

# 脫氮作用於水田復育成地下水流式人工濕地之研究

陳鈞華<sup>(1)</sup>、宋建明<sup>(2)</sup>、李煜基<sup>(3)</sup>、徐貴新<sup>(4)</sup>、甘俊二<sup>(5)</sup>

<sup>(1)</sup>屏東科技大學土木工程系副教授、水利技師

<sup>(2)</sup>屏東科技大學土木所博士班

<sup>(3)</sup>屏東科技大學土木所碩士班

<sup>(4)</sup>東南科技大學環境管理系副教授兼研發處處長、水利技師

<sup>(5)</sup>七星農田水利研究發展基金會董事長、水利技師

## 摘 要

本研究解決台灣休耕水田問題，改善成人工濕地來淨化水質和增進地力。建構一人工濕地生態經濟動態模型(Constructed wetland Ecological Economic Dynamic Modelling, CWEDDM)。本研究提出一個模擬氮循環系統，其過程包括硝化、反硝化、植物攝取(吸收)、分解、礦化及有機氮的累積。於人工濕地中轉化過程之動態模型，其過程包括為於水田間設置截水牆截流水平滲漏之伏流水至一水田之池塘中(田中挖深水田底層，增高田埂至最大蓄水深度 250mm)，用來稀釋生活污水後，以重力流排入地下水平流式人工濕地，主要利用生物吸附(Biosorption) 能力去除污染物。以最佳管理作業(Best Management Practices, BMPs)配置地下水平流式人工濕地(Horizontal Subsurface Flow Constructed wetland, HSSFCW) 於水田區，處理秀姑巒溪附近住家排放之生活廢水，藉由截流伏流水方式來蓄積水源於開放式池塘中，保持四季均有水源，得以控制入流於 HSSFCW 之最佳水力負荷(cm/day)，使得 HSSFCW 能持續有效率去除污染物，且利用最佳化理論估算最佳配置蘆葦(*Phragmites australis* (Cavan.) Trin. ex Steud.)、空心菜、水芹菜之種植面積。以臺北市下水道污水費收取法規為計算方法，虛擬計算可收取處理氮源之最大費用。

**關鍵詞：**Horizontal Subsurface Flow Constructed wetland (HSSFCW); BMPs; nitrogen.

## 一、研究動機目的

台灣地區緯度隸屬於亞熱帶地區，受中緯度(冬季東北季風)和熱帶東南氣流(颱風及低氣壓)天氣系統雙重影響和中央山脈陡峻地形影響，形成降雨時空不

均。雖於每年降雨量豐沛，但水資源分配不均，導致每年區域性暴雨和洪澇災害不斷，枯水期間又面臨水資源不足之窘境。造成維持水田、人工濕地基本生態環境需

水量不足，長期而言導致水田、人工濕地水生植物大量死亡，導致水田、人工濕地水質持續惡化，進而影響水資源永續利用。

台灣地小人稠，過去為了增進地力，通常會大量使用化學肥料於水田灌溉區，其點源和非點源流入之氨氮、硝酸氮、正磷酸鹽等污染物，造成水田大量營養鹽累積，特別於春、秋期間降雨後，於人工濕地中容易產生類似春秋翻騰之現象，形成人為的優養化(Artificial Eutrophication)效應。台灣又因 WTO 對農業之衝擊，產生許多休耕水田問題待需解決。

環顧近年環境保護意識抬頭，研究人工濕地淨化水質之文獻日益趨升，使得可引證之論點愈趨真實。1992 年聯合國 (United Nations, UN) 於聯合國環境與發展會議 (United Nations Conference on Environment and Development, UNCED) 提出 21 世紀議程 (Agenda 21) (1) 國家應秉持最適永續原則，以維持水資源的生態系統。(2) 國家應要求對影響水資源利用的開發行為，必須進行環境影響評估。(3) 國家應確定水資源保育為國家經濟發展政策規劃與執行的重要議程，以支持水資源環境之永續發展。(4) 國家應致力於水資源科技創新的研究發展，以回復受損害的水資源及其環境。基於水資源能永續利用之條件下，應提出更有利解決以上多重性環境和效益最大化問題之最佳經濟方案。

水質保護為世界性環保意識，根據美國環保署水質保護中心 (US EPA-Water

Quality Protection Center) 與 NSF 國際組織合作，致力於地下水和地表水之水質保護 [5][6]。台灣具有獨天獨厚的亞熱帶氣候優勢，適合休耕水田、國家級濕地、研究型大型人工濕地中絕大部分水生植物的生長和發展生態多樣化 (Biodiversity)，隨生態濕地深度旅遊熱門而產生旅遊之附加價值。臺灣大學生物環境系統工程學系甘俊二名譽教授，於 1993 年提出「水田即水庫」之前瞻性用水概念，水田如一水淺面積廣之水庫，具調節洪流、涵養水資源、防止土壤流失、防止地層下陷、淨化水質、提供自然景觀、調節區域微氣候及生態保育等多項功能。利用截水牆截流伏流水，以提高地下水水位，確保不同水生植物不同生長階段之階段環境用水需求 (甘俊二，2010)，一可持續水田、人工濕地水質淨化能力，二可避免生態多樣性的損失，三可發展人工濕地旅遊，故如何建立一符合利用不同深度截流伏流水滿足人工濕地中不同水生植物之基本生態環境需水量之調配模式，於本研究發展之重要課題之一。

