之矽片稱為矽廢料由於高純度矽材價格昂貴，通常會藉由噴砂處理後再回收，而噴砂處理後所衍生之廢棄物則統稱為廢噴砂(Sandblasting Waste)。然依據「經濟部事業廢棄物再利用種類及管理方式」編號 54.廢噴砂之規定，其事業廢棄物來源應為船舶建造修配業在造船、修船或路基作業製程中產生之噴砂廢棄物；太陽能板噴砂處理後之廢棄物係為電子零組件製造業太陽能晶片製造過程中所產生之廢棄物，故歸入噴砂廢棄物中。由於不符法規標準，無法依循一般再利用方式進行處置，然而廢噴砂產量隨太陽能產業快速發展及需求量遞增而增加，對環境仍是一大負荷，故亟待建立再利用方式。

卜作嵐材料(Pozzolan Material)係指主要成分為矽質、矽鋁質，其本身稍具或不具膠結性質，在經研磨成細粒狀及含有水分狀態下，於常溫會與氫氧化鈣產生化學反應，形成具膠結性質之水化物。由於廢噴砂之主要成分為 SiO_2 (65.70%)及 Al_2O_3 (23.20%)，故本研究嘗試以廢噴砂取代部分波特蘭 I 型水泥，製備水泥漿體，並探討不同取代量下對卜作嵐特性之影響，以建立廢噴砂漿體之巨微觀分析及最佳操作條件，同時分析其經濟效益及碳排放。

二、廢噴砂之來源特性與產量

廢噴砂主要來自於太陽能產業上游段，在矽晶片製造過程中須經矽錠和矽片等處理程序，原料經拉晶形成晶棒後，進行切割形成矽錠後再藉精密切割形成矽晶片，過程中所產生之廢料稱為矽廢料。噴砂處理之原理則是針對素材表面進行一種破壞性的加工方式，利用細小的研磨砂材顆粒衝擊素材表面，讓表面產生如同顆粒般的凹陷而形成霧面或侵蝕面，進而達到除金鏽、去毛刺、去氧化層等效果，並提升素材表面的光潔度。由於純矽材料非常昂貴，若能將這些原本要丟棄的廢料經由噴砂處理後去除表面雜質、污物及碎屑便能重新熔融再加以利用，提高矽材料的使

用率；惟因噴砂材料具高耐磨的特性，直接噴打矽材料對噴砂設備易致極大磨損，連帶產生大量廢棄物，之舉列廢噴砂產生流程如圖 1 所示。根據行政院環保署全國事業廢棄物申報量統計，台灣地區 2013 年廢噴砂之產量約為 7,377 公噸^[1]，另據推估，2015 年全球太陽能需求將達到 51.4GW。由於太陽能板廢噴砂為電子零組件製造業於太陽能晶片製造過程中所產生之廢棄物，並不符合經濟部廢噴砂之定義，無法依照一般事業廢棄物再利用方式進行回收再利用，若未妥善建立處理處置方式，將對環境造成危害。

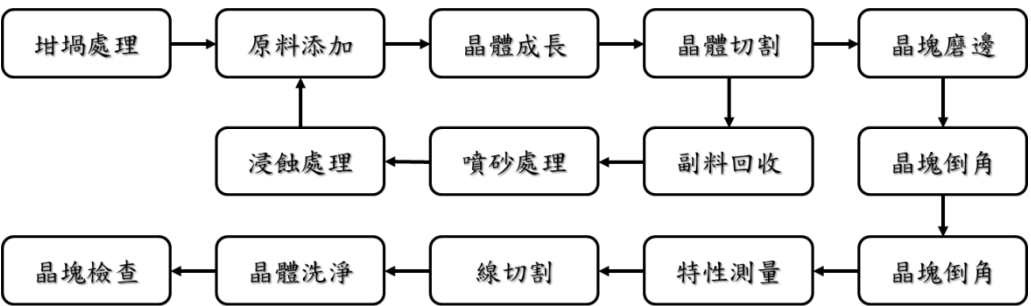


圖 1 廢噴砂產生流程

三、廢噴砂之處置與再利用方式

由於以噴砂處理矽塊材屬較新穎之技術，因此相關再利用方式仍處於發展階段，目前仍以廠房或露天堆放為主，彙整國內外現有再利用方式如下：

1. 混凝土骨材替代物

主要係以廢噴砂取代天然砂石做為細骨材，並與其他摻配料混拌製備混凝土，其流程如圖 2 所示。Sua-iam 及 Makul 以廢噴砂做為細骨材製備混凝土，並利用設計配比達到自充填之效果。而當以 100% 廢噴砂做為細骨材時，減水劑含量將隨之提升；以適當比例添加廢噴砂時，廢噴砂於養護早期具有提升抗壓強度之效果，此係填充效應及卜作嵐反應使然^[2]；國內則以廢噴砂取代傳統水泥混凝土中之細粒

