農業工程學報 | 第 70 卷 – 第 4 期 |
中華民國 113 年 12 月出版

3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料於高級氧化有機廢水處理之研究

STUDY ON 3D PRINTED POROUS SLAG CEMENT CATALYST MATERIALS FOR ADVANCED OXIDATION OF ORGANIC WASTEWATER

東海大學
化學工程與材料工程學系
助理教授
李 冠 廷*
Kuan-Ting Lee

國立成功大學
航空太空工程學系
特聘教授
陳 維 新
Wei-Hsin Chen

東海大學
化學工程與材料工程學系
專題生
徐 偉 豪
Wei-Hao Hsu

東海大學
化學工程與材料工程學系
專題生
蔡 沅 劭
Yuan-Shao Cai

東海大學
化學工程與材料工程學系
專題生
侯 芊 亦
Qian-Yi Hou

東海大學
化學工程與材料工程學系
專題生
許 庭 榕
Ting-Jung Hsu

摘　要

我國畜牧業每年產生大量有機廢水，傳統多以三段式廢水處理，減少其內有機成分。本研究成功研製抗壓強度達 325 kPa 之 3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料，透過非均相類芬頓高級氧化處理技術，以有效分解有機廢水，並且處理過程中完全無汙泥產生。異質均混技術用於均勻混合菱角殼生物炭、爐石和水泥粉末。菱角殼生物炭是作為多孔爐石水泥觸媒材料的造孔劑。將 1.23%的菱角殼生物炭混入爐石水泥觸媒材料中，經過 400 °C 熱化學燃燒處理，可最大程度地形成多孔結構。本研究將含有約 140 mg · g^{-1} 鐵元素含量之轉爐石作為非均相類芬頓高級氧化系統之觸媒材料，使用 2.08×10^{-3} M 雙氧水作為氧化劑，1.5 ppm 甲基藍水溶液作為模擬有機廢水。在常溫常壓下，將尺寸為 4 cm (直徑) × 2.5 cm (高度) 的多孔爐石水泥觸媒材料浸泡在含有雙氧水的甲基藍水溶液中。計算其分解甲基藍的最高表觀一階分解反應速率常數 (K_{app}) 為 0.03 min^{-1}。這一速率常數是造孔前爐石水泥材料的 7.5 倍，更是純水泥的 15 倍。多孔爐石水泥觸媒材料之假比重經分析為 0.8 g · ml^{-1}。本研究整合異質均混技術、造孔技術、高級氧化技術，完成高效且無汙泥有機廢水處理程序，展現廢棄物再利用、循環經濟及環境永續之成果。

關鍵詞：轉爐石、生物炭、水泥、3D 列印、高級氧化、類芬頓。

* 東海大學化學工程與材料工程學系助理教授
407224 台中市西屯區臺灣大道四段 1727 號 · ktlee@thu.edu.tw

JOURNAL OF TAIWAN AGRICULTURAL ENGINEERING
VOL. 70, NO. 4, DECEMBER 2024
DOI - 10.29974/JTAE.202412_70(4).0004

STUDY ON 3D PRINTED POROUS SLAG CEMENT CATALYST MATERIALS FOR ADVANCED OXIDATION OF ORGANIC WASTEWATER

Kuan-Ting Lee*
Department of Chemical and Materials Engineering, Tunghai University

Wei-Hsin Chen
Department of Hydraulic and Ocean Engineering, National Cheng Kung University

Wei-Hao Hsu
Department of Chemical and Materials Engineering, Tunghai University

Yuan-Shao Cai
Department of Chemical and Materials Engineering, Tunghai University

Qian-Yi Hou
Department of Chemical and Materials Engineering, Tunghai University

Ting-Jung Hsu
Department of Chemical and Materials Engineering, Tunghai University

ABSTRACT

The livestock industry in Taiwan generates a significant amount of organic wastewater annually. Traditionally, this wastewater has been treated using a three-stage process to reduce its organic content. In this study, we successfully developed a 3D-printed porous slag cement catalyst material with a compressive strength of 325 kPa. This material effectively decomposes organic wastewater through a heterogeneous Fenton-like advanced oxidation process, with no sludge generation during treatment. The chestnut shell biochar is a pore-forming agent for the porous slag cement catalyst material. The converter slag containing approximately 140 $mg \cdot g^{-1}$ of iron serves as the catalyst material for the heterogeneous Fenton-like advanced oxidation system. Hydrogen peroxide (2.08×10^{-3} M) is used as the oxidant, and a 1.5 ppm methylene blue aqueous solution serves as the simulated organic wastewater. The highest apparent first-order decomposition reaction rate constant (K_{app}) is calculated to be 0.03 min^{-1}. This is 7.5 times higher than that of the non-porous slag cement material and 15 times higher than that of pure cement. The bulk density of the porous slag cement catalyst material is analyzed to be 0.8 $g \cdot ml^{-1}$. This study demonstrates the potential for waste reuse, circular economy, and environmental sustainability.

Keywords: Converter slag, Biochar, Cement, 3D printing, Advanced oxidation process, Fenton-like reaction.

Lee, K.T.*, Chen, W.H., Hsu, W.H., Cai, Y.S., Hou, Q.Y., & Hsu, T.J. (2024). “Study on 3D Printed Porous Slag Cement Catalyst Materials for Advanced Oxidation of Organic Wastewater.” *Journal of Taiwan Agricultural Engineering,* 70(4), 43-52. https://doi.org/10.29974/JTAE.202412_70(4).0004

