

國立臺灣大學生物資源暨農學院生物環境系統工程學系



碩士論文

Department of Bioenvironmental Systems Engineering

College of Bio-Resources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

量測與模擬實驗尺度水稻田之氮平衡動態變化

Measuring and modeling the dynamics of nitrogen balance
in a pilot-scale paddy field

曾靖恩

Ching-En Tseng

指導教授：林裕彬 博士

Advisor: Yu-Pin Lin, Ph.D.

中華民國 103 年 6 月

June, 2014



謝誌

論文的完成，受到許多人的幫助，首先要感謝指導教授林裕彬教授，謝謝老師教導我做研究、寫論文的方法。在研究上給予我很大的自由，但在我遇到困難與疑問時，適時協助及指導。感謝口試委員童慶斌老師、陳彥璋老師及李明旭老師的指導與建議，讓論文更加完整。感謝張文亮老師、范正成老師及任秀慧老師借用實驗場地與器材，使論文實驗能夠順利完成。

從專題生到研究生，加入 EALES Lab 已四年，這些日子從研究室獲得很多。特別感謝浚瑋學長、莉琦學姐、咏潔學姐、育啟學長，不論是在研究、實驗甚至到最後論文的階段，給予我相當大的幫助。總是在緊急時刻向你們尋求幫助，你們也都不厭其煩為我解答，謝謝你們。韋志、思吟、欣怡，我們一起加入研究室，雖然因為彼此的規畫沒有一起離開，但我們一起經過大大小小的重要時刻，研究的路上有你們的陪伴真好。感謝誌真、子平在我出國期間幫忙採樣，讓我的實驗能夠不間斷。也感謝助理、博後們和研究室的大家這些日子來的幫忙。

感謝水質室的家榕、陳昇學長、宛亭學姐與緯宸，教會我水質實驗的做法，並一起完成過無數的水質實驗。感謝桃園農改場楊志維先生提供水稻秧苗、台大農場李建輝技士提供肥料、水工所翁技士在模場設置上的幫忙，感謝所有曾經幫助過我及協助此論文完成的人。

最後要感謝我的家人，謝謝爸媽讓我在求學階段能夠無後顧之憂，安心的念書並完成碩士班學業。哥哥在當兵放假期間還來模場幫忙，也感謝小阿姨一家的幫忙，謝謝你們一路以來的支持與鼓勵。你們的關心與陪伴是我度過碩士班難關的最佳動力，謝謝你們。

摘要



氮平衡在維繫大自然正常運作時扮演相當重要的角色，當中包含許多作用與機制。稻米為世界三大糧食作物，在臺灣亦為重要的主食，水稻田為臺灣農業耕種面積中最多的一種，約 26 萬公頃。然而農業活動中不適當的施肥，會導致水稻田中的氮素以各種形式的方法散失到環境中，對環境造成污染，進而影響動植物生長甚至危害人類健康。因此了解並量化水稻田中氮素的動態變化將有助於施肥管理及汙染控制。本研究藉由建立實驗尺度的水稻田，透過實驗量測氮平衡中重要的轉換機制。研究共進行兩次實驗，第一次於 2012 年到 2013 年未施肥、第二次於 2013 年到 2014 年施肥 120 (kg N/ha)。實驗量測水體、土壤、植物之氮含量變化。研究結果顯示兩次實驗的灌溉入流與出流氮量主要受到硝酸鹽氮及有機氮所支配。灌溉入流氮量分別為 22.59、29.84(kg N/ha)，出流氮量分別為 8.98、22.91(kg N/ha)。比較兩次實驗的輸入與輸出總氮量分別減少 71.09、84.71%，結果證明水稻田確實具有氮素移除的效果。第一次實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2751.94(kg N/ha)。植物攝取氮量約為 14.71(kg N/ha)。第二次實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2831.86(kg N/ha)。植物攝取氮量約為 16.55(kg N/ha)。計算分布於水體、土壤、植物內之氮百分比，發現土壤氮量占整體氮量比例最高，約占總量的 99.10~99.78%，隨水稻生長有逐漸下降趨勢。氮素遺失的途徑若與施肥做比較，出流氮量約占施肥氮量的 19.09%，植物攝取約占施肥氮量的 13.79%。

然而實驗有其限制，未能於實驗量測的氮素轉換機制則透過模式加以量化。本研究以系統動力學的方法建構模式，模式中考量各種氮素的轉換過程，包含揮發作用、硝化作用、脫硝作用、植物攝取等作用。研究結果顯示，透過模式模擬第二次實驗在氮素遺失的途徑中，以脫硝作用為最多，約 34.59(kg N/ha)，約占施肥氮量的 28.83%。本研究所建立簡單的水稻田氮平衡系統動力模式，可用來量化水稻田中氮素轉換之機制。後續研究若能有更多的資料供模式驗證與加入各種不

同的施肥情境條件，將可利用模式模擬不同情境下水稻的生長情況、水稻田中水質變化及各種氮素轉換機制的改變，增加氮平衡系統動力模式的使用範圍。以達到提供水稻田施肥管理、汙染控制參考之目標。



關鍵字：水稻田，氮平衡，植物攝取，系統動力學，模擬模式

Abstract



Nitrogen balance involves many mechanisms and plays an important role to maintain the function of nature. Rice is one of the main food crops in the world, and it is also the staple food in Taiwan. Paddy fields account for most agriculture cultivated area in Taiwan, which is about 0.26 million ha. However, improper fertilizer application in agriculture activity will cause a plenty of nitrogen losses from paddy field to environment, and then lead to pollution, ecological problems, and even threatening human health. Therefore, it is essential to understand and quantify the nitrogen dynamics in paddy fields for fertilizer management and pollution control. In this study, we build a pilot-scale paddy field and measure the important transformation mechanisms in nitrogen balance. The experiment was conducted two treatments: one was unfertilized in 2012 to 2013 and the other was fertilized 120(kg N/ha) in 2013 to 2014, and we simultaneously measured the nitrogen content in water, soil, and plant. The results show that the irrigation inflows and outflows were dominated by the nitrate and organic nitrogen in both two experiments. The irrigation inflows were 22.59 and 29.84(kg N/ha) and the outflows were 8.98 and 22.91(kg N/ha), respectively. In addition, the paddy field removed 71.09 and 84.71% of the total nitrogen from input, which confirmed that its purification effects. Total nitrogen in the soil were 2751.94 and

2831.86(kg N/ha), and plant uptake were 14.71 and 16.55(kg N/ha), respectively. The results also demonstrate the nitrogen content among water, soil, and plant. During the growth season, soil accounted for most proportion of total nitrogen ,which about 99.10~99.78%, but decreased gradually. In the second experiment, we compared the nitrogen losses with the fertilizer amounts, and the outflow and plant uptake accounted for 19.09 and 13.79% of application amount, respectively.

Although we measured some nitrogen losses in previous experiments, some transformation mechanisms could not be obtained from the measurement. Hence, we used system dynamics approach to developed a model which considered major transformation processes of nitrogen in paddy fields (e.g. volatilization, nitrification, denitrification and plant uptake) to quantify some unknown mechanisms. The results indicate that denitrification is the main nitrogen loss from paddy field, which

is 34.59(kg N/ha), and accounts for 28.83% of application amount. The research proposed a simple model which can estimate the temporal dynamics of nitrogen balance in paddy field. In future studies, more data and different kinds of fertilizer application scenarios should be added to the model to simulate the plant uptake, water quality, and changes of transformation processes in paddy fields to provide reference for future fertilizer management and pollution control.

Keywords: Paddy Fields, Nitrogen Balance, Plant Uptake, System Dynamics,
Simulation Model.



目錄



謝誌	I
摘要	II
Abstract.....	IV
圖目錄	IX
表目錄	XI
第一章 緒論	1
1.1 研究動機與目的	1
1.2 研究流程	3
第二章 文獻回顧	5
2.1 水稻田的氮循環	5
2.2 氮平衡模式	10
2.3 系統動力學	16
第三章 理論與方法	23
3.1 研究場址與實驗設計	23
3.2 實驗量測	25
3.3 水稻田系統動力模式	27
3.3.1 水文平衡模式	28
3.3.2 氮平衡模式	29
3.4 模式率定與驗證	34
第四章 結果與討論	37
4.1 量測結果	37
4.1.1 第一次實驗結果(未施肥).....	37
4.1.2 第二次實驗結果(施肥).....	45

4.1.3 一二次實驗結果比較與討論	51
4.2 模式結果	55
第五章 結論與建議	62
5.1 結論	62
5.2 建議	64
參考文獻	66
附錄一 模場實驗日誌	77
附錄二 水稻植體檢測報告	78

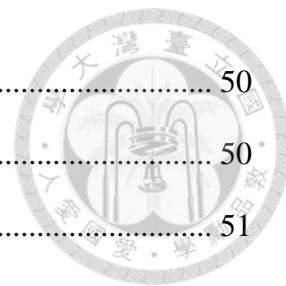


圖目錄



圖 1 研究流程圖	3
圖 2 水中氮素存在型式分類圖	6
圖 3 氮循環(Robertson et al., 2007)	6
圖 4 pH 值與水溫與未解離氨/解離銨比例關係圖(Kadlec et al., 1995)	7
圖 5 水稻田中氮素轉換的結構圖(Chowdary et al., 2004)	14
圖 6 水平衡與氮平衡模式的結構圖(Antonopoulos, 2010).....	15
圖 7 (a)開放系統 (b)封閉系統之流量(箭頭)、存量(長方形)結構圖	17
圖 8 正回饋(a)與負回饋(b)迴路圖(改自韓，2002)	18
圖 9 STELLA 9.0.3 建立之水文循環模式界面圖	19
圖 10 實驗尺度水稻田	24
圖 11 實驗尺度水稻田(模場)簡易示意圖	24
圖 12 第一次實驗水稻田灌溉入流與出流濃度：(a)氨氮 (b)硝酸鹽氮 (c)有機氮38	
圖 13 第一次實驗三種型式氮及總氮的灌溉入流量	40
圖 14 第一次實驗三種型式氮及總氮的出流量	40
圖 15 第一次實驗水稻田灌溉入流及出流氮量與成分比較	41
圖 16 第一次實驗土壤總氮與植物含氮量變化	42
圖 17 第一次實驗植物氮百分比與乾重變化	42
圖 18 第一次實驗期間氮分布百分比變化圖	43
圖 19 第二次實驗水稻田灌溉入流與出流濃度：(a)氨氮 (b)硝酸鹽氮 (c)有機氮46	
圖 20 第二次實驗三種型式氮及總氮的灌溉入流量	47
圖 21 第二次實驗三種型式氮及總氮的出流量(虛線表示該週施肥)	47
圖 22 第二次實驗水稻田灌溉入流與出流氮量成分比較	48
圖 23 第二次實驗植物與土壤總氮含量變化	49

圖 24 第二次實驗土壤氨氮與硝酸鹽氮含量變化	50
圖 25 第二次實驗植物氮百分比與乾重變化	50
圖 26 第二次實驗期間氮分布百分比變化圖	51
圖 27 第二次水稻田實驗氮平衡示意圖(單位：kg N/ha).....	55
圖 28 第二次實驗總氮出流濃度觀測值與模擬值結果	57
圖 29 第二次實驗總氮出流濃度模擬值與觀測值散佈圖	57
圖 30 第二次實驗植物攝取觀測值與模擬值結果	58
圖 31 第二次實驗植物攝取模擬值與觀測值散佈圖	58
圖 32 模式模擬第二次實驗氮平衡組成	60



表目錄



表 1 氮平衡模式彙整	11
表 2 系統動力學模式彙整	20
表 3 水質分析項目及分析方法	26
表 4 實驗所得臺灣地區一二期作水稻之作物係數值	29
表 5 各項反應一階反應常數文獻回顧值整理(改自 Chowdary et al. (2004))	35
表 6 第一二次實驗水稻田之氮平衡	44
表 7 參數檢定結果	56
表 8 模式率定與驗證結果判定係數(R^2)及效率係數(NSE)	59
表 9 第二次實驗水稻田之氮平衡輸出	60

第一章 緒論



1.1 研究動機與目的

稻米為世界上主要的糧食作物之一，其中約有 90%的栽種面積(約 1 億 3600 萬公頃)位於亞洲。現今主要的稻米生產國為中國、印度、印尼...等。目前臺灣稻米的栽種面積約為 26 萬公頃(行政院農業委員會農糧署，民國 101 年)，為農業耕種面積中最多的一種。稻米的生長如同人類生長需要許多不同的營養，農民往往透過施肥，來補足及提供植物生長發育所需而土地欠缺的營養素。肥料三要素氮、磷、鉀中，氮素為植物組成的重要元素，然而農業活動中為了增加產量，常透過氮肥的施放，來提高單位面積的產量。作物產量與肥料的施放，有著高度的正相關性。一般而言，肥料的使用量越高，能使作物產量增加越多。然而當作物產量到達最高值時，若持續施加肥料，不僅無法增加作物產量，還可能造成植物本身的中毒，因而降低稻米產量。此外，農田中的氮會透過轉換與移動回到自然環境中。如果施用過多的氮肥，可能因此造成環境的負擔，例如大氣中的二氧化氮會與雨水作用，形成酸雨，造成水體的汙染與土壤酸化。由農田中遺失的氮，可能會透過地表逕流排至河川、湖泊或經由滲漏作用進入到地下水體，水體中這些過多的氮，除了會對人體健康造成不良的影響外，亦可能造成河川、湖泊的優養化，進而影響水中動植物的生長與繁殖，造成生態環境的破壞。

氮素在水稻田中的轉換與移動與自然環境中相似，水稻田可被視為一個小型的生態系統。在此生態系統中，氮素的轉換與移動為一複雜的過程，當中涉及許多水、土壤及植物間相互作用的反應。這些反應不容易描述及量化。過去有不少針對氮素平衡與轉換的研究。在臺灣，稻米為一重要的基本糧食，雖然稻米的栽種面積至民國 70 年代起有逐漸減少的趨勢，但仍為臺灣最重要的主食。然而目前卻少有研究針對臺灣地區水稻田中的氮平衡進行量測與模擬，因此本研究設計一

個實驗尺度的水稻田，希望藉由掌握氮源的入出流，達到模擬真實水稻田及量化水稻田中氮素轉換狀況的效果。

由於實驗量測在實際的操作上會遇到許多限制，以水稻田的氮素轉換為例，水稻田中所要考慮的氮素轉換作用，都需透過實驗測量而得。然而實驗量測不僅耗日費時且需要投入大量的成本，往往也會因此造成多餘的環境汙染。電腦模擬則提供解決的辦法，透過部分已知的資料來推得其餘未知的結果。系統動力學於1950年代提出，起初是為了工業與經濟的問題而設計，之後隨即廣泛地利用於各個領域，包括農場與市場的管理、決策問題、交通與能源的計畫及生態的模擬...等。將此理論用於架構、理解和討論複雜問題，具有相當好的效果(Radzicki et al., 1997)。因此本研究的目的為建立一個實驗尺度水稻田，量測其中水體、土壤與植物的氮含量變化。並利用系統動力學中，系統內部行為隨時間變化的概念，輔以系統動力學軟體 STELLA，建構水稻田氮平衡之系統動力模式，用於量化水稻田中各項氮素轉換的機制。透過實驗的測量與模式的建立，確實掌握水稻田中逐時刻的氮平衡動態變化。希望結果將有助於未來水稻田的施肥管理及汙染控制措施的制定。本研究之目標條列如下：

1. 建置實驗尺度水稻田，收集水稻種植至成熟之生長期間水質氮濃度、土壤、植物氮含量、入、出流量、氣溫、雨量等資料。
2. 利用實驗量測水體、土壤與植物的氮含量變化，並使用質量平衡之分析方法，探討水稻田中之氮素遺失量與氮素減少程度。
3. 利用系統動力學方法，建立水稻田氮平衡系統動力模式，量化水稻田中各項氮素轉換的機制，其中包含實驗量測中得到及未能測量之氮素轉換機制。並將模式模擬結果與觀測結果進行比較，觀察其差異性。



1.2 研究流程

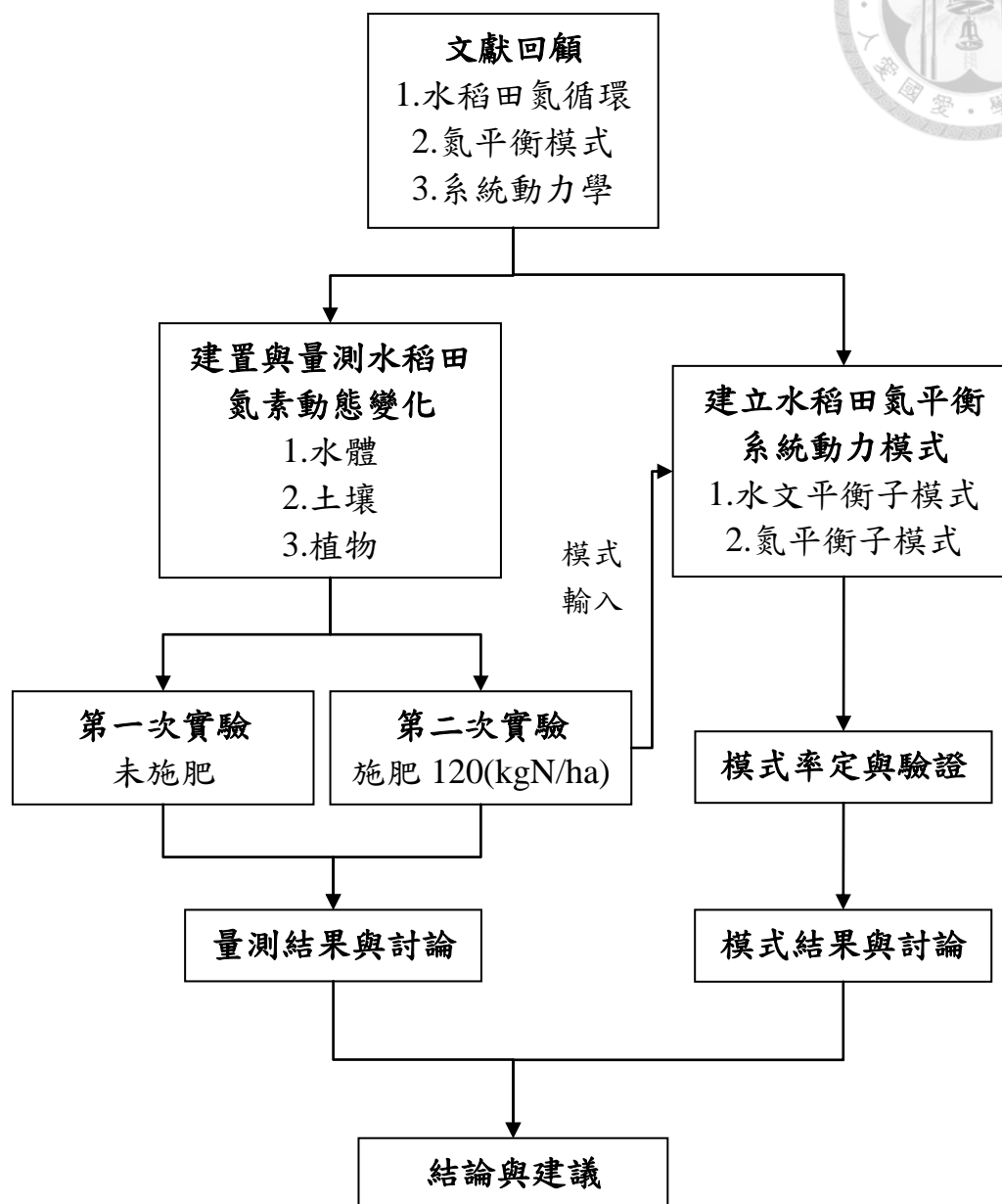


圖 1 研究流程圖

- 一. 文獻回顧：針對研究相關的領域分三個方向進行回顧。第一部份回顧水稻田中的氮循環，整理各項氮素轉換的作用。第二部份回顧目前已發展的氮平衡模式。第三部份回顧系統動力學之相關研究。
- 二. 實驗建置與設計：建置一實驗尺度水稻田，進行兩次二期作之水稻實驗，第

一次未施肥，第二次為施肥 120(kg N/ha)。實驗期間針對水稻田之入流、出流、土壤、水稻植體進行採樣。並同時記錄入、出流量、雨量、水溫...等資料。採樣頻率除第一次實驗土壤與植物為兩週一次外，其餘皆為每週採樣一次。

- 三. 實驗量測：將採樣之入、出流水樣進行水質實驗分析。利用分光光度計法、納式比色法、馬錢子鹼比色法分別測量水中凱氏氮、氨氮、硝酸鹽氮。植物烘乾、秤量乾重後，與土壤送檢，測量其氮含量。
- 四. 模式建立：以系統動力學方法，於 STELLA 軟體中建立水稻田氮平衡系統動力模式。利用第二次實驗結果做為模式輸入資料，並進行模式率定與驗證。
- 五. 結果與討論：整理兩次實驗結果，利用質量平衡方法分析，探討水稻田中之氮素遺失量與氮素減少程度。並利用模式模擬未能於實驗中測量到之氮素轉換機制，最後針對結果進行討論。
- 六. 結論與建議：提出本研究所獲得之結論與對後續研究之建議。

第二章 文獻回顧



研究除量測水稻田中的氮含量變化外，希望透過建立水稻田氮平衡系統動力模式，以量化水稻田中各項氮素轉換的機制。因此本章將針對研究分三個部分進行文獻回顧，分別為：1.水稻田的氮循環 2.氮平衡模式及 3.系統動力學。首先從水稻田中的氮循環進行回顧，整理各項氮素轉換的作用。接著回顧目前已發展的氮平衡模式。最後回顧系統動力學相關研究，並整理國內外相關文獻，作為研究之參考。

2.1 水稻田的氮循環

稻米為世界三大糧食作物之一，主要的栽種地區位於亞洲。在臺灣，稻米的栽種面積約 26 萬公頃(行政院農業委員會農糧署，民國 101 年)，為農業耕種面積中最多的一種。稻米根據其灌溉的方式，可區分為水稻和旱稻。水稻特殊的湛水灌溉方式，使其保持長時間潮濕且有水的狀態，就如同一個生態濕地 (Nakasone et al., 2003)。與濕地相同，水稻田當中亦包含許多有機物質與碳、氮、磷...等無機營養鹽。這些物質的傳輸、轉換，構成了所謂的營養鹽循環。這些重要的循環，如：碳循環、磷循環、氮循環...等，維繫整個生態系統的正常運作。以碳循環為例，循環中會透過水稻植物的生長、對營養鹽的攝取、植物的死亡、分解利用大氣中的碳，進而產生氣體、溶解的有機碳等等的營養鹽釋出；以氮循環為例，水稻田中氮素轉換的作用包括：尿素水解、揮發、硝化、脫硝、礦化、固定、植物攝取...等；磷以溶解性與非溶解性的型式存在系統中，並以入流、沈降、再懸浮、礦化作用、植物吸收與出流等途徑進行循環(Kadlec et al., 1995; Chowdary et al., 2004)。

