

應用土壤水分及氮平衡耦合模式評估 坡地水稻田氮汙染潛勢

Applying a Coupled Soil Water and Nitrogen Balance Model to Evaluate Nitrogen Contamination Potential of Paddy Field on Slope Land

國立台北科技大學
土木與防災研究所
助理教授

陳世楷*

Shih-Kai Chen

私立開南大學
休閒事業管理學系
助理教授

張誠信

Cheng-Shin Jang

國立台北科技大學
土木與防災研究所
碩士

陳昆宏

Kun-Hung Chen

國立台北科技大學
土木與防災研究所
碩士班研究生

葉峻麟

Chun-Lin Yeh

摘 要

水稻為台灣主要作物，每年期作面積達 25 萬公頃以上，在農業作物的化學肥料消耗量中占極大比例。水稻在種植期間多保持湛水狀態，施用化學肥料時經過氮素轉換過程，其中產生之硝酸鹽氮可藉由滲漏到達地下水或藉由降雨逕流及排水進入其他地表水體。本研究根據 Chowdary *et al.* (2004) 所發展之水田及氮平衡耦合模式，配合我國水田環境及現地監測資料進行適用性分析，模式考量水田根系土壤及湛水層之氮素轉換過程，如化肥水解、硝化、脫硝、揮發、礦化、固定、植物吸收及滲透淋洗等。模式以新竹縣新埔鎮水稻實驗田區 2010 年兩次期作田區排放逕流水質之硝酸鹽氮濃度進行檢定與驗證，其判定係數 R^2 分別為 0.95 (二期作) 及 0.012 (一期作)，利用二期作逕流水質之硝酸鹽氮濃度可獲致極佳之檢定結果，但以一期作驗證時卻無法獲致良好結果，可能導因於兩期作在基肥施用期間，地表排水之硝酸鹽氮濃度存在極明顯之差異，一期作初期低溫造成硝化作用速率下降所致，建議模式之模擬應將溫度效應納入考量，同時利用更長期之觀測資料修正驗證此一模式。本研究利用二期作經過檢定之模式，模擬水稻田不同施肥量對周邊水體之氮汙染潛勢，當施用氮肥量達 200 kg/ha 時，對地表逕流及地下水之汙染負荷均仍在 2 kg/ha 以下，遠低於揮發及脫硝作用逸失之氮量。模擬結果顯示透過適當之排水控制及肥份管理，可進一步降低水稻田施肥造成之氮汙染潛勢。本研究結果可提供作為農業非點源控制及評估農業迴歸水再利用之參考依據。

關鍵詞：水稻，硝酸鹽氮，非點源汙染，迴歸水。

*通訊作者，國立台北科技大學土木與防災所助理教授，10608 台北市忠孝東路三段 1 號，chensk@ntut.edu.tw

ABSTRACT

Paddy rice is the main crop with the cultivation area about 0.25 million ha per year in Taiwan, accounts for a significant share of fertilizer consumption among agriculture crops. Losses of nitrate from applied chemical fertilizer may be high from paddy fields as they are in flooded condition for most of the cropping period. Nitrate is soluble and moves with the water percolating to groundwater or leave out by drainage or runoff. In order to evaluate the contamination potential of nitrate-N, a nitrate and water budget model developed by Chowdary *et al.* (2004) was adopted and revised under the environment of paddy field in Taiwan. The model includes all the important N-transformation process such as fertilizer hydrolysis, nitrification, denitrification, volatilization, mineralization, immobilization, plant uptake, and percolation that occur in both soil and ponding water in paddy field. Model calibration and validation was conducted by *in-situ* data of fertilizer application rate, water budget measurement and water quality analyses continued for two crop periods in Hsin-pu experimental paddy field located at Hsinchu County. Model simulation results indicate that coefficient of determination (R^2) for two crop periods are 0.95 (the second crop period) and 0.012 (the first crop period), which is not well enough to meet the verification standard due to the significance difference between the first crop and the second crop on the nitrate concentration of drainage water during the early stage of basal fertilizer application. Low temperature during the early stage of the first crop may reduce the the rate of nitrification which result in the low nitrate concentration of drainage water. It is suggested that the factor of temperature should be taken into account for mode simulation, and long-term monitor on water quality is necessary to improve the effectiveness of this model. Applying the model to simulate the nitrate load from drainage water during the second crop period and assume the fertilizer application rate increase from 120 kg-N/ha to 200 kg-N/ha, the results show that both of nitrate-N loss from drainage and from percolation are smaller than 2 kg-N/ha, far below the N loss from denitrification and volatilization. It can be confirmed that fertilizer application of paddy field not the main non-point pollution source and the potential pollution load could be reduced by well drainage water control and rational fertilizer management. This research can apply a basis for non-point pollution control and assessing the re-use of agricultural return flow in paddy field.

Keywords: Paddy rice, Nitrate-N, Non-point pollution, Return flow.

一、前言

水稻為我國之主要糧食作物，自民國八十六年政府實施「水旱田利用調整計畫」，獎勵水稻田休耕轉作後，水田種植面積已大幅減少。儘管如此，近年來每年期作面積仍達 25 萬公頃以上。水稻之湛水耕作方式，創造了人造濕地之生態環

境，除具生產糧食外，亦具有淨化空氣、調節微氣候、農村休憩之生活性功能以及蓄洪、消洪、防止土壤侵蝕、地下水涵養等防災及生態上之公益機能(Liu *et al.*, 2004; Matsuno *et al.*, 2006; Kim *et al.*, 2006)。水稻田所形成之濕地環境對水質具有淨化作用，然而在水稻種植期間，為確保豐收，往往使用過量的化學肥料及農藥，而肥料及

農藥於水田土壤中逐漸分解，在殘留時期經由土壤入滲至地下水層中，污染地下水水質或經由田區排水、降雨逕流排放至田區外之地表水體。一般含氮(以尿素及硫酸銨為主)複合性化學肥料水解後產生之銨氮，因好氧性硝化作用而產生硝酸鹽氮，其易溶性及低吸附性，使其可輕易藉由滲漏作用到達地下水水位面，或經由降雨逕流及田區排水進入周遭地表水體。此種潛在可能形成之非點源污染源，目前我國尚無客觀之觀測或研究數據加以評估，不利於針對水田污染潛勢提出有效之污染總量管制措施，使得農業迴歸水之應用範圍，因水質問題受到極大的限制。

而預測硝酸鹽氮之污染潛勢有其困難性，此因水稻田具有極其複雜的土壤性質、灌溉水管理方式與存在於其環境內多樣的氮素轉換(N-transformation)過程。本研究藉由本土水稻田試驗流域之設置，實驗田區農民施肥量、施用期程及施用方式調查，以及現地水收支及水質氮素背景資料收集，建立本土有關水田對周遭水環境之影響評估模式，並量化其污染程度。模式利用99年度兩期作逕流水水質之硝酸鹽氮濃度進行檢定與驗證，藉此提高污染潛勢模式之預測準確度，並依據水稻田之不同施肥量，推估其對周遭水體之氮污染潛勢。研究成果可提供作為農業非點源控制及評估農業迴歸水再利用之參考依據。

二、文獻回顧

有關水田淨化水質功能，Nakasone *et al.* (2003)藉由實驗監測指出，在檢測出具高濃度硝酸鹽氮的地區，水田具有除氮功能，可使河川的氮濃度降低。特別是在台地與山谷間水田相連的地區其效果更大。來自台地上之旱田、茶園及果園以及畜牧場之含硝酸鹽氮排水以湧泉的型態流向低地，可被利用於水田灌溉而進行去氮作用。此外，針對文獻對於水田環境氮、磷之流失及污染潛勢加以彙整分析，水田環境中氮主要被植物所吸收，成為植物生長養分，另一部分氮揮發後排放至空氣中，僅少部分排放至環境中，污染鄰近環境，根據 Zulu *et al.* (1996)及 Chung *et al.* (2003)之試驗研究亦指出，灌溉水中總磷、總氮

