

在槽式曝氣對組合式人工濕地 營養鹽去除效能之影響

錢紀銘

嘉南藥理大學環境資源管理系副教授

周怡安

嘉南藥理大學環境工程與科學系碩士班碩士

摘要

本文主要探討分在槽式曝氣對不同人工溼地系統之營養鹽處理效能之影響，實驗係由 A、B 兩系統組成，每一人工溼地(constructed wetland, CW)系統由表面流動式(free water surface, FWS)人工溼地與潛流式(subsurface flow system, SSF)人工溼地串聯而成，曝氣系統係裝置於 A 系統之 FWS 槽內前端。由相關實驗結果可知實驗觀測期間曝氣系統之可平均增加 FWS 槽之溶氧約 1.11 mg/L，對 FWS 系統之銨氮之去除會因溶氧之增加而使去除率由未曝氣之 21.7 % 增為曝氣之 37.1%。而亞硝酸鹽氮之分析結果則發現累積現象，其原因可能因脫氮菌缺乏特定酵素致無法完成脫氮所致，至於硝酸鹽氮之濃度則相對較低，並未發現累積現象。另由於曝氣作用使 FWS 底部沉澱物擾動揚起，經錯合物或沉澱物之形成而使總磷平均去除率由未曝氣之 20.9 % 增為曝氣之 38.9 %。

關鍵字：人工濕地、曝氣作用、銨氮、總磷

一、前言

由於人工溼地處理系統具有省能源、低建設成本(不含土地購置成本)、操作維護簡單、不破壞生態等優點，於世界各國皆有廣泛之應用案例及研究(1)，相關研究亦多，於本研究中不予贅述。然於相關研究中可發現人工溼地對營養鹽之去除不盡理想(2, 3)，然而，排放水中的氮、磷等營養鹽類會對地面水體造成優

養化現象(eutrophication)，嚴重影響地面水體之水質，因此，水中營養鹽的去除成為廢汙水處理的重要課題之一。

人工濕地污染物的去除機制主要包括沉澱、吸附、過濾、硝化作用、脫氮作用、植物吸收及生物轉化過程等，但在不同類型人工濕地中，所營造之環境並不相同，並非所有機制都能在不同種類之人工濕地或區域中正常進行，其中，各種氮轉換機制之反應強弱也不盡相同，因此限制人工濕地之除氮效能⁽⁴⁾。一般污染物進入人工濕地後，主要藉由祛氧作用去除，而含氮污染物之主要去除機制為氮的揮發(Volatilization)加上硝化作用(Nitrification)及脫氮作用(Denitrification)，將污水中的氮轉換成氮氣⁽⁵⁾。當硝化作用不完全時，脫氮作用則無法順利進行⁽⁶⁾。前述作用時，皆須於溶氧高於一定限制濃度時始能有較佳效果，然而一般現場量測之溶氧皆不高，FWS CW 約為 0.9 mg/L ~ 1.5 mg/L，SSF CW 則為 0.7 mg/L ~ 0.9 mg/L⁽⁷⁾。因此，人工濕地系統中增設曝氣設施強化供氧條件，增加水中溶氧，即能明顯提高人工濕地對各類污染物之降解效能，本研究即對此一議題進行相關研究探討。

二、文獻回顧

曝氣效應對人工溼地系統效能影響之所以受相關產官學界之注重主要係因原汙水之溶氧一般較低，傳統設計之人工溼地除汙水輸送系統外並無其他任何輔助系統，以致此一特性影響系統中相關氧化反應之進行，尤其對硝化作用產生明顯的抑制現象，以致含氮汙染物之去除效能相對不佳，影響處理水質，因而引發有關產官學者之關注與探討，以下謹就曝氣作用對人工溼地去除營養鹽效能之影響相關文獻進行簡要討論：

(一) 曝氣對人工溼地去除營養鹽效能之影響

相對於有機汙染物而言，人工濕地對營養鹽之去除相對效果較為不佳，因此以曝氣作用提升營養鹽類去除效率之相關研究始為廣受各界關注之主要核心議題。Cottingham et al. (1999)應用水平潛流式人工濕地探討曝氣作用對氮去除效能之影響，其結果發現去除率未有明顯之影響，推論可能因碳源之缺乏所致⁽⁸⁾。其後，Jamieson et al. (2003)以三串聯潛流式人工濕地處理農場廢汙水，曝氣裝置係置於第一個槽體中，未曝氣時氨氮進流濃度平均為 107mg/L，出流平均濃度為 54mg/L，去除率為 51%，在曝氣後進流平均濃度為 106mg/L，出流平均濃度為 7.0mg/L，去除率為 93%。而硝酸氮在未曝氣時進流與出流平均濃度皆為 0.6mg/L，

