

空氣污染與噪音類

利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

.....張榮興、廖良諭、黃承榮 1

水處理與資源再利用類

污(廢)水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討.....林志高、賴文亮、黎德明 29

半導體封裝業廢水污泥冒煙之探討

.....林政紀、葉斯馨、陳進裕、張哲明、黃瀚賢、陳建安 49

海淡鹵水資源化評估與潛力分析

.....劉昞憲、洪修棟、洪雅滿、蔡翼澤、何佳樺、劉柏逸 65

資源循環與再利用類

從循環經濟觀點探討核二廠除役廢棄物之可行性

.....簡淑美 79

太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維.....楊凱翔、陳俊良、楊昇府 97

都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

.....林志高、曾迪華、黎德明 131

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 164 期,共刊載 1,894 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。

115 年度之文稿範疇包含空污防制及案例、減碳議題、節水及廢水回收再利用、再生水系統化(如都市生活污水再利用,以供產業用水)、廢水及重金屬處理技術、資源循環及減碳行動、土壤與地下水整治及調查技術、綠色永續韌性整治、毒性化學物質管理、再生能源發展與應用、永續發展策略、生命週期評估等。

本期共收錄 7 篇,分別撰述「利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用」、「污(廢)水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討」、「半導體封裝業廢水污泥冒煙之探討」、「海淡鹵水資源化評估與潛力分析」、「從循環經濟觀點探討核二廠除役廢棄物之可行性」、「太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維」、「都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略」,作者慨賜宏文,提供寶貴經驗,特此致謝。

空氣污染與噪音類

利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及 能源回收應用

張榮興*、廖良諭**、黃承榮***

摘 要

高濃度 VOCs 廢氣由於具有易燃、易爆、流量及濃度瞬間快速變化的特性，百餘年來一直使用高空廢氣燃燒塔放空燃燒，除了安全問題外，更是造成環境污染的嫌惡設施；但由於往日業界一直未能發展出安全替代解決方案，因此，沿用至今。高溫脈衝波反應器（PDR，Pulse Detonation Reactor）是採用脈衝式爆轟衝擊波的新穎燃燒科技，是近年來逐漸被採用的成功、安全技術方案，已經在李長榮化工集團、台橡公司、中石化公司、中油公司等歷經多年的實際操作應用，證實可以安全、有效且經濟的處理高濃度 VOCs 廢氣，並回收能源再利用，達成節能減碳循環經濟的目標。PDR 技術具有以下特點：(1) 安全且可承受 VOC 廢氣濃度及流量的快速變化；(2) 處理性能破壞效率可達 99.9% 以上，遠優於現行環保法規要求；(3) 處理技術獲得國內外一致肯定及多項獎項，迄今已獲得 2016 年台灣國家發明創作獎發明金牌獎、2018 年中國首屆綠色能源創新技術大賽第二名、2020 年獲得經濟部工業局低碳科技應用計畫獎助(編號 E10900040001-13)。

2 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

【關鍵字】 VOCs廢氣、高濃度、高溫脈衝波反應器、Pulse Detonation Reactor、PDR、能源回收、節能減碳、PDR-DFTO、PDR-RTO

*奧特拉斯股份有限公司 董事長

**奧特拉斯股份有限公司 總經理

***奧特拉斯股份有限公司 技術長

一、前言

密西根大學的 George Granger Brown 教授於 1928 年舉行的第一屆燃燒研討會中說：『燃燒是人類進化過程中最重要的化學反應。人類與動物都仰賴燃燒提供維生所需要的能源。由洪荒而文明，人類最明顯的成長即來自於對燃燒或火焰的控制；展望未來，人類的進步仍將或多或少仰賴更先進、更有效率的燃燒控制。』(Brown, 1948; Brown, 1950) 時至今日，人類為了解決環境問題、為了太空科技發展、發展超高速飛行器，都需要使用高效率的燃燒技術，此言仍真；尤其是『更先進、更有效率的燃燒控制』正是解決今日全球氣候變遷、溫室效率、空氣品質、毒性物質排放及廢棄物污染的必要手段之一(張榮興，2017)。

燃燒需要有三種要素並存才能發生，分別是可燃物(如燃料、揮發性有機化合物 VOCs 廢氣)、助燃物(如氧氣)、以及溫度要達到燃點。燃燒三要素並稱為『火三角』；助燃物是燃燒反應中的氧化劑，氧氣是燃燒反應中最常見的助燃物(Brown, 1950)。在各種產業產生的 VOCs 廢氣中，化工產業及橡膠業產生的高濃度 VOCs 廢氣由於具有不定期排放、流量不穩定、濃度變化大、常含有大量氮氣等特性，導致使用傳統燃燒技術處理時，常常會發生熄火、燃爆意外，使用傳統燃燒技術處理及回收能源風險較高。為了解決這種困擾，『廢氣燃燒塔』或稱為『長明燈』是傳統石油、化工、化學工廠防止可燃性氣體釋放的最後一道防線。

高濃度 VOCs 廢氣利用廢氣燃燒塔處理，已經在業界使用超過百年，對地球暖化、空氣污染造成一定的影響，是業界一直希望解決的重要課題之一，也是民眾最反對的環境嫌惡項目。但是廢氣燃燒塔氣體由於具有流量不穩定、濃度變化大、常含有大量氮氣以避免回火意外等特性，不容易使用傳統燃燒技術處理及回收能源。因此，石油、化工、化學工廠一百多年來均採用對空排放燃燒來解決；高空廢氣燃燒塔燃燒需要常年使用大量天然氣來點燃這些排放的高濃度 VOCs 廢氣，且為了讓燃燒氣體能有效的擴散、燃燒，通常也需要使用大量蒸汽進行氣吹，因此，是石油、化工、化學工廠污染最嚴重、能量消耗巨大的終極處理設備之一。

4 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

廢氣燃燒塔 VOCs 廢氣處理技術除了壓縮回收之外，最終處理途徑通常需要使用熱處理技術作徹底的解決；採用傳統的燃燒技術處理，其能量密度低，約為 100 W/cm^2 ，且需要面對高濃度 VOCs 廢氣縮載比(Turn-Down Ratio)大、濃度瞬息萬變的困擾，因此、燃燒系統容易發生熄火、回火等技術及工安問題。產業界多年來嘗試利用各種傳統的燃燒技術，設法解決高濃度 VOCs 廢氣氧化處理的問題，包含將高濃度 VOCs 廢氣稀釋到爆炸濃度下限的 25%以下，才容許導入熱處理設施處理(Newsholm, 2004；Walsileski, 2005；Walsileski, 2007)，但產業界依此建議實施，由於稀釋過程會穿越爆炸範圍，因此，仍持續發生各種爆炸意外。其主要原因在於高濃度 VOCs 廢氣的不穩定產出的特性，處理系統必須面對流量快速變化、濃度快速變化的特性，傳統燃燒系統常會產生回火、燃爆、甚至爆炸的意外(Windhorst, 2004；Ennis, 2004；張榮興，2017)。

既然高濃度 VOCs 廢氣具有易燃易爆的特性，我們乃提出『以爆制爆』的策略，發展出使用爆轟技術(Detonation)的嶄新 VOCs 廢氣處理技術『高溫脈衝波反應器(Pulse Detonation Reactor, PDR)』，利用爆轟反應能量密度高達 10^{10} W/cm^2 的特性，在有限的爆轟反應器內，讓高濃度 VOCs 廢氣自然產生爆轟反應，將高濃度 VOCs 廢氣的能量經由有限空間內的爆轟反應，將能量釋放出來，以利進行安全、有效的破壞處理。高溫脈衝波反應器 PDR 是一種嶄新的類似汽車引擎的高溫反應器(張榮興，2017)，在反應器內部可控制體積範圍內，其內部利用爆轟促進器促進可燃性氣體及空氣的混合，使可燃性氣體自動產生連續的混合、點燃、逆流爆轟、熄焰的程序，使得可燃性氣體能連續利用爆轟衝擊波的高溫、高壓、高速進行高溫氧化反應或被破壞(張榮興，2024；張榮興，2026)。VOCs 氣體經 PDR 破壞處理後，再結合再生式熱氧化器(RTO)、直燃式熱氧化器(DFTO)、焚化爐(Incinerator)及廢熱回收鍋爐，有效率的回收能源，達成高濃度 VOCs 廢氣的有效處理及能源回收，創造環境友善、節能、減碳、循環經濟的高投資效益的新處理系統，是高濃度 VOCs 廢氣一種全新的處理及能源回收技術。

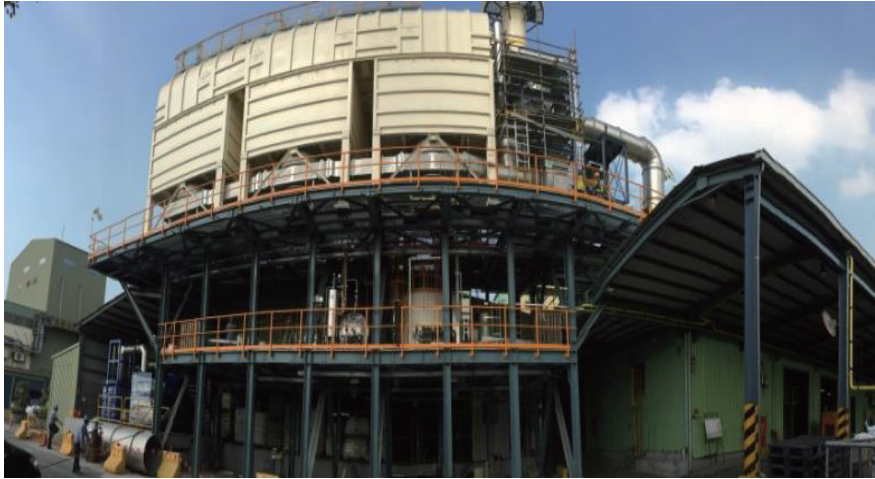


圖 1 結合高溫脈衝波反應器的 3-蓄熱槽再生熱氧化處理器 (PDR-RTO)
(照片由奧特拉斯公司提供, 2014)

二、高溫脈衝波反應器 PDR

爆轟是指可燃性氣體與適量的空氣或氧氣的氣體混合物，存在於一管狀容器中，在管內某一點將氣體混合物點燃時，火焰面會非常快速進行稱為爆燃(Deflagration)，並與其進行方向前方的壓縮波結合生成衝擊波，然後會突然增加燃燒傳播速度，使其速度達音速以上並趨於安定，此現象稱為爆轟，而此局部經壓縮產生衝擊波的反應區域稱為爆轟衝擊波(Detonation Wave)。爆轟衝擊波通過後，氣體混合物的化學組成即發生變化，此爆轟衝擊波若撞擊到物質，不但在極短時間內給予強烈的衝擊壓力及高溫，同時也會產生機械的破壞作用(Jouguet, 1905)。有關氣體爆燃與爆轟的研究，始自十九世紀末，但是絕大部分的研究都著重在爆炸防止、防災、武器、炸藥、爆炸與爆破工程相關的研究；近年來，還有部分研究是著重在利用爆轟衝擊波產生超音速的特性，發展超音速高速飛行器或各種武器應用。

進行爆轟過程的理論分析時，可以將爆轟所產生的物理現象與化學反應簡化為一個含化學反應的一維定常傳播的爆轟衝擊波強間斷面(Jouguet, 1905; Jouguet, 1906)。對於爆

6 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

轟衝擊波的強間斷面兩側的混合氣體狀態，可以建立三個守恆方程，分別為品質守恆、動量守恆及能量守恆，如下列方程式所示(Kailasanath, 2003；Valli, 2014)：

$$\rho_1(D_2 - u_1) = \rho_2(D_2 - u_2) \quad (1)$$

$$P_1 + \rho_1(D_2 - u_1)^2 = P_2 + \rho_2(D_2 - u_2)^2 \quad (2)$$

$$E_1 + \frac{P_1}{\rho_1} + \frac{(D_2 - u_1)^2}{2} = E_2 + \frac{P_2}{\rho_2} + \frac{(D_2 - u_2)^2}{2} \quad (3)$$

其中，狀態 1 為爆轟衝擊波前氣體反應物尚未進行反應的狀態，狀態 2 為爆轟衝擊波後已進行反應的狀態。E 為氣體能量、D 為爆轟衝擊波傳遞速度、P 為氣體壓力、u 為氣體速度、 ρ 為氣體密度。

而伴有化學反應和釋放部分反應熱 Q 的理想氣體，其狀態方程可以寫成(Jouguet, 1905；Jouguet, 1906)：

$$E = \frac{1}{\gamma - 1} \frac{P}{\rho} - \lambda Q \quad (4)$$

其中， $\gamma = \frac{C_p}{C_v}$ ， C_p 為定壓比熱、 C_v 為定容比熱。方程式(3)及方程式(4)中不僅包括物質熱運動的內能，而且還包括化學反應能。在爆轟衝擊波關係中 $E = E(P, V)$ ，而在爆轟衝擊波關係中由於存在化學反應，因此，能量 E 除了是壓力 P 與體積 V 的函數以外，也與化學反應進展所伴隨產生的反應能量有關，也就是 $E = E(P, V, \lambda)$ ，其中 λ 為化學反應進展度。 $\lambda=0$ 表示尚未進行化學反應的初始狀態； $\lambda=1$ 表示反應終態。

由方程式(1)和(2)用無因次參數表達，可以得到火焰速度與波面兩側狀態參數的關係式為(Kailasanath, 2003；Valli, 2014)：

$$\frac{P_1}{P_2} - 1 = \gamma_1 M_1^2 \left(1 - \frac{\rho_1}{\rho_2}\right) \quad (5)$$

$$M_1 = \frac{(D_2 - u_1)}{c_1} \quad (6)$$

其中 M 為火焰面相對於前驅衝擊波通過後的狀態的馬赫數，c 為音速。由方程式(3)和方程式(4)用無因次表示可以得到 Hugoniot 方程式，

$$\left(\frac{P_2}{P_1} + \alpha\right) \left(\frac{\rho_1}{\rho_2} - \alpha\right) = \beta \quad (7)$$

其中

$$\alpha = \frac{\gamma_2 - 1}{\gamma_2 + 1} \quad (8)$$

$$\beta = \alpha \left[\left(\frac{\gamma_1 + 1}{\gamma_1 - 1} + \frac{2\gamma_1 Q}{c_1^2} \right) - \alpha \right] \quad (9)$$

由方程式(5)和方程式(7)聯立求解，可求得火焰陣面後的氣體密度參數與壓力參數為 (Kailasanath, 2003 ; Valli, 2014) :

$$\frac{\rho_2}{\rho_1} = \frac{\gamma_1(\gamma_2 + 1)}{\gamma_2(\gamma_1 + v \pm A)} \quad (10)$$

$$\frac{P_2}{P_1} = \frac{\gamma_1 + v \mp \gamma_1 A}{(\gamma_2 + 1)v} \quad (11)$$

其中

$$v = \frac{1}{M_1^2} = \frac{c_1^2}{(D_2 - u_1)^2} \quad (12)$$

$$A = \sqrt{\left[\left(\frac{\gamma_1}{\gamma_2} - v \right)^2 - Kv \right]} \quad (13)$$

$$K = 2 \left[\frac{\gamma_1(\gamma_2 - \gamma_1)(\gamma_2 + 1)}{\gamma_2^2(\gamma_1 - 1)} + \frac{\gamma_1^2(\gamma_2 - \gamma_1)Q}{\gamma_2^2 c_1^2} \right] \quad (14)$$

在方程式(10)中的正號『+』A 及方程式(11)中的負號『-』A 對應爆轟支的弱解，而方程式(10)中的負號『-』A 及方程式(11)中的正號『+』A 對應爆燃支的強解。當 A=0 時，在在爆轟支和爆燃支上各有一個唯一的解，這兩個解分別被稱為 CJ 爆轟解和 CJ 爆燃解。對於 CJ 爆轟解，此時火焰陣面已經趕上前驅衝擊波陣面。根據 CJ 理論，只考慮反應的初態和終態，不接觸反應區的參數，對於 CJ 爆轟參數，可以通過質量守恆、動量守恆、能量守恆，再加上 CJ 爆轟的條件，聯立求解得出。

CJ 爆轟速度或者 CJ 爆燃速度值可以通過唯一解的條件 A=0 得出，其對應的 CJ 壓力 P_{CJ} 及 CJ 氣體體積 V_{CJ} 分別為(Kailasanath, 2003 ; Valli, 2014) :

$$u_{CJ} = \frac{D - \frac{\gamma_1 P_1}{\rho_1 D}}{\gamma_1 + 1} \quad (15)$$

$$P_{CJ} = \frac{P_1 + \rho_1 D^2}{\gamma_1 + 1} \quad (16)$$

8 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

$$V_{CJ} = \frac{\gamma_1(P_1 + \rho_1 D^2)}{(\gamma_1 + 1)\rho_1^2 D^2} \quad (17)$$

其中

$$D = \sqrt{\frac{2\gamma P_1 + 2(\gamma_1^2 - 1)\rho_1 Q + \sqrt{[2(\gamma_1^2 - 1)\rho_1 Q]^2 + 2\gamma_1(\gamma_1^2 - 1)P_1\rho_1 Q}}{2\rho_1}} \quad (18)$$

$$v_{CJ} = \frac{1}{M_{CJ}^2} = \left(\frac{\gamma_1}{\gamma_2} + \frac{K}{2}\right) \pm \left[\left(\frac{\gamma_1}{\gamma_2} + \frac{K}{4}\right)K\right]^{\frac{1}{2}} \quad (19)$$

氣體爆燃與爆轟與一般的化學反應主要的差異在於爆燃及爆轟是以反應波的形式按照一定的速度傳播前進、自動進行。燃燒反應的能量是經由熱傳導、熱輻射及燃燒氣體產物的擴散作用傳遞到尚未燃燒的反應物；爆轟則是利用爆炸衝擊波的強大衝擊壓縮作用，將能量傳遞給尚未燃燒的反應物。傳統燃燒技藝使用的燃燒反應的傳遞速度通常低於音速，每秒數毫米到每秒數公尺；爆轟過程的爆轟衝擊波傳播速度則遠大於音速，其速度一般高達每秒數千公尺，例如氫氣(20%)在空氣中的爆炸衝擊波速度可達每秒 1,700 公尺。傳統的燃燒過程的傳播，易受外界條件尤其是環境壓力的影響；但是爆轟的爆炸衝擊波的傳遞速度極快，且幾乎不受外界條件的影響，其爆轟速度在一定條件下是一個固定的常數。

臺灣發明專利台灣發明專利 1884061 號(張榮興，2025)所提出的 PDR 技術專利，是利用爆轟理論創造出一種使用爆轟技術進行化學反應的方法及應用該方法的高溫脈衝波反應器 PDR，利用該發明的高溫脈衝波反應器連續產生氣體逆流爆轟衝擊波，並利用爆轟衝擊波的高溫、高壓、高速特性連續進行高溫氧化反應，可以有效的應用於半導體產業的全氟化物 PFCs 廢氣處理、VOCs 廢氣處理、油品或有機固體的高溫氣化、活性炭製造、人造奈米鑽石製造、奈米材料製造、奈米燃料電池製造等廣泛的用途。

(一)PDR 作動機制

PDR 基本上是一種嶄新的自動爆轟反應器，利用安裝在高溫脈衝波反應器內部的爆轟促進器促進可燃性氣體反應物及空氣的混合，使得氣體混合物在高溫脈衝波反應器本體內，均勻的由進料端往反應產物出口方向流動，如圖 2 進料步驟 110 至充滿步驟 120

所示(張榮興, 2025)。當氣體混合物抵達安裝於爆轟促進器下游端的點火裝置組位置時, 氣體混合物將被點火裝置組點燃, 如圖 2 點燃步驟 130 所示。

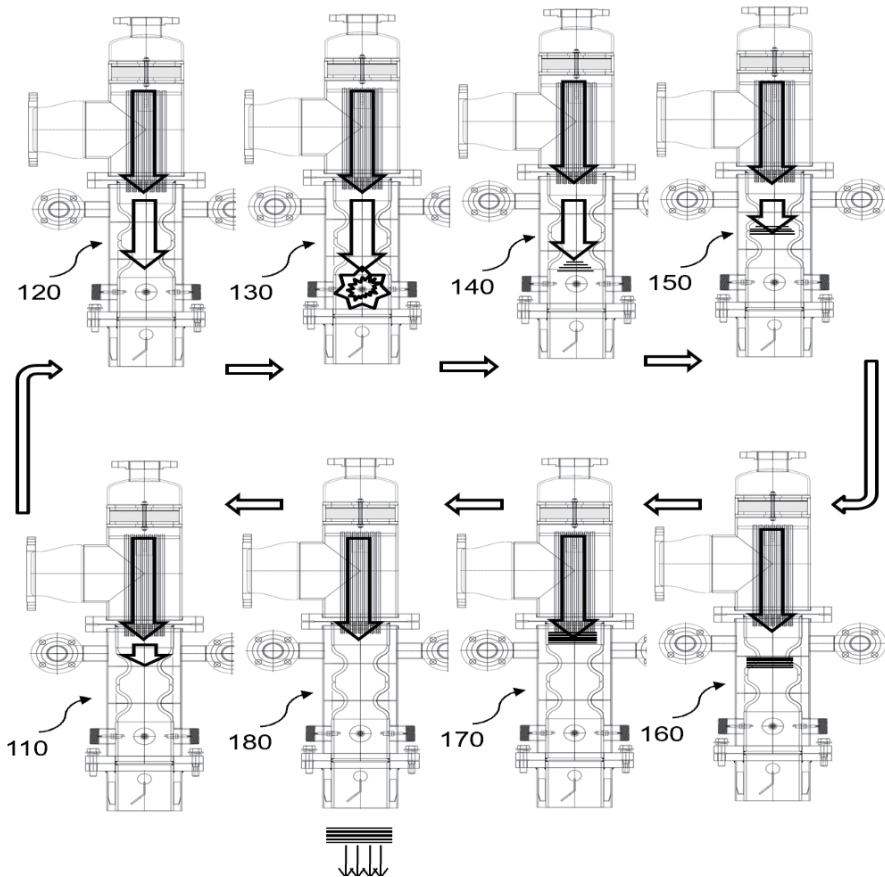


圖 2 PDR 的作動原理 (張榮興, 2025)

由於在點火裝置組下游並無可燃性氣體, 因此, 火焰會往高溫脈衝波反應器的進料端方向回火, 產生逆流火焰, 如圖 2 爆燃步驟 140 所示; 火焰再經過爆轟促進器提供良好的混合, 使得該可燃性氣體混合物快速燃燒、自動增溫、增壓、增速, 進而產生逆流脈衝爆轟(Countercurrent Pulse Detonation), 如圖 2 爆燃加速步驟 150 所示。爆轟衝擊波繼續壓縮可燃性氣體混合物進行反應, 並繼續加速達到 CJ 衝擊波速度, 如圖 2 爆轟步驟

10 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

160 所示。當爆轟衝擊波抵達高溫脈衝波反應器的進料端時，利用爆轟衝擊波的瞬間壓力，使得火焰熄焰，如圖 2 熄焰步驟 170 所示；由點燃步驟 130 進行到熄焰步驟 170 的速度極快，所需時間只需幾毫秒到零點幾秒的時間，視爆轟促進器的設計而定。高溫脈衝波反應器的反應器出口法蘭與後續設備連接，操作時利用爆轟衝擊波的反震波將反應產物由反應器出口法蘭排出，如圖 2 反震排出步驟 180 所示。進行上述過程時，進料均可以穩定的繼續進行，並連續重複可燃性氣體反應物及空氣的混合、點燃、逆流爆轟、熄焰的程式，使得化學反應物能在高溫脈衝波反應器內連續利用爆轟衝擊波的高溫、高壓進行反應或被破壞。

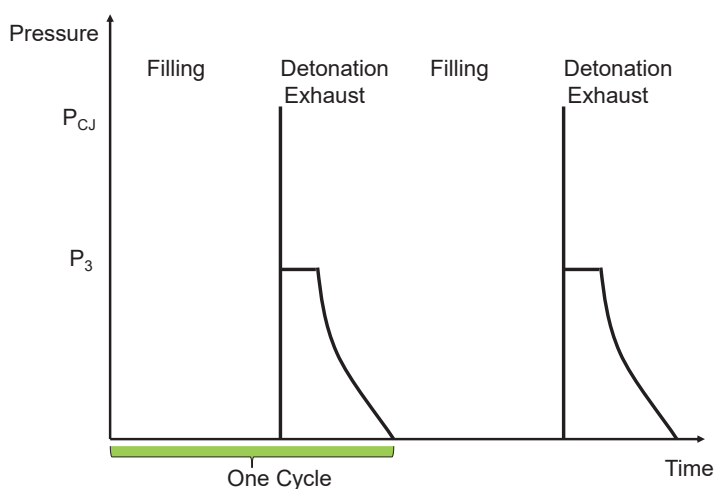
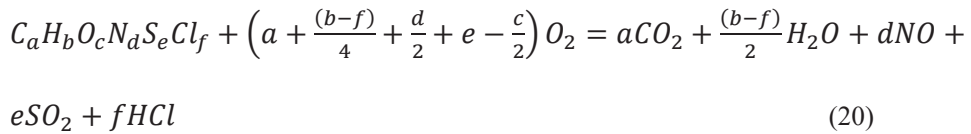


圖 3 在 PDR 底部進料端的壓力變化 (張榮興, 2017)

高溫脈衝波反應器 PDR 會自動根據高濃度 VOCs 廢氣的流量而重複產生高溫脈衝波，其頻率可以從每秒幾次到每秒數千次 (張榮興, 2024)。圖 3 為 PDR 底部進料端的壓力變化情況(張榮興, 2017)。高濃度 VOCs 廢氣在 PDR 內的主要行程包含：

1. VOCs 廢氣及空氣在反應器中充填：

考慮 PDR 的操作，第一步驟就是在 PDR 反應器內充填 VOCs 廢氣及空氣，並藉著膨脹節混合器充分混合。假設 VOCs 廢氣的 VOCs 組成可以用 $C_a H_b O_c N_d S_e Cl_f$ 表示，且在 VOCs 廢氣中氮氣百分比為 $\omega\%$ ，則 VOCs 廢氣的燃燒平衡方程式為：



假設 VOCs 廢氣及空氣混合物在 PDR 內的流速為 Q (m^3/s)，PDR 的直徑為 D_t (m)，PDR 點燃點到燃料供應端底部的長度為 L (m)。則 VOCs 廢氣充填 PDR 反應器所需時間為 PDR 體積除以 VOCs 廢氣及空氣混合物在 PDR 內的流速，即：

$$t_f = \frac{V}{Q} = \frac{\pi}{4} D_t^2 L / Q \quad (21)$$

其中

$$Q = Q_{VOC} \left\{ 1 + (1 - \omega\%) \frac{\varphi \varepsilon}{0.21} \right\}$$

φ =VOCs 廢氣燃燒的理論計量空氣比，亦即：

$$\varphi = a + \frac{(b-f)}{4} + \frac{d}{2} + e - \frac{c}{2}$$

ε =空氣化學計量比， $\varepsilon=1$ 表示空氣供應量等於理論計量空氣，亦即過剩空氣比等於 0 的情況。如圖 4 所示，PDR 通常操作在略微缺氧的條件，亦即 $\varepsilon < 1$ 。

以環己烷與氮氣混合 (C_6H_{12} 50%， N_2 50%) 的高濃度 VOCs 廢氣在直徑 80 mm，長度 1.0 m 的 PDR 高溫脈衝波反應器進行處理為例，假設 VOCs 廢氣流量為 $Q_{VOCs} = 200$ NCMH 且空氣化學計量比 $\varepsilon=0.8$ 。其中， $\omega\%=50\%$ ； $a=6, b=12, c=d=e=f=0$ ，因此， $\varphi = a + \frac{(b-f)}{4} + \frac{d}{2} + e - \frac{c}{2} = 9$ 。

混合氣體流量為：

12 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

$$Q = Q_{VOC} \left\{ 1 + (1 - \omega\%) \frac{\varphi \varepsilon}{0.21} \right\} = Q_{VOC} \{ 1 + 21.43\varepsilon \} = 3,628.6 \text{ CMH}$$

由方程式 21 得到 VOCs 廢氣充填 PDR 反應器所需時間為：

$$t_f = \frac{V}{Q} = \frac{\pi}{4} D_t^2 L / Q = 0.005 \text{ 秒。}$$

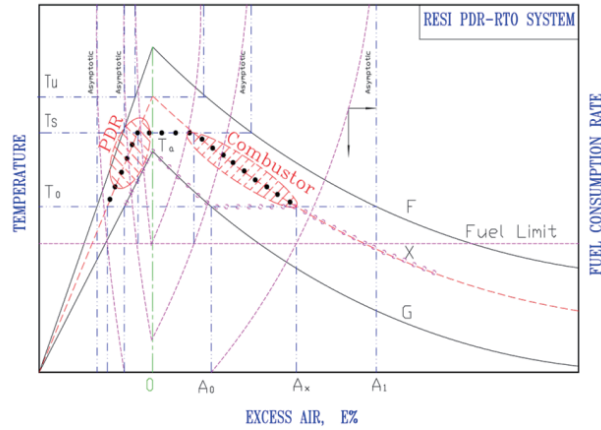


圖 4 燃燒與高溫脈衝波反應器(PDR)的操作區域，PDR 是在空氣供應略為不足的條件下操作。

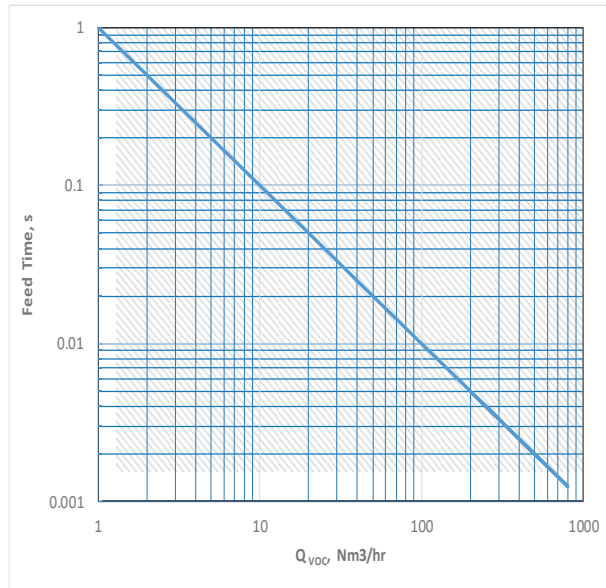


圖-5 PDR 的進料速度 Q_{VOCs} 與充填時間關係， $D_T = 80 \text{ MM}$ ， $L = 1.0 \text{ M}$ 。

混合氣體的充填時間 t_f 與 VOCs 廢氣流量 Q_{VOCs} 成反比，VOCs 廢氣流量越快混合氣體的充填時間 t_f 越短。如圖 5 所示。其典型氣體充填時間 t_f 約為 0.001 秒/次至 1 秒/次。通常設備設計 PDR 的最短充填時間 t_f 設定為 0.005 秒；PDR 可以短時間超載操作，但不建議常態設計在太短的充填時間。

2. 起爆：

VOCs 廢氣與空氣的混合物在 PDR 爆轟管下游被點燃後，藉著 PDR 內部的波節管氣體混合器作用，很快就自動轉化成爆轟衝擊波。PDR 的點火器使用直流高壓電流供應器提供尖端放電產生電漿點火。為了確保電漿點火器的正常運作，PDR 內部的電漿點火器通常作成多組並聯使用，並附有雙重低電流檢測、雙重高電流檢測、切建議應附有安全連鎖保護。為了進一步確保 PDR 的操作安全，奧特拉斯公司通常設定燃燒室溫度保護下限高於 VOCs 廢氣的自燃溫度 $T_{comb} > T_{AIT}$ 。亦即，當燃燒室溫度 T_{comb} 高於 VOCs 廢氣的自燃溫度 T_{AIT} 後，才容許將高濃度 VOCs 廢氣導入 PDR。廢氣的自燃溫度 T_{AIT} 如圖 6 所示，氫氣自燃溫度為 570°C，長鏈碳氫化合物的自燃溫度隨碳鏈數增加而降低；就系統安全控制立場，以選用最高自燃溫度作為安全管制保護(張榮興，2017)。

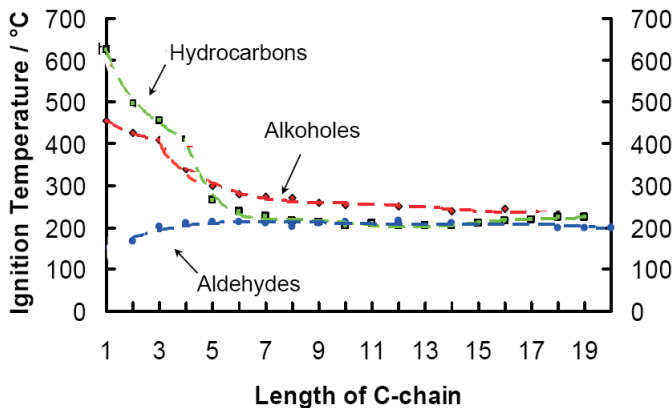


圖 6 VOCs 廢氣有機碳鏈數與自燃溫度關係 (張榮興，2017)

3. 逆流爆轟衝擊波：

14 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

爆轟衝擊波是一股伴隨著化學反應的超音速衝擊波。理想化、簡化的爆轟衝擊波可以用 Chapman-Jouguet (CJ)理論描述；在爆轟衝擊波之後的流體流動速度相對於爆轟波為音速(Jouguet, 1905；Jouguet, 1906；Kailasanath, 2003)。因此，爆轟衝擊波的速度為一特定的速度 U_{CJ} ，為氣體混合物的成分與其熱力學性質的函數。爆轟衝擊波的速度 U_{CJ} 與爆轟衝擊波後的壓力 P_{CJ} ，可以根據氣體混合物的成分與其熱力學性質，利用方程式(15)及方程式(16)計算得到。因此，爆轟衝擊波追逐燃料（即高濃度 VOCs 廢氣）逆流回 VOCs 廢氣供應端，所需時間 t_1 為：

$$t_1 = \frac{L}{U_{CJ}} \quad (22)$$

常壓下可燃性氣體與空氣混合物的爆轟衝擊波速度 U_{CJ} 大約為 1,800 m/s，亦即爆轟衝擊波由點燃起爆點開始逆流到 PDR 反應器底部所需時間約為 0.00056 秒；約只為氣體充填時間 t_f 的十分之一以下。亦即，在 PDR 反應器操作，主要控制爆轟衝擊波頻率的因素為 VOCs 廢氣在 PDR 反應器內的氣體充填時間 t_f 。

4. 爆轟產品排出：

爆轟衝擊波以速度 U_{CJ} 往 VOCs 廢氣供應端前進，以爆轟衝擊波後的壓力 P_{CJ} 拍擊 VOCs 供應端板後，由於在那一瞬間燃料供應消失，使得爆轟衝擊波立即熄焰。氣體沒有能量提供繼續壓縮所需，因此，在壓縮層裡面的氣體會由壓力 P_{CJ} 膨脹將燃燒產物排出 PDR，其所需要時間 t_2 ，可以表示為爆轟管長度 L 的掃過時間：

$$t_2 = \alpha L / c_3 \quad (23)$$

在 PDR 高溫脈衝波反應器內，高溫脈衝波的週期為充填時間 t_f 、爆轟衝擊波逆流時間 t_1 及爆轟產品排出時間 t_2 的和。因此，在 PDR 高溫脈衝波反應器內爆轟衝擊波的頻率如方程式(24)所示，典型的操作頻率可以由每秒鐘數次，至每秒鐘數百次，主要取決於 VOCs 廢氣充填速度：

$$f = 1 / (t_f + t_1 + t_2) \quad (24)$$

5. 高溫脈衝波反應器的管徑與管長

PDR 高溫脈衝波反應器設計重點是需要建立穩定的爆轟衝擊波，由於 PDR 是利用 VOCs 氣體產生爆轟衝擊波的反應器，因此，其管徑需要考慮大於爆轟衝擊波形成的胞格寬度 λ ，使得爆轟衝擊波可以穩定形成。

1920 年代，C. 坎貝爾和 D. W. 伍德黑德在研究氣體混合物的爆轟特性時，首先觀察到爆轟波中有週期性擾動存在(Kailasanath, 2003)。爆轟波在圓管中傳播時，如果在管內壁塗上一薄層銀粉或煙碳，可以觀察到螺旋線的痕跡，故稱此種爆轟為螺旋爆轟。起初以為螺旋爆轟只是在接近臨界條件時才出現的一種不穩定現象，但近 20 年的大量實驗研究發現，氣體爆轟波陣面都具有複雜的三維結構(Valli, 2014)。在扁平管中，可以觀察到產生爆轟衝擊波後，在煙碳層平面上具有很規則的胞格結構。在擴展的球形爆轟中也觀察到類似的結構。在液體和固體炸藥的爆轟中也發現了與氣相爆轟相似的胞格結構。觀察到的胞格尺寸比正常爆轟反應區的寬度大 1~2 個數量級。實驗發現除了沿爆轟波傳播方向前進的波外，還有橫向的弱激波在作週期性的脈動。

根據迄今為止的大量的實驗研究結果可以設想，爆轟波一般具有不定常、非平面和多波頭的胞格結構(Valli, 2014)。CJ 狀態只是一個宏觀熱力學的平均狀態，它是大量微觀或准微觀狀態的綜合表現。因此，儘管 CJ 假設不能反映複雜的爆轟波結構，仍不失為一較好的近似解。橫波的機制則至今未明。

表-1 典型的爆轟波的胞格寬度 (Cell Width) λ (Valli, 2014)

燃料	胞格寬度 λ (mm)	
	氧氣	空氣
氫氣	1.3	10.9
乙炔 C ₂ H ₂	0.109	5.8
甲烷 CH ₄	8	280
乙烷 C ₂ H ₆	-	51
丙烷 C ₃ H ₈	2.5	51.3
煤油 C ₁₁ -C ₁₇	30	-

16 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

由於 PDR 高溫脈衝波反應器需要建立穩定的爆轟衝擊波，因此，在設計爆轟反應管時，其管周徑 D_t 應大於爆轟波的胞格寬度 λ 才有利於產生穩定的爆轟衝擊波，亦即爆轟管的最小管徑為 $D_t > \lambda/\pi$ 。Valli 的研究顯示典型的爆轟波的胞格寬度 λ 如表-3 所示(Valli, 2014)。一般而言，根據實驗結果發現爆轟反應管的最小管徑最少應大於 20 mm，根據實驗最好採用 60 mm 以上較好控制。爆轟反應管的長度通常需為氣體爆轟波的胞格寬度 λ 的 10 倍以上，亦即 $L > 10\lambda$ 。

(二) 氣體在 PDR 反應管內氧化的增壓、增速、增溫

以氫氣在 PDR 反應器管內的操作為例，氫氣在空氣中點燃可能發生爆炸，按理論計算，氫氣爆炸極限是 4.0%~75.6%（體積濃度），亦即氫氣在空氣中的體積濃度在 4.0%~75.6%之間時，遇火源就會爆炸，而當氫氣濃度小於 4.0%或大於 75.6%時，即使遇到火源，也不會爆炸。

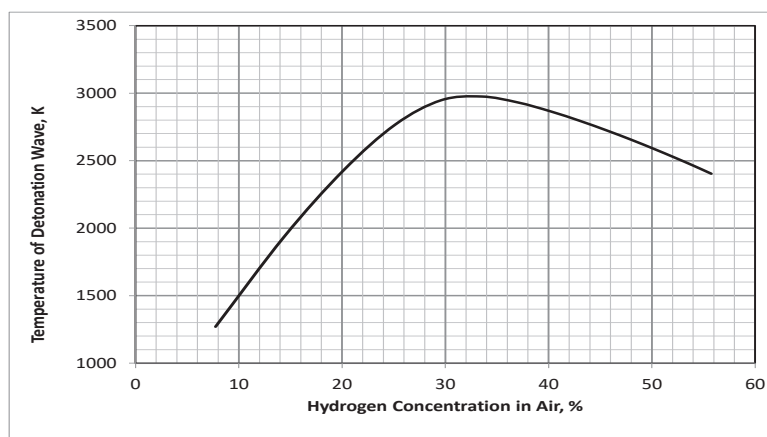


圖 7 依方程式 15-19 計算所得氫氣在 PDR 反應器管內進行爆轟氧化反應的溫度與濃度關係

氫氣在 PDR 反應器管內進行氧化反應的溫度變化，與氫氣濃度的關係，如圖 7 所示；氫氣濃度在 32%以下，氫氣濃度越高，爆轟衝擊波反應溫度越高；氫氣濃度約當 32%時，爆轟衝擊波反應溫度達到最高，約 2,950 K (2,677 °C)；氫氣濃度高於 32%以後，濃度越高，爆轟衝擊波的反應溫度則會隨著氫氣濃度變高而逐漸降低。從

