

中文摘要

本研究利用試驗規模(pilot-scale)的自由水層溼地系統(FWS, free water surface system)和表層下流動溼地系統(SSF, subsurface flow system), 在不同水力負荷、無外加碳源的操作條件下, 入流含 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之地下水(目標濃度為 20 mg N L^{-1}), 探討操作不同水力負荷對人工溼地去除地下水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之影響與能力之表現, 以及不同水力負荷的操作條件下, 人工溼地去除 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之動力學表現。經由一年之實驗結果發現, 當水力負荷控制為 $0.02\text{-}0.04 \text{ m/d}$, FWS 與 SSF 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效率均可達 90% 以上, 顯示控制在在在水力負荷為 $0.02\text{-}0.04\text{m/d}$ 與無外加碳源的操作條件下, 兩溼地系統均可獲得相當良好的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能。但是當系統水力負荷進一步調整為 0.06 m/d , FWS 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效率降低為 33%, SSF 溼地為 64%, 再進一步提高兩系統之水力負荷為 0.12 m/d , FWS 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效率為 47%, SSF 溼地仍有 51% $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效率表現, 若考慮實際應用上預使處理水達到飲用水標準(一般訂為 $10 \text{ NO}_3\text{-N/l}$), SSF 系統在含 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度為 20 mg N/l 地下水, 水力負荷為 0.12 m/d 條件下, 將可以處理受 $\text{NO}_3\text{-N}$ 污染地下水達飲用水標準。當 FWS 溼地入流的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 污染負荷達 $2.75 \text{ g N/m}^2\text{/d}$, 可獲得最高的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除速率 $1.288 \text{ g N/m}^2\text{/d}$, SSF 溼地入流 $\text{NO}_3\text{-N}$ 污染負荷為 $2.69 \text{ g N/m}^2\text{/d}$ 可得最高去除去率 $1.372 \text{ g N/m}^2\text{/d}$ 。此外, 利用乙炔抑制法所測得 FWS 溼地不同水力負荷下的底泥脫硝潛能, 也隨著水力負荷而增加, 然而水力負荷提升至 0.06 m/d 之後, 脫硝潛能的增加趨勢趨緩。

關鍵字：人工溼地、硝酸鹽、脫硝作用、地下水

Abstracts

Nitrate contamination of water can lead to health problem via drinking water contamination. This study investigated nitrate removal from groundwater by using a free water surface (FWS) and a subsurface flow (SSF) constructed wetland in pilot-scale under a constant influent concentration around $20 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ and various hydraulic loading rate ranged from 0.02 to 0.27 m d^{-1} . Results showed that the effluent nitrate concentrations of both FWS and SSF wetland increased with increasing hydraulic loading rate. Nitrate level of wetland effluent always satisfied drinking water standard ($< 10 \text{ NO}_3\text{-N/L}$) when hydraulic loading rates were operated below 0.04 m day^{-1} for both FWS and SSF wetlands. Nitrate removal rate increased with increasing hydraulic loading rate until a plateau was reached; afterward, removal rate decreased; the maximum removal rates, occurred at hydraulic loading rate of 0.12 m d^{-1} , were 1.288 and $1.372 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for FWS and SSF wetland, respectively. Afterward, removal rate decreased when hydraulic loading rate increased to 0.25 m d^{-1} . Removal rate constant values were higher for the SSF wetland ($0.027\text{-}0.135 \text{ m}$

d^{-1}) than the FWS wetland (0.018-0.093 $m d^{-1}$), probably because SSF wetland provided more surface area for attached growth of denitrifying bacteria than the FWS wetland.

Keywords : constructed wetland, nitrate, denitrification, groundwater

前言

世界各地已有許多地區水體中 NO_3-N 有逐漸增加的趨勢，如在歐洲約有 22% 左右的耕作地區地下水 NO_3-N 濃度值遠高於世界衛生組織所規範的允許值(50 mg/l)，相當於 11.3 mg NO_3-N/l [1] 在美國與中國大陸等地區也有相同的問題[2]。然而可提供人類直接利用的淡水約只佔地球表面水體的 4.9%，其中約有 68% 屬於地下水[3]，並且全世界約有 50% 的人口以地下水為主要飲用水來源，因此有關地下水 NO_3-N 去除之整治技術開發及建立愈顯重要。 NO_3-N 可能被微生物還原成亞硝酸鹽，進而使引起人體的疾病，例如藍嬰病[4]。另外，亞硝酸鹽也會在人體內形成亞硝胺物，如胺基化合物(nitrosoamine)及其他氮化合物[5]，對肝臟造成損害及引起癌症。