含量(濃度)比排水中總磷、總氮含量(濃度)高，因此水田環境透過作物吸收與土壤吸附作用，可以達到淨化水質之作用。

在水田環境之水收支及氮平衡模式發展相關研究方面，Zulu *et al.* (1996)考慮在包含水田在內之不同土地利用情況下，使用水桶模式(Tank model)併聯不同土地利用，並量測各土地利用水桶之總磷、總氮、懸浮固體與化學需氧量，在假設不同水源混合條件下，計算可供再迴歸利用之水量。此外，Yoshinaga *et al.* (2007)以星期為週期，現場量測灌溉水及水田田間湛水之氮濃度，並監測田間水收支平衡狀況，以水桶模式模擬田間水收支平衡。模式經過校正及驗證程序，將模擬湛水深與觀測水深及模擬氮濃度與觀測氮濃度比較，以驗證模式適用性，在模擬期間，亦考慮暫時性排水及肥料施用等田間條件，評估水田排水氮濃度變化，及其對於鄰近水體之影響。Kang *et al.* (2006)則應用 SWAT 模式 (Soil and Water Assessment Tool)推估韓國農田集水區總最大日負荷規劃 Total maximum daily load, TMDL)，並利用 GIS 與遙測分析，將集水區內土地利用狀況進行分類，並在水田環境下進行水收支平衡與水質質量平衡計算。Chowdary *et al.* (2004) 和 Liang *et al.* (2007) 則發展一考慮水田環境氮素轉換及水稻田水收支平衡之概念模式，其中氮素轉換包括尿素水解、揮發、硝化、脫硝、礦化、吸附、滲漏及植物吸收，除了植物吸收及滲漏外，其餘氮的反應皆以一階化學反應式表示其生成率及消失率，藉以評估水田施肥後，氮素之轉換及其流失之污染潛勢。何易儒 (2002)由氮素在水田的淋洗與轉換，探討豬糞尿廢水的處理，研究理論分析包括灌溉水量收支平衡及氮收支平衡，並應用盆栽試驗，以不同稀釋程度之豬糞尿進行灌溉後，探討其對灌溉水質、滲漏水質、土壤含氮及稻作的影響。

Chowdary *et al.* (2004) 所發展之水田及氮平衡耦合模式，原係配合印度之水田環境及水管理/施肥措施，並成功以不同生長階段之實測稻作氮吸收量，通過模式之檢定驗證。本研究則以該模式為基礎，進行相關修正以符合我國水田環

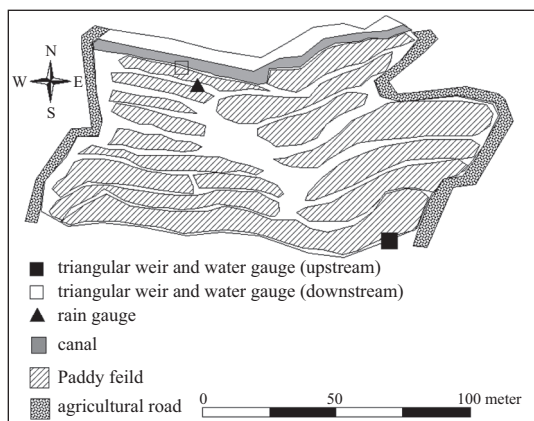


圖 1 新竹縣新埔鎮實驗田區配置示意圖

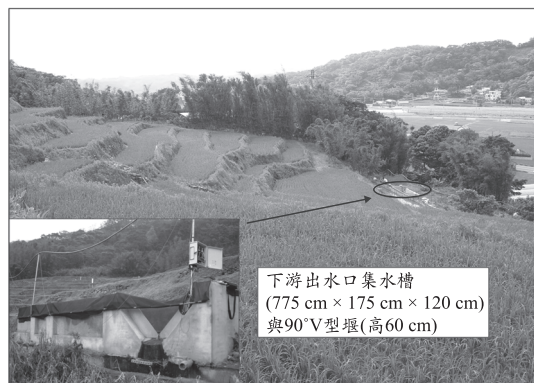


圖 2 新竹縣新埔鎮實驗田區實景

境，並以實驗田區現地水質監測資料，進行氮汙染潛勢模擬預測之適用性分析。

三、研究方法

3.1 研究區域

本研究之實驗田區位於新竹縣新埔鎮大茅埔段陡坡水稻梯田(24° 30' N, 121° 2' 24" E)，如圖 1、圖 2 所示。實驗田區總面積約 7,434 m²，坡度為 25°。田區表土土壤厚約 20~25 cm，其下為牛踏層，厚度僅 5~10 cm 左右，深層土壤則為礫石質土壤。各層土壤成份百分比如表 1 所示。實驗田區灌溉水係自上方山區引野溪水以管路輸送至上階田區再以重力越田方式施灌全區。實驗田區除設置雨量計外，其入流點及出流點均設置 90°V 型堰及自記式水位計，藉以監測實驗田

表 1 實驗田區土壤分層及成份百分比

分類	表土層 (0~20 cm)	牛踏層 (20~30 cm)	底土層 (30~50 cm)
礫石(%)	3.33	7.5	7.83
砂土(%)	69.17	70.5	73.34
粉土(%)	21.83	17.5	14.83
粘土(%)	5.67	4.5	4

資料來源：徐輝明、趙紹鋒(2003)

區完整期作之水收支相關因子，作為本研究判斷營養鹽汙染潛勢，以及未來農業水資源管理與規劃之重要依據。由於實驗田區上游山區無民生、工業等汙染排放，故其水源較不受人為汙染，可供本研究針對施肥後，田區營養鹽之汙染潛勢作更客觀之判定。在水質取樣分析部分，包含兩期作完整之灌溉、出水口逕流水質分析。氮濃度係以比色儀(SMART 2 colorimeter, LaMotte, USA)分別量測銨氮、亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度。該儀器並非由一般肉眼比色判讀，而是由儀器比對後顯示量測數據，可免除人為判讀所造成之誤差。由於攜帶方便，易於現場判讀，因而使用該項儀器於現地量測，而非攜回實驗室以分光光度計量測。

3.2 水田水收支

水稻田以湛水耕作為主，為描述水稻田耕作時水份的移動及田區湛水變化，以供模式計算控制體積內各項氮素轉換變化量，包括影響各項水收支平衡因子，如灌溉水量、排水、降雨量、蒸發散量及滲漏等均以實測方式求得。本研究根據 Chowdary *et al.* (2004)、Liang *et al.* (2007)等水收支平衡相關研究進行彙整分析後，並針對模式中水收支平衡各項量測與監測項目，並參考新埔實驗田區實際狀況，提出適用於台灣水田環境之水收支平衡，如式(1)：

$$FR = R + IRR - ET - DP - DR \dots\dots\dots (1)$$

其中：FR 為田間湛水深(m)；R 為降雨量(m)；IRR 為灌溉水量(m)；ET 為蒸發散量(m)；DP 為深層滲漏(m)；DR 為排水量(m)，由於台灣大部分渠道為水泥渠道，故本研究將側向滲流省

表 2 台灣地區實驗所得一、二期作水稻 K_c 之值(甘俊二, 1979)

生育天數	1-15	16-30	30-45	46-60	61-75	76-90	91-105	106-120
生育期	插秧期	分蘗初期	分蘗末期	開花初期	開花末期	成熟初期	成熟中期	成熟末期
一期作	0.5	0.8	1.2	1.3	1.3	1.2	1.0	0.7
二期作	0.9	1.2	1.5	1.6	1.5	1.3	1.0	0.6

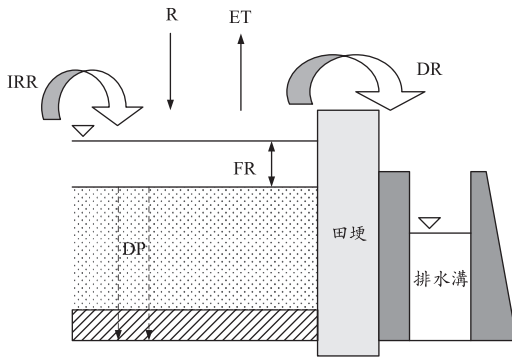


圖 3 水田水收支平衡示意圖

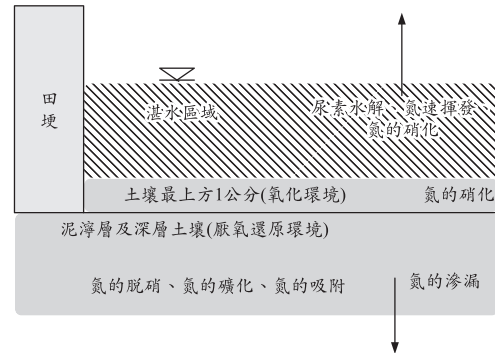


圖 4 水田環境氮反應示意圖

略，水田水收支示意如圖 3 所示。

3.2.1 蒸發散

蒸發散(Evapotranspiration)為經由土壤蒸發、水面蒸發、葉面蒸散及截流蒸發等進入大氣之總和，為水資源規劃利用及農業灌溉營運管理之重要依據。本研究以修正 Pan Evaporation Method 計算實驗田區蒸發散量，如式(2)所示：

$$ET = E_{pan} \times K_p \times K_c \dots\dots\dots(2)$$

其中 ET 為蒸發散量； E_{pan} 為皿蒸發量； K_p 為皿蒸發係數； K_c 為作物係數。

近年來受全球氣候變遷影響，舊有蒸發皿係數未能反應現今環境下之蒸發散量，因此本研究參考張格綸(2007)之皿蒸發係數試驗研究結果，採用新竹地區常年皿蒸發係數為 0.82。而作物係數代表各種作物生長期間之耗水特性之指標，作物係數依不同作物之類別，栽種季節、生長階段以及氣象條件等條件而異，本研究水稻作物係數係參考甘俊二(1979)之實驗研究成果，如表 2 所示。