料，當廢噴砂取代量為 20%時，不僅能提高水泥砂漿試體抗壓強度達 55.72%，並可提升水泥砂漿之工作性^[3]。

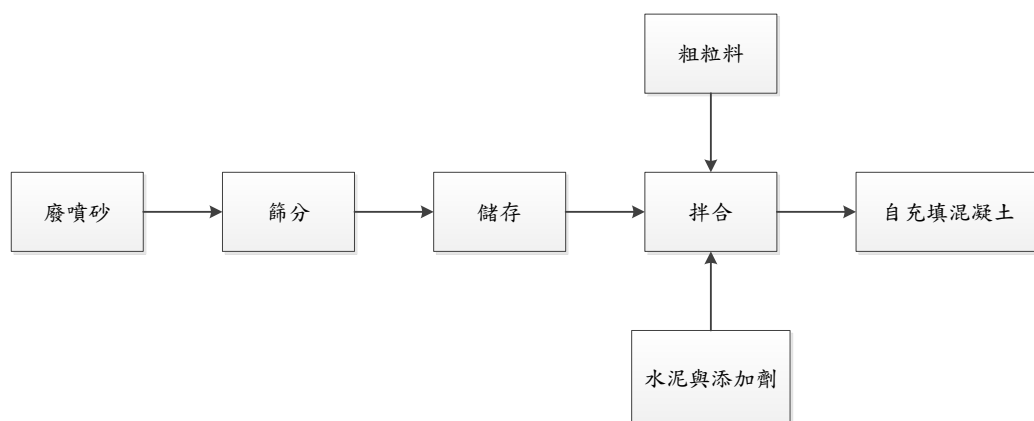


圖 2 廢噴砂再利用於混凝土製品流程

2. 酸洗回收

由於廢噴砂中含有矽、銅、錳及錫等有價金屬，此等有價金屬則可回收。一般利用金屬於不同酸液中之溶解度予以溶蝕及分離，再將目標金屬進行純化回收。國內曾針對銅噴砂廢屑中之銅、鐵及鋅金屬進行回收，回收步驟將含銅噴砂廢屑收集後，再進行性質分析，並以硫酸浸漬溶蝕實驗及硝酸浸漬溶蝕等實驗，最後再將最佳浸漬液中之銅、鐵及鋅等金屬，經電解、沉澱、置換及晶析等程序予以回收，其回收流程如圖 3 所示。結果顯示，其最佳鐵浸漬溶蝕條件為：4N 硫酸、固液比為 0.1(g/mL)，在室溫下浸漬時間為 1 小時，可將含銅噴砂廢屑中之鐵金屬 100% 予以浸漬回收；而最佳銅鋅浸漬溶蝕條件為：7N 硝酸、固液比為 0.1(g/mL)，在溫度 70℃ 下浸漬溶蝕時間為 4 小時，可將含銅鋅殘渣中之銅、鋅金屬 100% 予以浸漬溶蝕。此含銅鋅浸漬液以鋅片做為置換劑，置換時間 9 小時即可達銅 100% 置換回收，過濾後之置換液則以飽和碳酸鈉溶液做為沉澱劑，當其添加量為 3 倍飽和碳酸鈉溶液理論值時，可將置換液中 98.9% 鋅沉澱回收成碳酸鋅，其碳酸鋅純度達 96.9%^[4]。

88 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

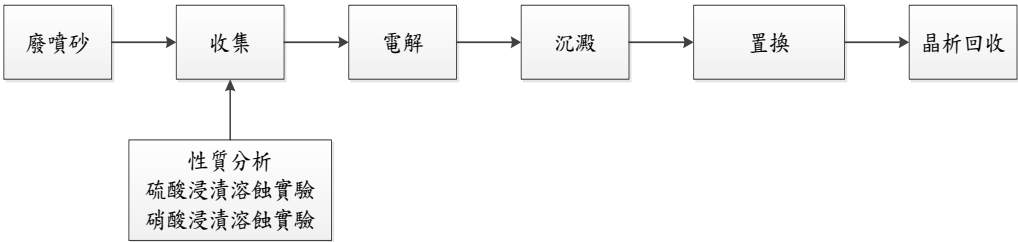


圖 3 銅廢噴砂酸洗回收流程

銅廢噴砂中含有銅及矽之回收方法則是經研磨、過篩、浸漬溶蝕、晶析、pH 值調整、沉澱、置換及電解等程序，將含銅廢矽晶圓予以資源回收，如圖 4 所示。結果顯示，其最佳之銅浸漬溶蝕條件為：1N 硫酸加上理論值 200 倍之過氧化氫、在 70℃、固液比為 0.4(20g/50ml)、浸漬 4 小時下可得 98.6% 之最佳銅浸漬回收率，此含銅濾液在 70℃ 下加熱 2 小時後，於室溫下靜置 12 小時即可將濾液中之銅 100% 晶析成具銷售價值之硫酸銅結晶，或添加足量鐵粉，將其中之銅金屬完全置換成金屬銅。另於最佳浸漬條件下重複浸漬並將其中之銅金屬完全浸漬溶蝕至浸漬液中，再經鐵粉置換法可將浸漬液中之銅置換成金屬銅，所得之濾渣則為 100% 純矽材質 [5]。

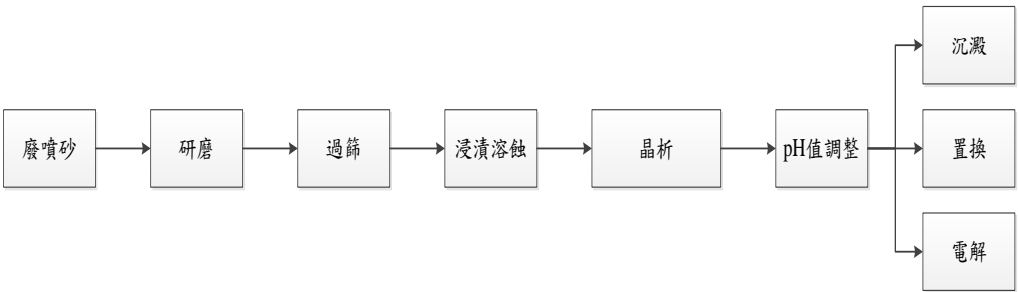


圖 4 含銅廢矽晶圓酸洗回收流程

3.道路工程及配料

由於廢噴砂組成以矽、鋁為主，具有比重大、質硬、耐磨耗及穩定等特點，故可應用於瀝青混凝土中。Means 等人以廢噴砂做為細骨材添加至混凝土中以製備瀝

青混凝土，其流程如圖 5 所示。結果顯示，以廢噴砂做為瀝青混凝土，每公噸可減少 1,452 美元費用，再者添加廢噴砂至混凝土中不僅穩定性良好且 TCLP 試驗結果顯示對環境無危害之虞^[6]。

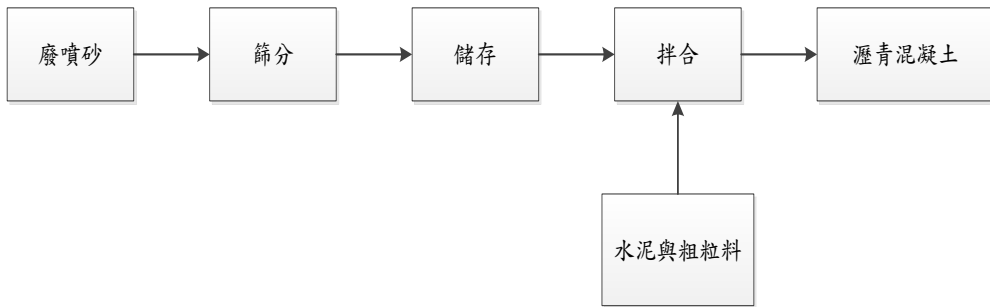


圖 5 廢噴砂於瀝青混凝土之使用流程

四、實驗材料與方法

1. 實驗材料

本研究所使用之廢噴砂為太陽能長晶廠製程中以氧化鋁粉經由噴砂處理矽晶片後所產出之副產物，其物理性質如表 1 所示。廢噴砂 pH 值為 9.53，呈弱鹼性，其比重與密度分別 2.87 與 2.76g/cm^3 。圖 6 則為實驗材料之粒徑分布，廢噴砂主要分布於 $105\sim 44\mu\text{m}$ 之間，約佔 77%，其中小於 $44\mu\text{m}$ 之粒徑約為 5%。

本研究藉由 X-ray 螢光分析儀(XRF)測定材料之化學組成，分析結果如表 2 所示。廢噴砂主要組成為 SiO_2 和 Al_2O_3 ，分別占 66%及 23%，其中廢噴砂中高含量 SiO_2 有助於卜作嵐反應的發生，而廢噴砂在製程上主要是由純氧化鋁粉進行噴砂處理，因此含有較高含量之 Al_2O_3 。波特蘭 I 型水泥其主要組成為 CaO 與 SiO_2 ，分別占 61.9%及 20.42%，廢噴砂之卜作嵐活性則為 96%，為一良好之卜作嵐材料。