針對已受 NO_3-N 污染之水源所衍生之問題，最直接有效的解決方法便是實施水處理技術(water treatment technology)，去除 NO_3-N 改善水質。人工溼地屬於對環境較為契合的自然處理技術，具有建造成本低廉、維護操作簡單以及操作能源需求低等優點，並且可以提供生態教育、旅遊、景觀等功能。以人工溼地處理受 NO_3-N 污染地下水的概念，最早 Baker[6]曾提出：將已受 NO_3-N 污染之地下水抽出，經由人工溼地處理後，再流至水塘(pond)中滲透注入地下水層，進行整治復育。近年來，陸續有許多文獻報導證實，溼地對於 NO_3-N 的去除具有良好的效果[7-8]，然而由於建造人工溼地通常需要較大的面積，為了能夠盡量縮小人工溼地的建造面積，水力操作條件成為設計人工溼地相當重要的因子，一般而言，影響水力操作條件的參數不外乎水力負荷(hydraulic loading rate, HLR)或水力停留時間(hydraulic retention time, HRT)。文獻所報導，操作人工溼地之最佳水力停留時間為 5-14 天[9]，雖然較長的水力停留時間或較小的水力負荷可以確保污染物在溼地中完全被去除，然而溼地的面積需求也將相對的增加，此舉將增加溼地的建造成本。另外，台灣位於熱帶與亞熱帶之處，夏季溫度高的時候，水體蒸發量相當的大，而冬季雖然溫度較低，然而蒸發量亦相當驚人，因此如果水體在溼地之中停留太久，將可能使溼地中的水體大量蒸發，進而不利於人工溼地進行水資源再利用。所以，如何以最短的時間，使污染物能夠在溼地中去除達一定的標準，為溼地設計相當重要的課題。

研究目的

本研究乃利用試驗規模(pilot-scale)的 FWS 及 SSF 人工溼地系統，在不同水力負荷的操作(水力負荷範圍：0.02-0.27m/d)及無外加碳源的操作條件下，分別入流

含硝酸鹽之地下水($\text{NO}_3\text{-N}$ 目標濃度為 20mg N/l) 探討：(1)FWS 與 SSF 溼地處理含硝酸鹽之地下水之效能與去除速率的表現，以及(2)FWS 溼地底泥在不同水力負荷操作條件下的脫硝潛能表現。

文獻探討

針對已受硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)污染之水源所衍生之問題，最直接有效的解決方法便是實施水處理技術(water treatment technology)、去除硝酸鹽改善水質。目前文獻中提到可用來處理受硝酸鹽污染的整治技術有：離子交換法、逆滲透法、化學還原法、生物脫硝法。其中，生物脫硝法具有選擇性高、處理效率高，及不產生再生液等優點，為其餘兩種方法所不及[10-11]。然而生物脫硝法雖然無需過多的動力需求，但生物反應器及程序操作上仍需專業的設計、控制與維護，並且所處理的對象為基質含量極低的廢污水、地下水時，為了使反應器中的脫硝菌進行脫硝作用，通常需要額外添加基質以作為脫硝作用的電子提供者，此舉將可能致使處理成本增加，並衍生出處理水碳源以及微生物污染等問題，因此若要將處理水達到飲用水的安全標準，通常需要在增加後續的處理程序，例如再曝氣、過濾、消毒等[12-14]。

去除水中硝酸鹽的另一種可行技術為人工溼地法。人工溼地在水及廢水處理技術中屬於自然處理程序，具有省能源、建造與操作維護成本低廉、不會造成二次污染等優點，並可以提供生態保育、遊憩、自然景觀等功能。近幾年，已陸續有不少文獻報導均證實溼地可有效的去除水中的硝酸鹽[15-17]。溼地中去除硝酸鹽的主要機制有：微生物的脫硝作用、微生物與植物的攝取，以及可被忽略的離子交換作用。然而在高硝酸鹽污染處理負荷下，微生物的脫硝作用被認為是溼地中去除硝酸鹽的主要機制。異營性脫硝作用的有效進行有兩個限制條件：(1)無氧(anoxic)的環境，以及(2)足夠的碳源。其中，溼地的底泥，以及碎石上生物膜的內部環境，可以達成無氧的環境，供脫硝菌生長。因此，若以溼地系統處理含高濃度硝酸鹽及低濃度有機質的地下水，將形成有機質限制，所以有無足夠的脫硝碳源，為利用溼地脫硝程序去除地下水硝酸鹽的主要限制因子。Ingersoll and Baker[18]的研究中證實枯萎之植物組織可提供作為溼地中脫硝作用進行的有效碳源，但他們並無考慮溼地中植物生長對脫硝作用的影響。

目前所發展出來的人工濕地系統有兩大類型：自由水層系統(FWS, free water surface system)及表層下流動系統(SSF, subsurface flow system)。不同類型溼地提供不同的物理、化學及生物環境，因此其去除硝酸鹽的表現亦不同。在FWS 溼地系統中，植物枯萎後可以直接留置在水面或水中，分解後有機碳源返回水中或底泥，可以促進脫硝作用，例如在 Lin[19]的研究中曾探討種植不同水生植物的小型表面流人工溼地系統去除地下水硝酸鹽之研究，在無外加碳源的操作條件下，各溼地系統的硝酸鹽去除率可介於 56-93%之間，遠高於無種植植物的有照光控制組(27%)及無種植植物無照光控制組(2%)，可見 FWS 溼地系統中的

植物確實可以貢獻脫硝作用所需的碳源，然而其放流水也可能因此衍生較高的有機物背景值與藻類生長等問題。反觀 SSF 溼地系統中的大部份植物殘體，被留置於石頭床表面上，無法與表層下的水流直接接觸，因此無法有效提供碳源供脫硝菌利用，進而限制了脫硝作用的進行，但由於 SSF 溼地系統內含有碎石及植物根系，有龐大的表面積可以提供微生物附著生長，因此無論在有機質礦化、懸浮固體(包括藻類細胞)過濾去除及啟動期的表現上，SSF 溼地系統一般均較 FWS 溼地系統優越[20-22]。但 SSF 溼地系統的建造成本較 FWS 系統略高，因此有關 SSF 溼地系統去除地下水中硝酸鹽之研究報導仍相當有限，所能提供之設計操作資料亦相當缺乏。