這個理論計算，也可以看得出來，爆轟反應在濃度高於 LEL，但是低於 UEL 的範圍，會有較明顯的衝擊波效應。

氫氣在 PDR 反應器管內進行氧化反應產生的爆轟衝擊波速度變化，與氫氣濃度的關係，如圖 8 所示；氫氣爆轟衝擊波的速度會隨著氫氣濃度的升高而加速。其最高速度可達 2,200 m/s 以上，約為 6 倍音速以上。

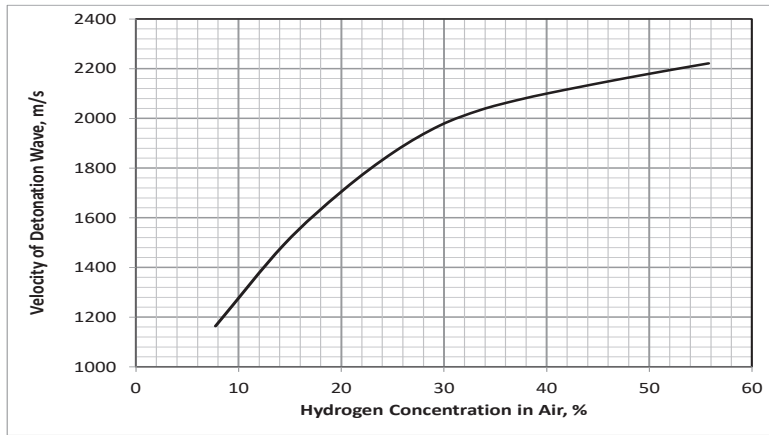


圖 8 依方程式 15-19 計算所得氫氣在 PDR 反應器管內進行爆轟氧化反應的衝擊波速度與濃度關係

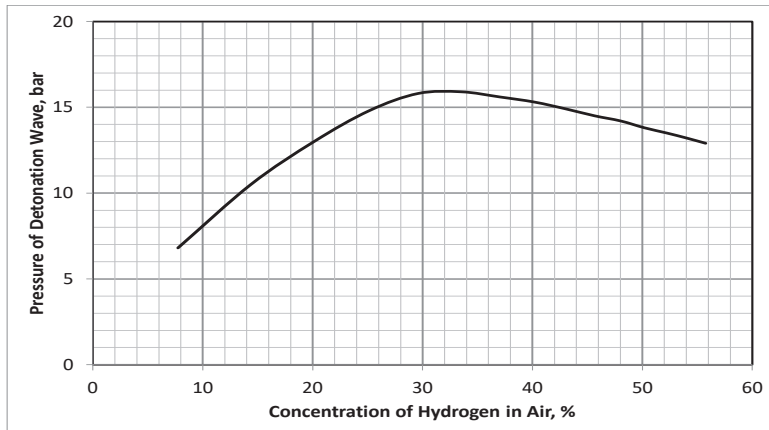


圖 9 依方程式 15-19 計算所得氫氣在 PDR 反應器管內進行爆轟氧化反應的衝擊波壓力與濃度關係

18 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

氫氣在 PDR 反應器管內進行氧化反應產生的爆轟衝擊波的壓力變化，與氫氣濃度的關係，如圖 9 所示；常壓的氫氣為例，氫氣濃度在 31% 以下，氫氣濃度越高，爆轟衝擊波壓力越高；氫氣濃度約當 31% 時，爆轟衝擊波反應壓力達到最高，約 16 Bar；氫氣濃度高於 31% 以後，濃度越高，爆轟衝擊波壓力越低

(三) PDR 技術的產業應用

要解決的產業難題：

- (1) 高濃度 VOCs 廢氣應絕對避免稀釋後利用 RTO 或是 RCO 處理，否則發生回火、爆炸意外的機率幾乎是百分之百 (Newsholm, 2004)
- (2) 高濃度 VOCs 廢氣因濃度變化快速、流量變化快速，利用傳統燃燒技術處理，容易發生熄火，再點燃時，常會發生爆炸意外，必須謹慎處理。(張榮興, 2017)

為了避免利用傳統稀釋方式處理高濃度 VOCs 廢氣所造成的回火、爆炸意外，可以使用 PDR 技術提供高濃度 VOCs 廢氣的安全處理方案。使用 PDR 技術處理高濃度 VOCs 廢氣時，VOCs 廢氣不需稀釋直接導入 PDR 處理，直接利用 PDR 的爆轟反應解除高濃度 VOCs 廢氣的爆炸威力，讓高濃度 VOCs 廢氣在 PDR 可控的高溫、高壓環境中氧化，以確保操作安全。

PDR 技術採用高壓、高溫、高速爆轟衝擊波處理 VOCs 廢氣，其作動頻率最高可達 1,000 Hz，反應頻率高於傳統燃燒系統，且其能量密度高於傳統燃燒技術 100,000,000 倍，能有效解除高濃度 VOCs 廢氣的爆炸能量，使得系統操作安全可靠。同時，採用 PDR 技術，由於 VOCs 廢氣不需加空氣稀釋，因此，能大幅降低熱處理系統的燃料消耗，使得燃燒系統及相應設備選型更經濟，與傳統稀釋後再利用熱處理的設備比較，其同體積設備的處理量差異可達 10 倍。

使用 PDR 處理高濃度 VOCs 廢氣時，由於 PDR 的產生的週期性高溫爆轟衝擊波速度可達 1,000 m/s 以上，且高溫爆轟衝擊波本身為扁平的週期性壓縮氣體衝擊波，

壓力遠高於環境氣體，當其進入燃燒室時，會將周圍氣體週期性的引流進入一個個的高溫爆轟衝擊波之後，形成激烈的高溫混合作用，使得燃燒室的溫度場及紊流場均勻化，有利燃燒氧化反應的進行，使得採用 PDR 的燃燒系統具有 CO 排放超低的特性。在每一個實際運作的 PDR 與熱處理系統整合應用上，常態性操作所得到的 CO 小時動平均排放濃度通常維持小於 100 ppmv；系統穩定態操作時 CO 小時動平均排放濃度甚至會低到 20 ppmv 以下。

由於使用 PDR 處理高濃度 VOCs 廢氣時，PDR 主要的排氣產物為二氧化碳、水蒸氣、及少量的一氧化碳與氫氣，其中由於一氧化碳與氫氣具有還原性氣體特性；該氣體接著在高溫氧化環境進行反應，會抑制 NOx 的產生。根據 NOx 的高溫氧化反應模擬，一般的 DFTO 系統若操作在 1,000 °C，其 NOx 排放值通常約為 200~300 ppmv；若操作在 1,100 °C，其 NOx 排放值通常約為 350~550 ppmv；若操作在 1,200 °C，其 NOx 排放值通常約為 600~900 ppmv；但是根據實際操作的 PDR 系統使用經驗，PDR 操作在 1,200 °C 以下，其 NOx 排放值通常約只有 50~60 ppmv，證實 PDR 具有抑制熱 NOx 產生的功效，創造 NOx 超低排放的特性。

利用 PDR 高溫爆轟衝擊波反應器處理高濃度 VOCs 廢氣的實際應用，自 2014 年開始使用迄今，已經在多家海內外石化廠、橡膠廠上線使用，累積安全操作使用時數已經超過 1,600,000 小時（至 2024 年底），證實 PDR 技術具有可信賴的安全性及可靠性。

(四)PDR 熱處理暨能源回收系統

高濃度 VOCs 廢氣原具有易燃、易爆、能量密度高，且流量通常變化大、濃度變化也大的特性，處理技術挑戰大。使用爆轟 PDR 技術，高濃度 VOCs 廢氣經 PDR 處理破壞後，已不具爆炸風險，可搭配使用 CACT（Controlled Air Combustion Technology）控氣燃燒技術進行二次氧化，破壞效率實測可達 99.99%，大幅降低空汙及碳排費。

20 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

PDR 技術整合廢熱回收設備，如廢熱鍋爐、吸收式冷凍空調、熱電設備、燃氣渦輪發電設備，能形成完整的「高效益 VOCs 處理暨能源回收系統」：一套設備即可同時處理高、低濃度 VOCs 廢氣，並產生能源回收效益。具有高安全、高效率、高投報、低排放的特點。系統建設的投資報酬率，視 VOCs 廢氣處理量及濃度而定，設備投資回收年限通常約在 2~4 年間。

以產業界定義高濃度 VOCs 為混合後氣體濃度>50% LEL 以上，並依 VOCs 廢氣的排放特性，整理出不同的 PDR 熱處理設備組合如以下說明。

(五)PDR-DFTO/PDR-膜式壁鍋爐系統

利用 PDR 技術整合直燃式熱氧化器(DFTO)或焚化爐及廢熱回收鍋爐，整合出一個嶄新的 VOCs 廢氣處理及能源回收設備，能有效的協助產業界妥善處理高濃度 VOCs 廢氣、回收能源，使得投資能快速回收。直燃式熱氧化器(DFTO)可以採用保溫型高溫氧化器設計，也可以採用膜式壁鍋爐模式設計。PDR 的安裝類似傳統燃燒機，可以直接安裝在設備爐壁。

1. 創新的 PDR-DFTO 技術，是整合既有的成熟 DFTO 技術或焚化技術，加上實證可靠的高溫脈衝波反應器，而構成的符合環保法規要求且運轉安全可靠的處理設備。
2. PDR-DFTO 基本技術的解析如下：
 - (1) PDR-DFTO 在 DFTO 的燃燒室設有用於處理高濃度 VOCs 廢氣的 PDR 及處理廢液的霧化噴嘴：將高濃度 VOCs 廢氣及有機廢液直接引入 DFTO 的燃燒室焚化，並利用 PDR 的特性，有效控管及安全的處理高濃度且濃度變化較大的 VOCs 廢氣。
 - (2) PDT-DFTO 技術有效整合利用了嶄新的 PDR 技術及傳統的 DFTO 技術，將低濃度 VOCs 廢氣直接引入 DFTO 的燃燒空氣管道，送入 DFTO 處理，將高濃度 VOCs 廢氣分流經由 PDR 爆轟處理後，再導入 DFTO 的高溫氧化燃

燒室，善用 DFTO 的能源整合回收系統，達到省能源、回收能源的目的。

- (3) PDR-DFTO 的燃燒室與其後的膜式壁水管式鍋爐整合，可以即時將 VOCs 廢氣及有機廢液燃燒所產生的能源轉化為水蒸氣，除了確保設備安全外，更能經由有效的能源回收，達到投資回收的目的。

PDR-DFTO 技術可以利用燃燒室安裝的 PDR 接受廢氣燃燒塔的高濃度廢氣；利用 DFTO 的讓受空氣管道接受低濃度 VOCs 廢氣，並利用高溫燃燒室將 VOC 徹底破壞。PDR-DFTO 技術利用膜壁式水管鍋爐能夠有效的回收能源。

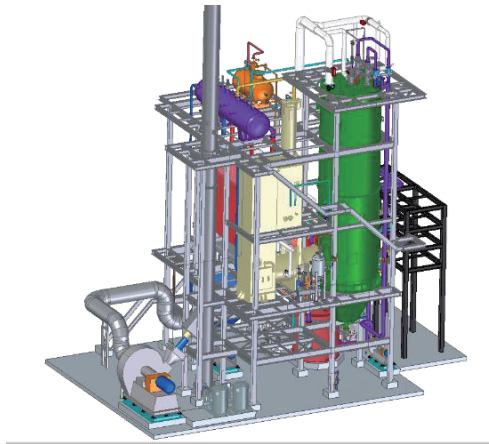


圖 10 PDR-DFTO 系統（設計圖說由奧特拉斯公司提供，2021）

PDR-DFTO 系統的安全應用，可以利用實際案例做說明，其中原排放到廢氣燃燒塔處理的高濃度 VOCs 廢氣含有氫氣及有機廢氣，流量約 $200\sim 500\text{ Nm}^3/\text{hr}$ 。使用 PDR-DFTO 整合餘熱回收鍋爐加以處理，其中，高濃度 VOCs 廢氣由 PDR 導入 DFTO 的燃燒室，燃燒空氣經熱回收熱交換器預熱，再導入 DFTO。PDR-DFTO 系統的設定操作溫度為 850°C ，但是當 VOCs 廢氣濃度高或流量大時，操作溫度有時會上升達到 $1,200^\circ\text{C}$ ；基於設備安全應用保護，PDR-DFTO 系統高溫安全連鎖設為 $1,250^\circ\text{C}$ 。量測 CO 小時動平均值，約小於 20 ppmv ；NOx 排放值均小於 $50\sim 60\text{ ppmv}$ 。

22 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

DFTO 燃燒室通常為圓柱形結構，其內部不易製作紊流強化結構，整體的熱處理效果會受到流體在燃燒室內的紊流強度及均勻性影響，進而影響排氣的 CO 小時動平均值；由於 PDR 的操作會產生週期性的脈衝波，且脈衝波速度可達 1,000 m/s 高速進入 DFTO 的燃燒室，且脈衝波本身扁平的壓縮氣體，壓力遠高於環境氣體，可以使得脈衝波由產生點深度前進到 DFTO 燃燒室末端。因此，會將周圍氣體引流進入一個個的脈衝波之後，形成激烈的高溫混合作用，使得燃燒室的溫度場及紊流場均勻化，有利燃燒氧化反應的進行。因此，在設計 DFTO 時，必須考慮高溫、高壓脈衝波對爐體結構的影響，接受衝擊面需要利用耐衝擊材料製作。

PDR-DFTO 系統在化工廠實際建廠使用的實證操作效率如下例說明：

廢氣產生源：

高濃度 VOCs 廢氣：包含聚合反應器的置換氣、溶劑桶槽排氣；高濃度 VOCs 廢氣經防爆水封槽後排至 PDR 處理。高濃度 VOCs 廢氣不經稀釋處理，確保系統安全。VOCs 廢氣濃度範圍：0~100%。可容許濃度瞬間變化、流量瞬間變化，不影響操作安全性。

操作條件：

- (1) DFTO 燃燒室設定最低操作溫度：850 °C
- (2) DFTO 燃燒室設定最高操作溫度：1200 °C
- (3) PDR 容許 VOCs 廢氣入口最高濃度：100%
- (4) PDR 容許 VOCs 廢氣入口最低濃度：無限制
- (5) PDR 最高容許操作流量：500 Nm³/hr
- (6) PDR 最低容許操作流量：無限制
- (7) 鍋爐最高蒸汽操作壓力：1.35 MPa
- (8) 鍋爐設定最高額定蒸汽流量：5 Tons/hr

測試結果：

- (1) 燃燒效率¹：> 99.9%

¹ 燃燒效率以 $CO_2/(CO_2+CO) \times 100\%$ 計算

- (2) 處理效率²:VOC 破壞去除率>99.9%(遠優於法定 VOC 去除率要求 >95%)
- (3) NOx 排放值: < 60 ppmv
- (4) CO 小時動平均排放值: < 20 ppmv
- (5) VOC 氧化產生能量之能源回收效率: 75~80%

附有能源回收的設備投資回收年限: 約 3~4 年

參考案例:

- (1) 台灣中油公司 PDR-DFTO (2016)
- (2) 台灣中石化公司 PDR-DFTO (2023)
- (3) 台橡公司 PDR-DFTO 鍋爐 (2023)

(六)PDR-RTO 系統

利用 PDR 技術可以整合蓄熱型熱氧化器 (RTO) 及廢熱回收鍋爐整合出一個嶄新的 VOCs 廢氣處理及能源回收系統設備, 稱為 PDR-RTO, 具有以下特色, 能有效的協助產業界妥善處理所有含 VOCs 廢氣、回收能源, 使得投資能快速回收:

1. 創新的 PDR-RTO 技術, 是整合既有的成熟技術包含 RTO 及廢熱回收鍋爐, 加上實證可靠的 PDR 高溫脈衝波反應器, 而構成的符合環保法規要求且運轉安全可靠的處理設備。
2. PDR-RTO 基本技術的解析如下:

- (1) PDR-RTO 的燃燒室具有用於處理高濃度廢氣的 PDR 及處理廢液的霧化噴嘴: PDR-RTO 的燃燒室基本技術就是一個直燃式焚化爐 (DFTO); 將高濃度 VOCs 廢氣及有機廢液直接引入燃燒室焚化, 並利用 PDR 的特性, 有效控管及安全的處理高濃度且濃度變化較大的 VOCs 廢氣。

² 空氣污染物經污染防制設備處理後之排放量削減百分比, 依同步檢測污染防制設備前端及後端廢氣濃度及排放量進行計算, 其計算公式如下:

$$\text{處理效率} = (E - E_0) / E \times 100\%$$

E: 經集氣系統進入污染防制設備前之空氣污染物單位小時排放量, 單位為公斤/小時。

E0: 經污染防制設備後逕排入大氣之空氣污染物單位小時排放量, 單位為公斤/小時。

24 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

- (2) PDT-RTO 技術有效整合利用了嶄新的 PDR 技術及傳統的 RTO 技術，將低濃度 VOCs 廢氣直接引入 RTO 處理，將高濃度 VOCs 廢氣分流經由 PDR 爆轟處理後，再導入 RTO 的高溫氧化燃燒室，善用 RTO 的能源回收效率，達到省能源、回收能源的目的。所使用的蓄熱再生氧化型廢熱回收鍋爐含有至少二個以上的蓄熱槽其內均有陶瓷蓄熱材料堆積成的陶瓷蓄熱床、一高溫氧化反應室位於蓄熱槽上方並與蓄熱槽結合，其內設有高溫脈衝波反應器及燃燒機。
- (3) 當 PDR-RTO 系統導入較大量的高濃度 VOCs 廢氣，或導入有機廢液至 RTO 的燃燒室，會造成 PDR-RTO 的能量過剩，基於系統安全操作需要，設有過剩能量排出裝置；因此，PDR-RTO 的燃燒室旁設有膜式壁水管式鍋爐，可以即時將 VOC 及有機廢液燃燒所產生的過剩能源轉化為水蒸氣，除了確保設備安全外，更能經由有效的能源回收，達到投資回收的目的。讓 VOCs 廢氣處理變成具有經濟效益的投資行為。
- (4) PDR-RTO 技術可以利用燃燒室安裝的 PDR 接受原採用廢氣燃燒塔處理的高濃度廢氣；利用 RTO 本體接受低濃度 VOCs 廢氣，並利用高溫燃燒室將 VOC 徹底破壞。
- (5) PDR-RTO 的安全應用，可以利用一個橡膠廠的實施案例做說明，其中廠區有三股廢氣，第一股是高濃度 VOCs 廢氣，流量約 350~400 Nm³/hr，第二及第三股 VOCs 廢氣分別是濃度約 1,000~2,000 ppm 的作業區廢排氣。使用 PDR-RTO 鍋爐加以處理，其中，高濃度 VOCs 廢氣由 PDR 導入 RTO 上的燃燒室，低濃度廢氣由 RTO 進氣系統導入 PDR-RTO。高濃度 VOCs 廢氣與低濃度 VOCs 廢氣分流處理，其中高濃度 VOCs 廢氣不經稀釋，直接利用 PDR 以爆轟技術解除其爆炸風險，再導入 RTO 的高溫燃燒室進一步處理；低濃度 VOCs 廢氣直接由 RTO 導入系統處理；經過超過十年的連續操作，驗證這種設計觀念能確實、徹底的防杜 VOCs 廢氣處理的爆炸意外。

PDR-RTO 系統的 RTO 燃燒氧化室設定操作溫度為 800~850°C,但是當 PDR 導入的 VOCs 廢氣濃度高或流量大時, RTO 燃燒氧化室操作溫度有時會上升達到 1,200~1,250°C;基於設備安全應用保護,系統高溫安全連鎖設為 1,250°C,高於此安全連鎖高溫,系統會將高濃度 VOCs 廢氣導出至既有的廢氣燃燒塔處理。實際操作 PDR-RTO 系統的量測 CO 小時動平均值,約小於 50 ppmv;NOx 排放值均小於 50~80 ppmv。

大型 RTO 系統的燃燒室尺度極大,廢氣在 RTO 燃燒室的混合情況常會有短流、滯留時間分佈不一的缺點,使得一般 RTO 的處理效率約只能達到 95%附近;PDR-RTO 系統的 PDR 操作會產生週期性的脈衝波,且脈衝波速度可達 1000m/s 高速進入燃燒室,可以使得脈衝波由 RTO 燃燒氧化室內側面的產生點深度前進到 RTO 燃燒氧化室末端。這種操作方式會將周圍氣體引流進入一個個的脈衝波之後,形成激烈的高溫混合作用,使得燃燒室的溫度場及紊流場均勻化,有利燃燒氧化反應的進行。PDR-RTO 設計時應避免 PDR 產生對沖,以免對沖的 PDR 產生衝擊波對撞造成 RTO 燃燒室結構受損。在 PDR-RTO 系統內,由於多個蓄熱床的 RTO,每一個切換週期,氣體流動路徑長短不一,使得氣體在 RTO 燃燒氧化室內高溫氧化的滯留時間不一致,因此,在不同操作週期的 CO 值會有明顯的差異,使得其 CO 小時動平均排放值,略高於 PDR-DFTO 系統;但 CO 小時動平均排放值仍在 100 ppmv 以下,亦即燃燒效率維持 99.9%以上。VOCs 廢氣的整體破壞去除效率可以達到 99.5%以上。



圖 11 PDR-RTO 鍋爐 (照片由奧特拉斯公司提供, 2021)

26 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

PDR-RTO 系統在惠州李長榮橡膠公司(如圖 11 所示)及台灣環球橡膠公司(如圖 1 所示)實際建設後，已經連續安全操作多年，其常態性操作效率如下：

廢氣產生源：

- (1) 低濃度 VOCs 廢氣：橡膠乾燥床排氣、作業區排氣；VOCs 廢氣經洗滌塔去除膠沫、降低水分後排至 RTO；洗滌塔需設計防火、防爆功能；排氣管道設火焰防阻器，確保系統安全。VOCs 廢氣濃度範圍：500 ~ 5000 mg/Nm³。
- (2) 高濃度 VOCs 廢氣：主要來源為聚合反應器的置換氣（VOCs 廢氣濃度從 100%至 0%變化；瞬間排氣）、溶劑桶槽排氣(0%~100%，從日常呼吸閥出口排氣，到桶槽頂水排氣)；經防爆水封槽作安全保護後排至 PDR 處理。高濃度 VOCs 廢氣不經稀釋處理，確保系統安全。VOCs 廢氣濃度範圍：0~100%。可容許濃度瞬間變化、流量瞬間變化，同時可承受瞬間流量超載，均可維持安全操作。

操作條件：

- (1) RTO 設定最低操作溫度：850 °C
- (2) RTO 容許最高操作溫度：1200 °C
- (3) RTO 容許 VOCs 廢氣入口最高濃度：25% LEL
- (4) RTO 容許 VOCs 廢氣入口最低濃度：無限制
- (5) PDR 容許 VOCs 廢氣入口最高濃度：100%
- (6) PDR 容許 VOCs 廢氣入口最低濃度：無限制
- (7) PDR 最高容許操作流量：1500 Nm³/hr
- (8) PDR 最低容許操作流量：無限制
- (9) 鍋爐最高蒸汽操作壓力：1.35 MPa
- (10) 鍋爐設定最高額定蒸汽流量：10 Tons/hr

測試結果：

- (1) 燃燒效率：> 99.9%；
- (2) 處理效率：VOC 破壞去除率 > 99.5%~99.9%（優於法定要求 > 95%）
- (3) NO_x 排放值：< 80 ppmv

- (4) CO 小時動平均排放值： < 80 ppmv
- (5) VOC 氧化產生能源之能源回收效率：92~95%

投資回收年限：約 2~5 年

參考案例：

- (1) 台灣環球橡膠公司 PDR-RTO 鍋爐 (2016)
- (2) 台灣李長榮橡膠公司 PDR-RTO 鍋爐 (2021)
- (3) 惠州李長榮橡膠公司 PDR-RTO 鍋爐 (2021)

五、結論

PDR 是一種利用『爆轟科技』發展成功的嶄新的可控制氣體逆流爆轟衝擊波的高溫連續化學反應器，其內部利用爆轟促進器使得可燃性氣體及空氣激烈的混合後，讓可燃性氣體自動產生連續的混合、點燃、逆流爆轟、熄焰的程序，使得可燃性氣體能連續利用爆轟衝擊波的高溫、高壓、高速進行高溫氧化反應或被破壞，其產物富含一氧化碳及氫氣，然後再結合傳統的 RTO、DFTO、RCO、焚化爐、燃燒爐及廢熱回收鍋爐，對 VOCs 廢氣破壞去除效率可達 99.5% 以上，且 PDR 技術應用可以有效抑制燃燒系統的 NO_x 排放，且能有效率的回收能源，達成高濃度 VOCs 廢氣的安全、有效處理及能源回收，創造環境友善、節能、減碳、循環經濟的高投資效益的新處理系統，是高濃度 VOCs 廢氣一種全新的安全處理及能源回收技術。

參考文獻

- Brown, George Granger (1948), "INTRODUCTION", Proceedings of the Symposium on Combustion, Volumes 1-2, 1948, Page 1
- Brown, George Granger (1950), "Unit Operations", John Wiley & Sons, New York, 1950.
- Ennis, Tony (2004), "Collect and Destroy Emissions Safely", Chemical Engineering Progress, 100(5), pp. 22-27, May 2004.
- Jouguet, Charles Emile (1905), "Sur la propagation des réactions chimiques dans les gaz" [On the propagation Jacques of chemical reactions in gases] Journal des Mathématiques Pures et

28 利用 PDR 技術的 VOCs 廢氣安全處理及能源回收應用

Appliquées. 6. 1: 347–425, 1905

Jouguet, Jacques Charles Emile (1906), "Sur la propagation des réactions chimiques dans les gaz" [On the propagation of chemical reactions in gases] . Journal des Mathématiques Pures et Appliquées. 6. 2: 5–85, 1906.

Kailasanath, K. (2003), "Recent Developments in the Research on Pulse Detonation Engines," AIAA Journal, Vol. 41, No. 2, 2003, pp. 145–159.

Newsholm, Gordon (2004), "THE SAFE USE OF THERMAL OXIDISER (INCINERATION) SYSTEMS FOR POTENTIALLY FLAMMABLE MIXTURES" HSE, October 2004.

Valli, D Mahaboob, T. K. Jindal (2014), "Pulse Detonation Engine: Parameters Affecting Performance", International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology, Vol. 3, Issue 4, April 2014

Walsileski, Robert F. (2005), "The Role of Basic Design Data in Preventing Explosions with Fired Equipment – A Case Study", 55th Canadian Chemical Engineering Conference, 2005.

Wasileski, Robert F. (2007), "The Role of Basic Design Data in Preventing Explosions within Fired Equipment: A Case Study", AIChE, Process Safety Progress (Vol.26, No.3), 2007.

Windhorst, Jan (2004), "Fired Equipment", NOVA Chemicals Loss Prevention Standard 6.9, Rev. No. 3A, December 2004.

張榮興、黃承榮、許文彥 (2017), "化工企業的 VOCs 廢氣處理系統爆炸原因分析及預防對策", 奧特拉斯股份有限公司, AIT Report 20170301.R0.

張榮興 (2017), "高濃度 VOCs 廢氣安全處理技術--高溫脈衝波反應器", 奧特拉斯股份有限公司, AIT Report 20170303.R0.

張榮興 (2025), "無閥門控制的逆流爆轟脈衝波反應器", 中華民國發明專利 I884061.

張榮興 (2026), "處理高濃度 VOCs 廢氣的 PDR-RTO 設備", 中華民國發明專利, I910908.

張光成、林聖庭, (2022) "橡膠廠 VOCs 廢氣處理及能源回收再利用", 工業污染雜誌, 2022 年 6 月, Vol.41, No.1, pp. 1-18.

水處理與資源再利用類

污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化 成本優化與韌性安全強化探討

林志高*、賴文亮**、黎德明***

摘 要

改良式盧薩克-埃丁格（Modified Ludzack-Ettinger, MLE）程序是目前污（廢）水處理系統中最廣泛應用的生物脫氮技術之一。然而，其高能源需求、複雜的操作參數，以及對外部擾動的敏感性，使其在永續與韌性營運上面臨挑戰。本文整合現有文獻，探討 MLE 工藝於成本優化與韌性安全強化之研究進展。從成本面觀之，曝氣能耗約佔總能耗之 40–60%，而機器學習（Machine Learning, ML）、多目標優化（Multi-Objective Optimization, MOO）及可解釋性人工智慧（Explainable Artificial Intelligence, XAI）等策略，已能協助在降低能耗的同時提升出水水質。從韌性面觀之，研究逐漸發展出多層次的量化指標，包括水力、生化、運行及資訊韌性，以應對氣候、操作與資安等多重干擾。本文進一步提出「能源-碳-成本-韌性（Energy-Carbon-Cost-Resilience, ECCR）」之整合決策架構，期為未來污（廢）水處理廠在邁向低碳、智慧與適應性營運時，提供系統化之決策依據。

30 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

【關鍵字】 MLE工藝、污（廢）水處理、成本優化、韌性安全、可解釋性人工智慧
（XAI）、多目標優化（MOO）、數位孿生、永續營運

*國立陽明交通大學 榮譽退休教授

*滄安研究社股份有限公司 社長

**大仁科技大學 教授

***利德邁環境科技股份有限公司 董事長

一、前言

污（廢）水處理系統（Wastewater Treatment Systems, WWTs）涵蓋市政與工業領域的污水與廢水處理設施與流程，其轉型已成為全球環境工程領域的重要課題。WWTs 不僅包括集中式污水處理廠（Conventional Wastewater Treatment Plants, WWTPs），亦涵蓋各類分散式與工業廢水處理單元。隨著全球淨零碳排目標與氣候變遷挑戰的加劇，這些系統正從傳統污染去除的角色，逐漸轉變為能源回收與資源循環的重要議題。

在國際能源總署（International Energy Agency, IEA）提出的《2050 淨零碳排放路線圖》（IEA, 2021）與中國「2060 年碳中和」承諾（Sun *et al.*, 2022）背景下，WWTs 的永續轉型受到廣泛關注。現行系統中，以改良式盧薩克-埃丁格（Modified Ludzack-Ettinger, MLE）工藝最具代表性，該工藝結構簡單、反應穩定且脫氮效率高，適用於多變的城市污水與工業廢水。

然而，MLE 系統在維持出水穩定的同時，也面臨高能耗、碳排放與操作風險等挑戰（Wang *et al.*, 2024）。近年研究趨勢逐漸從傳統的污染物去除效率，轉向「能源-碳-成本-韌性」的多維度綜合優化。本研究綜述即以此為核心，聚焦於以下兩大方向，一為智慧化成本優化，係運用先進控制與資料驅動策略降低能耗與營運成本；二是系統化韌性安全，旨在強化系統在面對氣候衝擊、設備故障與資安威脅下維持穩定與恢復的能力。

本文不僅回顧上述兩大方向的國際研究進展，亦針對現有方法論的特性與適用範圍進行深入討論，並進一步提出一個整合「能源-碳-成本-韌性」的決策概念框架，以期為未來污（廢）水處理系統的永續與智慧化發展提供策略參考。

二、MLE 工藝之能源消耗、碳排與風險特性

1. MLE 工藝流程與控制原理

改良式盧薩克-埃丁格（MLE）流程是一種廣泛應用於污（廢）水處理的生物脫氮工藝。其標準流程如圖 1 所示，主要由前置缺氧槽（Anoxic Zone）與後置好氧槽（Oxic Zone）串聯而成。

在運行過程中，進流水與由二沉池回流的污泥（Sludge Recycle, $R^{21}Q$ ）一同進入缺氧槽，在此利用進流中的有機碳源（BOD）還原自好氧槽回流（ $R^{12}Q$ ）的硝酸鹽（ NO_3^- ），經由(脫氮)反應（Denitrification）轉化為氮氣（ N_2 ）。隨後混合液進入好氧槽，經曝氣（Aeration）提供氧氣，完成有機物氧化與氨氮（ NH_4^+-N ）的硝化（Nitrification）反應。好氧槽末端富含硝酸鹽的混合液再以高比例內回流（Internal Recycle, $R^{11}Q$ ）回送缺氧槽，為脫氮提供電子受體，使整個脫氮過程得以在單一污泥系統內高效完成。

這項設計雖提高了系統的脫氮效率與操作穩定性，但同時也帶來能耗高與操作負荷大的挑戰，特別是在曝氣與回流階段。曝氣通常佔總能耗的 40–60%，而泵浦內回流約佔 10–20%（Nikou *et al.*, 2025）。在負荷變動劇烈或溫度偏低的季節，曝氣需求與溶氧（DO）控制更需動態調整，否則將導致能耗上升與氮去除效率下降。

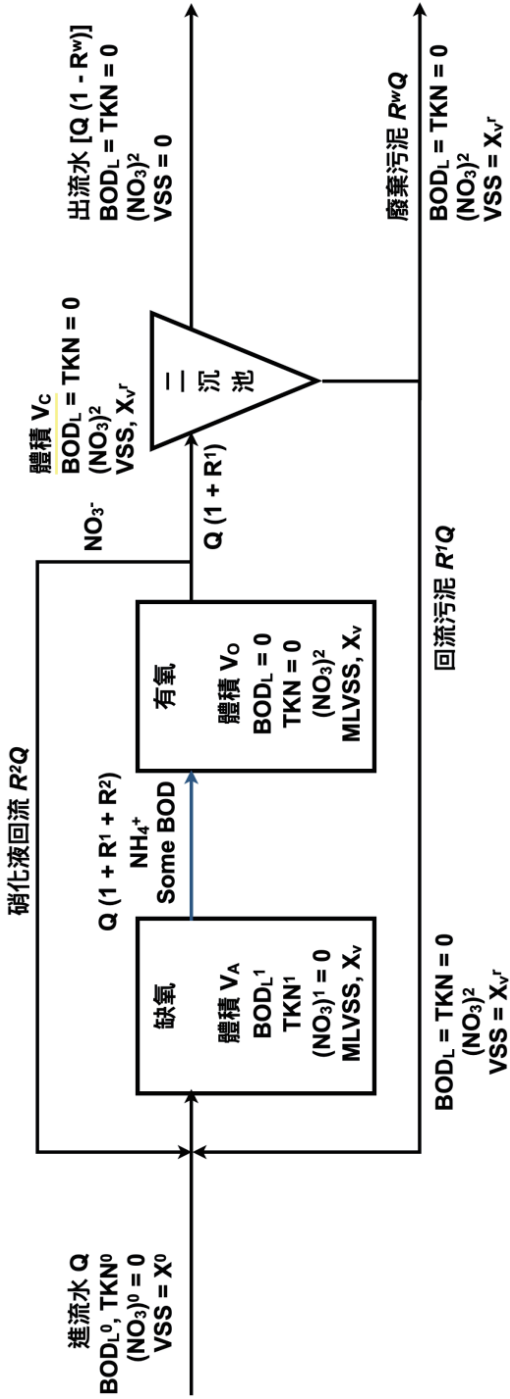


圖 1 MLE 工藝流程示意圖

註：Q 為流量；R 為迴流比（ R^1 為污泥迴流， R^2 為內迴流）； X_v 為微生物濃度。上標 0, 1, 2 分別代表進流、缺氧槽出流及好氧槽出流。註：本圖假設理想反應條件，即：(1) 進流無硝酸鹽 [$(NO_3)^0=0$]；(2) 缺氧槽完全脫氮 [$(NO_3)^1=0$]；(3) 好氧槽完全硝化與有機物移除 [$TKN=0, BOD_L=0$]；(4) 二沉池無固體流失。

34 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

2. 能源消耗結構與成本維度

MLE 系統的主要能源消耗集中於兩部分：(1) 好氧槽曝氣系統；(2) 高比例內回流的泵送系統。根據多項研究與實廠調查，曝氣能耗約佔整體電力需求的 45–60%，而泵浦回流則約為 10–15%。此外，外加碳源與污泥處理亦貢獻了 15–25% 的總能耗 (Li *et al.*, 2023)。表 1 為不同曝氣系統優化策略的效益比較。能源效率的提升可從兩個面向進行：硬體升級與智慧化控制。

2.1 硬體升級

以磁懸浮鼓風機取代傳統羅茨鼓風機，可顯著降低單位水量能耗。實測顯示，該改良可使電耗下降 13–18%，並減少 4–8% 的二氧化碳排放 (Li *et al.*, 2022)。特別值得注意的是，Li *et al.* (2022) 彙整中國 14 座污水處理廠的實際運行數據，證實全面升級磁懸浮鼓風機後，能耗平均可降低 15–24%，CO₂ 排放減少約 4.6–7.7%；此結果非僅止於理論模擬，而是提供了具實務參考價值的實廠驗證數據，顯示硬體升級在真實場域中顯著的節能減碳效益。

2.2 智慧控制

藉由精確曝氣控制與智慧控制系統，可根據即時負荷動態調整 DO 濃度與曝氣強度。這類系統能使電耗降低 2.8–6.3%，CO₂ 減排達 11% (Ramli *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2022)。綜合而言，硬體升級提供穩定的節能基礎，而智慧控制則在運行階段持續優化能源使用。

表 1 不同曝氣系統優化策略的效益比較

優化策略	EC ¹ 降低幅度	CO ₂ 減排	參考文獻
升級為磁懸浮鼓風機	15–24%	4.6–7.7%	Li <i>et al.</i> (2022)
精確曝氣系統修改	6.3%	10.37%	Li <i>et al.</i> (2022)
智慧精確曝氣系統	5.3%	10.93%	Li <i>et al.</i> (2022)
優化泵浦、鼓風機與 AD ²	3%	N/A	Ramli <i>et al.</i> (2018)

註：¹EC = Energy Consumption(能耗)；²AD = Anaerobic Digestion (厭氧消化)。

3. 溫室氣體 (GHG) 排放與碳中和挑戰

實現「淨零碳排放」的目標，除了需降低來自電力消耗的間接二氧化碳排放 (CO₂, indirect emission) 外，更應重視污水處理過程中產生的直接溫室氣體排放，特別是氧化亞氮 (N₂O) 與甲烷 (CH₄)。

其中，N₂O 的全球暖化潛勢 (Global Warming Potential, GWP) 約為 CO₂ 的 298–300 倍 (Duan *et al.*, 2021)，而 CH₄ 在 20 年期的 GWP 亦高達 84 (Song *et al.*, 2023)。N₂O 的排放主要源於硝化與(脫氮)過程中之不完全反應。例如，在好氧槽中若溶氧 (Dissolved Oxygen, DO) 濃度不足，或在缺氧槽中碳源與硝酸鹽比例失衡，均可能導致 N₂O 的累積與逸散。由於 MLE 工藝同時存在硝化與 (脫氮)兩階段，其操作條件若控制不當，N₂O 排放量將顯著上升 (Maktabifard *et al.*, 2023)。因此，精確的曝氣控制與碳氮比 (C/N ratio) 管理，是減少 GHG 排放的關鍵操作策略。

甲烷 (CH₄) 則主要產生於厭氧消化 (Anaerobic Digestion, AD) 與污水收集系統中。研究指出，實際 CH₄ 排放常被低估，尤其在封閉式管網與老舊設施中更為顯著 (Song *et al.*, 2023)。因此，建立完整的氣體收集與監測系統，是邁向碳中和污水處理廠的重要步驟。

全生命週期評估 (LCA) 提供了一個量化 WWTP 永續性的全面框架 (Sweetapple *et al.*, 2015)。透過系統擴展法 (System Expansion)，可假設從廢水中回收的副產品 (如鳥糞石、沼氣、生物塑膠等) 替代市場同類產品，從而抵銷部分碳排放，達到「碳抵消 (Carbon Offset)」的效果。近年研究指出，若結合沼氣能源回收與再生碳源 (如乙酸再利用)，WWTP 的淨碳排放可降低約 20–30%，並具備成為碳中和設施的潛力 (Al-Hazmi *et al.*, 2023)。

4. 系統敏感性與外部衝擊因素

MLE 工藝在穩定負荷下可維持良好的脫氮性能，但其對外部衝擊的敏感度相對較高。負荷波動、毒性污染、低溫環境與暴雨稀釋等因素，皆可能導致反應效率下降與微生物活性受抑制。

36 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

負荷波動（Load Fluctuation）係指短時間高濃度氮磷或有機物負荷會造成硝化菌群失衡，使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在出水中累積。毒性負荷（Toxic Shock）如重金屬或抑制性化學品進入系統，可抑制反硝化菌活性，導致脫氮中斷（Tang *et al.*, 2023）。低溫條件為當溫度低於 15°C 時，硝化速率顯著下降，系統需調整 SRT（Solids Retention Time）與曝氣時間以維持穩定性能。暴雨稀釋（Rainfall Dilution）為高降雨量導致水力停留時間（HRT）縮短，造成系統瞬時水力超載與碳源不足。

因此，傳統固定參數控制（例如定溶氧曝氣）已難以應對環境變化。近年研究強調結合感測網路與即時控制（Real-time Control, RTC），利用資料驅動模型預測系統負荷與曝氣需求，以提升整體運行的動態韌性（Dynamic Resilience）（Jin *et al.*, 2022）。