一、介紹

水對於人類的生存、環境和經濟層面至關重要[1-6]。在生存層面，水佔人體體重的 60%，是細胞內外環境的重要溶劑，參與多種生化反應。此外，水在調節體溫、排除代謝廢物、運輸養分和氧氣等方面也具有關鍵作用。水在維持生態系統平衡上也起到了巨大的作用，無論是動物、植物還是微生物，都依賴水來維持生命週期中的各種生理活動[3, 4]。在環境層面，水在地球上的循環過程中調節氣候，並具有吸收和儲存二氧化碳的能力，對減緩全球暖化影響十分重要[7]。在經濟層面，農業灌溉、工業生產和能源發電都高度依賴穩定的水供應，尤其是農業方面，佔總用水量的 80%以上[8]。然而，隨著世界人口過剩和工業快速發展，水資源匱乏已成為全球關注的問題[9]。根據 Vasileios A. Tzanakakis 等人的統計[3]，目前全球約 20 億人生活在缺水嚴重地區，10 億人無法取得乾淨安全的飲用水。此外，根據聯合國 2021 年世界水資源開發報告，每年約有 85.9 萬人死於不安全飲用水。如果水資源匱乏問題持續下去，將對人類健康和經濟造成重大損失[1, 10]。因此更有效率地運用水資源是迫切且必須的，特別式廢水處理與回收再利用[11, 12]。

根據聯合國環境署資料，全球每天產生超過 3,000 萬立方公尺廢水[13]。若這些廢水能成功回收再利用成具經濟價值的水資源，將可供給超過 3,000 萬戶家庭使用。廢水一般可分無機廢水和有機廢水，其中無機廢水是指水體中的汙染物主要是無機物。目前無機廢水的處理主要利用吸附、離子交換或過濾等物理方式處理。有機廢水則是指水體中主要汙染物是由碳、氫、氧所構成之有機物。目前有機廢水的處理方法除了少數使用物理性吸附或過濾之外，其他主要都是利用光、電或熱化學來進行有機物氧化分解[14]。

高級氧化技術 (Advanced Oxidation Processes, AOPs) 則是涵蓋光、電、熱化學類型，但不僅限於這些類別。高級氧化技術是一種利用強氧化劑產生如如羥基自由基之高活性自由基，以有效分解有機污染物的技術[9, 15]。於 AOP 系統中，依催化劑種類可分為均相和非均相兩類[16-18]。均相 AOP 系統是透過氧化劑 (如過氧化氫、高錳酸鉀、臭氧、二氧化氯等) 與催化劑 (如亞鐵離子、銅離子、錳離子等) 之間的化學反應來產生活性自由基。非均相 AOP 系統則是透過氧化劑與固體催化劑 (或稱觸媒) 之間的催化反應來產生活性自由基[19]。

芬頓反應是均相 AOP 系統的典型例子，藉亞鐵離子和過氧化氫反應生成羥基自由基。均相 AOP 系統和非均相 AOP 系統的最大區別在於催化劑的形式，也因此非均相 AO 系統 P 被稱為類芬頓反應[17]。芬頓反應相比傳統水處理方法具更高效率和低能耗，但仍存在一些局限性。例如需在嚴格 pH 值範圍內 (pH 值 2-4) 進行，才能保持最大羥基自由基之產率[20, 21]，並且會產生大量的鐵污泥[22]。鐵污泥處理成本高昂且處理不當會嚴重二次污染。為了尋找可取代芬頓反應且無汙泥產生之高級氧化技術，致使近年類芬頓反應受到高度關注，特別是在無汙泥產生這個優勢[23]。非均相 AOP 類芬頓反應系統若要技術產業化，必須解決兩個關鍵問題。首先，需要降低觸媒的生產成本。其次，必須解決水體處理後固液分離困難的問題[24]。近年來有許多研究，嘗試將觸媒附載在載體表面，以提高固液分離能力[25]。研究結果顯示，此類方式易使已附載之觸媒在重復使用時脫落，進而降低觸媒使用壽命[26]。水泥是一種由碳酸鈣、二氧化矽、氧化鋁等成分所組成的建築材料[27]。水泥具有高強度、耐久性和可塑性等優點[27]。若將觸媒材料於水泥硬化的過程，原位固定化在結構中，預期將可有效降低觸媒脫附，重點是水泥是一種吸水性材料，水分子很容易進入結構中，可提高水體中氧化劑與觸媒材料接觸的機會。

轉爐石是鋼鐵冶煉過程中的固體廢棄物[28]。當鐵水、副原料及廢鋼加入轉爐後，經過氧吹煉產出鋼液及熱熔渣，冷卻後形成的固體即為轉爐石[28]。轉爐石的成分包括鐵、矽、鈣等[29]。轉爐石具有高耐磨性和高硬度特性[30]。目前轉爐石的處理包含掩埋或作為建築的複合材料[31]。由於轉爐石中含有豐富鐵元素，因此有機會可作為非均相 AOP 類芬頓反應系統之觸媒使用。

菱角殼是一種農業廢棄物，其主要由半纖維素、纖維素、木質素、灰分及其他有機化合物所組成[32]。目前全球已有許多企業將其回收再利用，經熱解碳化製成生物炭並應用至能源、環境與儲碳應用領域[33]，這也表示生物炭製造產業供應鏈已逐年趨向成熟。生物炭是一種碳中和的富碳材料，在有氧的環境環境下燃燒會釋放大量熱能，可作為固態生質燃料[34]。生物炭經改質造孔可應用至空氣汙染或水汙染領域[35, 36]。生物炭亦可與高分子或水泥材料混合成複合材料[37]。

本研究旨在將高碳含量的菱角殼生物炭混入爐石水泥粉末中，通過熱化學氧化燃燒將生物炭燒掉，從而釋放出原本由生物炭於水泥結構所佔據的空間，進而形成多孔性爐石水泥觸媒材料。此外，本研究將與國內企業合作，利用 3D 列印技術，根據實際

JOURNAL OF TAIWAN AGRICULTURAL ENGINEERING
VOL. 70, NO. 4, DECEMBER 2024
DOI - 10.29974/JTAE.202412_70(4).0004

形狀和大小的需求，將所發展的多孔性爐石水泥觸媒材料印製出來。這些材料利用爐石中豐富的鐵氧化物，催化分解氧化劑以產生活性自由基，從而分解水體中的有機分子。這種高效能、無汙泥且易於固液分離的非均相 AOP 類芬頓反應系統，旨在實現循環經濟、廢棄物再利用和廢棄物減量的理想目標。