另外，文獻曾報導將溼地應用於處理含硝酸鹽污水，其水力停留時間建議為 5-14 天[23]，然而以台灣位處熱帶與亞熱帶的環境中，在夏季高溫的時候，水體蒸發散速度相當快速，若將人工溼地控制在較低的水力停留時間，將可能使溼地中大量的水體蒸散，致使可回收再利用的水量減少，除了造成水體的浪費，也造成處理時間上的浪費，因此如何將系統控制在高水力負荷下，並可得到預期的處理效果，為值得注意的問題。

研究方法

1. 試驗規模(pilot-scale)人工溼地系統：

本研究之人工溼地系統由以下單元組成：加藥水塔與控制水位之水箱、自由水層溼地(FWS)系統、表層下流動溼地(SSF)系統與連結管線。FWS 與 SSF 溼地系統均為長 5m、寬 1m、深 0.8m，FWS 溼地系統底部則鋪上厚約 20cm 的土壤，並種植蘆葦(*Phragmites communis* L.)，操作水深約在 20 cm，SSF 溼地系統則由底部填滿 60 cm 深之砂礫作為介質 (media)、粒徑約為 10-20mm，亦種植蘆葦，水深維持在 0.40m 深。溼地系統中自進流端開始每隔 1 公尺設置多孔 PVC 管 (0.8m 長、直徑 0.5m，中空不含碎石)，以利水樣採集。

2 人工溼地系統之操作：

本實驗共分為 6 個操作試程，每個試程操作不同的進流量，流量試驗範圍為 100 l/d 至 1300 l/d，以改變每個試程的水力負荷及 NO₃-N 污染負荷，目的為探討操作不同的水力負荷對人工溼地去除硝酸鹽的影響。各試程的詳細水力操作條件如表 1 所述。入流水為人工配置，配置方式為先以馬達抽取系統附近的地下水至 4.5 噸的加藥水塔儲存後加入 NaNO₃，模擬受硝酸鹽污染之地下水，目標濃度為 20 mg N/l，並加入適量的 Na₂HPO₄，以提供溼地植物與微生物營養源。污水入流方式以重力方式分別流入 FWS 與 SSF 溼地系統，並以節流閥調整流量，為了避免水位差造成流速的改變，在污水入流至溼地系統之前先經過一水位控制水箱，使入流流速穩定。

3. 採樣與分析

每星期採樣兩次，分別採集溼地系統之入流水與出流水，採樣時間約在 11 時至

13 時。水樣的各項水質分析，包括化學需氧量 (COD)、生化需氧量(BOD)、總有機碳(TOC)、氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$)、正磷酸鹽 (PO_4^{3-})、硝酸氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、亞硝酸氮 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、總懸浮固體物(TSS)、氫離子濃度 (pH)、溶氧(DO)、溫度、濁度等，依照 Standard Methods[24]所列的方法進行分析。分析化學需氧量、生化需氧量、TOC、氨氮、亞硝酸氮、硝酸氮及正磷酸鹽之水樣，均預先以濾膜過濾，分析結果均屬溶解態。

4. 溼地底泥脫硝潛能分析

本實驗參考 Tiedje 等人[25]及趙震慶[26]研究中所進行的「乙炔抑制法」方法，其步驟為使用一 PVC 製圓管(Plexiglass tube, 30cm 長、內徑約 20mm)，採取系統之底泥。攜回實驗室之後，分別稱取定量之底泥樣本(最後乾重約為 10g)，置入血清瓶中，並加入濃度分別為 0.12 mg/l 的氯黴素與 20 mg N/l 的硝酸鉀混合溶液，血清瓶以 100rpm 水浴迴轉震盪培養，定時採取血清瓶內之氣體，以 GC-ECD 分析 N_2O 的濃度。GC-ECD 分析條件：層析管柱直徑為 3.2mm，長度為 4m 的不鏽鋼管，內填 porapak Q。攜帶氣體為 10% 甲烷與 90% 氫氣之混合氣體，氣體壓力為 1.82 bar。GC-ECD 注射口溫度為 100°C，層析管柱烘箱溫度為 70°C，偵測器溫度為 280°C。

結果與討論

$\text{NO}_3\text{-N}$ 處理效能

第一試程溼地兩溼地的水力負荷均控制在 0.02 m/d，脫離啟動期後的 FWS 與 SSF 溼地， $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能均逐漸穩定，至第一試程操作結束(2002 年 6 月 18 日)，FWS 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除率為 98%，SSF 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除率為 97%，兩者差異不大($P>0.05$)，在水力負荷為 0.02m/d 與無外加碳源的操作條件下，兩溼地均可獲得相當良好的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能。