90 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

此外，本研究利用 X-ray 粉末繞射儀(XRPD)分析廢噴砂，據以了解其材料之晶相物種，其分析結果如圖 7 所示。結果顯示，水泥主要之繞射峰包括 C_3S 、 C_2S 、 C_3A 及 C_4AF 。廢噴砂則以氧化矽、氧化鋁及銅化鎳等繞射峰為主。

表 1 實驗材料之基本特性分析

Physical Characteristics	Sandblasting Waste
pH (1:10)	9.53
Specific Gravity	2.87
Density (g/cm ³)	2.76
Fineness (kg/m ³)	348.77
Moisture (%)	0.08
LOI (T)	0.32
SAI (%)	96.42

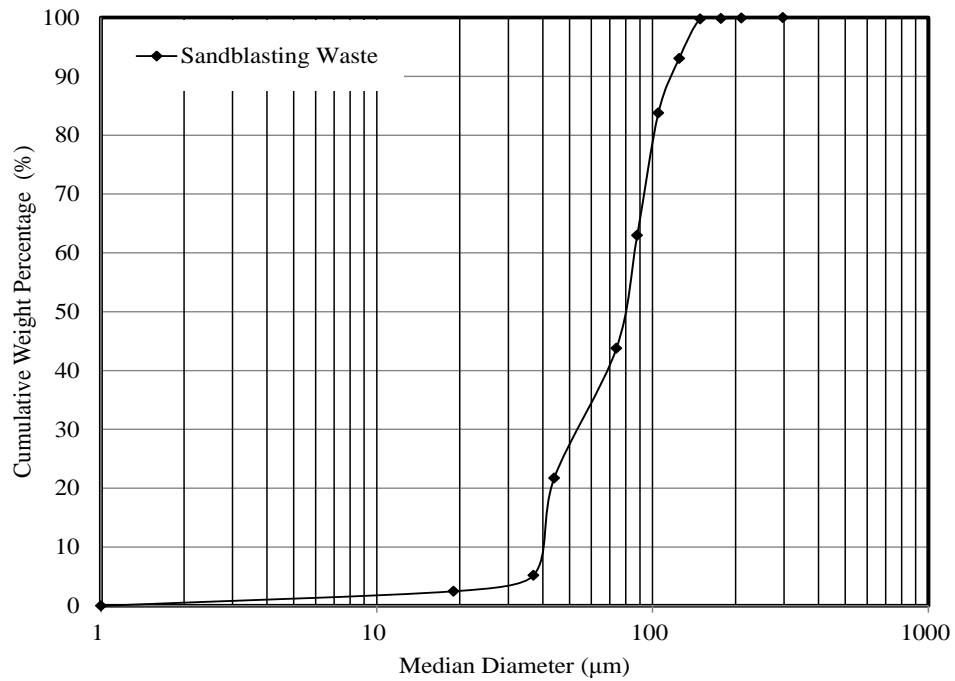


圖 6 廢噴砂之粒徑累積分布圖

表 2 廢噴砂之化學組成

Composition (%)	Sandblasting Waste
SiO ₂	65.70
Al ₂ O ₃	23.20
Fe ₂ O ₃	3.91
CaO	1.01
SO ₃	0.16
K ₂ O	0.18
P ₂ O ₅	0.23
TiO ₂	5.08

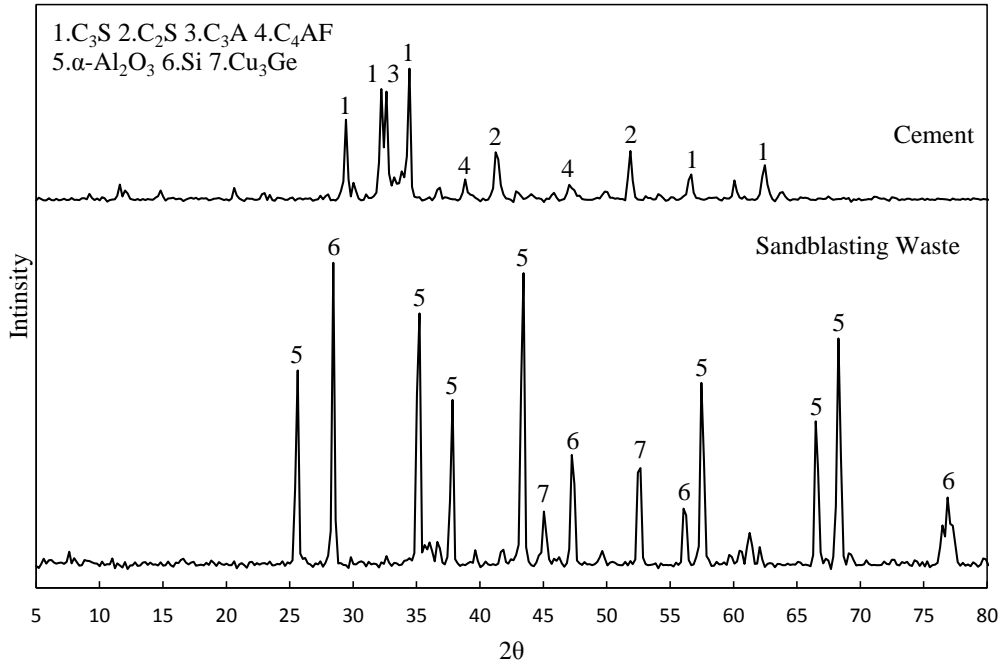


圖 7 實驗材料之 XRD 分析

92 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

本研究係利用光電產業製程所產生之廢棄物，因此在進行廢棄物資材化再利用前應先對原料之重金屬總量及 TCLP 溶出試驗進行探討，以確保對環境安全是否無虞。材料經微波消化後，以 FLAA 進行分析，其結果如表 3 所示。由表中得知，廢噴砂之重金屬溶出主要以 Cr 為主，其含量為 314.29mg/kg，其來源可能是太陽能板上之鍍層經由噴砂處理後隨之沖洗而致；其次為 Zn 及 Cu，分別為 46.43mg/kg 和 28.57mg/kg。另外，依據環檢所公告之「事業廢棄物毒性特性溶出程序，NIEA R201.14C」進行 TCLP 溶出試驗，其結果亦如表 3 所示。由表中得知，廢噴砂之鋅溶出值為 0.21mg/L，皆低於偵測極限，符合法規值，顯示對環境無害，具有資源再利用之潛力。

表 3 廢噴砂之重金屬總量及 TCLP 溶出結果

Sandblasting Waste	Pb	Cr	Cu	Zn	Cd	Ni
Total Metal (mg/kg)	N.D.	314.29	28.57	46.43	N.D.	N.D.
TCLP (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	0.21	N.D.	N.D.
Regulatory Limits (mg/L)	5.00	5.00	15.00	-	1.00	-

ND：Pb<0.015 mg/L；Cr<0.009 mg/L；Cd<0.021 mg/L；Zn<0.074 mg/L；Cu<0.089 mg/L；Ni<0.112 mg/L