二、實驗方法

2.1 材料性質

本研究使用轉爐石作為觸媒材料。所有爐石均經 Tyler 35 目數篩網 (Kuang Yang, Bunsekifurui) 過篩，35 目數篩網的孔徑約 425 μm，以確保爐石的粒徑均勻性。選用台泥公司製造之水泥作為觸媒載體材料。菱角殼生物炭取自台南官田農會，所購之生物炭是在 800 °C 以上高溫炭化而成，pH 值介在 9 到 10 之間，比表面積約 600 $m^2 \cdot g^{-1}$。本研究使用 1.5 ppm 濃度之甲基藍水溶液做為模擬染整廢水。雙氧水 (長春石化；35%) 做為氧化劑使用，pH 值經分析落在 3 到 4 之間。爐石水泥材料製作方式是先混合適量水泥和爐石比例粉末，再加入適量自來水攪拌均勻，再倒入模具等待 24 小時，待完全硬化後脫模，置入 105 °C 烘箱乾燥 24 小時，以備後續分析。多孔爐石水泥材料製作方式則是在水泥和爐石混合階段，同時加入適量菱角殼生物炭粉末攪拌均勻，再加入適量自來水攪拌均勻，再倒入模具等待 24 小時，待完全硬化後脫模，置入 105 °C 烘箱乾燥 24 小時，再使用 400 °C 將生物炭燒掉，以製備多孔爐石水泥觸媒材料。

2.2 儀器分析

紫外光-可見光分光光譜儀 (HITACHI, U-1800) 用於量測甲基藍水溶液在 600 nm 特徵峰處的吸光強度，以分析甲基藍濃度。透過配置不同甲基藍水溶液濃度與所對應之光譜吸光度來建立檢量線。每組實驗均測試兩次，以求得兩次量測的平均值，並使其誤差小於 3%。掃描式電子顯微鏡 (HITACHI, SU-5000) 用於量測樣品之表面形貌。pH 計 (SUNTEX, SP-2300) 用於分析樣品之 pH 值。五位數精密分析天平 (OHAUS, Discovery) 用於測量樣品之含水率含假比重。ICP-OES (TELEDYNE, Prodigy7) 用於分析爐石之元素成分，並參考 NIEA M104.02C 法規標準進行。萬能拉力試驗機 (CMDS-05) 用於分析樣品之機械性質。

三、結果與討論

3.1 材料性質

表 1 分別顯示不同材料之碳含量、含水率與假比重結果。菱角殼之碳含量經分析約為 40.68 wt%，經 800 °C 熱解碳化後，移除分子結構中大部分的氧與氫元素[38]，致使菱角殼生物炭之碳含量增加至近 83 wt%。在常溫常壓下，環境濕度約 50～60%，經檢測碳化後菱角殼的含水率約為 45 wt%，這是碳化前的三倍。這一增加歸因於生質物在熱解過程中產生的微孔結構所貢獻的結果[39]。轉爐石和水泥粉的含水率均小於 5 wt%，而多孔爐石水泥之含水率經檢測得 25 wt%。這是因水泥中之菱角殼生物炭經氧化燃燒後所留下的微孔所致，這與表 1 之假比重數據相呼應。根據過去文獻指出，假比重與孔洞體積成反比關係[40]。假比重是指已知材料重量與已知填充體積的比值[41]。單位質量的材料孔洞體積越大，其假比重越小。

圖 1 為轉爐石之 ICP-OES 元素分布圖，結果顯示

表 1 菱角殼、菱角殼生物炭、轉爐石、水泥與多孔爐石水泥之性質分析

材料	菱角殼	菱角殼生物炭	轉爐石	水泥粉	多孔爐石水泥
碳含量 (wt%)	40.68	82.78	-	-	-
含水率 (wt%)	15	45	2	3	25
假比重 ($g \cdot ml^{-1}$)	0.6	0.3	1.4	1.3	0.8

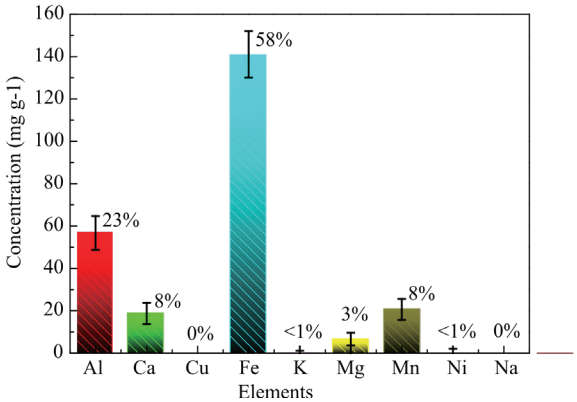

圖 1 爐石之元素分析

轉爐石含有高達 140 mg · g^{-1} 之鐵元素，其次依序為 58 mg · g^{-1} 之鋁元素、20 mg · g^{-1} 之錳元素、18 mg · g^{-1} 之鈣元素等。鐵元素是非均相類芬頓高級氧化技術中常用之觸媒元素。

過去數十年已發表許多關於類芬頓高級氧化觸媒之國際文獻，這也表示類芬頓技術已相當成熟[42]。然而，為何這類觸媒仍尚未被商業化。其主要原因之一是高昂的製造成本，此外，處理後有效的固液分離問題更是一大挑戰[43]。觸媒載體化被認為是解決非均相類芬頓高級氧化固液分離問題的解方[44]。圖 2 是含有 0 wt%至 90 wt%爐石之水泥複合材料照片。外觀很明顯可發現當混入超過 50 wt%爐石，其爐石水泥觸媒材料之表面顏色由深灰色轉變成鐵灰色，這是由於混入過多爐石所造成的結果。