第二試程 FWS 與 SSF 溼地的水力負荷為 0.03 m/d，FWS 溼地的平均入流濃度為 19.70 mg N/l，SSF 的平均入流濃度為 20.14 mg N/l。在此一試程操作期間，FWS 的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均去除率為 99%(圖 1)，SSF 的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能為 98%(圖 2)，顯示兩溼地在 0.03 m/d 的水力負荷操作條件下，均可獲得足夠的碳源進行脫硝作用。另外，FWS 與 SSF 溼地出流水的亞硝酸鹽與氨氮濃度，均在 1 mg N/l 以下，顯示本試程的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 並無在無氧的環境還原成亞硝酸鹽與氨氮。

第三試程 FWS 與 SSF 溼地的水力負荷為 0.04 m/d，FWS 溼地的平均入流濃度為 18.08 mg N/l，SSF 的平均入流濃度為 18.56 mg N/l。觀察兩溼地出流水的亞硝酸鹽濃度，已經提高至 1 mg N/l 以上(FWS 溼地為 1.90 mg N/l，SSF 溼地為 1.00 mg N/l)；另外，FWS 溼地的出流水氨氮濃度為 1.89 mg N/l，SSF 溼地為 0.99 mg N/l，顯示 $\text{NO}_3\text{-N}$ 除了經由脫硝作用去除外，另外有一部份還原成亞硝酸鹽與氨氮，並在溼地中出現略為累積的現象，但整體而言，在本試程 FWS 與 SSF 溼地仍有 90% 以上的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能(FWS 溼地 90%，SSF 溼地 95%)。

第四試程 FWS 與 SSF 溼地的水力負荷均為 0.12 m/d，FWS 溼地的 $\text{NO}_3\text{-N}$

平均入流濃度為 23.45 mg N/l，SSF 溼地平均入流濃度為 23.18 mg N/l。FWS 與 SSF 溼地因為操作在較高的水力負荷下，出流水的 NO₃-N 濃度已經升高。FWS 溼地出流水的 NO₃-N 平均濃度為 12.47 mg N/l，亞硝酸鹽與氨氮濃度分別為 1.40 mg N/l 與 1.41 mg N/l；SSF 溼地為 11.34 mg N/l，亞硝酸鹽與氨氮的濃度分別為 0.40 mg N/l 與 0.42 mg N/l，兩溼地的 NO₃-N 去除效能已明顯降低，FWS 溼地為 47%(圖 1)，SSF 溼地為 51%(圖 2)，SSF 溼地在本試程的 NO₃-N 去除表現略優於 FWS 溼地。

由於在第四試程將水力負荷提高至 0.12 m/d 以後，其 NO₃-N 去除效能與水力負荷為 0.04 m/d 的第三試程有明顯差異，為了釐清水力負荷操作在 0.04-0.12 m/d 之間，溼地之 NO₃-N 去除效能表現，因此調整第五試程的水力負荷在 0.04-0.12 m/d 之間，FWS 溼地實際之水力負荷為 0.06 m/d，SSF 溼地之水力負荷為 0.07 m/d。本試程自 2002 年 9 月 30 日開始操作，FWS 溼地的平均入流濃度為 25.66 mg N/l，SSF 的平均入流濃度為 25.89 mg N/l。待操作穩定後，FWS 溼地的 NO₃-N 去除效能為 33%(圖 1)，SSF 溼地 64%(圖 2)。其中，FWS 溼地在本試程的 NO₃-N 去除率比第四試程差，推估可能原因為在第五試程的操作期間，日夜溫度變化的差異頗為明顯，而且 FWS 溼地中的水體與空氣直接接觸，溼地的週界溫度變化可能直接影響溼地水體的溫度，導致 FWS 溼地在 NO₃-N 去除的表現上比第四試程差。

第六試程 FWS 溼地之水力負荷為 0.25 m/d，NO₃-N 平均入流濃度為 26.73 mg N/l，FWS 溼地之水力負荷為 0.27 m/d，NO₃-N 平均入流濃度為 26.82 mg N/l。本試程進一步將水力負荷提高，如圖 1 與圖 2 所示，FWS 與 SSF 溼地的 NO₃-N 去除率已經明顯偏低(10%與 8%)。

由以上之實驗結果，進一步考慮土壤與地下水污染防治與飲用水標準之規範，地下水之 NO₃-N 含量須在 10 mg N/l 以下才符合標準，以本研究控制不同水力負荷的試驗中，出流水的 NO₃-N 濃度如圖 3 與圖 4 所示，FWS 溼地若欲符合法規之規範，水力負荷需控制為 0.04 m/d，而 SSF 溼地需控制為 0.07 m/d。由以上之論述顯示 SWF 與 SSF 因為溼地結構特性，其 NO₃-N 處理效能與出流水質特性的表現也有所差異，因此在處理受 NO₃-N 污染之地下水的應用上，SSF 溼地將比 SSF 溼地優越。

去除速率與脫硝潛能

去除速率為設計人工溼地的重要參考資料，圖 5 與圖 6 所顯示為不同水力負荷操作下，FWS 與 SSF 兩溼地的去除速率均隨著水力負荷而逐漸升高，但水力負荷達 0.12 m/d 之後，NO₃-N 去除速率反而下降，顯示 FWS 與 SSF 溼地之水力負荷達 0.12 m/d 之後，溼地的 NO₃-N 去除速率即受到限制而不再上升，其中，FWS 溼地入流的 NO₃-N 污染負荷達 2.75 g N/m²/d，可獲得最高的 NO₃-N 去除速率 1.288 g N/m²/d，SSF 溼地入流 NO₃-N 污染負荷為 2.69 g N/m²/d 可得最高去除率 1.372 g N/m²/d，另外，兩溼地脫硝速率受到限制而不再隨水力負荷而提升