2.實驗方法

本研究首先針對廢噴砂進行物化特性及化學組成分析，以建立材料基本物化特性資料，另探討當水膠比為 0.4，廢噴砂取代量為 0~40%，養護齡期為 7~90 天之條件下，廢噴砂水泥漿體之巨微觀變化，以建立最佳操作條件。最後則是探討以廢噴砂做為卜作嵐材料，取代水泥以降低水泥耗用時，可降低之 CO₂ 排放量及能資源之成本消耗。

五、結果與討論

1. 廢噴砂漿體之凝結時間

水泥在拌合過程中，其顆粒表面會開始產生化學反應，形成針狀結晶水化產物，並逐漸聚集凝結形成結晶結構網，水泥亦由流體逐漸凝結硬化為固體並產生強度。表 4 及圖 8 為廢噴砂漿體之初終凝結果。由圖可知 OPC 漿體之凝結時間介於 210~330 分鐘間，當廢噴砂取代量為 10~20%時，漿體凝結時間與 OPC 漿體之凝結時間並無太大差異，這是由於廢噴砂中含有較多的鋁質成分，當水泥進行水化反應時，將先行與水化產物反應生成鈣鋁矽酸鹽類水化產物；當取代量提升至 40%時，凝結時間則有顯著提升，此係隨著廢噴砂取代量的增加，水泥用量的減少，稀釋效應的產生導致水化反應較為遲緩，水化產物生成較慢。

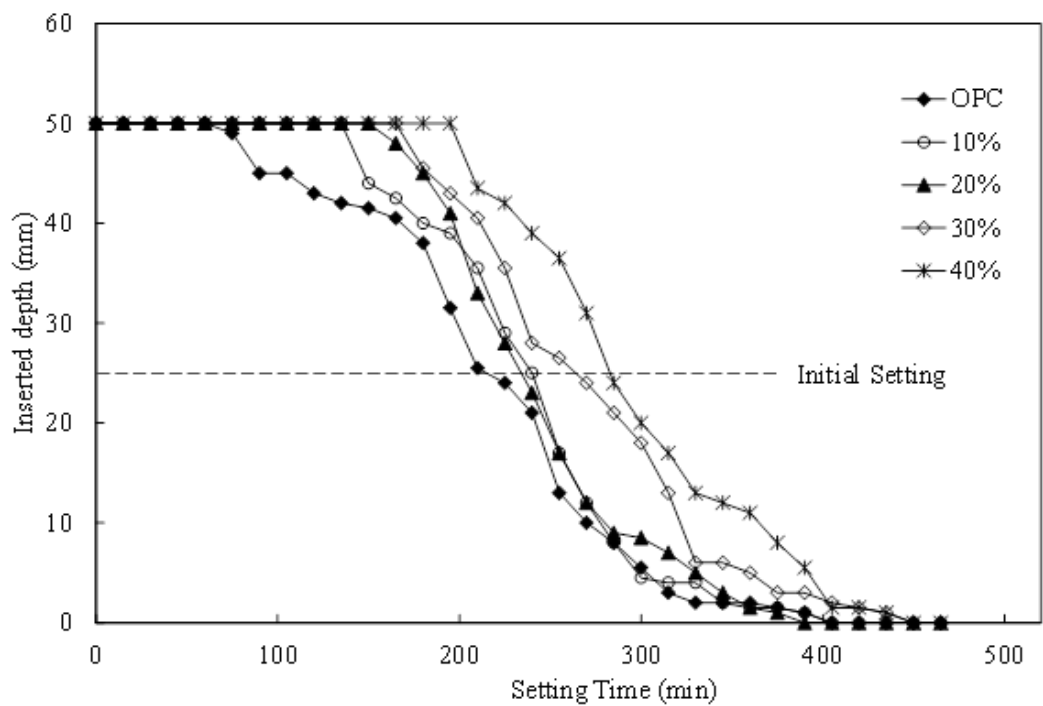


圖 8 廢噴砂漿體之初終凝

表 4 廢噴砂漿體之凝結時間

	Initial set (min)	Final set (min)
OPC	210	330
SW10	240	345
SW20	234	365
SW30	262	405
SW40	286	400

2.廢噴砂水泥漿體之抗壓強度發展

圖 9 為廢噴砂漿體之抗壓強度發展。由圖中得知，當養護齡期為 7 天時，純水泥漿體漿體(OPC)具有較高的抗壓強度。由於水泥之早期強度係依賴組成成分之 C_3S 及 C_2S 於水化過程中產生矽酸鈣水化物，因此，水泥含量對於早期強度具有關鍵性的影響。當養護齡期為 90 天時，受到水化作用持續進行，其抗壓強度將隨養護齡期增加而持續提昇，但抗壓強度發展則逐漸趨於平緩。

廢噴砂漿體之抗壓強度發展結果顯示：當養護齡期為 7 天時，廢噴砂取代量為 10%，其抗壓強度較 OPC 漿體差距大，因此廢噴砂之結晶度較高，結構較為穩定，故需較長時間鹼活化以利進行反應，因此，廢噴砂漿體之早期抗壓強度相對 OPC 水泥低，且廢噴砂隨取代量增加而抗壓強度有顯著之下滑。當養護齡期為 28 天時，水泥持續水化及卜作嵐反應之進行，當廢噴砂取代量為 10~20%時，雖受到卜作嵐反應及水泥持續水化的影響，使抗壓強度持續增加，其抗壓強度於 28 天後則有顯著之提升。隨養護齡期增加，當養護齡期達 90 天時，廢噴砂取代量為 10~20%時其抗壓強度發展仍呈現顯著提升，並與 OPC 漿體之抗壓強度差距逐漸縮減；當廢噴砂取代量為 30%及 40%時，其抗壓強度發展遲緩，由於廢噴砂取代量的增加，受到稀釋效應的影響，水泥含量不足以釋出足夠之鹼性物質進行卜作嵐反應，隨著廢噴砂取代量過多，其抗壓強度發展亦趨於遲緩。