污水處理技術在低成本和符合再生資源永續利用的條件下，人工濕地污水處理技術是可以被接受的技術，尤其有利於負擔不起污水處理廠費用的小社區 (White, 1995; Billore et al., 1999)。濕地之功能價值已被證明是對人類有益。單位價值之濕地也增加了一些與人類發展 (農業和城市)，因為越來越多地使用和增加人工溼地 (William et al., 2000)。在一個合理的比率



下，人工濕地擁有最大的淨服務價值(Chena et al.,2009)。濕地對人類和自然環境是有價值的，其價值性包括(1)暫時儲存水，減少洪澇災害損失；(2)補給地下水；(3)提供野生動物棲息地造就生物多樣性；(4)保留或轉換營養素、沉積物和有毒物質的輸入，從而保護飲用水供應和下游系統不受污染；(5)可以增加旅遊及提供觀鳥，捕魚，狩獵等(6)為人類大量生產不同品種的天然產物和食物(Burtona et al.,2009)。人工濕地藉由植生香蒲系統來去除 BOD<sub>5</sub>、SS、大腸菌群，成為具景觀性且替代生活污水的二級處理系統之可行方案(Karathanasis, et al.,2003)。香蒲、蘆葦於人工和半自然濕地污水處理中最常見植物，其能發揮保留養分和重金屬之重要作用(Martin,2009)。市政和工業廢水等點源污染之二級處理為濕地潛在應用範圍。成功研究案例中指出，濕地能顯著降低懸浮固體、生化需氧量、病原體、重金屬和過多營養鹽廢水(Gersberg et al., 1984; Rogers et al., 1991; Ojo and Mashauri, 1996)。

中興大學土壤環境科學系楊秋忠國家講座教授，長期觀察台灣農地生態系統功能後，發現增進地力最好的方法，以有機質及微生物肥料搭配少靠化學肥料之整合使用。以有機質及微生物肥料為增進地力之概念，利用休耕水田改善成人工濕地是為增加土壤層有機質和微生物之增進地力好方法。但因灌溉用水之考量，皆以田間

作物用水需求為基礎，人工濕地水生植物並不為田間經濟作物，不適合以經濟作物灌溉方法實施，而植物生物吸附淨化機制中，卻對處理生活污水有一定的除汙效益，然而水生植物生長伴隨著水質之淨化，其水分為水生植物生長之必要條件，於水田內設置攔截伏流水之截水牆，可達到控制伏流水之能力，提升休耕水田水位，於缺水時期，達到最小的生態環境需水量，針對水生植物需求為導向之水生植物環境需水量並考量維護管理費用之基本需求，以達到永續水資源之人工濕地淨化水質之最佳利用。

針對解決休耕水田問題，改善成人工濕地來淨化水質和增進地力。本研究依既有之人工濕地相關動力學理論文獻，其中以氮循環動力系統最為重要，氮轉化過程模式包括硝化、反硝化、植物攝取(吸收)、分解、礦化及有機氮的累積。在於地下水平流式人工濕地系統，pH 值為中性時通常氮極少揮發，故不建立在模式內。動態模型中採用方法為動力學和由不同學者所提出之經驗、半經驗公式所組合而成(Billore et al., 1999; Martin and Reddy, 1997; Cooper et al., 1996; Kadlec and Knight, 1996; Vymazal et al., 1998)。根據聯合國(FAO)的資料，水田的滲漏水量可依耕層底的牛踏層為界，形成水準及垂直兩項滲漏方式，其比值為 3:1 (水準:垂直)；在臺灣雲林地區之調查，其比值亦達 2.3:1；所以水田滲漏的水量，除了有部分垂直滲漏補充地下

水位外，尚有大量地橫向滲漏，在地面下流動消失外排入海，頗為可惜。如何活用這些外排入海的寶貴水資源，將是農田水利界的一項新挑戰(甘俊二，2010)[9]。本研究提出一個模擬氮循環系統於人工濕地中轉化過程之動態模型，其過程包括為於水田間設置截水牆截流水平滲漏之伏流水至一水田之池塘中(田中挖深水田底層，增高田埂至最大蓄水深度 250mm)，用來稀釋生活污水後，以重力流排入地下水平流式人工濕地，主要利用不同的水生物之生物吸附(Biosorption) 能力去除污染物