的原因，可能原因為溼地中碳源已經形成限制，無法再供應足夠的碳源進行脫硝作用，因此在 FWS 與 SSF 水力負荷大於 0.12 m/d 之後，脫硝速率反而下降。

文獻報導溼地之去除速率範圍為 0.01-1.512 g N/m²/d[27]，與同為人工溼地並且入流水主要污染物為 NO₃-N 之文獻報導值比較，本研究的最大去除速率大於 Smith et al.[28]之文獻值(0.352 g N/m²/d)，但低於 Xue et al.[29]所報導之最大去除速率(1.512 g N/m²/d)，另外，Reilly et al.[30]曾報導 SSF 溼地在 NO₃-N 污染負荷為 2.28 g N/m²/d，NO₃-N 最大去除速率為 1.07 g N/m²/d，並且其 NO₃-N 污染負荷與本研究為 2.69 g N/m²/d，其去除速率為 0.61 g N/m²/d，低於本研究相同污染負荷時之去除速率。

此外，利用乙炔抑制法所測得 FWS 溼地不同水力負荷下的底泥脫硝潛能如圖 7 所顯示，圖中每一點之脫硝潛能，為 FWS 溼地中分別距離進流點 1m、2m、3m、4m 所採集底泥脫硝潛能的平均，圖中顯示，當水力負荷逐漸提升時，FWS 溼地底泥的脫硝菌受 NO₃-N 污染負荷逐漸增加而刺激，其脫硝潛能也隨著水力負荷而增加，並且脫硝潛能在水力負荷為 0.02-0.06 m/d 之間，增加趨勢最為明顯，White and Reddy[31]曾報導，位於溼地進流區域 NO₃-N 負荷較大的底泥，其脫硝潛能比出流區的底泥高，並且 NO₃-N 污染負荷越高，將刺激溼地底泥中的脫硝菌活性。然而水力負荷提升至 0.06 m/d 之後，脫硝潛能的增加趨勢趨緩，由 FWS 底泥的脫硝潛能趨勢可以佐證 FWS 溼地在水力負荷 0.12 m/d 之後，碳源形成限制因子，影響 FWS 溼地對於 NO₃-N 的去除。

結論與建議

本研究人工溼地的水力負荷均控制在 0.02-0.04 m/d 時，FWS 溼地與 SSF 溼地均可獲得良好的 NO₃-N 去除率，均可達為 90% 以上。當 FWS 與 SSF 溼地水力負荷均為 0.12 m/d，兩溼地的 NO₃-N 去除效能已明顯降低，FWS 溼地為 47%，SSF 溼地為 51%。當 FWS 溼地實際之水力負荷為 0.06 m/d，SSF 溼地水力負荷為 0.07 m/d 時，FWS 溼地的 NO₃-N 去除效能為 33%，SSF 溼地 64%，再進一步將水力負荷提高為 0.25 m/d，FWS 與 SSF 溼地的 NO₃-N 去除率已經明顯偏低為 10% 與 8%。另外，當 FWS 溼地入流的 NO₃-N 污染負荷達 2.75 g N/m²/d，可獲得最高的 NO₃-N 去除速率 1.288 g N/m²/d，SSF 溼地入流 NO₃-N 污染負荷為 2.69 g N/m²/d 可得最高去除率 1.372 g N/m²/d。此外，利用乙炔抑制法所測得 FWS 溼地不同水力負荷下的底泥脫硝潛能，也隨著水力負荷而增加，然而水力負荷提升至 0.06 m/d 之後，脫硝潛能的增加趨勢趨緩。

計畫成果自評

本計畫屬多年期計畫，第二年度截至目前的研究成果約可達成當初計畫工作目標的 90% 以上，所獲得之結果恰可作為最後第三年計畫之執行依據。本年度主要針對兩種不同類型人工溼地(FWS 及 SSF)探討水力負荷對硝酸鹽處理效能及放流水品質的影響，此部分成果可提供人工溼地應用於受硝酸鹽污染之地下水的

整治技術上的操作依據。由操作結果並透過數值回歸分析方法，獲得了人工濕地去除硝酸鹽的動力學模式，此模式亦則可應用於人工溼地處理效能的預測及實廠規模設計的依據。

本年度的工作也包括完成發表了一篇 SCI 論文及 5 篇研討會論文(第一年的成果)：

Lin, Y. F., Jing, S. R., Wang, T. W., and Lee, D. Y. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119 (3), 413-420. (SCI = 1.560)

施凱鐘、林瑩峰、荊樹人、李得元、陳韋志、李佳原，2002，不同類型人工溼地去除地下水硝酸鹽之特性比較，第二十七屆廢水處理技術研討會，w-h-o05，台北，計畫編號：NSC-90-2211-E-041-006。

施凱鐘、林瑩峰、荊樹人、李得元、陳韋志、林秉璋，2002，種植不同水生植物的小型人工溼地之脫硝潛能及地下水硝酸鹽去除，第八屆海峽兩岸環境保護研討會，pp424-431，新竹，計畫編號：NSC-90-2211-E-041-006。