曝氣後進流平均濃度為 16.8mg/L，出流平均濃度為 68.7mg/L⁽⁹⁾，結果顯示人工濕地中加入曝氣系統可有效地去除氨氮污染物，硝酸鹽氮的濃度表示也驗證了曝氣增加了好氧量無法進行厭氧脫硝作用，導致硝酸鹽氮濃度的上升而有累積現象。Ouellet-Plamondon et al. (2006)以水平潛流式人工溼地處理魚塢養殖廢水，其實驗藉種植及未種植植物、未曝氣和曝氣等組合試程觀察其在冬季與夏季總凱氏氮(Total Kjeldahl Nitrogen; TKN)去除效能之變化，其結果所有試程的去除率皆達70%以上⁽¹⁰⁾，探討其原因係處理系統於低濃度負荷狀況下操作，總凱氏氮在未曝氣時已是一高去除率，文獻表示若將廢水改為高濃度負荷時，其效能變化較為明顯。

Wallace et al. (2006)以向下垂直潛流式人工濕地分別處理都會污水與採礦廢水，其結果發現人工曝氣可使於低溫狀況下仍可去除氨氮⁽¹¹⁾。而於 Nivala et al. (2007)之研究結果顯示水平潛流式人工溼地未曝氣 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 於春、夏、秋、冬四季之平均去除率分別為 40%、14%、43%、32%，而曝氣後分別為 93%、96%、98%、93%⁽¹²⁾，結果表示在人工濕地中加入曝氣試程可以有效地增加含氮污染物的去除，其中又以夏天去除率增加幅度最佳。Noorvee et al. (2007)發現垂直潛流式人工濕地之溶氧傳輸效能較水平潛流式人工濕地為高，因而使其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由 38.0%增加為 51.6%⁽¹³⁾，惟其硝酸鹽發生累積現象。Tang et al. (2008)利用間歇性人工曝氣探討其對垂直潛流式人工溼地之優養化河水污染處理效能影響，其結果顯示在中間高度位置曝氣可分別使氨氮、總氮、溶解反應磷(soluble reactive phosphorus)、總磷較未曝氣狀況增加 10.1%、4.7%、10.2%、8.8%之去除率，若於底部曝氣則可增加 25.1%、10.0%、7.7%、7.4%之去除率⁽¹⁴⁾，由其結果可知曝氣位置降至人工溼地底部可增加氣泡與污水之接觸時間，增加傳氧效率，惟此舉僅能提升氨氮之去除率，對於其他營養鹽之去除率並無明顯提升效果。Chazarenc et al. (2009)在人工濕地種植植物及提供人工曝氣後觀察其對固體物累積及生物活性的影響，其結果顯示總氮去除可達 $0.65\text{g-Nm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 顯示在種植床上曝氣可產生更多的生物活性，植物的吸收及提供曝氣增加水中溶氧，可提高總氮的去除⁽¹⁵⁾。Maltais-Landry et al. (2009)應用水平潛流式人工溼地處理總氮之結果顯示其具有提升效果⁽¹⁶⁾。Tang et al. (2009)利用間歇性人工曝氣及採多面式中空聚丙烯球探討其對垂直式人工溼地之污染處理效能影響，其結果顯示曝氣加中空型聚丙烯球之人工濕地之污染處理效能最佳，銨氮單位去除率可增加 $1.34\text{g NH}_4^+\text{-N/m}^2\text{day}$ 、總氮單位去除率可增加 $1.04\text{g TN/m}^2\text{day}$ 、總磷單位去除率可增加 $0.07\text{g TP/m}^2\text{day}$ ⁽¹⁷⁾。Tao and Wang (2009)利用由二串連表面流動式人工濕地後再串聯潛流式人工溼地處理人工合成污水，藉此探討硝化與厭氧銨氧化作用之總氮去除特性，其結果顯示曝氣作用將減緩氮之去除，其原因係有氧狀況係不利於硝酸還原

之故，但水生植栽、中性 pH 值及適當中等溶氧皆有利於脫氮與厭氣銨氧化作用之共存，因而有效提升氨氮去除率⁽¹⁸⁾。Ong et al. (2010)利用上升潛流式人工濕地(up-flow constructed wetland)處理偶氮染料(azo dye Acid Orange 7)廢水，其結果顯示於相同水力負荷條件下，曝氣對其 TN 與 TP 之去除率提升效果不甚明顯，惟氨氮則可由 24% ~44%增加至 96%~99%，而硝酸鹽氮之去除率則由 94%~100%下降至 21%~86%，此結果一說明何以其 TN 去除率變化不大，其原因應與 DO 之提升僅有利於硝化而不利於脫氮，以致有此變化特性⁽¹⁹⁾。Zhang et al. (2010)利用水平潛流式人工溼地處理都市污水研究探討其對污染去除效能之影響，其結果發現銨氮去除率可由 68.3% 提升為 89.1%、總氮去除率可由 73.9% 提升為 86.0%⁽²⁰⁾。