## 二、材料及方法

### A. 地下水平流式人工濕地動力模型

開發一個生態模型涉及如何完整地聚合或簡化真實世界之生態過程。例如植物或動物生長過程，需要建構模擬生態過程本質之整體系統動力學方程式。以基礎動力學模型提出簡化複雜生態過程之假設方程式。當涉及到更多更複雜模型方程式，則需要更多實測數據來提供方程式之參數值。在設計過程中，模型開發人員必須考慮選擇哪些為最重要組成部分，以實現建構濕地模式之目標。濕地生態模型組成部分，其概述了物理、化學、生物學 (Fitz and Hughes, 2008)。

地下水平流式人工濕地(Horizontal Subsurface Flow Constructed wetland, HSSFCW)為本研究中建模主軸，於2.1.1 章節中首要建立廣義概念模型，本節接續說

( Dhote and Dixit, 2009; Tam and Wong, 1994; Eger, 1994)，以其淨化機制將水體污染物移出水體，以達符合放流水標準(台灣行政院衛生環保署,2007)後排入自然水體之水質淨化目的。

鑑此以上多重性之生態環境問題，在不影響民生生活、農糧政策及符合環保署放流水標準前提下。本研究為模擬水田區地下水流式人工濕地去除氮源之氮循環動態模型並滿足水生植物環境最小需水之調配模式及永續性維護管理人工濕地之最佳化經濟之探討。

明建立人工濕地動態模擬模型之研究文獻。

人工濕地能有效地去除或轉化大量污染物從點源（市政，工業和農業廢水）和非點源（礦山、農業和城市徑流），包括有機物、懸浮性固體、金屬及營養物質。重點是對污水處理的人工濕地是優化微生物物種接觸基板，最終目標是利用微生物將污染質轉化為二氧化碳、生物量及水。濕地特點為可有效管理控制水污染物污染範圍，使得濕地具有研究價值 (Bavor and Adcock, 1994)。這些性質包括植物生產力高、可吸附容量大的沉澱物、高氧化率的微生物和植物生物量及對營養物質和污染物具有大量的緩衝能力。表 3.3 提供了一概述在人工濕地污染物去除機制 (Mitchell, 1996b)。



表3.3 人工濕地污染物去除機制

污染物	清除過程
有機物質 (計量生化需氧量)	生物降解、沉澱、微生物吸收
有機污染物(如農藥)	吸附、揮發、光解和生物/非生物降解
懸浮固體	沉澱、過濾
氮	沉澱、硝化/反硝化、微生物吸收、揮發
磷	沉澱、過濾、吸附、植物吸收和微生物
病原菌	自然死過、沉澱、過濾、捕食、紫外線降解、吸附
重金屬	沉澱、吸附、植物吸收

資料來源：Mitchell, 1996b

## B. 水文設計

這不是安全的漠視與大氣水交換，主要是因為他們能大大促進水的流動。降水成因兩種對立的影響，包括(1)稀釋水體，從而減少物質的濃度，以及(2)增加水的流速，增加水在濕地的保留時間。在場的植被可能延緩蒸散，雖然濕地蒸散量通常是0.8倍的A級鍋置在一個相鄰的站點。一個準確的水文製備預算是需要正確地設計一個人工濕地。水平衡的濕地可以計算如下：

$$\frac{dV}{dt} = Q_i + Q_e + P - ET \quad \dots(1)$$

其中， $Q_i$  為進水污水量(體積/時間)， $Q_e$  為污水廢水流量(體積/時間)， $P$  為降水量(體積/時間)， $ET$  是蒸散量(體積/時間)， $V$  是體積， $t$  時間。方程式不考慮由於濕地應內流入至地下水。

## C. 人工濕地模式建立

### 1. 人工濕地質量平衡

氮氮通過微生物硝化作用

(nitrification)和植物攝取(plant uptake)的質量變化，如公式1所示：

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_{\text{ammoni}} = Q_i + Q_{\min} - Q_{\text{nitrif}} - Q_{\text{out}} - Q_{\text{upt}} \quad (1)$$

其中， $Q_i$ ， $Q_{\min}$ ， $Q_{\text{nitrif}}$ ， $Q_{\text{out}}$ ， $Q_{\text{upt}}$  是流入率，礦化率，硝化率，流出率和吸收率(mg/m<sup>3</sup>/day)。

因部分的氮經過蒸發損失和溶於水中後被忽略，因此，[CNH<sub>3</sub>-N]的生化過程中的狀態變量可將公式1表示為公式2，如下所示：

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = \left(\frac{Q}{V_p}\right)_{\text{in}} - \left(\frac{Q}{V_p}\right)_{\text{eff}} + \left(\frac{\partial X}{\partial t}\right)_{A_{\text{min}}} - \left(\frac{\partial X}{\partial t}\right)_{B_{\text{nitrif}}} - \left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_{\text{upt}} - \left(\frac{\partial V}{\partial t}\right)_{\text{oxd}} \quad (2)$$