5. 智慧監測與控制發展趨勢

為應對上述挑戰，智慧監測（Smart Monitoring）與智慧控制（Smart Control）技術逐漸成為 MLE 工藝發展的主流方向。現有系統多結合 SCADA（Supervisory Control and Data Acquisition）平台與物聯網（Internet of Things, IoT）感測網路，實現即時監控、資料整合與預警分析（Pankow *et al.*, 2024）。

進一步的發展是導入數位孿生（Digital Twin, DT）技術。DT 可同步模擬實際污水處理過程，利用 AI 演算法進行狀態預測與故障診斷。例如，透過深度學習（Deep Learning）模型可預測曝氣負荷需求，並即時調整鼓風機輸出，以降低能耗與防止 N_2O 排放。此外，強化學習（Reinforcement Learning, RL）與模型預測控制（Model Predictive Control, MPC）等智慧控制策略，能在多變的環境條件下自動尋找最優操作點，兼顧能效與水質穩定（Liu *et al.*, 2024）。

這些技術的導入，使 MLE 工藝朝「智慧化、低碳化與高韌性化（Smart-Low Carbon-Resilient）」方向演進，並為未來污水處理廠邁向能源中立與碳中和目標奠定基礎。

三、智慧化運營成本優化策略

智慧化技術的發展，特別是機器學習 (Machine Learning, ML)、多目標優化 (Multi-Objective Optimization, MOO) 與強化學習 (Reinforcement Learning, RL) 的整合應用，已成為推動 MLE 技術邁向成本優化與永續轉型的核心動力。透過結合資料驅動的預測模型與智能決策演算法，研究者逐漸建立起一套從能耗預測、操作調整到決策評估的自動化流程。其主要步驟包括 ML 預測與 BO 優化、多目標決策與可解釋性 AI 應用。

1. ML 預測與 BO 優化

機器學習模型能高精度預測出水水質 (Effluent Quality, EQ) 與能源消耗 (Energy Consumption, EC)，並以此作為後續優化的基礎。Liu *et al.* (2024) 指出，結合貝葉斯優化 (Bayesian Optimization, BO) 的 XGBoost 模型 (即 BOXGB 模型) 在能耗預測上表現優異，其擬合度 (R^2) 高達 0.901，這種結合方式可同時進行模型參數自動調整與性能提升，使能耗預測與曝氣控制更加準確與穩健。

2. 多目標優化決策 (MOO Decision-Making)

在污水處理系統中，操作人員常需在水質達標與能源節省之間取得平衡。MOO 方法如非支配排序遺傳演算法 II (Non-dominated Sorting Genetic Algorithm II, NSGA-II) 與粒子群優化 (Particle Swarm Optimization, PSO) (Trelea, 2003)，可生成一組帕累托最優解 (Pareto Optimal Solutions)，協助決策者根據不同運行條件與成本限制選擇最佳方案。

帕累托最優解的概念為在多目標優化中，系統需同時滿足多個彼此衝突的運行目標，例如「降低能耗 (EC)」與「提升出水水質 (EQ)」。若某一方案在任一目標上無法進一步改善而不導致其他目標惡化，則稱該方案為帕累托最優解 (Pareto Optimal Solution)。所有帕累托最優解構成的集合，形成所謂的帕累托前緣 (Pareto Front)。

在 MLE 工藝的智慧控制中，帕累托前緣代表不同操作條件下能耗與水質之間的最佳權衡關係。操作人員可根據實際需求 (如放流水標準或電價變動)，於前緣上選擇最

38 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

合適的操作點。NSGA-II 即是利用此概念，透過自然演化與非支配排序機制，自動搜尋出多組帕累托最優解，協助系統在「高效能耗」與「優良水質」間取得最佳平衡。

3. 可解釋性人工智慧（XAI）應用

由於多數機器學習（ML）與多目標優化（MOO）模型屬於「黑箱」（Black Box）性質，工程師往往難以理解模型內部的預測邏輯與決策依據。這種不透明性在污（廢）水處理系統的智慧化應用中尤其關鍵，因為操作人員需要確信模型的判斷符合實際運轉機制與安全邏輯。因此，可解釋性人工智慧（Explainable Artificial Intelligence, XAI）逐漸成為智慧控制領域不可或缺的技术輔助，用以揭示模型輸出背後的因果關係與關鍵變數貢獻。

目前 XAI 在污（廢）水處理的應用主要分為三種方法學取向。第一，特徵重要度排序（Feature Importance Ranking, FIR），常應用於 XGBoost 或隨機森林等樹狀模型，用以量化各操作變數（如曝氣量、污泥齡、內回流比 MLR）對出水水質或能耗的影響程度。其次，局部解釋模型（Local Explanation Models），如 LIME（Local Interpretable Model-Agnostic Explanations），能針對單一時刻或異常事件提供局部解釋，協助操作員理解特定輸入變化如何導致預測偏差。第三，貢獻度分析法（Additive Contribution Methods），如 SHAP（Shapley Additive Explanations），以遊戲理論為基礎，評估各輸入特徵在整體決策中的邊際貢獻，並以可視化方式呈現變數影響方向與強度（Molnar, 2022）。

在實際應用中，Liu *et al.* (2024) 將 XAI 與多目標優化（MOO）結合，利用 SHAP 分析 DO、SRT、MLR 對能耗（EC）與出水氨氮（ NH_4^+-N ）的貢獻度，證實其模型能在維持低氨氮濃度的同時顯著降低能耗。這項成果顯示，XAI 不僅可提升模型的可理解性，亦可作為反饋迴路，進一步修正控制策略與感測參數設定。此外，Sheik *et al.* (2025) 的研究指出，透過結合 SHAP 與部分依存關係圖（Partial Dependence Plot, PDP），可揭示曝氣強度與能耗之間的非線性關係，有助於建立更具物理一致性的控制模型。

為比較不同 XAI 技術的適用性，表 2 整理了常見方法之主要特徵與應用範圍。SHAP 在多變量非線性模型中具最高解釋力，而 LIME 則適用於即時異常診斷。PDP 與特徵重要度方法則較適合策略分析與長期運行優化。

總體而言，XAI 的核心價值在於建立模型與工程決策之間的「透明橋樑」。其並非取代控制演算法，而是強化操作人員對系統行為的理解與信任，促進資料科學與工程經驗的融合。未來研究趨勢將朝向「動態可解釋性 (Dynamic Explainability)」與「物理訊息神經網絡 (Physics-Informed Neural Networks, PINNs)」發展，使智慧化控制不僅能「解釋過去」，更能「預測未來」並即時修正控制決策。

4. 智慧控制策略之性能比較

為評估不同智慧化控制策略在污（廢）水處理系統中的能效與出水穩定性，本節彙整近年主要研究成果，如表 3 所示。比較重點包括能源消耗 (EC)、出水水質 (Effluent Quality, EQ) 與運營成本指數 (Operating Cost Index, OCI) 等綜合指標。

在智慧優化策略中，BOXGB + NSGA-II 模型組合展現出代表性進展。BOXGB 指「貝葉斯優化 XGBoost 模型」(Bayesian Optimization XGBoost)，用於高精度預測能耗與出水品質；而 NSGA-II (Non-dominated Sorting Genetic Algorithm II) 為典型多目標優化演算法，能在 EQ 與 EC 之間搜尋帕累托最優解 (Pareto-optimal solutions)。因此，BOXGB + NSGA-II 案例代表以資料驅動模型預測性能，再結合多目標優化策略，達成出水品質穩定與能源效率提升的雙重目標。

表 3 顯示，PI-ANFIS-PSO (比例積分-自適應神經模糊推理系統-粒子群優化) 混合控制方案相較於基準 PI 控制 (Distributed Control System, DCS)，能將總氮 (Total Nitrogen, TN) 與氨氮 (NH_4^+-N) 違規率降至 0%，並使運營成本指數 (OCI) 由 16,382 kWh/d 降至 13,451 kWh/d，能源利用效率明顯提升。同時，Liu *et al.* (2024) 於實際污（廢）水處理系統中應用 BOXGB + NSGA-II 策略，成功使出水 NH_4^+-N 濃度下降 38.2%，證明智慧化控制方法在真實場域具備可觀的節能與穩定化潛力。

40 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

表 2 污（廢）水處理系統中主要 XAI 方法比較

方法	核心原理	優點	限制	典型應用
貢獻度分析法 如 SHAP	基於遊戲理論之邊際貢獻分析	全局可解釋性高，輸出可視化清晰	計算量大，不易即時更新	DO、SRT、MLR 變數貢獻分析 (Liu <i>et al.</i> , 2024)
局部解釋模型 如 LIME	局部線性擬合解釋模型	適用於異常事件或單一輸入變化	局部性高，泛化能力弱	異常監測與即時反應診斷
部分依存關係圖 PDP	顯示單變量對輸出的平均效應	易於理解變數-結果關係	無法處理變數交互作用	能耗與曝氣控制策略分析
特徵重要度排序 FIR	模型內部權重排序	實作簡單，運算快速	只提供相對影響，無因果方向	操作參數敏感度篩選

註：SHAP = Shapley Additive Explanations；LIME = Local Interpretable Model-Agnostic Explanations；PDP = Partial Dependence Plot；FIR = Feature Importance Ranking。

表 3 各種智慧控制方法之性能比較

控制/優化方法	實施對象	優化目標	EQI 性能 (kg Poll. Unit/d)	OCI 性能 (kWh/d)	違規率 (TN/NH ₄ ⁺ -N)	參考文獻
預設 PI 控制(DCS)	BSM1	EQI/OCI	6123	16382	18% / 17%	Ateunkeng <i>et al.</i> (2025)
建議 PI-ANFIS-PSO	BSM1	EQI/OCI	5471	13451	0% / 0%	Ateunkeng <i>et al.</i> (2025)
BOXGB+NSGA-II	WWTP	EQ/EC	EQ 降低 19.4%	EC 降低 1.6%	出水 NH ₄ ⁺ -N 降低 38.2%	Liu <i>et al.</i> (2024)
經濟 MPC	BSM1	OCI	5672	16376	N/A	Zeng and Liu (2015)
經濟 MPC	BSM1	N/A	7315	18434	N/A	Revollar <i>et al.</i> (2017)

註：BSM1 = 基準模擬模型第 1 號；EQI = 出水水質指數 (Effluent Quality Index)；OCI = 運營成本指數 (Operating Cost Index)；PI-ANFIS-PSO = 比例積分-自適應神經模糊推理系統-粒子群優化；MPC = 模型預測控制。

5. 系統性分析與未來挑戰

儘管上述智慧控制策略在模擬環境中展現顯著成效，但在真實廠域應用中仍存在多重挑戰：

5.1 模擬與現實落差 (Simulation-to-Reality Gap)

Ateunkeng *et al.* (2025) 的卓越成果建立於理想化的 BSM1 模型環境，該模型排除了傳感器噪聲與突發負荷變化。相較之下，Liu *et al.* (2024) 在實際 WWTP 應用中，僅達到 1.55% 的能耗降低。此現象揭示在理論模型中表現優異的演算法，若缺乏現場資料驗證，其穩健性 (Robustness) 仍存疑。

5.2 評估指標的片面性

多數研究僅以 OCI 衡量曝氣與泵送能耗，卻忽略導入智慧控制系統所需的資本支出 (CAPEX)，包含高精度感測器、運算設備與軟體維護成本。未來研究應採用全生命週期成本 (LCC) 分析，以提供更真實的經濟性評估。

5.3 比較基準的不一致性

不同研究的基線 (Baseline) 定義不一。Ateunkeng *et al.* (2025) 以預設 PI 控制為基準，而 Liu *et al.* (2024) 以現場操作策略為對照。這種差異使跨研究比較困難，亦可能造成性能誤判。建立統一的績效評估標準是未來的重要方向。

綜合來看，智慧控制的研究重心正由「演算法精度提升」轉向「真實場域可行性與長期經濟效益」。未來發展可聚焦於混合式控制策略 (Hybrid Control) 與人機協作決策 (Human-in-the-Loop Optimization)，以兼顧節能、穩定與可維護性，最終實現 MLE 工藝的智慧化與永續運營。

四、韌性安全的概念、量化與智慧化管理

1. 韌性的概念與意涵

42 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

韌性（Resilience）可定義為系統在面對外部干擾後，維持核心功能並於短時間內恢復至可接受運行狀態的能力與速度。對於污水處理廠（WWTPs）而言，韌性不僅關乎設施抵抗極端事件的「堅固性」，更強調其在中斷後的恢復與調適能力。這一觀點與傳統「可靠性（Reliability）」不同，亦即可靠性追求持續運行不中斷，而韌性則承認干擾不可避免，並著重於「干擾後仍能快速恢復運作」。

2. 韌性指標與衝擊來源

2.1 韌性量化指標

韌性量化通常由兩個核心要素構成（Juan-García *et al.*, 2017），即系統在干擾期間維持性能的能力，是為穩健性（Robustness）；另一為快速性（Rapidly），是指系統在受損後恢復至原有性能的速度。此兩者可透過「系統韌性曲線（Resilience Curve）」表示，橫軸為時間，縱軸為系統性能。曲線下降代表性能受損，曲線回升代表恢復；曲線下的積分值可量化整體韌性程度。

2.2 主要衝擊來源

WWTPs 的韌性挑戰來自氣候、操作與資訊三大層面，氣候衝擊、操作衝擊、資訊資安（Cybersecurity）。氣候衝擊如極端降雨與洪水可能導致水力超負荷或進流水稀釋，造成反應時間縮短與微生物活性下降。具備氣候適應性的設計（例如雨水分流與調節池）是長期穩定運行的關鍵。操作衝擊則為體積或質量負荷劇變、毒性物質進入或電力中斷均可能造成反硝化中斷與出水水質惡化。資訊資安為隨 SCADA 與 IoT 系統普及，網路攻擊成為新興威脅。Pankow *et al.* (2024) 指出，歐洲韌性指令已將 WWTPs 列為關鍵基礎設施，要求落實風險分析、OT/IT 隔離與異常偵測。

3. 韌性量化的領域界限與指標適用性

在評估 WWTPs 韌性時，必須區分不同水系統的量化範疇。Mugume *et al.* (2015) 針對城市排水系統（Urban Drainage System, UDS）研究顯示，分佈式儲存（Distributed Storage, DS）策略可顯著縮短淹水持續時間（Failure Duration, FD）至 1.6 小時（減少 56.7%），而優化維護（Optimized Operation & Maintenance, O&M）策略可進一步降至

0.71 小時（再減 14.3%）。然而，該指標主要衡量水力韌性（Hydraulic Resilience），反映系統排洪能力；若直接套用於 MLE 生物處理單元，將造成「概念偏移」。

此案例揭示韌性評估中的領域特定性（Domain-Specificity）問題。UDS 的核心目標在於快速排水，而 MLE 工藝的核心功能則是維持穩定的生物脫氮與除磷效率，屬於生化韌性（Biochemical Resilience）範疇。因此，不同層面的韌性指標必須分層設計，以反映各自的功能特性。

Pankow *et al.* (2024) 提出，未來 WWTP 韌性量化應建立一個多層次指標體系，涵蓋水力、生化、運營與資訊四個面向（表 4）。此種多層架構有助於避免跨領域指標誤用，並為後續智慧化管理提供明確的優化方向。

表 4 MLE 工藝多層次韌性指標體系

韌性類別	說明
水力韌性 (Hydraulic Resilience)	系統應對暴雨或瞬時流量衝擊的能力
生化韌性 (Biochemical Resilience)	在進流濃度劇變或毒性負荷下維持脫氮除磷效率的能力
運營韌性 (Operational Resilience)	面對設備故障或電力中斷時恢復核心功能的速度與持續能力
資訊韌性 (Information Resilience)	在遭受網路攻擊時保護控制系統並維持手動介入操作的能力

4. 智慧化韌性管理與展望

隨著 IoT 感測、數位孿生（Digital Twin, DT）及 AI 預測技術的進步，韌性管理正從被動防禦轉向主動預測與自我修復。資料驅動的韌性框架（Data-Driven Resilience Framework）結合即時監測、模型預測控制與異常學習演算法，可提前識別運行異常、量化風險強度，並自動調整曝氣或回流參數以維持核心功能。

未來韌性研究的方向將聚焦於四項設計原則（Pankow *et al.*, 2024）：

- 冗餘性（Redundancy）：保留替代流程與備援設備。
- 適應性（Adaptability）：能根據外部條件動態調整運作策略。

44 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

- 穩健性（Robustness）：在多重擾動下維持基本功能。
- 學習性（Learning）：透過資料回饋持續修正控制模型。

整體而言，韌性已從災後恢復的「反應性指標」演變為整體營運策略的「主動性核心」。結合智慧監測、碳中和與永續能源管理的韌性導向決策，將成為污（廢）水處理系統邁向智慧化、安全化與永續化的重要路徑。

五、結論與未來發展方向

1. 結論

本綜述探討了智慧化技術在提升 MLE 工藝永續性與韌性管理方面的關鍵作用。與傳統綜述文獻相較，本文除彙整現有研究成果外，亦針對方法論發展進行了深入評估，主要結論如下：

1.1 成本優化策略存在「績效幻覺」

智慧控制策略（如 PI-ANFIS-PSO）在模擬模型中展現顯著潛力，但於實際應用中常受維護成本、感測器噪聲與操作複雜度影響，導致效益衰減。未來研究應將重點從演算法複雜度轉向實際可行性與經濟可持續性。同時，全生命週期評估（LCA）結果顯示，若將能源與資源回收納入計算，是達成淨零碳目標的關鍵路徑（Maktabifard *et al.*, 2023），但其經濟效益仍需透過全生命週期成本（Life Cycle Cost, LCC）模型驗證。

1.2 不確定性處理仍處於初階階段

Li *et al.* (2023) 提出的多目標優化（MOO）框架已引入區間數以處理決策參數不確定性，但對於氣候變遷與市場波動等深層不確定性（Deep Uncertainty）仍缺乏有效處理機制。現有模型多針對短期操作層面，缺乏長期戰略層級的韌性決策支援。

1.3 韌性研究缺乏統一量化框架

近年韌性研究已擴展至資訊資安（Cyber Resilience）與操作風險領域（Pankow *et al.*, 2024），但指標體系仍分散。建立能區分水力、生化、運營與資訊韌性的多層次量化框

架，是未來發展的關鍵。雖然數位孿生（DT）與強化學習（Reinforcement Learning, RL）被視為潛力技術（Wang *et al.*, 2024），但目前應用多仍停留於概念驗證階段。

2. 未來發展方向

綜合前述分析，本文提出三項具前瞻性與原創性的發展方向，以作為未來研究與實務應用的參考：

2.1 構建整合「能源-碳-成本-韌性」的四維決策模型

未來研究的重點應從單一目標轉向多層整合。建議建立一個分層式混合優化架構（Hierarchical Hybrid Optimization Framework）；在上層，以情境分析（Scenario Analysis）與穩健優化（Robust Optimization）處理長期深度不確定性（如氣候變遷、能源價格波動）；在下層，以強化學習（RL）或模型預測控制（Model Predictive Control, MPC）實現即時操作優化。透過雙層結構結合策略規劃與即時控制，可使韌性規劃與成本效益真正融合。

2.2 融合可解釋 AI 與領域知識

現有的可解釋人工智慧（Explainable AI, XAI），如 SHAP，多屬於事後解釋（Post-hoc Explanation），難以指導模型於訓練階段遵循物理或化學規律。未來可探索物理訊息神經網絡（Physics-Informed Neural Networks, PINNs），將生化反應機理直接嵌入機器學習模型，使模型不僅可被解釋，且其決策過程符合反應動力學與能量平衡原理；亦使其從「黑箱」邁向「灰箱」。

2.3 由 DT 模擬邁向 DT 驅動之自主韌性控制

現階段的 DT 多用於系統模擬與情境演練（Wang *et al.*, 2024），未來應發展具備「自我意識」與「自我修復能力」的自主數位孿生（Autonomous DT）系統。此類系統能在檢測到異常（如感測器漂移或微生物活性失衡）時，自動執行備援控制模式或產生高質量警報，並以 AI 模型自我學習與調整，實現真正的智慧韌性管理（Smart Resilience Management）。

3. 綜合展望

整體而言，MLE 工藝的永續發展已從傳統的污染控制目標，轉向能源效益與系統韌性的平衡。未來污水處理廠將不僅是水質淨化設施，更是整合能源回收、碳管理與智慧決策的「智慧水環境平台（Smart Water Environment Platform）」。當成本優化與韌性安全在智慧化決策框架下相互融合，污水處理產業將邁向真正的低碳、智慧與永續治理新時代。

參考文獻

- Al-Hazmi, H. E., Lu, X., Grubba, D., Majtacz, J., Badawi, M., & Małkonia, J. (2023) Sustainable nitrogen removal in anammox-mediated systems: Microbial metabolic pathways, operational conditions and mathematical modelling. *Science of the Total Environment*, 868, 161633.
- Ateunkeng, J. G., Boum, A. T., & Bitjoka, L. (2025) Improvement of effluent quality and reduction of operational costs in a wastewater treatment plant using intelligent computational hybrid control schemes. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 27, 4893–4908.
- Duan, H., Zhao, Y., Koch, K., Wells, G. F., Zheng, M., Yuan, Z., Ye, L. (2021) Insights into nitrous oxide mitigation strategies in wastewater treatment and challenges for wider implementation. *Environmental Science & Technology*, 55(12), 7208–7224.
- International Energy Agency (IEA). (2021) Net zero by 2050: A roadmap for the global energy sector. Paris: IEA.
- Juan-García, P., Butler, D., Comas, J., Darch, G., Sweetapple, C., Thornton, A., & Corominas, L. (2017) Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management: State of the art. *Water Research*, 115, 149–161.
- Li, H., Cheng, X., Ding, H., Yang, Y., Li, D., Wang, J., & Wang, X. (2022) Cleaner production and carbon reduction target: Analysis of sewage treatment plants in North-Central China. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(47), 71148–71158.
- Li, H., Pang, F., Xu, D., & Dong, L. (2023) New optimization framework for improvement sustainability of wastewater treatment plants. *Processes*, 11(11), 3156.

- Liu, T., Zhang, H., Wu, J., Liu, W., & Fang, Y. (2024) Wastewater treatment process enhancement based on multi-objective optimization and interpretable machine learning. *Journal of Environmental Management*, 364, 121430.
- Maktabifard, M., Al-Hazmi, H. E., Szulc, P., Mousavizadegan, M., Xu, X., Zaborowska, E., Li, X., & Makinia, J. (2023) Net-zero carbon condition in wastewater treatment plants: A systematic review of mitigation strategies and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 185, 113638.
- Molnar, C. (2022) *Interpretable machine learning: A guide for making black box models explainable* (2nd ed.). Independent Publishing. ISBN: 979-8411463330.
- Mugume, S. N., Melville-Shreeve, P., Ward, S., Butler, D., & Stovin, V. (2015) Improving the resilience of urban drainage systems through sustainable drainage options. *Water Research*, 85, 359–370.
- Nikou, N. S. R., McNabola, A., & Gill, L. (2025) Techno-economic and environmental analysis of Modified Ludzack–Ettinger (MLE) process for enhanced energy efficiency and recovery. *Journal of Water Process Engineering*, 74, 107728.
- Pankow, H., Henselek, B., Koch, K., Schütze, M., & Wichern, M. (2024) Resilience adaptation through risk analysis for wastewater treatment plants. *Water*, 16(17), 2419.
- Ramli, N. A., & Hamid, M. F. A. (2018) Data-based modeling of a wastewater treatment plant using machine learning methods. *Journal of Engineering Technology*, 6(1), 14–21.
- Revollar, S., Vega, P., Vilanova, R., & Francisco, M. (2017) Optimal control of wastewater treatment plants using economic-oriented model predictive dynamic strategies. *Applied Sciences*, 7(8), 813.
- Sheik, A. G., Kumar, A., Srungavarapu, C. S., Azari, M., Ambati, S. R., Bux, F., & Patan, A. K. (2025) Insights into the application of explainable artificial intelligence for biological wastewater treatment plants: Updates and perspectives. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 137, 110132.

48 污（廢）水處理系統 MLE 工藝之智慧化成本優化與韌性安全強化探討

- Singh, V., Ormeci, B., Mishra, S., & Hussain, A. (2022) Simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD): A review of critical operating parameters and reactor configurations. *Chemical Engineering Journal*, 433, 133677.
- Sun, L. L., Cui, H. J., & Ge, Q. S. (2022) Will China achieve its 2060 carbon neutral commitment from the provincial perspective? *Advances in Climate Change Research*, 13(2), 169–178.
- Sweetapple, C., Fu, G., & Butler, D. (2015) Does carbon reduction increase sustainability? A study in wastewater treatment. *Water Research*, 87, 522–530.
- Trelea, I. C. (2003) The particle swarm optimization algorithm: Convergence analysis and parameter selection. *Information Processing Letters*, 85(6), 317–325.
- Wang, D., Ma, H., & Qiao, J. (2024) Multilayer adaptive critic design with digital twin for data-driven optimal tracking control and industrial applications. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 133, 108228.
- Zaborowska, E., Majtacz, J., Drewnowski, J., Sobotka, D., Al-Hazmi, H., Kowal, P., & Mąkinia, J. (2018) Improving the energy balance in wastewater treatment plants by optimization of aeration control and application of new technologies. In H. Sobczuk & B. Kowalska (Eds.), *Water Supply and Wastewater Disposal* (pp. 317–328).
- Zeng, J., & Liu, J. (2015) Economic model predictive control of wastewater treatment processes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 54(21), 5710–5721.

水處理與資源再利用類

半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

林政紀*、葉斯馨**、陳進裕***、張哲明****、黃瀚賢*****、陳建安*****

摘 要

在半導體製程中前段製程完成的矽晶圓會進行後段封裝製程，其中切割、研磨等製程使用大量的超純水清洗晶圓並排出含矽廢水，為本廠最大宗的廢水(約 1,300CMD；約 40%)。國內科學園區在環評承諾下，製程回收率需大於 85%，故本廠含矽廢水需進行回收才能符合規定。回收過程中產生含矽濃縮水，在經過化學混凝處理後產出含矽污泥。封裝製程有使用各種的化學品，其中包含氫氟酸和製程廢氣洗滌塔中所排放含氟廢水經過化學混凝處理後產生氟化鈣污泥。兩者污泥皆排放至無機污泥濃縮槽進入無機污泥脫水機合併處理後污泥回收再利用。經過幾年的運轉不同時期發生脫水機和無機污泥斗污泥冒煙現象，經過研究分析後包含晶背研磨廢水(BGW, Back Grinding Wastewater)回收系統膜絲使用液鹼恢復性清洗時水中矽與液鹼產生反應及洗滌塔廢水 pH 偏高影響化學混凝 pH 條件等問題所致。本廠持續增加回收水量的過程中將 0.05 μm 超過濾 (UF, Ultrafiltration) 單元所產生矽濃縮水經過矽污泥脫水機過濾後可降低濁度提升回收水量並獨立收集矽污泥朝高值化回收，運轉期間亦有發生矽污泥冒煙的現象，經問題層別後為脫水機新濾布所含藥劑影響。隨著產能擴充含矽廢水增加而導入 0.02 μm UF 回收單元，其矽濃縮水經過粒徑分析(particle size analyzer)發現矽粒徑更小、比表面積更大等變化而又導致矽污泥冒煙。對於每次污泥冒煙的事件，本廠皆積極採取相對應的改善措施尋找最佳決方案，確保處理系統穩定、提升工作環境及工廠正常運作。

50 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

【關鍵字】矽污泥、冒煙、超過濾、粒徑分析

- | | |
|------------------------|----------------|
| *台灣美光記憶體股份有限公司台中二廠 | 廠務資深工程師 |
| **台灣美光記憶體股份有限公司台中二廠 | 廠務處處長 |
| ***台灣美光記憶體股份有限公司台中二廠 | 廠務處資深經理 |
| ****台灣美光記憶體股份有限公司台中二廠 | 廠務資深工程師 Leader |
| *****台灣美光記憶體股份有限公司台中二廠 | 廠務工程師 |

一、前言

半導體是以矽晶圓為基礎材料，其中在封裝階段會進行研磨和切割，因此在製造過程中產生含矽廢水，其中晶背研磨廢水通常在半導體封裝業製程廢水是最大宗的廢水種類，所占比例相當高。然而隨著全球暖化造成極端氣候發生水資源更形重要，水在半導體製程中是必要的元素，因此所排放矽廢水需做適當的回收和處理，才能減少水資源的使用和避免污染環境，且可保持產線順利運作。

矽晶圓的主要成分為二氧化矽(SiO_2)，在封裝製程中會用大量超純水沖洗晶背研磨過程晶圓上的雜質，因此晶背研磨廢水含有大量的矽成分。晶背研磨廢水經過回收處理後可回收至冷卻水塔使用，回收設備在運轉過程中會附著和累積許多矽顆粒。水體的 pH 值偏鹼性時，則矽酸溶解度會隨著 pH 值增加而上升，固態二氧化矽會解離成離子態，當 pH 大於 11 以上，固態的二氧化矽幾乎已解離成離子的型態(林欣慧, 2005)。因此需添加液鹼藥劑進行恢復性的清洗使回收設備可持續使用。矽的化學性質與鹼作用：非晶矽能與鹼激烈反應生成可溶性矽酸鹽，並放出氫氣($\text{Si}+2\text{NaOH}+\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}_2\text{SiO}_3+2\text{H}_2$) (洪瑞河等, 2008)。此反應在進行時會產生熱量使廢水溫度升高，恢復清洗所排放的廢水溫度上升，即使經過化學混凝處理後的污泥持續高溫而有冒煙的現象。

當水回收技術演進，晶背研磨廢水在無添加藥劑情況下可透過超過濾 (UF, Ultrafiltration) 直接過濾處理， $0.02\mu\text{m}$ UF 過濾後的濃縮水矽粒徑 $>0.02\mu\text{m}$ (相當 $>20\text{nm}$)，經過脫水機後累積呈現固體狀矽污泥。回收的矽廢料純化改質成奈米矽粉後，具有價格低、單晶、粒徑小且分布窄、純度高、保存安全等優勢，搭配相關添加劑配方混和後，可與多種水溶液反應，迅速產生高純度氫氣，建立一個安全便宜的產氫模式，加速燃料電池進程(劉全璞, 2020)。顯示矽污泥在粒徑小、比表面積大的情況可與水反應產生氫氣。

廢水污泥冒煙不僅造成作業環境虛驚事件甚至影響廠房環境，煙霧中含有矽粉也會對操作人員健康不良的影響。也因放熱反應導致污泥斗內的污泥結塊，卡在污泥斗而不易清運等問題。因此針對污泥冒煙事件做案例分析、提出改善對策及調整操作條件等措施，以避免污泥冒煙事件發生。

二、處理系統流程及水質介紹

本廠位於中部科學園區管理局后里園區內，主要從事 IC 封裝製程，法規要求製程回收率需達 85%以上，全廠回收率需達 75%以上，製程中所產出的晶背研磨廢水本廠各股廢水中最大量，需進行有效回收處理方可達成回收率要求，本廠自建廠以來陸續有設置 0.1 μm 微米過濾 (MF, Microfiltration) 單元、0.05 μm UF 過濾單元及後續技術演進導入 0.02 μm UF 過濾單元流程如圖 1，將晶背研磨廢水分別過濾後回收至回收水系統，其中主要優先經過 UF 單元，若 UF 單元處理不及的原水則導入 MF 單元。MF 單元除了過濾晶背研磨廢水外，還過濾其他回收的廢水包含：純水系統中多層過濾塔和活性碳塔的反洗水、回收系統活性碳塔的反洗水、切割廢水回收反洗水。UF 單元所產出的濃縮水再經過矽污泥脫水機所產出的過濾水，再藉由孔徑較大的 MF 單元儘可能將 UF 濃縮水進行回收提高回收率，最後則由 MF 單元所產生濃縮水則排入含矽廢水系統。另外約 1~2 週 MF 單元會添加液鹼執行恢復清洗作業，期間藥洗後的廢水清空排入含矽廢水系統。

矽污泥脫水機進料來源則為 UF 單元所產生的濃縮水，過程中並沒有加入任何化學藥品，經過矽污泥脫水機後過濾水至 MF 單元，約可將濃縮水的濁度約從 50,000NTU 過濾後降至 100NTU 以下，但其處理量會因污泥層逐漸建立後進料泵背壓增加，而處理量漸漸遞減，因此有部分濃縮水未經過脫水機直接排入 MF 單元。矽污泥經分析檢測後矽純度較無機污泥高出許多如表 1，符合回收廠商所認定 A 級料，回收再利用可作為矽相關的原料，成為循環經濟的一環並提高回收的價值。

MF 單元回收過濾後排泥之含矽濃縮廢水其主要成分為二氧化矽等無機性物質，濁度高達約 60,000NTU 且容易穿透濾紙，於是採用化學混凝方式進行處理如圖 2。第一槽和第二槽進行 pH 調整後，進入快混槽添加 PAC，慢混槽添加 Polymer，沉澱槽抽取底泥至無機污泥濃縮槽，沉澱池上澄液則進行放流。本廠製程上有使用氫氟酸和含氟氣體，故製程機台排放含氟廢水、製程機台廢氣洗滌廢水和酸性中央洗滌塔廢水皆有含氟物質，需進行處理以符合納管標準。因此含氟廢水其處理流程與含矽廢水皆採用化學混凝方式處理，不同矽廢水之處為反應槽添加氯化鈣將水中氟離子結合成氟化鈣，在沉澱槽亦將

氟化鈣污泥抽至無機污泥濃縮槽。兩者污泥混合後再抽至無機污泥脫水機進行脫水形成污泥，並卸料至污泥斗暫存，待後續安排污泥清運回收再利用。

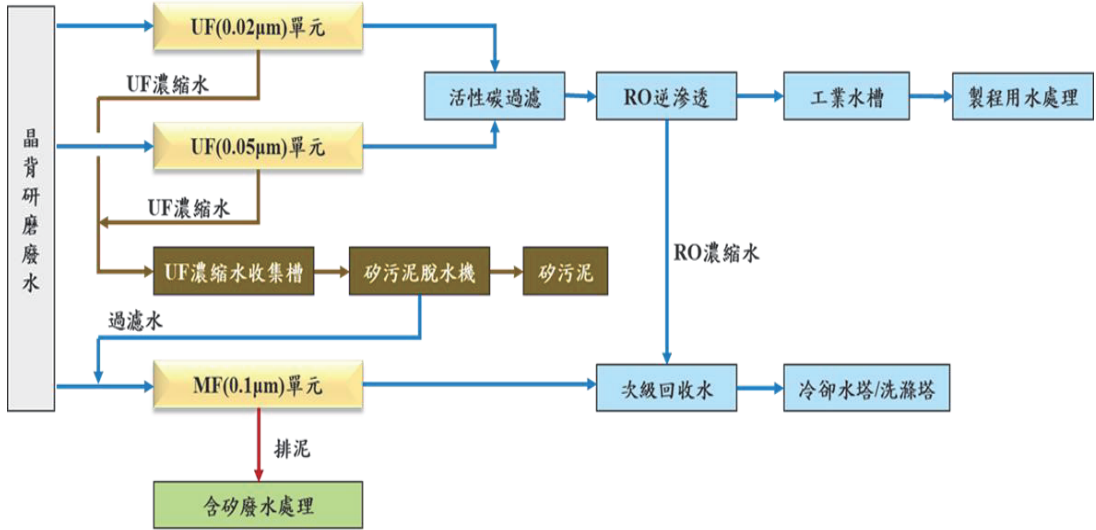


圖 1 晶背研磨廢水回收處理流程

表 1 矽污泥與無機污泥允收分析

檢測項目及規格範圍	矽污泥	無機污泥
pH:3~12	7.2	6.99
可反應性矽含量(%)≥15%	75.76	31.54
允收判定 A > C-1 > B > C-2 > C-3	A	C-3

附註:

1	有機質(%)	≤ 5% : 10分、≤ 10% : 5分、≤ 20% : 2分
2	VOC 需求	無 : 10分、有 : 5分
3	屬性 : C 料判斷	非油泥 : 10分、油泥 : 5分
4	反應後殘渣含量(%) :	≤ 20% : 10分、> 20% : 5分、> 30% : 2分
5	重金屬檢測 : B 料判斷	In of SPEC. : 10分、Out of SPEC. : 2分
料別分級	(1)+(2)+(3)	30分 : A料、< 30分 : C-1料
	(5)	10分 : A料、< 10分 : B料
	(1)+(2)+(3)+(5)	40分 : A料、< 30分 : C-2料
	(1)+(2)+(3)+(4)+(5)	50分 : A料、< 35分 : C-3料

54 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

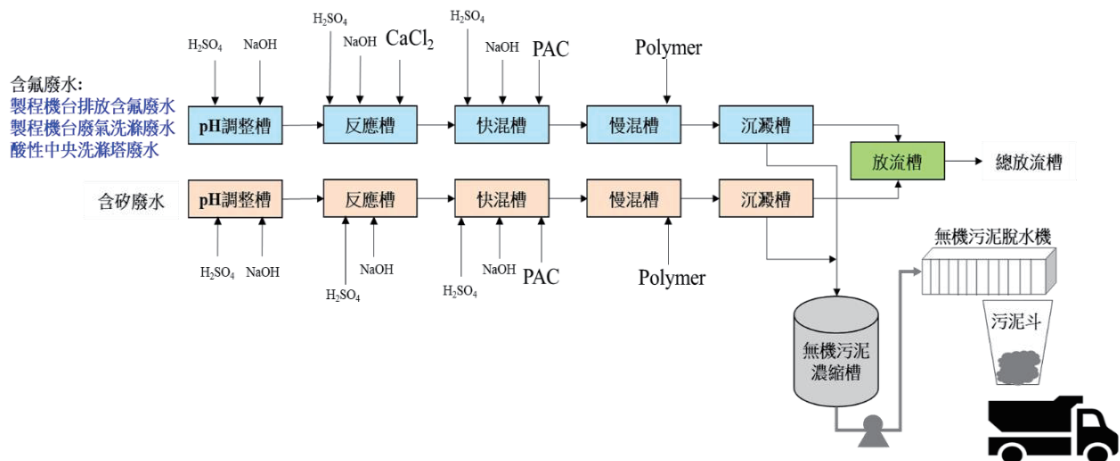


圖 2 含氟廢水及含矽廢水處理流程

三、污泥冒煙原因分析

本廠自 2018 年起投入產能後製程用水量逐漸增加，晶背研磨廢水和含氟等無機廢水量也隨之增加，經過幾年來運轉陸續發生無機污泥冒煙的現象，造成運轉上的風險和工作環境影響等問題，故整理其污泥冒煙的原因分別如下：

3.1 晶背研磨廢水回收系統恢復性清洗

本廠初期所使用的沉浸式 MF 膜作為晶背研磨廢水回收系統，依據原廠操作建議每運轉 48 小時以線上管路加藥方式添加 NaOCl 控制濃度約為 100~200ppm 執行一次維護性清洗(Maintenance Clean)。膜壓上升時將水槽排空後添加 0.15% NaOH 加上約 1,000~2,000ppm 濃度 NaOCl 泡製執行恢復性清洗(Recovery Clean)。在膜槽內與矽結垢物產生劇烈反應產出氣泡如圖 3，以清洗膜後將降低膜壓，可使 MF 膜再延續使用。恢復性清洗後的藥洗水排入含矽廢水進行化學凝澱處理，其沉澱槽排泥至污泥濃縮槽，再經過污泥脫水機，然而在污泥脫水機運轉過程即發生污泥冒煙現象如圖 4。



圖 3 晶背研磨廢水回收系統恢復性清洗廢水



圖 4 無機污泥脫水機冒煙

56 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

3.2 洗滌塔廢水 pH 偏高影響化學混凝 pH 條件

製程中使用含氟化學品例如氫氟酸等，使用後生產機台排放廢水和廢氣藉由排水管和抽風管，分別至廢水處理系統和廢氣洗滌塔處理，其中此洗滌塔屬酸性廢氣處理須透過添加 NaOH 增加 pH 值調整洗滌塔淋洗水 pH 使廢氣排放符合規定。洗滌塔排放的廢水併入含氟廢水系統處理，當廢水系統 pH 調整槽中 NaOH 增加時，pH 偏高如圖 5，雖不影響化學混凝處理效果，但其產出的污泥至無機污泥濃縮槽與含矽污泥混合後，在污泥斗發生冒煙現象和污泥結塊卡住如圖 6。顯示在化學混凝中 pH>7 條件下與含矽污泥混合情況下容易造成污泥冒煙。