3.2.2 入滲量

當降雨或灌溉水供應於一田區時，部分水量會滲入土壤中，此過程即為入滲(Infiltration)。而

入滲土壤的速率稱為入滲率，可進而推求田區之總入滲量。陳世楷(2003)以雙環馬力奧量筒測得該實驗田區湛水耕作時之田區內入滲率約 1.3~3.4 mm/day，臨近田埂處則增為 5.1~27.2 mm/day，減水深試驗則求得全區之平均入滲率約為 9 mm/day。

3.3 水稻田氮平衡模式

本研究建立之水稻田氮平衡模式係以水田湛水區域及根系層(泥濘層)當作控制體積，進行氮質量平衡與傳輸模擬，根據 Chowdary *et al.* (2004)之研究指出，水田氮素轉換過程與水田環境之氧化還原環境有關，水田田面湛水區域屬於氧化環境，其下方之泥濘層(厚約 20 cm)僅在其表層 1 cm 處尚屬於氧化環境，其他泥濘層及其下底層土壤區域則為厭氧還原環境，如圖 4 所示。

在氧化環境中銨態氮易進行氧化反應形成硝態酸鹽氮，在此過程中產生之亞硝酸鹽氮則為中間產物，硝酸鹽氮產生後，易藉由田區排水或降雨逕流進入地表水體。而地表及湛水層中之銨態氮及硝酸鹽氮，亦會藉由入滲進入較深層之根系層土壤及更深層土壤，其中脫硝作用、礦化作用、固化作用、植物吸收、土壤吸附及深層滲漏

等，氮素轉換和傳輸過程在此區域內發生，氮素轉換過程如圖 5 所示。

水田氮汙染質量平衡如公式(3)所示：

$$\begin{aligned} & \text{田間氮的輸入}-\text{田間氮的輸出} \\ & =\text{控制體積氮的變化} \dots\dots\dots(3) \end{aligned}$$

其中：

田間氮的輸入：肥料的氮+灌溉水的氮

田間氮的輸出：排水的氮+揮發的氮+硝化的氮+植物吸收的氮+垂向滲漏的氮+脫硝的氮

上述各項參數，包括水質中之氮濃度係以比色儀分別量測銨氮、亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度，配合實驗田區施肥時間、施肥量調查及其他各項氮素轉換過程之反應常數(Rate constant)設定，即可作為氮平衡模式檢定之依據。本研究利

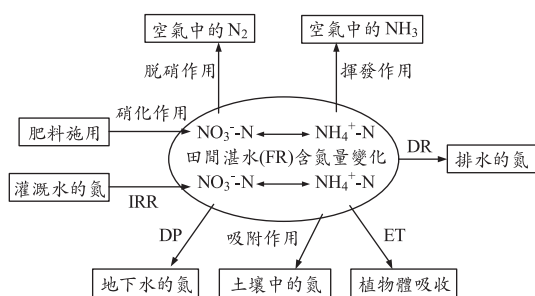


圖 5 水田氮素轉換示意圖

用實驗田區出流水之硝酸鹽氮濃度變化歷線與模擬之硝酸鹽氮濃度比較，驗證模式之適用性，模式模擬地表排出硝酸鹽氮汙染潛勢之計算流程如圖 6 所示。

3.3.1 尿素水解

本實驗田區施用的肥料為複合肥，其氮素含量約 16%~20%，為尿素 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 與硫酸銨 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 兩者混合。尿素為中性肥料，適用於各種土壤及植物，其氮含量達 46% 左右，且為遲效性的化學肥料。另外硫酸銨則為酸性肥料，極易溶於水且造成土壤酸化，其氮含量約 21% 左右。本研究假設硫酸銨施用於土壤時即分解成銨態氮，而遲效性之尿素水解則以一階化學反應式加以描述，以計算肥料中尿素水解所產生的銨態氮，如式(4)所示。

$$\text{UNH}_4 = U(1 - \exp(-k_h t)) \dots\dots\dots(4)$$

其中 U 為施用的尿素含氮量(kg N ha^{-1})； UNH_4 為尿素水解形成銨態氮的含氮量(kg N ha^{-1})； k_h 為每日尿素水解反應常數； t 為時間(day)。

3.3.2 揮發作用

由於尿素水解產生的銨態氮溶於水中，因此田間湛水中的銨態氮藉由揮發作用進入大氣中，本研究根據 Rao *et al.* (1984)和 Hutson and Wagenet

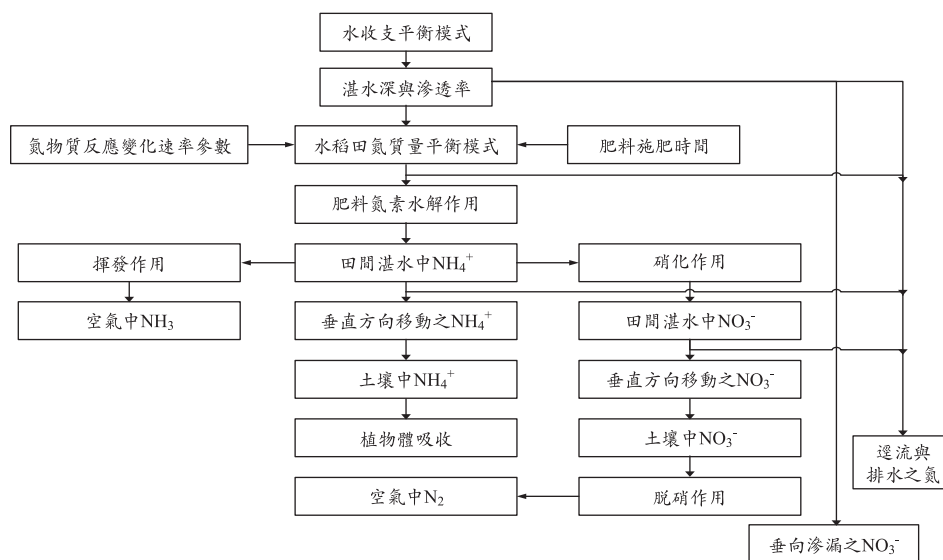


圖 6 水田環境水收支及氮汙染潛勢計算流程

(1991)研究以一階化學反應式描述田間揮發作用，如式(5)所示。

$$UNH_3 = UNH_4(1 - \exp(-k_v t)) \dots\dots\dots(5)$$

其中 UNH_3 為銨氮揮發成氨態氣的含氮量(kg N ha^{-1})； UNH_4 為尿素水解形成銨態氮的含氮量(kg N ha^{-1})； k_v 為每日揮發作用反應常數(day^{-1})。

3.3.3 硝化作用

肥料水解形成之銨態氮易於氧化環境下氧化成亞硝酸鹽氮(NO_2^-)，再氧化成硝酸鹽(NO_3^-)，此氧化過程稱為硝化作用。本研究根據 Rao *et al.* (1984)和 Stockle *et al.* (1994)等研究以一階化學反應式描述湛水區域之硝化作用，如式(6)所示。

$$UNO_3 = UNH_4(1 - \exp(-k_n t)) \dots\dots\dots(6)$$

其中 UNO_3 為硝化作用形成之硝酸鹽氮的含氮量(kg N ha^{-1})； UNH_4 為尿素水解與有機氮礦化所形成之銨態氮總含氮量(kg N ha^{-1})； k_n 為每日硝化作用反應常數(day^{-1})。

3.3.4 礦化作用

有機物中的氮素是大部分微生物生存所必須，絕大多數以有機態形式存在，必須先經過微生物分解後釋出無機態氮素，才能供植物吸收利用，這種氮素由有機態轉換為無機態的過程稱為礦化作用。在普通農耕土壤中，氮素的含量重量百分比約為 0.1~0.2%，即每公頃表土中約含氮 2~4 公噸(陳尊賢，2003)。本研究參考 Johnsson *et al.* (1987) Stockle and Campbell (1989)等研究以一階化學反應式描述根系層有機氮礦化作用過程，如式(7)所示。

$$MNH_4 = PMN(1 - \exp(-k_m t)) \dots\dots\dots(7)$$

其中 PMN 為根系層中有機氮含量(kg N ha^{-1})； MNH_4 為礦化作用產生的銨態氮的含氮量(kg N ha^{-1})； k_m 為每日礦化作用反應常數(day^{-1})。

3.3.5 固定作用

土壤中微生物吸收無機態氮素將其轉換為有機態氮素，此過程為固定作用。本研究參考 Stanford and Smith (1972 之)研究，以一階化學反應式描述固定作用，如式(8)所示。

$$IN = NH_4(1 - \exp(-k_i t)) \dots\dots\dots(8)$$

其中 IN 為固定作用形成的氮(kg N ha^{-1})； MN_4 為根系層中銨態氮之含氮量(kg N ha^{-1})，包括礦化和地表肥料水解入滲的銨態氮； k_i 為每日固定作用反應常數(day^{-1})。