為了驗證不同爐石重量百分比含量之水泥觸媒材料機械性質，將直徑三公分，高度兩公分的圓柱體，利用萬能拉力試驗機分析其壓縮強度。圖 3 結果顯示，混入爐石 50 wt%含量之水泥觸媒材料，擁有最高 715 kPa 之機械強度，其比純水泥基材高約 27%，這也表示可有效降低未來應用至 AOP 流體化床系統之觸媒損壞率。當混入超過 50 wt%含量之爐石，其機械強度會快速下降。混入爐石 90 wt%含量之機械強度只剩 207 kPa，甚至比未混入爐石的水泥基材還低。這是因混入過多硬質添加物至水泥基材，致阻礙水化反應進行，進而影響硬化後之機械強度[45]。經分析，含有 50 wt%爐石之水泥觸媒材料的最大保水率不到 10%，這是因材料之低孔洞體積與低透水性所致[46]。為了提高材料之透水性和保水性，在水泥觸媒結構材料中造孔是非常重要的。

圖 4 為將不同混比 (0 ~ 2.5%) 生物炭之爐石水泥觸媒材料置入 400°C 高溫爐燃燒 3 小時後的照片。結果顯示，水泥觸媒材料之表面孔洞結構，會隨菱角殼生物炭混量增加而增加。當混入超過 1.23%時，燃燒後之水泥觸媒材料難以成型，一碰即碎，如圖所示。因此 1.23%是混入菱角殼生物炭粉至爐石水泥觸媒材料的上限值。

圖 5 是爐石與造孔前後爐石水泥觸媒材料之

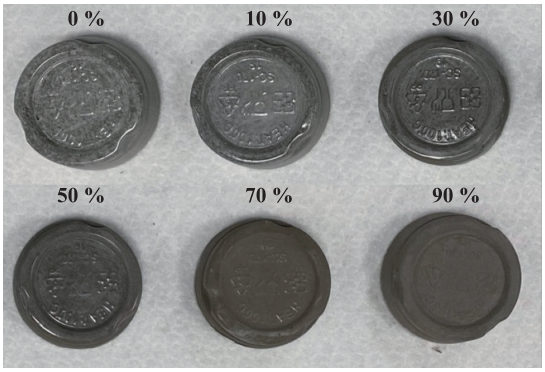

圖 2　不同爐石重量百分比之水泥觸媒材料

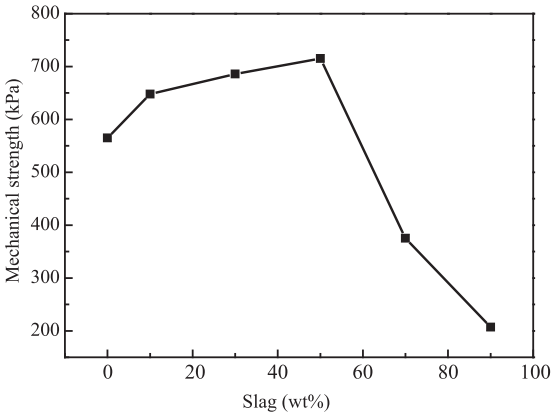

圖 3　爐石水泥觸媒材料之機械性質

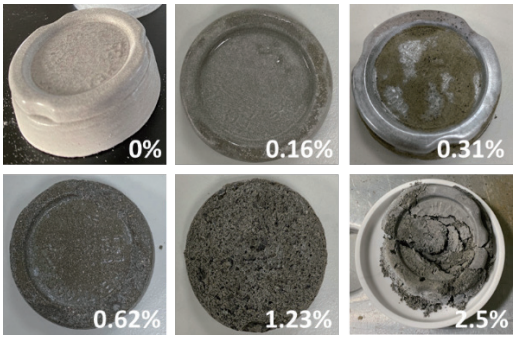

圖 4　燃燒不同混比生物炭之多孔爐石水泥觸媒材料

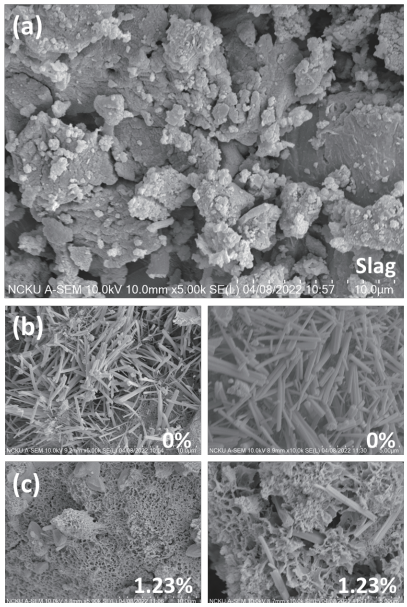

圖 5　爐石與造孔前後爐石水泥觸媒材料之 SEM 表面形貌

JOURNAL OF TAIWAN AGRICULTURAL ENGINEERING
VOL. 70, NO. 4, DECEMBER 2024
DOI - 10.29974/JTAE.202412_70(4).0004

SEM 表面形貌。爐石是不規則顆粒狀，如圖 5(a) 所示。0%樣品即為造孔前之爐石水泥觸媒材料，未混入菱角殼生物炭，僅混入 50 wt%的爐石。結果顯示其 SEM 表面形貌是典型水泥的柱狀結構，直徑約 0.2 ~ 0.5 μm，長度約 3 ~ 5 μm，與過去文獻結果相符[47]，如圖 5(b) 所示。。當混入 1.23%之菱角殼生物炭，經 400 °C 高溫爐燃燒 3 小時，可將所混入至爐石水泥觸媒材料之菱角殼生物炭燒掉到超過 90 wt%，並釋出原來由菱角殼生物炭所佔據之空間，最終形成孔洞結構[48]，其孔洞尺寸經 SEM 結果量測均小於 0.5 μm，如圖 5(c) 所示。經機械性質分析，混入 1.23% 菱角殼生物炭之多孔爐石水泥觸媒材料，經 400 °C 高溫爐燃燒 3 小時後，其壓縮強度會從造孔前的 715 kPa 降至 325 kPa。相比未混入菱角殼生物炭之爐石水泥觸媒材料，同樣經過 400 °C 高溫爐燃燒 3 小時後，量測其壓縮強度僅剩 297 kPa，降幅超過 55%，並且略低混入菱角殼生物炭處理之多孔爐石水泥觸媒材料。這是由於水泥材料之水化結構會在高溫環境下分解，而降低整體之材料機械強度[49]。