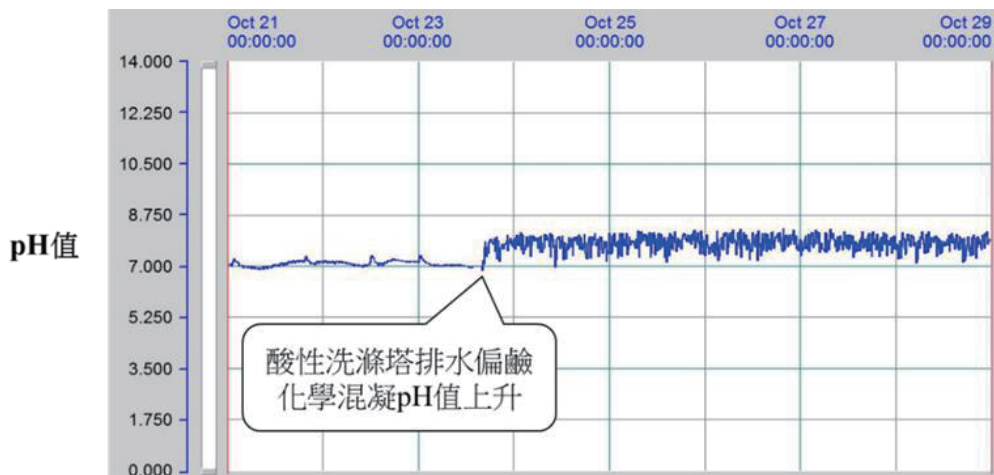


圖 5 含氟廢水原水 pH 值上升曲線



圖 6 無機污泥斗冒煙和污泥卡住狀況

3.3 矽污泥脫水機新濾布所含藥劑

因應矽污泥資源化趨勢故導入矽污泥脫水機過濾晶背研磨回收系統 UF 的濃縮水，其二氧化矽濃度較無機污泥高，然而每次矽污泥脫水機更換濾布後，第一次卸泥後於矽污泥斗內產生煙霧和污泥卡住現象如圖 7，因此與脫水機廠商討論過程中，其所提供的資料顯示在濾布工廠內會添加三聚氰胺樹脂整理劑，其成分性質 pH 約為 9.0，故在偏鹼狀態與污泥中主要成分矽 Si 產生反應產生放熱反應產生氫和水蒸氣。

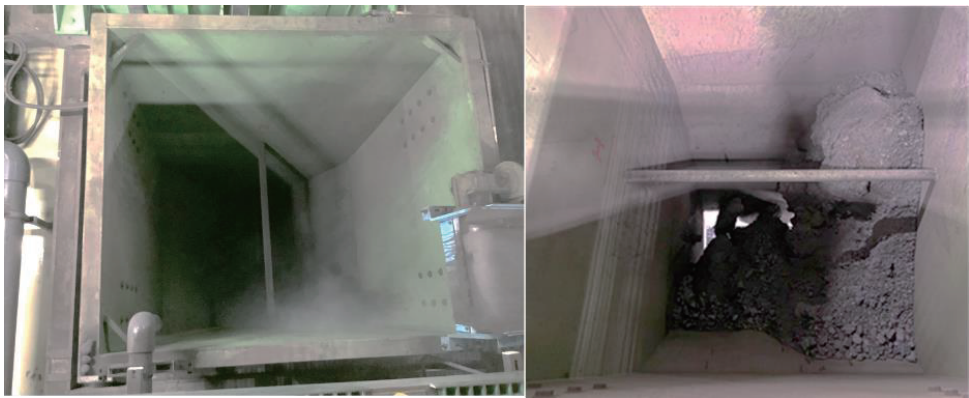


圖 7 矽污泥斗冒煙及污泥卡住狀況

3.4 矽污泥粒徑更小、比表面積更大等變化產生

隨著產能增加及為符合製程回收率要求，2020 年擴充系統導入 0.05 μm 沉浸式 UF 回收晶背研磨廢水提升回收水的水量及水質，2023 年設置矽污泥脫水機將 UF 濃縮水導入過濾，可將 UF 濃縮水過濾後降低 MF 單元進水濁度，在調整成同樣排泥濃度下可以減少排泥增加回收水量。然而本廠在產能持續擴充情況下在 2025 年導入 0.02 μm 外壓式中空纖維膜 UF 單元處理晶背研磨廢水，於是進行全量試車階段將 0.05 μm 沉浸式 UF 單元逐步關閉如圖 8，0.02 μm UF 單元所排放的濃縮水進入矽污泥脫水機過濾卻造成矽污泥斗冒煙。

58 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

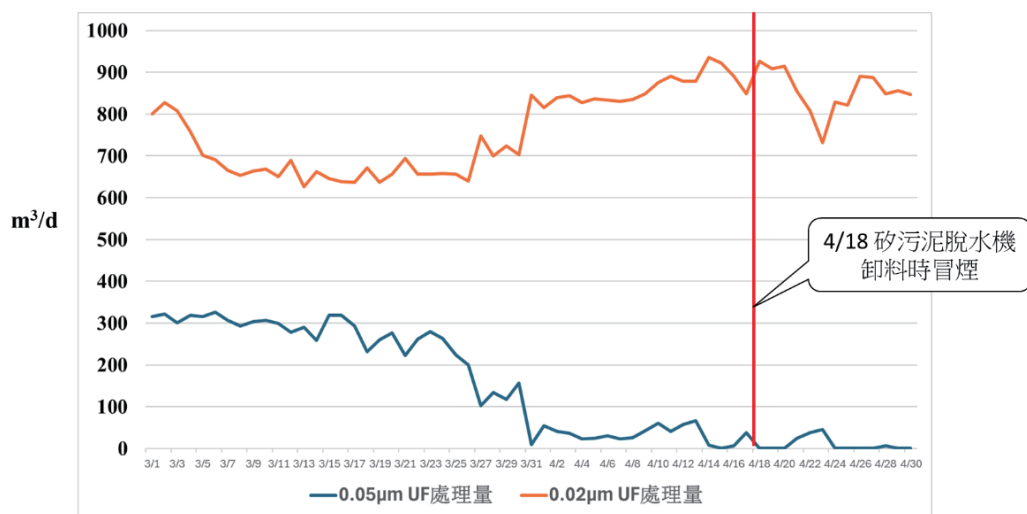


圖 8 0.05 μm UF 和 0.02 μm UF 處理量變化

因此取 0.02 μm UF 單元濃縮水的粒徑分析如圖 9，平均粒徑為 0.066 μm，中位數粒徑為 0.057 μm。與 0.05 μm UF 單元濃縮水粒徑分析如圖 10，平均粒徑為 0.105 μm，中位數粒徑為 0.089 μm，兩者濃縮水粒徑比較後顯示 0.02 μm UF 單元濃縮水的粒徑明顯較小。在半導體領域中，在大量地被廢棄的半導體產品的生產過程中的矽切削加工中，矽的細微切屑、細微切削粉以及矽的研磨屑通常被視為廢棄物。本申請的發明人著眼於矽細微切屑、矽細微切削粉(以下亦統稱為“矽切削粉”)、或矽研磨屑之有效利用，潛心研究針對實用性及工業性良好之氫的製造技術。其結果是發現了：能夠有效利用矽廢棄物，並且在溫和的條件下也能夠製造大量的氫(小林光等, 2015)。一矽粉回收裝置，用以由取自於一晶圓切割製程中產生的一廢矽漿回收一矽粉，並供應該矽粉；一反應裝置，用以容置該矽粉，並提供一反應水，以與該矽粉進行化學反應產生氫氣(國立清華大學, 2018)。本技術採用奈米矽粉與水溶液反應製備氫氣，藉由奈米矽粉的大比表面積，與水的快速反應產製出具有高產生速度、高純度、低氧含量的氫氣(劉全璞, 2021)。粒徑小比表面積大且於脫水機過濾過程顆粒集中濃度提高，當污泥斗有水分時即發生反應產出小氣泡和煙霧。

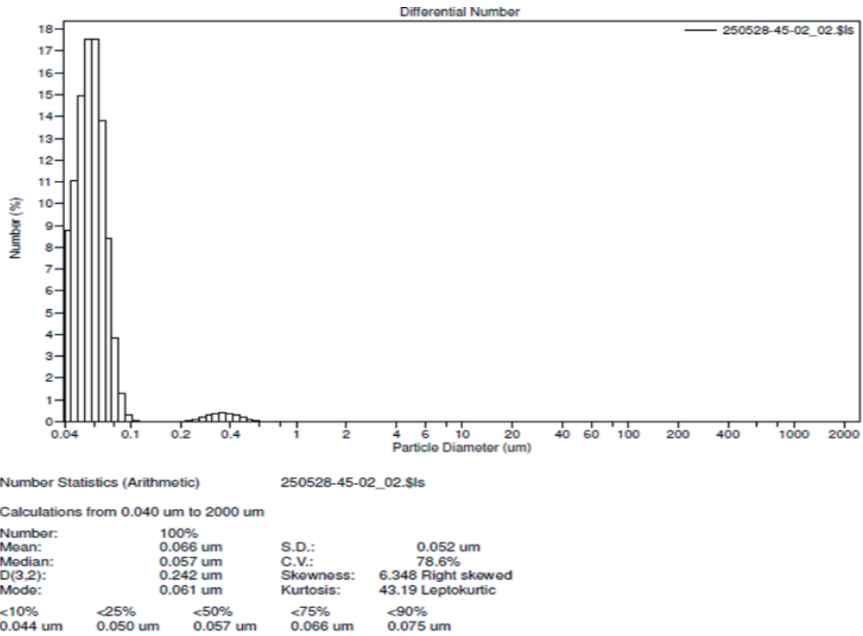


圖 9 0.02µm UF 單元濃縮水粒徑分析

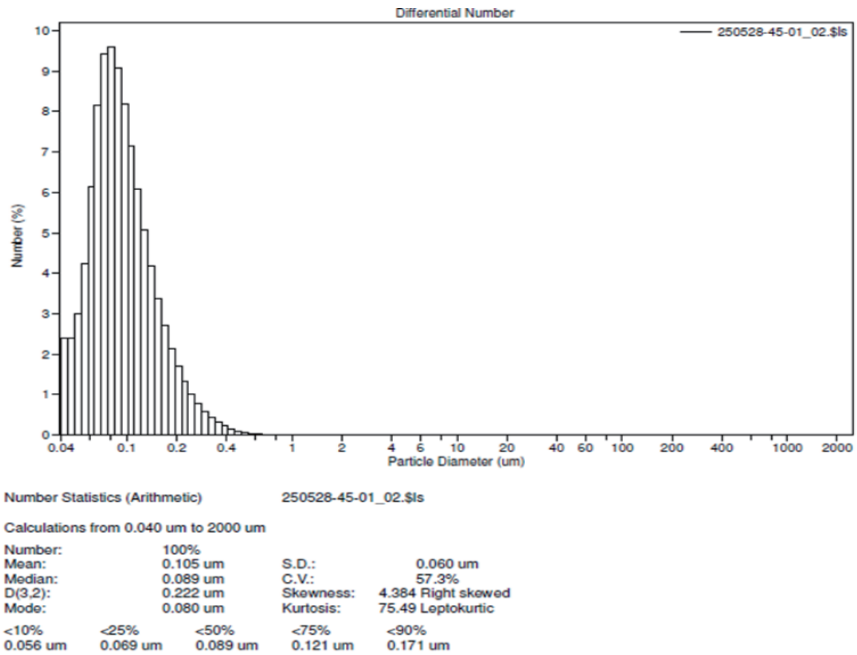


圖 10 0.05µm UF 單元濃縮水粒徑分析

四、污泥冒煙改善措施

廠區內發生污泥冒煙事件容易造成虛驚事件(觸發消防系統偵煙警報)及現場作業人員不安全感，污泥卡在污泥斗又耗費人力清理。若污泥無法清運則系統也不能排泥甚至會影響放流水質，廢水系統無法處理，嚴重甚至產線無法排放廢水而導致停產，影響甚鉅。故本廠針對每次的冒煙事件皆積極採取對策，歷經這些冒煙事件後系統上及作業環境上進行改善。

4.1 廢水回收處理系統改善

首先針對晶背研磨廢水回收系統 MF 單元恢復性清洗所使用藥劑由液鹼改成次氯酸鈉，其恢復性清洗所排放的廢水，在含矽和次氯酸鈉情況下排入含矽廢水化學混凝處理，需在 pH 調整槽將 pH 控制在 <6 條件進行化學混凝處理。至於含氟廢水化學混凝在不影響水質情況下也同步將化學混凝條件控制 pH 在 6.0~6.5 之間，兩者無機性廢水所產出的污泥仍維持排入無機污泥濃縮槽並同時降低污泥 pH 值。

目前廠內有處理含矽成分污泥的脫水機共有 3 台，將要求每次更換濾布完成後，手動操作使用清水清洗濾布 2 次以上，透過建立標準作業程序後已無再發生更換新濾布而造成的污泥冒煙事件。

晶背研磨廢水回收系統目前皆主要由 $0.02\mu\text{m}$ UF 單元和 $0.05\mu\text{m}$ UF 單元負責過濾處理，為避免 $0.02\mu\text{m}$ UF 單元單獨處理時所產出的含矽濃縮水粒徑較小接觸面積大而造成污泥冒煙，因此將兩單元皆須同時運轉，若 $0.05\mu\text{m}$ UF 單元停機保養時則將 $0.02\mu\text{m}$ UF 單元濃縮水直接排放至 MF 單元，不經過矽污泥脫水機。經過此操作調整後並持續追蹤已無再發生矽污泥冒煙現象。

4.2 作業環境改善

當現場出現第一次污泥冒煙時，皆是由人員巡檢發現，當發現時會穿著防護衣背氧氣瓶進入現場用 4 合一攜帶式偵測器至量測作業環境，過程中皆發現 CO 讀值皆明顯偏高如圖 11，依據行政院勞工委員會所訂定之「勞工作業環境空氣中有毒物容許濃度標準」，勞工作業環境空氣中一氧化碳容許濃度為 35ppm，因此規劃在污泥斗上方裝設 CO

氣體偵測器並於房間外設置指示燈和蜂鳴器圖 12，避免人員進入冒煙環境吸入煙霧和粉塵，此裝置安裝後在陸續發生的冒煙事件皆能及時反映現場冒煙狀況及避免人員接觸吸入。原本無機污泥斗和矽污泥斗上方皆為開放性的鐵槽，當發生冒煙時則脫水機房內煙霧瀰漫，不利人員進入處理，因此增加設置不銹鋼蓋板和局部抽風設施如圖 13，減少環境煙霧蓄積。



圖 11 攜帶式偵測器 CO 讀值偏高



圖 12 設置 CO 氣體偵測器及指示燈和蜂鳴器

62 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

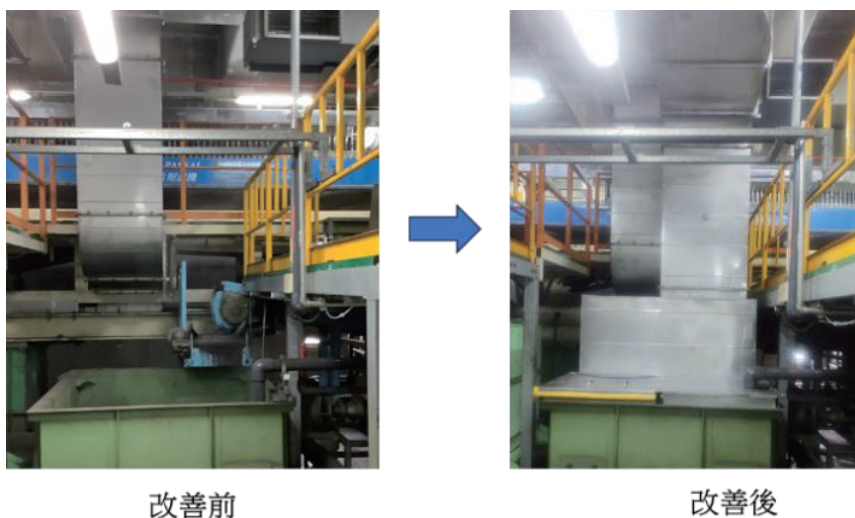


圖 13 設置不銹鋼蓋板和局部抽風設施

五、結論

綜合以上本廠污泥冒煙主要原因：1.矽與鹼性物質反應 2.矽粒徑更小、比表面積更大與水反應。本廠為美光台灣地區後段封裝測試第一個廠區，廠區建置初期相關協力廠商及操作人員皆沒有無機污泥冒煙相關經驗，在面臨到無機污泥斗冒煙時狀況無法判斷出原因且冒煙後水氣蒸發污泥乾燥後結塊，而導致污泥卡在污泥斗，只能使用人力將污泥敲打卸料，耗費人力和時間。透過本廠的探討及相關學術資料顯示二氧化矽與液鹼會產生放熱反應所造成。至於單獨矽污泥冒煙則是廠內持續提高回收水量技術同時所衍生出另一個議題，藉由更精密的過濾設備所產生的濃縮水顆粒已經達到在實廠運作情況下矽粒徑小與水產生反應出現冒煙的問題。

本廠從這幾次所發生的污泥冒煙經驗中，探討出的心得與同業分享，可供系統建置前工程設計上做適當的規劃，且作為系統操作調整的參考和污泥冒煙問題原因判斷，讓整個廢水及污泥系統運作能更順利。也透過改善措施和監測設備及時反應現場狀況避免作業人員受到健康危害，同時也減輕污泥卸料操作人員工作負荷並提升工作環境，讓相關從業人員可以在安全的環境中安心工作。

參考文獻

- 林欣慧(2005), 利用 UF 配合鎂鹽前處理移除 CMP 廢水矽酸之研究, 國立交通大學, p14。
- 洪瑞和、董騰元(2008), 「矽之化學性質」, 科學 Online, <https://highscope.ch.ntu.edu.tw/wordpress/?p=4968>。
- 劉全璞(2020), 「綠能科技核心材料-多功能綠色奈米矽粉」, 臺灣研究亮點, <https://trh.gase.most.ntnu.edu.tw/tw/article/content/172>。
- 小林光、肥後徹、金谷彌生(2015), 氫製造裝置、氫製造方法、氫製造用矽微細粒子及氫製造用矽微細粒子的製造方法, 發明說明書公開本, 公開編號:TW 201518206 A, 中華民國智慧財產局, p2。
- 國立清華大學(2018), 「化學產氫系統」, 未來科技館, https://www.futuretech.org.tw/futuretech/index.pHp?action=product_detail&prod_no=P0008700004253。
- 劉全璞(2021), 「小型攜帶式發電裝置 - 利用奈米矽粉與水直接產氫於燃料電池」, 台灣創新技術博覽會, <https://tie.twtm.com.tw/zh-tw/exhibition-detail/4334>。

64 半導體封裝業廢水污泥冒煙之案例探討

水處理與資源再利用類

海淡鹵水資源化評估與潛力分析

劉靈憲*、洪修棟**、洪雅滿***、蔡翼澤****、何佳樺****、
劉柏逸*****

摘 要

隨著氣候變遷與產業用水需求攀升，海水淡化已成為臺灣提升供水韌性的重要策略之一。然而，逆滲透海淡系統所伴隨產生之高鹽度鹵水，若僅以排放方式處理，具永續海洋環境潛在衝擊之隱憂。近年國際趨勢已逐步將海淡鹵水視為可再利用之「二次資源」，其中鈣與鎂因濃度相對較高且具產業應用價值，被認為是最具可行性之資源化標的。

本研究以實際海淡鹵水為對象，評估結合流體化床結晶技術 (Fluidized Bed Crystallization, FBC) 進行鈣與鎂資源化之可行性。研究結果顯示，高離子強度鹵水條件下，透過控制過飽和度與反應條件，可有效促進 CaCO_3 結晶生成，其鈣去除率最高可達 95% 以上；相較之下， MgCO_3 於鹼性條件下之結晶效率受碳酸氫根平衡影響較大，而以氫氧化物形式生成 Mg(OH)_2 則可顯著提升鎂之結晶率與去除效率，展現高度資源化潛力。本研究之結果顯示，以 FBC 技術回收海淡鹵水中鈣與鎂離子，不僅可達成資源回收效益，亦可作為未來海淡鹵水友善排放之前驅策略，為未來建構永續海水淡化與循環經濟體系提供重要技術依據。

66 海淡鹵水資源化評估與潛力分析

【關鍵字】海水淡化鹵水、鈣與鎂資源化、流體化床結晶

*國統國際股份有限公司	經理
**國統國際股份有限公司	課長
***國統國際股份有限公司	董事長
****工業技術研究院材化所	資深研究員
*****工業技術研究院材化所	經理

一、前言

臺灣位處副熱帶季風氣候區，年平均降雨量雖高，然降雨時空分布極不均勻，加上地形陡峭，使得可有效利用之地表水比例長期偏低。近年來，隨著氣候變遷導致降雨不確定性增加，以及高科技產業對穩定水源之需求持續攀升，傳統以水庫與河川取水為主的供水結構已無法支應，導致枯水期與極端氣候事件中易暴露系統性風險，故建立穩定供水之水源，已成為臺灣水資源治理的重要課題 (康世芳等，2025、吳嘉恆等，2023)。

海水淡化 (以下簡稱：海淡) 由於具備原水來源穩定之特性，被視為提升供水韌性的可行選項之一。過去政府已於澎湖、金門與馬祖興建 25 座海淡廠，共計每日產水 4.4 萬噸供民生與工業使用。現行主流之逆滲透 (reverse osmosis, RO) 海淡系統，於產出淡水的同時，亦會生成海淡鹵水，海淡鹵水本質為濃縮海水，其總溶解固體約為原海水的 1.3–1.6 倍。目前海淡鹵水主要透過深海專用排放管與加速擴散稀釋設計進行排放，降低其鹽度對局部海域之環境影響。然而，歷經百年大旱，因應國內產業穩健發展，海水淡化需求已由離島佈局至本島，政府加速推動台灣本島海淡廠計畫，並優先推動臺南及新竹產水量各 10 萬噸海淡廠工程 (經濟部水利署、環境資訊中心)，然其相伴而生之大量海淡鹵水議題已成為未來海淡策略永續性之關鍵因素。

國際趨勢中，已將海淡鹵水視為「二次資源」而非「廢棄物」，其主要成分除鈉與氯之外，鎂、鈣與鉀為含量最高的陽離子，此外亦伴隨鋇、硼及微量鋰等元素 (王鈞逸等，2025、Bang et al., 2022、SEA4VALUE)。從資源化角度，鎂化合物可應用於耐火材料、水泥與化工產業；碳酸鈣則廣泛用於建材與填料；氯則是化工產業中重要基礎化學品組成。然而，這些元素於海淡鹵水中係混合存在，則構成資源化物質回收處理技術挑戰。因此，對於高度依賴進口資源、土地與能源條件受限的臺灣而言，如何兼顧供水韌性、資源循環與環境保護等面向，建立可產業化之綠色海淡鹵水資源化處理策略，為下世代永續海淡產業之重要議題。

二、海淡鹵水資源化技術分析

近年來，隨著循環經濟與廢棄物資源化議題備受重視，鹵水已由環境負擔轉為可利用資源化，因此，有價離子資源回收被視為海水淡化鹵水中具潛力發展策略之一 (Ihsanullah et al., 2022、Sharkh et al., 2022、Zhang et al., 2021)。透過系統性評估海淡鹵水中離子回收的可行性，未來有機會將海水淡化產業納入更完整的永續資源管理體系，兼顧環境保護與資源利用的雙重目標。然而，縱然海淡鹵水含有多種可回收資源，包括鋰、鈷與鋁等濃度極低之高價值金屬，其與鈉、鉀、鈣與鎂等高濃度主要離子共存，使其選擇性分離與回收極具挑戰。

鈉與氯為海水淡化鹵水中最主要的組成成分，若能有效轉化為酸與鹼產品，將有助於提升資源利用效率 (Cassaro et al., 2023)。使用離子選擇膜同時結合透過雙極膜電滲析或隔膜電解，進行單價與多價離子的選擇性分離，同時直接將氯與鈉轉換為鹽酸與氫氧化鈉，具備化學品原位製備之優勢。然而，製備高純度酸與鹼仍受限於薄膜選擇性與穩定性，且高鹽與高酸/鹼環境易導致膜結垢與老化，限制其大規模應用。

海淡鹵水資源化策略中，因鈣與鎂之濃度相對較高，且產業具備相關沉澱與結晶技術基礎，使鈣與鎂回收被認為是最具可行性且可快速建立製程化的方向 (Suu et al., 2026)。其通常透過添加鹼性試劑，利用化學沉澱或結合 CO_2 礦化使鎂與鈣以氫氧化物或碳酸鹽形式析出。近年研究進一步結合 CO_2 礦化，利用 CO_2 與鹼性鹵水反應生成碳酸鈣，不僅回收鈣資源，也同時達成碳捕捉效果。然而，由於海淡鹵水具高離子強度特性，且鈣系與鎂系之產物，例如： CaCO_3 、 MgCO_3 或 $\text{Mg}(\text{CO})_2$ 生成條件相近，使其分離不易導致產物純度降低，限制其於工業原料應用價值。故建立海淡鹵水鈣與鎂資源化的可行方法，仍是其落實海淡應用之技術關鍵。

針對海水淡化鹵水中低濃度但高價值之鋰、鋁、鈷與鈷，吸附與離子交換技術被視為最具潛力的回收方法。此類技術利用具高度選擇性的功能化材料或離子交換樹脂，可在高鹽度與強離子競爭環境中優先捕捉目標金屬。然而，實際應用仍受限於單位材料吸附量不足、材料成本偏高，以及長期運轉可能導致性能下降等問題。同時，再生所需藥劑

與廢液處理亦影響整體成本效益，顯示未來仍需強化材料穩定性與製程整合，以提升其永續回收潛力。

本研究提出海淡鹵水資源化應用策略如圖 1 所示，海水經過海水逆滲透(sea water reverse osmosis, SWRO)海淡系統脫鹽後產生之鹵水，透過鈣/鎂資源化技術處理，鹵水中 Ca^{2+} 於鹼性條件下，可與 CO_2 反應生成 CaCO_3 ，而鹵水中 Mg^{2+} 則與氫氧根離子(OH^-) 與 CO_2 反應形成 MgCO_3 或 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 可資源化產物。而 CaCO_3 可添加至海淡水進行礦化，以獲取礦化海淡水。鎂金屬為國家重要的關鍵戰略原物料，而鹵水提取鎂系資源物將是未來重要戰略物料發展策略。另外，經鈣/鎂資源化模組處理後之軟化鹵水，部分水量可進一步藉由氯化鈉電解資源化技術產製 NaOH 與 HOCl/NaOCl ，其中， NaOH 可為鈣/鎂資源化程序之所需鹼劑來源。最後，經鈉/鎂資源化模組之排放水，可再結合污水/廢水處理後之放流水，進行鹽差產電，最終濃/淡水結合，產生降導電度鹵水，朝海淡鹵水環境友善排放之願景邁進。

本研究將針對海淡鹵水中之鈣與鎂離子，結合流體化床結晶技術 (Fluidized Bed Crystallization, FBC) 進行其資源化可行性與策略研究分析。

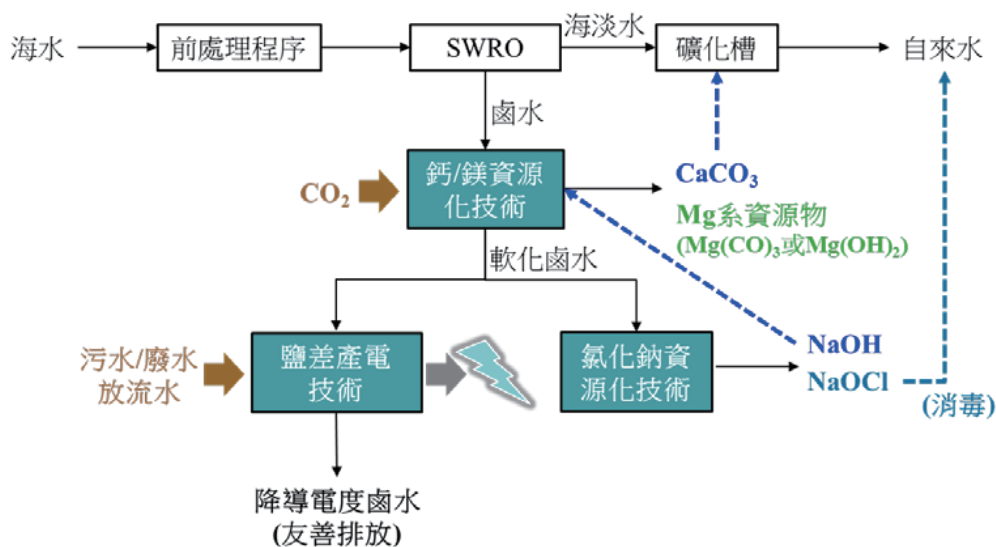


圖 1 海淡鹵水資源化應用策略

三、海淡鹵水中鈣與鎂資源化評估

本研究使用實際海淡鹵水，藉由鈣/鎂資源化分離，建立 CaCO_3 與 MgCO_3 或 Mg(OH)_2 之資源化回收策略，並將 CaCO_3 應用於海淡產水之礦化程序。 CaCO_3 、 MgCO_3 與 Mg(OH)_2 於 25 °C 下之溶度積常數 (K_{sp}) 分別為 8.7×10^{-9} 、 4.0×10^{-5} 與 1.2×10^{-11} (方程式 1) (Laird, 2021)，依據 K_{sp} 差異控制結晶條件，可選擇性生成 CaCO_3 與 MgCO_3 或 Mg(OH)_2 。因此，控制鹵水中 Ca^{2+} 於鹼性條件下，並導入 CO_2 反應生成 CaCO_3 ，而鹵水中 Mg^{2+} 則與氫氧根離子 (OH^-) 與 CO_2 反應形成 MgCO_3 或 Mg(OH)_2 資源化產物。



方程式 1 鈣與鎂產物化學反應式與溶度積常數

流體化床結晶技術 (Fluidized Bed Crystallization, FBC) 係利用適當的擔體於結晶槽中作為結晶核種，欲處理之進流水及添加藥劑由反應槽之底部進入並向上流動，此外，反應槽外接一迴流水迴路，用以調整進流水過飽和度及達到擔體上流速度，使欲處理的無機離子於擔體表面形成穩態結晶體 (圖 2)，以獲得高純度結晶產物。近年來，已有研究指出 FBC 技術可有效將人工合成海淡鹵水之鈣與鎂離子進行資源化 (Chang et al., 2024, Lu et al., 2025)。然因實際海淡鹵水之成份更為複雜，故將 FBC 技術應用於實際海淡鹵水資源化評估之研究尚缺乏。本研究將透過 FBC 技術，藉由溶度積常數差異與結晶條件控制，進行實際海淡鹵水中 CaCO_3 、 MgCO_3 與 Mg(OH)_2 之結晶分離評估，建立海淡鹵水資源化之綠色永續海淡技術策略。

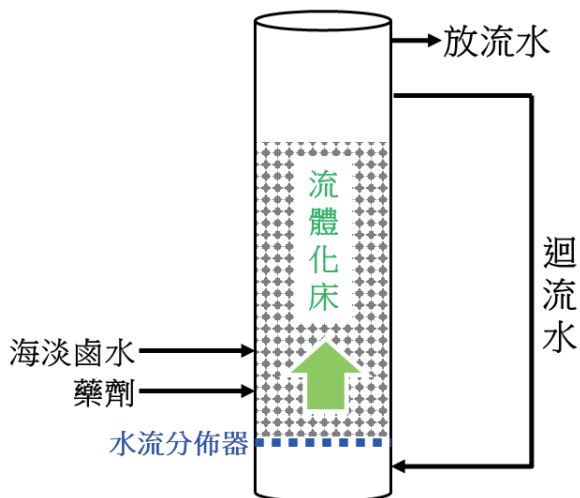


圖 2 流體化床結晶技術示意圖

本研究進行海淡鹵水鈣與鎂離子資源化評估之 FBC 試驗模組如圖 3 所示，海淡鹵水與藥劑由鹵水泵與加藥泵控制進流量，同時透過迴流泵進行內部迴流達到流體化目的。研究中使用取自鄰近臺南將軍區海淡廠預定位置之海水，海水經初步前處理後，利用 SWRO 模組以 40% 水回收率進行脫鹽，並收集產生鹵水進行鈣與鎂資源化評估，海水與其鹵水之水質分析如表 1 所示。



圖 3 流體化床結晶模組

72 海淡鹵水資源化評估與潛力分析

表 1 本研究海水與海淡鹵水之水質分析

	海水	海淡鹵水
導電度 (mS/cm)	51.9	81.4
pH	8.0	7.9
鹼度 (mg/L)	114	182
TDS (mg/L)	43,553	67,145
Na ⁺ (mg/L)	12,039	19,733
K ⁺ (mg/L)	453	730
Ca ²⁺ (mg/L)	478	779
Mg ²⁺ (mg/L)	1,382	2,176
Cl ⁻ (mg/L)	21,415	35,952
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	2,701	4,645

3.1 鈣離子資源化 FBC 評估：

研究中使用不同批次之實際海淡鹵水進行鈣離子資源化 FBC 評估，經水質分析其 Ca²⁺濃度為 581 mg/L (表 2)。以 CO₃²⁻為未來 CO₂ 固碳來源進行海淡鹵水鈣離子 FBC 試驗，當 CO₃²⁻ 投入比例為 1，Ca²⁺面積負荷為 4 Kg-Ca/m²-h 下操作。結果如表 2 所示，CaCO₃ 結晶率為 74.0%，Ca²⁺去除率為 81.9%，顯示 CaCO₃ 產物主要以結晶形態呈現。然為提高 CaCO₃ 結晶率，將 CO₃²⁻ 投入比提升為 1.3，試驗結果顯示，CaCO₃ 之結晶率提升至 81.9%，Ca²⁺去除率為 95.1%。綜整上述評估結果，因海淡鹵水之離子強度高，使電荷間屏蔽效應增強，降低離子間的作用力，導致溶液中鹽類之溶解度上升，進而影響結晶的生成與沉澱條件，致 CO₃²⁻ 投入比須提高，方能達到良好結晶與去除率。此外，於此條件下，Mg²⁺濃度變異小，顯示 Mg²⁺對 CaCO₃ 生成與純度影響低。

表 2 本研究海淡鹵水進行 CaCO_3 流體化床結晶評估

	海淡鹵水	出流水	
$\text{Ca}^{2+} : \text{CO}_3^{2-}$	-	1:1	1:1.3
Ca^{2+} (mg/L)	581	145	101
CaCO_3 結晶率 (%)	-	74.0	81.9
Ca^{2+} 去除率 (%)	-	81.9	95.1
Mg^{2+} (mg/L)	2,178	2,140	2,149
導電度 (mS/cm)	80.3	79.2	78.2

此外，使用本研究產生之 CaCO_3 資源化產物進行海淡水礦化後，海淡水之 LSI (藍氏飽和指數，Langelier Saturation Index) 為-0.41，顯示本研究資源化與廠內循環應用策略成果，具未來永續海淡廠建構之重大意義。

3.2 鎂離子資源化 FBC 評估：

使用除鈣海淡鹵水進行 MgCO_3 資源化評估，研究中以 CO_3^{2-} 為未來 CO_2 固碳來源進行鎂離子 FBC 試驗，當 CO_3^{2-} 投入比例為 1， Mg^{2+} 面積負荷為 $6 \text{ Kg-Mg/m}^2\text{-h}$ 下，且控制 pH 9.3 ~ pH 9.8 之間操作。結果如表 3 所示， MgCO_3 結晶率為 34.1%， Mg^{2+} 去除率為 40.8%。然將 CO_3^{2-} 投入比提升為 1.5，試驗結果顯示， MgCO_3 之結晶率提升至 49.1%， Mg^{2+} 去除率為 61.6%。然而，相較鈣離子資源化，鎂離子 FBC 形成 MgCO_3 之結晶率與 Mg^{2+} 去除率較低，推測係因海水於約 pH 9.5 下，其 HCO_3^- 與 CO_3^{2-} 之比例約為 1，導致於此條件下形成溶解度低的 MgCO_3 結晶物與溶解度較高的 $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ 。

表 3 本研究除鈣海淡鹵水進行 MgCO_3 FBC 評估

	除 Ca^{2+} 海淡鹵水	出流水	
$\text{Mg}^{2+} : \text{CO}_3^{2-}$	-	1:1	1:1.5
Mg^{2+} (mg/L)	2,085	1,179	832
MgCO_3 結晶率 (%)	-	34.1	49.1
Mg^{2+} 去除率 (%)	-	40.8	61.6
Ca^{2+} (mg/L)	64.4	35.2	26.5
導電度 (mS/cm)	78.8	70.4	68.5

74 海淡鹵水資源化評估與潛力分析

此外，本研究亦使用除鈣海淡鹵水進行 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 資源化評估，研究中 OH^- 投入比例為 2， Mg^{2+} 面積負荷為 $6 \text{ Kg-Mg/m}^2\text{-h}$ 下進行 FBC 試驗。結果如表 4 所示， $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 結晶率為 91.4%， Mg^{2+} 去除率達 94.6%。透過 FBC 進行海淡鹵水鎂離子資源化，因 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ K_{sp} 為 1.2×10^{-11} ，故於高離子強度之海淡鹵水中，其仍具備優異結晶效果，顯示 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 為海淡鹵水鎂離子資源化之潛力策略。

表 4 本研究除鈣海淡鹵水進行 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ FBC 評估

	除 Ca^{2+} 海淡鹵水	出流水
$\text{Mg}^{2+} : \text{OH}^-$	-	1:2
Mg^{2+} (mg/L)	2,060	97.9
$\text{Mg}(\text{OH})_2$ 結晶率 (%)	-	91.4
Mg^{2+} 去除率 (%)	-	94.6
Ca^{2+} (mg/L)	< 0.05	< 0.05
導電度 (mS/cm)	77.3	74.8

3.3 鈣與鎂資源化物質分析：

海淡鹵水之鈣與鎂離子經 FBC 資源化產物之如圖 4 所示，晶體產物研磨後，透過粉末 X-ray 繞射儀 (Powder X-ray diffraction, PXRD) 進行成份組成分析。結果顯示，以 CO_3^{2-} 進行海淡鹵水 Ca^{2+} 之 FBC 結晶試驗，其產生之白色晶體 (圖 4a) 經 PXRD 分析結果如圖 5a 所示，圖譜透過峰位特徵 (peak list) 解析後 (圖 5b)，其峰位特徵與 PXRD 資料庫中 CaCO_3 之峰位特徵相符 (圖 5c)，顯示本研究海淡鹵水鈣資源化產物為 CaCO_3 ，且其含量佔比 >99%。

鎂系資源化產物之 PXRD 分析結果如圖 6 與圖 7 所示，以 CO_3^{2-} 進行除鈣海淡鹵水鎂離子 FBC 結晶試驗，其產生之白色晶體 (圖 4b) 經 PXRD 分析結果如圖 6a 所示，其峰位特徵解析如圖 6b 所示，透過 PXRD 資料庫比對，圖 6b 峰位特徵為 $\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_4$ (圖 6c) 與 MgCO_3 (圖 6d) 之峰位特徵組成，顯示本研究結晶產物為 MgCO_3 與 $\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_4$ 混合物，且其成份各佔 24.1% 與 75.9%。推測於高鹼環境下，氫氧根離子 (OH^-) 影響 MgCO_3 結晶條件，生成具有 OH^- 與 CO_3^{2-} 配位之 $\text{Mg}_5(\text{CO}_3)_4(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_4$ 產物。此外，以 OH^- 進行除鈣海淡鹵水鎂離子 FBC 結晶試驗之白

色晶體 (圖 4c) 經 PXRD 分析後 (圖 7a)，峰位特徵解析如圖 7b 所示，其峰位特徵與 PXRD 資料庫中 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 之峰位特徵相符 (圖 7c)，顯示本研究海淡鹵水鈣資源化產物為 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ，且其含量佔比>99%。

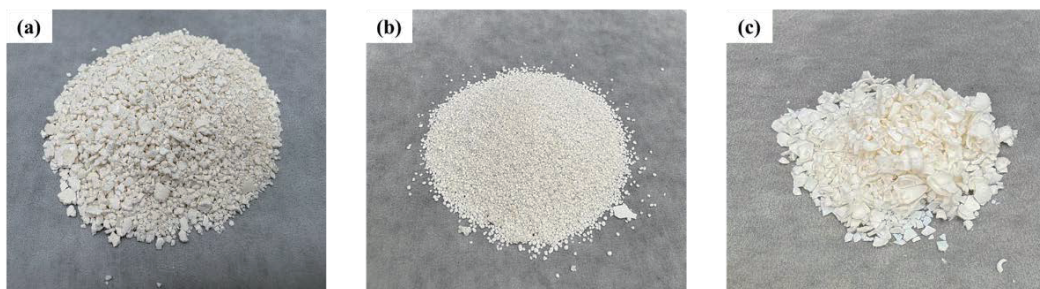


圖 4 本研究海淡鹵水之鈣與鎂離子經資源化產物，(A) $\text{Ca}^{2+}/\text{CO}_3^{2-}$ 資源化評估產物、(B) $\text{Mg}^{2+}/\text{CO}_3^{2-}$ 資源化評估產物與(C) Mg^{2+}/OH 資源化評估產物