3.3.6 脫硝作用

水稻田湛水時，湛水及土壤在厭氧環境下， NO_3^- 還原為 NO 、 N_2O 及 N_2 並進入大氣中，此過程為脫硝作用。本研究參考 Stockle and Campbell (1989)及 Verma *et al.* (1995)的研究，以一階化學反應描述水稻田脫硝作用，如式(9)所示。

$$DNI = NO_3(1 - \exp(-k_d t)) \dots\dots\dots(9)$$

其中 DNI 為脫硝作用後排至大氣中的氮含量(kg N ha^{-1})； NO_3 為田區鹽酸鹽的氮含量(kg N ha^{-1})； k_d 為脫硝作用反應常數(day^{-1})。

3.3.7 植物吸收

植物生長需吸收土壤中養分，如氮、磷、鉀等，而本研究於植物吸收的氮量方面，由於水稻環境中根系層主要為銨氮，而銨氮易吸附於帶負電的細顆粒土壤，且植物吸收銨氮量與蒸發散量成正比，故使用根系層銨氮含量與蒸發散量乘積估計之，如式(10)所示。

$$UTNH_4 = ET \times NH_4 \dots\dots\dots(10)$$

其中 $UTNH_4$ 為水稻吸收的根系層的銨態氮(kg N ha^{-1})； ET 為蒸發散量(mm)； NH_4 為根系層銨態氮之氮含量(kg N ha^{-1})。

3.3.8 垂向滲漏

田間的氮素會經由入滲傳輸到達土壤或進入地下水含水層，其中以高水溶性、低吸附性之硝酸鹽氮為主，本研究參考陳世楷(2003)於新埔實驗田區之雙環入滲試驗及減水深試驗所得之平均入滲率，配合模式氧化區域之銨態氮及硝酸鹽氮濃度，計算藉由入滲及深層滲漏傳輸之硝酸鹽氮含量，如式(11)所示。

$$LEANO_3 = DP \times NO_3 \dots\dots\dots(11)$$

其中 $LEANO_3$ 為入滲至根系層的硝酸鹽氮之氮含量(kg N ha^{-1})； DP 為入滲量(mm)； NO_3 為氧化區硝酸鹽氮濃度。

表 3 各項氮素轉換(N-transformation)過程之反應常數(Rate constant) (Chowdary, 2004)

轉換過程	反應常數	資料來源
尿素水解 (Urea hydrolysis)	$10^{-6} \sim 5 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$	Singh and Kirk (1993)
	10^{-5} s^{-1}	Sahrawat (1980) and Savant <i>et al.</i> (1985)
	0.744 per day	Jena and Misra (1990)
	0.36~0.56 per day	Ling and Aly (1998)
揮發作用 (Volatilization)	$1.27 \times 10^{-3} \sim 1.54 \times 10^{-4} \text{ per day}$	Chin and Kroontje (1963)
	0.25~0.30 per day	Jemison <i>et al.</i> (1994)
	0.1~0.8 per day	Hutson and Wagenet (1991)
	0.043~0.065 per day	Singh and Prasad (1992)
硝化作用 (Nitrification)	0.2 per day	Jansson and Anderson (1988)
	0.2 per day	Johnsson <i>et al.</i> (1987)
	0.02~2.0 per day	Rao <i>et al.</i> (1984)
	$0.14 \sim 1.10 \text{ h}^{-1}$	Mishra and Misra (1991)
	$0.04 \sim 0.06 \text{ h}^{-1}$	Jena and Misra (1990)
	0.15~0.25 per day	Ling and Aly (1998)
礦化作用 (Mineralization)	0.02 per day	Jemison <i>et al.</i> (1994)
	0.005~0.04 per day	Hutson and Wagenet (1991)
	0.0126~0.0373 per day	Seyfried and Rao (1988)
	0.0077 per day	Stanford and Smith (1972)
	0.019 per day	Pathak and Sarkar (1995)
	$2 \times 10^{-2} \text{ per day (flood water)}$	Rao <i>et al.</i> (1984)
	$2 \times 10^{-2} \text{ per day (oxidized layer)}$	Rao <i>et al.</i> (1984)
	$7.5 \times 10^{-4} \text{ per day (reduced soil layer)}$	Rao <i>et al.</i> (1984)
脫硝作用 (Denitrification)	0.13~0.18 per day	Reddy <i>et al.</i> (1978)
	0.1 h^{-1}	Misra and Mishra (1977)
	0.1 per day	Johnsson <i>et al.</i> (1987)
	0.1 per day	Jemison <i>et al.</i> (1994)
	0.2 per day	Jansson and Anderson (1988)
	0.0027~0.0067 per day	Rolston and Marino (1976)
	0.02 h^{-1}	Jena and Misra (1990)
	$0.07 \sim 0.08 \text{ h}^{-1}$	Mishra and Misra (1991)
	0.05~0.4 per day	Hutson and Wagenet (1991)
	0.07 per day	Ling and Aly (1998)

3.3 檢定與驗證

模式模擬需經過檢定和驗證過程，以提升模式模擬之正確性與可信度。本研究以效率係數、判定係數及 1 比 1 等值線分佈圖，檢視模擬結果與實測資料為是否合理且無異常。由於我國在氮的硝化及礦化作用等方面之研究，大部分集中在森林集水區之營養鹽轉換傳輸(翁菁玲, 2006; 吳俊賢, 2007)，並無水田相關氮素轉換反應常數可

供參考，故本研究參考 Chowdary *et al.* (2004)所整理之各項氮素轉換反應常數值之範圍為依據，如表 3 所示，而由該研究對模式各項氮素轉換反應常數值所進行之敏感度分析，可以歸納出尿素水解、揮發作用、硝化作用及脫硝作用等反應常數值較為敏感，故本研究依其研究成果，在進行水稻田氮平衡模式參數檢定時，以上述氮素轉換過程反應常數值之調整為主。

表 4 實驗田施用肥料成分(宜農中性含鎂複合肥料)

肥料成分	1 號(基肥)	5 號(追肥)
全氮量(%)	20	16
(內含氫態氮)(%)	5.5	7
檸檬酸溶性磷酐(%)	5.1	8
水溶性氧化鉀(%)	10	12
檸檬酸溶性氧化鎂(%)	2.5	2.5
鹽酸溶性氧化鈣(%)	5	5

表 5 實驗田區耕作/施肥期程及施肥量

日期	田區耕作及施肥	施肥量(氮、磷)
一期作		
2/20	整田	
2/27	施用基肥、犁田翻耕	53.33 kg N/ha, 13.6 kg P ₂ O ₅ /ha
3/2	插秧	
3/19	施用追肥	42.67 kg N/ha, 21.33 kg P ₂ O ₅ /ha
4/3	施用追肥	42.67 kg N/ha, 21.33 kg P ₂ O ₅ /ha
二期作		
7/17	整田	
7/24	施用基肥、犁田翻耕	60.0 kg N/ha, 15.3 kg P ₂ O ₅ /ha
7/28	插秧	
8/7	施用追肥	48.0 kg N/ha, 24.0 kg P ₂ O ₅ /ha
8/17	施用追肥	48.0 kg N/ha, 24.0 kg P ₂ O ₅ /ha

四、結果與討論

4.1 實驗田區灌溉水及出流口逕流氮素濃度量測

水稻田耕作期程包括整田、施用基肥、插秧、施用追肥及收割等過程，田區各項氮素濃度亦隨耕作期程而變化，實驗田區使用之基肥為宜農中性含鎂 1 號複合肥料，追肥則使用宜農中性含鎂 5 號複合肥料，其成分比例如表 4 所示。基肥施用後 2~3 天進行插秧，約 2~3 周後開始第一次施用追肥，之後約 1~2 週施用第二次追肥。追肥施用前均先進行田區排水，並維持無施灌狀態 2~3 日，使化肥分解並避免肥分隨排水流失，但因夏季稻作肥份吸收較春季低溫時快速，故二期作期間之施肥除縮短施用間隔外，亦增加施肥量，實驗田區耕作/施肥期程及施肥量參閱表 5。實驗田區兩期作之降雨量分別為一期作(2/20-

表 6 實驗期間實驗田區附近農業氣象測站之平均溫度及平均相對濕度紀錄

時間		平均氣溫(°C)	平均相對濕度%
2 月	上旬	--	--
	中旬	--	--
	下旬	19.2	84.2
3 月	上旬	16.9	89.7
	中旬	18.5	83.1
	下旬	18.6	75
4 月	上旬	17.4	92.6
	中旬	19.8	87.5
	下旬	20	81.1
5 月	上旬	22.9	87.4
	中旬	22.9	92.4
	下旬	23.8	90.5
6 月	上旬	21.7	XXX
	中旬	25.3	89.6
	下旬	26.6	90.4
7 月	上旬	28.9	80.1
	中旬	28.1	81.9
	下旬	27.1	88.1
8 月	上旬	28.7	84.2
	中旬	28.1	85.2
	下旬	27.4	87.2
9 月	上旬	27.1	90.9
	中旬	26.3	91.4
	下旬	25.8	90.2
10 月	上旬	23.9	89
	中旬	23.8	95.8
	下旬	19.3	95
11 月	上旬	19.4	82.8
	中旬	19.5	85.6
	下旬	18.2	82.8