3.2 高級氧化反應

圖 6 由左至由分別是爐石、純水泥、造孔前爐石水泥與造孔後爐石水泥材料之觸媒催化行為。在常溫常壓下，將這四個樣品丟入濃度約 2.08×10^{-3}M 之雙氧水水溶液，觀察其觸媒催化反應，很明顯可以發現當圖 6(a) 爐石粉末一接觸雙氧水，雙氧水即馬上分解並產生大量氣泡，這是因爐石所含之鐵氧化物催化雙氧水分解所產生的現象，如式 (1) 所示[50]。

$$H_2O_2 \rightarrow H_2O+\frac{1}{2}O_2 \quad \text{.....(1)}$$

相比造孔前後之爐石水泥材料，圖 6(b) 純水泥並無明顯氣泡產生。圖 6(d) 造孔後之爐石水泥材料置入雙氧水水溶液後，產生僅次於圖 6(a) 的氣泡量。這是由於孔洞結構提高了所蘊含鐵氧化物與雙氧水的接觸面積，間接提高雙氧水催化分解的效能[50]。

為驗證純水泥、造孔前爐石水泥與造孔後爐石水泥材料之高級氧化有機廢水分解行為，將這三種樣品分別丟入含有 2.08×10^{-3}M 雙氧水濃度之 1.5 ppm 甲基藍水溶液，觀察其染料分子的分解情形，如圖 7 所示。甲基藍水溶液作為本研究之模擬染整廢水，雙氧水作為氧化劑。圖 7(a) 結果顯示，置入純水泥至甲基藍水溶液浸泡 1.5 小時後，溶液仍然呈現顯著的

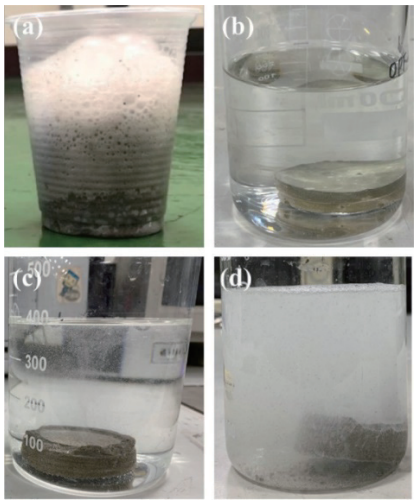

圖 6　觸媒催化行為

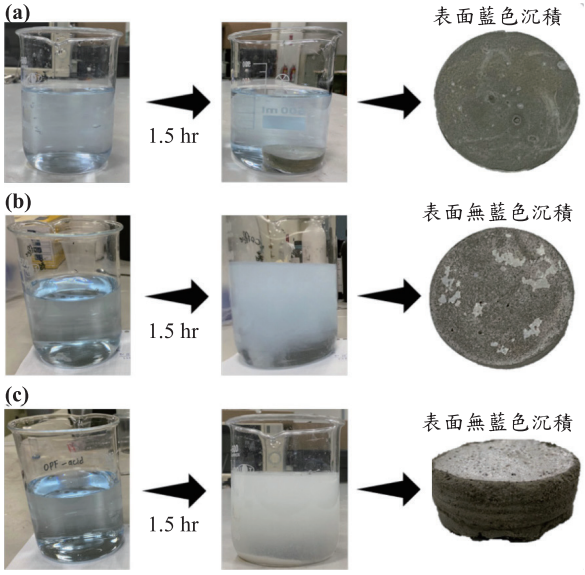

圖 7　高級氧化有機廢水分解行為

藍色。取出純水泥材料觀察其表面已被染成藍色，這是因純水泥成分並無蘊含利於催化分解雙氧水的觸媒材料，僅靠物理性吸附來移除水中的甲基藍分子[51]，也因此發現表面出現藍色沉澱，計算其表觀一階分解反應速率常數 (K_{app}) 僅有 0.002 min^{-1} 左右。K_{app} 一般可用來驗證廢水處理的性能[9]，公式如式 (3) 所示。圖 7(c) 是造孔後爐石水泥材料之高級氧化有機廢水分解性能，浸泡 1.5 小時後，水體的藍色已消失，這是因為甲基藍分子被活性自由基攻擊分解而消失，活性自由基來自雙氧水經催化分解產生，例如 $HO\bullet$ 或 $HO_2\bullet$，如式 (2) 所示[52]。

$$H_2O_2 \rightarrow HO\bullet + HO^-$$

$$HO\bullet + H_2O_2 \rightarrow HO_2\bullet + H_2O \quad \text{.....(2)}$$

$$\ln\left(\frac{C_0}{C}\right) = k_{app}t \quad \text{.....(3)}$$

當取出圖 7(c) 之爐石水泥材料觀察其表面顏色，發現並無任何藍色沉澱，間接證實從水體中移除甲基藍是經化學氧化分解而非物理性吸附，其 K_{app} 為 0.03 min^{-1}，是造孔前爐石水泥材料的 7.5 倍。純水泥、造孔前爐石水泥與造孔後爐石水泥材料之表觀一階分解反應速率常數，如圖 8 所示。