其中， $Q_i$ ， $Q$  是流入量和流出量[m<sup>3</sup>/d]； $C$  是氮氮濃度[mg/L]； $V_t$  是人工濕地總體積[m<sup>3</sup>]； $V_p$  是有效體積(污水所佔人工濕地總體積的部分)[m<sup>3</sup>]； $X_A$ ， $X_B$  是生物量(礦化和硝化細菌的增加或減少的量)[mg/L]； $in$ ， $eff$  是流入、流出符號；

$min$ ,  $nitrif$ ,  $upt$ ,  $oxd$  是有機物質礦化作用，硝化作用，吸收作用和氧化作用。

### HSSFCW 模型介紹

圖 1 顯示了在 HSSFCW 中之水生植物-氮循環概念架構圖。根據質量守恆原理 (Jørgensen, 1994) 用 STELLA® (Version 6.0)

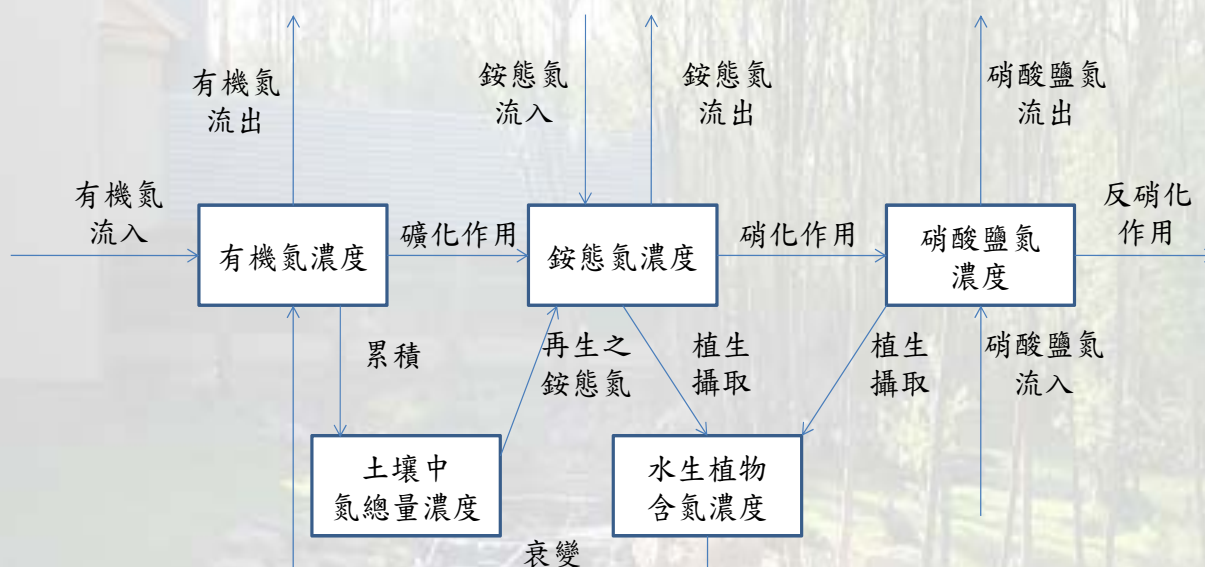


圖 1 水生植物-氮循環概念架構圖

人工濕地中，死亡的有機質的礦化作用會受到溫度影響。

$$K_T = K_{\min(20)} \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

其中， $K_T$  是溫度場的氧化速度(oxidation rate at field temperature)， $K_{\min(20)}$  是人工濕地中標準溫度的氧化速度(oxidation rate at standard temperature of the wetland)， $\theta$  是溫度係數(temperature coefficient)。

### 2. 人工濕地硝化作用

在人工濕地中氮氮的硝化作用所產生的變

軟體，建構和模擬 HSSFCW 脫氮動態模型。據近年來文獻指出，氨氮和硝酸鹽氮去除量為人工濕地水生植物生物量來源。因此，植物根生物量 (PLRB) 增加相對地去除率也會增加。

化，可由 Monod 方程(4)。然而硝化作用是一階的動力學過程。因此，可表示為公式(5)所示：

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (4)$$

$S$  是養分濃度限制； $\mu$  是特定生長率係數； $\mu_{\max}$  是最大特定生長率係數； $K_s$  是半飽和係數

$$r_v X_B = [\mu_{\max} f(S)] X_B \quad (5)$$

其中，

$r_v X_B$  是單位體積細菌生物增長量 (mg/L)；



$\mu_{\max}$  是細菌生長率(1/day);  $f(S)$  是 Monod

生長動力方程式的初始質量;  $X_B$  是單位體積細菌生物量濃度 (mg/L)。

溫度, pH 值, 初始濃度影響硝化細菌的生長速度。因此, 公式(6)可修改為公式(7), 以強迫函數(forcing functions)的方式, 將有直接影響的函數加入, 如下:

$$r_v X_B = [\mu_{\max} f(S, pH, DO, T)] X_{PB} \quad (6)$$

其中,  $f[S, pH, T]$  是人工濕地中污水中的限制條件, 包括初始質量, pH, 廢水溫度。

$$f(S) = \mu_{\max(X_B)} \left( \frac{S_{NH_3-N}}{K_{SNH_3-N} + S_{NH_3-N}} \right) \left( \frac{S_{NO_3-N}}{K_{SNO_3-N} + S_{NO_3-N}} \right) \quad (7)$$