註：XXX 代表故障值(包含旬資料不足 5 日或月資料不足 25 日)

-- 代表非期作時期，未列相關資料

7/20)累積雨量 826.6 mm，二期作(7/21-11/20)累積雨量 403.5 mm(雨量分佈參閱圖 7)，其他微氣候資料，包括平均溫度及相對濕度，係參考茶葉改良場(距實驗田區 9 公里處)之觀測資料，如表 6 所示(中央氣象局，2010)。本研究於實驗田區監測灌溉水及出流口逕流之銨氮(NH₄⁺-N)、亞硝酸鹽氮(NO₂⁻-N)及硝酸鹽氮(NO₃⁻-N)濃度變化，並以實測結果作為模式參數校正及驗證之依據。

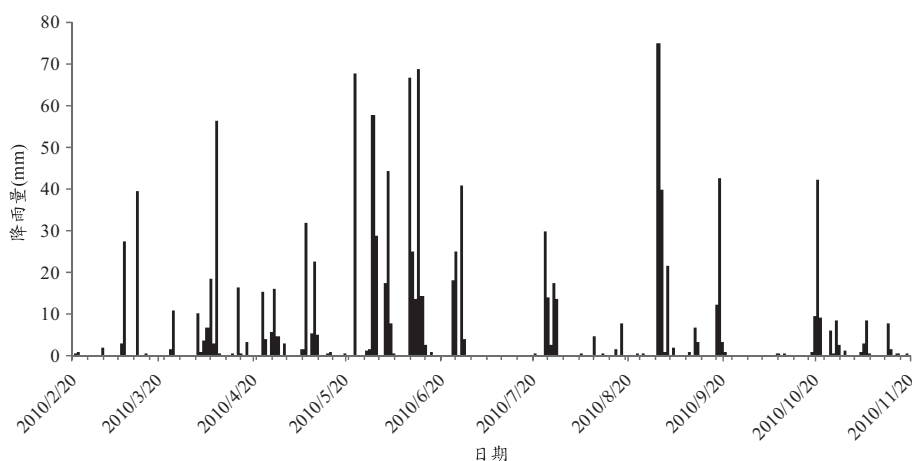


圖 7 實驗田區兩期稻作期間之降雨分佈

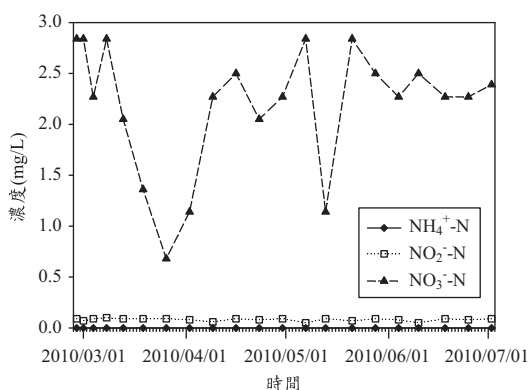


圖 8a 一期作灌溉水質之氮素變化

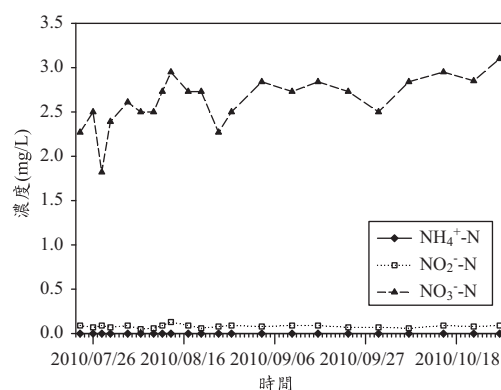


圖 8b 二期作灌溉水質之氮素變化

兩次期作灌溉原水水質檢測結果如圖 8a 及圖 8b 所示(Chen *et al.*, 2011)，銨氮濃度在兩次期作耕作期程中均未檢出，亞硝酸鹽氮濃度約為 0.09 mg/L，而硝酸鹽氮濃度則分別為 0.68~2.84 mg/L 及 1.82~3.10 mg/L。一期作田區出水口逕流水質檢測結果如圖 9a 所示(Chen *et al.*, 2011)，銨氮濃度於施用基肥後僅小幅升高，在第一、二次追肥初期亦僅微幅升高，檢測最高值分別為 0.25 mg/L 及 0.33 mg/L，而後濃度逐漸降低。亞硝酸鹽氮濃度則略高於灌溉水質，範圍為 0.09~0.4 mg/L。硝酸鹽氮濃度絕大多數<3.0 mg/L，僅在第二次追肥後之 4/16 日檢測出 5.0 mg/L 之較高濃度。二期作田區出水口逕流水質結果如圖 9b 所示(Chen *et al.*, 2011)，銨氮濃度在施用基肥及第

一次追肥初期時檢測出 4.58 mg/L 之高濃度，第二次追肥初期銨氮濃度則降為 0.21 mg/L，前兩次施肥後銨氮濃度較一期作明顯高出甚多，僅第三次施肥約略相當。亞硝酸鹽氮濃度於基肥施用後第二天測出高達 10.31 mg/L 之高濃度，由於亞硝酸鹽氮為硝化作用之中間產物，而田區肥料水解成銨氮後，迅速進行硝化作用，因此方能檢測出如此高之濃度，其餘時間之濃度範圍約 0.09~0.25 mg/L 之間，大多數與灌溉水質相當。硝酸鹽氮濃度於施用基肥後第二天測出高達 22.73 mg/L 之高濃度，第一、二次追肥後檢測之濃度最高值分別為 4.09 mg/L 及 5.68 mg/L，其餘時間硝酸鹽氮濃度均小於 3.0 mg/L，接近於灌溉水質。

綜合本研究於現地調查水質監測結果顯

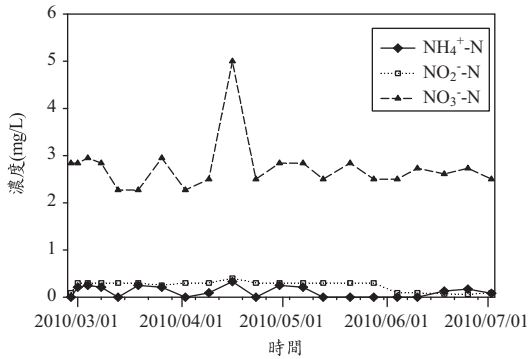


圖 9a 一期作實驗田區出水口逕流水質之氮素變化

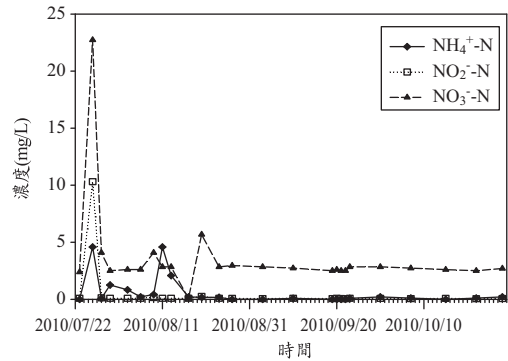


圖 9b 二期作實驗田區出水口逕流水質之氮素變化

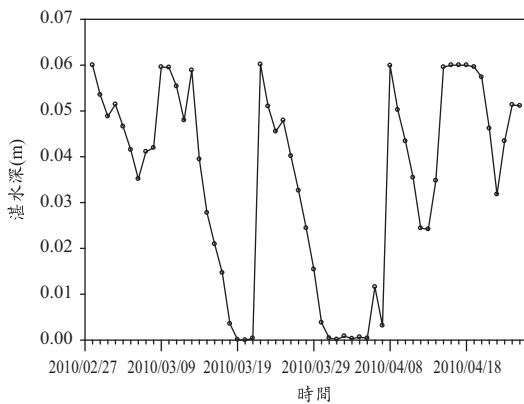


圖 10a 一期作施肥期內水收支平衡計算所求得之湛水深隨時間變化

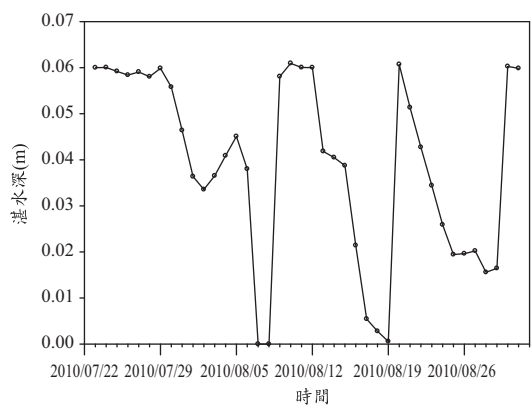


圖 10b 二期作施肥期間水收支平衡計算所求得之湛水深隨時間變化

示，水田施肥後，會造成地表排出水體銨氮、亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度短暫升高，但各項氮素在施肥後短期內即維持穩定狀態，銨氮因吸附力強，故非施肥期間不易檢出。亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度則在大部份時間內維持穩定之狀態，約略與灌溉水質相當。監測結果亦顯示，施肥期間肥料水解後之硝化作用進行極為迅速且短暫。以上兩期作灌溉水及出水口逕流水質監測結果，可作為本研究氮平衡模式校正之資料。