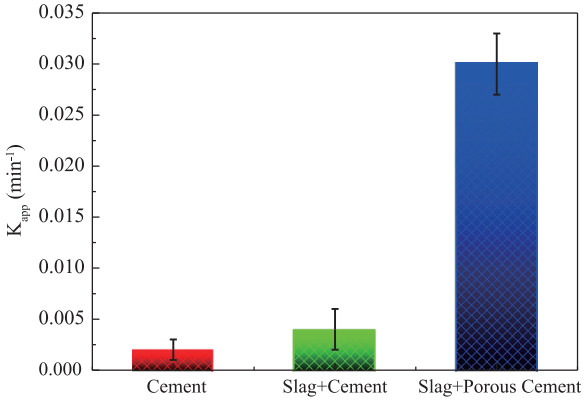

圖 8　表觀一階分解反應速率常數

3.3 3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料

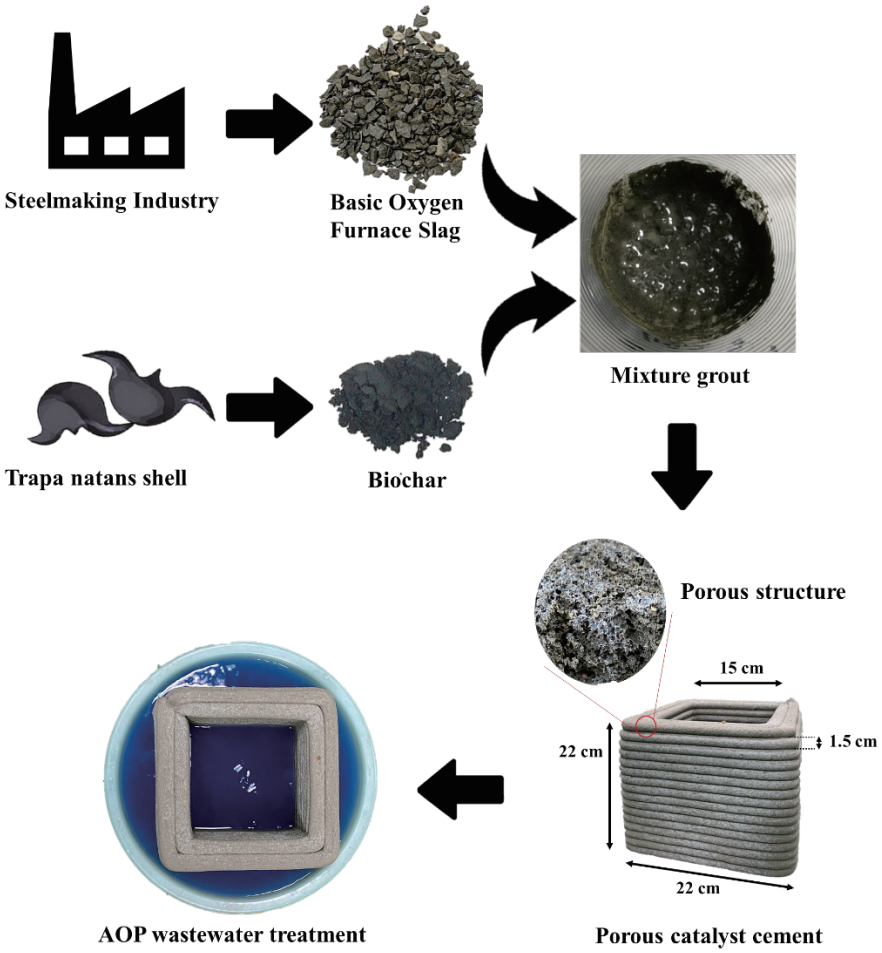

圖 9　3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料流程示意圖

為了滿足染整產業之有機廢水處理需求，解決水體處理後之觸媒固體分離問題，本團隊與頡欣機械有限公司合作，利用 3D 水泥列印機，將所開發出來之爐石水泥觸媒混合物依現場形狀大小需求列印出來，經過 400 °C 熱化學處理後，成功發展多孔爐石水泥觸媒材料。為驗證 3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料之高級氧化有機廢水分解性能，將 3D 列印材料置入近 4L 之 1.5 ppm 甲基藍水溶液中，雙氧水濃度

DOI - 10.29974/JTAE.202412_70(4).0004

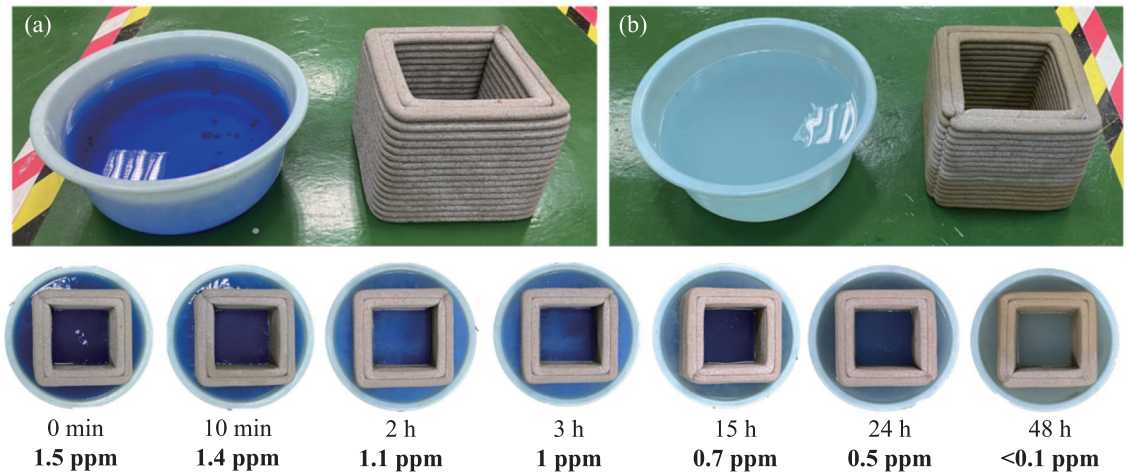

圖 10　3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料之高級氧化有機廢水分解性能

為 2.08×10^{-3}M，如圖 10(a) 所示。浸泡兩天後，很明顯可以觀察到近 4L 之 1.5 ppm 甲基藍水溶液已變成透明無色，並且 3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料表面無藍色沉澱，表示水體中的甲基藍分子已被活性自由基氧化分解。