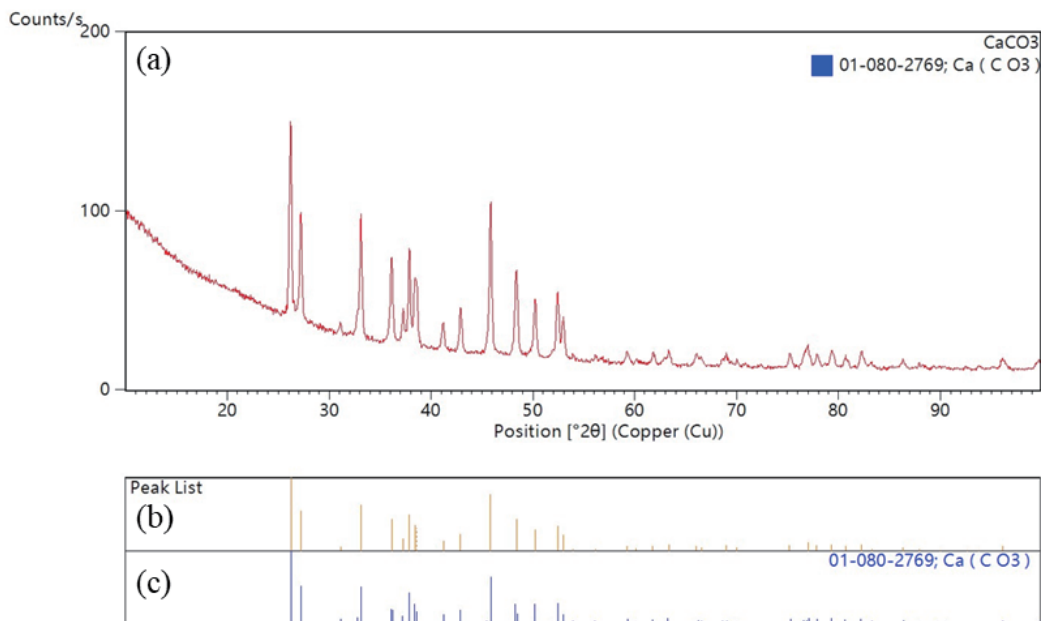


圖 5 本研究以 CO_3^{2-} 進行海淡鹵水鈣離子 FBC 結晶試驗產物之 PXRD 分析

76 海淡鹵水資源化評估與潛力分析

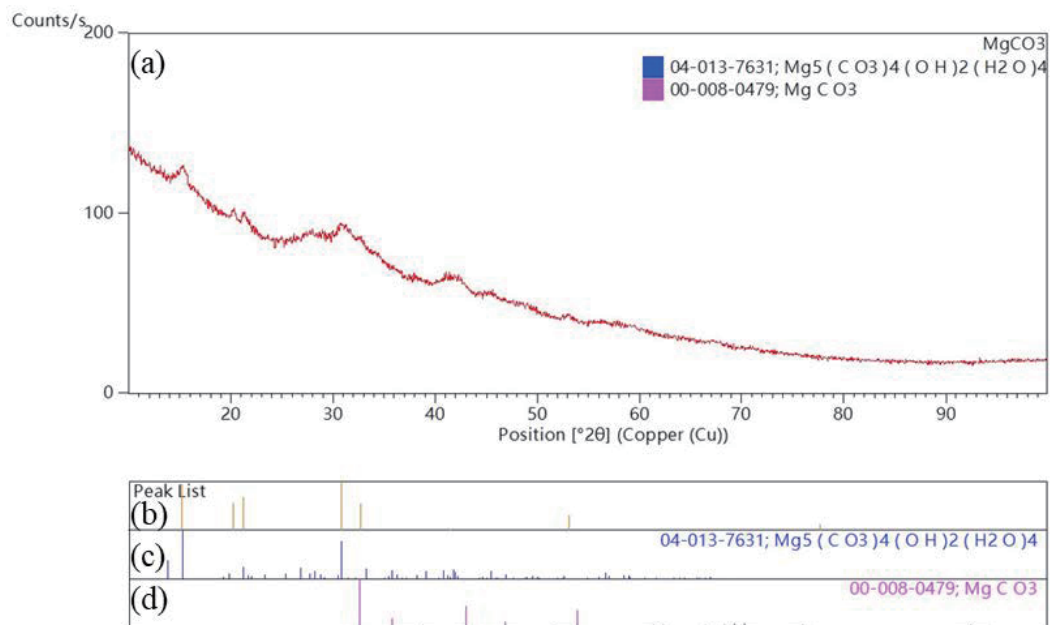


圖 6 本研究以 CO_3^{2-} 進行除鈣海淡鹵水鎂離子 FBC 結晶試驗產物之 PXRD 分析

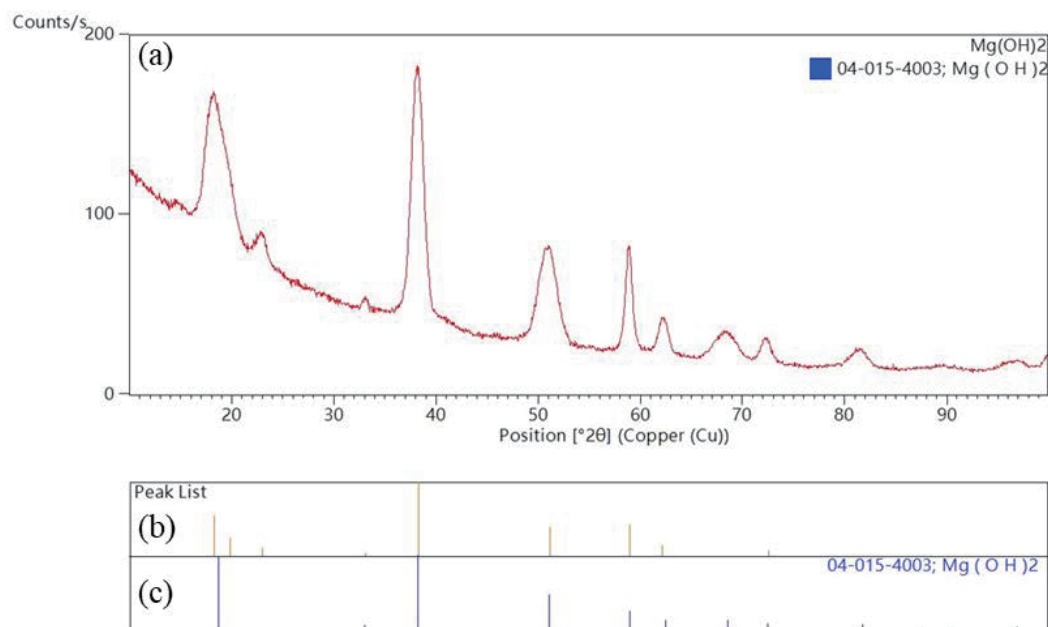


圖 7 本研究以 OH^- 進行除鈣海淡鹵水鎂離子 FBC 結晶試驗產物之 PXRD 分析

四、結論與建議

本研究顯示，海水淡化過程所產生之高鹽度鹵水，並非僅具排放處理意義，而是蘊含高度資源化潛力的重要副產物來源。相較於海水，海淡鹵水中鈣與鎂離子濃度顯著提高，本研究結果證實，透過適當之化學反應條件與製程設計，可有效將鈣與鎂轉化為具產業應用價值之碳酸鹽或氫氧化物產品。進一步評估顯示，FBC 技術在高鹽度/高離子強度環境下，仍能穩定控制過飽和度與結晶核生成，降低非晶沉澱或結垢風險，顯示其具高度技術適用性。在資源化路徑方面，鈣以 CaCO_3 形式回收，不僅結晶效率高、去除率佳，未來亦可與 CO_2 礦化反應整合，同步達成鈣回收與碳封存。相對而言，鎂於高鹽體系中以 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 形式回收，較 MgCO_3 具更高之結晶穩定性與操作可行性，顯示其為現階段較成熟且可行之鎂資源化策略。整體而言，海淡鹵水結合 FBC 技術進行鈣與鎂回收，具備良好技術可行性與整合發展潛力。此外，鈣與鎂係海淡鹵水中提供硬度之結垢物質來源，因此，經鈣與鎂資源化後，軟化海淡鹵水可提升其後續氯化鈉資源化之實施可行性。

基於研究成果，建議未來於水資源管理與循環經濟政策中，重新定位海水淡化鹵水之角色，將鹵水資源化納入海淡廠規劃一環，使海淡廠兼具供水、資源循環與減碳功能，提升海淡產業永續性，同時為國內水資源管理與淨零轉型創造多重附加價值。

參考文獻

- 王鈞逸、何佳樺、邵信 (2025)，海淡鹵水資源化技術發展，工業材料雜誌，457 期，p.58-68。
- 吳嘉恆、江俊生、李文獻 (2023)，百年大旱挑戰-前瞻水資源經理策略，工程，96 卷 第 2 期，p.140-159。
- 康世芳、游景雲、洪志銘、朱家駒、黃志彬、林鎮洋、周林森 (2025)，臺灣水資源的安全管理與永續發展之探討，財團法人中技社。
- 經濟部水利署，<https://www.wra.gov.tw/cl.aspx?n=35584>。
- 環境資訊中心，<https://e-info.org.tw/node/236932>。

78 海淡鹵水資源化評估與潛力分析

- Bang, J.-H., Chae, S.-C., Song, K. and Lee, S.-W. (2022), Optimizing experimental parameters in sequential CO₂ mineralization using seawater desalination brine, *Desalination*, 519, 115309.
- Cassaro, C., Virruso, G., Culcasi, A., Cipollina, A., Tamburini, A. and Micale, G. (2023), Electrodialysis with Bipolar Membranes for the Sustainable Production of Chemicals from Seawater Brines at Pilot Plant Scale, *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 11, 2989.
- Chang, K.-Y., Mahasti, N.N.N. and Huang, Y.-H. (2024), Brine treatment using fluidized bed homogeneous crystallization technology for the simultaneous recovery of calcium and magnesium as dolomite-like granules, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12, 113792.
- Ihsanullah, I., Mustafa, J., Zafar, A. M., Obaid, M., Atieh, M. A. and Ghaffour, N. (2022), Waste to wealth: A critical analysis of resource recovery from desalination brine, *Desalination*, 543, 116093.
- Laird, B. B. (2021) *University Chemistry*. McGraw-Hill, 12, 637.
- Lu, T.-K., Lin, T.-Y., Huang, C.-P., Liao, P.-L., Chang, K.-Y. and Huang, Y.-H. (2025), Optimized fluidized bed homogeneous crystallization process for recovering magnesium as granulated magnesium hydroxide from high-salinity water, *Separation and Purification Technology*, 377, 134407.
- SEA4VALUE · <https://sea4value.eu/>
- Sharkh, B. A., Al-Amoudi, A. A., Farooque, M., Fellows, C. M., Ihm, S., Lee, S., Li, S. and Voutchkov, N. (2022), Seawater desalination concentrate—a new frontier for sustainable mining of valuable minerals, *npj Clean Water*, 5, 9.
- Suu, L., Lim, J., Choi, J.-S. and Choi, Y. (2026), *Desalination*, 629, 120112.
- Zhang, X., Zhao, W., Zhang, Y. and Jegatheesan, V. (2021), A review of resource recovery from seawater desalination brine, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 20, 333.

資源循環與再利用類

從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

簡淑美*

摘 要

本研究以循環經濟觀點，針對核能第二電廠(以下簡稱核二廠)除役所產生之放射性廢棄物進行分類與回收潛勢評估，探討核二除役計畫現行放射性廢棄物之資源化及可行性。研究發現，金屬類廢棄物是除役資源化的關鍵，尤其「初步研判無污染之金屬」約 26,960 公噸，具 100%，顯示若能有效分類與污染判定，回收效率可大幅提升。

整體潛在回收率雖為 62.8%，但此數值主要由無污染金屬貢獻。若僅觀察活化金屬與混凝土，潛在回收率接近零，回收潛力高度集中於無污染金屬，其他類別則回收有限，因此有必要輔以次級類別，以更真實地反應操作難度。

對於潛在回收率的混凝土與其他廢棄物，就核二廠除役計畫視為不可外釋之廢棄物；然，就國際案例顯示，經去污及表面處理的低放射性混凝土可再利用於基礎建設，應於除役規劃階段明確設定再利用目標值與技術期待值，使各階段之設計與施工均以達成該目標為導向，方能逐步實現循環經濟理念並累積技術經驗。

綜合而言，核能除役廢棄物資源化具潛勢，但需克服技術、法規與社會接受度挑戰，整合分類、去污與管理策略，方能將除役過程中的循環經濟理念落實於永續發展。

80 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

【關鍵字】核二廠、循環經濟、除役放射性廢棄物

*泰興工程顧問股份有限公司 資深工程師

一、前言

歐盟執委會(European Commission, EC)於 2022 年 7 月宣布，將核能和天然氣活動納入歐盟分類法(EU Taxonomy)之經濟活動清單，肯定核能發電於氣候變遷調適與減緩方面之潛力。然而，此決策仍引發爭議，關鍵在於提供決策參考之評估報告多聚焦於核電廠營運階段，對於建廠、除役及核廢料處理之生命週期研究與評估相對不足，致使核能是否屬於永續經濟活動之一仍存在高度不確定性。

值得注意的是，該研究報告多引用英國曼徹斯特大學 Stamford 研究團隊於 2009~2014 年之研究成果，該研究雖在早期為提供能源決策科學化的重要依據，但因當時缺乏實際核能電廠除役之實務經驗，評估多以假設推估為基礎，且英國原始除役策略為燃料移除後整個電廠封存並進入 70 年以上的靜置期，此種假設條件難以全面反應除役階段的真實環境衝擊。

直至 2025 年該研究團隊針對英國 Magnox 核電廠進行完整除役流程的生命週期評估，回應過去核能研究普遍聚焦於營運階段，而對除役及廢棄物管理關注不足的缺口。研究指出，若忽略除役階段，將低估核能全生命週期的環境負荷，並錯失透過材料再利用的契機，作者建議應深化去污與回收技術研究，作為循環經濟導向除役策略的重要依據。

台灣早期興建的核電廠已陸續邁入除役階段，如何安全有效地處理龐大設施並將其轉化為兼具經濟與環境價值的資源，成為核能電廠除役中不可忽視的課題。本研究承接本人先前發表於工業污染防治之《核能電廠除役之循環經濟可行性探討》一文作為其延伸性研究。前文已初步探討核電廠除役與循環經濟的整體關聯，並以核一廠進行初步估算潛在回收率及經濟效益分析。

本次研究將延續相同之方法論，進一步聚焦於核二廠除役過程中，建物、結構及金屬組件資源化的可行性，值得強調的是，當前正值台灣核電廠除役啟動的關鍵時點，除污技術的精進與再利用導向的確立，對於循環經濟策略的實踐尤具即時性與參考價值。因此，本研究不僅具學術貢獻，更為政策推動永續發展與能源轉型提供實務依據。

二、循環經濟與核能除役廢棄物處置

(一)循環經濟之核心理念與策略

循環經濟(Circular Economy)作為一種嶄新的經濟模式，旨在取代傳統的線性經濟(Linear Economy)模式，即「開採—製造—使用—丟棄」的單向資源流動。其核心理念在於資源價值的最大化，透過系統性地設計產品、組件與材料，使其在經濟體系中持續循環，從而減少對天然資源的依賴、降低廢棄物產生與環境污染，同時創造新的經濟機會，是邁向永續發展的關鍵路徑，循環經濟的實踐策略可歸納為「3R」原則：

1. 減量(Reduce)：從源頭減少資源消耗與廢棄物產出。
2. 再利用(Reuse)：延長產品或組件的使用壽命，實現多重利用。
3. 回收(Recycle)：將廢棄產品或材料經處理後再製成新的產品或原材料。

(二)核能電廠除役廢棄物來源

根據核二廠除設計畫(2022)，核電廠除役過程中，廢棄物來源多樣且性質複雜，主要可分為一次廢棄物與二次生成廢棄物兩大類。一次廢棄物直接來自反應爐與相關設施，二次廢棄物則在去污、拆除與處理過程中衍生。由於類別與成分差異顯著，這些廢棄物的移除、包裝、減容與最終處置均面臨嚴峻挑戰。

1. 主要廢棄物來源：輕水式反應爐除役所產生的一次廢棄物，其來源廣泛且具備不同特性：
 - (1)反應爐內部組件：包括反應爐壓力槽及其內部結構，主要由活化與受污染的不鏽鋼組成。
 - (2)活化與污染金屬：來自反應爐迴路、系統和各種組件，同樣為活化與受污染的不鏽鋼。此外，還有組件與結構元素中的碳鋼。
 - (3)混凝土結構：生物屏蔽牆和鄰近的混凝土結構會產生活化與受污染的混凝土；建築物結構也會產生受污染的混凝土。
 - (4)其他污染源：包括燃料池結構與系統、桶槽、熱交換器、機械與

電氣設備、地面洩水溝、污水坑、上下方蓄水池以及受污染的泥土。

(5)雜項材料：電氣裝置與纜線、絕緣材料，以及其他各式各樣的物質也屬於主要廢棄物。

2. 二次廢棄物類型

除了上述直接來源的廢棄物，除役過程中也會產生各種二次廢棄物。盡可能減少這些二次廢棄物的產生，對於降低總廢棄物體積至關重要。這些二次廢棄物包括：

- (1)取樣與檢測材料：岩心鑽孔樣本、土壤與水樣品。
- (2)操作耗材：過濾器介質、潤滑油、流體與油。
- (3)防護與支援材料：屏蔽材料、輻射控制帳篷、防護衣、鷹架、升降機、吊裝/索具項目。
- (4)污染工具與廢料：受污染的設備/工具、除污廢棄物流、除污設備。
- (5)包裝與殘留物：廢棄物包裝容器及其他殘留物質。

(三)除役過程中之潛在資源回收類型

核電廠除役雖面臨放射性物質處理之嚴峻挑戰，然其所含之大量建材與設備亦蘊藏豐富的資源回收潛勢。主要可回收類型包括：

1. 鋼材：涵蓋建物結構、管路系統及設備組件等，其中絕大部分屬非放射性或經去污後可外釋之鋼筋或建材，具高回收再利用價值。
2. 混凝土：核電廠建築物體及防護結構主要材料，經放射性偵測與分類後，非放射性或低放射性混凝土可破碎製成再生粒料，應用於基礎建設或填料。
3. 設備與零組件：包括泵、閥門、馬達、電纜及儀器儀表等。若無放射性污染或經有效除污，其所含之銅、鋁、不鏽鋼等金屬材料可分離回收。部分高價值、低污染之零件亦可能經檢測認證後進行再利用。
4. 其他複合材料：如玻璃、塑膠、木材等，依其污染程度與材質特性進行分類與回收處理。

84 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

(四)核能電廠除役廢棄物循環經濟之現況

傳統的核能生命週期模式是從選址、建廠、運轉、除役這四個階段進行評估，其中生成之廢棄物從「搖籃到墳墓」的進行處理。然而，已有若干實務與研究嘗試導入循環經濟概念，包括電廠翻修與壽期延長、用過燃料再處理、金屬與材料的去污回收，以及建物再利用與混凝土回填等措施。

廣泛採行的「廢棄物階層」(waste hierarchy)雖被視為資源管理的正確方向，但在核能設施除役的脈絡下，循環經濟的推動仍存在結構性限制。首先，技術迭代與材料世代落差：核電廠運轉壽命可長達 40–60 年，當設施進入除役階段時，原有建材與設備常與當代產業規格存在落差或市場需求。即便經過去污處理具備再利用的可能，其性能與標準多因世代更迭而顯得落後，多數情況下傾向於回填或再熔煉用途，難以維持原本功能，進入長期具循環經濟效益。其次，高放射性廢棄物的不可處理性：就現階段技術而言，高放射性廢棄物目前技術尚未提供有效消解途徑，其管理主要依賴長期貯存或最終處置作法。雖然歐美已有研究機構探索先進技術，但其成熟性與可行性仍尚具高度不確定性。因此，現行生命週期評估多採取邊界切割的作法，將用過燃料的最終處置排除於系統之外，而僅納入可量化且具成熟處理技術之低、中放廢棄物。

據此，核能除役的循環經濟探討現階段研究與實務多以末端處理作為主要切入點，分析時必須先區分不同類型資產，包括「可轉移資產」(如一般鋼材、物件)，具流動性可跨場址或產業再利用；與「固定資產」(如建物或場址)須透過轉型與再開發來延續其價值。在此基礎上，循環經濟可進一步從空間與時間兩個維度加以檢視：空間面(橫向)：可轉移資產往往體現在跨層級的再利用，如建物內部混凝土就地回收，或管線移至其他電廠使用；固定資產則涉及整體設施或區域的再利用，如將廠址轉型為工業或公共空間。時間面(縱向)：可轉移資產的循環可在單一階段立即完成(如拆解後的鋼材直接進入回收)，也可跨階段發揮效益(如材料暫存後於場址修復再利用)；固定資產則需在不同階段逐步展現其循環價值，從設備拆解、建物拆除，一直到場址再開發的最終利用。

三、研究方法

(一)除役廢棄物盤點數據說明及來源：

本研究針對核二廠除役期間所產生之廢棄物進行盤點分析，資料主要來源包括《核二廠除役計畫書》、美國核能管制委員會(NRC)發布之 NUREG/CR-0674 (沸水式反應爐，Boiling Water Reactor)技術文件。核二廠除役計畫共歷時 25 年，區分為四個階段：停機過渡階段、除役拆廠階段、廠址最終狀態偵測階段與廠址復原階段，各階段所產生之廢棄物數據為本研究盤點之依據，範疇及系統邊界界定如圖 1。

NUREG/CR-0674 針對沸水式反應爐提及除役所產生之廢棄物，主要來自受中子活化之反應器壓力槽、內部組件與部分生物屏蔽體，此外亦包括受到活化腐蝕產物(CRUD)或分裂產物沉積所污染之管線、設備與建物主體。研究中針對各項來源進行分類與彙整，評估其物理性質與放射活度，並依據各階段拆除範圍與材料種類，採用核二廠除役計畫中所列數據進行廢棄物數量估算，以作為後續探討除役廢棄物資源化可行性之基礎。

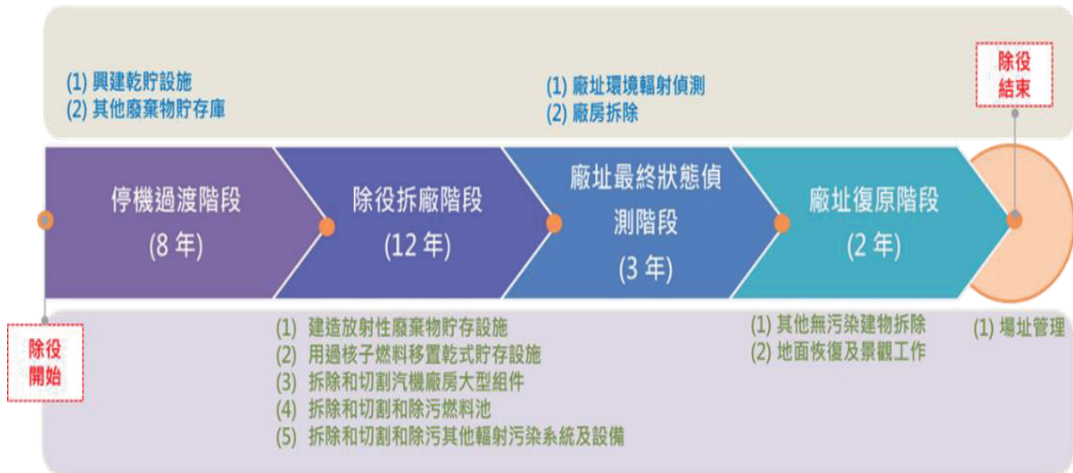


圖 1 範疇及系統邊界界定

86 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

(二)盤查分析步驟：

簡(2023)於《工業污染防治》期刊中發表之〈核能電廠除役之循環經濟可行性探討〉一文，其研究曾參考《核能發電技術評估報告》，從經濟永續的觀點切入，討論循環經濟應用於核能除役的可能性，並指出廢棄物去向規劃對環境永續的重要性。當中需區分處理的兩大類別為化學性廢棄物與放射性廢棄物，分別對應不同的管理模式與再利用可能。

依據臺灣現行規定，廢棄物大致可劃分為放射性與非放射性類別。後者即屬於事業廢棄物，並須依環境部所轄之《廢棄物清理法》進行細部分類，包括一般事業廢棄物與有害事業廢棄物。前者可由經主管機關核可之處理單位負責清運與處理；後者則需遵循《有害事業廢棄物認定標準》、《事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準》與《經濟部事業廢棄物再利用管理辦法》等規範予以管理。鑒於研究聚焦於除役作業中具放射性風險之資源流，本研究將事業廢棄物排除於循環經濟評估的範疇之外。至於具有放射性之材料，其再利用潛勢亦納入本研究之考量。部分受污染物料若經除污處理後未能符合外釋標準，將依其放射性劑量程度，分別貯放於低放或高放處理設施，確保環境與人員安全。

本研究針對放射性廢棄物的數據盤點與分析，採取五個主要程序：包括收集(除役各工項之廢棄物數量)、分類(放射性廢棄物分類；包含外釋與不可外釋)、換算(單位標準化)、估算(除役各工項之總重量)和計算(除役廢棄物之潛在回收率)。

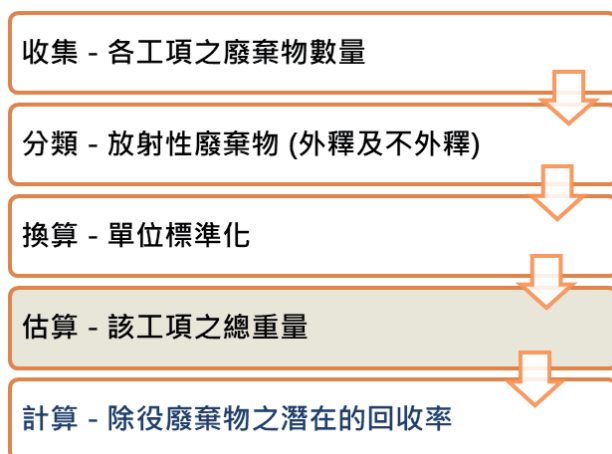


圖 2 放射性廢棄物的數據盤點與分析之步驟

此外，亦參酌《核能發電技術評估報告》中循環經濟的分析架構，評估除役階段可再利用建材、設備等項目的回收潛勢，並據以進行回收率之計算，其公式如下所示：

$$\text{整體建材或設備的回收率} = \frac{\text{可回收的建材或設備重量(公噸)的總和}}{\text{除役後建材或設備總量(公噸)}} \times 100 (\%)$$

四、結果與討論

(一)放射性廢棄物分類與資源回收分析

在本研究中所分析的核二廠除役潛在回收率估算表(如表 1 所示)中，可觀察到一項重要趨勢，除役階段金屬廢棄物的資源再利用具有關鍵地位，其次分類有助於更清楚辨識各類金屬廢棄物的回收潛勢。表 2 將金屬類依污染與活化情形再細分為「活化金屬」、「污染金屬」與「初步研判無污染之金屬」，並進一步按構件類型進行具體類別分類，「活化金屬」再分類為反應器壓力槽及內部組件 2 種類別；「污染金屬」再分類為閥件、熱交換器等 12 種類別；「初步研判無污染之金屬」再分類為電纜與電纜槽與鋼材等 8 種類別。這種再次分類不僅有助於評估各類廢棄物的回收潛勢，也提供後續拆解與去污作業具體對象，有助於實踐循環經濟中「從源頭分流」的管理精神。

其中「初步研判無污染之金屬」項目，總量達 26,960 公噸，預估可 100%釋出再利用，顯示非活化區物件若經妥善分類與初篩，可大幅提升整體回收效率。尤其如鋼材(含鋼構)、電纜與電纜槽和電力組件為佔比最重之材料，其可外釋分別為 4,282、3,047 和 17,943 公噸，具備相當可觀的再利用潛勢與經濟價值。此現象顯示，除役作業中若能落實「事前污染判定」與「就地去污再評估」機制，將可有效提升除役廢棄物對資源化利用的貢獻度。

本研究結果亦反應出，現行分類體系的完善程度，將直接影響資源循環策略的可行性。核二廠除役作業如能在規劃階段導入分類模式，配合低污染物件的優先辨識與後續資源導向流程設計，不僅能提升物質回收率，亦符合循環經濟中「延長物質生命週期、減少原始資源開採」的核心原則。

88 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

(二) 潛在回收率與總量比重關聯探討

本研究估算的整體潛在回收率為 62.8%。該數值主要由「初步研判無污染之金屬」高比例可外釋量所影響，導致整體回收率超過一半；若單看混凝土與活化金屬，其潛在回收率為 0%，顯示整體回收潛力高度集中於無污染金屬，其他類別貢獻有限。

從結構分布觀察，金屬廢棄物約佔總廢棄物重量八成以上（約 33,162 公噸），其中「初步研判無污染之金屬」達 26,960 公噸，其潛在回收率為 100%。然而，這一高回收潛勢主要集中於少數幾項(如鋼材與電纜)，反應出目前潛在回收率可能受到少數重量集中項目的「放大效應」影響，並非全面反應所有廢棄物類別的回收的均值。

例如，「活化金屬」及「混凝土廢棄物」分別為 1,751 與 4,318 公噸，卻皆無任何可外釋量(潛在回收率為 0%)，當整體回收率指標被「易釋出物件」所主導時，反應實際處理過程中資源回收的不均衡與不對等現象。

表 1 核二廠除役潛在回收率估算

類別	放射性廢棄物之分類 (公噸)				合計 (公噸)	可外釋 (公噸)	潛在回收率*
	超 C 類	C 類	B 類	A 類			
1. 金屬廢棄物							
1.1 活化金屬							
1.1.1 反應器壓力槽	0	0	0	1,236	1,236	0	0.0%
1.1.2 反應器內部組件	143	27	43	302	515	0	
小計	143	27	43	1,538	1,751	0	
1.2 污染金屬							
1.2.1 閥件	0	0	0	1,197	1,197	714	48.3%
1.2.2 熱交換器	0	61	28	5,693	5,782	323	
1.2.3 泵	0	0	0	843	843	1,130	
1.2.4 桶槽	0	19	4	1,087	1,110	3,648	
1.2.5 其他汽機廠房組件	0	0	0	268	268	55	
1.2.6 汽機組	0	0	0	0	0	3,162	
1.2.7 製程管線	0	0	0	2,643	2,643	1,238	
1.2.8 管路連接件	0	0	0	623	623	143	
1.2.9 儀器管線	0	0	0	3	3	0	
1.2.10 雜項製程組件	0	0	0	502	502	1,133	
1.2.11 內襯鋼板與燃料格架	0	0	0	3,258	3,258	1,504	
1.2.12 通風元件	0	0	0	93	93	2,169	
小計	0	80	32	16,210	16,322	15,219	

類別	放射性廢棄物之分類 (公噸)				合計 (公噸)	可外釋 (公噸)	潛在 回收率*
	超 C 類	C 類	B 類	A 類			
1.3 初步研判無污染之金屬							
1.3.1 電纜與電纜槽	0	0	0	0	0	4,282	100.0%
1.3.2 電力組件	0	0	0	0	0	3,047	
1.3.3 電櫃	0	0	0	0	0	260	
1.3.4 搬運設備	0	0	0	0	0	153	
1.3.5 加熱與衛生用水組件	0	0	0	0	0	6	
1.3.6 加熱與衛生用水管線	0	0	0	0	0	37	
1.3.7 橋式吊車(天車)	0	0	0	0	0	1,232	
1.3.8 鋼材(含鋼構)	0	0	0	0	0	17,943	
小計	0	0	0	0	0	26,960	
2. 混凝土廢棄物							
2.1 活化混凝土(生物屏蔽)	0	0	0	1,728	1,728	0	0.0%
2.2 污染混凝土	0	0	0	2,590	2,590	0	
小計	0	0	0	4,318	4,318	0	
3. 其他廢棄物							
3.1 乾性廢棄物(減容後)	0	0	0	167	167	0	0.0%
3.2 濕性廢棄物(固化後)	0	0	474	1,370	1,844	0	
3.3 保溫材	0	0	0	632	632	0	
小計	0	0	474	2,169	2,643	0	
合計	143	107	549	24,235	25,034	42,179	62.8%

註：*本研究計算；資料來源，除設計書第九章；低放射性廢棄物分類之判別，依據「低放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」所列之長短半化期核種參考濃度，以分率和方式計算，作為低放射性廢棄物 A、B、C 及超 C 類分類依據。

(三)零潛在回收率類別之再利用可能性探討

根據表 2 統計數據指出，「混凝土廢棄物」(4,318 公噸)與「其他廢棄物」(2,643 公噸)兩大類雖合計重量達 6,961 公噸，卻皆標示為「可外釋量為 0」，即潛在回收率為 0%。

以「污染混凝土」為例，在歐洲多數核電廠除役案例中（如德國 Stade 核電廠、瑞典 Barsebäck 核電廠），已建立低放射性混凝土的分級釋出與再利用技術，透過去污、表面切削或再加工，這些混凝土得以應用於道路基底材料、廠區回填或再生骨材等用途。德國 Stade 廠透過嚴格的「自由釋放（free release）」制度，確保去污後材料符合外釋標準並能釋出至市場再利用；瑞典 Barsebäck 核電廠的除役作業由 SKB 與 Uniper 協力推動，過程中導入拆解規劃與數位化工具，以提升作業效率與資源分類精度。根據 Uniper

90 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

官方資訊，約 95%的拆除材料經測量後可判定為無放射性，並得以回收再利用，僅少部分需進入放射性廢棄物處理程序。另有英國 Magnox 核電廠的生命週期評估研究顯示，若混凝土回收率提升至 60%，可進一步減少 18.9%的氣候變遷衝擊(約 40 kt CO₂ 當量)，鋼材回收亦能顯著降低排放[3]。這些研究顯示，透過明確的釋放標準與回收制度，以及對材料進行嚴格的檢測與分類，即使具低度放射性殘留之混凝土，亦可在條件允許下實現循環再利用。然而，在核二廠除役計畫中，污染混凝土目前仍未被納入回收利用規劃，相關文件多僅將其列入低放射性廢棄物管理範疇，未見回收再利用之方案說明。此現況顯示台灣在規範層面與德國 Stade「自由釋放」制度、瑞典 Barsebäck 約 95%建材回收、以及英國 Magnox 廠生命週期評估所揭示的循環利用潛勢相比仍存在落差。若能於除役過渡階段即發展科學化的風險評估工具與社會溝通機制，將有助於在後續拆廠階段評估並逐步導入污染混凝土的循環再利用。

另一方面，「其他廢棄物」如保溫材、乾性廢棄物(減容後)等，性質雜多且組成不一，亦常因缺乏標準化分類與去污技術而被整體排除於回收體系之外。但若能進一步拆解成分、建構中長期物料再生途徑，例如將未受污染之保溫材料轉作二次建材、或回收金屬成分進行再冶煉，或許可為原本視為無用之材料賦予新生命。因此，本研究認為，將「不可外釋」視為技術終點，恐有失偏頗。應從循環經濟與資源效率角度重新檢視，哪些技術限制來自實務操作瓶頸，哪些則屬政策或標準過於保守所致。透過國際對照有機會讓目前被視為「無回收價值」的類別，轉化為次級建材或替代資源，進一步拓展核能除役後的資源化空間及可能性。

(四)核一及核二廠除役廢棄物潛在回收率討論

本研究針對核一廠與核二廠於除役期間所產生之放射性廢棄物進行分類統計與潛在回收率分析。依放射性分級，廢棄物可分為超 C 類、C 類、B 類及 A 類，並再細分為金屬、混凝土及其他三大類。

在金屬廢棄物中，以污染金屬占比最高，核一廠與核二廠分別為 6,699 公噸與 16,322 公噸，其潛在回收率分別為 43%與 48%。另就無污染金屬而言，核一廠(11,524 公噸)與核二廠(26,960 公噸)合計達 38,484 公噸(如表 2 所示)，且具 100%潛在回收率。此類金屬因不涉及放射性污染風險，為最具經濟效益之再利用資源，宜優先納入再利用規劃。

混凝土廢棄物方面，核一廠與核二廠分別產出 2,685 公噸與 4,318 公噸，惟目前均不可外釋，顯示混凝土類放射性廢棄物將以貯存管理方式為主。至於其他廢棄物，核一廠與核二廠分別產生 634 公噸與 2,643 公噸，其中僅核一廠具 25% 回收潛勢（可外釋 212 公噸），核二廠則無可外釋量，顯示此類廢棄物在現階段缺乏有效資源化途徑。

整體而言，核一廠與核二廠可外釋廢棄物量分別為 18,435 公噸與 42,179 公噸。雖然核二廠的潛在回收率高於核一廠，主要原因在於放射性廢棄物量相對較少，因而提升可外釋總量，但兩者同為沸水式反應器，卻呈現明顯差異，可能涉及運轉年限、維護策略或材料特性等多重因素。然而，由於目前除設計畫的資訊揭露有限，相關數據不足以支持更深入的比較與成因分析，本研究因此僅能就公開統計資料進行推估，研究深度受到限制。

表 2 核一及核二廠除役潛在回收率估算

單位：公噸

類別	核一廠					核二廠								
	放射性廢棄物之分類				合計 (公噸)	可外 釋 (公噸)	潛 在 回 收 率 (%)	放射性廢棄物之分類				合計 (公噸)	可外 釋 (公噸)	潛 在 回 收 率 (%)
	超 C 類	C 類	B 類	A 類				超 C 類	C 類	B 類	A 類			
1. 金屬廢棄物														
1.1 活化金屬	72	37	0	1,114	1,223	0	0	143	27	43	1,538	1,751	0	0
1.2 污染金屬	0	353	828	7,661	8,842	6,699	43	0	80	32	16,210	16,322	15,219	48
1.3 初步研判無之金屬	0	0	0	0	0	11,524	100	0	0	0	0	0	26,960	100
2. 凝土廢棄物	0	0	0	2,685	2,685	0	0	0	0	0	4,318	4,318	0	0
3. 其他廢棄物	0	0	131	503	634	212	25	0	0	474	2,169	2,643	0	0

五、結論

本研究以循環經濟為核心視角，探討核二廠除役階段所產生之放射性廢棄物進行類型分類、潛在回收率與制度探討，透過四大面向的綜合分析，得出以下重要發現與結論。

首先，從循環經濟的創新討論觀點來看，金屬類廢棄物的再分類與潛在回收率呈現高度正相關，尤其「初步研判無污染之金屬」高達 26,960 公噸，潛在回收率可達 100%。這顯示除役前期若能落實構件來源分流、污染程度預判與除汙技術規劃，有助於將資源最大化留於循環系統之內；分類程序因此不僅具備技術層面的前置功能，更決定了資源能否重新進入循環體系的範圍與品質，屬於治理機制設計的一環。未來宜依據放射性等級與材質特性，建立標準化分類與去汙規範，使技術操作與政策制度相互銜接。

其次，雖整體潛在回收率為 62.8%，可能屬於『放大效應』，因高度依賴少數大宗可回收物件。此數字應視為潛在回收率上限，而非各類材料皆可達成的實際水準。活化金屬與混凝土雖占比高，卻多數無法外釋，反映回收潛力分布不均。為更準確揭示此差異，未來可採用以重量加權之回收率，並輔以高風險材料比重或貢獻分析，以呈現不同類別廢棄物在回收體系中對整體績效與作業難度的實際影響。

第三，混凝土與其他廢棄物雖總量近 7,000 公噸，目前潛在回收率暫列為 0%。現階段之主要原因在於台電屬公務機關，除役相關工作須依《政府採購法》進行公開招標，致使除役工法與去汙技術尚未完全確立，因此應於除役規劃階段明確設定再利用目標值與技術期待值（如回收效率達 70%、再利用於回填或基底材料等），使各階段之設計與施工均以達成該目標為導向，方能逐步實現循環經濟理念並累積技術經驗。

第四，核一、核二廠廢棄物潛在回收率的比較亦具政策參考價值。核二廠不論在污染金屬總量及可外釋皆分別高於核一廠污染金屬總量及可外釋，顯示其除役資源化的可能性更為明顯。特別是污染金屬與無污染金屬兩大類，為未來再利用的重點對象。