(二) 曝氣對人工溼地去除污染物影響綜合研析

綜合前述有關曝氣作用對人工溼地之營養鹽處理效能之影響可知對有機污染物而言，含磷污染物之提升效果較不明顯，而對銨氮則有明確的提升效果，惟由於溶氧之提升降低厭氣環境之比例，不利於脫氮作用之進行，以致造成硝酸氮之去除受到抑制，因而其去除率有大幅下降趨勢，此現象連帶影響總氮去除。此外，由相關研究可發現，其所採用之人工溼地類型皆為潛流式人工溼地，其原因應為該型濕地因受填充介質之質傳阻力影響而成厭氣環境，此環境不利於硝化作用將銨氮轉化為硝酸氮，以致其去除率於相關研究效果皆相對較低，雖於前人研究中論及厭氣環境中脫氮與厭氣銨氧化作用可共存發生，惟去除率之貢獻仍無法與傳統之硝化作用相比。然就含氮營養鹽之去除而言，其主要機制仍為硝化/脫氮與植物攝取儲存為主⁽²¹⁻²³⁾，如欲增加銨氮去除率，其結果卻降低硝酸氮去除與影響總氮去除並非一完整解決策略，其徹底解決之道應順應各主要去處機制所需要之溶氧條件設置人工溼地，因此潛流式人工溼地原溶氧較低，理應維持其厭氣環境，有利於脫氮作用將硝酸氮還原為氨氣或氧化亞氮，達成水環境之完整去除階段，至於前段之氧化或硝化作用，則應另行營造好氧環境，以組合成完整的去除系統。

然於各類型人工濕地中應屬表面流動式人工濕地之原有之傳氧效率相對較佳，惟其溶氧受限於原廢污水低溶氧特性而呈現較低特性，如欲增加其溶氧可藉由前曝氣、離槽曝氣、在槽曝氣等三種方式進行，前曝氣雖可大幅增加原廢污水之溶氧，惟由於人工溼地之停留時間一般較長，其進流流量與反應槽體積比例差距過大，此一策略並無法改變濕地本身之溶氧環境條件與反應機制，其去除效能之改變僅為外加系統之作用，與人工濕地本身之關聯性並不高，離槽曝氣亦具類似特性。因此在槽曝氣方式始有可能提升表面流動式人工溼地之溶氧環境，然該

濕地對污染物之去除機制中並非僅前述機制，另外尚包括沉澱、吸附、過濾等與流體環境特性相關之機制，在槽曝氣所引起之流體擾動即可能造成抑制相關去除機制之負面後果，因此相關研究之核心議題係隔絕流體擾動，以避免降低各類物理去除效能。

綜合前述研析，本研究乃以在槽式曝氣系統對表面流動式人工濕地營養鹽處理效能之影響進行一連串之探討與研究，藉以進一步提升其污染處理效能。

三、研究方法

本研究主要是探討曝氣設施之佈置對人工濕地系統之有機與含氮污染降解效能之影響，為能進行相關研究；以下謹對有關實驗規劃設置及實驗數據之分析整理簡要說明。

(一) 實驗模場的建置規劃

本研究實驗場址規劃有 A、B 兩組由表面流動式(Free water surface, FWS)串聯潛流式(subsurface flow system, SSF)人工濕地系統，其單一槽體之長、寬、高分別為 1m×0.6m×0.5m。在 FWS 系統底部鋪入厚約 15cm 的土壤，以便植栽臺灣濕地常見之本土植物香蒲(*Typha orientalis Presl.*)，系統 A 之 FWS 前端 15cm 處置入在槽式曝氣系統以增加水中溶氧，而 B 系統之 FWS 槽則未置入曝氣系統以做為對照組實驗系統，此二人工溼地系統同時啟動，約 409 日後 A 系統開始進行曝氣。而 SSF-A 系統中填入的填充材為礫石，粒徑為 30~40mm，起始孔隙率實際量測約為 39%；SSF-B 系統之填充材則為廢輪胎碎片，其粒徑同為 30~40mm，孔隙率實際量測約為 52%，水生植物則選用臺灣濕地常見之本土植物；蘆葦(*Phragmites communis L.*)如圖 1 所示。系統之操作流量規劃為 201.6 L/day，實驗水深約為 30 cm，其水力負荷為 0.18(m³/m²/d)，操作時，每日人工配製人工廢水，其 BOD 濃度約為 100 mg/L；氨氮濃度約為 34 mg/L，總磷約為 4 mg/L，有機 BOD 負荷約為 2.16×10⁻² kg·BOD/m²·D。