其中,

其中  $K_{SNH_3-N}$  是氨氮半飽和常數 (NH<sub>4</sub>+N

mg/L);  $\mu_{\max}$  是細菌生長率(1/day);  $S_{NH_3-N}$

是有機物濃度;  $K_{SNO_3-N}$  是硝酸鹽氮半飽和

常數;  $S_{NO_3-N}$  是硝酸鹽氮濃度。

(Kayombo, 2001)提出 pH 對微生物的生長速率公式的影響, 以方程式(8)示之:

$$f(pH) = \mu_{\max(X_B)} \left( \frac{K_{pH}}{K_{pH} + Y} \right) \quad (8)$$

其中,  $\mu_{\max}$  是細菌生長率(1/day);  $pH$  是常數。

$$Y = 10^{(optpH - pH)} - 1 \quad (9)$$

其中, 細菌生長最大值的最佳 pH 值。

將溶氧改變量修改後, 符合 Monod 方程式, 並修改成方程式(10)示之:

$$f(DO) = \mu_{\max(X_B)} \left( \frac{S_{DO}}{K_{SDO} + Y_{DO}} \right) \quad (10)$$

在  $S_{DO}$  是溶氧濃度 (mg/L);  $K_{SDO}$  是溶氧飽和常數(mg/L)。

硝化細菌喜歡溫度介於 20 - 30°C, 該溫度函數方程中的硝化作用遵循一階動力方程式, 如公式 11 所示:

$$f(T) = \mu_{\max(X_B)} \exp(\kappa[T - 20]) \quad (11)$$

其中,  $\kappa$  是硝化作用時隨溫度變化的速率常數(°C-1); 在人工濕地中水中溫度(°C)。

(Asaeda et al., 2001) 以米氏方程(Michaelis-Menten equations) 將以下的限制性因素, 以連乘法的方式表示為方程式(12):

$$Photo = k_{co} * P_m * \frac{NH_3-N}{K_N + NH_3-N} * \frac{NO_3-N}{K_N + NO_3-N} * \frac{PAR}{K_N + NO_3-N} * \frac{K_{t_{opt}}}{K_{t_{opt}} + Agc} * X_{PB} \quad (12)$$

其中,  $photo$  是由水生植物光合作用的碳水化合物;

$k_{co}$  是氧對烘乾重的轉換常數(g/g O<sub>2</sub>),

$P_m$  是最大總光合(g O<sub>2</sub>/g/h),

$NH_3-N$  是氨氮濃度 (mg/m<sup>2</sup>)

$NO_3-N$  是硝酸鹽氮濃度 (mg/m<sup>2</sup>)

$K_N$  是半飽和氮 (mg-N/m<sup>3</sup>) ;

PAR 平均每一天日照光合活性輻射量 (PAR) (μEm-2/day) ;

$K_{age}$  是年齡的半飽和常數 [mg/day]

$K_{par}$  是總光合作用的年齡及植物年齡的 PAR 半飽和常數 (day) 。

PB 是每年植物的生物量 (g/m<sup>2</sup>/yr) 。

Pereira et al., 1994 提出，轉變有機質的需氧量為(2.67g O<sub>2</sub> /g C):

$$Pm = 0.408T + 10.12 \quad (13)$$

$$Kpar = 349 - 4.99T \quad (14)$$

$$Rr = 0.033T + 0.108 \quad (15)$$

其中，Rr 是植物的呼吸速率(1/day)

$$Mortality = PB * K_{mort} \quad (16)$$

其中， $K_{mort}$  =植物生物量的死亡率(1/day)

$$Harvesting = PB * fr \quad (17)$$

其中， $fr$  =部分生物量的收穫量 (1/day).

### 3.人工濕地反硝化作用

人工濕地反硝化細菌所需的硝酸鹽氮的質量變化，其生長公式如(18)所示：

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_{NO_3-N} = Q_i + Q_{nitrif} - Q_{denitr} - Q_{NO_3-Nupt} - Q_{NO_3-Nout} \quad (18)$$

其中， $Q_i$ ,  $Q_{nitrif}$ ,  $Q_{denitr}$ ,  $Q_{NO_3-Nupt}$ ,  $Q_{NO_3-Nout}$  分

別是流入率，硝化率，反硝化率，吸收率，流出率(mg/m<sup>3</sup>/day)。

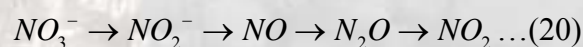
修改成一般方程的生化方程式，如(19)所示：

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = \left(\frac{QC}{V_p}\right)_{in} - \left(\frac{QC}{V_p}\right)_{eff} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} X_B\right)_{nitrif} - \left(\frac{\partial C}{\partial t} X_C\right)_{denitrif} - \left(\frac{\partial V}{\partial t} C\right)_{upt} \quad (19)$$