在各種的營養鹽循環中，氮循環在水稻田生態系統中，扮演著極為重要的角色。除了因為氮元素為植物生長必要的元素外，複雜的氮循環亦牽動著各種其他循環的運作。氮循環最早由 Löhnis (1913)提出，將氮由一種型式轉變成另一種型式的過程概念化。一般而言，氮素以兩種型式存在於水體中，分別為有機氮與無

機氮。無機氮又可細分為亞硝酸鹽氮、硝酸鹽氮、氨氮。有機氮與氨氮的加總為總凱式氮(Total Kjeldahl Nitrogen, TKN)。其詳細分類如圖 2。

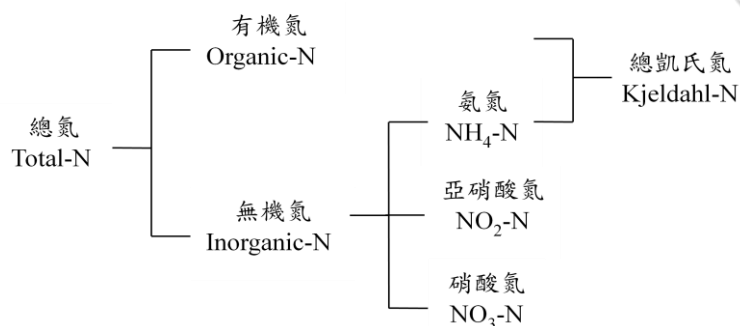


圖 2 水中氮素存在型式分類圖

水稻田中氮循環主要的轉換過程及作用為尿素水解(Urea hydrolysis)、揮發作用(Volatilization)、硝化作用(Nitrification)、脫硝作用(Denitrification)、固氮作用(Fixation)、礦化作用(Mineralization)、固定作用(Immobilization)、植物攝取(Uptake)、滲漏(Leaching)等，轉換的關係如圖 3(Löhnis, 1913; Reddy et al., 1984; Kadlec et al., 1995; Antonopoulos, 2001; Chowdary et al., 2004; Bouman et al., 2006; Robertson et al., 2007; Antonopoulos, 2010; Hirzel et al., 2012)。以下詳述主要之作用：

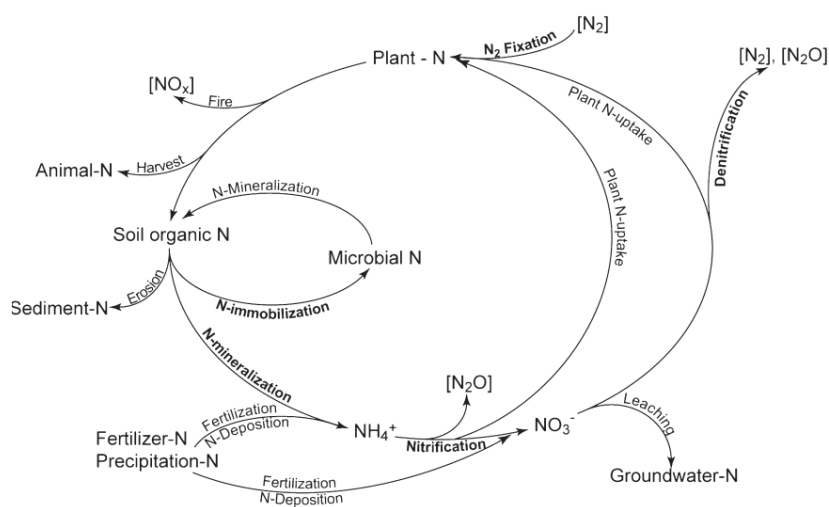
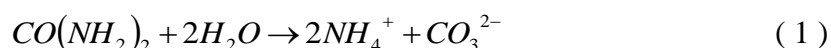


圖 3 氮循環(Robertson et al., 2007)

尿素水解(Urea hydrolysis)

農業活動中，為了增加並穩定稻米的產量，會在水稻田中施予肥料。一般常見的肥料有尿素或硫酸銨之複合肥料。尿素屬於中性肥料，其含氮量約 46%。當尿素灑於水稻田中，遇水會產生水解反應(Chowdary et al., 2004)。其反應方程式如下：



揮發作用(Volatilization)

由尿素水解而來的銨態氮，部分會經由揮發作用變成氨氣(NH_3)，離開水體。部分則是以銨(NH_4^+)的形式溶於水中，達成動態平衡(Chowdary et al., 2004)。其反應方程式如下(Reddy et al., 1984):



揮發作用與水體的 pH 值及水溫有關，一般環境(25°C ，pH 值=7)而言，水中未解離的氮($\text{NH}_3\text{-N}$)約佔 0.6%，當 pH 值小於 7 時，水中未解離的氮之比例會降低地非常快。當水中 pH 值升高或水溫變高，其比例則會隨之增加，進而影響揮發作用之速率。水中 pH 值與水溫對水中未解離的氮與解離的銨($\text{NH}_4^+\text{-N}$)比例的關係如圖 4(Kadlec et al., 1995)。

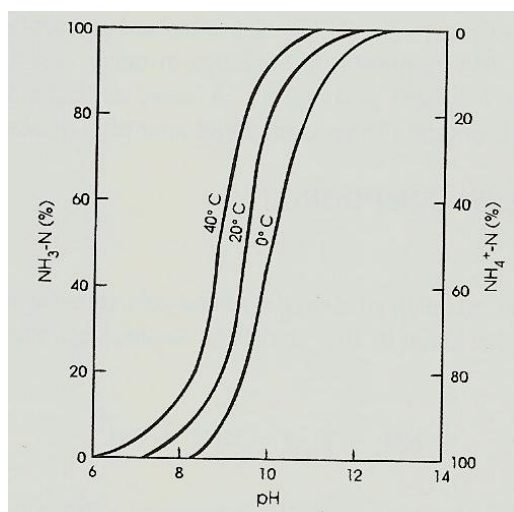
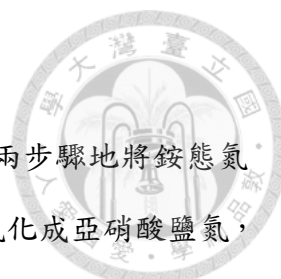
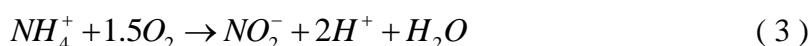


圖 4 pH 值與水溫與未解離氮/解離銨比例關係圖(Kadlec et al., 1995)

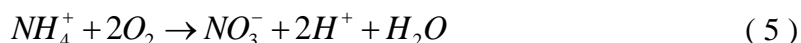


硝化作用(Nitrification)

硝化作用是促使銨氮濃度減少的重要機制，藉由氧化反應兩步驟地將銨態氮轉成硝酸鹽氮(Kadlec et al., 1995)。第一步利用亞硝化菌將銨氮氧化成亞硝酸鹽氮，第二步再利用硝化菌將亞硝酸鹽氮轉化成硝酸鹽氮。其作用的方程式如下二式(Reddy et al., 1984):



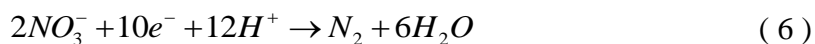
總反應式如下式(Reddy et al., 1984):



硝化作用常發生於土壤表面上的灌溉水裡、土壤表面下(幾毫米深)的土壤氧化層及土壤中根際層(rhizosphere)(Chowdary et al., 2004)。由總反應式可發現，氧氣在硝化作用的過程中是必需的，但根據(Reddy et al., 1984)的研究，當溶氧濃度降低約只有 0.3 ppm 時，反應仍可進行。除此之外，硝化作用在純細菌培養的環境中最佳的溫度範圍約 25~35°C 間；在土壤中約 30~40°C。當溫度低於 15°C 時，其速率將急遽的降低。硝化作用產生的氫離子(H⁺)，則會降低水體鹼度及 pH 值。另外由於亞硝酸鹽氧化成硝酸鹽的速率快於氨氧化成亞硝酸鹽的速率，所以亞硝酸鹽不易累積於土壤或懸浮顆粒系統中，除了一些極端的環境下，例如:高 pH 值或低溫時(Reddy et al., 1984; Kadlec et al., 1995)。

脫硝作用(Denitrification)

脫硝作用為細菌在厭氧條件下，將 NO₃⁻ 轉換成 NO、N₂O 和 N₂，藉由氣態的方式，讓氮元素重新回到大氣中的途徑之一，此作用為氮循環中重要的一環。其反應方程式如下:



根據 Reddy et al. (1984) 整理眾多前人的研究，歸納出影響脫硝作用速率的原因，當土壤中碳含量越高，會增加脫硝作用的能力；溫度越高，脫硝作用的速率會越快，最佳溫度約在 60~75°C；土壤 pH 值亦會影響其速率，最佳的 pH 值為 6.0~8.5。另外亦有許多因素會影響脫硝作用的速率，例如：溶氧、水溫、土壤含水量、脫氮菌及土壤組織...等。

在湛水的土壤中，硝化作用與脫硝作用會同時且主動發生，硝化作用發生在耗氧環境，而脫硝作用則發生在厭氧的環境中。綜合兩個反應，可發現硝酸鹽為其中間產物，尤其當耗氧層較薄時，硝酸鹽將較難累積(Reddy et al., 1984)。

礦化作用(Mineralization)與固定作用(Immobilization)

自然界的土壤中，有超過 95% 的氮是與碳結合的有機氮。然而多數的植物無法直接利用有機氮，必須將它轉變成銨態氮或硝酸氮等無機氮的型式才能吸收，而經植物吸收後的氮又會轉變成有機氮，以此達成一個平衡。礦化作用，又稱銨化作用(Ammonification)是一種將有機氮變成氮氣(無機氮)的過程。此作用在厭氧或耗氧條件下皆可發生，但厭氧環境中分解效率低，其礦化作用速率低於耗氧環境。礦化速率主要受到水溫及 pH 之影響，其最佳水溫介於 40~60°C，而最佳 pH 值範圍介於 6.5~8.5 之間(Reddy et al., 1984)。固定作用為土壤中的生物，吸收無機氮轉化成其細胞、組織...等的有機氮之過程(Chowdary et al., 2004)。礦化作用會造成植物可利用的氮增加，相反地固定作用則會減少，兩者在土壤裡會同時發生(Robertson et al., 2007)。

植物攝取(Uptake)

由於許多植物無法直接吸收有機氮，必須將其轉成銨態氮或硝酸鹽氮等無機氮的形式，才能被植物吸收利用。文獻指出銨態氮為植物攝取的主要形式且攝取量與蒸發散有關(Chowdary et al., 2004)。另外則有研究指出，植物攝取氮量遵循 Michaelis-Menten approach，與土壤中的氮氣、硝酸鹽氮、根深、葉面積指數(leaf area index, LAI)...等有關(Antonopoulos, 2001; Antonopoulos, 2010)。植物攝取量會與土

中礦化性的氮及肥料的施用量有關，土壤中可利用的氮或肥料施用越多，植物攝取氮量就會越多。植物攝取氮量越多亦會增加稻米的產量(Bouman et al., 2006; Hirzel et al., 2012)。

滲漏(Leaching)

由於土壤本身帶負電，所以會導致帶正電的銨態氮，因正負電相吸而被保留在土壤當中不易移動(Johnsson et al., 1987; Aulakh, 1996)。因此銨態氮無法透過滲漏流出到水田外，除非在大量施肥或土壤為粗質地(coarse textured soil)且具有低陽離子交換能力(cation exchange capacity)的情況下；硝酸鹽氮則因帶負電不受土壤吸引，容易在土壤中移動。所以氮素透過滲漏遺失的形式，主要以硝酸鹽氮為主。影響滲漏遺失的因素為土壤中硝酸鹽氮之濃度及離開根層之水量(Chowdary et al., 2004)。


2.2 氮平衡模式

氮素在水稻田中的移動與轉換類似於自然的生態系統，在此生態系統中，氮素的移動與轉換為一複雜的過程，當中涉及許多土壤、水及植物相互作用的反應。而這些反應不易描述及量化。電腦模擬模式有助於描述水稻田中關鍵的化學、物理及生物途徑的轉換過程(Chowdary et al., 2004)。此外，水稻田中的水平衡與氮平衡與農業用水、糧食產量、環境保護等等之議題有著密切關係。因此過去有許多研究針對氮素的平衡與轉換進行模擬，也發展出許多不同的模擬模式(Brevé et al., 1997; Ruth et al., 1997; Chung et al., 2003; Chowdary et al., 2004; Jeon et al., 2004, 2005; Bouman et al., 2006; Lee et al., 2006; Jeon et al., 2007; Liang et al., 2007; Yang et al., 2007; Fumoto et al., 2008; Antonopoulos, 2010; Jing et al., 2010; Katayanagi et al., 2013; Mai et al., 2013)。表 1 整理相關的氮平衡模式文獻，列出各模式的概述，包含其模擬的項目及模式中考慮的氮素轉換作用，並列出其研究區域及尺度。

表 1 氮平衡模式彙整

作者 (出版年份)	模式概述	研究區域 與尺度
Brevé et al. (1997)	DRAINMOD-N 模式。模擬淺層地下水土壤中氮素的移動與狀態。模式為簡化的氮循環，硝酸鹽氮為主要探討的氮庫，氮素的傳輸的途徑包括雨水的沉降、肥料的溶解、淨礦化作用、脫硝作用、植物攝取、表面流與地表流排水流失。	美國北卡羅來納州農田
Chung et al. (2003)	GLEAMS-PADDY 模式。模擬由水稻田流至地表水及地下水的營養鹽負荷，包含總無機氮(氨氮與硝酸鹽氮)及總磷。模式中氮素轉換作用包含施肥、降雨、硝化、脫硝、氨化、揮發作用、表面逕流流出、滲漏、植物攝取、表面逕流冲刷	韓國忠北水稻田
Chowdary et al. (2004)	土壤水分及氮平衡的耦合模式。尿素水解、揮發、硝化、脫硝、礦化、固定作用、植物攝取、滲漏。除植物攝取與深層滲漏外，模式中皆以一階反應代表其氮素轉換的過程。	印度 Pantnagar 及 New Delhi 兩處水稻田
Jeon et al. (2004)	PADDIMOD 模式，評估韓國水稻田區的水平衡與營養鹽平衡。模式預測水深、地表排水(surface drainage)及營養鹽濃度(總磷與總氮)。模式中氮素轉換作用包含施肥、大氣沉降、灌溉入流、地表排出、深層滲漏、植物攝取。	韓國水稻田區
Lee et al. (2006)	將模擬硝化作用與脫硝作用的動力反應加入 RT3D(reactive transport in three-dimensions)模式中，發展出可模擬地下水體中氮素(氨氮、硝酸鹽氮)、溶氧(DO)、溶解態有機碳(DOC)傳輸的工具。模式中氮素轉換的作用包含硝化、脫硝作用、吸附、滲漏。	澳洲西部牛隻飼養場
Jeon et al. (2007)	修改 HSPF 模式，建立 HSPF-Paddy 模式以用來推估水稻田及集水區此兩種不同尺度的污染物負荷。模式推估流量、總氮、總磷、溫度及生物需氧量(BOD ₅)。模式中氮素轉換的作用包含縱向對流、氨離子化(ammonia ionization (NH ₃ /NH ₄ ⁺ 平衡))、揮發、銨化、硝化、脫硝作用、吸附/脫附等等。	韓國建國大學 (Konkuk University) 實驗水稻田及新萬金集水區 (Saemangeum watershed)

Liang et al. (2007)	近溝渠(near-trench)水稻田的氮平衡模式。模式概念與 Chowdary et al. (2004)相似，但將滲漏細分為垂直滲漏與側向滲漏。	中國浙江近溝渠水稻田
Jing et al. (2010)	RIWER (RIce WhEat Rotation)模式來模擬地上生物總量(total aboveground biomass)、作物攝取氮與土壤無機氮含量。模式中氮素轉換作用包含尿素水解、降雨、硝化、脫硝、礦化作用、植物攝取、滲漏。	中國南京農業大學實驗農田及成都平原溫江縣農田
Antonopoulos (2010)	水平衡與氮平衡的模式。模式概念與 Chowdary et al. (2004) 相似，植物攝取部分以 Michaelis–Menten approach 進行改進。	希臘北部水稻田
Mai et al. (2013)	PCRaster 模式，模擬多土地利用類型平原的氮素動態。模擬項目為土壤礦化態氮濃度(soil mineral nitrogen concentration)與滲漏遺失之氮量。模式中氮平衡的轉換作用與途徑包括肥料施放、入流氮源、作物攝取、氣體散失(揮發作用與脫硝作用)。	越南(Van Hoi commune, Tam Duong district)



Brevé et al. (1997)根據 advective-dispersive-reactive (ADR) equation 建立準二維 (quasi two-dimensional) 的 DRAINMOD-N 模式，用來模擬淺層地下土壤中氮素的移動與狀態，模式考量簡化的氮循環，硝酸鹽氮為主要探討的氮庫，氮素的傳輸的途徑包括雨水的沉降、肥料的溶解、淨礦化作用、脫硝作用、植物攝取、表面流與地表流排水流失。模式結果與另一較複雜之二維模式 VS2DNT 結果(Healy, 1990; Harmsen et al., 1991)進行比較，模式結果仍在可接受範圍內。Wang et al. (2006) 評估 DRAINMOD5.1 模式在結冰與融化的土壤條件中，水文模式的表現及硝酸鹽氮的移動，結果顯示在寒冷地區土壤中有良好表現，可作為推估藉由排水流失的硝酸鹽氮。Yang et al. (2007)利用 DRAINMOD-N 模式預測加拿大安大略南部玉米田中經由地表逕流及地下水排出之硝酸鹽氮量。模式結果值與觀測值有低的均方根誤差及高的相關係數，因此可作為評估寒冷天氣地區(加拿大南部)各種不同水汙染情境及發展、測試多種的汙染控制策略。

Chung et al. (2003)修改 GLEAMS 模式，建立由水文與化學子模式構成的 GLEAMS-PADDY 模式，用以預測南韓忠北由水稻田流至地表水及地下水的營養鹽負荷，包含總無機氮(氨氮與硝酸鹽氮)及總磷。結果可用於發展水稻田的最佳管理技術(BMPs)，以降低由水稻田排出之地表水流的汙染。Jeon et al. (2004)利用 PADDIMOD 模式，評估韓國水稻田區的水平衡與營養鹽平衡。模式預測水深、地表排水(surface drainage)及營養鹽濃度(總磷與總氮)。研究結果指出水平衡中地面排水約占總出流量的一半(50~60%)。營養鹽的出流以植物攝取為最多，表面排水造成之流失次高。Jeon et al. (2005)利用 PADDIMOD 模式模擬韓國建國大學農業研究農場及鎮安(Jinan)兩處水稻田的湛水深度及營養鹽(總氮與總磷)濃度，研究結果與 Jeon et al. (2004)之研究成果相符，營養鹽的出流以植物攝取為最多，其次為地表排水。此模式的建立將有助於評估韓國地區的 BMPs(Best management practices)與灌溉用水管理。

Chowdary et al. (2004)發展一土壤水分及氮平衡的耦合模式，模式包含一般氮

素轉換的重要反應，例如：尿素水解、揮發、硝化、脫硝、礦化、固定作用、植物攝取、滲漏。研究描述水稻田中氮素轉換的結構如圖 5。除了植物攝取與深層滲漏外，模式中皆以一階反應代表其氮素轉換的過程。研究結果顯示，尿素水解發生在肥料施加後的七天內。肥料中的氮約有 25~33% 經由揮發作用散失，20~30% 經由滲漏散失。植物攝取在肥料施予後即刻增加，並於 60 天後逐漸下降。該模式評估大規模水稻田的各種氮素遺失途徑，結果有助於農業活動中水與肥料管理措施的制定及汙染的控制。依循 Chowdary et al. (2004) 的研究，Liang et al. (2007) 發展出一個近溝渠(near-trench)水稻田的氮平衡模式。由於在近溝渠區域水稻田與溝渠的梯度會加強滲漏的程度，因此該模式將水稻田中氮素轉換的其中一個途徑—滲漏，細分為垂直滲漏與側向滲漏。結果顯示，揮發作用約佔肥料施予中的 26.5~29.4%，由表面逕流、垂直滲漏、側向滲漏流失的氮分別佔肥料施予中的 5.6~7.7%、4.0~4.9%、5.0~5.3%。陳昆宏(2011)利用 Chowdary et al. (2004) 之土壤水分及氮平衡耦合模式評估新竹縣新埔實驗田區的坡地水稻田汙染潛勢，模式在率定階段，雖然具有良好的結果，但由於兩期作在基肥施肥期間，排水之硝酸鹽濃度存在明顯差異，導致模式驗證結果不佳。建議需將溫度納入考量。

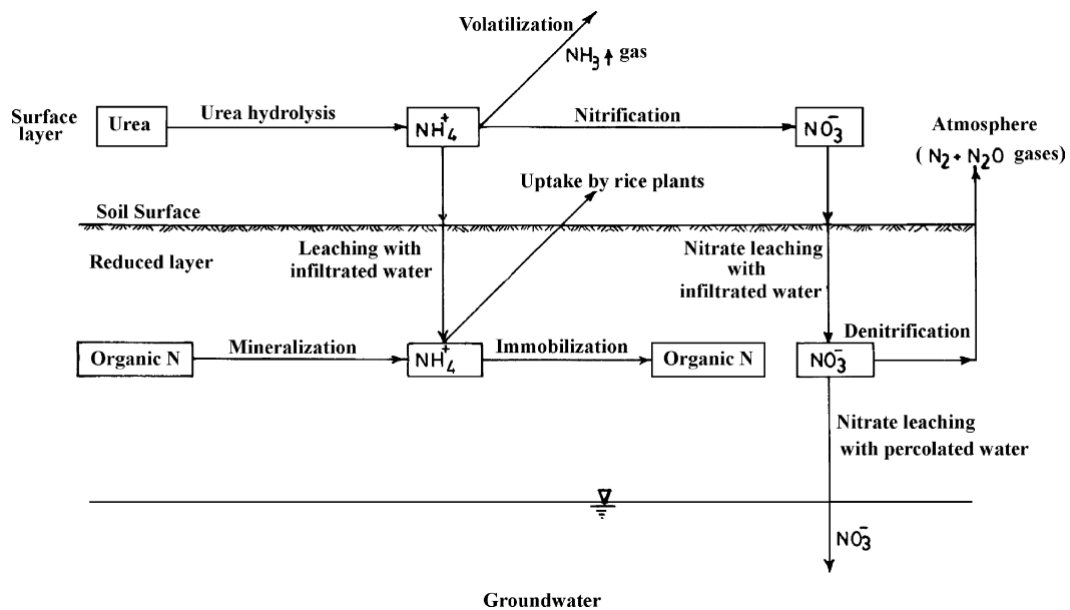


圖 5 水稻田中氮素轉換的結構圖(Chowdary et al., 2004)