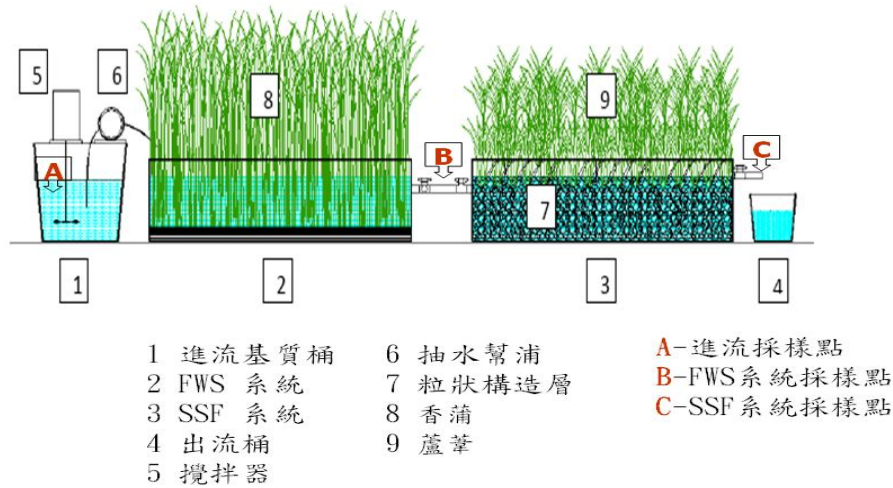


圖 1 人工濕地系統示意圖

(二) 實驗模場水質之採樣與分析

本研究相關實驗規劃以現場監測及實驗室分析方式進行，採樣頻率為每周一次。為求實驗數據之代表性，相關系統於採樣前已運作 3 個月，使系統達穩定運作後始可於 A、B、C 點(如圖 1 所示)分別進行各項採樣、監測及分析工作，採樣時間約在當天之上午 8 點~上午 10 點進行。採樣時須先進行現場監測後再將採集之水樣攜回實驗室依環保署所公告之相關水質分析方法進行實驗分析。以下謹將現場監測與實驗室分析作一簡扼說明：

1. 現場監測：

現場監測包括水溫(Water temperature ; T)、pH 值、溶氧(DO)等水質項目，每次監測前儀器須先予以校正，而監測點系於 FWS 及 SSF 人工溼地中距水面 10~20cm 處進行，現場記錄後再執行後續水質採樣工作。

2. 實驗室分析：

本研究之水樣每次以 1000mL 之 PVC 瓶在有 FWS 及 SSF 採樣點進行水樣採樣工作，再於實驗室中進一步進行各項水質分析，其分析項目包括總磷(Total Phosphorus, TP)、銨氮(Ammoni-Nitrogen, $\text{NH}_4^+\text{-N}$)，硝酸鹽氮(Nitrate nitrogen, $\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亞硝酸鹽氮(Nitrite nitrogen, $\text{NO}_2^-\text{-N}$)等，所有分析項目均於當日分析完成。

四、結果與討論

人工濕地之污染降解去處機制頗為複雜，其作用涵蓋物理性、化學性、生物性等類型，諸如沉澱、氧化還原反應、生物性作用等，本研究由於空間限制，反應槽之長寬比僅為 1.6：1，遠小於一般之 10：1，其流況較難呈現柱塞流特性，

對於物理性沉澱之顆粒污染物除而言，其實驗結果之參考價值相對較低，因此，本研究主要探討曝氣作用對人工溼地處理溶解性營養鹽效能之特性。

(一) 實驗模場之環境因子變化特性

本實驗觀測期間之水溫、pH 值、溶氧等環境因子之統計結果彙整於表 1，由其結果所示可知實驗期間進流平均水溫約為 27.0℃，各人工濕地反應槽之平均水溫介於 25.4℃ ~ 26.4℃，由二組人工濕地系統之均溫變動差異不大，因此，相關實驗結果之差異應非因二系統水溫差異所致，然實驗期間最高溫曾達 39.7℃，而最低溫則為 12.9℃，此高低水溫之變化對濕地系統之汙染處理效能應有明顯影響。至於實驗期間所監測之進流水 pH 值平均約為 7.45，其他人工濕地系統之平均值則介於 6.24 與 6.65，一般水中微生物在 pH 大於 9.5 及小於 4 時是無法生存的，硝化菌最佳超做酸鹼值範圍是 6.5~7.5 之間，而脫硝菌是當酸鹼值為 7.2 時會處於最佳轉換效能，由本實驗酸鹼值觀測結果顯示微生物生存的 pH 環境大多數時段並非處於硝化或脫氮之最佳效能 pH 值範圍。至於實驗系統之入流平均溶氧約 5.70 mg/L，未曝氣 B 系統 FWS 之平均溶氧僅為 0.52 mg/L，經於 A 系統 FWS 槽置入曝氣系統後，其溶氧平均濃度約可增為 1.63 mg/L。

表 1 實驗期間之水溫、pH 值及溶氧觀測統計結果

環境因子 數據範圍	進流水	A-FWS	A-SSF	B-FWS	B-SSF
水溫(°C)	27.0(4.4)	25.4(5.2)	26.3(5.5)	25.7(5.5)	26.4(5.4)
	16.9-39.7	14.1-35.3	13.2-37.3	13.2-34.8	12.9-36.0
pH	7.45(0.4)	6.61(0.7)	6.36(0.7)	6.65(0.8)	6.24(0.7)
	5.66-8.22	5.64-8.73	5.46-8.73	5.45-8.79	5.30-7.71
溶氧(mg/L) (曝氣後)	5.70(1.18)	1.63 (0.59)	0.50(0.16)	0.52 (0.25)	0.54(0.12)
	3.76-7.79	1.16-2.79	0.33-0.74	0.19-0.84	0.40-0.71