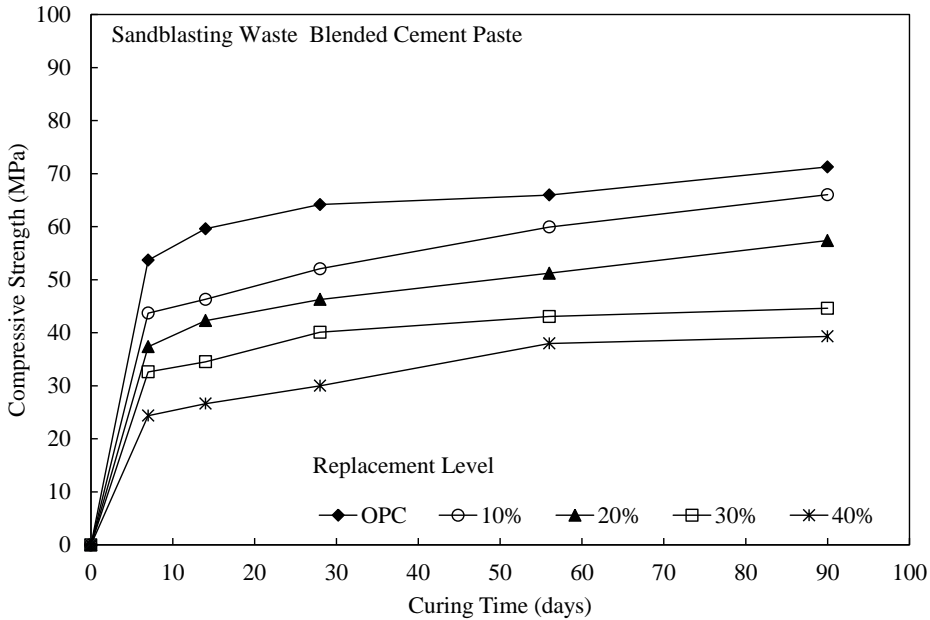


圖 9 廢噴砂漿體抗壓強度發展圖

3. 廢噴砂漿體之 MIP 分析

壓汞孔隙測定儀(Mercury Intrusion Porosimetry, MIP)主要係藉儀器孔隙灌注峰值可觀測出, 初始峰值為汞藉毛细管網絡結構進行貫入, 而當峰值產生圓形峰時, 則為水化產物受到汞持續加壓影響產生破裂, 進而對內部之孔隙大小分布進行分析^[9]。圖 10 為廢噴砂不同取代量之水泥漿體之孔隙大小分布圖。結果顯示, 純水泥漿體之孔隙大小分布主要為 $0.1 \sim 0.01 \mu\text{m}$ 。隨著養護齡期增加, 水化作用持續進行, 所產生之水化產物有助於填塞孔隙, 孔隙分布逐漸由大毛孔轉變為中、小毛孔及膠孔; 當養護齡期為 90 天時, 純水泥漿體之平均孔隙為 40nm, 根據 Jennings 等人研究顯示, 純水泥漿體中存在 C-S-H 膠體孔隙大都集中於 5nm 及 12nm 並呈雙峰分布。

由廢噴砂漿體之孔隙大小分布結果可知, 當養護齡期為 7 天, 各配比之孔隙大小分布主要為 $1 \sim 0.1 \mu\text{m}$ 之間。在養護初期, 由於廢噴砂具有良好結晶相, 活性較低, 故在水化早期無法有效提供水化產物 C-S-H 膠體進行填補, 使孔隙分布轉往 $1.0 \mu\text{m}$

96 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

方向發展，隨取代量的增加，試體孔隙分布明顯往 $1.0\mu\text{m}$ 發展。當養護齡期為 28 天時，因水化反應及卜作嵐反應同時進行，孔隙分布呈現顯著改變。當取代量為 10% 及 20% 試體孔隙主要往 $0.1\mu\text{m}$ 分布，而 $1\sim 0.1\mu\text{m}$ 之孔隙則逐漸減少；當取代量較多(30~40%)時，其孔隙分布變化則趨於緩和，此乃水泥含量的減少並不足以提供適量之 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ，進而對卜作嵐材料進行鹼活化反應，因此孔隙分布仍以 $0.1\mu\text{m}$ 為主。當養護齡期為 90 天，試體受到卜作嵐反應持續填補孔隙的影響，孔隙分布主要以 $0.1\sim 0.01\mu\text{m}$ 為主；隨著養護齡期的增加，微孔受到持續地填補而趨於緻密，大孔亦轉往中孔及小孔發展，其結果正與 Senhadji 等研究相符^[7]。

圖 11 為廢噴砂不同取代量水泥漿體之孔隙體積圖。結果顯示，隨養護齡期持續增加，總孔體積呈現顯著減少，此係水泥持續進行水化反應產生膠體對孔隙進行填補，因此隨養護時間之增加，毛孔含量顯著下降，而毛孔亦有些許減少，致使總孔體積也隨之下降。

廢噴砂漿體之孔隙體積評估結果顯示，養護齡期為 7 天時，取代量為 10% 之漿體相較於 OPC 漿體，其總孔體積有明顯增加，因此廢噴砂受到其高結晶度影響，活性相對較低，故需更長時間進行反應，因此在水化早期之總孔體積有所提升；而當取代量增加時，取代量為 40% 之試體孔隙體積相較於取代量 10% 則有明顯偏大，係由於廢噴砂於水泥水化時並無法直接與水進行反應，且卜作嵐反應屬於二次反應，在水泥含量減少以及廢噴砂反應相對較水泥緩慢的情形下，在養護齡期為 7 天時，其總孔體積相對較高；當養護齡期為 28 天時，廢噴砂取代量為 10% 之水泥漿體其總孔體積相較於 OPC 漿體則相對較高，然而相較於養護早期則有顯著下降，係因水泥水化及卜作嵐反應持續進行，並對結構孔隙進行填補所致；隨廢噴砂取代量增加至 40% 時，其孔隙體積相較於 OPC 仍有明顯偏高，此為受到水泥含量的減少，無法提供足量之鹼物質對卜作嵐材料進行鹼活化之故，因此在養護晚期時，孔隙體積相對較高；當養護齡期為 90 天時，取代量為 10~20% 之總孔體積受到持續水化的影響呈現減少之趨勢，係其所產生之 C-S-H 膠體持續對孔隙進行填補，使毛孔體積有顯著之減少，顯示漿體逐漸由大孔轉往緻密化；而在養護齡期為 90 天，廢噴砂取代量為 40% 時，其孔隙體積亦隨養護齡期增加而有降低的趨勢；因此，隨養

護齡期增加，所有取代量之總孔體積皆有下降之現象，顯示隨養護齡期增加，漿體持續進行反應，孔隙持續受到 C-S-H 膠體填補而逐漸緻密，使孔隙體積朝緻密化趨勢發展，而此結果亦與 Zeng 等人研究結果一致^[8]。