Lee et al. (2006)將模擬硝化作用與脫硝作用的動力反應加入 RT3D(reactive transport in three-dimensions)模式中，發展出一個可模擬地下水體中氮素、溶氧(DO)、溶解態有機碳(DOC)傳輸的工具。模式與已發表之數值結果作驗證後，即利用於模擬位於澳洲西部牛隻飼養場的地下水體氮素的轉換情形。Jeon et al. (2007)修改由美國環保署贊助發展模擬各式集水區內與水質與水量相關歷程的 HSPF 模式，建立 HSPF-Paddy 模式以用來推估水稻田(3000m^2)及含有相當面積比例水稻田(30%)之集水區(1803km^2)，此兩種不同尺度的汙染物負荷。研究利用模式推估流量、總氮、總磷、溫度及生物需氧量(BOD_5)。模式在水稻田尺度具有較好的效率，集水區尺度的效率也在可接受的範圍(效率係數大於 0.5)，其結果將可用來模擬不同尺度，從農田到集水區的環境條件，包含點源與非點源的汙染負荷。

Antonopoulos (2008)利用模式模擬水稻田的氮平衡動態變化，研究指出有相當部分的灌溉水經由地表逕流及深層滲漏的方式離開水稻田。氣態氮的散失(揮發作用、脫硝作用)與藻類攝取為水稻田中氮素還原的主要途徑。延續之前的研究，但考慮土壤部分的重要性。將土壤與水體的氮平衡分開模擬。將植物(藻類)攝取及土壤中的氮素轉換納入模式，提出水平衡與氮平衡的模式，其結構如圖 6，模式用來模擬希臘北部的水稻田水與土壤的氮平衡動態變化，提供以水稻田為主的農業生態系統，節約灌溉水及預防水資源汙染之資訊(Antonopoulos, 2010)。

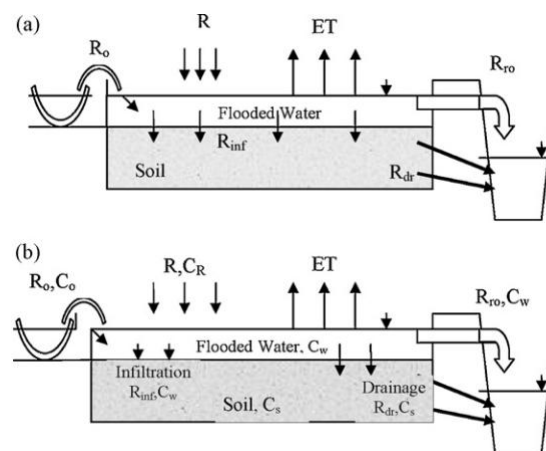



圖 6 水平衡與氮平衡模式的結構圖(Antonopoulos, 2010)



為了了解稻米-小麥輪作系統(Rice-wheat cropping systems)中的氮排放量，Jing et al. (2010)透過建立 RIWER (RIce WhEat Rotation)模式來模擬地上生物總量(total aboveground biomass)、作物攝取氮與土壤無機氮含量。模式的建立能夠幫助設計並發展產量高、氮排放量少的輪作系統管理措施。Mai et al. (2013)利用一空間動態模式 PCRaster，來模擬越南一處多土地利用類型平原的氮素動態。模擬項目為土壤礦化態氮濃度(soil mineral nitrogen concentration)與滲漏遺失之氮量。模式包含之氮平衡轉換作用與途徑包括肥料施放、入流氮源、作物攝取、氣體散失(揮發作用與脫硝作用)與出流氮源。結果指出種植稻米之土地，經由滲漏遺失的氮量約在 36~55(kg N/ha)。

其他關於水稻田氮平衡模式的應用，模式 ORYZA2000 模擬稻米的生長，對於氮動態平衡的細節雖然較少描述，研究著重於稻米生長、產量的模擬，其結果可用來支持田間試驗，並找出最佳化的氮肥施放(Bouman et al., 2006)。DNDC (DeNitrification—DeComposition)-Rice 模式，改良自模擬農業、森林系統微量氣體(二氧化碳、甲烷、一氧化氮、一氧化二氮、氨氣)排放的 DNDC 模式。研究修改了作物生長過程，考慮溫度及大氣二氧化碳濃度的效應，除了可模擬氮平衡外，亦可模擬水稻田的溫室氣體排放，(Fumoto et al., 2008; Katayanagi et al., 2013)。

2.3 系統動力學

系統動力學(System Dynamics) 或稱系統動態學，創於 1950 年代中期，由美國麻省理工學院教授 Jay W. Forrester 所提出，起初是為了工業與經濟的問題而設計，早期稱為工業動態學，隨後就廣泛地利用於各個領域，包括農場與市場的管理、決策問題、交通與能源的計畫及生態的模擬。將其利用於架構、理解和討論複雜問題具有相當好的效果(Radzicki et al., 1997)。一般而言，可用穩態或動態來描述一個系統，相較於一般穩態系統，動態的系統動力學則含有以時間為函式的變數，可藉此了解系統在連續時間變化過程中所表現出來的行為特性，也就是系統行為

之變化趨勢。

以系統動力學的觀點，系統可區分為「開放系統(open system)」與「封閉系統(closed system)」，開放系統中，系統產生的結果並不影響系統本身，如圖 7 (a)

；封閉系統又稱為回饋系統(feedback system)，此系統過去產生的結果會再返回並影響系統，進而控制其未來產生之結果，如圖 7 (b) (王，2009)。系統動力學中最重要的兩個元素，存量(stock)與流量(flow)，存量代表可累積或排出的量，可為實體或非實體；而流量表示單位時間內存量的改變量，當流量流入存量時，存量就會增加；反之則會減少，因此流量是具方向性的。另外系統動力學中的輔助變數：轉換量(converter)、表示連結的關係的：連結(connector)亦是構成系統動力的重要元素(Forrester, 1993; Radzicki et al., 1997)。

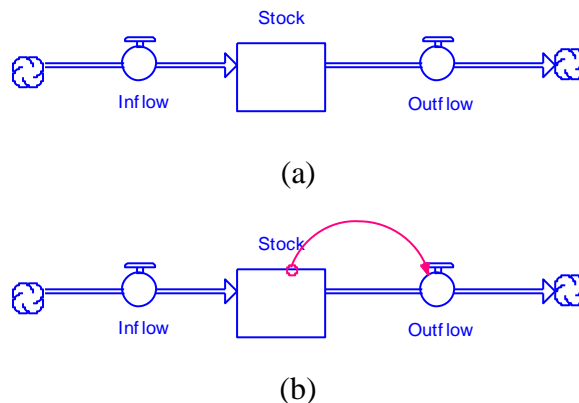
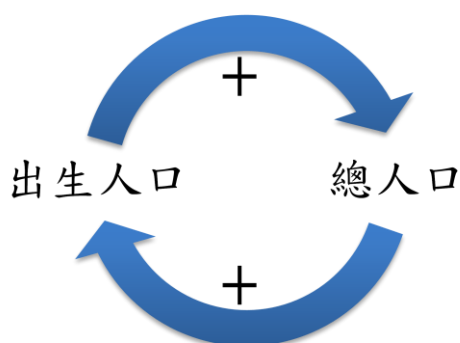
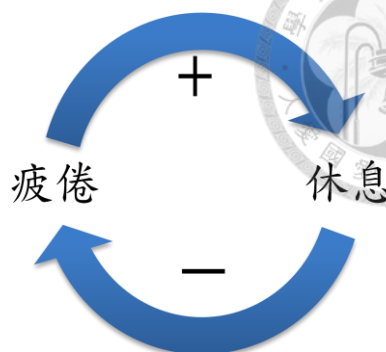


圖 7 (a)開放系統 (b)封閉系統之流量(箭頭)、存量(長方形)結構圖

回饋(feedback)，又稱反饋，為一個因素經過一連串的因果作用，最後再反過來影響到本身的過程。以人口而言，出生人口越多，總人口數會越多；同時總人口越多會導致更多的出生人口，長期形成一個回饋迴路(feedback loops)。回饋可分為正回饋(positive feedback)與負回饋(negative feedback)，如圖 8。正回饋代表改變的結果有正向加強的效果，負回饋則代表改變對於結果逆性減少的效果，以圖 8 (a)為例，出生人口增加會增加總人口數，而總人口數增加亦會造成更多人口的出生，為正回饋；相反地如圖 8 (b)，越感覺疲倦就越需要休息，而休息越多則會使疲勞感減少，為負回饋。(韓，2002)



(a)



(b)

圖 8 正回饋(a)與負回饋(b)迴路圖(改自韓，2002)

隨著系統動力學理論的提出，相關的系統動力學軟體也隨之發展，從最早期 Richard Bennett 所提出的 SIMPLE，Phyllis Fox and Alexander Pugh 的 DYNAMO，到現在系統動力學中最普遍使用的軟體 STELLA、VENSIM、MODONNA 等，VENSIM 是由 Ventana Systems, Inc 所開發出來，除了系統動力學慣用的元件外，另提供參數率定時所需之最佳化模組、找尋最佳解決方案，也提供其他功能如：蒙地卡羅模擬、拉丁超立方取樣等敏感度分析的工具以供使用。STELLA 由 ISEE Systems, Inc 研發，藉由圖像式操作，使模式更容易使用，亦簡化了複雜的模擬動態系統問題。MODONNA 是由 Berkeley 大學所開發，用來解決常微分及偏微分方程之問題，並具有模式包容性，可利用 STELLA 中已建立的模式。

STELLA 透過使用圖像式操縱能夠讓使用者從不同的角度去組織並推估所要探討的系統。當模式系統已充分了解後，便可將其推展至真實系統(Ruth et al., 1997)。軟體中利用圖表及動畫，可幫助使用者發現方程式中變數的關係。使用 STELLA 可以模擬一個隨時間變動的系統，找出系統間的關係，了解系統的輸入輸出及結果。已有眾多學者及研究員利用它來研究經濟、物理、化學、公共政策等等的問題。軟體適用於 Window 及 Mac OS 的作業系統(ISEE System, 2014)。圖 2-8 為利用 STELLA 9.0.3 建立的水文循環模式界面圖。

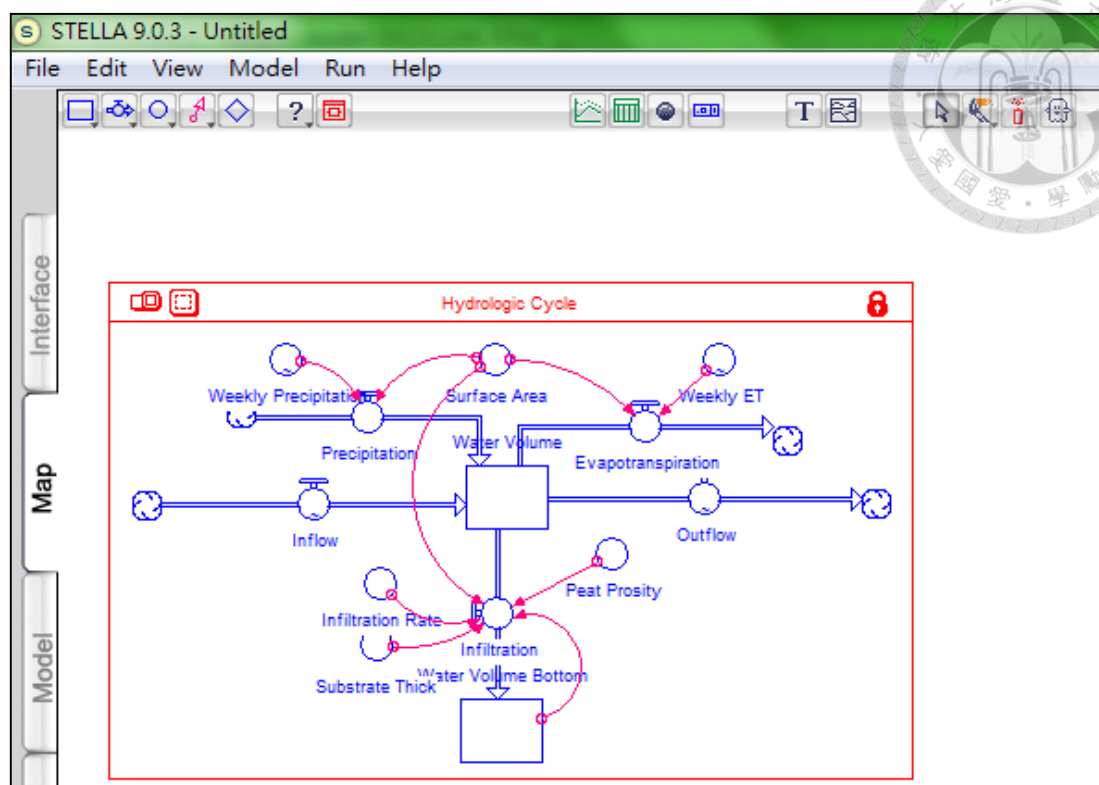



圖 9 STELLA 9.0.3 建立之水文循環模式界面圖

建立系統動力模式之前，需先界定問題及對造成問題的原因進行假設。隨後定義完系統中的狀態變數與起始條件後，模式會隨著時間開始模擬，依循初始的行為與流量的變化，產生下一階段的結果(Forrester, 1993; Forrester, 1997; Marimon et al., 2013)。過去有許多研究(Vezjak et al., 1998; Wynn et al., 2001; Kato, 2005; Mayo et al., 2005; Chavan et al., 2008; Hull et al., 2008; Wang et al., 2009; Wang et al., 2012; Marimon et al., 2013) 利用系統動力學的概念來建立模式，其中模擬氮素或其他營養鹽的動態變化的相關文獻整理如下(表 2)：

表 2 系統動力學模式彙整

作者	年份	模式概述
Vezjak et al.	1998	評估水體優營養化對浮游生物季節變化的影響。模式模擬浮游植物、浮游動物、總氮、總磷四個狀態變數的濃度動態變化。
Wynn et al.	2001	模擬美國馬里蘭州一處地下流人工濕地(Subsurface Flow, SSF)。模式由六個子模式組成，包含氮、碳循環、自營菌、異營菌、水及溶氧平衡。
Kato	2005	建立集水區系統動力模式(Watershed System Dynamics model, WSD model)。模擬日本千葉縣 Nishi-Imbanuma 集水區的人口、土地利用(水稻田、旱田、森林、家用)、逕流、總氮與總磷。
Mayo et al.	2005	模擬地下流人工濕地之氮循環。模式包含有機氮、氨氮及硝酸鹽氮三個狀態變數。模式著重氮素循環中微生物的效應與植物的動態變化。
Chavan et al.	2008	建立 WWQM(Wetlands Water Quality Model)模式來評估美國內華達州一處實驗尺度的表面流濕地(Free Water Surface, FWS)。模式包含水文、氮、磷、懸浮顆粒四個子模式。
Hull et al.	2008	模擬義大利 Fogliano 沿海潟湖的溶氧動態。模式模擬季節性及每日的溶氧動態。
Wang et al.	2009	模擬日本筑波種植蘆葦的地下流人工濕地之氮循環。
Wang et al.	2012	結合系統動力模式與敏感度分析，模擬臺灣臺南表面流人工濕地之多循環(水文、碳、氮、磷、懸浮顆粒、溶氧及微生物循環)。
Marimon et al.	2013	模擬暴雨滯洪池(stormwater wet pond)內浮動濕地(Floating Treatment Wetlands, FTWs)的氮循環。

Vezjak et al. (1998) 透過 STELLA II 軟體建立系統動力模式評估水體優營養化對浮游生物季節變化的影響。模式中含有以浮游植物、浮游動物、總氮、總磷之變化的速率的四個微分方程式及狀態變數，模式模擬四個狀態變數的濃度動態變化。Wynn et al. (2001) 利用 STELLA 軟體建立模式模擬美國馬里蘭州一處地下流人工濕地(Subsurface Flow, SSF)，模式由六個子模式組成，包含氮、碳循環、自營



菌、異營菌、水及溶氧平衡。模式模擬出流的生物需氧量、有機氮、氨氮硝酸鹽氮有較好的表現，但因為對根層濕地植物的厭氧不了解，所以在溶氧的預測上表現平常。模式對於個別參數的變動不敏感，是由於生態系統與模式的複雜性及模式內眾多的回饋機制。但對於與微生物生長及底質使用相關的參數，則是最為敏感。Kato (2005)以系統動力學建立集水區系統動力模式(Watershed System Dynamics model, WSD model)，模擬日本千葉縣 Nishi-Imbanuma 集水區的人口、土地利用(水稻田、旱田、森林、家用)、逕流、總氮與總磷。Mayo et al. (2005) 利用 STELLA 6.0.1 軟體建立地下流人工濕地之模式，模擬當中之氮素轉換。模式包含三個狀態變數，分別為有機氮、氨氮及硝酸鹽氮。模式著重氮素循環中微生物的效應與植物的動態變化，結果顯示造成主要氮移除的途徑依序為脫硝作用(29.9%)植物攝取(10.2%)淨沉降(8.2%)，但由於許多生物的參數難以取得且具有物種與地區性的不同，所以適用性有限。Chavan et al. (2008)建立 WWQM(Wetlands Water Quality Model)模式來評估表面流濕地(Free Water Surface, FWS)內的氮、磷、懸浮顆粒。模式包含水文、氮、磷、懸浮顆粒四個子模式，模式模擬美國內華達州一處實驗尺度的濕地，營養鹽與懸浮顆粒的預測結果顯示此濕地將有助於降低此處優養化的現象。Hull et al. (2008)利用系統動力軟體 STELLA 7.0.4，建立模式模擬義大利 Fogliano 沿海潟湖的溶氧動態。模式模擬季節性及每日的溶氧動態，模擬結果與觀測結果一致，皆顯示季節性溶氧動態變化較慢，每日的動態變化較快。

王等人(2009)將影響濕地的循環(水力、溶氧、碳、氮、磷、異營菌、自營菌、懸浮固體等)應用系統動力學方法及軟體 STELLA 5，建立一個完整濕地循環架構的表面流人工濕地模式，並進行臺灣南北兩個目標案例的模擬。模式重現表面流人工濕地中營養鹽出流濃度的季節變化趨勢。Wang et al. (2009)建立動力模式模擬濕地的氮素轉換，研究區域為日本筑波種植蘆葦的地下流人工濕地，模式中將四種型式的氮納入考慮，分別為：有機氮、氨氮、硝酸鹽氮及植物體中的有機氮。並考慮礦化、硝化、脫硝作用、植物攝取等等的氮素轉換過程。Karamouz et al. (2010)

利用系統動力方法透過 STELLA 軟體，來模擬並分析伊朗西北部 Satarkhan 水庫內的磷濃度。模式中兩個主要的作用為沉降與懸浮顆粒的釋放，將模式應用於決定水庫最大日負荷量(total maximum daily load, TMDL)在月尺度下的容許負荷量。

Wang et al. (2012)結合系統動力模式與敏感度分析，模擬位於臺灣臺南表面流人工濕地對家庭廢水汙染之去除，研究中考慮各濕地參數間的關係，利用概似不確定性估計(Generalized Likelihood Uncertainty Estimation, GLUE)找出模式中敏感的參數，模式有良好的預測能力，並找出與微生物相關的參數及懸浮顆粒半徑對模式有較高的敏感度。Marimon et al. (2013)利用系統動力學及 STELLA 軟體建立模式，來了解美國佛羅里達州一處暴雨滯洪池(stormwater wet pond)內浮動濕地(Floating Treatment Wetlands, FTWs)的氮循環。模式經過驗證後，用以模擬在氣候變遷、降雨改變的情況下，FTWs 的氮移除效率。另外也透過模式模擬，找出最佳成本效益與去除效率的濕地表面積與植物密度。研究指出系統動力模式能夠加強對氮素變動的了解，提供作為技術驗證、最佳化處理及評估動態環境對水質效應的工具。Xuan et al. (2013)建立 infiltration basin–nitrogen removal (IBNR)模式，利用此系統動力模式用來模擬美國佛羅里達州一處滲透式洪水滯洪池(stormwater infiltration basin)，在不同水文條件及溶解態氮濃度下的氮循環。研究結果指出脫硝作用的遺失占入流溶解態氮量的三分之一。

第三章 理論與方法



3.1 研究場址與實驗設計

由於一般農田在實驗過程中可能會受到許多外界因子的干擾與影響，為了能夠清楚理解並量化水稻田中氮素轉換的過程，本研究設計一個實驗尺度的水稻田(模場)，如圖 10 所示。藉由掌握各種氮源的入流、出流，以達到模擬真實水稻田中氮素轉換與移動的過程。此實驗尺度的水稻田建置於國立臺灣大學水工試驗所旁，模場結構示意圖如圖 11。模場的主要結構為長條型的水槽，長 3.36 公尺，寬 0.6 公尺，深 0.5 公尺。內部充填土壤成分為黏土，土壤平均厚度約 30 公分，模場的四周及底層不透水。水稻田設計之平均水深為 5 公分，設計之水力停留時間(Hydraulic Retention Time, HRT)為 7 天。最後利用水力停留時間及水體體積根據式(7)，計算單一槽體所需灌溉水入流量為 10 (mL/min)。

$$\tau_n = \frac{V}{Q} \quad (7)$$

其中 τ_n 為水力停留時間(day)； V 為水體體積； Q 為平均流量

除主要水槽外，模場其他設備列舉如下：

1. 橘色塑膠水槽：用以盛接灌溉水源，並於此調配入流氮濃度。
2. 馬達：將灌溉水由橘色塑膠水桶抽至上方的黑色水塔，同時徹底混合灌溉水。
3. 黑色水塔：存放灌溉水，其底部裝設水龍頭，控制灌溉水流入小水槽之速率。
4. 小水槽：做為灌溉水的緩衝區，水位由水龍頭流量及蠕動幫浦吸水量控制。
5. 蠕動幫浦：將灌溉水由小水槽等量且穩定地吸至主要槽體中。
6. 矽膠管：內管徑約 3.2mm，以穩定吸取少量灌溉水進入主要槽體中。