四、結論

本研究成功研製出抗壓強度達 325 kPa 的 3D 列印多孔爐石水泥觸媒材料，其尺寸為 22 cm × 15 cm × 22 cm。轉爐石作為本研究的觸媒材料，其 ICP-OES 結果顯示，轉爐石含有高達 140 $mg \cdot g^{-1}$的鐵元素，其次是 58 $mg \cdot g^{-1}$的鋁元素、20 $mg \cdot g^{-1}$的錳元素和 18 $mg \cdot g^{-1}$的鈣元素。50 wt%是轉爐石混入材料結構的極限濃度。本研究使用碳含量 82.78 wt%的菱角殼生物炭作為造孔劑，造孔溫度為 400°C，反應時間為 3 小時，可燒掉超過 90%的生物炭重量。1.23 wt%是混入爐石水泥觸媒材料的造孔劑極限含量。混入 1.23%菱角殼生物炭的多孔爐石水泥觸媒材料，經 400°C 高溫爐燃燒 3 小時後，其壓縮強度從造孔前的 715 kPa 降至 325 kPa。相比之下，未混入菱角殼生物炭的爐石水泥觸媒材料在同樣條件下燃燒後，其壓縮強度僅剩 297 kPa，降幅超過 55%。多孔爐石水泥觸媒材料利用非均相類芬頓高級氧化處理技術，高效分解有機廢水，且處理過程中無汙泥產生。本研究使用 2.08×10^{-3} M 雙氧水作為氧化劑，1.5 ppm 甲基藍水溶液作為模擬有機廢水。在常溫常壓下，將直徑 4 cm × 高度 2.5 cm 的多孔爐石水泥觸媒材料浸泡在含有雙氧水的甲基藍水溶液中，其分解甲基藍的 K_{app} 為 0.03 min^{-1}，這是造孔前爐石水泥材料的 7.5 倍，更是純水泥的 15 倍。多孔爐石水泥觸媒材料的假比重經分析為 0.8 $g \cdot ml^{-1}$。本研究結合異質均混技術、造孔技術和高級氧化技術，開發出一種高效且無汙泥的有機廢水處理方法。這一創新技術不僅展示了廢棄物再利用的潛力，還符合循環經濟和環境可持續發展的全球趨勢。

參考文獻

1. Lin, L., H. Yang, and X.J.F.i.e.s. Xu, *Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review*. 2022. 10: p. 880246.
2. Fida, M., *et al.*, *Water Contamination and Human Health Risks in Pakistan: A Review*. 2023. 15(3): p. 619-639.
3. Tzanakakis, V.A., N.V. Paranychianakis, and A.N.J.W. Angelakis, *Water Supply and Water Scarcity*. 2020, MDPI. p. 2347.
4. Strang, V., *The Meaning of Water*. 2020: Routledge.
5. D'Odorico, P., *et al.*, *The Global Value of Water in Agriculture*. 2020. 117(36): p. 21985-21993.
6. Balasubramanya, S. and D.J.F.P. Stifel, *Water, Agriculture & Poverty in An Era of Climate Change: Why do we know so little*? 2020. 93: p. 101905.
7. Whetton, P., *et al.*, *Implications of Climate Change Due to the Enhanced Greenhouse Effect on Floods and Droughts in Australia*. 1993. 25(3): p. 289-317.
8. Dalezios, N.R., A.N. Angelakis, and S.J.I.J.o.G.E.I.

Eslamian, *Water Scarcity Management: Part 1: Methodological Framework.* 2018. 17(1): p. 1-40.

9. Lee, K.-T., *et al*., *Construction and Demolition Waste as A High-efficiency Advanced Process for Organic Pollutant Degradation in Fenton-like Reaction to Approach Circular Economy*. 2023. 335: p. 122246.
10. Ciais, P., *et al*., *Europe-wide Reduction in Primary Productivity Caused by the Heat and Drought in 2003*. 2005. 437(7058): p. 529-533.
11. Watkinson, A., E. Murby, and S.J.W.r. *Costanzo, Removal of Antibiotics in Conventional and Advanced Wastewater Treatment: Implications for Environmental Discharge and Wastewater Recycling.* 2007. 41(18): p. 4164-4176.
12. Asano, T., A.D.J.W.s. Levine, and Technology, *Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present, and Future*. 1996. 33(10-11): p. 1-14.
13. Programme, U.N.W.W.A. *Wastewater: The Untapped Resource - The United Nations World Water Development Report 2017*. 2017; Available from: https://wedocs.unep.org/20.500.11822/20448.
14. Hanafi, M.F. and N.J.M.T.P. Sapawe, *A review on the Current Techniques and Technologies of Organic Pollutants Removal from Water/Wastewater*. 2020. 31: p. A158-A165.
15. Covinich, L.G., *et al*., *Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment in the Pulp and Paper Industry: A Review*. 2014.
16. Hien, S.A., *et al*., *Comparison of Homogeneous and Heterogeneous Electrochemical Advanced Oxidation Processes for Treatment of Textile Industry Wastewater.* 2022. 437: p. 129326.
17. Lama, G., *et al*., *Heterogeneous Advanced Oxidation Processes: Current Approaches for Wastewater Treatment*. 2022. 12(3): p. 344.
18. Saien, J., *et al*., *Homogeneous and Heterogeneous AOPs for Rapid Degradation of Triton X-100 in Aqueous Media via UV Light, Nano Titania Hydrogen Peroxide and Potassium Persulfate*. 2011. 167(1): p. 172-182.
19. Luo, H., *et al*., Application of Iron-based Materials in Heterogeneous Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: A Review. 2021. 407: p. 127191.
20. Wang, J. and R.J.S.o.t.T.E. Zhuan, *Degradation of Antibiotics by Advanced Oxidation Processes: An Overview*. 2020. 701: p. 135023.
21. Bhat, A.P. and P.R.J.J.o.H.M. Gogate, *Degradation of Nitrogen-containing Hazardous Compounds using Advanced Oxidation Processes: A Review on Aliphatic and Aromatic Amines, Dyes, and Pesticides*. 2021. 403: p. 123657.
22. Bello, M.M., *et al*., *A Review on Approaches for Addressing the Limitations of Fenton Oxidation for Recalcitrant Wastewater Treatment*. 2019. 126: p. 119-140.
23. Wang, N., *et al*., *A Review on Fenton-like Processes for Organic Wastewater Treatment*. 2016. 4(1): p. 762-787.
24. Lai, L. and H.J.P.i.C. Chun, *Heterogeneous Fenton Catalytic Water Treatment Technology and Mechanism.* 2017. 29(9): p. 981.
25. Ren, Y., *et al*., *Iron-based Metal-organic Framework Derived Pyrolytic Materials for Effective Fenton-like catalysis: Performance, Mechanisms and Practicability.* 2022. 809: p. 152201.
26. Wang, T., *et al*., *Life Time Enhanced Fenton-like Catalyst by Dispersing Iron Oxides in Activated Carbon: Preparation and Reactivation Through Carbothermal Reaction.* 2021. 406: p. 124791.
27. Bye, G.C., *Portland Cement: Composition, Production and Properties*. 1999: Thomas Telford.
28. Gu, S., *et al*., *Fabrication of Iron Doped Titanium Dioxide Photocatalytic Nanocomposite Supported by Water-quenched Blast Furnace Slag and Photocatalytic Degradation of Wastewater*. 2024. 50(5): p. 7293-7303.
29. Yoon, B.-H., *et al*., *Improvement of Steel Cleanliness by Controlling Slag Composition*. 2002. 29(3): p. 214-217.
30. Zago, S.C., F. Vernilli, and O.J.B. Cascudo, *The Reuse of Basic Oxygen Furnace Slag as Concrete Aggregate to Achieve Sustainable Development: Characteristics and Limitations*. 2023. 13(5): p. 1193.
31. Guo, J., Y. Bao, and M.J.W.m. Wang, *Steel Slag in China: Treatment, Recycling, and Management.* 2018. 78: p. 318-330.
32. Bhatiwal, S., A. Jain, and J.J.I.R.J.o.P. Chaudhary, *Trapa Natans (Water Chestnut): An Overview.* 2012. 3(6): p. 31-33.