綜上所述，核能電廠除役廢棄物的資源化策略，在循環經濟觀點下具備實現潛勢，但須克服技術驗證、社會風險溝通與外釋標準等多重挑戰。未來若能整合去汙技術、放

94 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

射性鑑別標準與中長期物料循環規劃，真正落實從「核能退場」邁向「資源永續」的政策轉型。

參考文獻

- European Commission. (2020). Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2020 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088. Official Journal of the European Union. Available online: Regulation - 2020/852 - EN - taxonomy regulation - EUR-Lex
- Joint Research Center. (2021). “Technical assessment of nuclear energy with respect to the “do no significant harm” criteria of Regulation (EU) 2020/852 (Taxonomy Regulation)”. Available online: https://commission.europa.eu/documents_en
- Kirk, J., Clayton, R., Banford, A. and Stamford, L., (2025). Environmental impacts of decommissioning a nuclear power plant: A life cycle assessment of a Magnox site. *Environmental Impact Assessment Review*, 113, 107880. Available online: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.107880>
- 簡淑美(2024)。核能電廠除役之循環經濟可行性探討。《工業污染防治》，43(2)，161期，61 - 81 頁。
- Kirchherr, J., Reike, D. and Hekkert, M., (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221–232. Available online: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- 台灣電力公司(2022)。第二核能發電廠除役計畫。取自於：
<https://www.taipower.com.tw/tc/page.aspx?mid=1471>
- Lim, Y.J., Lee, B.S., Park, S.O. and Lee, S.G., (2022). A study on the clearance waste recycling scenario in the decommissioning of Korea’s nuclear power plants. *Annals of Nuclear Energy*, 179, 109366.
- Ghisellini, P., Passaro, R. and Ulgiati, S., (2025). Assessing the environmental sustainability and justice dimensions of nuclear electricity under circular economy and energy transition

- frameworks. *Journal of Cleaner Production*, 491, 144818. Available online: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652625001684>
- Organisation for Economic Co-operation and Development, Nuclear Energy Agency. (2017). Recycling and reuse of materials arising from the decommissioning of nuclear facilities (NEA No. 7310). OECD Publishing. Available online: <https://doi.org/10.1787/9789264281271-en>
- Federal Office for the Safety of Nuclear Waste Management (BASE). Clearance during nuclear power plant decommissioning. Retrieved 2025, Available online: <https://www.nuklearesicherheit.de/en/science/decommissioning-of-nuclear-facilities/residue-and-waste-management/clearance-during-nuclear-power-plant-decommissioning>
- International Atomic Energy Agency. (2004). Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance (Safety Standards Series No. RS-G-1.7). Vienna: IAEA. Available online: <https://www.iaea.org/publications/7118/application-of-the-concepts-of-exclusion-exemption-and-clearance>
- U.S. Nuclear Regulatory Commission. (1980). Technology, safety and costs of decommissioning a reference boiling water reactor power station (NUREG/CR-0674). Washington, DC: U.S.
- Uniper. (2024a). Case study: Decommissioning four reactors in Oskarshamn and Barsebäck NNPS. Retrieved from <https://www.uniper.energy/case-study-decommissioning-four-reactors-oskarshamn-and-barseback-nnps>
- Uniper. (2024b). How we dismantle Barsebäck. Retrieved from <https://www.uniper.energy/sweden/barseback/dismantling-and-demolition/how-we-dismantle-barseback>

96 從循環經濟觀點探討核二廠除役放射性廢棄物回收及處理之可行性

資源循環與再利用類

太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其 玻璃循環再生玻璃纖維

楊凱翔*、陳俊良*、楊昇府**

摘 要

本研究開發太陽光電模組噸級處理系統開發與其玻璃循環再生玻璃纖維，主要針對經拆除鋁框和接線盒背板後的廢棄太陽光電模組，將其置入系統整合電漿輔助熱裂解反應系統，於達到熱裂解溫度極需大量熱量進行裂解縮短反應時間時，啟動電漿輔助高能量焦耳熱源集中待處理物料，熱效率高有效裂解太陽光電模組的封裝材料醋酸乙烯酯聚合物及塑膠背板，各材料如銅鍍帶金屬條、玻璃及碳因此分層，玻璃利用噴吹抽絲技術再利用循環製作成玻璃纖維原物料，增加材料生命週期及減少礦物開採，解決循環經濟之技術缺口及健全循環經濟技術價值鏈。目前完成精進噸級電漿輔助熱裂解反應系統，建立電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制設備，處理 270 片廢棄太陽光電模組，處理總重量約為 5,076 公斤，同時測試驗證系統穩定性及可靠度。完成纖維噴吹系統噴嘴及收集系統設計並同時建置及太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維與玻璃纖維外觀及線徑檢測、耐酸鹼度、纖維粒子含有率、熱穩定性分析等特性分析。在噴嘴軸孔對氣流之角度為 20° 和噴嘴距洩漿口垂直距離為 15 mm 下，纖維線徑範圍為 0.8-2.2 μm ，粒子含有率 14 wt%。纖維經高溫檢測後，確認能容許在 600°C 的高溫環境下安全使用。

98 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

【關鍵字】太陽光電模組、電漿輔助熱裂解、纖維噴吹系統、玻璃纖維

*國家原子能科技研究院化學工程研究所和物理研究所 助理研究員

**國家原子能科技研究院化學工程研究所 所長

一、前言

2016 年政府正式啟動能源轉型與電業改革，將太陽能等綠色再生能源列為我國能源轉型的重要發展方向，並積極推動相關技術研發與應用，設定於 2025 年再生能源發電占比達 20% 的目標，以邁向低碳永續的能源體系。我國自 2000 年起即開始推動太陽光電模組設置，奠定再生能源發展基礎；隨著 2010 年能源局政策推動，太陽光電裝置容量快速成長（如圖 1）。2012 年提出「陽光屋頂百萬座計畫」，並於 2016 年推動「太陽光電兩年推動計畫」，明確規劃屋頂型與地面型設置方向，其中屋頂型涵蓋公有建築、工業廠房、農業設施及民宅，地面型則以國有鹽業用地、掩埋場、污染場址、水域空間及地層下陷區為主要發展場域（排除濕地）。根據經濟部能源署能源統計手冊之 3-06 再生能源發電裝置容量與 3-05 再生能源發電量，截至 2024 年底，我國太陽光電累積裝置容量已達約 14.28 GW，較 2022 年約 9.1 GW 顯著成長 50% 以上，顯示政策推動成效顯著。目前政府持續朝 2025 年達成 20 GW 裝置容量之目標邁進，以提升能源自主性並帶動綠能產業鏈發展。然而，隨著太陽光電系統建置量持續快速增加，未來模組使用年限屆滿後所產生之廢棄太陽光電模組數量亦將大幅成長。對此，主管機關須及早規劃相關管理與處理機制，以降低廢棄模組對環境與生態可能造成之影響。建議政府持續推動並補助產業界與學研機構發展廢太陽光電模組之處理、再生與材料回收技術，促進資源循環再利用，延長材料生命週期並減少對原生礦物資源之依賴。進一步結合循環經濟與低碳製程技術之應用，不僅可有效降低碳排放，亦有助於推動我國邁向淨零碳排與綠色永續產業轉型之國家發展目標。

100 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

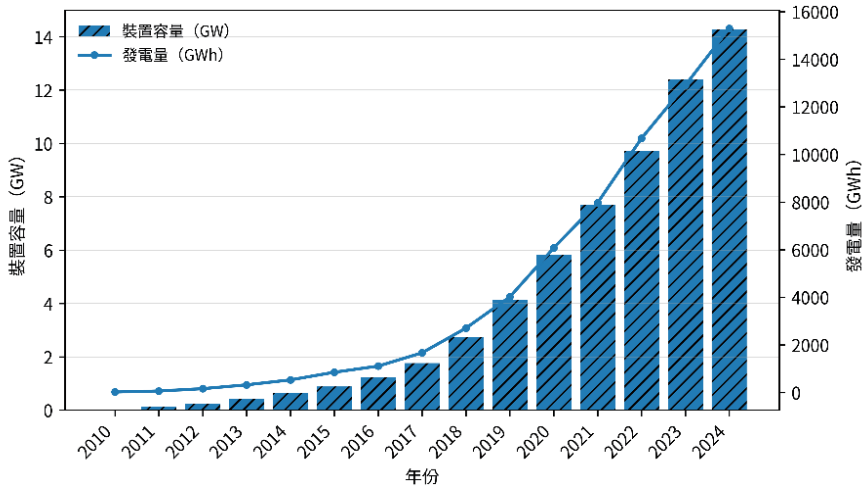


圖 1 歷年太陽光電累計裝置容量與發電量趨勢

廢棄太陽光電模組的來源主要可分為兩類：其一為製程中產生的不良品，即太陽光電模組在生產階段所產出的事業廢棄物；其二則為使用階段結束後的報廢模組，包含使用年限屆滿、損壞淘汰，或因天然災害（如颱風、地震等）造成大量破損所產生的廢棄模組。在太陽光電能源技術服務業者(Photovoltaic-energy service company, PV-ESCO)經營模式下，系統業者負責電廠維運與保固，於保固期間若模組損壞，則由系統業者回收並處理。若模組所有權屬於事業單位或個人(如民眾屋頂設置)，則其報廢後回收責任分別由事業單位(事業廢棄物)或民眾(一般廢棄物)負擔。太陽光電模組長期暴露於高溫與強烈日照環境中，內部高分子封裝材料容易產生老化與黃化現象，導致透光率下降、電性能衰退，最終造成發電效率降低甚至失效。一般模組的使用壽命約為 20 年，主要構成物質如玻璃、鋁、銅與矽皆屬可再利用資源。若無重大天災，每年約有 0.5%的累積報廢率；另因颱風等自然災害影響，每年約增加 0.2%的損壞量。行政院環境部資源循環署最新資料指出，由於國內太陽光電案場實際設置進度較早期預估延後，廢太陽光電模組產生時程亦隨之遞延。目前推估廢太陽光電模組於 2032 年約產生 1 萬公噸，至 2039 年將達 10 萬公噸，顯示未來廢棄光電模組回收處理需求將快速增加(圖 2)。

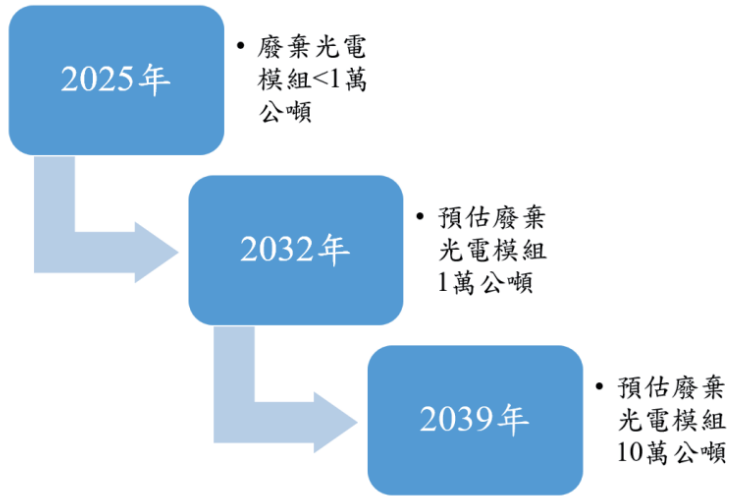


圖 2 我國廢棄光電模組推估產生量

太陽能市場佔有率現況主要由單晶矽及多晶矽等矽晶材料為主的結晶矽太陽光電模組，標準化的結晶矽太陽光電模組主要成份依次為 74%的玻璃、11%的乙烯醋酸乙烯酯共聚物(Ethylene vinyl acetate, EVA)、10%的鋁框、3%的矽、2%的其他金屬。薄膜太陽光電模組又可分為碲化鎘太陽光電模組、CIGS 太陽光電模組、非晶矽太陽光電模組，碲化鎘太陽光電模組主要成份為玻璃約 95%、EVA 約 3.5%、其餘約 1.5%；CIGS 太陽光電模組主要成份由 84%的玻璃組成、12%鋁、4%其他材料(Photovoltaics report, 2018)。針對不同類型的太陽光電模組，製造加工程序有所差異，廢棄太陽光電模組材料循環應用時，應考慮太陽光電模組的組成及不同程度可能的有害物質。

現行處理技術以拆解和破碎等物理方式為主，國內尚無專營廢棄太陽光電模組全處理之再利用處理機構，而國外由於太陽光電起步較早，因此有很多國外的學者專家投入研究廢棄太陽光電模組的再利用處理方法。歐盟對於廢太陽光電模組處理技術主要結合機械和熱處理兩種方法，回收矽碎片、EVA、矽晶電池和其他金屬材料。處理流程主要先拆除鋁框、接線盒和電纜，剩下的模組切碎、經雷射選擇或振動分離達分類目的，接著進行精煉和細部回收材料(EU-LIFE Environment Demonstration Project, 2006)。美國對於廢

102 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

棄太陽光電模組於回收前先進行拆解，再將模組破碎，破碎後分為集中與分散管理，分散管理：先將模組上之金屬與玻璃分離後分別回收，針對含貴金屬部份則進行處理後回收；集中管理：熔融後進行進階處理，並回收貴金屬。日本目前研發處理技術包括壓縮破碎、熱刀法與切削法，廢太陽光電模組回收後，部份可重新進入太陽光電模組製程中，如晶圓、模組產品，其它重新成為原料如玻璃片、鋁製品等。

研究團隊開發技術主要針對經拆除鋁框和接線盒背板後的廢棄太陽光電模組，將其置入本院系統整合電漿輔助熱裂解反應系統，於達到熱裂解溫度極需大量熱量進行裂解縮短反應時間時，再啟動電漿輔助高能量焦耳熱源集中待處理物料，熱效率高有效裂解太陽光電模組封裝材料醋酸乙烯酯聚合物及塑膠背板，縮短大量廢棄太陽光電模組處理時熱裂解反應時間，提升廢棄太陽光電模組處理效率，各材料如銅鍍帶金屬條、玻璃及碳因此分層，再藉由機械式分選，收集各物料，純化及精煉回收有價金屬，熔融玻璃利用噴吹抽絲技術製作成玻璃纖維原物料，EVA 被熱裂解收集生質油，減少空氣污染物處理與污水處理問題。

二、研究材料與方法

2.1 電漿輔助熱裂解反應系統

本研究開發太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維，主要針對經拆除鋁框和接線盒背板後的廢棄太陽光電模組，將其置入本院系統整合電漿輔助熱裂解反應系統(圖 3 和圖 4)，於達到熱裂解溫度極需大量熱量進行裂解縮短反應時間時，啟動電漿輔助高能量焦耳熱源集中待處理物料，熱效率高有效裂解太陽光電模組的封裝材料醋酸乙烯酯聚合物 (Ethylene vinyl acetate, EVA) 及塑膠背板，各材料如銅鍍帶金屬條、玻璃及碳因此分層，再藉由機械式分選，收集各物料，純化及精煉回收有價金屬，熔融玻璃利用噴吹抽絲技術製作成玻璃纖維原物料，EVA 被熱裂解收集生質油。無氮氧化物、硫氧化物、懸浮微粒等空氣污染物處理問題與無污水處理問題。

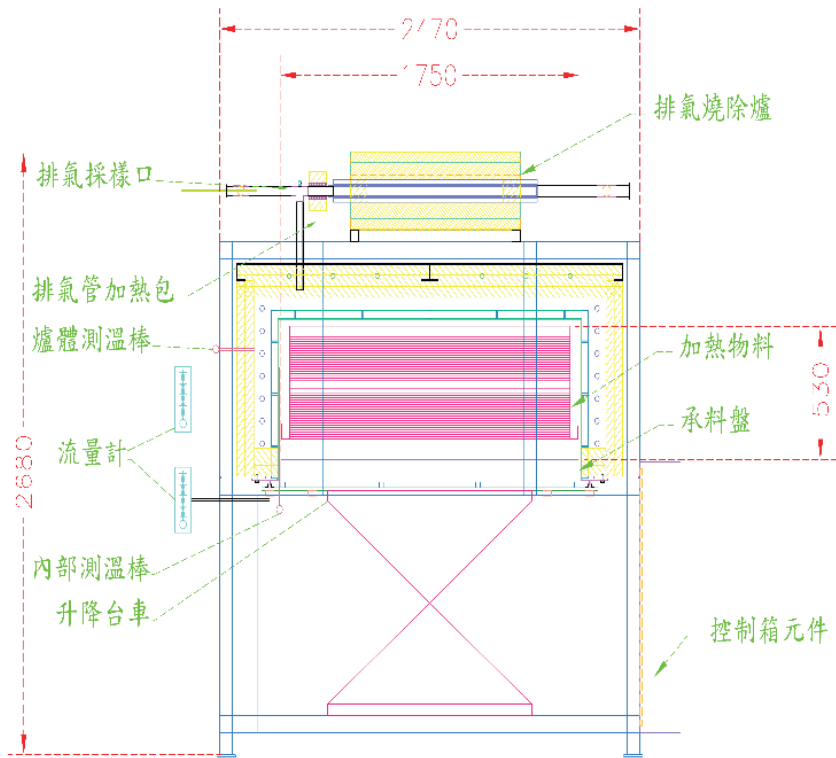


圖 3 電漿輔助熱裂解系統設計圖

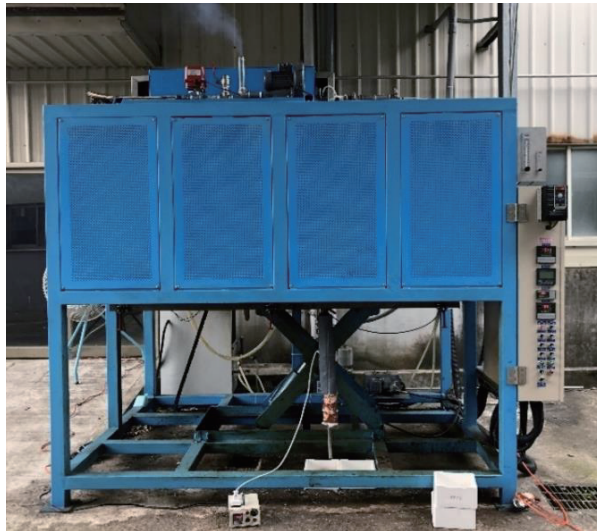


圖 4 電漿輔助熱裂解系統

2.2 精進電漿輔助熱裂解系統

導入 AIoT 概念，加裝智慧感測器及連續監控系統，收集運轉時相關參數變化趨勢，數據上傳彙整於雲端大資料庫中，進行數據分析，作為管理依據。透過遠端監視器監控及雲端資訊，可即時查看現場狀況，有效掌控更加節能。建置流動應用程式(APP)，使用端藉由軟體即時瞭解設備運作狀況及使用環境現況。工作內容為建立公噸級電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制設備(圖 5)和公噸級熱裂解反應器及週邊電控單元，遠端監控控制設備提供穩定且可遠端監控之控制系統，當光電模組電漿裂解熱處理時，系統同步監測區段回傳工作操作數值動作，數值可由人機介面個別顯示，並經由人機介面數據收集器，存儲至指定外部程序，以利研究人員機構提取工作操作數值，以利分析判讀工作參數。

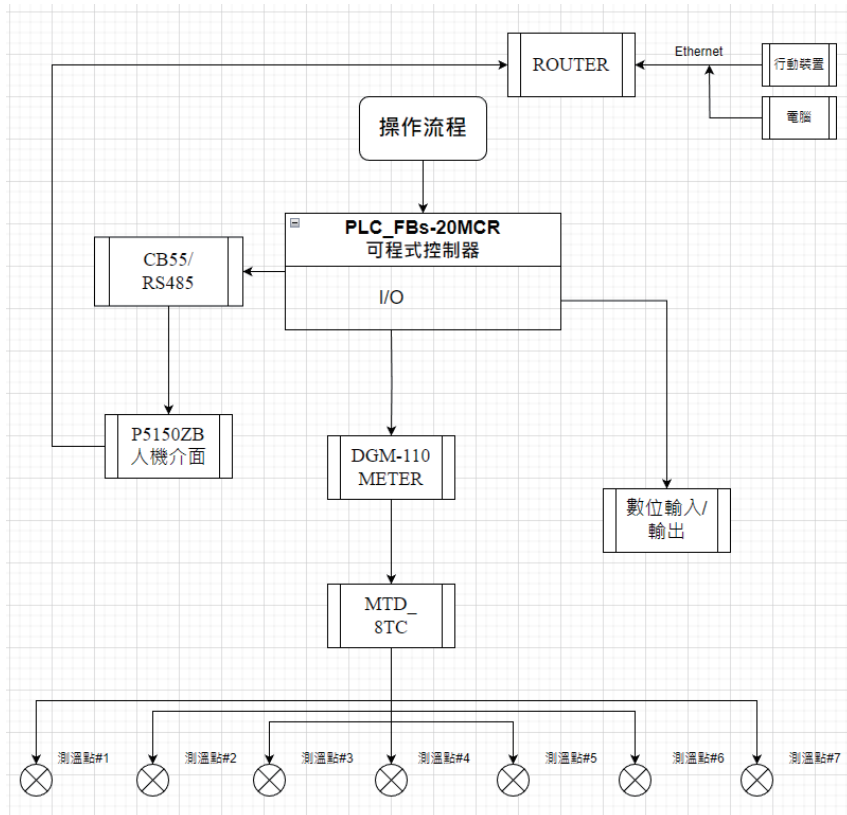


圖 5 公噸級電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制單線流程圖

各組成規格包括電控箱、人機介面、可程式邏輯控制器、氣壓偵測元件、訊號傳輸與蒐集單元和瓦時計。可從人機介面、辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測氣氛控制燒除爐及週邊元件的操作參數。可從辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測光電模組電漿裂解熱處理程序即時影像。實施方法為針對經拆除鋁框和接線盒背板後的廢棄太陽光電模組，將其置入本院系統整合電漿輔助熱裂解反應系統，於達到熱裂解溫度極需大量熱量進行裂解縮短反應時間時，啟動電漿輔助高能量焦耳熱源集中待處理物料，熱效率高有效裂解太陽光電模組的封裝材料 EVA 及塑膠背板，各材料如銅緞帶金屬條、玻璃及碳因此分層，再藉由機械式分選，收集各物料，純化及精煉回收有價金屬，熔融玻璃利用噴吹抽絲技術製成玻璃纖維原物料，EVA 被熱裂解收集生質油。建立熱裂解系統適當操作參數包括進料量、操作溫度與氣氛條件。計畫執行每一年度協助公部門或產業處理除役及廢棄光電模組，同步進行場域測試驗證系統穩定性及可靠度。

2.3 太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維

1840 年英國首先發現熔化後的玻璃利用噴吹的方式，可吹成纖維狀而開始生產玻璃纖維，接著 1880 年經過對玻璃纖維產品性質和用途研究後，德國及美國也跟進研製玻璃纖維，之後玻璃纖維相繼在各國推廣及使用，到 1941 年美國則研製出陶瓷纖維。進入 20 世紀時，則進入大規模的生產與應用階段。一般玻璃纖維的製造方式常用的有三種分別為圓盤離心法(Rotary) (Powell, 1947; Powell, 1950; Horie,1986)、噴吹法(Fiber blowing) (Horie,1986; Chen and Huang, 2003)及轉輪離心法(Wheel centrifuge) (Snyder, 1996; Cusick and Clocksin, 2001)三種方式。圓盤離心法基本原理，首先將原料經由高溫溶解成熔漿後，再將熔漿注入導管，如圖 6 所示，熔漿導管部份需保持高溫，防止熔漿凝固。而熔漿導管將熔漿流入一水平圓盤中，此圓盤盤壁有大量細小孔洞，利用離心甩絲的方式製成纖維。

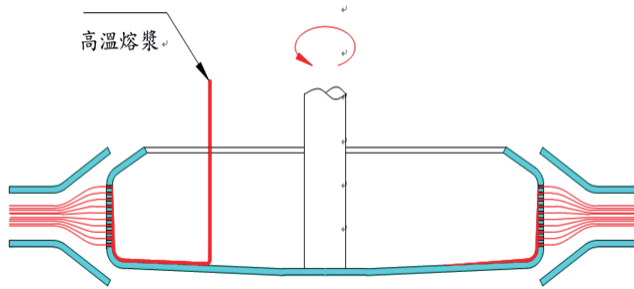


圖 6 圓盤離心法製作纖維示意圖

噴吹法的基本原理，首先將原料經由高溫熔解成熔漿後，再將熔漿注入導管，如圖 7 所示，熔漿導管部分需保持在高溫的狀態，防止熔漿凝固及堵住導管。由導管流出之熔漿流速不可太快，再利用高壓空氣或水蒸汽對熔漿進行高速噴流作用，將熔漿的流股分裂，吹拉成纖維狀，噴吹的同時加入抗黏結劑，使纖維相互接觸時不會黏結在一起。

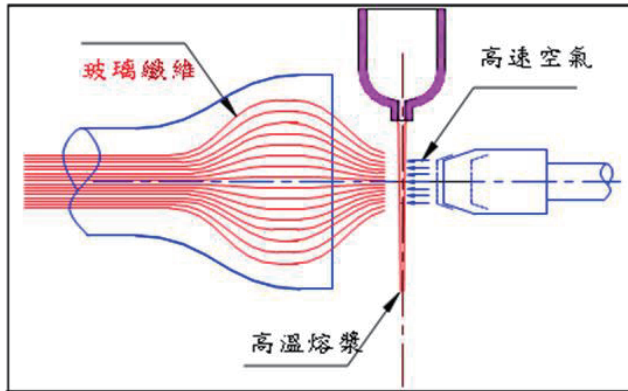


圖 7 玻璃纖維噴吹單元示意圖

轉輪離心法的基本作用原理，首先原料需經由高溫熔解成熔漿，再將熔漿注入噴嘴，如圖 8 所示，噴嘴部分需保持在高溫，防止熔漿凝固。由噴嘴流出之熔漿利用轉輪的離心力，使熔漿細粒化進而拉成纖維，並將表面處理劑噴塗在纖維表面防止纖維間互相黏結，此法適用於生產長纖維。本研究經評估後，選定的玻璃纖維製作方法為噴吹法，將待處理物經由高溫熔融成熔漿後，由導管流出，再利用高壓空氣將熔漿吹拉成玻璃纖維。

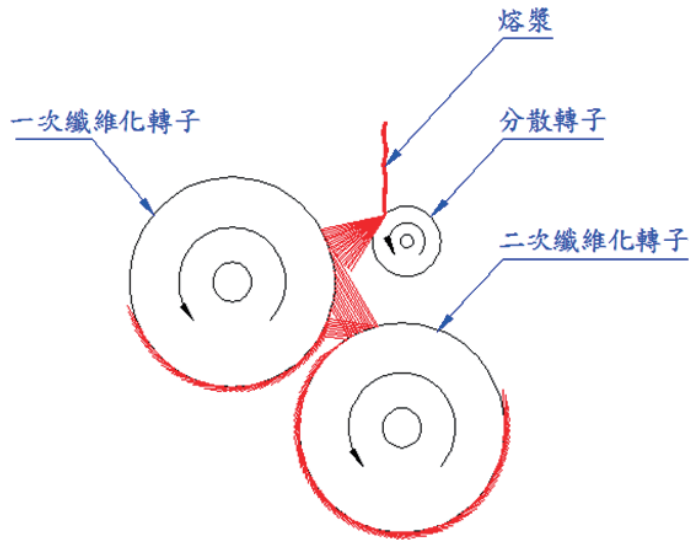


圖 8 轉輪離心法製作玻璃纖維示意圖

纖維製造程序較常使用的圓盤離心法、噴吹法、轉輪離心法等三種方式，已如前所述。為選擇適用的纖維製造設備，經過國內生產陶瓷纖維製造廠家參訪，並與相關學術機構討論，以及進行製造工廠之市場調查工作，選用熔融噴吹式纖維製作系統而進行基本設計，以下針對設備各組件分別說明之。熔融噴吹式纖維之流程圖如圖 9 所示，系統之主要設備包含進料、熔融、吹製、集料、廢氣處理、資料擷取及監控等各項分系統：

- (1) 自動化進料系統：串聯兩組自動化震動機，以分別控制太陽光電模組玻璃及摻配料之進料。
- (2) 熔融系統：熔融爐及恆溫爐構造圖如圖 10 所示。
 - a. 混合料熔解爐：內置坩鍋，經控制升溫以將混合之進料熔解。
 - b. 重熔恆溫爐：調整坩鍋內熔漿溫度於所需的固定值。
 - c. 溢流回收裝置：利用溢流裝置以調整熔漿為固定流量。
- (3) 纖維吹製系統：

108 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

- a. 纖維製作之噴嘴裝置：採用可調式之噴嘴，以高壓空氣將恆溫爐洩下熔漿吹製成玻璃纖維。
 - b. 氣體供應裝置：由現有之空氣壓縮機提供所需高壓空氣。
 - c. 乳化劑添加裝置：提供乳化劑避免吹製的纖維相互黏著。
- (4) 集料系統：主要為過濾並收集纖維並提供冷卻作用。
- (5) 廢氣處理系統：用以清洗排氣管內廢氣與極細纖維。
- (6) 資料擷取及監控系統：控制箱及電腦設備以監控纖維製作過程。
- (7) 電源供應器：主供 3 相、150A、220V 電流。
- (8) 組合機構：包含所有相關之控制元件、附屬配管及配線，以及所需之鋼構、格柵板、樓梯、扶手、油漆、安裝與測試等工作。

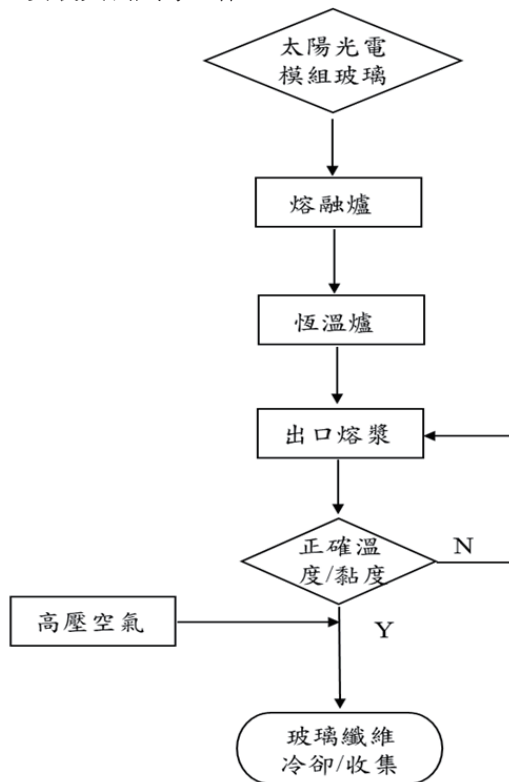


圖 9 熔融噴吹式纖維之流程圖

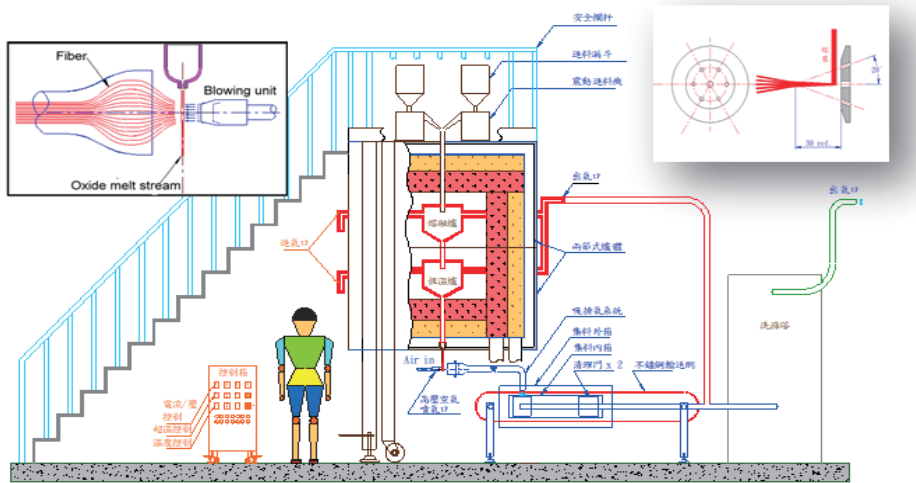


圖 10 熔融噴吹式纖維製作系統

研究開發將建立玻璃纖維噴吹系統包括高溫熔漿流道、噴嘴、高壓供氣系統、纖維收集單元、噴嘴直徑、孔數、開孔角度製作及纖維收集單元建置；找出高溫噴吹法製作玻璃纖維之操作參數包括熔漿流道維持溫度、熔漿黏度、噴嘴及噴吹空氣壓力與氣流量；完成玻璃纖維樣品性能測試包括耐酸鹼度檢測、耐溫特性檢測；有價金屬熔融精煉收集與成份量化分析。

2.4 玻璃纖維特性分析

本研究利用熔吹法的原理設計出一套玻璃纖維製作設備，此項設備利用電熱方式將進料玻璃熔融後，因重力使熔漿垂流而下，搭配與垂流方向夾 90 度角之高壓空氣吹嘴，噴吹熔漿使其分散成細微粒子狀，再利用高速氣流拉伸成纖維狀。本技術採用噴嘴軸孔對氣流之角度低於 30°，可製作線徑較細且均勻的纖維，噴吹時不額外添加抗黏結劑，利用快速冷卻的方式而製造玻璃纖維，玻璃熔漿經由高壓空氣噴吹冷卻後，可獲得玻璃纖維。玻璃纖維後續將再經物理、化學性質檢驗，包括外觀及線徑測試、耐酸鹼度測試、粒子含有率測試、熱穩定性分析檢測等，確保玻璃纖維的品質及安全性。

A. 玻璃纖維外觀及線徑檢測方式

檢測使用金相顯微鏡或是 SEM(掃描式電子顯微鏡)，SEM 可以直接標示樣品大小的功能，在檢測纖維或是他種無機纖維的外觀及線徑上，提供了很高的便利性。依

110 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

CNS3657 標準中規定用於保溫領域時，直徑範圍需在 $8\ \mu\text{m}$ 以下。

B. 纖維耐酸鹼度檢測(Shelby, 2005)

一般纖維的應用，由於可用於建築材料上，因此對於鹼性的水泥需有良好耐鹼性，才能發揮纖維的特性，而不變質。而當用於吸音材料或是防火材料時，對於清潔劑的偏酸特性也需要有良好的耐酸性，才不會被腐蝕或是破壞。

常用的耐酸檢測法有：

1. 配製 $0.5\text{M CH}_3\text{COOH}$ 且 $\text{pH}=5$ 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在水溶液中，待 24 小時後取出乾燥後秤重，計算重量損失。
2. 配製 $10\% \text{H}_2\text{SO}_4$ 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在水溶液中，加熱到 80°C 並浸泡 90 分鐘後取出乾燥後秤重，計算重量損失。
3. 配製 2N HCl 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在水溶液中，加熱到沸騰並浸泡 3 小時後取出乾燥後秤重，計算重量損失。

常用的耐鹼檢測法有：

1. 配製水泥的飽和水溶液，將纖維秤重後，再浸泡入水溶液中，加熱到 80°C 並浸泡 200 分鐘後取出乾燥後秤重，計算重量損失。
2. 配製 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的飽和水溶液，將纖維秤重後浸泡在水溶液中，加熱到沸騰並浸泡 3 小時後取出乾燥後秤重，計算重量損失。
3. 配製 2N NaOH 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在水溶液中，加熱到沸騰並浸泡 3 小時後取出乾燥後秤重，計算重量損失。

C. 纖維粒子含有率檢測

依照 ASTM C1335-04 的檢測標準檢測，檢測時所使用設備為震盪過篩機，使用 NO.20、50、100 的篩網，秤取纖維 10 g，纖維先以 $593\pm 5.6^\circ\text{C}$ 煅燒，將煅燒後的纖維置入篩網中，進行 20 分鐘的過篩動作，之後利用公式計算出纖維中的粒子含有率。在 CNS 標準中，用於保溫領域的粒子含有率範圍在 16 wt% 以下。

$$\text{Shot Content (SC)} = \frac{SP}{ST} \times 100\%$$

SC：粒子含有率 (wt%)

SP：過篩後的所有篩網中的纖維重量 (g)

ST：過篩前纖維重量 (g)

D. 纖維熱穩定性分析檢測

依照 CNS3657 的標準規範，纖維若用在保溫領域，須在 600°C 的環境下，可安全重複使用。檢測方式：將熔岩纖維置入坩堝試驗爐中，經設定的高溫煅燒後，取出以電子顯微鏡觀察。

三、結果與討論

3.1 建立電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制設備及測試

依照系統遠端監控控制單線流程規劃，如圖 5 所示，完成建立電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制設備整合，包括電控箱、人機介面、可程式邏輯控制器、氣壓偵測元件、訊號傳輸與蒐集單元和瓦時計。電控箱有兩組，其一為 304 不銹鋼材質尺寸 50x60x25 cm 電控箱放置於室外(圖 11 左圖)，與電漿輔助熱裂解系統整合控制收集 4 組溫度、1 組壓力和 1 組瓦時計訊號轉換，資料收集模組(圖 11 右圖)包括 8 通道熱電偶輸入溫度模組，規劃輸入溫度類別及量測範圍，4 組實體繼電器作為警報輸出控制，警報輸出繼電器接點 3 A 及 250 VAC，通道與通道間絕緣耐壓 350 Vdc。

112 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

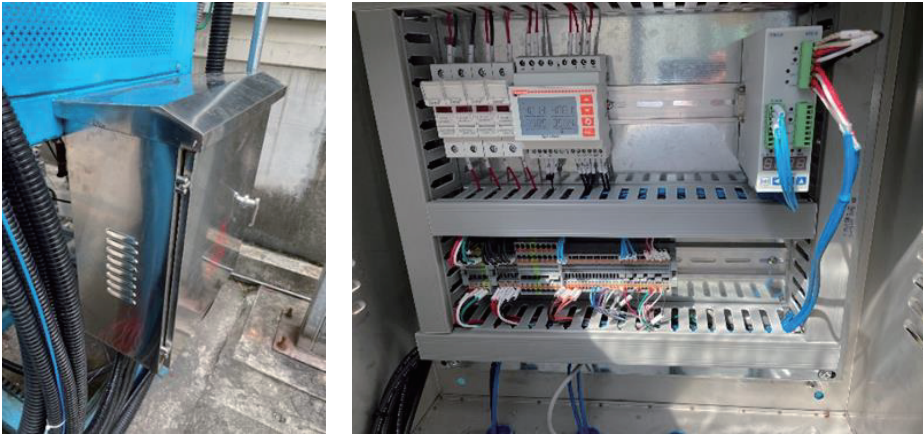


圖 11 實體數據傳輸電控箱(左)和資料蒐集模組(右)

搭配實體數據傳輸線佈線工程，將光電模組電漿裂解熱處理程序內即時溫度、壓力、用電度數和時間等工作狀態數據，傳遞到遠端室內另一鑄鐵鍍鋅材質尺寸 108×63×37 cm 電控箱(圖 12 左圖)內部的人機介面可程式邏輯控制器及雲端訊號系統無線傳輸控制單元(圖 12 右圖)。人機介面觸控面板為 15 吋螢幕顯示尺寸 4 線電阻式，觸控精確度 X 軸±2%、Y 軸±2%，通訊埠包括 RS232、RS422、RS485、乙太網路(10M/100M)、USB2.0 和 Micro-SD 測試資料可從此處下載儲存，或自動儲存於人機介面內部 256 MB 儲存體(Flash)和 256 MB 記憶體(RAM)，人機介面具有設備運轉總功率回饋與紀錄、壓力數值回饋與紀錄、四個加熱區溫度回饋與紀錄與工作狀態操作現況顯示。可程式邏輯控制器具有 14 點輸入點位 24 VDC 數位訊號和 10 點繼電器接點的輸出點位，RS485 通訊模組含有 2 個 RS485 通訊埠，每個連接埠具獨立之 TX、RX LED 通訊指示燈，依應用需求建置遠端監視控制如圖 13 所示，於辦公室電腦及手機行動裝置同步監看光電模組電漿裂解熱處理即時影像，掌握狀況即時就現場狀況進行應對。整合溫度可程式控制器和人機介面和通訊軟體實施遠端監視控制，依實際應用需求人性化設計操作界面模組化設計實際將操作應用導入系統中，模組化設計遠端監視和模組化設計實現無人操作遠端控制。



圖 12 人機介面可程式邏輯控制電控箱(左)和可程式邏輯控制器(右)



圖 13 辦公室電腦及手機行動裝置遠端觀看即時影像

智慧感測器及連續監控系統提供穩定且可遠端監控之控制系統如圖 14 所示，當光電模組電漿裂解熱處理時，系統同步監測區段回傳工作操作數值，數值可由人機介面個別顯示如圖 15 所示，並經由人機介面數據收集器，存儲至指定外部程序，以利研究人員機構提取工作操作數值，已利分析判讀工作參數。監控軟體系統可以透過傳輸介面，把設備的各項偵測相關結果，傳輸到人機介面儲存並且可透過內部監控軟體分析電漿輔助熱裂解系統溫度和壓力與時間對應關係，藉由分析的數值結果，可以調整系統內的溫度和壓力參數設定，來改善需要的熱裂解環境結果。系統運作的相關參數可以使用人機介面內部監控軟體來了解設備運轉總功率回饋與紀錄、壓力數值回饋與紀錄，並且可以匯出溫度及壓力與時間的相對應資料表，如圖 16 所示。