圖 10 實驗尺度水稻田

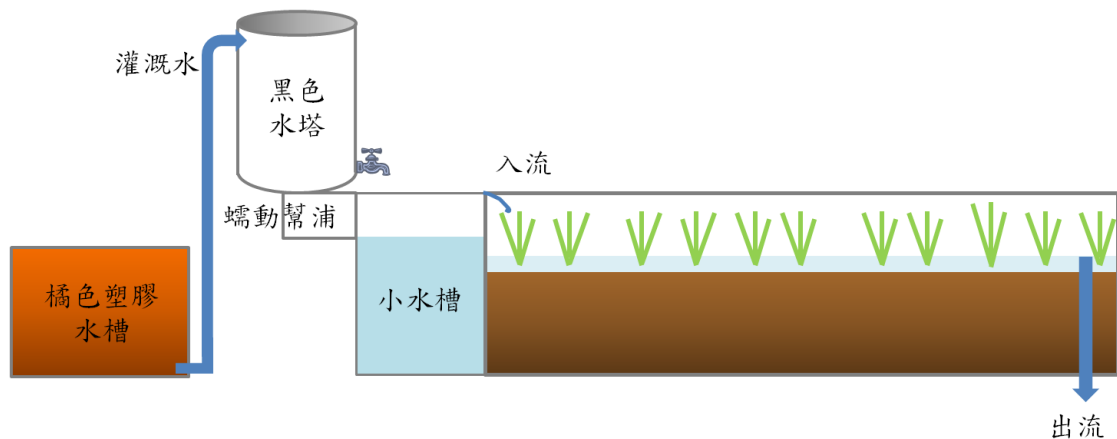
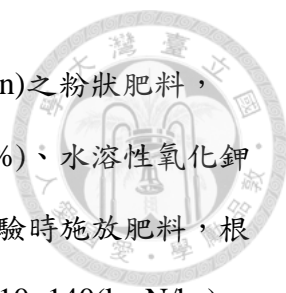


圖 11 實驗尺度水稻田(模場)簡易示意圖

本研究種植之水稻品種為台梗 14 號，具有抗倒伏，高產量且適應性廣等特性，為農委會桃園農改場於民國 85 年提出命名之品種。種植密度為每三十公分一叢，每叢五株。共種植三十三叢。水稻(*Oryza sativa*)又稱亞洲型栽培稻，為禾本科稻屬。從發芽至成熟所需時間隨品種和種植環境而有所不同，時間約 3~6 個月，其中經歷三個時期，營養生長期、生殖生長期和成熟期。此外，溫度亦會影響水稻成熟所需的時間，自播種到抽穗所需積溫約 1000~3000 度，成熟需 700~800 度。因此水稻播種至成熟約需 2000~4000 度(張，1988)。臺灣位於亞熱帶地區，平均日照及雨量充沛。每年分兩期耕作，一期作約自一月至七月，生育期約 120 天，二期作約自 7 月至 12 月，生育期約 100 天(行政院農業委員會農糧署，2010)。



灌溉入流水之濃度係利用美國花寶公司(Hyponex Corporation)之粉狀肥料，花寶四號調配而成。其登記成份：全氮 25(%)、水溶性磷酐 5(%)、水溶性氧化鉀 20(%)。本實驗為了更加接近真實農田的操作方式，於第二次實驗時施放肥料，根據花蓮農改場合理化施肥建議(潘，2008)，氮素於稈稻一期作約 110~140(kg N/ha)，二期作約 90~120 (kg N/ha)；於秈稻一期作約 130~150 (kg N/ha)，二期作約 100~120(kg N/ha)。研究選用的水稻台梗 14 號為稈稻，種植時間屬於二期稻。施用肥料為尿素 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 。尿素屬於中性肥料，分子量 60，其含氮量約 46%，為一高效氮肥。本實驗參考合理化施肥之施肥量為 120(kg N/ha)，共分三次施放，分別為基肥(2013/9/25)60 (kg N/ha)、第一次(2013/10/9) 30 (kg N/ha)與第二次(2013/10/16)追肥 30 (kg N/ha)。

3.2 實驗量測

為了理解水稻田中氮素於水體、植物、土壤各部份的轉換，本研究針對此三項目進行採樣分析。研究的採樣時間自 2012 年 10 月到 2013 年 1 月及 2013 年 10 月到 2014 年 1 月，共兩次的資料。水樣部分，採樣頻率為每週一次，並於採樣時加入硫酸酸化。採樣時除了記錄當日槽體入、出流量，同時利用攜帶式水質儀(YS I556-MPS)記錄槽體入、出流的水溫、pH 值...等。詳細紀錄內容如實驗日誌(附錄一)。水樣採集完成後，攜帶至台大生工系環境化學實驗室，針對水稻田的入流及出流進行水質分析，分析項目包括凱式氮(TKN)、氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)。量測方法參考環保署環境檢驗所之水質檢驗方法。各項水質分析項目及分析方法及編號如表 3。另外模式中所需的氣象數據，如氣溫、每日最高溫、最低溫、降雨量、相對濕度、風速和日照時數...等則是採用大氣研究資料庫所提供之中央氣象局台北測站之資料。

表 3 水質分析項目及分析方法

水質分析項目	水質檢驗方法	方法編號
TKN	分光光度計法	NIEA W451.50B
NH ₄ -N	納氏比色法	NIEA W416.50A
NO ₃ -N	馬錢子鹼比色法	NIEA W417.50A
pH	YSI 556-MPS 水質儀	-
水溫	YSI 556-MPS 水質儀	-

氨氮、凱式氮、硝酸鹽氮之檢測步驟簡述如下：水中氨氮的測量方法採用納氏比色法，方法編號:W416.50A（環保署環境檢驗所）。取氨氮標準溶液(10.00 μ g/mL)，0.00、1.00、2.00、3.00、4.00、5.00mL 稀釋至 50.0mL。加入 2.0mL 納氏試劑，混合均勻，靜置 20 分鐘後，以分光光度計在波長 425nm 處，讀取吸光度。繪製吸光度—氨氮含量(μ g)之檢量線。水樣以鹼液及硼酸鹽緩衝溶液調整 pH 值至 9.5，加入去氯試劑後，經蒸餾並以硼酸溶液吸收蒸出液，最後以納氏試劑呈色，以分光光度計於 425nm 波長處測其吸光度而定量之。

水中凱氏氮的測量方法採用分光光度計法，方法編號:W451.50B（環保署環境檢驗所）。在硫酸、硫酸鉀及以硫酸銅為催化劑的消化條件下，將水樣中含氨基氮的有機物質會轉換為硫酸銨[(NH₄)₂SO₄]。加入消化試劑及少許沸石，於排煙櫃中加熱進行消化，當藍色之硫酸銅褪色，並產生大量白煙（如樣品有機物含量多則可能是黑煙）後，再繼續加熱消化 30 分鐘。消化結束後，靜置冷卻，以試劑水稀釋（溶液變藍色），移入蒸餾燒瓶中。小心且慢慢加入氫氧化鈉—硫代硫酸鈉試劑，使燒瓶底部形成鹼液層。接著將燒瓶連接於蒸餾裝置，搖動燒瓶以使溶液混合均勻，此時將出現硫化銅黑色沈澱物。樣品在消化過程中，先形成銅銨錯合物，而後被硫代硫酸鈉 (Na₂S₂O₃)分解，分解產生的氨，在鹼性溶液中蒸餾出，被吸收

於硼酸溶液，再依水中氨氮檢測方法測定氨氮的濃度即稱為凱氏氮。

水中硝酸鹽氮的測量方法採用馬錢子鹼比色法，方法編號: W417.50A (環保署環境檢驗所)。首先分別精取 0.00、1.00、2.00、4.00、7.00、10.0mL 硝酸鹽標準溶液，稀釋至 10.0mL，在 410 nm 讀取吸光度，以標準溶液濃度(mg / L)為 X 軸，吸光度為 Y 軸，繪製一吸光度與濃度(mg / L)之檢量線。之後精取 10.0 mL 水樣或適量水樣稀釋至 10.0 mL，置於 50 mL 試管中，將試管架置於冷水浴中，各加入 2.0 mL 氯化鈉溶液，10.0 mL 硫酸溶液，混合均勻，冷卻。加入 0.5 mL 馬錢子鹼—氮苯磺酸溶液，搖動試管使均勻混合，然後連同試管架置於 100°C 水浴中（置入後溫度變化須小於 2°C）。25 分鐘後，將試管移出，置於冷水浴中，俟冷卻至室溫後，在 410 nm 讀取吸光度，由檢量線求得硝酸鹽氮含量。

水稻植體於第一次實驗時為每兩週採樣一次，之後為了更準確的掌握氮含量變化，調整採樣頻率，改為每週一次，與水樣採樣頻率一致。水稻採收回實驗室後，先洗淨擦乾後測量葉面積指數及根深。隨後將其置於烘箱(設定溫度 60°C，時間 48 小時)烘乾秤重。最後將植體送至桃園區農業改良場測量植物含氮量。檢驗報告書附於附錄二。

土壤部分，採樣頻率於第一次實驗時為每兩週一次，第二次實驗時改為每週一次。土樣採樣風乾後，委託國立屏東科技大學環境科技服務中心進行檢測。第一次實驗檢測項目為土壤總氮，第二次實驗增加檢測項目為土壤總氮、氨態氮、硝酸態氮。總氮檢測方法為凱式氮蒸餾法。氨態氮、硝酸態氮是以 MgO-Devarda 合金蒸餾法(環保署環境檢驗所)測量。

3.3 水稻田系統動力模式

由於僅靠量測量化氮平衡轉換的機制，效果相當有限，許多氮素轉換作用無法量測，因此需要透過模式模擬來估算較難透過量測的轉換作用，本研究嘗試建立氮平衡系統動力模式，量化氮素轉換的過程。本研究利用系統動力學軟體

STELLA(STELLA® v9.4.1 ; ISEE System,2014)建立水稻田系統動力模式。模式參考先前文獻回顧之氮平衡模式，並根據模場狀況進行修正。模式將水稻田視為一連續攪拌槽反應器(continuous stirred tank reactor, CSTR)，即槽體內部並無濃度梯度且出流濃度等於槽體內濃度。模式中包含兩個子模式，分別是水文平衡模式、氮平衡模式，以下分別詳述二子模式：

3.3.1 水文平衡模式

由於水稻田中水的多寡將會影響入出流的濃度，因此水文平衡對於氮素模擬相當重要，影響水平衡的因素有：灌溉入流、降雨、蒸發散、入滲、出流。在本模式中，將水體分為表面水層與孔隙水層。因為水稻田湛水灌溉，表面水層保持有水，而孔隙水層為飽和狀態。又因為模場底部為不透水層，因此忽略地下水的進出。故模式假設入滲與滲漏量為0。水文平衡模式是根據先前的研究(Chowdary et al., 2004; Liang et al., 2007; Antonopoulos, 2010; Wang et al., 2012)，方程式表示如下：

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{out} - Inf + (R - ET) \times A \quad (8)$$

其中 V 為水體體積(m^3)； Q_{in} 為入流量($m^3/week$)； Q_{out} 為出流量($m^3/week$)； A 為表面積(m^2)； Inf 為入滲量($m^3/week$)； R 為降雨量($m/week$)； ET 為真實蒸發散量($m/week$)。

蒸發散(Evapotranspiration)

蒸發散為地表蒸發(evaporation)與植物蒸散(transpiration)的總和。蒸發為液態水變化氣態水的汽化過程；蒸散為水由植物根部吸入，氣孔散失的過程。由於兩者不容易分開測量，因此常將兩者合併計算稱為蒸發散。本研究蒸發散量的計算是根據FAO(Food and Agriculture Organization of the United Nations) Penman-Monteith equation，由於蒸發散的計算在不同時間尺度下，會有不同的計算方式，考慮模擬時距，本研究選用每日蒸發量加總而得每週蒸發散量。由於水稻田的湛水



灌溉，田間保持有水之飽和狀態，根據 Chowdary et al. (2004)，當土壤含水量等於或大於田間含水量時，蒸發散量等於作物係數乘上參考蒸發散量。其計算公式可表示如下：

$$ET = K_c \times ET_0 \quad (9)$$

其中 ET 為蒸發散量(m/week)； ET_0 為參考蒸發散量； K_c 為作物係數。

作物係數 K_c 參考甘俊二(1979)實驗所得臺灣地區一二期作水稻之作物係數值，如表 4 (改自陳，2011)所示。

表 4 實驗所得臺灣地區一二期作水稻之作物係數值

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
天數	1~15	16~30	31~45	46~60	61~75	76~90	91~105	106~120
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	1.9	0.6

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (10)$$

其中 Δ 為飽和蒸汽壓利曲線斜率(kPa/°C)； R_n 為日淨輻射量(MJm⁻² day⁻¹)； G 為土壤熱通量(MJm⁻² day⁻¹)； γ 為濕度常數(kPa/°C)； T 為日均溫(°C)； u_2 為離地表兩公尺高處之風速(m/s)； e_s 為飽和蒸汽壓(kPa)； e_a 為實際蒸氣壓(kPa)。

3.3.2 氮平衡模式

本研究建立的模式將水稻田分為兩個區域進行模擬，(1)表水層，為灌溉水主

要的區域，厚度約 0.05(m)，此區域涉及的氮素轉換過程及反應有灌溉水的入流、尿素水解、揮發作用、硝化作用、出流的移除、與土壤及孔隙水層間的轉換；(2) 土壤及孔隙水層，厚度約 0.3(m)，此區域涉及的氮素轉換過程及反應有礦化作用、固定作用、脫硝作用、植物攝取、與表水層間的轉換。

模式假設在(1)(2)任一層中，土壤性質與氮濃度皆為均值。水稻田中氮循環的過程與轉換雖然複雜，但仍遵循質量平衡，其公式表示如下(Antonopoulos, 2010):

$$\frac{dM}{dt} = \sum M_{in} - \sum M_{out} - \sum M_{react} \quad (11)$$

其中 M 為系統中探討物質的質量(kg)； $\sum M_{in}$ 為系統入流量的總和(kg/week)；

$\sum M_{out}$ 為系統出流量的總和(kg/week)； $\sum M_{react}$ 為系統反應量的總和(kg/week)。

在表水層中，式(12)可表示成下式:

$$\frac{dM_w}{dt} = Q_{in} C_{in} - Q_{out} C_{out} + R_{MT} - \sum L_{wi} \quad (12)$$

其中 M_w 為表水層欲探討物質的質量(kg)； Q_{in} 為入流量(m^3 /week)； C_{in} 為入流濃度(kg/m^3)； Q_{out} 為出流量(m^3 /week)； C_{out} 為出流濃度(kg/m^3)； R_{MT} 為表水層與土壤及孔隙水層間的轉換量(kg/week)； $\sum L_{wi}$ 為表水層反應量的總和(kg/week)，包含尿素水解、揮發作用、硝化作用。

在土壤與孔隙水層中，式(13)可表示成下式:

$$\frac{dM_s}{dt} = R_M - R_{MT} - \sum L_{si} \quad (13)$$

其中 M_s 為土壤及孔隙水層欲探討物質的質量(kg)； R_M 為礦化作用量(kg/week)；

R_{MT} 為表水層與土壤及孔隙水層間的轉換量(kg/week)； $\sum L_{si}$ 為土壤及孔隙水層反應量的總和(kg/week)，包含固定作用、脫硝作用、植物攝取。

模式考慮氮平衡主要的轉換過程及作用，包含尿素水解、揮發、硝化、脫硝、

礦化、固定作用及植物攝取。除了植物攝取外，其他作用皆遵循一階動力反應式，生成物與反應物濃度及反應時間有關，其化學反應式通式如下：

$$L_i = C_i \times (1 - \exp(-K_i t)) \quad (14)$$

其中 L_i 為生成物質量(kg)； C_i 為反應物質量(kg)； K_i 為一階反應速率常數(1/week)； t 為時間(week)。

考量溫度對於反應速率之影響，根據 Schnoor (1996)所提出之溫度修正公式(Temperature correction)，以溫度 20°C 為基準，當溫度為 T °C 時，對 K 值進行修正，計算所得該溫度下之 K 值，其公式如下式：

$$K_a = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (15)$$

其中 K_a 為溫度為 T °C 時的一階反應速率常數(1/week)； K_{20} 為溫度為 20°C 時的一階反應速率常數(1/week)； θ 為溫度係數(無因次)； T 為溫度(°C)。

尿素水解(Urea hydrolysis)

本研究採用高效率氮肥—尿素，當肥料施放於水稻田中，遇水會產生水解反應，生成銨態氮與碳酸根，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004):

$$UNH_4 = U(1 - \exp(-K_h t)) \quad (16)$$

其中 UNH_4 為尿素經水解作用後的銨態氮量(kg N)； U 為肥料尿素施放量(kg N)；

K_h 為尿素水解之速率常數(1/week)。

揮發作用(Volatilization)

由尿素水解而來的銨態氮，透過揮發作用形成氨氣(NH_3)，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004; Antonopoulos, 2010):



$$UNH_3 = UNH_4(1 - \exp(-K_v t)) \quad (17)$$

其中 UNH_3 為經揮發作用產生之氨氮量(kg N)；為 K_v 揮發作用之速率常數(1/week)。

硝化作用(Nitrification)

銨態氮經由亞硝化菌及硝化菌參與的硝化作用，氧化成硝酸鹽氮之過程，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004; Antonopoulos, 2010):

$$UNO_3 = UNH_4(1 - \exp(-K_n t)) \quad (18)$$

其中 UNO_3 為經硝化作用產生之硝酸鹽氮量 (kg N)； K_n 為硝化作用之速率常數(1/week)。

脫硝作用(Denitrification)

硝酸鹽氮經由脫硝作用還原成氮氣的過程，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004; Antonopoulos, 2010):

$$DNI = NO_3(1 - \exp(-K_d t)) \quad (19)$$

其中 DNI 為經脫硝作用產生之氮氣量(kg N)； K_d 為脫硝作用之速率常數(1/week)。

礦化作用(Mineralization)

為有機氮轉換成氨氮(無機氮)的過程，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004; Antonopoulos, 2010):

$$MNH_4 = PMN(1 - \exp(-K_m t)) \quad (20)$$

$$PMN = -591 + 112 \ln(TON) \quad (21)$$

其中 MNH_4 為經礦化作用產生之銨態氮量(kg N)； PMN 為可礦化氮量(kg N)； K_m 為



礦化作用之速率常數 (1/week)； TON 為土壤中有機氮量(kg N)。

固定作用(Immobilization)

為土壤中的微生物，利用無機氮將其轉化成其細胞、組織...等的有機氮之過程，模式中以一階反應式描述，反應式如下(Chowdary et al., 2004):

$$IN = NH_4(1 - \exp(-K_{im}t)) \quad (22)$$

其中 IN 為經固定作用產生之氮量(kg N)； NH_4 為土壤與孔隙水層中之銨態氮量(kg N)； K_{im} 為固定作用之速率常數 (1/week)。

植物攝取(Uptake)

水稻會利用氨氮與硝酸鹽氮，植物攝取氮量遵循 Michaelis–Menten approach，其反應式可表示如下(Antonopoulos, 2001; Antonopoulos, 2010):

$$L_{upt} = \frac{U_{\max} f_g R_t e_t C_{NH_4}}{K_{mm} + C_{NH_4} + C_{NO_3}} \quad (23)$$

其中 L_{upt} 為植物攝取氮量(kg N)； U_{\max} 為最大植物攝取量(kg N)； f_g 為植物成長因子； R_t 為根分佈因子； e_t 為溫度因子； K_{mm} 為 Michaelis–Menten 常數； C_{NH_4} 為土壤中氨氮量(kg N)； C_{NO_3} 為土壤中硝酸鹽氮量(kg N)。

$$f_g = \frac{LAI}{LAI_{\max}} \quad (24)$$

$$R_t = \frac{R_d}{R_{d\max}} \quad (25)$$

$$e_t = 1.08^{(T-16)} \quad (26)$$

其中 LAI 為葉面積指數； LAI_{\max} 為最大葉面積指數； R_d 為根深(cm)； $R_{d\max}$ 為最大根深(cm)。 T 為氣溫($^{\circ}C$)。



3.4 模式率定與驗證

模式的建立需經過率定與驗證之步驟。率定是針對模式內含有的參數進行調整，使其模擬值結果接近於觀測值之結果。驗證則是利用率定後的參數值，進行其他的模擬，以檢驗模式的可用性。為了評估模式表現的好壞，本研究利用兩個指標，分別為判定係數與效率係數，做為檢驗模式優劣的依據。判定係數(Coefficient of determination, R^2)為相關係數的平方，可用來表示觀測值與模擬值間的關聯程度。 R^2 介於 0 到 1 之間，當觀測值與模擬值越接近，相關程度越高時，其值越靠近 1，其方程式表示如下式：

$$R^2 = \frac{\left(\sum_{t=1}^n (O^t - \bar{O}) (M^t - \bar{M}) \right)^2}{\sum_{t=1}^n (O^t - \bar{O})^2 \sum_{t=1}^n (M^t - \bar{M})^2} \quad (27)$$

其中 O^t 為 t 時刻之觀測值(mg/L 或 kg N/ha)； \bar{O} 為所有時刻之觀測值平均(mg/L 或 kg N/ha)； M^t 為 t 時刻之模擬值(mg/L 或 kg N/ha)； \bar{M} 為所有時刻之模擬值平均(mg/L 或 kg N/ha)。

由於判定係數可能忽略部分誤差，為了更準確計算觀測值與模式模擬值間之差異程度，在此利用 NSE (Nash–Sutcliffe model efficiency coefficient)值作為判斷模式優劣之依據，NSE 值又稱效率係數(efficiency coefficient)，常用於推估水文模式的預測能力，其值介於 $-\infty$ 到 1 之間，當觀測值與模擬值結果越相近時，其 NSE 值越接近 1，其方程式如下式：

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (O^t - M^t)^2}{\sum_{t=1}^n (O^t - \bar{O})^2} \quad (28)$$