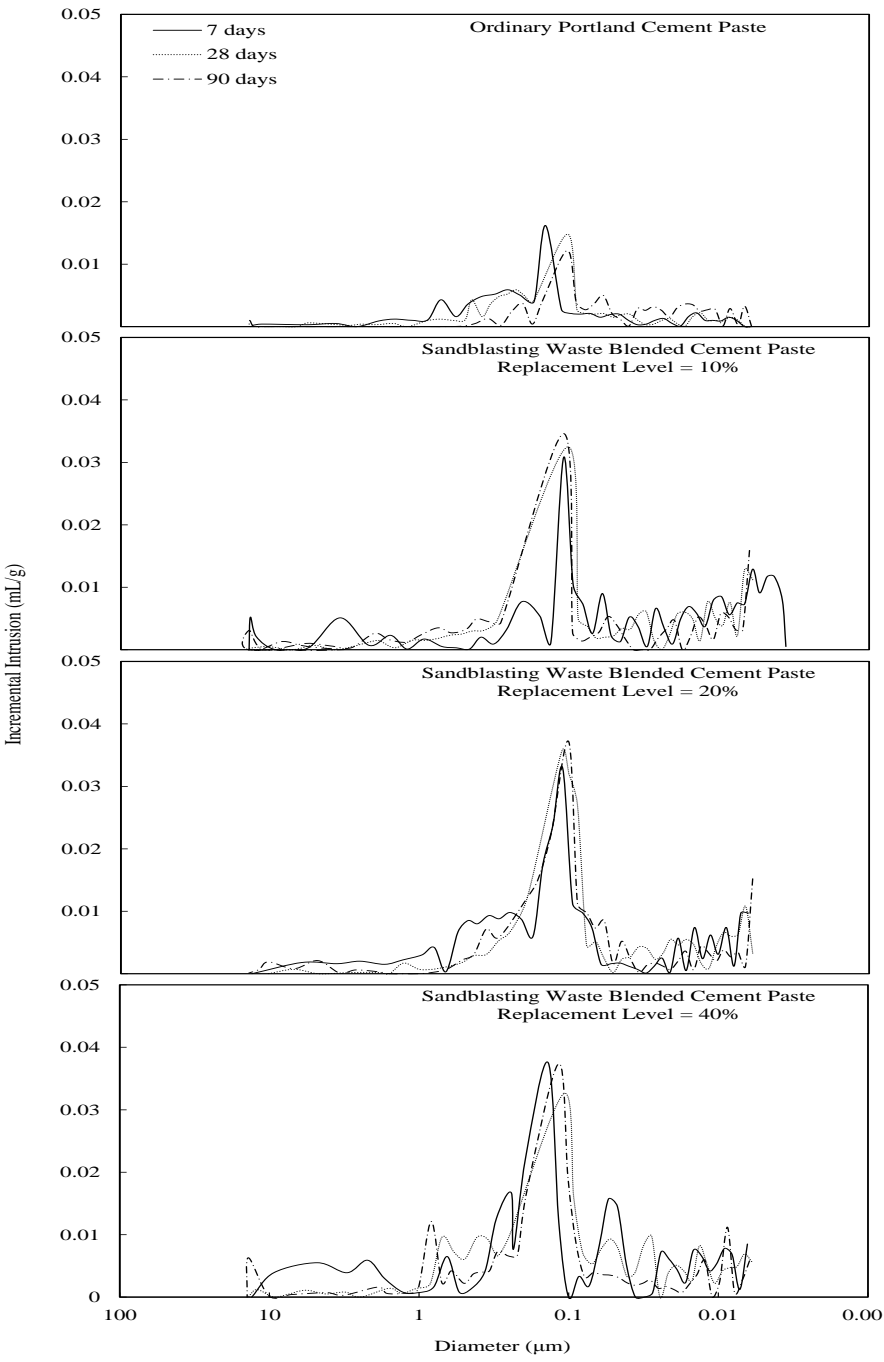


圖 10 廢噴砂漿體之孔隙大小分布

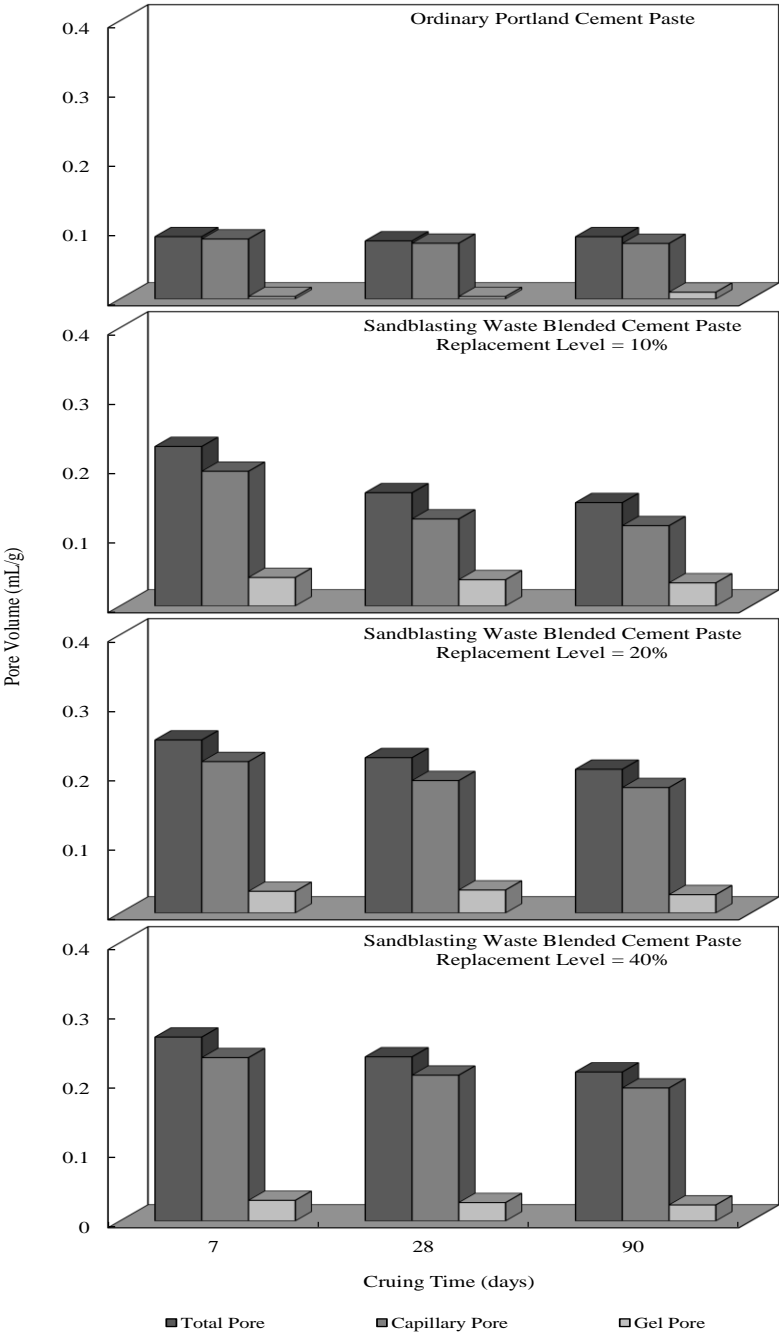


圖 11 廢噴砂漿體之孔隙體積

100 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

4. 廢噴砂漿體之水化程度分析

水泥漿體在養護過程中，受到水化作用持續進行使得內部孔隙持續被 C-S-H 膠體、C-A-H 膠體、CH、Aft 及 Afm 等水化產物逐漸填塞，導致漿體逐漸趨於緻密，強度亦隨之揚升，而水泥則會隨著水化作用逐漸轉為水化產物而減少。本研究係以燒失量計算求得水化程度，結果如圖 12 所示。圖 12 為廢噴砂漿體之水化程度分析，隨著養護齡期增加，其趨勢皆為成長。在養護齡期早期 OPC 漿體之水化程度相較於添加廢噴砂之漿體具有較高的水化程度，然而當廢噴砂取代量逐漸增加，水化程度則相對減少，因此廢噴砂屬於惰性材料，故在水化早期無法有效提升水化反應；另外，隨取代量逐漸增加，受到稀釋效應的影響，漿體中之 C_3S 及 C_2S 含量下降，不足以釋出足量之 $Ca(OH)_2$ 鹼性物質進行反應，因此，當養護齡期為 7 天時，OPC 之水化程度為 58.32%，廢噴砂取代量為 10~40% 之水化程度分別為 53.93%、48.14%、42.63% 及 36.46%；當養護齡期為 28 天時，受到卜作嵐反應及水化反應持續進行的影響，各配比之水化程度皆呈現成長趨勢，其中廢噴砂取代量為 10% 之漿體其水化程度與 OPC 漿體相近，但隨廢噴砂取代量的增加，其水化程度相較於 OPC 漿體則呈現下降趨勢，由於廢噴砂取代量的增加，受到稀釋作用的影響，水泥含量不足以釋出足量的 $Ca(OH)_2$ 對卜作嵐材料進行鹼活化引發卜作嵐反應，故當取代量過高時，不利於水泥水化之發展；當養護齡期為 28 天時，OPC 之水化程度為 63.13%，廢噴砂取代量 10~40% 之水化程度分別為 59.00%、55.57%、49.42% 及 42.41%。當養護齡期為 90 天時，OPC 之水化程度為 68.43%，廢噴砂取代量 10~40% 之水化程度分別為 65.11%、59.83%、55.16% 及 48.95%。當養護齡期為 90 天時，取代量為 10~20% 廢噴砂漿體水化程度與 OPC 漿體之水化程度相當，而隨廢噴砂取代量的增加，水化程度因水泥含量的減少，導致鹼物質含量下降，故水化程度較低。

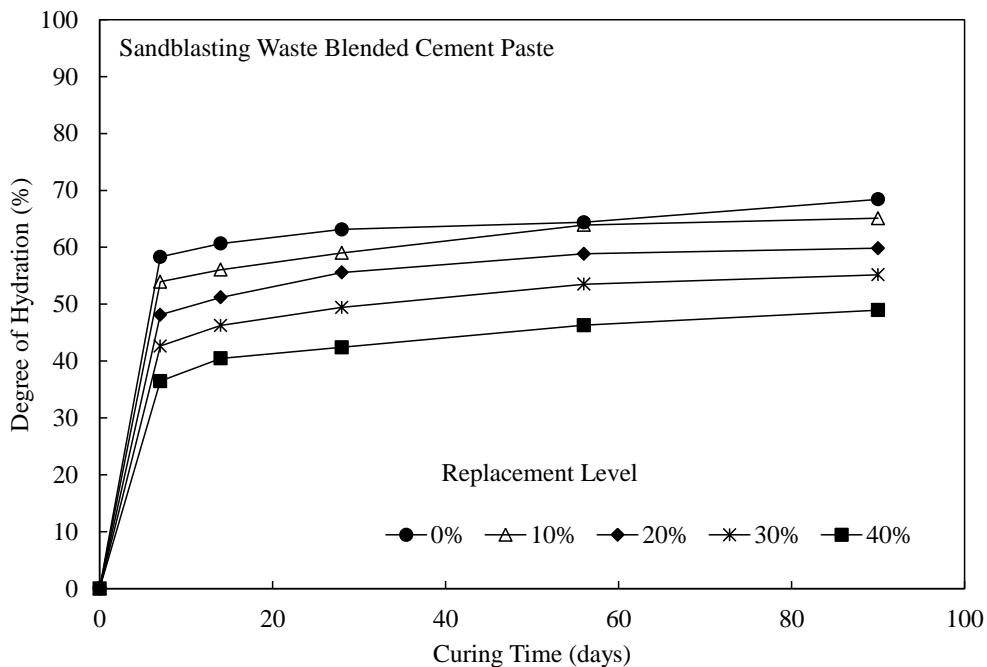


圖 12 廢噴砂漿體之水化程度分析

5.經濟效益及碳排放量

本研究依據聯合國政府氣候變遷專家小組(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)於 1996 年及 2006 年分別出版之「國家溫室氣體清冊(Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories)」所提供之溫室氣體排放量統計方法進行計算。由於 IPCC(1996)版本能源類別不足，因此以 IPCC(2006)本為進行計算，其計算如式(1)所示：

$$\text{CO}_2 \text{ Emission} = (\text{Cement} \times \text{Clinker}_{\text{cement}}) \times \text{EF}_{\text{Clinker}} \quad (1)$$