114 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

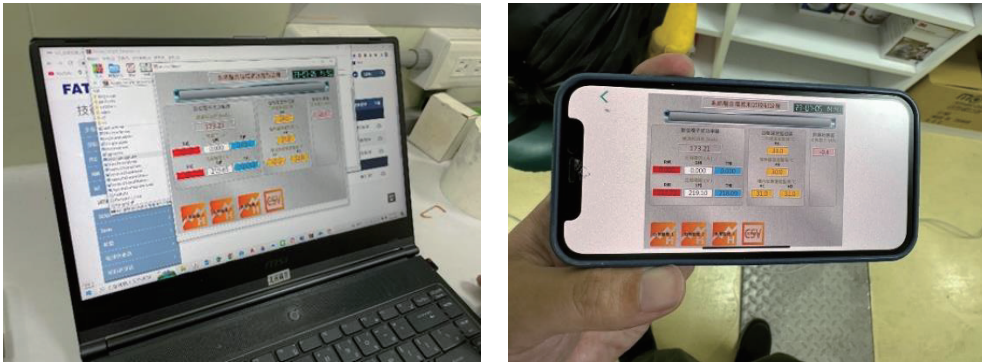


圖 14 辦公室電腦及手機行動裝置遠端監視工作操作數值

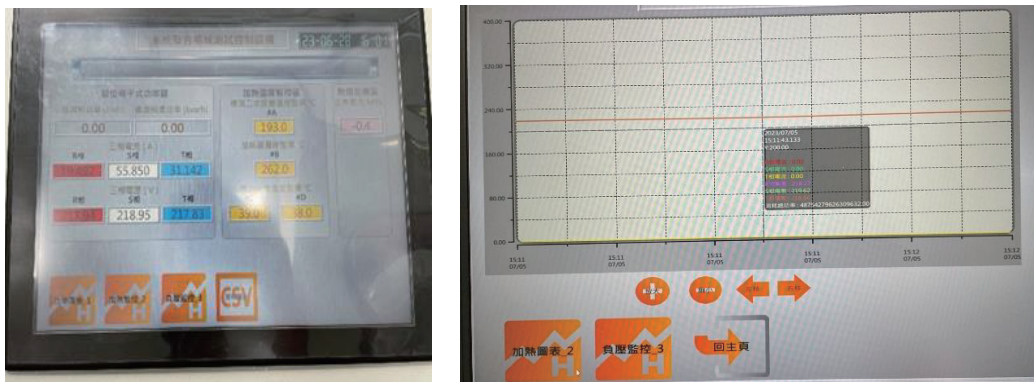


圖 15 人機介面個別顯示工作操作數值及呈現座標圖線趨勢

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	Date	Time	R相電流	S相電流	T相電流	R相電壓	S相電壓	T相電壓	總消耗功	總消耗虛功率	
2											
3	2023/6/28	15:21:31	0	0	0	216.54	217.81	216.83	0	0	
4											
5	2023/6/28	15:22:31	0	0	0	216.47	217.89	216.97	0	0	
6											
7	2023/6/28	15:23:31	0	0	0	216.4	217.82	217.07	0	0	
8											
9	2023/6/28	15:24:31	0	0	0	216.42	217.75	216.92	0	0	
10											
11	2023/6/28	15:25:31	0	0	0	216.51	217.83	216.94	0	0	
12											
13	2023/6/28	15:26:31	0	0	0	216.49	217.83	216.89	0	0	
14											
15	2023/6/28	15:27:31	0	0	0	216.59	217.97	217	0	0	
16											

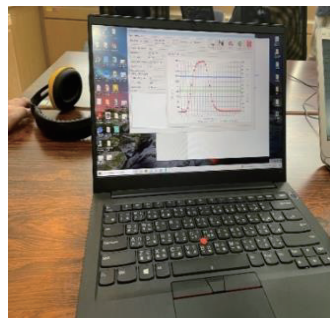


圖 16 匯出檔案表格資料及偵測資料輸出電腦

遠端監控控制設備建置完成後與既有電漿輔助熱裂解系統及週邊元件結合，將國家原子能科技研究院(以下簡稱國原院)報廢太陽光電模組，如圖 17 所示，尺寸長 170 公分寬 100 公分共 280 片，280 片報廢太陽光電模組總重 5,264 公斤，拆除的鋁框總所佔比例為 16.7%，接線盒拆除後所佔比例為 1.4%，剩下雙層膠合玻璃、黏合劑及背板、矽晶電池及銅緞帶等多層複合材質，尺寸 164.5(長) × 98.5(寬) × 0.6(厚)公分，所佔比例為 81.9%。



圖 17 國原院報廢太陽光電模組

經拆除鋁框和接線盒背板(圖 18)後的廢棄太陽光電模組，將其置入本院系統整合電漿輔助熱裂解反應系統(圖 19)，第 1~5 批次放置 40 片，第 6 批次放置 70 片，熱裂解反應系統目標溫度為 750~850°C，升溫速率 10~20°C/分鐘，輔助空氣進流量 5 公升/分鐘，於達到熱裂解溫度極需大量熱量進行裂解縮短反應時間時，啟動電漿輔助高能量焦耳熱源集中待處理物料，熱效率高有效裂解太陽光電模組的封裝材料 EVA 及塑膠背板，各材料如銅緞帶金屬條、玻璃及碳因此分層，如圖 20 所示，共進行 6 批次試驗，處理 270 片拆除鋁框和接線盒後的廢棄太陽光電模組，處理總重量約為 5,076 公斤。收集玻璃和電池(圖 21)，熔融玻璃利用噴吹抽絲製作玻璃纖維原物料，純化及精煉回收有價金屬，EVA 被熱裂解收集裂解油(圖 22)。

116 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維



圖 18 拆除鋁框和接線盒背板

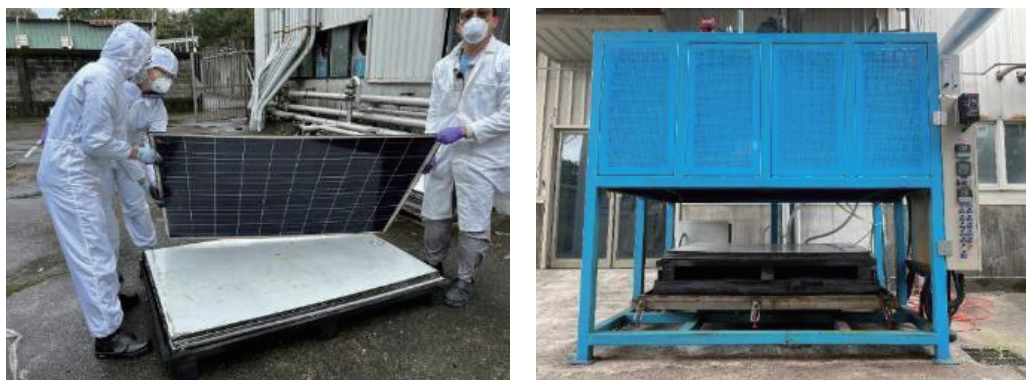


圖 19 光電模組處理前備料及放置於爐體



圖 20 電漿熱裂解太陽光電模組及光電模組裂解後材料分層



圖 21 裂解後回收玻璃(原先為一整片便於放置而敲碎)及電池



圖 22 裂解後回收有價導線緞帶及熱裂解收集裂解油

118 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

光電模組電漿裂解熱處理系統熱裂解太陽光電模組過程，遠端監控控制設備操作介面，顯示介面正常運轉，遠端監控功能可從人機介面、辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測光電模組電漿裂解熱處理系統及週邊元件的操作參數。測試資料可從人機介面下載儲存，遠端影像監控功能可從辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測光電模組電漿裂解熱處理程序即時影像。光電模組電漿裂解熱處理系統藉由軟體即時瞭解設備運作狀況及使用環境現況。有效掌控更加節能與減碳，提升實際節能效果，強化產業推廣和應用。

3.2 玻璃纖維噴吹系統規劃、設計與建置

纖維製造程序較常使用的圓盤離心法、噴吹法、轉輪離心法等三種方式，已如前圖 6~圖 8 所述。為選擇適用的纖維製造設備，經過國內生產陶瓷纖維製造廠家參訪，並與相關學術機構討論，以及進行製造工廠之市場調查工作，選用熔融噴吹式纖維製作系統而進行基本設計，系統之主要設備包含進料、熔融、吹製、集料、廢氣處理、資料擷取及監控等各項分系統。熔吹式玻璃纖維製作系統在製造過程中，其爐體加溫速率和熔漿控制之基本要求，分別說明如下：

(1) 爐體基本要求：

基於爐體操控與保養便利之前提，爐體加熱以電熱棒加熱方式。爐腔須於 1.0 小時內提升至 900~1,200°C 或以上，1.5 小時內玻璃須能以 900~1,000°C 以上之溫度出漿。爐表採氣冷散熱式，爐體表面溫度需在 40°C 以下。

(2) 熔漿基本要求：

進料爐體經加熱後成為熔漿，為能保持熔漿流動順利暢通，熔漿在出口熔岩溫度須達到 1,200°C 以上，而其出口截面積最小為直徑 3 mm，若有必要時可擴大孔徑為直徑 4 mm 或直徑 5 mm。在玻璃纖維製作過程，若是採用持續性操作方式時，當設備控制出口熔漿流量大於 127 mL / min (約 0.38 kg/min)，玻璃纖維製作設備之熔漿流動，必須可連續運轉八小時以上。如若採用非持續性操作方式，而將設備控制熔漿流量加倍，亦即流量 353 mL / min. (約 1.0 kg/min) 時，熔漿流動至少須維持 5 分鐘或以上。

(3) 設備操作基本要求：

原料經熔融、噴吹程序後，可達到耐溫 900°C 以上之玻璃纖維，產品平均需達直徑 10 μm 以下與粒子含有率 5% 以下之目標。

(4) 進料分系統：

為達到融漿均勻調質之目的，基本上，採用兩組自動化震動進料組件以等比例方式連續進料，使水淬熔岩顆粒與碎玻璃顆粒以定比定量方式進入熔融爐中。進料分系統如圖 23 示意圖。動作規劃採單獨進料或混合進料方式進料。分為自動進料、手動進料、停止進料等三種方式。進料控制由 PLC 程式化連控，配合爐體熔融進程以控制系統進料流量(進料量 0~0.4 kg/min)/組，附粒徑調控裝置以篩選進料粒徑。料斗容量：1.5 公升以上。

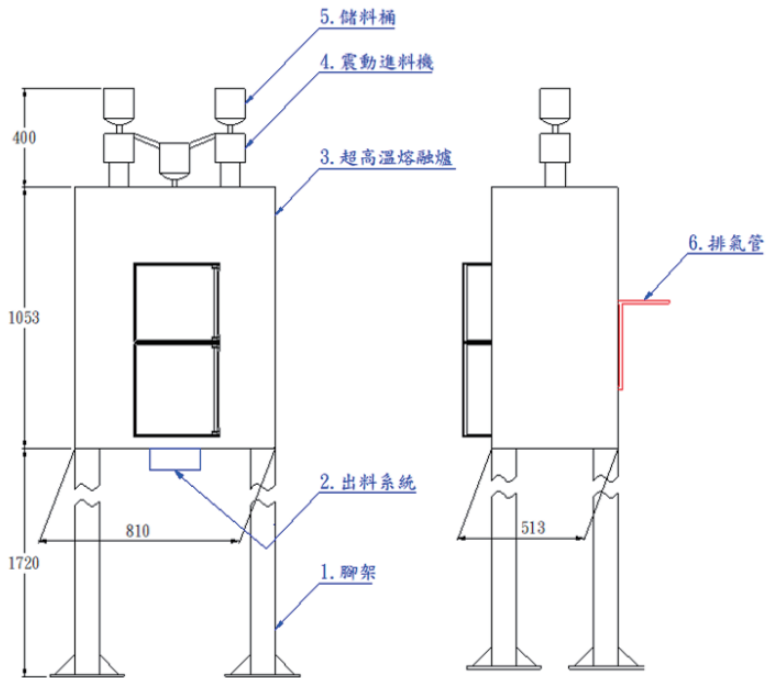


圖 23 進料及熔融分系統示意圖

(5) 熔融分系統

熔融分系統示意圖如圖 24 所示，主要為熔融爐及恆溫爐兩部份，其構造圖如圖 24 所示。爐體尺寸為配合現場廠房空間，爐體外形長寬以不超過 2 公尺、總高度不超過 5

120 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

公尺為原則。爐體功能爐內溫度 900~1,200°C 或以上，爐體表面溫度需在 40°C 以下，爐體全載 1,200°C 時不可有目視的變形。爐殼板厚 2.5 mm 或以上，爐表面須粉體烤漆。爐體需同時有四支固定腳與四支活動輪腳。爐體外觀以不銹鋼外皮為之，表面須一致、整潔、美觀。爐體結構分別由上段熔融爐與下段定溫爐等兩節爐體構成。內壁採 Al_2O_3 高溫斷熱板、耐溫 1800°C 或以上。外壁採 Al_2O_3 保溫板、耐溫 1,500°C 或以上。發熱體：上、下段爐體各 1 組，每組採用 MoSi_2 、工作溫度 1,800°C 或以上、LU 型發熱部 200mm (直徑 6 mm)，端部 250 mm (直徑 12 mm)，12 支/組，備份 12 支，共 36 支。採上部開蓋方式置入坩堝。上段熔融爐置上段坩堝一只，容量 3 公升以上，材質 Al_2O_3 98%，耐溫 1,800°C 或以上。下段保溫爐置下段坩堝一只，容量 1 公升，材質為電鑄磚，附直徑 3m/m 出料口和出料口溢流收集裝置。溫度計：上、下段爐體各設 1 組溫度計，每組採用採用 R TYPE 熱電偶二支(附陶瓷保護管)或更高規格，量測範圍 900°C~1,600°C。進、排氣管路：上、下段坩堝各設進、排氣管路一組，每組各附調控開關一組。溢流回收：設溢流回收裝置一組，可上下調整 50mm、左右旋轉 180 度，工作溫度 500°C~1,200°C 或更高規格。

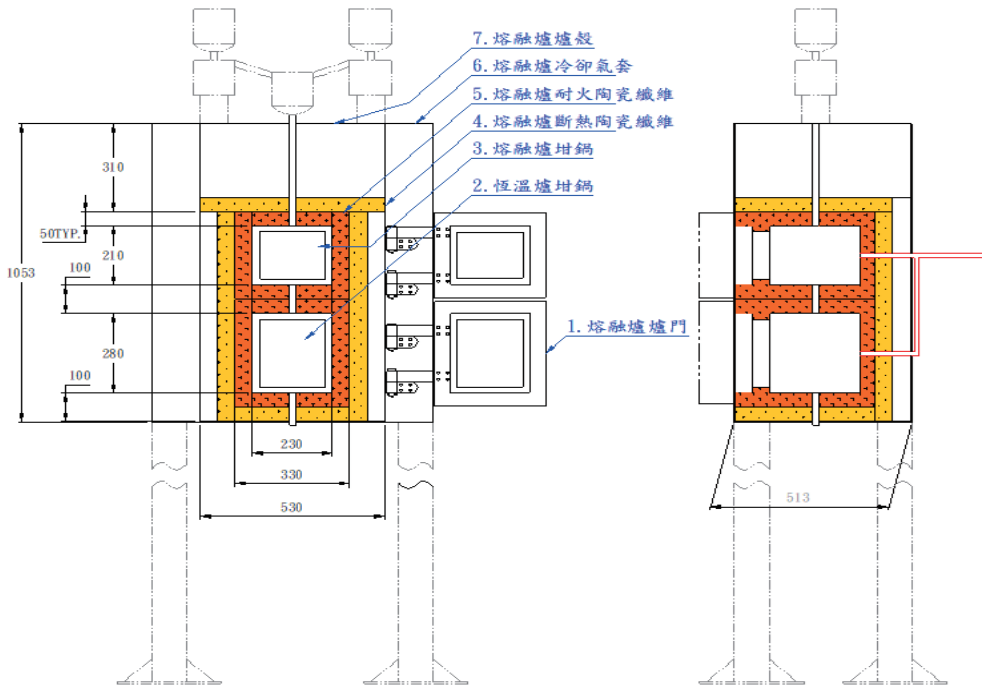


圖 24 熔融爐及恆溫爐構造圖

(6) 玻璃纖維吹製分系統

玻璃纖維吹製分系統如圖 25 所示，此分系統之噴嘴、供氣、乳化劑添加組件說明於下：

- A. 噴嘴一組，附備份一組。噴嘴外徑約 1 吋，材質 SUS 316。噴嘴位置須能六向(上、下、左、右、前、後)調整，製造廠商需詳述噴嘴出氣口之功能與規格。
- B. 氣源供應：由本所現有之空氣壓縮機供給所需高壓空氣，並提供 1 吋 SUS 出口球閥供氣。
- C. 製造廠商須自行提供配管、前端儲氣桶 100 公升 一只(附壓力表)、洩水閥、三點過濾組合、高壓軟管、電磁閥、快速接頭等。
- D. 其他配備包括乳化劑添加組件，並附乳化劑 20 公升；輸送泵一台 2 kg/cm²、流量 0~1000 mL/min；管路系統含有承裝桶 20 公升；流量計 0~1000 mL/min；過爐器、1/4 吋主管、3/8 吋迴流管軟管及快速接頭。

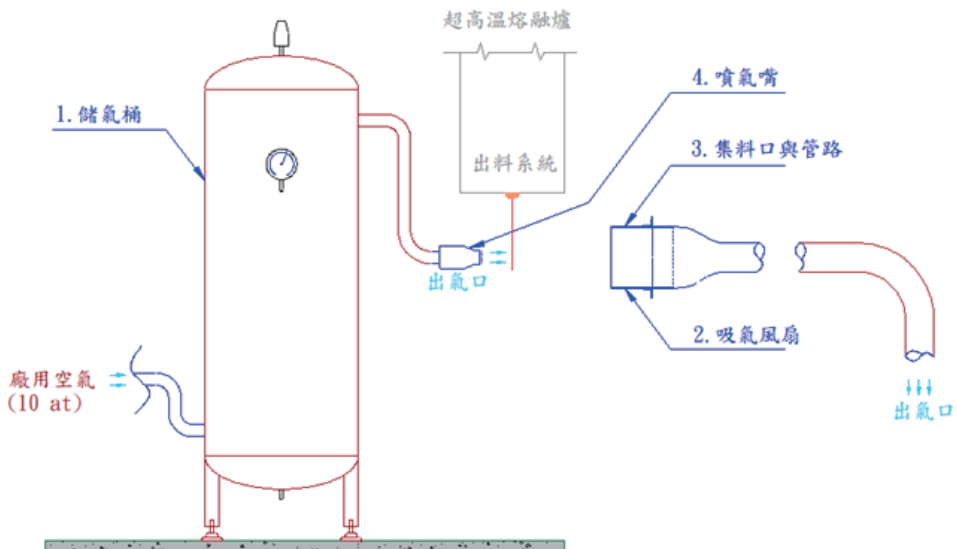


圖 25 玻璃纖維吹製分系統示意圖

3.3 太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維及玻璃纖維特性分析

一般纖維的製造方式常用的有三種：圓盤離心法、噴吹法及轉輪離心法，以上三種方式，本研究經評估後，選定的造纖方法為噴吹法，如圖 26 所示，噴吹法的造纖控制條件簡易，纖維線徑粗細的控制條件較少，此法製作出的纖維較短，常用於填充材料，如建築防火隔間、隔音板材、道路級配材料、溫室栽培材料及保溫絕熱材料等，適合初步研發太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維研究使用。本實驗利用噴吹法的原理設計出一套造纖系統，系統之主要設備包含進料、熔融、吹製、集料、廢氣處理、資料擷取及監控等各項分系統。此項設備主要用於玻璃熔漿出口處，為可移動式設備，當熔漿垂流出來後，使用高壓空氣噴吹熔漿，噴吹時不額外添加抗黏結劑，利用快速冷卻的方式，如此可降低原料成本的支出，提高經濟效益。並考慮操作人員之健康問題，將纖維收集器設計為抽氣形成負壓的方式，主要控制並降低粒子含有率，也可控制較細微之毛纖不逸散在空氣中。

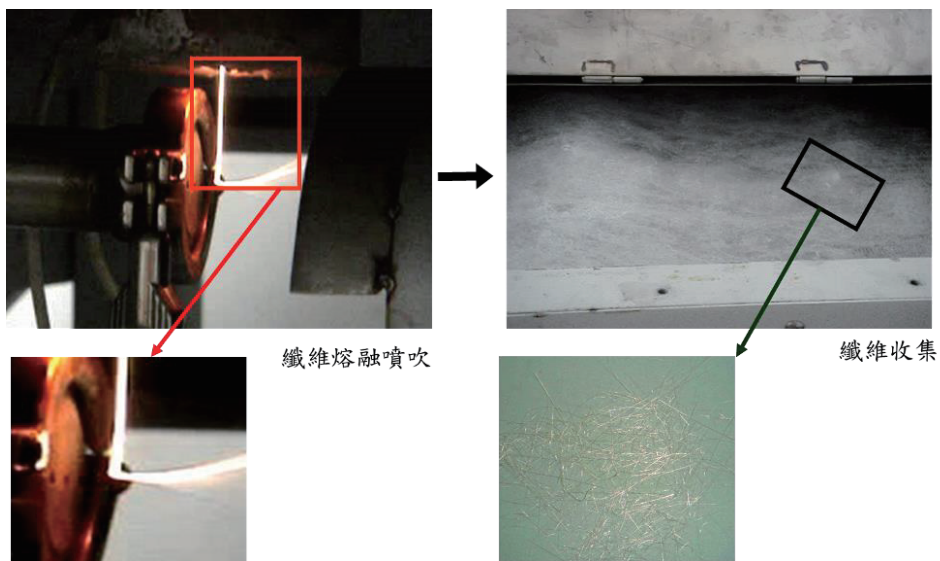


圖 26 熔融噴吹玻璃纖維過程

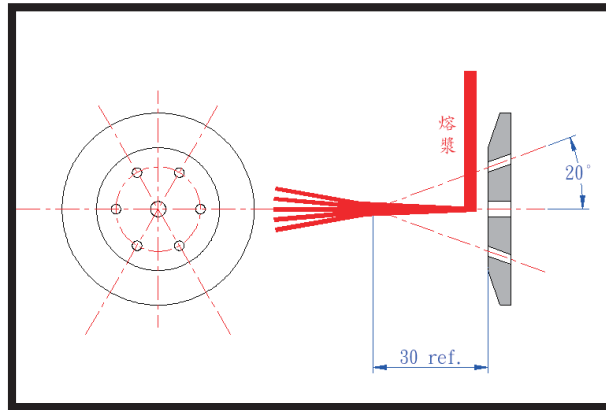


圖 27 噴吹玻璃纖維噴嘴孔洞及角度設計

噴吹法的纖維成型原理，玻璃熔漿於爐體溫度 900°C 時自設備出口流出，利用高壓空氣對其噴吹，使熔漿受到高速噴流作用，分散成細微粒子狀，此細微粒子再利用高速氣流拉伸成纖維狀。由於氣流對纖維成型有相當的影響，因此，控制氣流的噴嘴設計相當重要，若是在適當的噴嘴孔角度進行噴吹纖維，則可製取非常細的纖維及降低能耗，並可提高纖維產量。先前研究(Chen and Huang, 2003)使用噴嘴軸孔對氣流之角度 30° 進行噴吹製取纖維，結果纖維的線徑約為 $80\sim 200\ \mu\text{m}$ 。本實驗選用噴嘴軸孔對氣流之角度低於 30° (圖 27)，以求得製作細且均勻的纖維。噴嘴軸孔對氣流之角度的條件設立，除了與纖維成型及線徑有關，也與粒子含有率有關。若是粒子含有率若過高，則會影響纖維原有功能及品質。實驗所使用之固定條件，如表 1 所示。調整噴嘴至洩漿口之垂直距離的條件，利用噴嘴在不同位置噴吹熔漿，了解其對纖維線徑之影響。實驗過程中以不添加任何添加劑、抗黏結劑或助融劑，將熔漿直接噴吹成纖維。各條件所完成的纖維，其基本特性再經由 SEM (HITACHI S-4800) 觀察纖維線徑及外觀、XRD (BRUKER D8 Discover) 檢測纖維結構、DTA (TA SDT-2960) 檢測纖維在高溫環境的變化等。

表 1 玻璃纖維實驗操作參數表

實驗參數	噴嘴距離洩漿口的垂直距離(mm)	15、35、200
	噴嘴角度	10°、15°、20°
固定參數	使用溫度(°C)	900
	空氣壓力(公斤)	8
	熔漿黏度(cP)	2,205

由噴嘴角度參數的影響結果發現，各角度經 6 次實驗平均結果，噴嘴軸孔對氣流之角度為 10°時，粒子含有率平均達 39%，噴嘴軸孔對氣流之角度 15°時，粒子含有率平均降至 22%，噴嘴軸孔對氣流之角度為 20°時，粒子含有率平均則可降至 14%，結果如表 2 所示。此結果是因角度過低的條件下，當空氣吹散熔漿，容易造成纖維間相互碰撞，進而纖維又變成粒子，造成粒子含有率過高的結果。在噴嘴軸孔對氣流之角度 20°所噴吹出的纖維，粒子含有率達 15%以下，纖維間相互分散不黏結，纖維的線徑分佈也較窄。對於纖維線徑的影響結果，噴嘴軸孔對氣流角度在 10°及 15°時，線徑分佈相當廣，為 2.1-17 μm 及 1.9-12 μm 。反而是噴嘴軸孔對氣流之角度 20°時，線徑分佈較均勻且細。噴嘴角度小有助於纖維線徑變細，但是角度太小時，在噴嘴的結構設計和機械加工方面，都具有相當大的困難。調整噴嘴至洩漿口的垂直距離，由實驗結果可知，噴嘴距洩漿口的垂直距離越遠，所得纖維線徑越粗，距洩漿口垂直距離越近，則線徑較細。而細的平均線徑可達 0.8-2.2 μm 的範圍內，如圖 28 所示。粗的線徑在 10~28 μm 的範圍內，線徑範圍較廣，如圖 29 所示。造成粗纖維線徑分佈較廣的原因為熔漿自洩漿口垂降 200 mm，造成輻射散熱能增加，造成熔漿黏度變大而形成粗纖維。而以距洩漿口垂直距離 15 mm 所吹出的纖維較細、線徑範圍較窄。粗纖維不容易控制線徑範圍，是因熔漿散熱過快，造成熔漿黏度不均所致。

表 2 噴吹玻璃纖維各參數實驗結果數據表

		纖維線徑(μm)	粒子含有率(%)
噴嘴角度	10°	2.1-17	39
	15°	1.9-12	22
	20°	0.8-2.2	14
噴嘴距離洩漿口的垂直距離(mm)	15	0.8-2.2	14
	35	5-26	16
	200	10-28	31

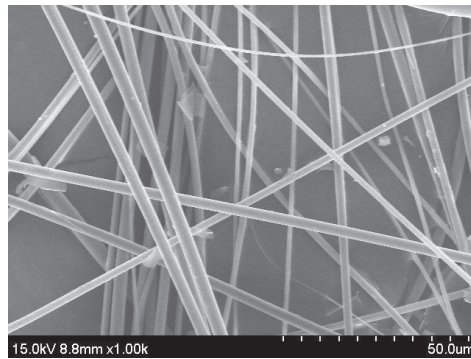


圖 28 平均線徑為 0.8~2.2 μm 的纖維 SEM 圖

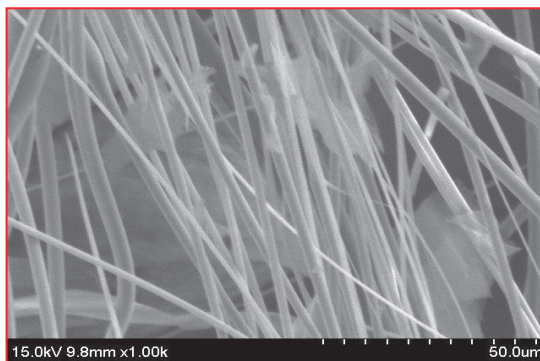


圖 29 平均線徑為 10~28 μm 的纖維 SEM 圖

126 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

600 到 800°C 的高溫實驗纖維微結構的變化，經 SEM 檢測，如圖 30 至圖 32 所示。在 600°C 時，纖維結構仍然維持正常狀態，在 700°C 高溫時，纖維表面結構產生粗糙化，到了 800°C，纖維部份結構已產生纖維表面產生變形膨脹現象。經由外觀及微觀分析結果確定，其最高安全使用溫度在 600°C。耐酸和耐鹼檢測方法分別為：1. 配製 10% H_2SO_4 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在該水溶液中，加熱到 80°C 浸泡 90 分鐘，取出乾燥後秤重，計算重量損失。2. 配製 2N NaOH 的水溶液，將纖維秤重後浸泡在該水溶液中，加熱到沸騰，浸泡 3 小時，取出乾燥後秤重，計算重量損失。經硫酸溶液與氫氧化鈉溶液進行耐酸鹼測試，重量損失皆在 0.6 wt% 以內，可在 pH 值 1-13 間使用。

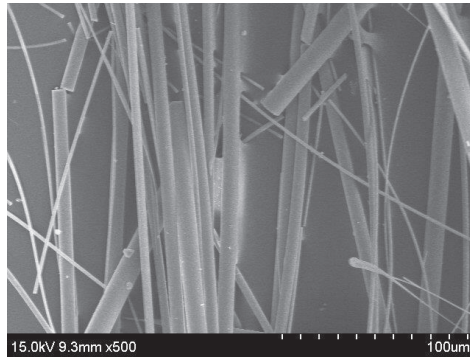


圖 30 玻璃纖維經 600°C 耐溫實驗後之 SEM 圖

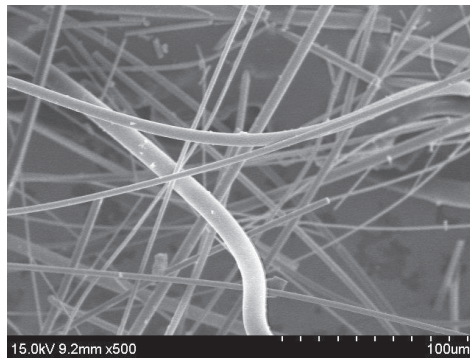


圖 31 玻璃纖維經 700°C 耐溫實驗後之 SEM 圖

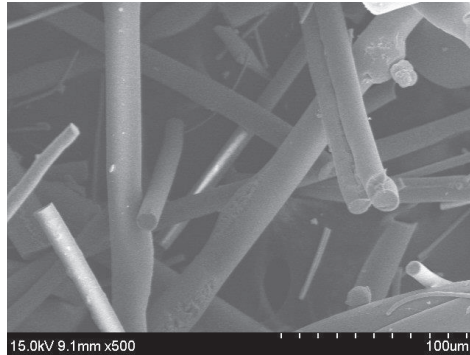


圖 32 玻璃纖維經 800°C 耐溫實驗後之 SEM 圖

四、結論

完成精進噸級電漿輔助熱裂解反應系統查核點規劃內容，建立電漿輔助熱裂解系統遠端監控控制設備及測試。光電模組電漿裂解熱處理系統熱裂解太陽光電模組過程，遠端監控控制設備操作介面，顯示介面正常運轉，遠端監控功能可從人機介面、辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測光電模組電漿裂解熱處理系統及週邊元件的操作參數。光電模組電漿裂解熱處理系統熱裂解太陽光電模組過程，測試資料可從人機介面下載儲存，遠端影像監控功能可從辦公室電腦、筆記型電腦和研究人員手持通訊設備觀測光電模組電漿裂解熱處理程序即時影像。光電模組電漿裂解熱處理系統藉由軟體即時瞭解設備運作狀況及使用環境現況。有效掌控更加節能與減碳，提升實際節能效果，強化產業推廣和應用。經拆除鋁框和接線盒背板後的廢棄太陽光電模組，將其置入本院系統整合電漿輔助熱裂解反應系統，第 1~5 批次放置 40 片，第 6 批次放置 70 片，共進行 6 批次場域試驗，處理 270 片拆除鋁框和接線盒後的廢棄太陽光電模組，處理總重量約為 5,076 公斤，同時驗證系統穩定性及可靠度。完成纖維噴吹系統噴嘴及收集系統設計與建置與不同噴嘴直徑、孔數、開孔角度製作及纖維收集單元建置。進行太陽光電模組玻璃循環再生玻璃纖維與玻璃纖維外觀及線徑檢測、耐酸鹼度、纖維粒子含有率、熱穩定性分析等特性分析。以噴吹法製造玻璃纖維，經由控制噴嘴角度及噴嘴距洩漿口之垂直距離，可得到最佳噴嘴軸孔對氣流之角度為 20°，另噴嘴距洩漿口之最適垂直距離

128 太陽光電模組噸級處理系統整合開發與其玻璃循環再生玻璃纖維

為 15 mm，而在不添加任何抗黏結劑及其餘添加劑之狀態下，可製備出玻璃纖維。纖維線徑範圍為 0.8-2.2 μm ，粒子含有率 14 wt%。纖維經高溫檢測後，確認能容許在 600°C 的高溫環境下安全使用。以上所述之線徑、粒子含有率及耐溫範圍，均達到 CNS3657 岩棉保溫材料的使用標準。後續研究開發將持續精進，針對太陽光電模組電漿輔助熱裂解處理過程中，產生揮發性有機氣體導入自行開發節能揮發性有機物吸附濃縮蓄熱焚化熱回收處理系統，吸附及脫附揮發性有機物和蓄熱焚化熱回收後，所產生的餘熱進行發電再利用供給週邊設備使用，循環再生二次能資源，達成環境效益(移除揮發性有機物)、經濟效益(材料循環再利用)及節能效益(廢熱回收)三大效益。

參考文獻

- 行政院(2016)，能源轉型政策說明，行政院。
- 經濟部能源署(2024)，再生能源統計資料，經濟部能源署。
- 經濟部能源署(2012)，陽光屋頂百萬座計畫，經濟部能源署。
- 經濟部能源署(2016)，太陽光電 2 年推動計畫，經濟部能源署。
- 經濟部能源署(2024)，再生能源資訊平台 (REIP) 資料庫，取自：<https://www.re.org.tw>。
- 環境部(2023)，廢太陽光電板回收處理說明，環境部。
- International Energy Agency (IEA) (2020). End-of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels, IEA.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2016). End-of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels, IRENA.
- Deng, R., Chang, N. L., Ouyang, Z., & Chong, C. M., (2019). A techno-economic review of silicon photovoltaic module recycling, Renewable and Sustainable Energy Reviews.
- Photovoltaics report (2018), Fraunhofer ISE.
- EU-LIFE Environment Demonstration Project (2006).

- Wang, X., Tian, X., Chen, X., Ren, L., & Geng, C. (2022). A review of end-of-life crystalline silicon solar photovoltaic panel recycling technology. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 248, 111976.
- Wang, J., Feng, Y., & He, Y. (2024). The research progress on recycling and resource utilization of waste crystalline silicon photovoltaic modules. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 270, 112804.
- Powell, E. R., (1947). Method and Apparatus for Fiberizing Molten Material, United States Patent. No. 2,428,810.
- Powell, E. R., (1950). Method and Apparatus for Fiberizing Molten Material, United States Patent. No. 2,520,169.
- Horie, E., (1986). Ceramic Fiber Insulation Theory and Practice, Energy Conservation Center, 4-6.
- Chen, T., and Huang, X. B., (2003). Effects of processing parameters and die design parameters on fiber diameter in melt blowing process. *Journal of Chemical Industry and Engineering*, 54(9), 1334-1337.
- Snyder, J. G., (1996). Fiber manufacturing spinner and fiberizer, United States Patent. No. 5,785,996A.
- Cusick, M. J. and Clocksin, K. A., (2001). Method of Making Long, Fine Diameter Glass Fibers and Products Made with Such Glass Fibers, United States Patent. No. 6,227,009 B1.
- Shelby, J. E., (2005). Introduction to Glass Science and Technology, 2nd Edition, Royal Society of Chemistry, Cambridge.