其中， $Q_i$  是流入人工濕地的污水[m<sup>3</sup>/d]； $Q$  是人工濕地流出的污水 [m<sup>3</sup>/d]； $C$  是在人工濕地硝態氮濃度[mg/L],  $V_{cp}$  是修正後的

孔隙容積(corrected pore volume)，人工濕地污水量所佔用的體積[m<sup>3</sup>]； $X_B$ 、 $X_C$  分別是礦化、硝化細菌所減少或增加的生物量[mg/L]； $in$ 、 $eff$  分別是流入和流出符號； $nitrif$ 、 $denitrif$ 、 $upt$  分別是硝化、反硝化、吸收作用。

在人工濕地中硝酸鹽氮濃度變化，經反硝化過程減少氮化合物，最終生成氮氣之一系列反應，如公式 20 所示(Ward, 2000):



為了反映直接影響之強制功能，公式(20)可變化成公式(21)

$$r_v X_B = \left[ \mu_{\max(XB)} f(S_{nitr}, T) \right] X_B \quad (21)$$

在米氏(Michaelis-Menten)方程式中，以此方程為一個溫度、硝酸鹽濃度和最大生長速率反硝化細菌的函數，如公式 22：

$$r_v X_B = \mu_{\max 2} * K_d * \frac{S_{NO_3-N}}{K_{dm} + S_{NO_3-N}} * X_B \quad (22)$$

其中： $\mu_{\max 2}$ ：最大反硝化細菌的生長速率



$[d^{-1}]$ ,  $K_d$  : 半飽和常數濕地中硝酸鹽濃度 [mg/L],  $[NO_3^-]$  : 人工濕地中硝酸鹽氮的濃度 [mg/L],  $K_{dm}$  : 硝酸鹽氮的最大半飽和常數 [mg/L],  $X_B$  : 反硝化細菌生物量。由植物吸收總氮包括氮氣和硝酸鹽兩種形式, 如公式 23 :

$$TN = NH_3^- - N_{upt} + NO_3^- - N_{upt} \quad (23)$$

人工濕地之有機氮會漸漸消耗, 主因為礦化作用和流出人工濕地, 在公式 24 所示 :

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_{OrgN} = Q_i + Q_{dec} - Q_{min} - Q_{out} \quad (24)$$

$Q_i, Q_{dec}, Q_{min}, Q_{out}$  分別是流入率, 衰變率, 礦化率, 流出率 ( $mg/m^3/day$ ),  $OrgN$  : 入流廢水之有機氮濃度 [ $mg/m^3/d$ ]。

大型植物衰變率受地面上之環境溫度影

### 三、結果與討論

濕地生態模式如同為一種多樣化之組合式工具, 用於可更了解廣泛分佈在全球各地之濕地類型。然而, 此模型具有共同之特點: 在考慮生態系統和不同頻率年淹水範圍之前提, 具概念性並可定量之工具。基於某些調查目的, 此模式可為一種客觀評估不同生物群落具體範圍之工具。可經由調查生態營養質動態變化與地表水和地下水之流動, 利用動力模型及濕地水

響, 並遵循一階動力學, 公式 25 所示 :

$$k_{dm} = k_{d(20)} \beta^{(T_a - 20)} \quad (25)$$

其中,  $K_{dm}$  : 植物衰變率最高 [day-1] 環境溫度或現場溫度,  $d_{(20)}$  : 在  $20^\circ C$  時衰變率 ( $day^{-1}$ ),  $\beta$  為指數溫度係數,  $T_a$  為環境溫度或現場溫度。

#### 4. 人工濕地污染質負荷率

污染質負荷率為所有氮肥負荷率形式之計算基礎, 如公式 26 :

$$MLR_{vol} = \frac{C_o Q}{V} = \frac{C_o}{HRT} \quad (26)$$

其中,  $MLR_{vol}$  : 容積基礎負荷率 ( $g/m^3.d$ ),  $C_o$  : 入流濃度 ( $mg/L$ ),  $Q$  : 流量 ( $m^3/d$ ),  $V$  : 水體體積 ( $m^3$ ) 及  $HRT$  : 水力停留時間。

文淹水及土壤飽和相關方程式和經驗參數, 可建立起更複雜之綜合濕地生態模式 (Fitz, Hughes, 2008)。本研究目標為建立一個水生植物、微生物、氮系統、截流伏流水控制人工濕地最佳水力負荷、植生販售收入與支出平衡之地下水平流式人工濕地生態經濟動態模型。