式(1)係以水泥產量推算熟料產量，其中 $\text{Clinker}_{\text{cement}}$ 為水泥中所含熟料之比例， $\text{EF}_{\text{Clinker}}$ 為 CO_2 排放係數(Emission Factor)。而 $\text{EF}_{\text{Clinker}}$ 之計算式則由式(2)所示：

$$\text{EF}_{\text{Clink}} = \left(\frac{\text{Clinker}_{\text{CaO}}}{\text{MCO}_3(\text{CaO})} \right) \times \text{MCO}_3(\text{CO}_2) \quad (2)$$

102 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

式(2)中 $\text{MCO}_{3(\text{CaO})}$ 為碳酸鹽中 CaO 之重量百分比， $\text{MCO}_{3(\text{CO}_2)}$ 為碳酸鹽加熱產生 CO_2 重量百分比。另依據熟料產量計算式(3)：

$$\text{CO}_2 \text{ Emission} = \text{Clinker} \times \text{EF}_{\text{Clinker}} \times \text{CF}_{\text{CKD}} \quad (3)$$

式(3)以熟料產量進行計算，其中 CF_{CKD} 為校正係數(Correction Factor)，用於校正水泥窯粉塵(Cement Kiln Dust, CKD)造成排放量之增減， CF_{CKD} 為 1.02，或由式(4)求得：

$$\text{CF}_{\text{CKD}} = 1 + \left(\frac{\text{CKD}}{\text{Clinker}} \right) \times \text{CKD}_{\text{MCO}_3} \times \text{CKD}_{\text{thermal of MCO}_3} \times \left(\frac{\text{EF}_{\text{MCO}_3}}{\text{EF}_{\text{Clinker}}} \right) \quad (4)$$

式(4)中 CKD 為回收至窯爐之 CKD 含量， $\text{CKD}_{\text{MCO}_3}$ 為 CKD 中之碳酸鹽含量， $\text{CKD}_{\text{thermal of MCO}_3}$ 為 CKD 所含碳酸鹽煅燒比例。另外式(5)係由碳酸鹽使用量進行計算：

$\text{CO}_2 \text{ Emission} =$

$$\text{EF}_{\text{MCO}_3} \times \text{MCO}_{3(\text{use})} \times \text{MCO}_{3(\text{thermal})} - \text{CKD} \times \text{CKD}_{\text{MCO}_3} \times \left(1 - \text{CKD}_{\text{thermal of MCO}_3} \right) \times \text{EF}_{\text{MCO}_3} + \text{Other} \quad (5)$$