※ 括號內數值為標準偏差值 (n=56)。

(二) 曝氣作用對含氮汙染去除效能之影響

含氮汙染物之主樣來源係人或動物活動所產生，對水環境生態而言，係一非常重要營養物質，惟亦是一嚴重影響水環境品質之汙染物質，其在水環境中常以銨(氨)氮、亞硝酸氮、硝酸氮存在，其主要去除機制為硝化作用 (nitrification) 與脫硝作用 (denitrification)，前者係指氨氮在好氧環境中經亞硝酸菌第一階段氧化成亞硝酸氮再經硝酸菌第二階段氧化成硝酸氮之過程，而後者則為脫硝菌在缺氧的環境下將硝酸氮轉化為氣態氮與氧化亞氮之過程。FWS 串聯 SSF 系統人工濕地即符合含氮汙染物去除環境。本研究之相關實驗結果彙整於圖 2，其相

對應之實驗數據則彙整於表 3 ~ 表 5，本研究之進流水中之主要含氮污染物為銨氮，其平均濃度約為 37.3 mg/L，而亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮則相對較低，僅約為 0.24 mg/L 及 0.14 mg/L，當汗水入流 A、B 二 FWS 槽時，其平均濃度分別降為 22.6 mg/L 與 28.3 mg/L，其未曝氣 B 系統 FWS 之去除率為 21.7%，與之處理煉油及煉鋼廢水之 18.7% ~ 34.2%⁽²⁴⁾及養豬廢水之 17.9% ~ 35%⁽²⁵⁾之結果相近，而低於王等人(1998)之 89.3~98.63%⁽²⁶⁾，顯示本研究之未曝氣 FWS 人工溼地系統之銨氮處理效能屬於合理範圍之內。至於，A 系統 FWS 人工濕地於曝氣後之銨氮去除率則為 37.1%與，明顯高於未曝氣 B 系統 FWS 之去除率，溶氧之提高可明顯 FWS 氮氮去除率。簡等人(2010)之研究曾發現曝氣作用對 FWS 氮氮去除可由 94.9%提升為 97.7%，其研究雖提升效果不多，其原因係原始去除率即已很高，增加幅度自是有限，惟其趨勢仍與本研究相近⁽²⁷⁾。至於亞硝酸鹽氮之進流平均濃度僅為 0.24 mg/L，而 A、B 二系統之 SSF 之出流平均濃度分別為 1.94 mg/L 與 1.22 mg/L，其結果顯示亞硝酸鹽氮有累積現象。林(2008)亦曾發現類似現象，其建議解釋可能為脫硝反應中之菌種缺乏某些還原酵素，以致無法完成整個脫硝反應，其結果導致亞硝酸鹽氮無法順利還原成一氧化氮而導致亞硝酸鹽氮的累積⁽²⁸⁾。而本研究之硝酸鹽平均濃度分布範圍為 0.11 mg/L ~ 0.2 mg/L，無明顯累積現象。

表 3 人工濕地系統銨氮觀測統計結果

統計參數	進流水	A-FWS	A-SSF	B-FWS	B-SSF
平均濃度(mg/L)	37.3(5.8)	22.6(5.4)	19.3(6.6)	28.3(4.6)	20.6(7.6)
平均去除率(%)	—	37.1(17.0)	14.9(17.0)	21.7(15.4)	24.7(21.5)
系統平均去除率(%)	—	46.4(19.0)		43.3(20.8)	

※ 括號內數值為標準偏差值 (n=57)。

表 4 人工濕地系統亞硝酸鹽觀測統計結果

統計參數	進流水	A-FWS	A-SSF	B-FWS	B-SSF
平均濃度(mg/L)	0.24(0.1)	1.28(1.8)	1.94(2.5)	1.29(1.7)	1.22(2.0)

※ 括號內數值為標準偏差值 (n=57)。

表 5 人工濕地系統硝酸鹽觀測統計結果

統計參數	進流水	A-FWS	A-SSF	B-FWS	B-SSF
平均濃度(mg/L)	0.14 (0.1)	0.13(0.1)	0.19(0.2)	0.11(0.1)	0.20(0.2)