33. Huang, C.-P., Wu, Tsung-Yu. *Adsorption Behavior of Ammonium by Biochar Produced from Co-pyrolysis of Sewage Sludge and Water Chestnut Shell*. 2020; Available from: https://hdl.handle.net/11296/k3h2u2.
34. Liu, Z. and G.J.F. Han, *Production of Solid Fuel Biochar from Waste Biomass by Low Temperature Pyrolysis.* 2015. 158: p. 159-165.
35. He, M., *et al*., *Waste-derived Biochar for Water Pollution Control and Sustainable Development.* 2022. 3(7): p. 444-460.
36. Gwenzi, W., *et al.*, *Biochars as Media for Air Pollution Control Systems: Contaminant Removal, Applications and Future Research Directions.* 2021. 753: p. 142249.
37. Akhtar, A. and A.K.J.S.o.t.t.e. Sarmah, *Novel Biochar-concrete Composites: Manufacturing, Characterization and Evaluation of the Mechanical Properties*. 2018. 616: p. 408-416.
38. Dias, D.A.C.M., *Recuperação De Metais Com Elevado Valor Comercial Através Da Adsorção Por Carbonizados Provenientes De Resíduos Da Cultura Do Arroz (Rice2Metal) Recovery of Metals with High Commercial Value*. 2020, Laboratório Nacional de Energia e Geologia.
39. Tsolele, R., *Preparation, Modification and Characterization of Activated Carbon Derived from Macadamia Nutshells and Its Adsorption Rate and Capacity for Au (CN) 2-compared to Commercially Prepared Coconut Shells.* 2017, Vaal University of Technology.
40. Ahmed, A., *Hole Widening Drilling Penetration Mechanism and Performance Evaluation in Hard Rock Utilizing Cutting Analysis.* 2020, Memorial University of Newfoundland.
41. Rahman, M.S., *Mass-volume-area-related Properties of Foods.* Engineering properties of foods, 2005. 3: p. 1-40.
42. Bokare, A.D. and W.J.J.o.h.m. Choi, *Review of Iron-free Fenton-like Systems for Activating H_2O_2 In Advanced Oxidation Processes*. 2014. 275: p. 121-135.
43. Jiang, Y., *et al*., *Recent Progress in Fenton/Fenton-like Reactions for the Removal of Antibiotics in Aqueous Environments*. 2022. 236: p. 113464.
44. Xin, L., *et al.*, *Carbon-based Nanocomposites as Fenton-like Catalysts in Wastewater Treatment Applications: A Review*. 2021. 14(10): p. 2643.
45. Cheung, J., *et al*., *Impact of Admixtures on the Hydration Kinetics of Portland Cement*. 2011. 41(12): p. 1289-1309.
46. Tang, Y.-J., *et al*., *Influence of Slag Content and Water-binder Ratio on Leaching Behavior of Cement Pastes*. 2016. 129: p. 61-69.
47. Franus, W., R. Panek, and M. Wdowin. *SEM Investigation of Microstructures in Hydration Products of Portland Cement. in 2nd International Multidisciplinary Microscopy and Microanalysis Congress: Proceedings of InterM, October 16-19, 2014*. 2015. Springer.
48. Rao, L., *et al*., *N-doped Porous Carbons from Low-temperature and Single-step Sodium Amide Activation of Carbonized Water Chestnut Shell with Excellent CO_2 Capture Performance*. 2019. 359: p. 428-435.
49. Ma, Q., *et al*., *Mechanical Properties of Concrete at High Temperature—A Review*. 2015. 93: p. 371-383.
50. Hermanek, M., *et al*., *Catalytic Efficiency of Iron (III) Oxides in Decomposition of Hydrogen Peroxide: Competition Between the Surface Area and Crystallinity of Nanoparticles.* 2007. 129(35): p. 10929-10936.
51. Wang, S., *et al*., *The Physical and Surface Chemical Characteristics of Activated Carbons and the Adsorption of Methylene Blue from Wastewater*. 2005. 284(2): p. 440-446.
52. De Laat, J., H.J.E.s. Gallard, and technology, *Catalytic Decomposition of Hydrogen Peroxide by Fe (III) in Homogeneous Aqueous Solution: Mechanism and Kinetic Modeling*. 1999. 33(16): p. 2726-2732.

收稿日期：民國 113 年 08 月 31 日
修改日期：民國 113 年 09 月 28 日
接受日期：民國 113 年 10 月 17 日