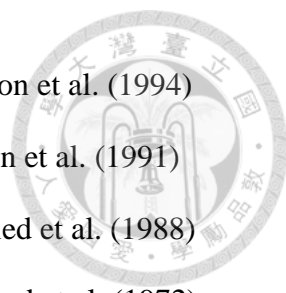
其中 O^t 為 t 時刻之觀測值(mg/L 或 kg N/ha)； \bar{O} 為所有時刻之觀測值平均(mg/L 或 kg N/ha)； M^t 為 t 時刻之模擬值(mg/L 或 kg N/ha)。

本研究根據文獻回顧的參數及 Chowdary et al. (2004)所整理的參數範圍(如表

5)做為依據，隨後調整本研究之參數組合範圍，使其略大於文獻回顧值之範圍，並利用蒙地卡羅法，隨機給定 5000 組之參數組合，並計算此 5000 組參數組合的模式模擬結果之效率係數與判定係數，以挑選最佳之參數組合，做為模式率定之參數。

表 5 各項反應一階反應常數文獻回顧值整理(改自 Chowdary et al. (2004))

Process	Rate constant	Source
Urea hydrolysis	$10^{-6} \sim 5 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$	Singh et al. (1993)
	10^{-5} s^{-1}	Sahrawat (1980), and Savant et al. (1985)
	0.744 per day	Jena et al. (1990)
	0.36~0.56 per day	Ling et al. (1998)
Volatilization	$1.54 \times 10^{-4} \sim 1.27 \times 10^{-3} \text{ per day}$	Chin et al. (1963)
	0.25~0.30 per day	Jemison et al. (1994)
	0.1~0.8 per day	Hutson et al. (1991)
	0.043~0.065 per day	Singh et al. (1992)
Nitrification	0.2 per day	Jansson et al. (1988)
	0.2 per day	Johnsson et al. (1987)
	0.02~2 per day	Rao et al. (1984)
	$0.14 \sim 1.10 \text{ h}^{-1}$	Mishra et al. (1991)
	$0.04 \sim 0.06 \text{ h}^{-1}$	Jena et al. (1990)
	0.15~0.25 per day	Ling et al. (1998)



Mineralization	0.02 per day	Jemison et al. (1994)
	0.005~0.04 per day	Hutson et al. (1991)
	0.0126~0.0373 per day	Seyfried et al. (1988)
	0.0077 per day	Stanford et al. (1972)
	0.019 per day	Pathak et al. (1995)
	2×10^{-2} per day(flood water)	Rao et al. (1984)
	2×10^{-2} per day(oxidized layer)	Rao et al. (1984)
	7.5×10^{-4} per day(reduced soil layer)	Rao et al. (1984)
Denitrification	0.13~0.18 per day	Reddy et al. (1978)
	0.1 h^{-1}	Misra et al. (1977)
	0.1 per day	Johnsson et al. (1987)
	0.1 per day	Jemison et al. (1994)
	0.2 per day	Jansson et al. (1988)
	0.0027~0.0067 per day	Rolston et al. (1976)
	0.2 h^{-1}	Jena et al. (1990)
	$0.07 \sim 0.08 \text{ h}^{-1}$	Mishra et al. (1991)
	0.05~0.4 per day	Hutson et al. (1991)
	0.07 per day	Ling et al. (1998)

第四章 結果與討論



4.1 量測結果

本研究共量測兩次的水稻田氮平衡實驗，時間分別自 2012 年 10 月到 2013 年 1 月及 2013 年 10 月到 2014 年 1 月。由於在一般環境下，亞硝酸鹽氧化成硝酸鹽氮的速率大於氨氧化成亞硝酸鹽氮的速率，亞硝酸鹽氮為硝化作用的中間產物，不易累積於土壤或懸浮顆粒系統中(Reddy et al., 1984; Kadlec et al., 1995)。故本研究忽略亞硝酸鹽氮的測量與計算，將硝酸鹽氮與氨氮的總和視為無機氮之總和，另外將硝酸鹽氮、氨氮與有機氮之總和視為總氮。實驗分別測量水體中凱氏氮、氨氮及硝酸鹽氮三種型式的氮濃度，藉此求得氨氮、硝酸鹽氮與有機氮之濃度。另針對土壤與植物進行採樣與檢測，量測其氮含量以利後續氮平衡分析，其結果詳列如下：

4.1.1 第一次實驗結果(未施肥)

第一次實驗未施予肥料，僅以灌溉入流做為水稻田氮素之來源。實驗自 2012 年 10 月底開始，到 2013 年 1 月結束，總計共有十三週的資料。實驗期間之平均氣溫為 19.08℃，平均雨量為 43.74(mm/週)。三種型式氮的灌溉入流及出流濃度隨時間之變化關係如圖 12 所示。整個水稻生長期間，氨氮灌溉入流濃度平均為 0.10(mg/L)，範圍為 0.03~0.19(mg/L)。出流濃度平均為 0.06(mg/L)，範圍為 0.02~0.24(mg/L)。硝酸鹽氮灌溉入流濃度平均為 1.23(mg/L)，範圍為 0.52~2.43(mg/L)。出流濃度平均濃度為 0.22(mg/L)，範圍為 0.09~0.83(mg/L)。有機氮灌溉入流濃度平均為 1.05(mg/L)，範圍為 0.26~2.31(mg/L)。出流濃度平均濃度為 0.38(mg/L)，範圍為 0.13~1.34(mg/L)。總氮入流濃度平均為 2.39(mg/L)，範圍為 1.19~4.54(mg/L)，總氮出流濃度平均為 0.66(mg/L)，範圍為 0.31~1.78(mg/L)。因為本次實驗未使用額外的肥料，因此灌溉入流與出流濃度大致穩定且具有一定趨勢。

除了第四、五週氨氮及第四週有機氮出流濃度較入流濃高外，其餘出流濃度皆低於入流濃度。第四週氨氮、有機氮出流濃度遠高於灌溉入流濃度，推測可能為實驗誤差或模場水樣受到外界干擾。經統計檢定後，確認為離群值。因此在後續計算氮平衡與氮硝減程度時不使用此筆資料。

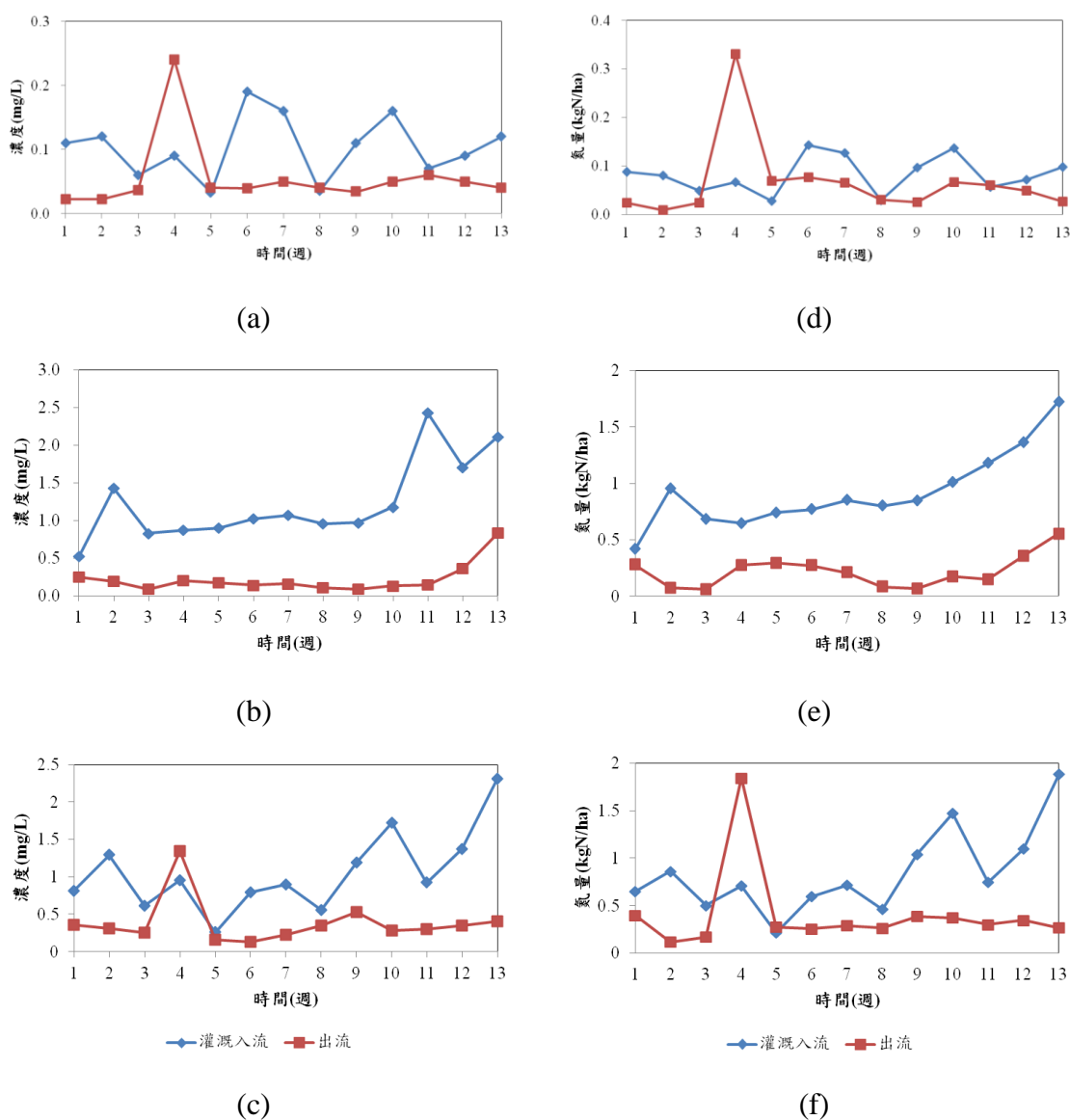



圖 12 第一次實驗水稻田灌溉入流與出流濃度：(a)氨氮 (b)硝酸鹽氮 (c)有機氮
灌溉入流與出流量：(d)氨氮 (e)硝酸鹽氮 (f)有機氮



有鑑於入出流濃度會受到當時刻之入出流量及雨量所影響，為了能夠與後續土壤及植物攝取進行平衡及比較，所以將灌溉入流與出流濃度乘上出流量後，轉換為灌溉入流與出流氮量(kg N/ha)以方便比較。將三種型式的氮分別以灌溉入流、出流量與時間做圖，結果如圖 12 所示。可發現入、出流在濃度與氮量上，有相同之趨勢，但濃度變化較大。以氨氮為例，灌溉入流在第五到十一週時濃度相較於氮量有著明顯的波動。硝酸鹽氮在第十一週時亦有相同情形。圖 13 為三種型式氮及總氮的灌溉入流量。圖 14 為三種型式氮及總氮的出流量。由圖 13 與圖 14 可發現灌溉入流與出流總氮量主要受到硝酸鹽氮及有機氮所支配，相較於其他兩者，氨氮含量相當低。

在整個水稻生長期間，灌溉入流總氮量為 22.59(kg N/ha)，其中以硝酸鹽氮為主，約 11.34(kg N/ha)，占 50.22%；有機氮次之，約 10.24(kg N/ha)，占 45.33%；氨氮約為 1.00(kg N/ha)，占 4.45%。出流總氮量為 6.53 (kg N/ha)，有機氮約為 3.44 (kg N/ha)，占 52.66%為最高；硝酸鹽氮約 2.57 (kg N/ha)，占 39.31%，氨氮約為 0.52(kg N/ha)，占 8.04%。灌溉入流及出流氮量與成分如圖 15 所示。整體而言，除了第四週誤差外，其餘出流氮量較入流氮量都有減少的趨勢。其中削減程度，以硝酸鹽氮為最高，減少約 77.38%。有機氮次之，減少約 66.42%。氨氮為最低，約 4.45%。透過第一次未施肥的水稻實驗結果可發現水稻田確實具有氮素移除的效果。其硝減的機制，氨氮的減少主要透過硝化作用、揮發作用及植物攝取；硝酸鹽氮的減少主要透過脫硝作用與植物攝取(Misawa, 1987; Shiratani et al., 2002; Feng et al., 2004)；有機氮的減少則是因為礦化作用。造成氨氮減少程度較低的原因，可能是因為本身灌溉入流氨氮濃度偏低。

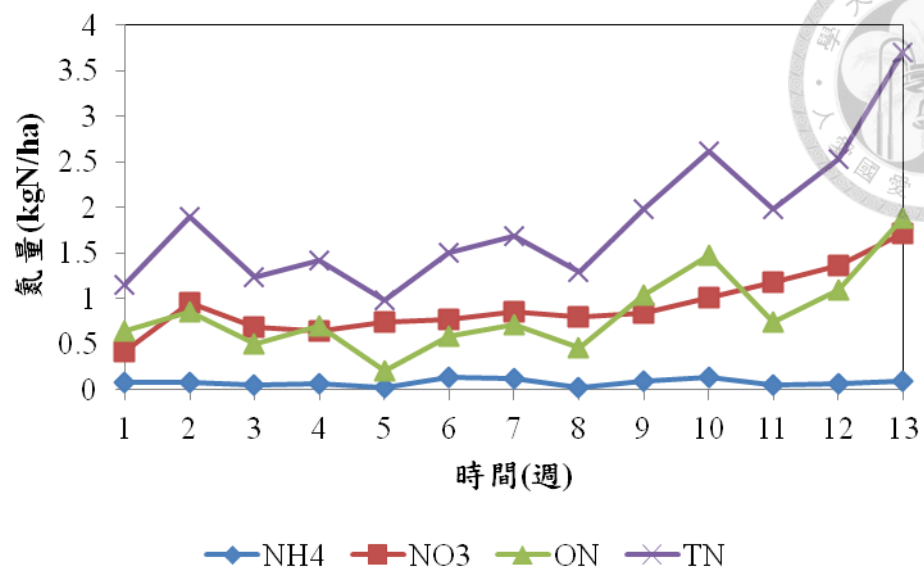


圖 13 第一次實驗三種型式氮及總氮的灌溉入流量

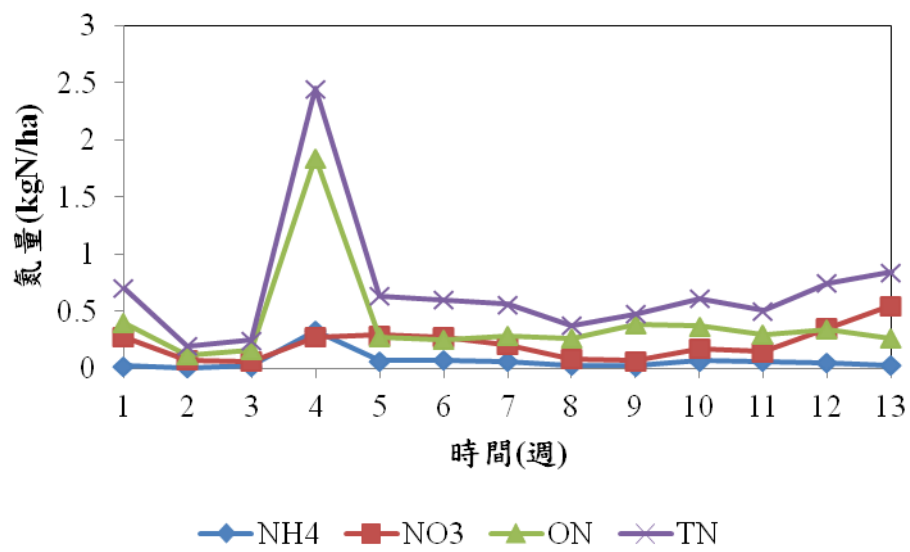


圖 14 第一次實驗三種型式氮及總氮的出流量

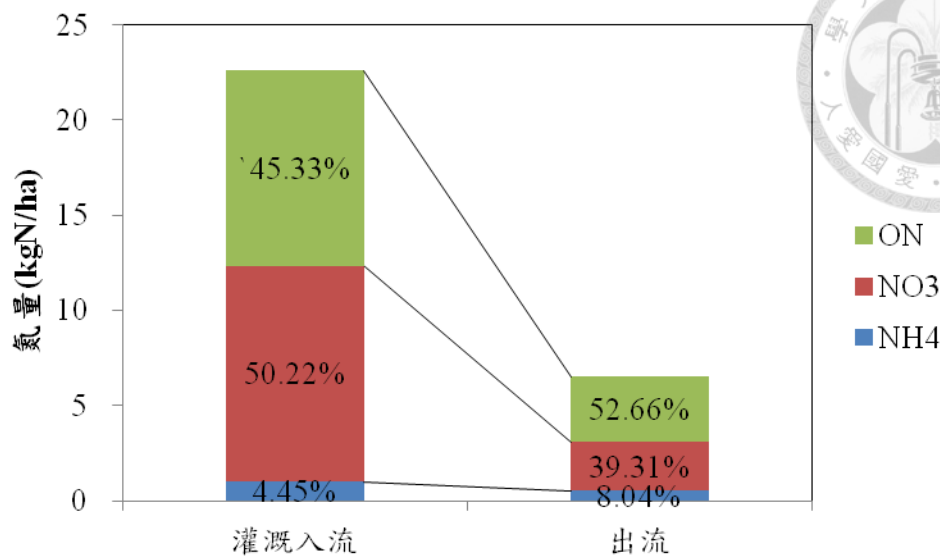


圖 15 第一次實驗水稻田灌溉入流及出流氮量與成分比較

本研究同時對土壤與植物進行採樣，並測量與計算其氮含量，第一次實驗土壤總氮與植物含氮量隨時間變化之結果如圖 16 所示。土壤部份，利用每次採集之土壤檢測結果，將其轉換成實驗場址面積所含氮量 kg N/ha。實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2751.94(kg N/ha)。植物攝取的計算則是利用每次採樣的一叢水稻，測量其乾重及氮含量百分比(結果如圖 17)。計算時假設水稻田內每叢植物生長為均值，最後將植物攝取量轉換為單位面積植物所攝取氮量 kg N/ha。第一次實驗結果植物攝取氮量有隨時間逐漸增加的趨勢，最終總攝取氮量約為 14.71(kg N/ha)。其中第六週結果略低於第四週結果，可能是因為該週採樣的單叢植物乾重低於前次採樣之結果，因此造成後續計算植物攝取氮量時，出現後期低於前期之現象。此外，由實驗結果可發現，土壤含氮量相較於植物攝取量高出許多。外來氮的輸入或植物攝取及其他氮的輸出對於土壤氮量的影響有限，其隨時間的變動可能來自本身之變異多於外界對其之影響。植物含氮百分比約介於 1.0~2.1%，營養生長期有較高的含氮百分比，隨著水稻持續成長進入生殖生長期，植物含氮百分比降低並趨於穩定，結果與 Belder et al. (2005)研究之結果相符。水稻的乾物重，隨生

長時間越久其重量持續累積。雖然第六週結果低於第四週，但仍可看出逐漸累積變重之趨勢。造成誤差的結果可能是來自第六週採樣的植株本身生長狀況較差，進而影響全體植株乾重之計算。

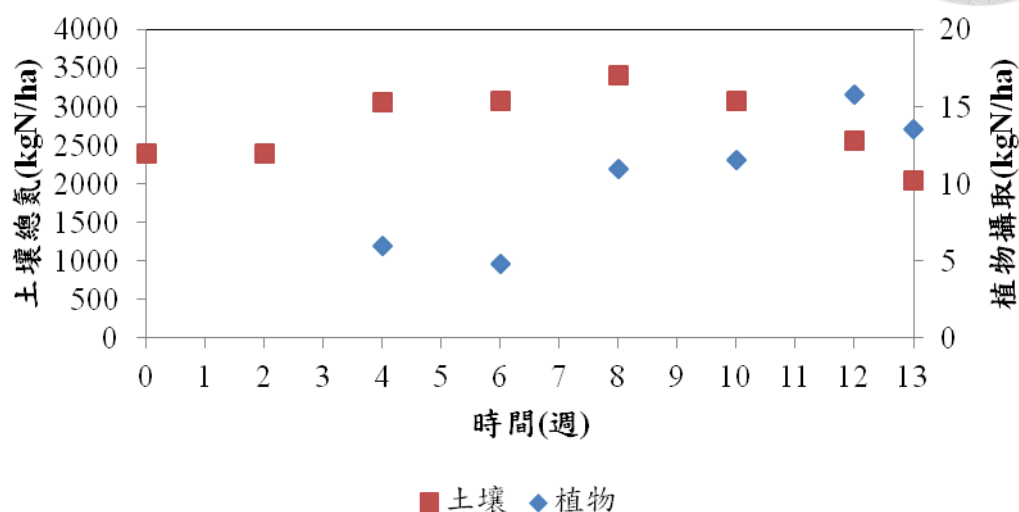


圖 16 第一次實驗土壤總氮與植物含氮量變化

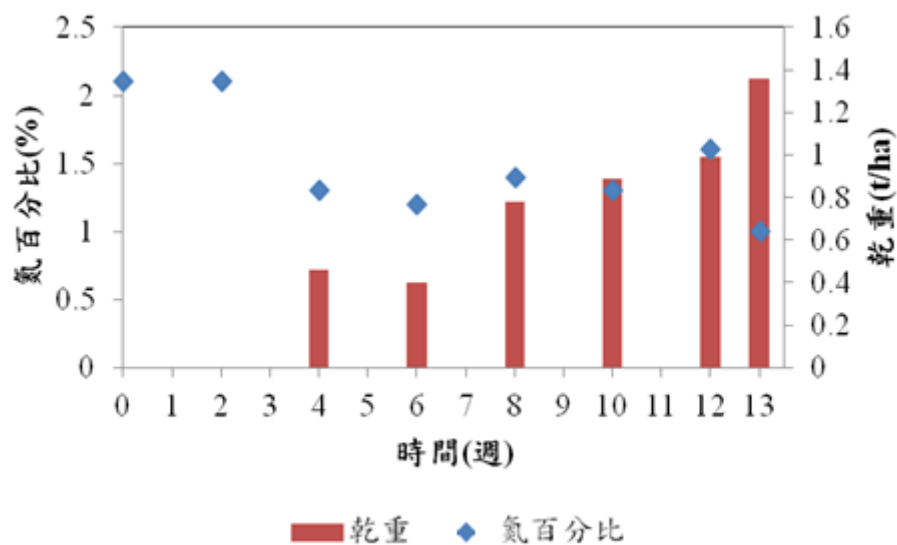


圖 17 第一次實驗植物氮百分比與乾重變化

圖 18 呈現分布於水體、土壤、植物內之氮百分比隨時間之變化。可發現土壤氮量占整體氮量比例最高，雖然含量變動範圍不大，約從初期的 99.78%到後期的

99.10%，但有明顯下降趨勢；相反地，植物占總體氮量則有越來越高之趨勢，從 0.15%到成熟時的 0.66%。水體部份有變高趨勢，但變化不如前兩者明顯變動範圍在 0.05~0.24%。