4.2 水收支計算

根據本研究之水稻田水收支平衡公式，並以 99 年度新竹實驗田區兩次期作收集之水收支各項因子包括雨量、蒸發散量、灌溉水量、排水量及入滲量，計算田間湛水深。其中實驗田區田埂

缺口高為 6 公分，因此設定實驗田區最大湛水深為 6 公分，並不考慮降雨時所導致之暫時性湛水壅高。一期作模擬期程由 2/28 至 4/25，而二期作模擬期程由 7/23 至 8/31，涵蓋一次基肥及兩次追肥，並計算田間湛水深結果如圖 10a 及圖 10b 所示。在 3/20、3/21、3/31~4/5、8/7、8/9 及 8/17~8/19 期間之湛水深為零，對照田區實際耕作期程，此時為實施追肥期間，實驗田區進行排水曬田作業，其後則重新灌溉使田區湛水深恢復為 6 公分。

4.3 氮平衡模式各項氮素轉換反應常數檢定

本研究以 Chowdary *et al.* (2004) 由相關研究中，所彙整之各項氮素轉換反應常數之範圍為依據，進行水稻田氮平衡模式之各項氮素轉換反應常數檢定。歷經多次模擬調整後，通過檢定之各

表 7 通過檢定之各項氮素轉換過程反應常數

氮素轉換過程 (N-transformation processes)	反應常數 (Rate constant, per day)
肥料(尿素)水解	0.75
揮發	0.10
硝化作用	0.12
礦化作用	0.01
固化作用	0.15
脫硝作用	0.18

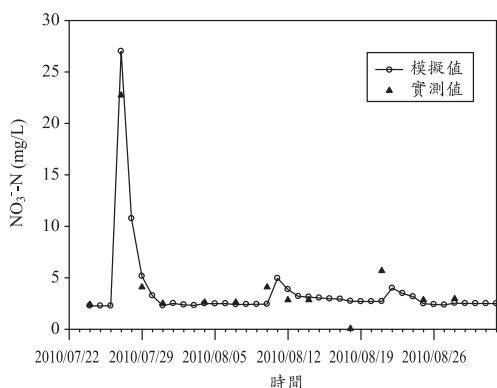


圖 11 氮平衡模式之檢定結果(二期作)

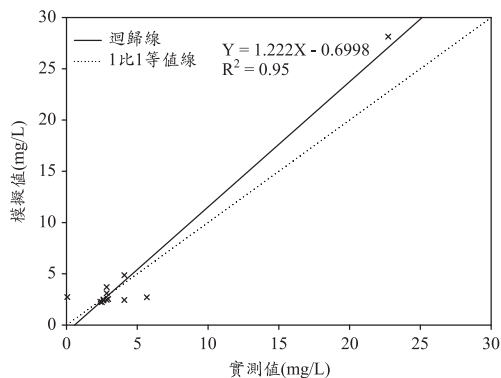


圖 12 氮平衡模式檢定之 1 比 1 等值線圖(二期作)

項氮素轉換反應常數值如表 7 所示。檢定過程係以 2010 年新竹實驗田區，二期作出水口之硝酸鹽氮作為模式檢定之觀測值。由圖 11 二期作氮平衡模式模擬結果可知，模擬值大致趨近於實測值，基肥期間之 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度高峰值，模擬值與實測值分別為 28.13 mg/L 及 22.73 mg/L。檢定結果效率係數及判定係數分別為 0.86 與 0.95，此外，

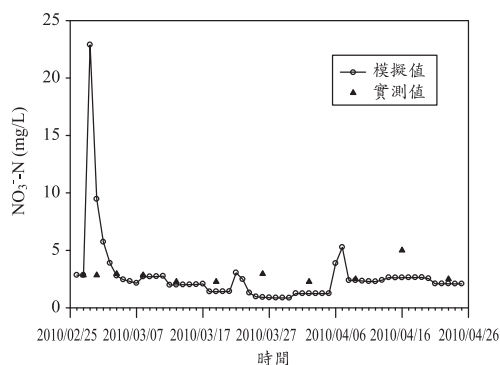


圖 13 氮平衡模式之驗證結果(一期作)

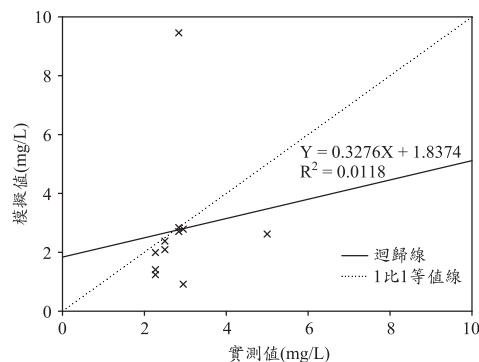


圖 14 氮平衡模式驗證之 1 比 1 等值線圖(一期作)

以 1 比 1 等值線圖呈現模擬值與觀測值的關係，如圖 12 所示。

4.4 氮平衡模式驗證

以二期作檢定後之各項氮素轉換反應常數值為依據，利用 2010 年新竹實驗田區一期作出流口之硝酸鹽氮濃度進行模式驗證，圖 13 為一期作氮平衡驗證結果，可知模式於施用基肥時，逕流水之硝酸鹽氮模擬值與實測值有極大差距，模擬值為 9.46 mg/L 而實測值為 2.84 mg/L。其效率係數與判定係數分別為-8.45 及 0.012，以 1 比 1 等值圖呈現模擬值與實測值之關係，則如圖 14 所示。驗證結果不佳，顯示此一模式無法反映不同期作之氮素轉換過程。而造成模擬結果與實測值差距甚大之原因，可能與不同期作間，土壤溫度之差異有關。Olson, *et al.* (1982)指出，

表 8 氮汙染潛勢分析結果

汙染方式		施肥量		
		156 kg-N/ha*	110 kg-N/ha**	200 kg-N/ha***
初始設定	地表逕流 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	1.75	1.66	1.83
	地下水 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.24	0.16	0.32
	揮發作用 NH ₃ (kg/ha)	14.84	10.39	19.30
	脫硝作用(kg/ha)	4.41	2.84	5.84
1.5 倍出流量	地表逕流 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	2.63	2.50	2.76
	地下水 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.25	0.17	0.32
	揮發作用 NH ₃ (kg/ha)	14.84	10.39	19.30
	脫硝作用(kg/ha)	4.503	2.85	5.84
2.0 倍出流量	地表逕流 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	3.50	3.36	3.73
	地下水 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.25	0.17	0.35
	揮發作用 NH ₃ (kg/ha)	14.84	10.39	19.30
	脫硝作用(kg/ha)	4.62	3.11	6.33
1.5 倍入滲量	地表逕流 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	1.69	1.63	1.76
	地下水 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.53	0.34	0.71
	揮發作用 NH ₃ (kg/ha)	14.84	10.39	19.30
	脫硝作用(kg/ha)	6.41	4.20	8.61
輪灌制度	地表逕流 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.59	0.58	0.60
	地下水 NO ₃ ⁻ -N(kg/ha)	0.26	0.24	0.25
	揮發作用 NH ₃ (kg/ha)	14.84	10.39	19.30
	脫硝作用(kg/ha)	4.77	3.15	6.40

註： *實驗田區施肥量

**行政院農業委員會農糧署作物施肥手冊(水稻)之氮素合理化施肥量(羅秋雄、張金城，2002)

***假設超量施肥量

在春季土壤溫度較低之情況下，將會限制硝化作用之進行。參考實驗田區附近農業氣象測站之均溫紀錄(參閱表 6)，一期作施肥期間為 2 月下旬至 4 月上旬，均溫介於 16.9~19.2℃；二期作施肥期間為 7 月下旬至 8 月中旬，均溫介於 27.1~28.7℃。明顯可看出相同期作施於肥期間之均溫差異甚小，但不同期作間就存在明顯差異。一期作施肥期間均溫遠較二期作施肥期間均溫為低，據此可推論其硝化作用受到較大限制，因此，土壤表層肥料水解產生之銨氮，並未快速進行硝化作用，反而在持續入滲、吸附作用下，進入土壤表層下之厭氧環境，亦不利硝化作用之進行，因而導致一期作施肥期間硝酸鹽氮濃度低於二期作時期。