※ 括號內數值為標準偏差值 (n=53)。

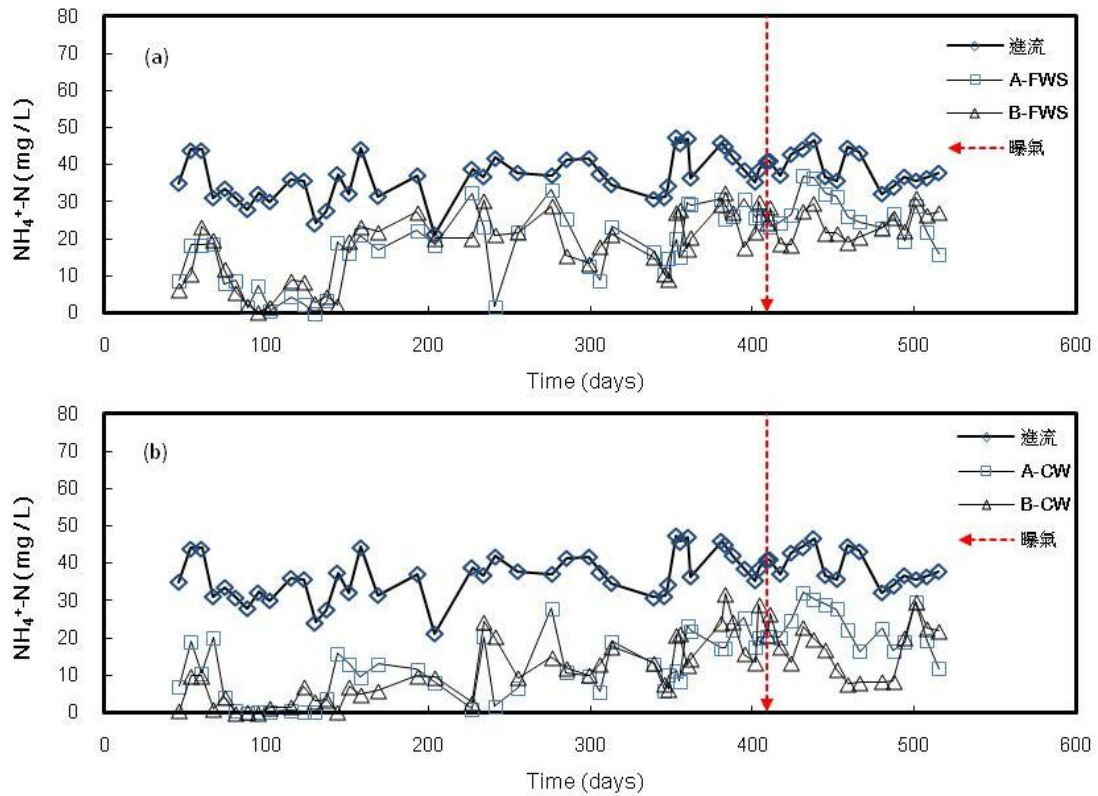


圖 2 曝氣作用下；(a)FWS 人工濕地與，(b)組合式人工濕地系統之銨氮濃度歷時變化

(三) 曝氣作用對總磷去除效能之影響

在環境水體中含磷污染物質是常見營養鹽類，尤其磷為植物成長之重要營養物質之一，通常亦為限制性元素，故此類物質進入承受水體後即可能對原有生態環境造成重大之影響，對於此一污染物之去除亦為人工溼地重要課題之一。其主要去除機制為植物吸收、介質的吸附、沉澱及錯合作用，以及生物反應將磷轉化成不溶解性物質沉澱於底泥，前述大部分去除機制皆會呈現飽和現象，故而易形成去除機制之限制，一般常用之去除方法多利用吸附介質處理，然其處理成本相對較高。本研究實驗期間，系統之總磷進流濃度平均為 3.94 mg/L，圖 3 即為曝氣作用下 FWS 人工濕地與組合式人工濕地系統之總磷濃度歷時變化，其相對應之實驗數據則彙整於表 6，未曝氣之 B 系統 FWS 與 SSF 之平均出流濃度為 3.11 mg/L 與 2.24 mg/L，其平均去除率分別為 20.9% 與 26.3%，而整體系統之去除率則為 43.5%。許等人(2001)以 FWS 處理養豬廢水時，其總磷去除率大約為 17.9% ~ 43%，其結果與本研究相似⁽²⁵⁾。而相關文獻之 FWS 與 SSF 串聯整體系統亦有報告為 45.2% ~ 75.2%⁽²⁹⁾，由此比較可知本研究之未曝氣 FWS 或與 SSF 串聯之人工溼地系統之總磷處理效能屬於合理範圍之內。至於，曝氣 A 系統 FWS 之總磷平均去除率則為 38.9% 與，明顯高於未曝氣 B 系統 FWS 之去除率 20.9%，推

測其原因應為曝氣系統於 FWS 造成大量水體擾動，部分底部沉澱物再行揚起，經與磷酸鹽形成錯合物或沉澱物而增加其去除率。當汙水進入 SSF 系統時，此因素即行消失，二者之平均去除率(20.5 %與 26.3 %)則較為相近，而整體曝氣與未曝氣人工溼地系統之平均去除率則分別為 51.9 %與 43.5 %。