資源循環與再利用類

都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與 動態治理策略

林志高*、曾迪華**、黎德明***

摘 要

利用厭氧消化 (anaerobic Digestion, AD) 技術進行能源化轉化, 已成為都市廚餘回收體系之主流趨勢; 然而, 台灣都市廚餘普遍具備高鹽分 (NaCl) 之特徵, 對 AD 程序構成嚴峻的抑制風險。本文系統性地探討了鹽度對 AD 的抑制機制, 並指出產甲烷菌對鹽度的敏感度, 顯著高於產酸菌, 兩者間的「動力學不匹配」是造成系統酸化-甲烷化失穩的主因。透過整理多篇文獻數據, 發現傳統的抑制門檻 (inhibition threshold) 是固定的, 導致難以調控複雜的現場操作; 據此, 本文主張應建立基於系統基準線與微生物馴化歷程的「動態校正操作架構 (framework)」, 並提出一套以指標驅動的分層治理框架, 包含進料負荷調控、離子拮抗補償及程序優化修復策略。此外, 為提升跨研究數據的可用性, 本文進一步確立了「最小報告資訊集 (minimal reporting set, MRS)」規範; 本框架不僅為含鹽廚餘處理系統提供了具備韌性的管理路徑, 更透過確保程序穩定性, 實現生質能回收效益最大化與後端出料之資源化利用, 為都市廚餘能源化市場提供重要指引。

【關鍵字】厭氧消化 (anaerobic digestion)、鹽度抑制 (salinity inhibition)、動態操作窗 (dynamic operational window)、分層治理策略 (hierarchical governance strategy)、最小報告資訊集 (minimal reporting set, MRS)

- | | |
|------------------|--------|
| *國立陽明交通大學 | 榮譽退休教授 |
| *滄安研究社股份有限公司 | 社長 |
| **國立中央大學 | 榮譽教授 |
| ***利德邁環境科技股份有限公司 | 董事長 |

一、前言

利用厭氧消化 (anaerobic digestion, AD) 技術，處理高含水率與高生物可分解性之都市廚餘 (含家戶熟食與餐飲業廢棄物)，已成為達成有機質減量與生質甲烷回收的重要途徑 (Chew et al., 2021)。然而，AD 程序之能源回收效益，高度依賴反應器運行的穩定性；一旦系統內水解產酸速率與產甲烷速率失衡，總揮發性脂肪酸 (total volatile fatty acids, TVFA) 將迅速累積並消耗系統緩衝能力 (buffer capacity)，進而導致甲烷產率下降、遲滯期 (lag phase) 延長，甚至誘發系統酸化-甲烷化失穩 (Mei et al., 2025)。因此，如何將廚餘厭氧消化之風險因子轉化為具備可預警、可啟動且可介入特性之工程操作區間，往往是該技術由示範階段，邁向常態化穩定運行的關鍵。

在眾多反應系統配置中，中溫連續攪拌反應槽 (continuous stirred tank reactor, CSTR) 因技術成熟、操作相對穩定，且具有一定的基質稀釋與緩衝能力，不僅在環境生化工程理論中被視為處理高濃度有機廢棄物的典型模型 (Rittmann and McCarty, 2020)，亦是當前台灣推動都市廚餘能源化利用之主流工程選項 (行政院環境部資源循環署網頁)。因此，中溫厭氧消化 CSTR 兼具經濟性與操作韌性，亦為本文探討鹽度壓力對厭氧消化效能影響之程序基礎。

厭氧消化主要包含水解、產酸、產乙酸與產甲烷四個階段 (林志高等人 2024)，各階段微生物對環境壓力的耐受度不一，其中鹽度 (salinity, 以 NaCl 或 Na^+/Cl^- 表示) 具有兩項在工程實務上常被低估的特性。首先，廚餘之鹽分來源與烹飪調味高度相關，導致進料鹽度呈現顯著的批次波動與尖峰事件；其次，在 CSTR 系統中，鹽分可能因液相質量平衡 (mass balance) 而累積，使反應器內的實際曝露鹽度，逐步偏離初始進料濃度。若僅以平均進料濃度評估風險，極易低估慢性抑制對系統韌性下降的影響 (Qian et al., 2025)。

文獻普遍指出，高鹽條件下產甲烷程序通常較產酸程序更早受到抑制，形成「酸化仍可進行、產甲烷先受抑制」之非同步的失衡現象。以廚餘批次試驗為例，隨 NaCl 濃度升高，甲烷產率與最大產甲烷速率將下降、遲滯期增長，並伴隨 VFA 與乙醇累積，且在跨越特定濃度區間後，抑制程度會呈現指數型放大 (Anwar et al., 2016)。在高鹽系統研究

134 都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

中亦觀察到，即使 VFA 濃度與特定的 CO₂ 生成速率未同步大幅下降，甲烷產量仍可能顯著降低，顯示產甲烷功能對鹽度壓力 (salt stress) 更為敏感 (Wang et al., 2017)。因此，都市含鹽廚餘之厭氧消化，若僅以 pH 值作為安全指標，可能錯過早期失衡訊號；較可靠之作法應同時評估產甲烷表現與酸化緩衝狀態，並以穩定性指標 (如總揮發性脂肪酸與總鹼度 (total alkalinity, TA) 及其比值 TVFA/TA) 進行動態趨勢管理 (Li et al., 2021; Mei et al., 2025)。

據此，本文以中溫厭氧消化 CSTR 作為程序主體，提出一套都市含鹽廚餘治理之「動態校正操作架構」。該架構主張首先建立系統基準線 (baseline)，再以甲烷產出表現與 TVFA/TA 比之趨勢，依系統校正臨界值。此外，本文進一步整合進料調控、降低尖峰負荷、共消化調配、鉀離子 (K⁺) 緩衝、兩段式流程及介入策略工具箱 (toolbox of intervention strategies/mitigation toolbox，在高風險狀態下可啟動之措施組合) 等策略，進行分層配置，旨在提升台灣都市廚餘厭氧消化程序之可複製性與操作穩定性 (Mei et al., 2025)。

二、都市廚餘之鹽度特性與系統累積風險

都市廚餘含水率高且具生物可分解性，普遍被視為生質能轉化之優質基質；然而，在厭氧消化程序中 (如圖 1 系統示意圖)，鹽度已成為控制系統穩定性的核心限制因子。本文以都市廚餘經預處理槽混拌均質後進入中溫濕式 CSTR 之操作模式為主體，並建立「輸入端—槽體端—產出端」的監測架構：輸入端以鹽度快篩 (NaCl%或電導度 EC) 掌握進料波動；槽體端以 HRT 與 OLR 界定操作條件，並進行溫度與 pH 在線監測；產出端則以甲烷產量表現，以及消化液 TVFA、TA 與其比值 (TVFA/TA) 作為穩定性判讀依據。上述訊號匯入控制介面後，以趨勢判讀驅動操作調整；分區化操作決策邏輯、指標體系與策略配置分別詳見圖 3、表 3 與表 4。CSTR 程序雖透過機械攪拌強化了基質與微生物的接觸效率，但這種完全混合的動態特性，亦使系統對進料端的衝擊展現出高度的敏感性，尤需在鹽度尖峰與累積情境下建立可校正之操作窗與介入邏輯。在工程實務觀察中，都市廚餘的鹽度挑戰主要呈現兩個時間尺度的風險來源：

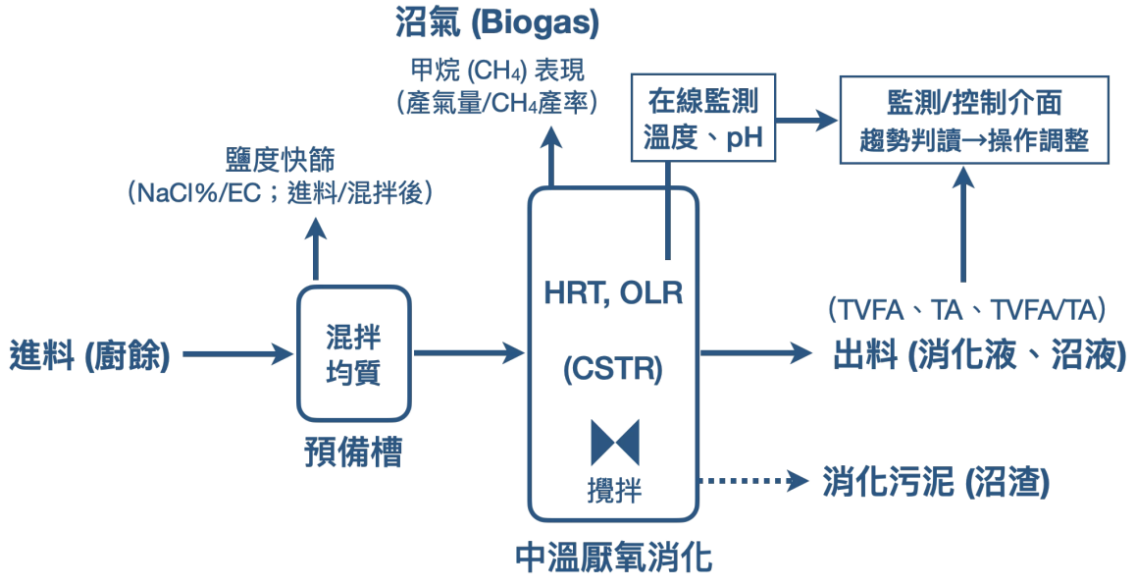


圖 1 都市廚餘厭氧消化 (CSTR) 處理系統示意圖與關鍵監測點

註：本研究繪製；概念依據參考：Mei et al., 2025；Qian et al., 2025；Li et al., 2021。

首先是進料基質鹽度濃度之高度變異。鹽分來源 (主要為 Na⁺ 與 Cl⁻) 深受餐飲習慣與烹飪方式影響，導致進料鹽度呈現劇烈的批次波動。以台灣為例 (如表 1 所示)，都市廚餘鹽度雖常態分布於 0.5% 至 2.5% 之間，但極端尖峰事件往往會使鹽度突破 3.0%。

表 1 台灣都市廚餘鹽度 (NaCl) 分布特性概要

指標	NaCl (%)	mg/L as NaCl
典型範圍	0.5–2.5	5,000–25,000
典型值	1.0–1.5	10,000–15,000
最大值	>3.0	>30,000
最小值	<0.5	<5,000
平均值	1.2–1.8	12,000–18,000

註：資料來源與彙整方式：本表主要參考 Meiet al., 2025 與 Qian et al., 2025，並依台灣都市廚餘（家戶熟廚餘與餐飲廚餘）之常見鹽度範圍彙整，用於本文工程背景與操作情境說明；數值為情境化整理，非直接引自任何單一國內或國外案例之量測結果。鹽度以 NaCl 計（%），並提供對應之 mg/L（以 NaCl 計）作為工程換算參考。

其次為反應器端的鹽度曝露風險。由於鹽離子具高度溶解性且不可生物降解，高鹽進料進入 CSTR 後會迅速全槽均質化。受限於水力停留時間 (hydraulic retention time, HRT) 的汰換速率，鹽離子將在槽內殘留數日至數週，產生具「滯後性 (time lag)」的曝露效應。這意味著單次高鹽脈衝將轉化為長期的微生物壓力；若系統缺乏有效的稀釋或排鹽機制 (如排泥量不足或側流水回流)，背景鹽度將隨時間累進，演變為系統性的慢性抑制風險。

本文以 NaCl (%) 定量廚餘之含鹽特性，作為進料品質指標；而在評估反應器(液相環境)內微生物之曝露風險時，則以鹽濃度 (g/L) 或電導度 (EC) 作為監測指標。據此，當討論槽內液相狀態時，宜透過現地校正 (local calibration) 建立 EC 與鹽度之對應關係，以提供即時的趨勢訊號，並避免因跨場址數據之盲目套用而導致工程誤判。

2.1 鹽度變異與質量平衡對程序韌性之挑戰

在工程應用面，CSTR 程序對高鹽衝擊的脆弱性與其水力動態密切相關。當高鹽廚餘批次進料時，鹽分會迅速擴散至全槽；雖其完全混合特性具備「瞬間稀釋」尖峰濃度的優勢，但也意味著微生物將同步暴露於均質後的鹽度負荷中。此類進料變異引發的脈衝事件 (如表 1 所示之極端值)，極易打破產酸與產甲烷程序間的動力學平衡。特別是在高有

機負荷率 (organic loading rate, OLR) 下，鹽度誘發的產甲烷代謝遲滯，將使前端產酸階段所產生的有機酸無法被及時轉化，導致揮發性脂肪酸失控堆積並使 pH 值驟降，進而大幅增加系統酸化的風險。

除了突發性的尖峰衝擊，由質量平衡導致的慢性累積亦是嚴峻挑戰。若系統缺乏有效的稀釋或排泥機制，鹽離子將隨運行時間逐步累積，導致反應器的環境韌性 (resilience) 緩步下降。當背景鹽度趨近抑制臨界點時，即便面對常態範圍內的鹽度波動，亦可能引發連鎖性的系統失穩 (Qian et al., 2025)。因此，如何透過監測關鍵工程指標，預判並緩解由累積效應與尖峰衝擊交織而成的失序反應，已成為含鹽廚餘厭氧處理的核心要務。

2.2 從監測指標看治理邏輯之轉型

在厭氧消化的實務操作情況下，鹽度的影響不應僅視為單一的化學參數，而需轉化為動態的「監測指標化」管理模式。廚餘厭氧消化程序面臨的三項核心工程挑戰，包含：甲烷產率的非線性衰減、程序失衡引發的酸化風險，以及環境韌性的持續下降 (Anwar et al., 2016; Li et al., 2021)。長期的高鹽暴露不僅直接抑制產甲烷效率，更會消耗系統的緩衝能力，使系統對其他環境波動 (如溫度或 OLR 變動) 的耐受性，顯著減弱 (Mei et al., 2025)。

針對上述挑戰，本文主張工程管理應由傳統的「固定門檻管理」轉向「校正化操作架構」。由於不同場站之種泥來源、廚餘組成及微生物馴化歷程 (acclimation history) 存在顯著差異，傳統文獻所提供的固定抑制常數 (inhibition constant) 在實務操作中往往精確度不足 (Feijoo et al., 1995)。因此，建立系統專屬的基準線，並配合動態監測指標進行即時校正，藉此動態調整 OLR 與進料策略，方能精準定義特定鹽度負荷下的操作窗，進而實踐更具韌性的系統調控 (Zhang et al., 2020; Mei et al., 2025)。

三、鹽度對厭氧消化之抑制機制

鹽度對厭氧消化程序的抑制並非由單一因子驅動，而是由滲透壓上升 (osmotic pressure)、離子強度 (ionic strength) 劇變與細胞代謝干擾交織而成的複合過程。從系統生

138 都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

物學角度觀察，此抑制路徑可歸納為細胞層級的應激反應 (stress response) 與微生物群落層級的族群動態演替 (population-level shifts) 兩大維度。

3.1 滲透壓衝擊與離子毒性之雙重機制

鹽度抑制的核心，源於細胞內外滲透壓差所誘發的滲透壓應激反應 (osmotic stress response)。當環境鹽濃度驟升時，微生物為避免細胞失水與胞漿分離 (plasmolysis)，必須額外消耗代謝能量以合成或自外界攝取相容性溶質 (compatible solutes)，以維持滲透平衡。此類維持需求會提高細胞的維持能耗 (maintenance energy demand)，使原本可投入生長與產甲烷代謝途徑的能量與還原當量被重新分配，進而降低產甲烷反應動力與甲烷生成效率，並增加系統酸化風險 (Mei et al., 2025)。

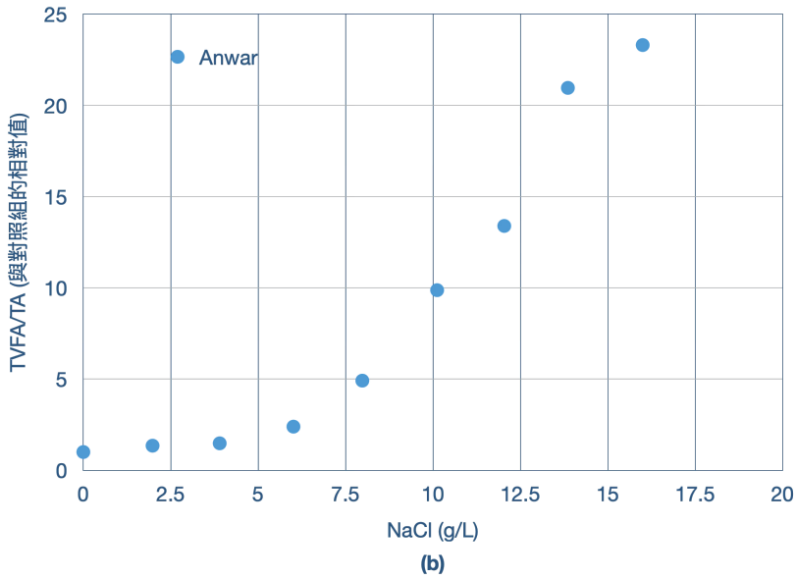
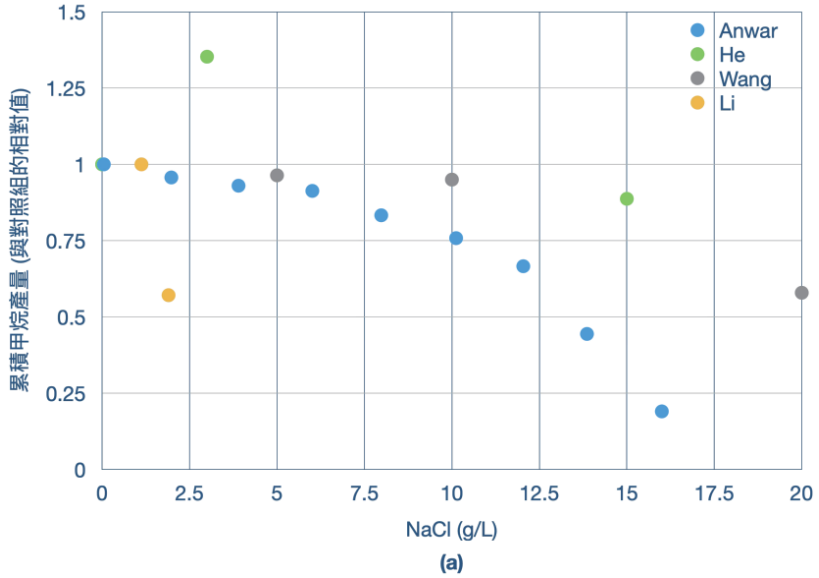
除了滲透壓壓力外，特定離子 (如 Na^+) 的累積，亦會產生直接的離子毒性。過高的鈉離子濃度會干擾細胞膜上的離子交換幫浦，進而影響酶的催化活性與輔酶的生理運作。研究指出，這種化學毒性對不同功能微生物的影響程度各異，是促使厭氧消化程序在遭遇鹽度波動時，發生程序失衡的根本原因 (Anwar et al., 2016; McCarty and McKinney, 1961)。

3.2 產甲烷菌與產酸菌的非同步抑制

在鹽度驟升所引發的滲透壓逆境下，微生物為維持滲透平衡必須付出更高的維持能耗，導致可投入能量與還原當量被重新分配，進而使甲烷化途徑的反應動力常較早受到影響 (Mei et al., 2025)。因此，高鹽操作模式下常出現「產甲烷與產酸反應非同步受抑」的失衡型態：甲烷化通常較早、較敏感地受到抑制，而酸化途徑仍可能持續推進，因而造成 TVFA 累積、TVFA/TA 上升，並伴隨甲烷產出表現轉弱。為避免以單一研究門檻過度外推，本文將代表性量化結果以對照組 (無鹽或初始鹽度) 歸一化為 1，呈現鹽度抑制效應的共同輪廓與可能轉折區位 (如圖 2 所示)。圖 2(a) 顯示 NaCl 增加時，相對甲烷產量呈下降趨勢；圖 2(b) 則以 TVFA/TA 作為酸化風險指標，呈現隨鹽度升高而上升的趨勢，反映系統穩定性惡化與失衡風險提高 (Anwar et al., 2016; Mei et al., 2025)。

基於此一「甲烷先降、比值上升」的組合訊號，後續章節將以表 3 所彙整之穩定性比值指標 (如 TVFA/TA、VOA/TIC、IA/PA) 作為共同判讀語言，並進一步說明如何以

本系統基準線校正臨界值，將鹽度波動轉譯為可執行的操作窗管理與分級介入邏輯 (Mei et al., 2025 ; Qian et al., 2025) 。



註：數據來源：資料取自 Anwar et al., 2016；概念整理參考 Mei et al., 2025。

圖 2 鹽度上升對甲烷表現與酸化風險指標之影響：代表性研究之標準化比較

3.3 抑制門檻之動態變異與因子交互作用

值得注意的是，鹽度抑制的臨界點並非恆定常數，其強度深受多重環境因子與系統操作條件的交互影響 (interactive effects)。首先，系統內部的離子組成會產生拮抗與補償效應。若系統中存在其他陽離子 (如 Ca^{2+} 或 Mg^{2+})，可能與 Na^+ 產生拮抗作用以減緩單一離子的毒性。特別是補充鉀離子 (K^+) 已被證實能作為優異的滲透壓調節劑，顯著提升微生物在高鹽環境下的代謝韌性 (McCarty and McKinney, 1961; Mei et al., 2025)。

其次，基質特性與環境歷程亦扮演關鍵角色。微生物群落的馴化經驗會重新定義其對鹽度的耐受區間；長期暴露於低鹽度波動下的系統，能透過篩選耐鹽菌株或應激蛋白之誘導性表達 (induced expression of stress proteins)，促使抑制門檻發生向右偏移 (right-shift) 現象 (Zhang et al., 2020)，意即系統對鹽度的耐受上限隨群落馴化而顯著提升。

最後，抑制程度與鹽度濃度間存在顯著的劑量反應關係 (dose-response relationship)。如表 2 所示，雖然不同研究報告的抑制門檻分布於 5 g/L 至 20 g/L NaCl 不等，但其共同特徵在於：一旦濃度跨越特定轉折點 (tipping point)，系統性能將呈現非線性的急劇下降 (Anwar et al., 2016)。

上述三項交互機制說明了為何單一的「固定門檻」不足以調控工程實務，進而確立了本文主張建立「動態校正操作架構」的必要性。

四、系統穩定性監測指標與預警門檻

在工程實務中，建立一套具備預警功能的監測體系，是防止含鹽廚餘厭氧消化程序發生不可逆酸化失穩的關鍵。由於含鹽廚餘系統需同時承受高有機負荷與高離子壓力之雙重挑戰，其監測邏輯必須兼顧效能表現與環境波動作出即時反應。

4.1 核心監測指標之篩選與工程意涵

針對指標的選用，本文根據文獻量化數據（詳見表 2，彙整自代表性研究之量化關係）提出層次化管理邏輯。首先，產量監測（一級指標）以比甲烷產率（specific methane production, SMP）與產氣速率為核心。雖然這是評估系統效能最直觀的指標，但在實務操作情境下，產氣量通常具有滯後期；當產氣量出現顯著下降時，微生物群落往往已處於嚴重受抑狀態，難以單純依靠操作調整，實現快速復原（Anwar et al., 2016; Wang et al., 2017）。

為了更早辨識風險，緩衝管理（二級指標）顯得更為關鍵。如前所述，總揮發性脂肪酸與總鹼度之比值（TVFA/TA）能比 pH 值，更靈敏地反映產酸與產甲烷程序間的動力學不匹配（Li et al., 2021）。根據表 2 彙整之數據顯示，當 TVFA/TA 比值跨越特定門檻（如 0.4-0.6，視系統特性而定）時，即預示系統已無緩衝能力，必須立即啟動對應之干預機制（Zhang et al., 2020）。

此外，環境參數監測（三級指標）則包含電導度（EC）或特定離子濃度的追蹤。這類指標有助於工程師預判因進料基質濃度變異，所引起的鹽度尖峰，並作為前饋控制（feed-forward control）的科學依據（Mei et al., 2025）。透過上述三個層次的指標交互驗證，方能構建具備韌性的預警機制。

表 2 含鹽廚餘/食物廢棄物厭氧消化之量化關係：代表性研究與可校正訊號彙

研究內容	鹽度範圍 (指標)	甲烷表現主要結果	穩定性/酸化訊號	工程可用之可校正訊號	文獻
廚餘；批次	0-16 g/L NaCl	0 g/L 鹽甲烷產率最高； <8 g/L 甲烷抑制率 <10%； >8 g/L 甲烷抑制率 17-80%	VFA/乙醇隨鹽度增加累積	>8 g/L 後抑制放大 + 中間產物累積，可作為轉折區參考	Anwar et al., 2016
不同食物廢棄物成分比較	不同鹽添加量 + 不同基質醱酵濃度	2 - 4 g/L 鹽添加常較佳； 高鹽×高基質醱酵濃度交互不利	顯示成分/濃度交互	適宜條件需連同基質濃度與成分校正，不可單用鹽度	Li et al., 2019
食物廢棄物；半連續	0.69-2.12 g/L (反應器鹽度)	0.98-1.27 g/L 較適宜； 1.36-1.61 g/L 開始抑制； 1.68-2.12 g/L 明顯抑制	VOA/TIC 0.24-0.58 顯示不穩定	連續系統宜以 VOA/TIC 趨勢 + 甲烷速率建立臨界值與退場條件	Li et al., 2021
高鹽條件下的影響	20 g/L NaCl	VFA 與 CO ₂ 生成速率近似對照，但 CH ₄ 下降 42.2%，特定 CH ₄ 速率下降 37.12%	甲烷化先受抑制之典型現象	pH 未必先崩潰，需以甲烷速率 + VFA 累積趨勢提前介入	Wang et al., 2017
食物廢棄物成分；批次	低鹽至高鹽 (NaCl)	3 g NaCl/L 時不同成分達最高；低鹽提升 9.69 - 31.24%； 15 g NaCl/L 抑制	成分差異顯著	台灣混合廚餘轉折點可能隨來源/季節位移，需動態校正	He et al., 2024
廚餘；階段馴化	1-16 g/L (階梯馴化 stepwise acclimation)	顯示可適應並改變變群落	需以指標界定恢復負荷時點	馴化可提升耐鹽耐受度，但可能降低反應動力並延長恢復時間，使可穩定運轉之操作窗收斂；宜以甲烷速率與 TVFA/TIC 趨勢管理介入與退場	Zhang et al., 2020
抑制/拮抗/適應	鈉鹽度與離子背景	顯示拮抗效應與適應差異	丙酸等利用可能成瓶頸	解釋不同系統轉折區位移，支持「校正化」而非固定門檻	Feijoo et al., 1995

註：VOA – volatile organic acids, TIC – total inorganic

4.2 建立「動態基準線」之必要性

由於厭氧消化的微生物群落會隨運行時間產生適應性與耐受性增強，若僅依固定預警門檻判讀，實際廠站操作上容易出現誤判。因此本文主張，工程管理應由「絕對值判讀」，轉向以系統穩定運行期所建立的「動態基準線」資料，並以監測值相對於基準線的偏移趨勢作為早期預警依據。當監測數據偏離基準線的標準差達到特定程度時，即便該絕對數值尚未達到傳統文獻所述之抑制常數（如表 2 所示之高值），亦應視為系統失穩的早期預警訊號 (Feijoo et al., 1995; Mei et al., 2025)。這種基於趨勢 (trend-based) 的操作邏輯，不僅能更精準地貼合都市廚餘高變異性的特徵，亦較能反映微生物群落在鹽度逆境下的功能性變化與壓力累積，進而強化「動態校正操作架構」的判斷準確性 (Zhang et al., 2020)。

在實務應用上，觸發點宜依各場站的操作條件與歷史表現進行校正，並可與圖 3 的分區化決策邏輯串接：輸入端可先以進料鹽度 (NaCl% 或 EC) 作為快篩；一旦進入警戒區，則以甲烷表現與穩定性比值指標 (TVFA/TA 或 VOA/TIC) 的趨勢作為分級處置依據 (不同分區之策略與監測重點分別見表 3 與表 4)，使介入行動能在絕對值尚未達到高風險門檻前即提前啟動，以減緩失穩擴大並提升操作韌性。

表 3 鹽度緩解策略之風險分區適用性與工程代價彙整 (本文整理)

治理層次	核心策略	適用區間 (圖3)	預期收益	主要工程代價/風險
預防層	負荷調控/共消化	正常至警戒區	降低初始衝擊	降低處理通量/基質供應限制
調控層	K ⁺ 補償/添加劑	警戒至抑制區	提升微生物韌性	藥劑成本增加/潛在二次污染
修復層	兩段式 切換/稀釋	抑制至崩潰區	強制恢復平衡	廢水體積劇增/系統停機風險

表 4 含鹽廚餘處理研究之最小報告資訊集 (MRS) 建議清單 (本文整理)

範疇	關鍵參數	對工程決策之價值
進料特性	鹽度變異係數、Na ⁺ /K ⁺ 比	預判離子毒性與拮抗潛力
操作參數	OLR、HRT、馴化時間	定義微生物對鹽度的適應極限
穩定性指標	TVFA/TA 趨勢、甲烷產率	建立早期預警與介入之門檻校正

註1：彙整方式：本表為本文依「動態操作窗校正」所需之最低必要報導項目整理，用以提升跨研究/跨場站資料可比性與臨界值校正可追溯性。

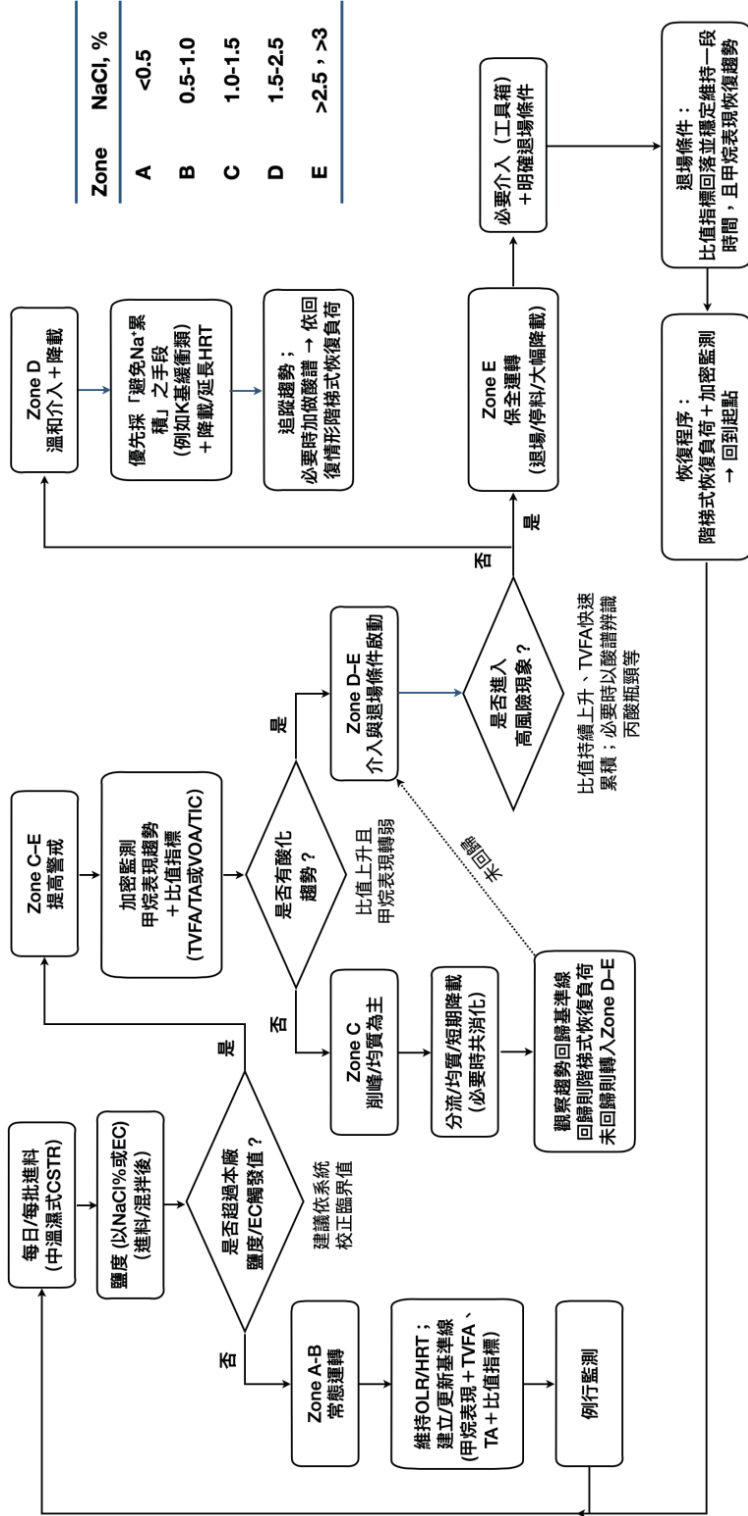
註2：主要參考文獻：Mei et al., 2025；Qian et al., 2025（鹽度效應/機制/緩解策略之綜整）；Zhang et al., 2020（階梯馴化與連續系統回應）；Feijoo et al., 1995（抑制、拮抗與適應現象）。

五、含鹽廚餘之工程治理框架與資料呈現規範

針對都市廚餘鹽度高度波動且具累積風險之特性，本文提出一套以「指標驅動 (indicator-driven)」為核心的分層治理框架，並輔以標準化資料呈現規範，以期強化廚餘厭氧消化程序之環境韌性。

5.1 分層治理策略：從負荷調控到系統修復

在含鹽都市廚餘的中溫濕式 CSTR 操作模式下，本研究採「快篩—趨勢判讀—分級處置」的分區化治理邏輯：首先以進料鹽度 (NaCl%或電導度 EC) 作為輸入端快篩，並以「建議依系統校正臨界值」建立警戒觸發；當鹽度/EC 顯示進入警戒時，進一步以甲烷表現與穩定性比值指標 (如 TVFA/TA 或 VOA/TIC) 之趨勢進行狀態判讀，決定分級處置與退場/恢復節奏。依此邏輯，Zone A–B 以常態運轉與基準線管理為主；Zone C 著重於降低尖峰負荷 (削峰)、均質與短期降載，以避免系統落入「甲烷化先受抑—TVFA 累積」的失衡路徑；而當進入 Zone D–E，則需啟動介入與退場條件，必要時以揮發性脂肪酸組成分析 (酸譜) 辨識丙酸瓶頸等高風險現象，以提高介入措施與恢復程序的針對性。各緩解策略之分區適用性與工程代價比較彙整於表 3；各分區之監測指標建議彙整於表 4。



註：本研究繪製；判讀邏輯與指標/介入依據參考：Anwar et al., 2016；Mei et al., 2025；Qian et al., 2025；Wang et al., 2023

圖 3 風險分區驅動之厭氧消化操作決策樹

146 都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

首先為第一層：進料分級與負荷調控（預防衝擊）。治理的首要步驟在於阻斷極端鹽度衝擊 (salinity shock)。具體方式包含引進低鹽基質進行稀釋或共消化 (co-digestion)，藉此降低進入反應器的總體鹽度負荷 (Zhang et al., 2020)。當預警指標顯示系統進入「警戒區」時，操作人員應主動調降有機負荷率，以減緩產酸壓力並為產甲烷菌爭取代謝恢復與應激調節的空間 (Li et al., 2021)。

其次為第二層：緩衝補償與離子調節（增強韌性）。針對已進入系統的鹽分，可利用離子拮抗機制補充 K^+ 以緩解 Na^+ 毒性，這在提升厭氧消化 CSTR 的環境韌性上具備高度實務價值 (Mei et al., 2025)。此外，導入生物炭 (biochar) 或顆粒活性炭 (granular activated carbon, GAC) 旨在建立直接種間電子傳遞 (direct interspecies electron transfer, DIET) 路徑，藉此補償因鹽抑制而受損的產甲烷動力學 (Wang et al., 2017；林志高等人，2024)。

最後為第三層：程序優化與系統修復（強制恢復）。面對極高鹽度挑戰時，可採行兩段式程序設計，利用前置產酸槽作為緩衝空間，減少鹽度波動對後端產甲烷菌的直接衝擊。若系統已出現顯著酸化跡象，則應參考監測趨勢，即時啟動回流或大量稀釋程序進行系統修復。

如表 3 所示，工程決策必須在「穩定效果」與「操作成本」間取得動態平衡。例如，高比例稀釋雖能迅速降低鹽度，卻會縮短水力停留時間並增加後續廢水處置負擔。整體而言，透過上述分層策略之配置，可降低系統因鹽度衝擊而失穩的風險，並提升長期運轉穩定度。穩定運行亦有助於後端出料之資源化管理（如沼液肥分利用與沼渣有機質回收），進而降低操作波動帶來的二次環境負荷，提升整體資源循環效益。

5.2 提升實際應用可行性：最小報告資訊集 (MRS) 之提出

為支持「動態校正」之判讀精準度，本研究進一步提出「最小報告資訊集 (minimal reporting set, MRS)」。過去文獻 (如表 2) 常因缺乏背景參數導致數據難以橫向對比，建立 MRS 將有助於縮短實驗室研究與實際工程間的認知差距。本文所提 MRS 係作為跨研究與跨場站比較之建議性最低資訊要求，以提升資料可比性與操作判讀的一致性。未來相關研究與工程報告應至少包含以下三大範疇之資訊：

在基質與環境背景方面，除了總鹽度 (NaCl%) 外，應包含 Na^+/K^+ 比值與基質的電導度 (EC)，這有助於評估離子拮抗效應及其對滲透壓的實際貢獻 (Mei et al., 2025)。在系統歷史與狀態方面，應清楚紀錄種泥從何而來以及系統過去是否經歷漸進式馴化 (例如逐步拉高進料鹽度，或在一定鹽度下持續運轉至穩定，並說明其時間長度與鹽度區間)；因鹽度耐受上限常與此類操作經驗高度相關，若缺乏這些資訊，後續以趨勢建立動態基準線時，基準期的代表性與可比性將難以確認。最後在動力學指標方面，除了甲烷產率外，應完整紀錄 VFA 累積速率與總鹼度 (total alkalinity, TA) 之動態比值，而非僅提供單一點位的終點數據 (Zhang et al., 2020)。

引入 MRS 的目的並非增加資料彙整負擔，而是透過標準化的資料呈現，建立跨場址的操作經驗資料庫。如表 4 (MRS 建議清單) 所示，當這些參數被完整紀錄時，工程師能更精準地識別特定 CSTR 系統在面對鹽度衝擊時的「轉折點 (tipping point)」，進而實踐本文主張之校正化操作管理 (calibrated operational management)。

至於觸發點的設定，建議以場站過去穩定運轉時的監測資料作為基準，並依目前操作狀況滾動調整，同時可與圖 3 的分區化決策邏輯連動，以利在不同風險階段採取相應介入策略，提升含鹽廚餘厭氧消化之操作可控性與穩定性。

六、結論與未來展望

6.1 結論

本文系統性地探討了厭氧消化程序在處理含鹽都市廚餘時的工程挑戰、抑制機制與治理對策。針對台灣廚餘鹽度高變異且易累積之特性，本研究得出含鹽廚餘的治理不應僅視為單一的物理稀釋問題，而是一場基於監測指標驅動的動態校準過程。首先，在抑制機制方面，鹽度對產甲烷菌的敏感度遠高於產酸菌，兩者間的動力學不匹配是導致系統酸化與失穩的主因。因此，單一的鹽度測值不足以反映真實風險，應以 TVFA/TA 比值之趨勢作為核心預警訊號。

其次，關於操作管理的思維應由「固定門檻」轉向「動態校正」。文獻中給出的固定抑制常數在實務現場往往失準，本研究主張應結合系統基準線與微生物的馴化歷程，建

148 都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

立具備自我校正能力的動態操作窗，以精準定義特定程序的安全邊際。此外，面對鹽度波動之應變，應採行由負荷調控、離子拮抗補償及程序修復所構成的分層治理策略，方能有效在操作穩定性與成本間取得平衡。最後，透過本文提出之最小報告資訊集 (MRS)，可強化研究數據的可用性。未來若能落實背景離子、馴化過程與動力學指標的完整報導，將有助於建立跨場站的操作數據庫，大幅提升台灣廚餘厭氧程序之操作穩定性；最終實現廚餘全資源化與生質能源最大化。

6.2 未來研究展望與挑戰

儘管本文建立了一套初步的治理框架，但在含鹽都市廚餘厭氧消化的領域中，仍有幾項關鍵課題值得深入探討。首先是微生物適應性動力學之量化。目前對於馴化歷程如何改變抑制門檻仍多屬定性描述，未來研究應嘗試建立能預測微生物耐鹽極限隨時間位移的動力學模型，以強化數位孿生 (digital twin) 系統在廚餘發電廠的預測能力。其次，應探究導電材料與離子調節之協同效應，釐清鉀離子與導電介質併用時是否存在加成作用，以提供更具成本效益的添加策略。

再者，長期運行下的鹽分累積規律亦需更多關注。都市廚餘鹽分除 NaCl 外，尚可能包含脂肪酸鹽等多樣形態；在長期運轉下，其於系統內之分配/累積規律，以及對沼液/沼渣資源化利用與去化限制之影響，仍需更多場域案例與長期監測資料支撐，並將其列為後續研究之優先補強議題。最後，隨著資訊技術的發展，智慧監測與人工智慧預警將是必然趨勢。結合本文提出的 MRS 資訊集，未來可導入機器學習演算法，訓練能自動識別酸化前兆的預警模型，從而實現完全自動化的校正化操作，進而有效釋放都市廚餘之生質能潛力，達成循環經濟之長遠目標。

參考文獻

- 林志高、侯嘉洪、莊順興、黃良銘、黎德明 (2024) 厭氧處理驅動污水能源化。工業污染防治，第 162 期，13-34。
- 環境部資源循環署網頁－廚餘多元再利用 <https://www.ema.gov.tw/affairs/general-waste/food-waste/301.html>

- Anwar, N., Wang, W., Zhang, J., Li, Y., Chen, C., Liu, G., & Zhang, R. (2016) Effect of sodium salt on anaerobic digestion of kitchen waste. *Water Science & Technology*, 73(8):1865-1871.
- Chew, K.R., Leong, H.Y., Khoo, K.S., Vo, D.N., Anjum, H., Chang, C.-K., & Show, P.L. (2021) Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19:2921-2939.
- Feijoo, G., Soto, M., Méndez, R., & Lema, J.M. (1995) Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: antagonism and adaptation phenomena. *Enzyme and Microbial Technology*, 17:180-188.
- He, X., Deng, C., Li, P., Yu, W., Chen, H., Lin, R., Shen, D., & Baroutian, S. (2024) The impact of salinity on biomethane production and microbial community in the anaerobic digestion of food waste components. *Energy*, 294:130736.
- Li, X., Huang, J., Liu, Y., Huang, T., Maurer, C., & Kranert, M. (2019) Effects of salt on anaerobic digestion of food waste with different component characteristics and fermentation concentrations. *Energies*, 12:3571.
- Li, X.F., Hu, T.N., Huang, J.J., Liu, Y.Y., Peng, D.P., Wu, Z., & Huang, T. (2021) Study of salt effect on semi-continuous anaerobic digestion of food waste with modified first-order model. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 701:012032.
- McCarty, P.L., & McKinney, R.E. (1961) Salt toxicity in anaerobic digestion. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 33(4):399-415.
- Mei, W., Li, L., Zhao, Q., Li, X., Wang, Z., Gao, Q., Wei, L., Wang, K., & Jiang, J. (2025) A critical review of effects, action mechanisms and mitigation strategies of salinity in anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 208:115095.
- Qian, C., He, S., Li, X., Wu, S., Wang, D., & Yang, C. (2025) Effects of salinity on anaerobic digestion: performance, microbial physiology, and community dynamics. *Bioresource Technology*, 431:132619.
- Rittmann, B.E., McCarty, P. L. (2020) Chapter 9 Reactor characteristics and kinetics. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. 2nd Edition, McGraw-Hill, New

150 都市廚餘鹽度效應對厭氧消化之影響與動態治理策略

York.

Wang, S., Hou, X., & Su, H. (2017) Exploration of the relationship between biogas production and microbial community under high salinity conditions. *Scientific Reports*, 7:1149.

Zhang, J., Zhang, R., He, Q., Ji, B., Wang, H., & Yang, K. (2020) Adaptation to salinity: response of biogas production and microbial communities in anaerobic digestion of kitchen waste to salinity stress. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 130(2):1

《工業污染防治》刊物：熱烈徵稿中！

鼓勵產、官、學、研各界踴躍投稿，分享工業污染防治技術及管理實務

本刊特色

●國內歷史最悠久的環保期刊

自民國71年發刊，已發行164期
累計逾1,894篇專業論著
並由國家圖書館永久保存



●專業技師可取得積分

投稿經刊載後，專業技師
可獲得60分積分



徵稿範疇與方向

●水處理與資源再利用

節水及廢水回收再利用
再生水系統化
廢水及重金屬處理技術

●土壤處理與綠色永續化學

土壤與地下水整治及調查技術
綠色永續韌性整治
毒性化學物質管理

●空氣污染與噪音

空污防制及案例
減碳議題

●資源循環與再利用

資源循環及
減碳行動

●環境管理規劃

再生能源發展與應用
永續發展策略
生命週期評估



投稿辦法



●電子郵件輕鬆投稿

準備稿件及著作財產權讓與同意書
寄至刊物編輯組



聯絡窗口



陳小姐
(02)7704-5156
watch8630@ftis.org.tw



鄭小姐
(02)7704-5177
jjaxiu0206@ftis.org.tw



經濟部產業發展署
Industrial Development Administration
Ministry of Economic Affairs

經濟部產業發展署 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 114 年已發行164期，專業論著已逾 1,894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. 本刊闢有下列類型領域，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
 - (2) 水處理與資源再利用
 - (3) 資源循環與再利用
 - (4) 土壤處理與綠色永續化學
 - (5) 環境管理規劃
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:watch8630@ftis.org.tw；或透過計畫網站線上投稿 <https://proj.ftis.org.tw/oss/index.html#/>
6. 詢問本刊相關事宜，請電(02)2784-4188轉5156「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 4.9cm、下界 4.9cm、左界 3.7cm、右界 3.7cm；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、→(一)→1→(1) →A→a，依序類推為原則。
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、°C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，p3-9。

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.