4.5 氮汙染潛勢模擬分析

二期作施肥後之硝化作用明顯，顯示其硝酸

鹽氮汙染潛勢遠高於一期作，因此氮汙染潛勢模擬分析乃以二期作為基準，根據本研究建立之水稻田氮平衡模式，配合合理化施肥文獻之施肥量及水管理為基準，在施肥量方面以增減施肥比例方式，而水管理方面則以輪灌制度、增加出流量及入滲量，進行氮素轉換及水質變化分析，藉以評估施肥期間水田對鄰近水環境之影響，氮汙染潛勢計算結果如表 8 所示。

其中對水體之汙染負荷隨著施肥量而增加，施用氮量由 110 kg/ha 增加至 200 kg/ha，在基肥施用後一日之濃度分別為 19.65 mg/L 及 34.36 mg/L，後者為前者 1.74 倍(參閱圖 15)。根據模式針對施肥期間硝酸鹽氮汙染負荷及脫硝、揮發作用計算結果，其中對水體之汙染負荷均在 2 kg/ha 以下，遠低於揮發或脫硝作用，模擬結果顯示施肥期間硝酸鹽氮對地表水及地下水之汙染負荷極低。

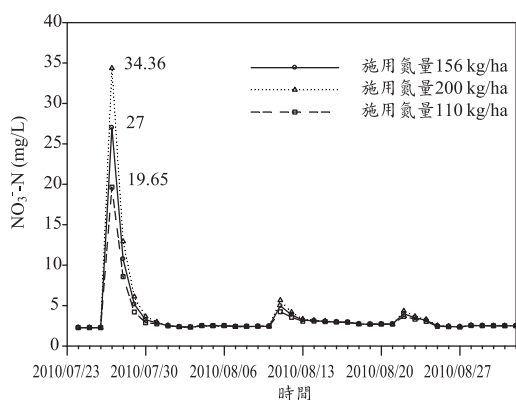


圖 15 二期作不同施肥量模擬出水口之硝酸鹽氮變化

在假設田區出流量增加為實際田區之 1.5 及 2.0 倍時，隨地表逕流排出之硝酸鹽氮亦明顯增加，以實驗田實際排水量及施肥量 156 kg-N/ha 為基準，地表逕流硝酸鹽氮流失量從 1.75 kg-N/ha 增至 1.5 倍出流量之 2.63 kg-N/ha，當出流量為 2.0 倍時，地表逕流硝酸鹽氮流失增至 3.50 kg-N/ha。由於此一情境模擬係假設田區基本入滲率並未改變，因此對於藉入滲進入還原土層之各項氮素轉換並不明顯，因此有效的田區水管理可使地表逕流形成的氮汙染降低。

模式模擬實驗田區入滲量增加為原本的 1.5 倍時(增加之入滲量由增加灌溉水量補充)，地表逕流流失之硝酸鹽氮並無明顯的變化，但地下水的硝酸鹽氮汙染則增加為以實驗田區施肥量為基準之 2.21 倍，而脫硝作用形成的氮汙染則增加為原本的 1.45 倍，因此降低田區的入滲量可減少對地下水的氮汙染潛勢。

本研究以實驗田區採輪灌方式進行水質變化模擬分析，假設實驗田區之輪灌制度為每五天進行一次灌溉，每次灌溉使湛水深達到 6 公分，灌溉後田區並未進行排水，在灌溉後第五天田區湛水趨近於零，如圖 16 所示。模式模擬將 99 年度 7/22 至 7/30 日因實驗田區降雨，使湛水深維持在 5-6 公分，以及施用追肥期間，田區排水進行曬田之實況納入情境模擬。並依據不同之施肥量變化，進行氮汙染潛勢計算，結果顯示對地表及地下水體汙染負荷均在 1 kg/ha 以下，此因在

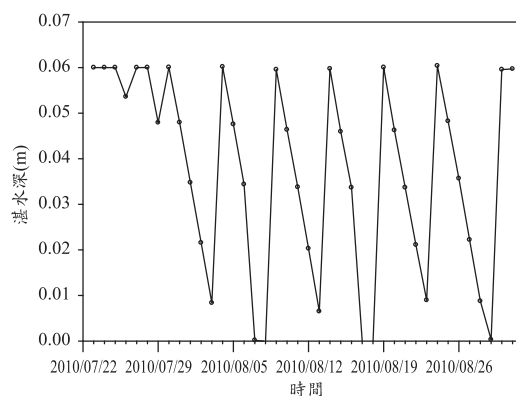


圖 16 實驗田區二期作依據輪灌制度模擬之湛水深變化

輪灌制度下，大部分水皆保留在田區，除降雨或施肥前才有水排出田區，故有良好的水管理措施，並配合合理化之施肥管理可以降低施肥期間硝酸鹽氮對水體的汙染潛勢。

4.6 減少水田氮汙染潛勢對策分析

4.6.1 田間水管理與栽培管理

根據本研究現地監測與模式模擬結果，施肥時期(包括基肥與追肥)降低田區排水量可有效防止肥料從地表流失，而完整之整田作業以維持田區之低滲漏性，亦可減少硝酸鹽之滲漏量。觀測結果亦顯示，由於施基肥後之各項氮素濃度較高，因此該時期減少排水量極為重要。部分農民在插秧前，習慣將湛水深降低以利插秧作業，此時將無可避免將造成較大量之氮素流失。建議應儘量以淺水整田以減少插秧時之排水量。施用追肥時，雖然係將肥料施灑在表土上，但我國農民通常會透過事先排水，與肥料施灑後短暫曬田再重新灌溉之方式，避免肥份流失。此種施肥方式，可有效使部分肥料在濕潤之表土上水解，而在重新施灌時，因入滲率增加而迅速進入根系層。此外，加高田埂進行深水灌溉，可於施肥期間收納更多降雨量，減少隨逕流流失之肥份，亦為可進一步探討分析之方式。

4.6.2 迴歸水之利用

針對大面積分佈之水田區域，「反覆利用」或「循環灌溉」應可減少單一田區肥份外排對水

體之影響。從水田排出之迴歸水在下游的田區使用。如此一來從上游水田流出的氮將會進入下游田區，不致立即流到區域外。此法在實際的水田區域已多被利用，特別是在水源較不足的地區。取入的灌溉水若能完全利用，且幾乎沒有水由最末端的水田流出，則水田之氮汙染潛勢將可最小化。「循環灌溉」則是將排到排水路的水，利用抽水機抽回灌溉水路再利用，為水源不足地區可採用之方法。如此一來，不只節省水源而且可以減少氮之流出。

五、結論與建議

本研究於實驗田區收集水文、水質及施肥資料，發展土壤水分及氮平衡耦合模式，並以新埔實驗田區出口口硝酸鹽氮監測值作為模式檢定驗證之依據，用以評估水稻田之氮汙染潛勢，其結論與建議如下。

1. 本研究現地水質監測結果顯示，水田施肥初期會造成地表排出水體銨氮、亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度短暫升高，此現象以二期作較一期作更為明顯。但各項氮素在施肥後短期內即維持穩定狀態，銨氮因吸附力強，故非施肥期間不易檢出。亞硝酸鹽氮及硝酸鹽氮濃度則在大部份時間內維持穩定之狀態，約略與灌溉水質相當。
2. 土壤水分及氮平衡耦合模式，以實驗田區二期作逕流水質之硝酸鹽氮濃度進行檢定後，無法於一期作之驗證獲得良好結果。驗證結果不佳，顯示此一模式無法反映不同期作之氮素轉換過程，而造成模擬結果與實測值差距甚大之原因，可能為一期作耕作時間為春季，相較於二期作氣溫較低，在土壤溫度較低之情況下，限制硝化作用之進行，在土壤表層水解之銨氮並未快速進行硝化作用，反而在持續入滲、吸附作用下，進入土壤表層下之厭氧環境，更不利硝化作用進行，導致一期作施肥期間硝酸鹽氮量測濃度較低。
3. 根據模式針對二期作施肥期間硝酸鹽氮汙染負荷及脫硝、揮發作用計算結果，即使氮肥施用增加至 200 kg/ha，在不同的水管理措施下，對

水體之汙染負荷在 4 kg/ha 以下，相較於揮發或脫硝作用，為 5 kg/ha~20 kg/ha 之間，由此可以證實，水田耕作若經良好排水控制與肥料管理，以其低入滲率，對地表及地下水體之汙染負荷極低。

4. 本研究現地監測及模式模擬結果雖然顯示水田施肥並非造成農業非點源汙染之主要來源，若能透過有效之田間施肥及用水管理，將可使其汙染負荷潛勢進一步降低，如合理化施肥、控制減少基肥時期之排水量或截留天然降雨進行深水灌溉等。
5. 本模式採用之氮平衡相關反應參數值，為參考國外之相關文獻並再藉由校正而得，建議未來應建立本土水稻田氮素轉換之反應常數資料庫，以提供相關研究參考應用。