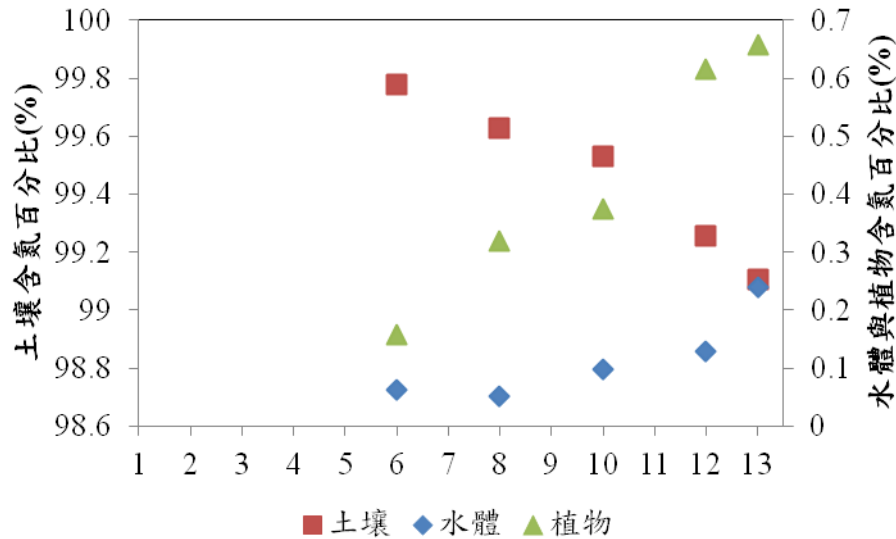


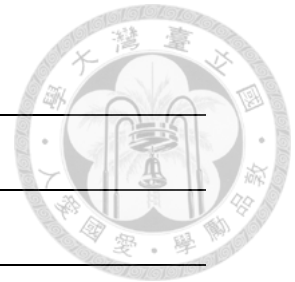
圖 18 第一次實驗期間氮分布百分比變化圖

質量平衡

水稻田實驗中的各項氮的輸入與輸出量及百分比如表 6 所示。在第一次實驗中，未施肥的情況下，水稻田輸入氮量 22.59(kg N/ha)略高於輸出氮量 21.24(kg N/ha)，但大致平衡。差異可能來自於與大氣與土壤間的作用，包含揮發作用、固氮作用與脫硝作用、礦化作用與固定作用。透過出流量所遺失的氮量為 6.53(kg N/ha)，約占總氮量遺失的 30.74%，植物攝取約 14.71(kg N/ha)，約占總氮量遺失的 69.26%。由第一次未施肥的水稻實驗結果，可發現主要的氮素遺失途徑是透過植物攝取。

表 6 第一二次實驗水稻田之氮平衡

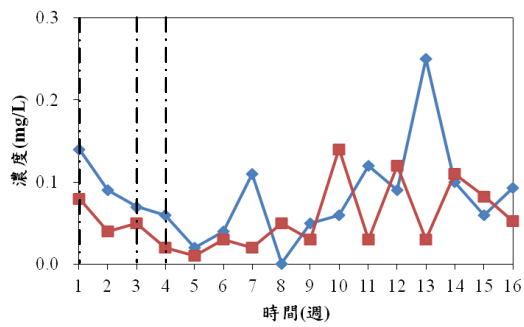
	第一次				第二次			
	氮量(kg N/ha)				氮量(kg N/ha)			
	輸入	%	輸出	%	輸入	%	輸出	%
灌溉入流	22.59	100.00			29.84	24.87		
施肥	-	-			120.00	80.08		
合計	22.59	100.00			149.84	100.00		
出流			6.53	30.74			22.91	58.07
植物攝取			14.71	69.26			16.55	41.93
合計			21.24	100.00			39.46	100.00



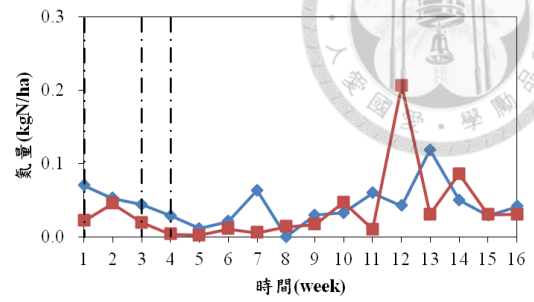


4.1.2 第二次實驗結果(施肥)

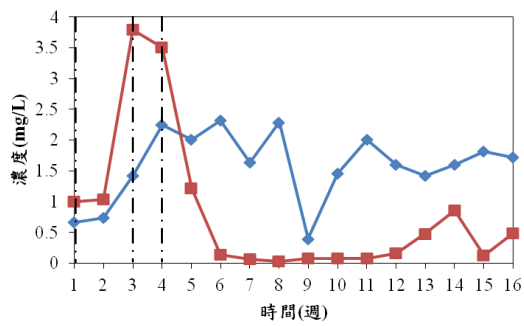
第二次實驗自 2013 年 9 月開始到 2014 年 1 月結束，總計共有十六週的資料。本次實驗施予肥料 120(kg N/ha)，除了肥料外同時灌溉入流亦為水稻田氮素來源之一。實驗期間之平均氣溫為 20.47℃，平均雨量為 25.68(mm/週)。三種型式氮的灌溉入流及出流濃度隨時間變化關係如圖 19 所示。整個水稻生長期間，氮氮灌溉入流濃度平均為 0.08(mg/L)，範圍為 0.0007~0.25(mg/L)。出流濃度平均為 0.06(mg/L)，範圍 0.01~0.14(mg/L)。硝酸鹽灌溉入流濃度平均為 1.58(mg/L)，範圍為 0.40~2.32(mg/L)。出流濃度平均濃度為 0.82(mg/L)，範圍為 0.03~3.79(mg/L)。有機氮灌溉入流濃度平均為 1.85(mg/L)，範圍為 0.68~4.08(mg/L)。出流濃度平均濃度為 1.62(mg/L)，範圍為 0.29~6.96(mg/L)。總氮入流濃度平均為 3.52(mg/L)，範圍為 2.16~6.11(mg/L)，總氮出流濃度平均為 2.50(mg/L)，範圍為 0.54~8.03(mg/L)。根據 Kim et al. (1995)之研究，施肥期間水稻田的出流濃度約在 10~15(mg/L)。本研究第二次實驗時，總氮出流濃度最高值出現在基肥施放後隔週，為 8.03(mg/L)，結果接近於 10~15(mg/L)。為了配合真實農場操作，本次實驗使用尿素做為肥料，因為肥料的施放為額外添加，並不影響灌溉入流。因此可發現在灌溉入流濃度上也呈現穩定；而在基肥施放後的隔周(第二週)，有機氮出流濃度有很明顯地增加，硝酸鹽氮則是在第三、四週有明顯地增加。推測其原因，部份尿素藉由尿素水解及硝化作用轉變成為硝酸鹽氮，作用時間較久，因此造成硝酸鹽氮濃度升高之時間晚於有機氮；而另一部份之尿素，則來不及反應即透過出流，排出水稻田外，因此在施肥後隔週有機氮濃度就明顯升高。為了能夠與後續土壤及植物攝取進行平衡及比較，亦將濃度轉換為灌溉入流與出流氮量(kg N/ha)以方便比較。將三種型式的氮分別以灌溉入流、出流量與時間做圖，結果如圖 19 所示。在實驗後期(十二週~十四週)出流氮氮與有機氮量有明顯波動，主要是因為受到當週雨量所影響。較大的降雨量造成有較多的出流量及出流氮量。



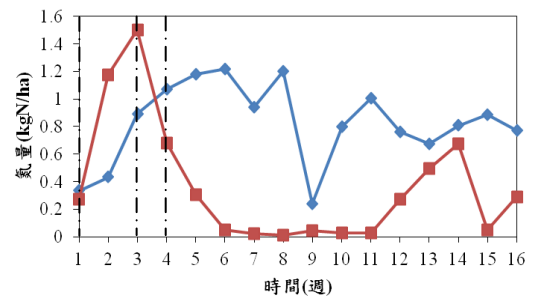
(a)



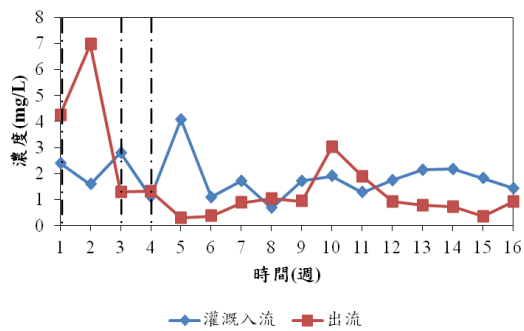
(d)



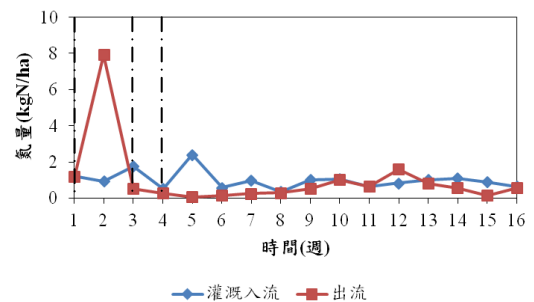
(b)



(e)



(c)



(f)

圖 19 第二次實驗水稻田灌溉入流與出流濃度：(a)氨氮 (b)硝酸鹽氮 (c)有機氮
灌溉入流與出流量：(d)氨氮 (e)硝酸鹽氮 (f)有機氮(虛線表示該週施肥)

圖 20 為三種型式氮及總氮的灌溉入流量。圖 21 為三種型式氮及總氮的出流量。可發現灌溉入流與出流總氮量與第一次實驗結果相似，主要受硝酸鹽氮與有機氮所支配，並在施肥期間有較高的出流氮量。

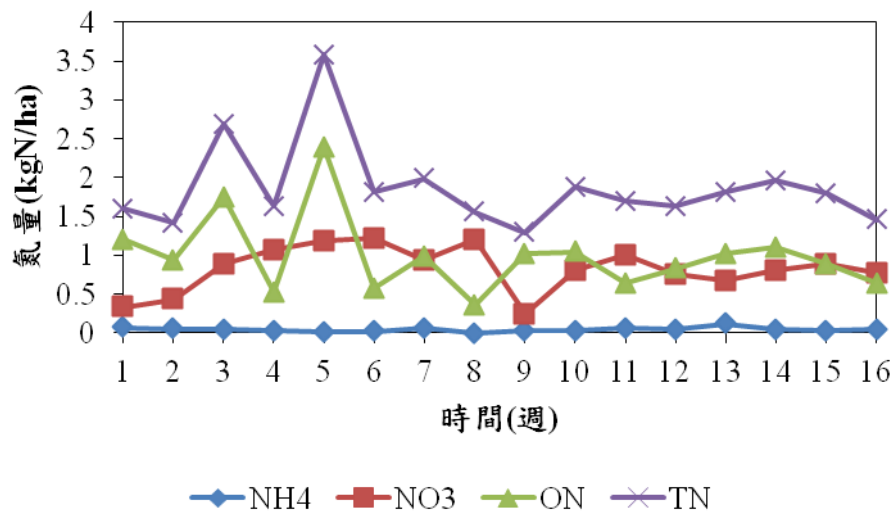


圖 20 第二次實驗三種型式氮及總氮的灌溉入流量

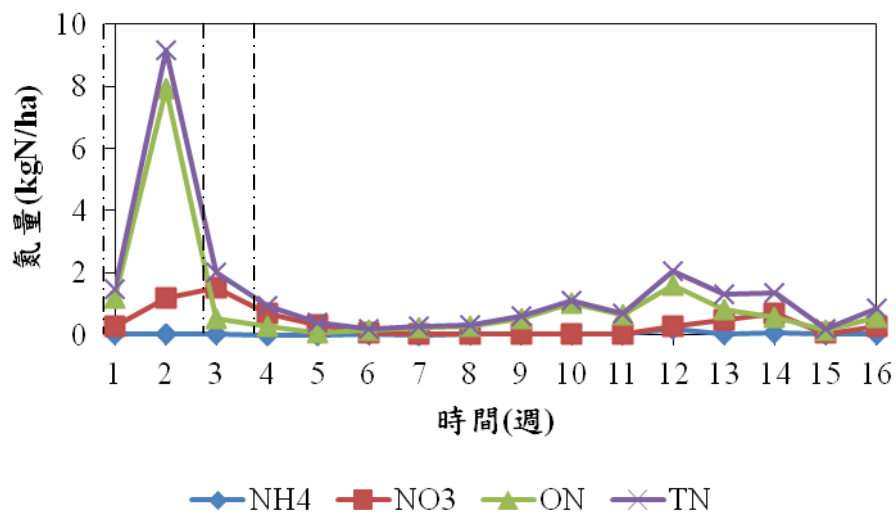


圖 21 第二次實驗三種型式氮及總氮的出流量(虛線表示該週施肥)

在整個水稻生長期間，灌溉入流氮量為 29.84 (kg N/ha)，其中以有機氮為主，約 15.92(kg N/ha)，占 53.35%；硝酸鹽氮次之，約 13.22(kg N/ha)，占 44.31%；氨氮約 0.70(kg N/ha)，占 2.34%。出流氮量為 22.91(kg N/ha)，有機氮約為 16.43 (kg N/ha)，占 71.71%為最高；硝酸鹽氮約 5.90 (kg N/ha)，占 25.75%；氨氮約 0.58(kg N/ha)，占 2.55%。灌溉入流與出流氮量成分如圖 22 所示。在施肥期間，其硝酸鹽氮、有機氮出流量高於灌溉入流量；非施肥期間，則與第一次實驗結果相似，出流氮量小於灌溉入流氮量。第二次實驗氮素的削減程度受到施肥影響，低於第一次實驗結果，其中因為是施放尿素(有機氮)，造成有機氮出流量大於灌溉入流量。硝酸鹽氮減少 55.39%，氨氮減少 16.36%。若將施肥納入輸入項，有機氮則減少 87.91%。由於肥料經過尿素水解，會轉變成氨氮後再經硝化作用轉變成硝酸鹽氮。由量測結果可發現，部份未能水解的尿素，反應在出流有機氮量的增加上；而入出流氮量無明顯變化及出流硝酸鹽氮量明顯的增加，可推測經過尿素水解後的氨氮，幾乎都經由硝化作用轉變成硝酸鹽氮，以氨氮型式存在水稻田的比例非常的少。

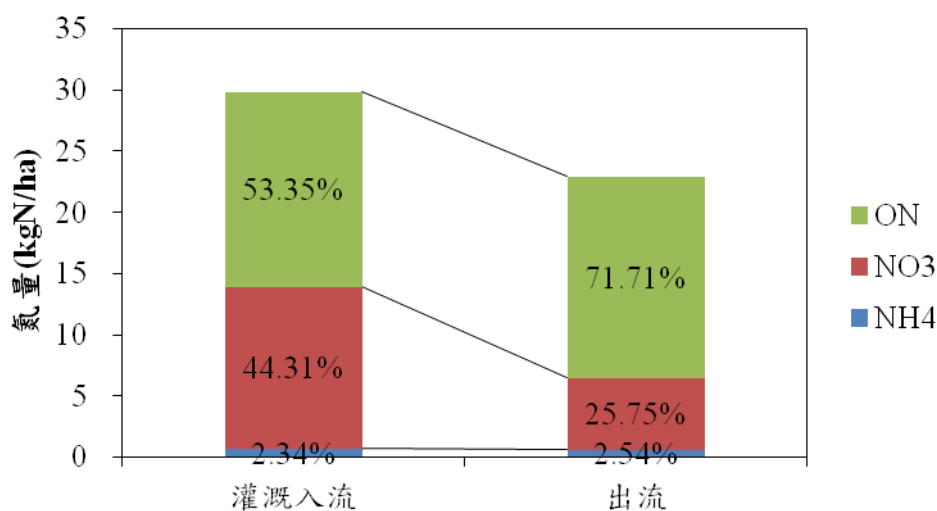


圖 22 第二次實驗水稻田灌溉入流與出流氮量成分比較

第二次實驗土壤總氮與植物含氮量隨時間變化之結果如圖 23 所示。實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2831.86(kg N/ha)，較第一次增加 79.92(kg N/ha)，約 2.90%。其中土壤有機氮比例最高，約 2770.38(kg N/ha)，占 97.81%。氨氮次之，約 39.46(kg

N/ha)，占 1.40%。硝酸鹽氮最低，約 22.02(kg N/ha)，占 0.78%。土壤氮氣、硝酸鹽氮含量隨時間變化圖如圖 24。由於使用的肥料為尿素，屬於有機氮。因此對於土壤無機氮量並未造成影響。此外，與第一次實驗結果相似，可發現施肥對於土壤中氮量的增加效果並不明顯。外來氮的輸入對於增加土壤氮量，影響有限。其隨時間的變動可能來自本身之變異大於外界對其之影響。第二次實驗施肥後的植物攝取氮量，可觀察到其隨時間亦有增加之趨勢。第十一週之驟升之結果，可能與該週採樣之植物有較高之乾物重有關。與第一次實驗結果相比，最終植物攝取總氮量有些許增加，約為 16.55(kg N/ha)，但增加的程度並不明顯。由施肥時期有機氮出流量增加，推測可能因為部分肥料來不及經植物吸收，就經由排水離開水稻田。

圖 25 為第二次實驗植物氮百分比與乾重隨時間之變化圖。本次實驗植物含氮百分比約介於 0.91~1.5%，變化較第一次結果不規律，無法看出營養生長期有較高的含氮百分比，生殖生長期含氮百分比降低並趨於穩定之趨勢。水稻的乾物重，雖然部份時期有不穩定的跳動，但仍可觀察到其隨時間亦有增加之趨勢。造成誤差的結果可能是來自該週採樣的植株本身生長狀況之變異，進而影響全體植株乾重之計算。

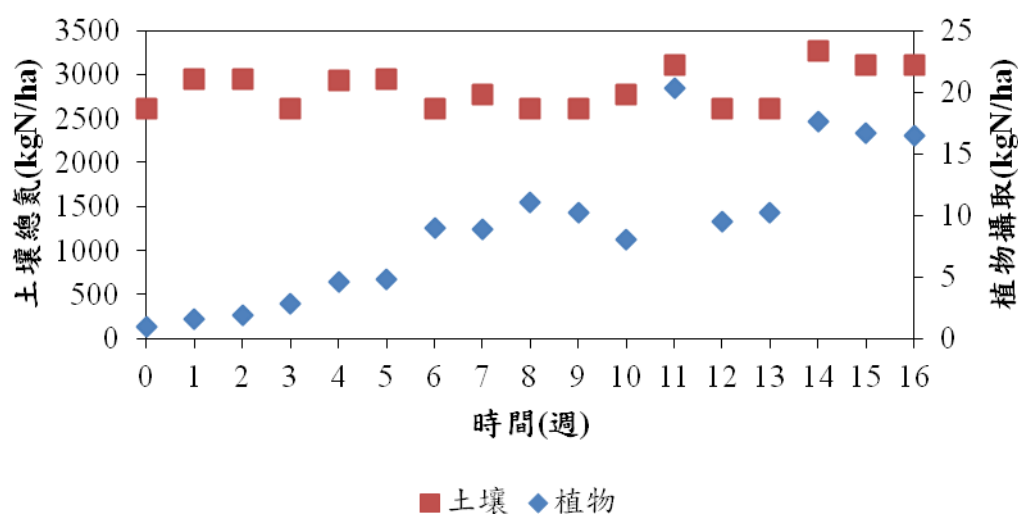


圖 23 第二次實驗植物與土壤總氮含量變化

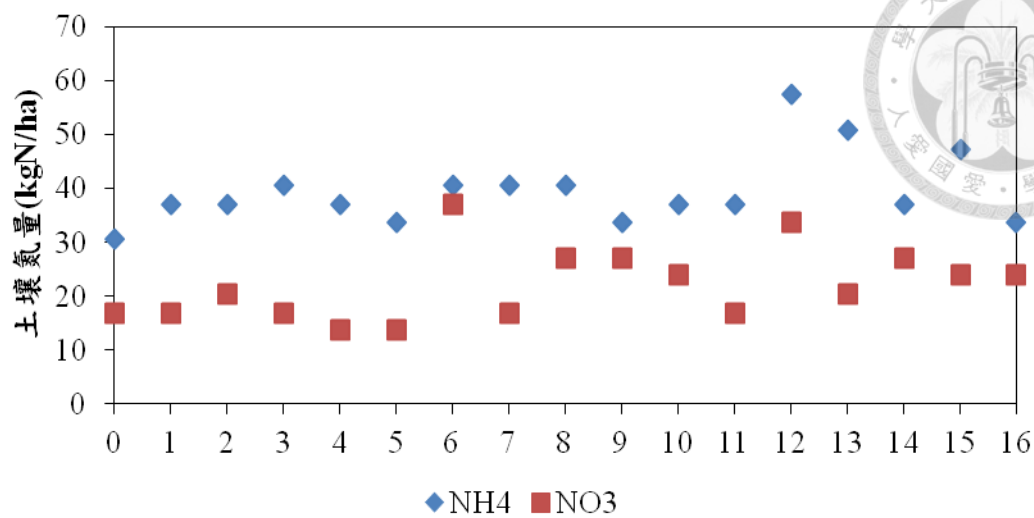


圖 24 第二次實驗土壤氨氮與硝酸鹽氮含量變化

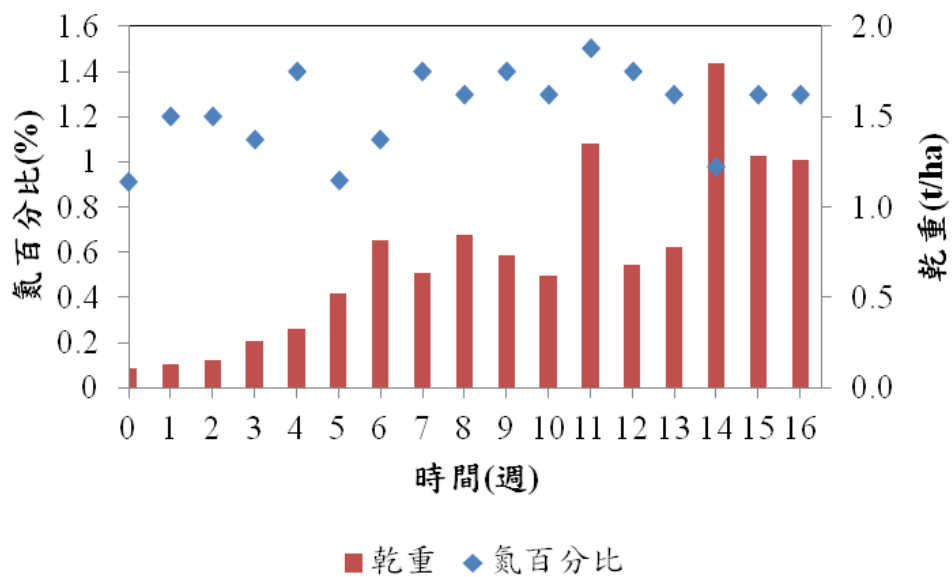


圖 25 第二次實驗植物氮百分比與乾重變化

圖 26 呈現分布於水體、土壤、植物內之氮百分比隨時間之變化。可發現與第一次實驗結果相似，土壤氮量占整體氮量比例最高，從實驗開始的 99.70%到水稻成熟時降低至 99.35%，變動範圍雖不大，卻亦有明顯下降趨勢，相反地，植物占整體氮量有越高之趨勢，從開始的 0.05%到成熟時的 0.5%。水體部份在施肥後期間有升高，之後逐漸變低，其變動範圍在 0.10~0.30%之間。