#### D. 模型模擬結果

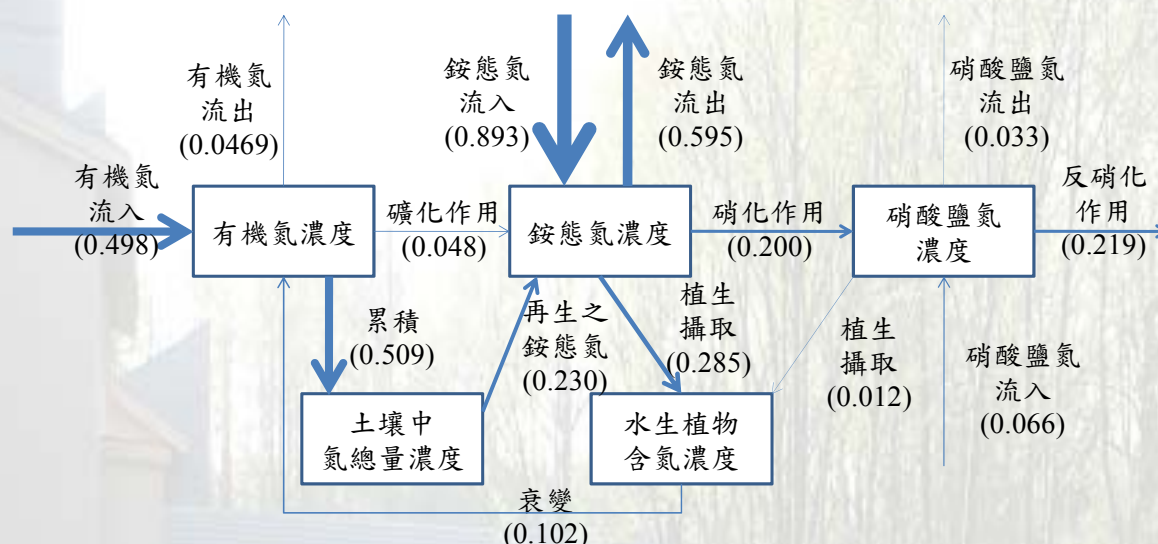


圖 3.1 水生植物-氮循環模型模擬分析圖

(Nitrogen Transformation and Removal in HSSFCW (g N/m<sup>2</sup>.d))

比較本研究結果與文獻中結果，得知如表 3.1，可清楚地表明該模型模擬值具相似性。由模型模擬輸出值包括總氮、水生

植物生物量、氨氮、硝酸鹽氮，如圖 3.3 所示。表 3.1：本研究結果與文獻中氮源傳輸機制比較

氮源傳輸機制	本研究	文獻中數據
植生攝取(g N/m <sup>2</sup> .d)	0.297(0.285+0.012)	0.214 (Phragmites australis, infiltration wetland Meuleman (1999), 0.283 (Uganda Papyrus swamp; Gaudet, 1977)
硝化作用(g N/m <sup>2</sup> .d)	0.200	> 0.014 (Danish Phragmites australis; Meulien, 1999)
反硝化作用(g N/m <sup>2</sup> .d)	0.219	0.24-0.25 (Glumso Reed-swamp; Jorgensen, 1994), 0.017-1.02 (European survey bogs and hardwood swamp (Muller et al., 1980))
礦化 /再生(g N/m <sup>2</sup> .d)	0.278(0.048+0.230)	0.1123-0.3424 (organic soils in Florida; 0.0118-0.0162 (Minnesota bog (Urban Eisenreich, 1982); 0.0603 (Messer and Brezonik, 1977))
分解/衰減(d <sup>-1</sup> )	0.006	0.0004-0.005 (Common Reed (Hietz, 1992)
生物生產力 (kg-dw/ha.y)	43800	10,000-60,000 (Phragmites; Reddy and Smith, 1987)
累積量	0.509	0.027-0.493 (Richardson, 1989)
庫存	17.042	14.0-43.0 (Phragmites); 8.8-31.5 (Theresa marsh, Wisconsin (Klopatek, 1978), 61.61 (Uganda Papyrus swamp (Gaudet, 1977)

本研究人工濕地理論基礎除了植物吸收和硝化，為米氏動力學 (Michaelis-Menten kinetics.)，其大部分為 1 階反應動力學 (first-order kinetics)。運用

STELLA 軟體 (STELLA ® 6.0.1) 來模擬整個人工濕地動力學過程。該人工濕地系統建模為種植水生植物包括蘆葦、空心菜、水芹菜。反硝化作用中，永久脫氮，



佔 0.219 (g/m<sup>2</sup>.d) (僅有 15.0% 的氮負荷流入 1.458 克 N/m<sup>2</sup>.d)。從人工濕地系統收割水生植物可清除 0.195(g N/m<sup>2</sup>.d) (佔 13.4%)。有機氮主要過程為於人工濕地中累積氨氮在表層腐質土裡，佔 0.279 g/m<sup>2</sup>.d (佔 19.2%)。於截水牆形成之池塘中流入銨態氮 (0.893 g/m<sup>2</sup>.d) 於人工濕地