式(5)中 $\text{MCO}_{3(\text{thermal})}$ 為碳酸鹽煅燒比例， Other 為其他非燃料之非碳酸鹽含碳物質使用造成之排放量；當無可靠數據時，可假設碳酸鹽煅燒比例為 1， CKD 所含碳酸鹽煅燒比例為 1；若其他燃料類用途之非碳酸鹽含碳物質產生之熱小於總生成熱之 5%，可予其所造成之 CO_2 排放忽略。表 5 為碳酸鹽排放係數。

表 5 碳酸鹽排放係數

碳酸鹽種類	分子量	排放係數 (t · CO ₂ /MCO ₃ t)
CaCO ₃	100	0.44
MgCO ₃	84	0.52
CaMg(CO ₃) ₂	184	0.47
FeCO ₃	116	0.38
Ca(Fe, Mg, Mn)(CO ₃) ₂	185-216	0.41-0.48
MnCO ₃	115	0.38
Na ₂ CO ₃	106	0.41

資料來源：IPPC, 2006

另外，水泥於生產過程中能源消耗所產生之 CO₂ 占總碳排放之 50%，故其能源消耗所產生之 CO₂ 排放量須另行計算，如式(6)所示^[9]：

$$t_{CO_2} / year = [(Fuel_{emis} \cdot Energy_{kiln} + Raw - mat_{emis}) \times Clinker_{content}] \cdot Pr oduct_{cement} / year \quad (6)$$

其中，Fuel_{emis} 為燃料燃燒所釋放的二氧化碳(tCO₂/MJ)；Energy_{kiln} 為窯的技術 (MJ/t_{clinker})；Raw-mat_{emis} 為生料所釋放的二氧化碳量(tCO₂/t_{clinker})；Clinker_{content} 為熟料在水泥中的百分比(t_{clinker}/t_{cement})；Production_{cement}/year 則為水泥每年最終的生產量 (t_{cement}/year)。此外，國內水泥廠多以半煙煤做為燃料，且其含碳量約為 0.75%，計算碳元素燃燒產生之 CO₂，則以工業局資料進行計算^[10]。

以台灣 2013 年水泥生產量 1,657 萬公噸估計，以式(1)計算結果，其中熟料/水泥比值為 0.95，CaCO₃之排放係數為 0.44。燃料煤之 CO₂ 排放量為 2.48kg CO₂/kg，國內每公噸半煙煤中約含 0.75 公噸碳，根據碳元素燃燒產生 CO₂ 之反應式得知，每公噸碳可產生 3.67 公噸的 CO₂ 因此每公噸之半煙煤可產生 2.75 公噸之 CO₂，根據工業局統計，每生產 1 公噸熟料需使用 0.12 公噸半煙煤，故水泥製程中所得之 CO₂ 排放量為 1,212.09 萬公噸。水泥材料在未來仍為最重要之建材，然其 CO₂ 排放

104 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

量亦顯而易見，因此如何減少水泥用量之情況下，仍不影響其工作性、機械特性及耐久性並減少 CO₂ 之排放至為關鍵。表 6 為波特蘭水泥與廢噴砂水泥之 CO₂ 排放量比較。由於廢噴砂屬於工業廢棄物，因此無需考慮原料開採所排放之 CO₂。若以廢噴砂取代水泥量分別為 10%、20%、30% 及 40% 進行計算，則可分別降低約 121、242、364 及 485 萬噸之 CO₂ 排放；若以 2014 年歐盟碳市場 4.72 歐元/公噸計價，台灣地區可減少約 572、1,144、1,716 及 2,288 萬歐元之碳價格。

表 6 波特蘭水泥與廢噴砂水泥之 CO₂ 排放量比較

	波特蘭 水泥漿體	取代量為 10%之 廢噴砂漿體	取代量為 20%之 廢噴砂漿體	取代量為 30%之 廢噴砂漿體	取代量為 40%之 廢噴砂漿體
CO ₂ 排放量 (公噸 CO ₂ /年)	1,212.09 萬	1,090.88 萬	969.68 萬	848.46 萬	727.25 萬
碳價格 (歐元/年)	5,721.06 萬	5,148.95 萬	4,576.89 萬	4,004.73 萬	3,432.62 萬

六、結 論

本研究所使用之廢噴砂為太陽能長晶廠製程中以氧化鋁粉經由噴砂處理矽晶片後所產出之副產物，廢噴砂主要之化學組成為 SiO₂ 及 Al₂O₃，TCLP 事業廢棄物毒性特性溶出程序結果顯示均未超標，對環境無危害之慮。添加廢噴砂取代部分水泥具有延緩凝結時間、填充孔隙以達致密化、提升晚期強度及水化程度之效能；當廢噴砂取代水泥量分別為 10%、20%、30% 及 40% 時，台灣地區可減少 CO₂ 排放約 121、242、364 及 485 萬噸/年，並可減少碳價格分別約 572、1,144、1,716 及 2,288 萬歐元/年，故未來廢噴砂可應用於實廠做為卜作嵐材料，不僅可降低 CO₂ 排放及能資源之開採，亦兼具資材化再利用之效益。

七、參考文獻

1. 行政院環境保護署事業廢棄物申報及管理資訊系統：
<http://waste.epa.gov.tw/prog/IndexFrame.asp>
2. Sua-iam, G., & Makul, N. (2013). Use of recycled alumina as fine aggregate replacement in self-compacting concrete. *Construction and Building Materials*, 47, 701-710.
3. 趙國竣 (2014)，「太陽能多晶矽表面處理之廢噴砂再利用於混凝土之研究」，碩士論文，國立台北科技大學資源工程研究所。
4. 郭碧芳 (2010)，「銻錫氧化物噴砂廢屑資源再生之研究」，碩士論文，大葉大學環境工程研究所。
5. 吳彥翬 (2008)，「含銅廢矽晶源資源化再生之研究」，碩士論文，大葉大學環境工程研究所。
6. Means, J., Heath, J., Barth, E., Monlux, K., & Solare, J. (1991). The feasibility of recycling spent hazardous sandblasting grit into asphalt concrete. *Studies in Environmental Science*, 48, 553-560.
7. Senhadji, Y., Escadeillas, G., M.Mouli, Khelafi, H., & Benosman. (2014). Influence of natural pozzolan, silica fume and limestone fine on strength, acid resistance and microstructure of mortar. *Power Technology*, 254, 314-323.
8. Zeng, Q., Li, K., Fen-Chong, T., & Dangla, P. (2012). Pore structure characterization of cement pastes blended with high-volume fly-ash. *Cement and Concrete Research*, 42(1), 194-204.
9. Habert, G., & Roussel, N. (2009). Study of two concrete mix-design strategies to reach carbon mitigation objectives. *Cement and Concrete Composites*, 31(6), 397-402.

106 回收再利用廢噴砂取代部分水泥之經濟效益及碳排放分析

10. 林世欽(2007)，「台灣地區水泥製造業 NO_x 與 CO_2 排放特性及 DeNO_x 設施成效探討」，碩士論文，國立中央大學環境工程研究所。