謝 誌

本研究承蒙行政院農業委員會(計畫編號 99 農發-4.1-利-05 (01))及國科會(計畫編號 NSC-100-2218-E-027-003-)之經費補助，敬致謝忱。

參考文獻

1. 何易儒，由氮素在水田的淋洗與轉換探討豬糞尿廢水的處理，國立臺灣大學生物環境系統工程學系暨研究所碩士論文，2002。
2. 徐輝明、趙紹錚，農業區坡地土壤特性調查分析，財團法人台北市七星農田水利研究發展基金會，2003。
3. 張格綸，應用蒸發皿係數推估地區蒸發散量之研究，碩士論文，國立成功大學資源工程學系，臺南，2007。
4. 甘俊二，灌溉系統配水技術之分析與研究，台灣大學農工系，臺灣省水利局，1979。
5. 陳世楷，都會區水田公益功能之調查與推廣，行政院農業委員會推廣水田生態環境保護及地下水涵養補注計畫成果報告，pp. 9-1~9-22，2003。
6. 陳尊賢，2003，土壤與肥料講義，僑務委員會中華函授學校出版。
7. 翁菁玲，土壤有機氮形態對臺灣中部三種針

- 葉林土壤氮礦化作用之影響，碩士論文，國立臺灣大學森林環境暨資源學系，臺北，2006。
8. 吳俊賢，塔塔加長期生態研究地區四種植生土壤之氮礦化及硝化作用，碩士論文，國立臺灣大學生物資源暨農學院農業化學系，臺北，2007。
9. 中央氣象局，農業氣象觀測網旬資料，2010。
10. 羅秋雄、張金城，作物施肥手冊(水稻)，行政院農業委員會農糧署，2002。
11. Chen, S. K., C. S. Jang, S. M. Chen, and K. H. Chen, Effect of N-fertilizer application on return flow water quality from a terraced paddy field in Northern Taiwan, *Paddy Water Environ.*, DOI 10.1007/s10333-011-0298-7, 2011.
12. Chin, W. and W. Kroontje, Urea hydrolysis and subsequent loss of ammonia, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 27, 316-319, 1963.
13. Chowdary, V. M., N. H. Rao, and P. B. S. Sarma, "A coupled soil water and nitrogen balance model for flooded rice fields in India," *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 103, No. 3, pp. 425-441, 2004.
14. Chung, S.O., H. S. Kim, and J. S. Kim, "Model development for nutrient loading from paddy rice fields," *Agricultural Water Management*, 62, pp. 1-17, 2003.
15. Hutson, J. L. and R. J. Wagenet, "Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model," *Soil Use Manage.*, Vol. 7, No. 2, pp. 74-78, 1991.
16. Jansson, P. and R. Anderson, Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden, *J. Hydrol.* 99, 33-47, 1988.
17. Jemison, J. M., J. D. Jabro, and H. F. Richard, Evaluation of LEACHM. II. Simulation of nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn., *Agron. J.* 86, 852-859, 1994.
18. Jena, D. and C. Misra, The fate of 15 N tagged urea leached with infiltrating water under rice and bare soil situation, *Oryza*. 27, 40-47, 1990.
19. Johnsson, H., L. Bergstrom, P. Jansson, and K. Paustian, "Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil," *Agriculture. Ecosystems and Environment*, Vol. 18, No. 4, pp. 333-356, 1987.
20. Kang, M. S. S., W. Park, J. J. Lee, and K. H. Yoo, "Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields," *Agricultural Water Management*, Vol. 79, No. 1, pp. 72-92, 2006.
21. Kim, T. C., U. S. Gim, J. S. Kim, and D. S. Kim, "The multi-functionality of paddy farming in Korea," *Paddy Water Environ.*, Vol. 4, No. 4, pp. 169-179, 2006.
22. Liang, X. Q., Y. X. Chen, H. Li, G. M. Tian, W. Z. Ni, M. M. He, and Z. J. Zhang, "Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trench paddy field," *Environmental Pollution*, Vol. 150, No. 3, pp. 313-320, 2007.
23. Ling, G., El-Kadi, A., A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone, *Water Resour. Res.* 34 (2), 203-212, 1998.
24. Liu, C. W., H. C. Huang, S. K. Chen, and Y. M. Kuo, "Subsurface Return Flow and Groundwater Recharge of Terrace Fields in Northern Taiwan," *Journal of the American Water Resources Association.*, Vol. 40, No. 3, pp. 603-614, 2004.
25. Matsuno, Y., K. Nakamura, T. Masumoto, H. Matsui, T. Kato, and Y. Sato, "Prospects for multifunctionality of paddy rice cultivation in Japan and other countries in monsoon Asia," *Paddy Water Environment.*, Vol. 4, No. 4, pp. 189-197, 2006.
26. Mishra, B. K. and B. Misra, Kinetics of nitrification and nitrate reduction during leaching of ammonium nitrate through a limited ultisol profile, *J. Indian Soc. Soil Sci.* 39, 221-228, 1991.
27. Misra, C. and B. K. Mishra, Miscible displace-

- ment of nitrate and chloride under field conditions, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 496, 1977.
28. Nakasone H., H. Kuroda, T. Kato, and T. Tabuchi, Nitrogen removal from water containing high nitrate-N nitrogen in a paddy field (wetland). *Water Science and Technology* 48 (10), 209-217, 2003.
 29. Olson, R. A. and L. T. Kurtz, "Crop nitrogen requirements, utilization and fertilization," *In Nitrogen in Agricultural Soils*, Stevenson, F. J., Ed., Agronomy Monograph 22, Madison, WI, 567, 1982.
 30. Pathak, H. and M. C. Sarkar, Nitrogen mineralization in manure amended soils in relation to soil water regime, *J. Indian Soc. Soil Sci.* 4392, 267-269, 1995.
 31. Rao, P. S. C., R. E. Jessup, and K. R. Reddy, "Simulation of nitrogen dynamics in flooded soils," *Journal Soil Science*, Vol. 138, No. 1, pp. 54-62, 1984.
 32. Reddy, K. R., W. H. Patrick, and R. E. Phillips, The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil. I. Experimental results, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 268-272, 1978.
 33. Rolston, D. E. and M. A. Marino, Simultaneous transport of nitrate and gaseous denitrification products in soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40 (6), 860-865, 1976.
 34. Singh, K. N. and B. Prasad, Volatilization loss of ammonia as influenced by integrated nutrient management in calcareous soils, *J. Indian Soc. Soil. Sci.* 40, 82-86, 1992.
 35. Singh, R. and G. J. D. Kirk, A model for predicting the fate of nitrogen fertilizer in lowland rice fields. II. Predicted dynamics of inorganic carbon, nitrogen and acidity in the soil and floodwater. *J. Soil Sci.* 4, 285-297, 1993.
 36. Sahrawat, K. L., Urease activity in tropical rice soils and floodwater, *Soil Biol. Biochem.* 12, 195-196, 1980.
 37. Savant, N. K., A. F. James, and G. H. McClellan, Effect of soil submergence on urea hydrolysis, *Soil Sci.*, 140, 81-88, 1985.
 38. Seyfried, M. S. and P. S. C. Rao, Kinetics of nitrogen mineralization in Costa Rican soils. Model evaluation and pretreatment effects, *Plant Soil* 106, 159-169, 1988.
 39. Stanford, G. and S. J. Smith, "Nitrogen mineralization potentials of soils," *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 36, No. 3, pp. 465-472, 1972.
 40. Stockle, C. O. and G. S. Campbell, Simulation of crop response to water and nitrogen: an example using spring wheat. *Trans. ASAE* 32, 66-68, 1989.
 41. Stockle, C. C., S. A. Martin, and G. S. Campbell, "Crop Syst, a cropping systems simulation model: water/nitrogen budgets and crop yield," *Agricultural Systems*, Vol. 46, No. 3, pp. 335-359, 1994.
 42. Verma, A., R. S. Kanwar, and U. S. Tim, "Modification of drainage model by using the nitrogen component from the GLEAMS model," *Transactions of the ASAE*, Vol. 38, No. 3, pp. 716-724, 1995.
 43. Yoshinaga, I., A. Miura, T. Hitomi, K. Hamada, and E. Shiratani, "Runoff nitrogen from a large sized paddy field during a crop period." *Agricultural Water Management*, Vol. 87, No. 2, pp. 217-222, 2007.
 44. Zulu, G., M. Toyota, and S. Misawa, "Characteristics of water reuse and its effect on paddy irrigation system water balance and Riceland ecosystem," *Agricultural Water Management*, Vol. 31, No. 3, pp. 269-283, 1996.

收稿日期：民國 100 年 9 月 20 日

修正日期：民國 100 年 11 月 21 日

接受日期：民國 100 年 12 月 14 日