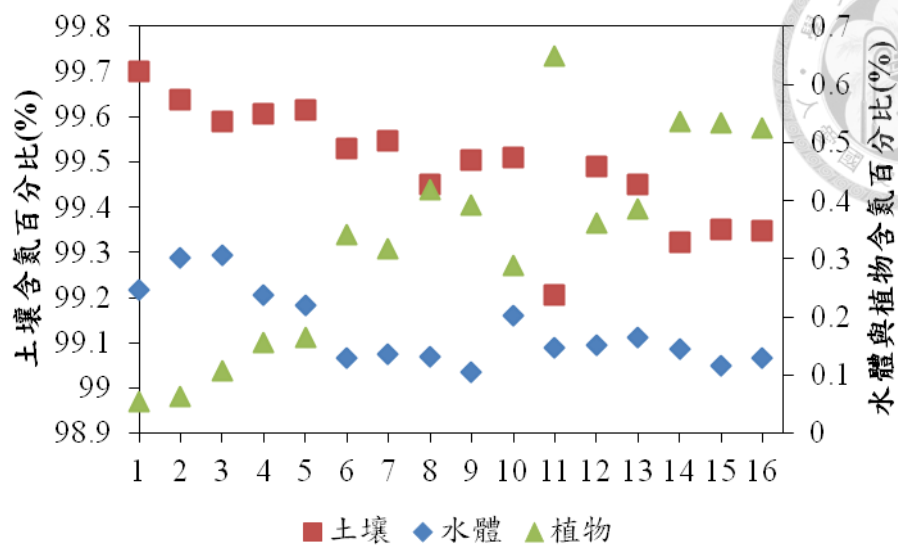


圖 26 第二次實驗期間氮分布百分比變化圖

質量平衡

第二次水稻田實驗中的各項氮的輸入與輸出量及百分比如表 6 所示。在第二次實驗中，輸入部份，水稻施肥量為 120(kg N/ha)，共分三次施放。灌溉入流量為 29.84(kg N/ha)。總計水稻田輸入氮量為 149.84(kg N/ha)；輸出部份，出流氮量為 22.91(kg N/ha)。植物攝取氮量為 16.55(kg N/ha)。總計水稻田輸出氮量為 39.46(kg N/ha)，造成此不平衡原因，可能是由於部分肥料留存於土壤當中，可發現第二次實驗土壤平均總氮含量較第一次來得高。或可能經由其他未測量之途徑遺失出水稻田系統，例如揮發作用、脫硝作用。透過出流量所遺失的氮量約占總氮量遺失的 58.07%，植物攝取約占總氮量遺失的 41.93%。由第二次施肥的水稻實驗結果，可發現主要的氮素遺失途徑是透過出流。

4.1.3 一二次實驗結果比較與討論

灌溉入流與出流

兩次實驗的灌溉入流量分別為 22.59、29.84(kg N/ha)。根據先前研究，不同地區、不同規模的水稻田，灌溉入流氮量的變異相當大，從最小的 10(kg N/ha)(Hama




et al., 2011), 16 (kg N/ha)(Yatazawa, 1977), 南韓中部地區的 35、26 (kg N/ha)(Cho et al., 2002b), 及日本滋賀地區的 83~90 (kg N/ha)(Takeda et al., 1991), 到最大 123(kg N/ha)(Kyaw et al., 2005), 其中本研究的入流氮量與南韓中部地區較為接近。兩次實驗的出流氮量分別為 8.98、22.91(kg N/ha), 與先前研究(Feng et al., 2004, 2005; Maruyama et al., 2008; Jang et al., 2012)的結果 8.5~41.7(kg N/ha)相似, 卻低於部分韓國研究(Cho et al., 2001; Cho et al., 2002a; Yoon et al., 2006)之結果 57.8~113.7(kg N/ha), 造成此結果之差異, 主要原因是施肥量的不同。這些較高出流氮量的地區, 通常有較高的施肥量, 約 125~184(kg N/ha)。另外不同的條件, 例如肥料施放的方法、施放量、施放時間、灌溉水及雨中的氮量的不同, 也會造成出流氮量隨著這些不同條件而有所不同(Cho et al., 2002a)。

在本研究第二次實驗中, 若以出流氮量與所施肥氮量做比較, 約占施肥量的 19.09%。根據 Liang et al. (2007)之研究, 藉由表面逕流遺失之氮量約占施肥氮量的 5.6~7.7%。但該研究中尚有透過垂直滲漏及側向滲漏兩個與地下水相關之氮遺失途徑, 分別占所施肥氮量的 4.0~4.9%及 5.0~5.3%。本研究因為模場設計關係, 底部為不透水層且為獨立的控制系統, 因此不考慮地下水間的作用。若將 Liang et al. (2007)中三種透過水的排出氮量加總, 其所占比例接近但略低於本研究之結果。而根據 Cho et al. (2001)之研究, 出流氮量占施肥量的 35.11%, 入滲氮量占施肥量的 8.46%。Cho et al. (2002b)之研究, 出流氮量占施肥量的 34.3~42.6%。Cho et al. (2002a)之研究, 其出流氮量占施肥量的 57~65.7%, 入滲氮量占施肥量的 9.7~12.4%。這些研究結果出流氮量占施肥比例都高於本研究之結果。主要原因是這些研究地區有較高的施肥量, 且此三研究未將植物攝取列入輸出量, 而僅以出流氮量與入滲氮量做為氮平衡的輸出。

植物攝取

兩次實驗的植物攝取量分別為 14.71、16.55(kg N/ha)。根據 Toriyama (2002)研究, 在未施肥情況下, 植物攝取量約在 29~99 (kg N/ha)。植物攝取氮量會隨著施放



的肥料量增加而增加。Jang et al. (2012)在施肥 55(kg N/ha)的情況下，植物攝取量約在 59.62~128.06 (kg N/ha)。Feng et al. (2004)之研究，植物攝取為 80.11(kg N/ha)。本研究結果不論施肥與否，植物攝取量都低於先前之研究。推測可能原因有二，第一可能因為本研究為小面積的實驗尺度水稻田，為了方便比較，其計算的方法是將單一叢植物攝取量轉換為 kg N/ha，相較於農田尺度的真實水稻田，面積差距甚大，可能造成誤差放大。第二可能因為模場設計的關係，水稻的根部生長會受到局限，另外其他生長條件如陽光、未施予其它生長所需之肥料都可能是影響植物攝取量低於先前研究結果的原因。比較兩次實驗結果可發現，施肥對於植物攝取氮量並沒有顯著地增加。本研究第二次實驗之植物攝取氮量約占施肥氮量的 13.79%，低於 Liang et al. (2007)的 38.2~44.8%。一般而言，氮肥的使用效率約在 40~60%(Cassman et al., 1998)。相較之下本研究的施肥效率較為不佳，施肥的氮量並沒有經由植物吸收，反而可能經由出流或其他的路徑散失。

氮素削減

第一次實驗除第四週實驗誤差，導致出流氮量大於灌溉入流氮量外，其餘氮量流經水稻田後都有減少的現象，亦即水稻田具有氮素移除的效果。反觀第二次有經施肥的水稻田，則可發現在施肥期間，出流氮量大於或接近於入流氮量，尤其以硝酸鹽氮及有機氮最為明顯。後期結果則與第一次實驗結果類似，出流氮量較入流量來得少。本研究兩次實驗的輸入總氮量分別約減少 71.09、84.71%(第二次將施肥納入輸入項)，遠高於 Feng et al. (2004)總氮減少約 9%之研究結果，略高於 Jang et al. (2012) 總氮減少 53、56%之研究結果。根據 Eom (2001)的研究，總氮削減約在 52~66%。影響氮素削減的原因有二，水力停留時間與氮濃度(Feng et al., 2004)。合適的水力停留時間是水稻田去除營養鹽的重要關鍵。Gersberg et al. (1986)和 Takeda et al. (1997)的研究指出，最佳的水利停留時間為 5~7 天，因為足夠的水力停留時間才能讓營養鹽減少的機制，例如硝化、脫硝作用...等充分運作(Feng et al., 2004)。本研究的設計水力停留時間為 7 天，符合最佳水利停留的範圍內。Feng et al.

(2004)指出，當有較高的總氮濃度，高於 2(mg/L)時，會有較佳的減少效果。本研究兩次實驗的平均總氮濃度分別為 2.39 及 3.52(mg/L)，高於 2(mg/L)，因此能有良好的氮素減少效果。

綜合上述實驗結果可發現，在兩次的水稻田實驗中，研究雖已針對實驗尺度水稻田進行灌溉入流、出流之濃度與流量的測量，同時也檢測植物與土壤的氮含量，但仍然無法完整的解釋水稻田中氮素的動態變化。例如第二次實驗的結果，水稻田的輸入氮量與輸出氮量存在 110.38(kg N/ha)的落差，造成此不平衡之原因，可能來自於部份氮素轉換的機制未經過測量，像是揮發作用、脫硝作用與固氮作用、礦化作用與固定作用。當這些氮素轉換的機制在真實水稻田中不易測量時，通常會透過實驗室培養的方式來推估。以下針對本研究實驗中未量測之氮素轉換機制進行討論。在揮發作用部份，Chauhan et al. (1989)及 Mikkelsen et al. (1978)的研究測量經由揮發作用遺失的氮量約占施肥氮量的 19~20%及 20%。Ha et al. (2001)之研究，揮發作用量平均為 22.9(kg N/ha)。另外亦有研究(Fillery et al., 1986b)指出，在施肥 90~200(kg N/ha)的情況下，揮發作用遺失的氮量約 6~50(kg N/ha)。最高甚至可占施肥氮量的 36%(Fillery et al., 1986a)。根據先前文獻回顧的結果，當水稻田中的有較高 pH 值時會伴隨著較高的揮發作用。脫硝作用部份，根據 Kyaw et al. (2005)之研究，利用乙炔阻隔方法(acetylene blocking method)測量脫硝作用量，在未施肥的情況下，兩個月脫硝作用總量約在 0.5、1.5(g N/ha)。Buresh et al. (1988)研究指出在施肥 58 及 44(kg N/ha)情況下，脫硝作用量約占施肥量的 1.1 及 0.5%。但根據 Aulakh et al. (2001)之研究，在濕地水稻田中有較高的脫硝作用量。施肥 120(kg N/ha)的情況下，約占施肥量的 33%。Ha et al. (2001)之研究，脫硝作用量平均量約為 20.4(kg N/ha)。另外根據 Simpson et al. (1988)之研究，所有氣體散失的氮(包含揮發作用、脫硝作用)約占施肥氮量的 35~54%。相較於揮發作用與脫硝作用，生物的固氮作用則是增加水稻田的氮輸入量。Kyaw et al. (2005)之研究指出，當施肥量到達一定值時會抑制生物的固氮作用，而在無施肥土壤下，兩個月固氮作用

總量約在 43(kg N/ha)。Wetselaar (1981)則指出固氮作用總量每年約 18~110(kg N/ha)。利用第二次實驗之結果來推估水稻田中之氮素的平衡，結果如圖 27 所示。本研究假設留存土壤中的氮量為兩次實驗土壤平均總氮之差異，為 79.92(kg N/ha)。進而可推得揮發作用與脫硝作用之氣體散失的途徑約為 30.46(kg N/ha)，約占施肥量的 25.38%，其結果與先前研究相近。

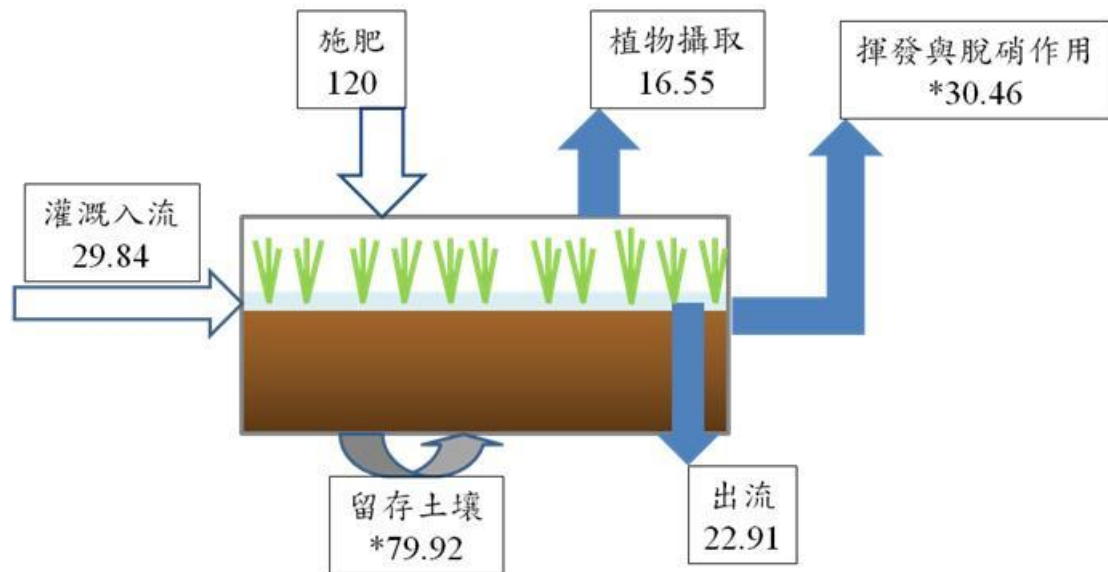


圖 27 第二次水稻田實驗氮平衡示意圖(單位：kg N/ha)

4.2 模式結果

由於僅靠量測氮平衡轉換的機制，效果相當有限，部份氮素轉換作用量測不易，因此需要透過模式模擬來估算較難透過量測的轉換機制，本研究建立氮平衡系統動力模式，以量化氮素轉換的過程。此外因為第一次未施肥之實驗，較不符合一般真實農田的操作。因此利用第二次實驗結果做為模式率定與驗證之資料。並根據先前文獻回顧整理的氮素轉換作用之速率常數參數範圍，從 5000 組隨機之參數組合中挑選最佳之參數組合，用於模式的率定與驗證，其他參模式中所使用之參數其結果如表 7。

表 7 參數檢定結果

參數(符號)	參數範圍	最佳參數組合
尿素水解速率常數 K_h	0~1 per day	0.762 per day
揮發作用速率常數 K_v	0.02~0.047 per day	0.0236 per day
硝化作用速率常數 K_n	0~0.14 per day	0.0692 per day
礦化作用速率常數 K_m	0.001~0.033 per day	0.0167 per day
固定作用速率常數 K_{im}	0~0.28 per day	0.139 per day
脫硝作用速率常數 K_d	0~0.36 per day	0.182 per day
最大植物攝取量 U_{\max}	0~4	2.83
Michaelis-Mente 常數 K_{mm}	0~0.8	0.50
溫度係數 θ	0.9~1.5	1.01
氮氣轉換常數 NH4_MT_Coef	0~1	0.484
硝酸鹽氮轉換常數 NO3_MT_Coef	0~1	0.270
有機氮轉換常數 ON_MT_Coef	0~1	0.057

因為實驗資料有限，因此將第二次實驗資料分為兩部份。利用 2013 年 9 月到 11 月之資料做為模式率定。2013 年 11 月到 2014 年 1 月之資料做為模式驗證。模式模擬出流總氮濃度及植物攝取量，其結果如圖 28 與圖 30 所示。圖 29 與圖 31 為模式模擬值與觀測值之散佈圖。模式率定與驗證結果的判定係數(R^2)及效率係數

(NSE)分別如表 8 所示。模式在出流總氮濃度上大致能夠模擬，在第三週時有較大的誤差，施肥後兩週的出流濃度未能精確掌握。相較出流濃度之模擬，模式在植物攝取模擬上有較佳的判定係數與效率係數，模擬表現較好，但由模擬值與觀測值之散佈圖可發現，在前期的模擬上有些為低估的情形。與 Liang et al. (2007)之模擬結果比較，模式在模擬出流氮量與植物攝取量上皆有較低的誤差。

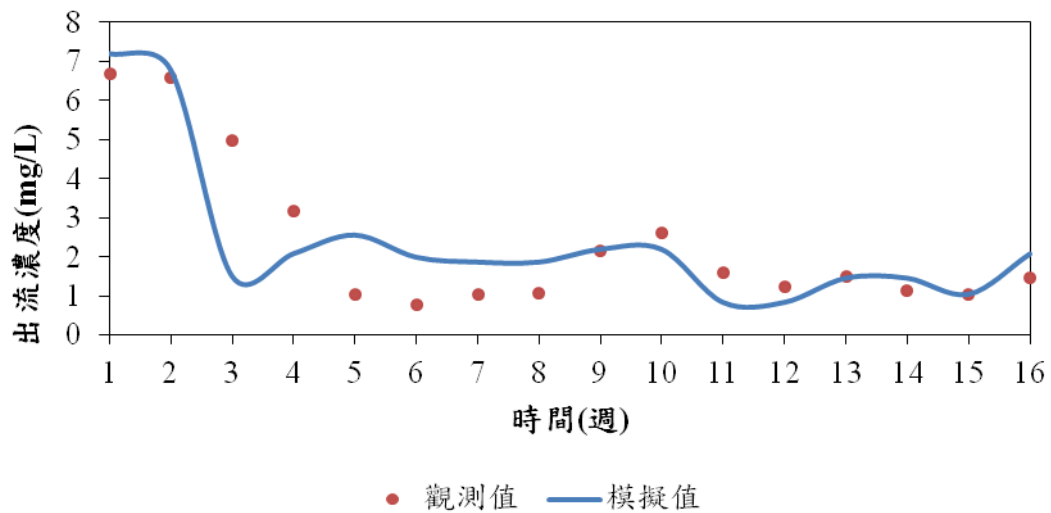


圖 28 第二次實驗總氮出流濃度觀測值與模擬值結果

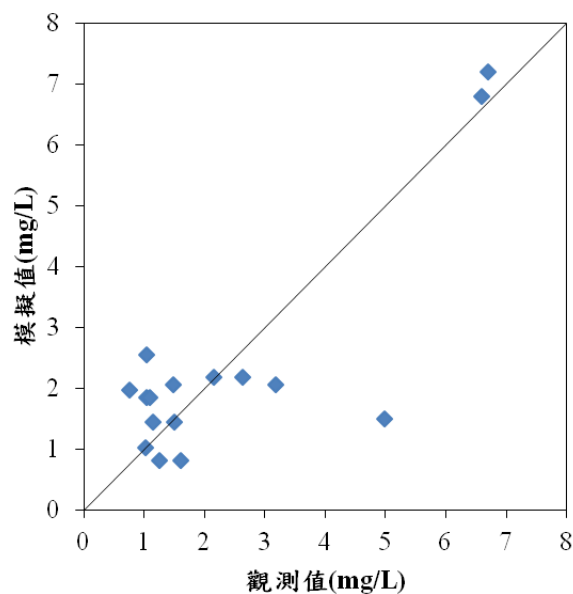


圖 29 第二次實驗總氮出流濃度模擬值與觀測值散佈圖

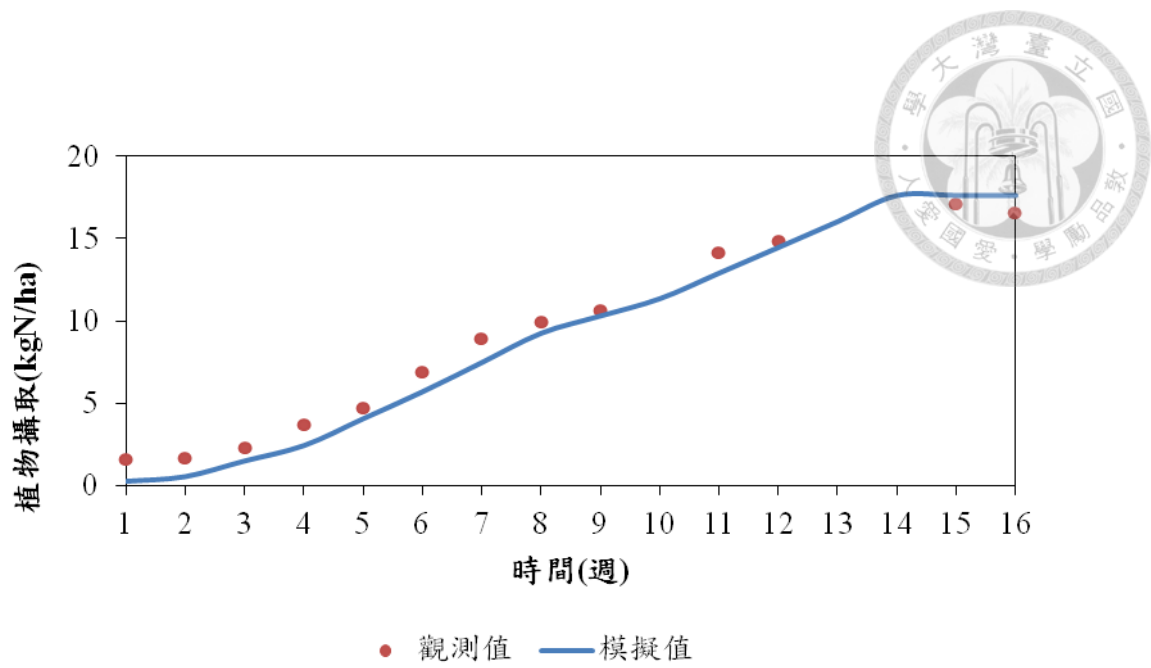


圖 30 第二次實驗植物攝取觀測值與模擬值結果

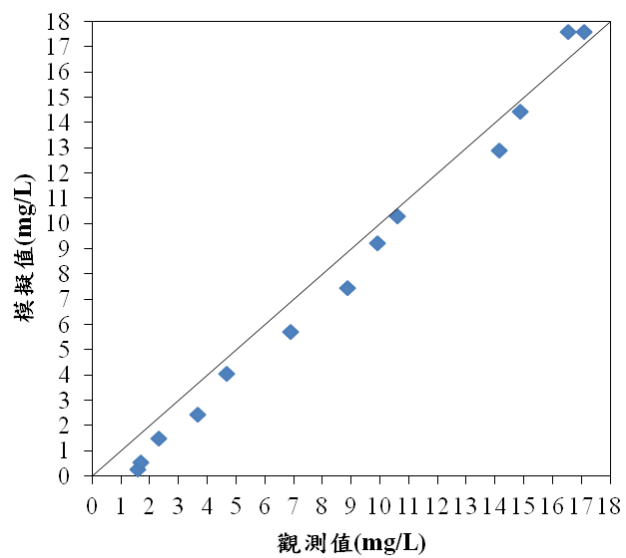


圖 31 第二次實驗植物攝取模擬值與觀測值散佈圖

表 8 模式率定與驗證結果判定係數(R^2)及效率係數(NSE)