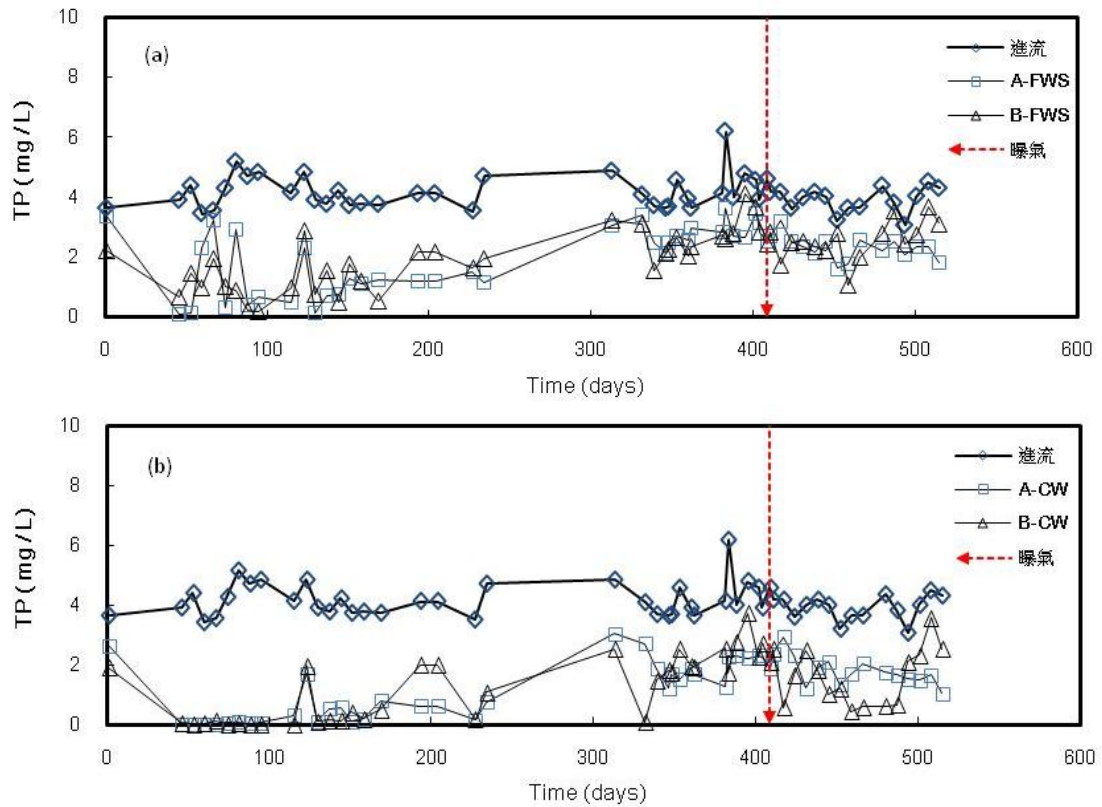


圖 3 曝氣作用下；(a)FWS 人工濕地與，(b)組合式人工濕地系統之總磷濃度歷時變化

表 6 人工濕地系統總磷觀測統計結果

統計參數	進流水	A-FWS	A-SSF	B-FWS	B-SSF
平均濃度(mg/L)	3.94(0.5)	2.37(0.54)	1.85(0.52)	3.11(0.52)	2.24(1.05)
平均去除率(%)	—	38.9(16.4)	20.5(22.9)	20.9(9.5)	26.3(31.4)
系統平均去除率(%)	—	51.9(15.5)		43.5(23.6)	

※ 括號內數值為標準偏差值 (n=51)。

圖 4 皮爾斯站監測井之苯濃度變化圖

五、結論與建議

本文主要探討分在槽式曝氣對不同人工溼地系統之汙水處理效能之影響，由相關實驗結果可知實驗觀測期間曝氣系統之可平均增加 FWS 槽之溶氧約 1.11 mg/L，此結果對於 FWS 人工溼地系統銨氮之去除則會因溶氧之增加而明顯增加。至於，亞硝酸鹽氮則可能因脫氮菌缺乏特定酵素致無法完成脫氮而產生累積現象，硝酸鹽氮全程保持低濃度，並未發生此累積現象。另由於曝氣作用使 FWS 底部沉澱物擾動揚起，經與磷酸鹽形成錯合物或沉澱物而增加其去除率。綜前述可發現在槽式曝氣對人工濕地之影響主要可提升氨氮及總磷之去除效能，至於有機汙染則視原去除效能而定，於本研究中則因高去除率而影響並不明顯。

由於本研究之實驗觀測期間相對較短，建議應可進行更長期之研究探討。另曝氣作用對 FWS 人工溼地系統之流場造成擾動現象，應另設置整流系統降低此部分之干擾，以進一步提升其汙染降解去除效能。