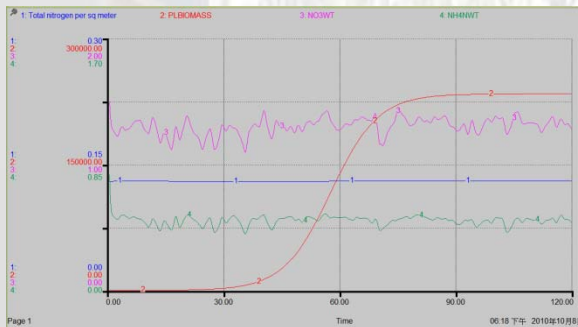


圖 3.2 總氮、水生植物生物量、氨氮、硝酸鹽氮模擬圖

建模後，利用人工濕地中氨氮 (Ammonia Nitrogen, NH<sub>3</sub>-N)、硝酸鹽氮 (Nitrate Nitrogen, NO<sub>3</sub>-N)、水生植物之 TPLN 的實測數據進行模擬，經過模型校正和驗證後，模型檢定出為有效模型，如圖 3.3。發現人工濕地之氨氮、硝酸鹽氮濃

系統中相對於其他狀態變量 (有機氮和硝酸鹽氮) 包括植物攝取之銨態氮 (0.285 g/m<sup>2</sup>.d)、硝化作用硝化銨態氮 (0.200 g/m<sup>2</sup>.d)、礦化作用形成銨態氮 (0.048 g/m<sup>2</sup>.d) 及從沉積物再生之銨態氮 (0.230 g/m<sup>2</sup>.d) 相較之下，累積氨氮的比例是最高地。

度在模型中模擬值和實測值結果相似。水生植物種植約 35 天後，氨氮和硝酸鹽氮濃度增加，表示根系表面積增加和微生物相對增加。另一方面，有機氮經礦化作用形成氨氮，經硝化作用形成硝酸鹽氮。



圖 3.3 實測氨氮值與模擬氨氮值

#### 四、結果與建議

1. 濕地生態模式如同為一種多樣化之組合式工具，用於可更了解廣泛分佈在全球各地之濕地類型。然而，此模型具有共同之特點：在考慮生態系統和不同頻率年淹水範圍之前提，具概念性並可定量之工具。基於某些調查目的，此模式可為一種客觀評估不同生物群落具體範圍

之工具。

2. 本研究目標為建立一個水生植物、微生物、氮系統、截流伏流水控制人工濕地最佳水力負荷、植生販售收入與支出平衡之地下水平流式人工濕地生態經濟動態模型。

## 參考文獻

1. A. D. Karathanasis, C. L. Potter and M. S. Coyne, 2003, Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater, *Ecological Engineering*, Volume 20, Issue 2, May 2003, Pages 157-169
2. Burak Güneralp, and Yaman Barlas, 2003, Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability, *Ecological Modelling*, Volume 167, Issues 1-2, Pages 115-138.
3. Donald A. Hammer, 1992, Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution, *Ecological Engineering*, Volume 1, Issues 1-2, Pages 49-82.
4. Eger, P. (1994). Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage; the importance of aerobic and anaerobic process. *Water, Science and Technology*, 29, 249.
5. EPA, 1993. Constructed wetlands for wastewater treatment and wild life habitat: 17 Case Studies. EPA832-R-93-005.
6. Fitz, H.C., and N. Hughes. 2008. Wetland Ecological Models. Document SL257, Soil and Water Science Department, IFAS, UF. <http://edis.ifas.ufl.edu/ss481>. 4 pp.
7. G. Eason, B. Noble, and I. N. Sneddon, "On certain integrals of Lipschitz-Hankel type involving products of Bessel functions," *Phil. Trans. Roy. Soc. London*, vol. A247, pp. 529 - 551, April 1955. (references)
8. Gersberg, R.M., B.V. Elkins and C.R. Goldman. (1984). Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. *Jour. Water Pollution Control Federation*, 56, 152-156.
9. J. Clerk Maxwell, *A Treatise on Electricity and Magnetism*, 3rd ed., vol. 2. Oxford: Clarendon, 1892, pp.68 - 73.
10. Jan Vymazal, 2007, Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, *Science of The Total Environment*, Volume 380, Issues 1-3, Pages 48-65
11. 甘俊二, 2010, 活用再生水資源-農業用水如何因應水資源缺乏, *農訓*, 247, p25。
12. 甘俊二, 2010, 截流水之利用 (演講)。
13. 行政院環保署, 水污染防治法第七條第二項規定, 放流水標準。
14. 宋建明, 2006, 休耕水田復育人工濕地之水質淨化功能, 國立屏東科技大學土木工程系, 碩士論文。
15. 經濟部水利署北區水資源局, 2009, 利用田坵蓄水及稻作調整以豐沛桃竹地區水資源之可行性研究。

收稿：100年5月4日
修改：100年5月7日
接受：100年5月11日