施凱鐘、林瑩峰、荊樹人、李得元、陳俊豪、吳亞潔，2003，人工溼地在不同水力負荷操作下處理受硝酸鹽污染之地下水，第一屆土壤與地下水處理技術研討會，台中，計畫編號：NSC 91-2211-E-041-014。

施凱鐘，林瑩峰，荊樹人，李得元，陳韋志，2002，溼地中硝酸鹽去除與底泥特性之關係，第一屆土壤與地下水處理技術研討會，台中，計畫編號：NSC 91-2211-E-041-014。

施凱鐘，林瑩峰，荊樹人，李得元，陳韋志，2002，溫度變化對種植不同植物的人工溼地去除水中硝酸鹽之影響，第二十八屆廢水處理技術研討會，台中，計畫編號：NSC-90-2211-E-041-006。

此篇期刊論文並獲選為 *Environmental Pollution* 期刊「Most download articles in 2002」的第 7 名。第二年的研究成果預期可進一步完成兩篇期刊論文。另外，明(2004)年 7 月在荷蘭將舉辦有關溼地科學及水資源管理方面的國際學術會議—the 7th INTECOL International Wetlands Conference，筆者已將本計畫成果投稿獲得口頭發表機會，以俾能與國外學者針對溼地研究有互相交流的機會。在本年度計畫中並訓練一位本系之碩士生完成學位論文，題目為「利用人工溼地處理受硝酸鹽污染地下水之研究」。

參考文獻

1. WHO “Health hazards from nitrate in drinking water.” *Environmental Health*, 1, WHO, Copenhagen, (1985).
2. Laegreid, M., Bockman, O.C. and Kaarstad, O. “Agriculture, Fertilizers and Environment.” *Norsk Hydro ASA*, Porsgrunn, Norway, (1999).
3. Bachmar, Y. “Groundwater as part of the water system.” In *Ground Water Contamination and Control*, ed. U. Zoller. Marcel Dekker, Inc, New York,

- (1994).
4. Shuval, H.L. and Gruener, N. "Infant methemoglobinemia and other health effects of nitrates in drinking water." *Progress in Water Technology*, 8, pp.183-193, (1977).
 5. Menzer, R. E. In Casarett and Doull's Toxicology, ed. M. O. Amdur. J. Doull and C. D. Klaassen, 4th ed., McGraw-Hill, pp. 872-902, (1993).
 6. Barker, L. A. "Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters," *Wat. Sci. Tech.* 38(1), pp.389-395, (1998).
 7. Jacobs, T. C. and Gilliam J. W., "Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters," *J. Environ. Qual.* 14, pp. 472-478, (1985).
 8. Lin, Y. F., S.R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang, "Removal of nitrate and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase", *Water Environmental Research*, 74(2), pp.136-141, (2002).
 9. Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. "Wetlands 2 ed," Van Nostrand Reinhold, N. Y, (1993).
 10. Hoek, J. P. van der and Klapwijk, A. (1987) Nitrate removal from ground water. *Wat. Res.* 21, 989-997.
 11. Mateju, V., Cizinska, S., Krejci, J. and Janoch, T. (1992) Biological water denitrification – A review. *Enzyme Micro. Technol.* 14, 170-183.
 12. Gayle, B. P., Boardman, G. D., Sherrard, J. H. and Benoit, R. E. (1989) Biological denitrification of water. *J. Environ. Eng.* 115, 930-943.
 13. Hall, T. (1992) Biological denitrification for potable water treatment. *J. Chem. Technol. Biotech.* 54, 185-186.
 14. Tanski, H. H. and Airaksinen, A. K. (1988) The bacterial denitrification in groundwater. *Wat. Sci. Tech.* 20, 225-226.
 15. Jacobs, T. C. and Gilliam J. W., "Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters," *J. Environ. Qual.* 14, pp. 472-478(1985).
 16. Lowrance, R. R., Todd R. L., Fail J. L., Hendrickson O.Q., Leonard R. and Asmussen L.E., "Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds," *BioScience.* 34, pp. 374-377(1984).
 17. Peterjohn, W. T. and Correll, D. L., "Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observation on the role of a riparian forest," *Ecology* 65, pp. 1466-1475(1984).
 18. Ingersoll, T.L., and Baker, L.A., "Nitrate removal in wetland microcosms", *Wat. Res.*, 32, pp. 677-684(1998).
 19. Lin, Y. F., S. R. Jing, T. W. Wang, and D. Y. Lee, "Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands," *Environmental Pollution*, 119, pp.413-420 (2002).