參考文獻

1. Kadlec RH, Knight RL. Treatment Wetlands. Boca Raton, FL, USA: CRC Press Inc; 1996.
2. Green M, Friedler E, Safrai I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump. *Water Research*. 1998;32(12):3513-20.
3. 錢紀銘, 陳意銘, 朱育賢, 許瑞峰, 李佳林, 陳泰良. 應用潛流式人工溼地淨化景觀水池含氮污染物效能之評估. 2009 廢水處理研討會; 雲林: 中華民國環境工程學會; 2009.
4. Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*. 2007;380(1-3):48-65.
5. Poach ME, Hunt PG, Reddy GB, Stone KC, Matheny TA, Johnson MH, et al. Ammonia Volatilization from Marsh-Pond-Marsh Constructed Wetlands Treating Swine Wastewater Mention of trade name, proprietary product, or vendor is for information only and does not constitute a guarantee or warranty of the product by the USDA and does not imply its approval to the exclusion of other products or vendors that may also be suitable. *J Environ Qual*. 2004;33(3):844-51.
6. Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J. Effect of artificial aeration and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 2009;35(2):221-9.
7. 蔡易錦. 人工濕地之污染釋出特性及鹽度之影響: 嘉南藥理科技大學; 2008.
8. Cottingham PD, Davies TH, Hart BT. Aeration to Promote Nitrification in

- Constructed Wetlands. *Environmental Technology*. 1999;20(1):69-75.
9. Jamieson TS, Stratton GW, Gordon R, Madani A. The use of aeration to enhance ammonia nitrogen removal in constructed wetlands. *Canadian Biosystems Engineering*. 2003;45:1.9-1.14.
 10. Ouellet-Plamondon C, Chazarenc F, Comeau Y, Brisson J. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecological Engineering*. 2006;27(3):258-64.
 11. Wallace S, Higgins J, Crolla A, Kinsley C, Bachand A, Verkuil S. High-rate ammonia removal in aerated engineered wetlands. the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control; Lisbon, Portugal 2006.
 12. Nivala J, Hoos MB, Cross C, Wallace S, Parkin G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*. 2007;380(1-3):19-27.
 13. Noorvee A, Põldvere E, Mander Ü. The effect of pre-aeration on the purification processes in the long-term performance of a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*. 2007;380(1-3):229-36.
 14. Tang X, Huang S, Scholz M. Nutrient Removal in Wetlands During Intermittent Artificial Aeration. *Environmental Engineering Science*. 2008;25.
 15. Chazarenc F, Gagnon V, Comeau Y, Brisson J. Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 2009;35(6):1005-10.
 16. Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J, Chazarenc F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*. 2009;43(2):535-45.
 17. Tang X, Huang S, Scholz M, Li J. Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2009;197(1-4):61-73.
 18. Tao W, Wang J. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering*. 2009;35(5):836-42.
 19. Ong S-A, Uchiyama K, Inadama D, Ishida Y, Yamagiwa K. Treatment of azo dye Acid Orange 7 containing wastewater using up-flow constructed wetland with and without supplementary aeration. *Bioresource Technology*. 2010;101(23):9049-57.
 20. Zhang L-y, Zhang L, Liu Y-d, Shen Y-w, Liu H, Xiong Y. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater.

- Desalination. 2010;250(3):915-20.
21. Coveney MF, Stites DL, Lowe EF, Battoe LE, Conrow R. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*. 2002;19(2):141-59.
 22. Liu W, Liu G, Zhang Q. Influence of Vegetation Characteristics on Soil Denitrification in Shoreline Wetlands of the Danjiangkou Reservoir in China. *CLEAN – Soil, Air, Water*. 2011;39(2):109-15.
 23. Li L, Li Y, Biswas DK, Nian Y, Jiang G. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*. 2008;99(6):1656-63.
 24. 羅璋琪, 楊磊. 以人工溼地處理煉油及煉鋼廢水之研究. 第 27 屆廢水處理技術研討會論文; 台北市 2002.
 25. 許文明, 黃益助, 王信雄, 許啟裕, 楊偉崙. 以現地及小型人工溼地探討數種水生植物淨化養豬廢水之效能比較. 第 26 屆廢水處理技術研討會論文; 高雄市 2001.
 26. 王姿文, 林瑩峰, 荊樹人, 李得元, 宋玉齡, 陳欽昭, et al. 種植不同本土型水生植物之小型人工濕地淨化污水之效能比較. 第 23 屆廢水處理技術研討會論文集; 高雄市 1998.
 27. 簡伊敏, 郭念祖, 陳佑禎, 鄭慈儀, 沈玉潔, 江漢全. 人工曝氣對三段式表面流人工濕地除氮效益之影響. 2010 廢水處理技術研討會; 屏東: 中華民國環境工程學會; 2010.
 28. 林郁靜. 以實驗方法探討人工濕地之水質淨化效益: 國立中央大學; 2008.
 29. 荊樹人, 林瑩峰, 李得元, 王姿文, 謝紫煌, 葉宇光. 水力負荷對人工溼地處理污染河水氮磷的影響. 第 25 屆廢水處理技術研討會; 雲林 2000.