20. Metcalf and Eddy, "Chap 13 natural treatment system, in Wastewater Engineering (Third Edition)", pp.297-1016, McGraw-Hill, Inc. New York(1991).
21. Lin, Y. F., S.R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang, "Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase", *Water Environmental Research*, 74(2), pp.136-141 (2002).
22. Lin, Y. F., S.R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang, "Nutrient Removal from aquaculture wastewater using a constructed wetland system", *Aquaculture*, 209(1-4), 169-184 (2002).
23. Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1993. *Wetlands*, 2 ed. Van Nostrand Reinhold, NY, 722 pp.
24. APHA, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater," 17th edition, American Public Health Association, Washington, D. C. (1989).
25. Tiedje, J.M., S. Simkins, and P. M. Groffman, "Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods," *Plant and Soil*, 115, pp. 261-284(1989).
26. 趙震慶 "有機物對土壤異化脫硝之促進作用"，博士論文，中興大學土壤學研究所，(1992)。
27. White, J. R., and Reddy, K. R. "Influence of nitrate and phosphorus loading on denitrifying enzyme activity in Everglands wetland soils," *Soil. Soc. Am. J.* 63, pp.1945-1954, (1999).
28. Smith, L. K., Sartoris, J. J., Thullen, J. S., and Anddersen, D. C., "Investigation of denitrification rates in an ammonia-dominated constructed wastewater-treatment wetland,"
29. Xue, Y., Kovacic, D. A., David, M. B., Gentry, L. E., Mulvaney, R. L. and Lindau, C. W. "In situ measurement of denitrification in constructed wetlands," *J. Environ. Qual.* 28(1), 263-269, (1999)
30. Reilly, J. F., Horne, A. J., and Miller, C. D. "Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge," *Ecological Engineering* 14, pp.33-47, (2000).
31. White, J. R., and Reddy, K. R. "Influence of nitrate and phosphorus loading on denitrifying enzyme activity in Everglands wetland soils," *Soil. Soc. Am. J.* 63, pp.1945-1954, (1999).



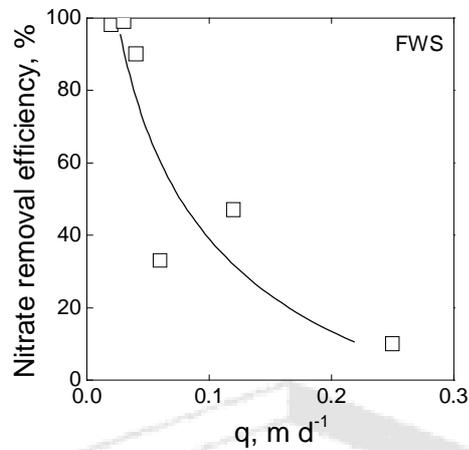


圖 1 不同水力負荷之 FWS 溼地 NO₃-N 去除效能

表 1 試驗規模人工溼地系統各試程水力操作條件

Trial nos.	Operating date	Q (L/day)		q (m/day)		NO ₃ -N (mg N/L)	
		FWS	SSF	FWS	SSF	FWS	SSF
Stage 1	31 Oct. 2002 - 18 Jun. 2003	94	99	0.02	0.02	21.22	21.69
Stage 2	25 Jun. 2003 - 25 Jul. 2003	125	134	0.03	0.03	19.70	20.14
Stage 3	30 Jul. 2003 - 6 Sep. 2003	194	220	0.04	0.04	18.08	18.56
Stage 4	9 Sep. 2002 - 27 Sep. 2003	587	580	0.12	0.12	23.45	23.18
Stage 5	30 Sep. 2002 - 23 Oct. 2003	299	335	0.06	0.07	25.66	25.89
Stage 6	24 Oct. 2003 - 31 Oct. 2003	1250	1333	0.25	0.27	26.73	26.82

Q = average rate of inflow and outflow

q = hydraulic loading rate, which is the average flow rate (Q) divided by surface area of wetland(s).

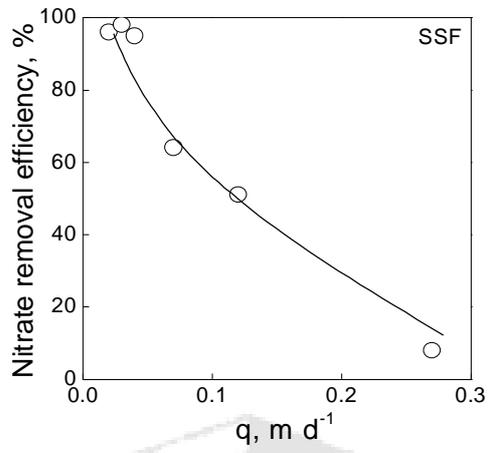


圖 2 不同水力負荷之SSF溼地 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除效能

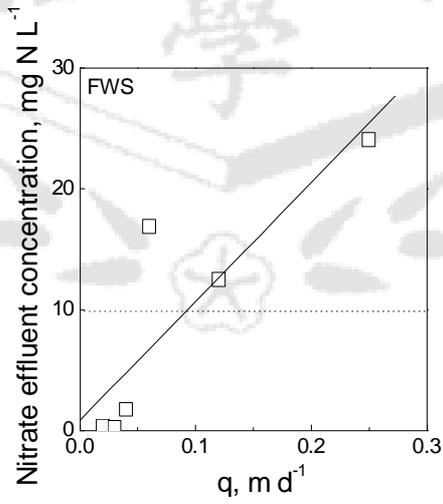


圖 3 不同水力負荷之FWS溼地出流水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度

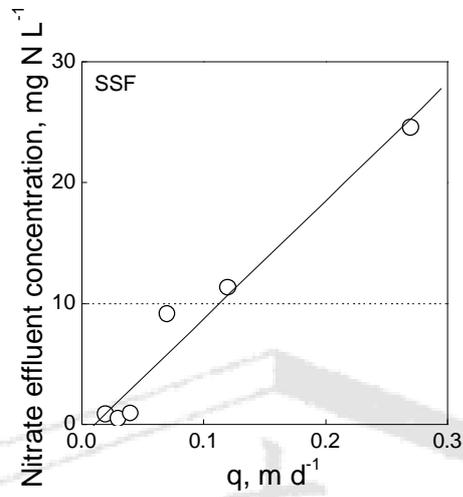


圖 4 不同水力負荷之 FWS 溼地出流水 NO_3-N 濃度

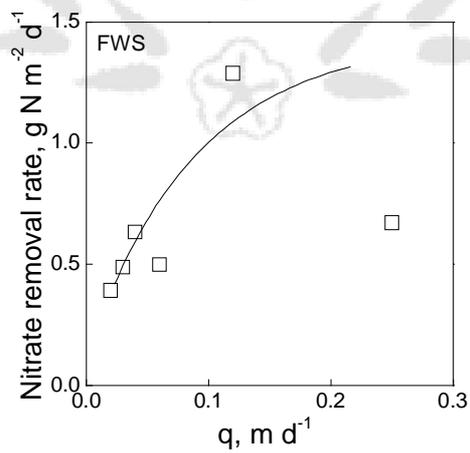


圖 5 不同水力負荷對 FWS 溼地 NO_3-N 去除速率的影響

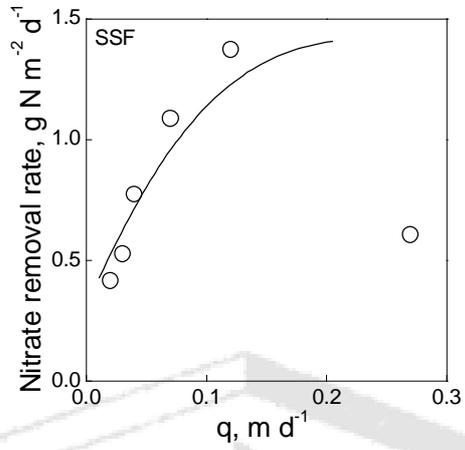


圖 6 不同水力負荷對 SSF 溼地 NO₃-N 去除速率的影響

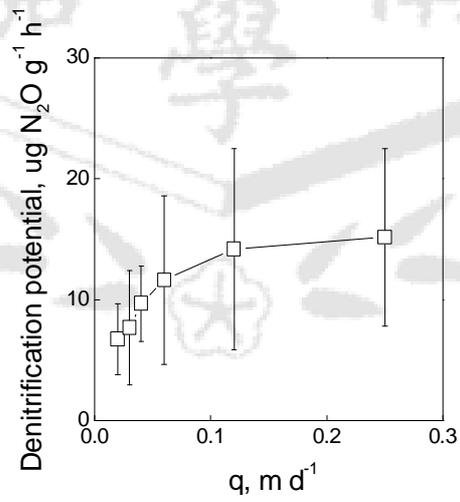


圖 7 FWS 溼地不同水力負荷的底泥脫硝潛能

可供推廣之研發成果資料表

可申請專利

可技術移轉

日期：92年6月3

日

<p>國科會補助計畫</p>	<p>計畫名稱：人工溼地應用於硝酸鹽污染之地下水整治技術之開發研究(II) 計畫主持人：林瑩峰 計畫編號：NSC91-2211-E-041-014 學門領域：環境工程</p>
<p>技術/創作名稱</p>	<p>水中硝酸鹽去除系統</p>
<p>發明人/創作人</p>	<p>林瑩峰、施凱鐘</p>
<p>技術說明</p>	<p>中文： 台灣及國外許多地區，由於密集農業的快速發展，化學肥料過量施用，造成地下水普遍受硝酸鹽氮污染，已成為衛生上倍受關切的課題。有關地下水硝酸鹽去除之整治技術開發則愈顯重要。本研究計畫所開發之技術乃利用人工溼地處理受硝酸鹽污染之地下水。人工溼地為一種低成本、省能源、操作維護容易的水處理技術。技術上已建立可提供人工濕地建造、啟動、穩定、操作與設計上的工程資料。</p> <p>英文： Nitrate contamination of groundwater as a result of heavy fertilization in agriculture may lead toward potentially ill effects and is becoming a serious problem in many countries including Taiwan. It is therefore essential to develop nitrate removal technologies from groundwater. This project has been developing a constructed wetland (CW) technology for remediation of a nitrate-contaminated aquifer. This technology is characterized by providing advantages of low cost, energy saving, and simple operation and maintenance. The information concerning the construction of a CW, the start-up phenomenon, and the criteria of operation and design of the CW has been established.</p>
<p>可利用之產業及可開發之產品</p>	<p>水處理產業、環保產業 水處理單元</p>
<p>技術特點</p>	<p>可有效去除水中危害物質(硝酸鹽)的低成本、省能源、操作維護容易之水處理技術</p>
<p>推廣及運用的價值</p>	

※ 1.每項研發成果請填寫一式二份，一份隨成果報告送繳本會，一份送 貴單位研發成果推廣單位（如技術移轉中心）。

※ 2.本項研發成果若尚未申請專利，請勿揭露可申請專利之主要內容。

※ 3.本表若不敷使用，請自行影印使用。