	出流總氮濃度		植物攝取	
	R^2	Nash	R^2	Nash
率定	0.61	0.60	0.99	0.87
驗證	0.48	0.42	0.94	0.91
整季	0.67	0.66	0.99	0.97

將第二次實驗的各項氮平衡模擬量加總，結果如圖 32 及表 9。可發現在氮素遺失的途徑中，透過脫硝作用轉換成氣體散失的途徑為最多，約 34.59(kg N/ha)，占氮素輸出量的 43.00%。其結果高於 Liang et al. (2007)之研究，在施肥 90~360(kg N/ha)情況下，脫硝作用模擬量約介在 3.07~12.28(kg N/ha)，Antonopoulos (2008)研究模擬的 7.46、13.756(kg N/ha)與譚等人(2011)在施肥 145(kg N/ha)之情況下，脫硝作用模擬量為 24.39、27.71(kg N/ha)之研究結果。而低於 Antonopoulos (2010)的 58.77、52.50(kg N/ha)之模擬結果。根據 Brevé et al. (1997)的研究指出，利用 DRAIMOD-N 及 VS2DNT 兩種模式模擬 14 個月經施肥 160(kg N/ha)之水稻田，其脫硝作用量約在 89.4~145.2(kg N/ha)及 114.1~146.0(kg N/ha)。與量測結果相比，Ha et al. (2001)之研究，揮發作用量平均為 22.9(kg N/ha)。Fillery et al. (1986b)，在施肥 90~200(kg N/ha)的情況下，揮發作用遺失的氮量約 6~50(kg N/ha)。

氮素遺失途徑中，次高的是出流氮量約為 21.06(kg N/ha)，占氮素輸出量的 26.18%。模式模擬之出流氮量與觀測值結果 22.91(kg N/ha)相比，誤差約為 20.56%。模式模擬之植物攝取量與觀測值結果 16.55(kg N/ha)相符，占氮素輸出量的 20.56%，誤差約為 0.03%。模式模擬透過另一種氣體散失的揮發作用量為 8.26(kg N/ha)，占氮素輸出量的 10.26%。其結果高於 Antonopoulos (2008)研究模擬的 0.52、0.87(kg N/ha)。但低於 Liang et al. (2007)之研究，揮發作用模擬量介在 26.45~103.56(kg N/ha)，與譚等人(2011) 的 52.50、54.02(kg N/ha)研究模擬結果。與量測結果相比，Kyaw et

al. (2005)之研究，在未施肥的情況下，兩個月脫硝作用總量約在 0.5、1.5(g N/ha)。

Ha et al. (2001)之研究，脫硝作用量平均量約為 20.4(kg N/ha)。

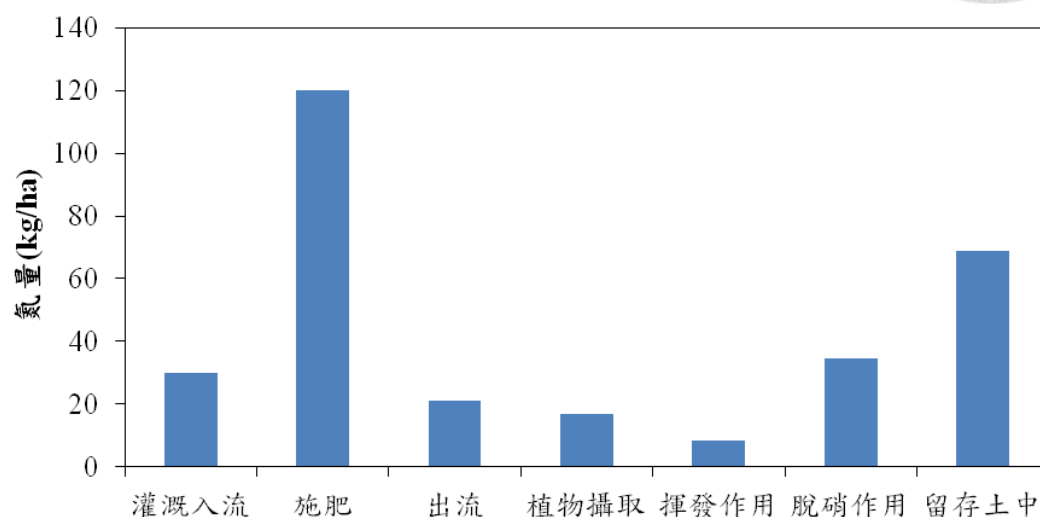



圖 32 模式模擬第二次實驗氮平衡組成

表 9 第二次實驗水稻田之氮平衡輸出

輸出	氮量(kg N/ha)			
	觀測值	模擬值	占氮輸出%	占施肥量%
出流	22.91	21.06	26.18	17.55
植物攝取	16.55	16.55	20.56	13.79
揮發作用	-	8.26	10.26	6.88
脫硝作用	-	34.59	43.00	28.83
合計	-	80.46	100.00	67.05

若將模式模擬各項氮素輸出量與施肥氮量做比較，其結果如表 9。模式模擬之出流氮量約占施肥氮量的 17.55%。模式模擬之植物攝取量約占施肥氮量的 13.79%。模式模擬之揮發作用約占施肥氮量的 6.88%。低於 Liang et al. (2007)模式



模擬之 26.5~29.4%之結果。模式模擬之脫硝作用約占施肥氮量的 28.83%。高於 Liang et al. (2007)的 3.7~4.3%。但透過氣體散失的比例為 35.71%，與 Simpson et al. (1988)量測之研究，所有氣體散失的氮(包含揮發作用、脫硝作用)約占施肥氮量的 35~54%相符。造成脫硝作用大於揮發作用之原因，可能是因為本實驗尺度水稻田主要的氮素來源為硝酸鹽氮及有機氮，施肥尿素經水解後又透過硝化作用變為硝酸鹽氮，氨氮含量相對較少。因此脫硝作用量較揮發作用來的高。根據譚等人(2011)的研究指出，透過模式模擬發現揮發作用與脫硝作用為氮素損失的兩個主要途徑，但經比較兩年實驗發現，透過控制較低的田間水層灌溉有利於減少脫硝作用的損失。

第五章 結論與建議




稻米為世界三大糧食作物之一，在臺灣亦為重要的主食。水稻田為臺灣農業耕種面積中最多的一種，但目前卻少有研究針對臺灣地區水稻田中的氮平衡進行量測與模擬，因此本研究之目的在於藉由建立實驗尺度的水稻田來量測其中重要的營養鹽氮之動態變化。並透過建立模式模擬水稻田中氮素的轉換機制。研究中透過實驗來量測水稻田水體、土壤與植物的氮含量變化。但實驗有其限制，所以未能用實驗量測的氮素轉換機制則透過模式加以量化。以下將本研究所獲得之結論與對後續研究之建議分述如下：

5.1 結論

1. 兩次水稻實驗於未施肥期間，出流濃度低於灌溉入流濃度。入、出流在濃度與氮量上有相同的趨勢，唯濃度變化較大。濃度與氮量會受到雨量及出流量影響。灌溉入流與出流氮量主要受到硝酸鹽氮及有機氮所支配，兩次實驗結果一致。兩次實驗的灌溉入流量分別為 22.59、29.84(kg N/ha)，出流氮量分別為 8.98、22.91(kg N/ha)。
2. 總氮出流量較入流量有減少趨勢。第一次實驗硝酸鹽氮減少 77.38%。有機氮減少 66.42%。氨氮減少 4.45%，氮素主要的遺失途徑是透過植物攝取。第二次實驗氮素削減程度受到施肥影響，減少較第一次實驗低，其中因為施放尿素(有機氮)肥料，造成有機氮出流量大於灌溉入流量。但若將施肥納入輸入項，其減少 87.91%。硝酸鹽氮減少 55.39%，氨氮減少 16.36%，氮素主要的遺失途徑是透過出流。兩次實驗的輸入總氮量約減少 71.09、84.71%(將施肥納入輸入項)，研究的水力停留時間為 7 天，具有足夠的水力停留時間及夠高之氮入流濃度，是有高削減程度的主要原因。兩次實驗結果證明水稻田確實具有氮素移除的效果。
3. 第一次實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2751.94(kg N/ha)。植物攝取氮量約為

14.71(kg N/ha)。第二次實驗期間，土壤平均總氮含量約為 2831.86(kg N/ha)。其中土壤有機氮比例最高，約 2770.38(kg N/ha)，占 97.81%。氮氮次之，約 39.46(kg N/ha)，占 1.40%。硝酸鹽氮最低，約 22.02(kg N/ha)，占 0.78%。植物攝取氮量約為 16.55(kg N/ha)。土壤含氮量相較於植物攝取量高出許多。外來氮的輸入或植物攝取及其他氮的輸出對於土壤氮量的影響有限，其隨時間的變動可能來自本身之變異多於外界對其之影響。與第一次結果相比，第二次植物攝取總氮量有些許增加，但增加的程度並不明顯。

4. 第一次實驗植物含氮百分比約介於 1.0~2.1%，營養生長期有較高的含氮百分比，隨著水稻持續成長進入生殖生長期，植物含氮百分比降低並趨於穩定。第二次實驗植物含氮百分比約介於 0.91~1.5%，變化則較無規律。
5. 計算分布於土壤、水體、植物內之氮百分比，可發現土壤氮量占整體氮量比例最高，約占總量的 99.10~99.78%，水稻生長期間，雖然含量變動範圍不大，但有明顯下降趨勢；相反地，植物占總體氮量比例則有越來越高之趨勢，約在 0.05~0.66%，兩次實驗結果相似。
6. 第一次實驗中，水稻田輸入氮量 22.59(kg N/ha) 略高於輸出氮量 21.24(kg N/ha)，但大致平衡。差異可能來自於與大氣與土壤間的作用。第二次實驗中水稻田輸入氮量為 149.84(kg N/ha)，輸出氮量為 39.46(kg N/ha)，造成此不平衡原因，可能是由於部分肥料留存於土壤當中，或經由其他未測量之途徑遺失出水稻田系統，例如揮發作用、脫硝作用。
7. 兩次實驗的植物攝取量都低於先前研究。可能因為本研究為小面積的實驗尺度水稻田，相較於農田尺度的水稻田，面積差距甚大，轉換單位為 kg N/ha 造成誤差放大。或者因為模場設計的關係，水稻的根部生長會受到侷限，另外其他生長條件都可能是影響的原因。本研究在施肥效率上較為不佳，施肥對於植物攝取氮量並沒有顯著地增加，施肥的氮量並沒有經由植物吸收，反而可能留存土中或經由出流或其他的路徑散失。

- 
8. 在基肥施放後隔周(第二週),有機氮出流濃度明顯地增加,硝酸鹽氮則在第三、四週明顯地增加。主要是部份尿素藉由尿素水解及硝化作用轉變成為硝酸鹽氮,作用時間較久;而另一部份未能水解之尿素,由有機氮出流量增加推測可能是來不及經植物吸收即透過出流排出水稻田外。入出流氮氮量無明顯變化及出流硝酸鹽氮量明顯的增加,推測經過尿素水解後的氮氮,幾乎都經由硝化作用轉變成為硝酸鹽氮,以氮氮型式存在水稻田的比例非常少。
 9. 透過模式模擬,在氮素遺失的途徑中,透過脫硝作用為最多,約 34.59(kg N/ha),占氮素輸出量的 43.00%。次高的是出流氮量約為 21.06(kg N/ha),占氮素輸出量的 26.18%。植物攝取量與觀測值結果 16.55(kg N/ha)相符,占氮素輸出量的 20.56%,透過揮發作用散失量為 8.26(kg N/ha),占氮素輸出量的 10.26%。
 10. 將模式模擬各項氮素輸出量與施肥氮量做比較,其中最高為脫硝作用,約占施肥氮量的 28.83%。模式模擬之出流氮量約占施肥氮量的 17.55%。植物攝取量約占施肥氮量的 13.79%。揮發作用約占施肥氮量的 6.88%。

5.2 建議

1. 利用實驗尺度水稻田量測氮素動態平衡,會面臨植物數量較少問題,僅能以單一叢植物轉換成模場面積的攝取氮量,但真實情況每叢水稻之生長情況不一,如果以單一植物代表整個水稻田之植物生長情況,可能會放大誤差。建議未來量測時可以增加採樣數量,取多叢平均以減少誤差。
2. 本研究時間有限,僅有一次未施肥、一次施肥 120(kgN/ha)之資料。未來進行實驗時可考慮多種施肥氮量情境之比較,多年、多筆觀測資料將有助於氮素動態平衡之分析。此外,本研究採樣的時間為每週一次。但因為一週內水稻田的降雨量、出流量、各項氮濃度還是存在變動。未來若人力、時間許可,建議可提高採樣頻率,將有助於掌握水稻田中之氮素的各項轉換。
3. 本研究實驗量測與模式建立時,皆未考慮雨水對於水稻田中之氮平衡之影響,

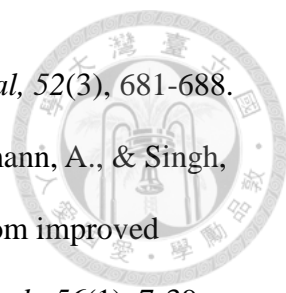
建議可將此項氮素來源加入考慮，納入於實驗量測及模式結構中。


4. 本研究所建立模式未考慮植物之固氮作用，建議可納入模式結構中。此外，本研究利用蒙地卡羅法找尋最佳的參數組合，為了改善模擬結果，建議可結合敏感度分析及優選方法，找出較佳之參數組合。
5. 本研究中以一階動力模式來描述水稻田中氮素的轉換機制，但真實氮素的作用可能更為複雜，建議可嘗試利用結構較為複雜之模式來模擬，可能可以得到較準確的預測結果。
6. 實驗尺度的水稻田，因為尺度較小，雖然比較容易掌握氮素的各種流向，不過也會因為簡化，造成少考慮部分氮素的作用，例如滲漏作用。未來若將研究區域推展至真實農田尺度。需納入地下水之作用，實驗測量可增加測量滲漏水量及水中之各項氮濃度。模式模擬亦應將其加入考慮。
7. 本研究僅探討水稻田中氮素的動態平衡，但其他營養鹽，例如磷，亦為農業活動中重要的汙染源之一。過多的磷也會造成河川湖泊的優養化，增加環境負擔，建議未來可針對水稻田中的磷動態變化進行量測與模擬。

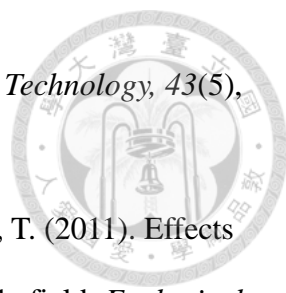
參考文獻




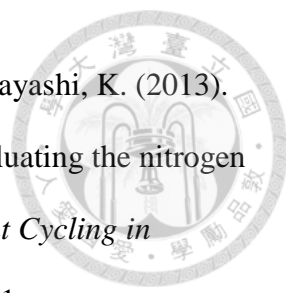
1. Antonopoulos, V. Z. (2001). Simulation of water and nitrogen balances of irrigated and fertilized corn-crop soil. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 127(2), 77-83.
2. Antonopoulos, V. Z. (2008). Modeling of water and nitrogen balance in the ponded water of rice fields. *Paddy and Water Environment*, 6(4), 387-395. doi: 10.1007/s10333-008-0140-z
3. Antonopoulos, V. Z. (2010). Modelling of water and nitrogen balances in the ponded water and soil profile of rice fields in Northern Greece. *Agricultural Water Management*, 98(2), 321-330. doi: 10.1016/j.agwat.2010.08.026
4. Aulakh, M. S. (1996). Nitrogen losses and fertilizer N use efficiency in irrigated porous soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 47(3), 197-212.
5. Aulakh, M. S., Khera, T. S., Doran, J. W., & Bronson, K. F. (2001). Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. *Biology and Fertility of Soils*, 34(6), 375-389.
6. Belder, P., Bouman, B., Spiertz, J., Peng, S., Castaneda, A., & Visperas, R. (2005). Crop performance, nitrogen and water use in flooded and aerobic rice. *Plant and Soil*, 273(1-2), 167-182.
7. Bouman, B. A. M., & van Laar, H. H. (2006). Description and evaluation of the rice growth model ORYZA2000 under nitrogen-limited conditions. *Agricultural Systems*, 87(3), 249-273. doi: 10.1016/j.agsy.2004.09.011
8. Brevé, M., Skaggs, R., Parsons, J., & Gilliam, J. (1997). DRAINMOD-N, a nitrogen model for artificially drained soils. *Transactions of the ASAE*, 40(4), 1067-1075.
9. Buresh, R., & Austin, E. (1988). Direct measurement of dinitrogen and nitrous oxide

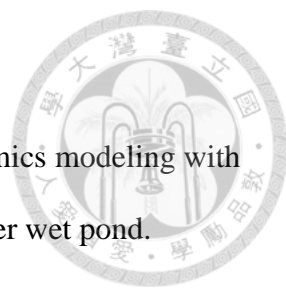
- 
- flux in flooded rice fields. *Soil Science Society of America Journal*, 52(3), 681-688.
10. Cassman, K., Peng, S., Olk, D., Ladha, J., Reichardt, W., Dobermann, A., & Singh, U. (1998). Opportunities for increased nitrogen-use efficiency from improved resource management in irrigated rice systems. *Field crops research*, 56(1), 7-39.
 11. Chauhan, H., & Mishra, B. (1989). Ammonia volatilization from a flooded rice field fertilized with amended urea materials. *Fertilizer research*, 19(1), 57-63.
 12. Chavan, P. V., & Dennett, K. E. (2008). Wetland simulation model for nitrogen, phosphorus, and sediments retention in constructed wetlands. *Water, air, and soil pollution*, 187(1-4), 109-118.
 13. Chin, W.-t., & Kroontje, W. (1963). Urea hydrolysis and subsequent loss of ammonia. *Soil Science Society of America Journal*, 27(3), 316-318.
 14. Cho, J.-Y., & Choi, J.-K. (2001). Nitrogen and phosphorus losses from a broad paddy field in central Korea. *Communications in soil science and plant analysis*, 32(15-16), 2395-2410.
 15. Cho, J.-Y., & Han, K.-W. (2002a). Nutrient losses from a paddy field plot in central Korea. *Water, air, and soil pollution*, 134(1-4), 215-228.
 16. Cho, J.-Y., Kang-Wan, H., Jin-Kyu, C., Young-Joo, K., & Kwang-Sik, Y. (2002b). N and P losses from a paddy field plot in central Korea. *Soil science and plant nutrition*, 48(3), 301-306. doi: 10.1080/00380768.2002.10409205
 17. Chowdary, V. M., Rao, N. H., & Sarma, P. B. S. (2004). A coupled soil water and nitrogen balance model for flooded rice fields in India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(3), 425-441. doi: 10.1016/j.agee.2003.12.001
 18. Chung, S.-O., Kim, H.-S., & Kim, J. S. (2003). Model development for nutrient loading from paddy rice fields. *Agricultural Water Management*, 62(1), 1-17.
 19. Eom, K.-C. (2001). Environmentally beneficial function of rice culture and paddy

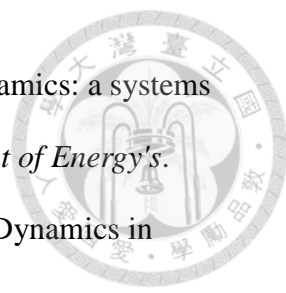
- 
- soil. *Rice culture in Asia. International Commission on Irrigation and Drainage, and Korean National Committee on Irrigation and Drainage, Korea*, 28-35.
20. Feng, Y., Yoshinaga, I., Shiratani, E., Hitomi, T., & Hasebe, H. (2004). Characteristics and behavior of nutrients in a paddy field area equipped with a recycling irrigation system. *Agricultural Water Management*, 68(1), 47-60.
 21. Feng, Y., Yoshinaga, I., Shiratani, E., Hitomi, T., & Hasebe, H. (2005). Nutrient balance in a paddy field with a recycling irrigation system. *Water Science & Technology*, 51(3), 151-157.
 22. Fillery, I., & De Datta, S. (1986a). Ammonia volatilization from nitrogen sources applied to rice fields: I. Methodology, ammonia fluxes, and nitrogen-15 loss. *Soil Science Society of America Journal*, 50(1), 80-86.
 23. Fillery, I., & Vlek, P. (1986b). Reappraisal of the significance of ammonia volatilization as an N loss mechanism in flooded rice fields *Nitrogen economy of flooded rice soils* (pp. 79-98): Springer.
 24. Forrester, J. W. (1993). System dynamics and the lessons of 35 years A *systems-based approach to policymaking* (pp. 199-240): Springer.
 25. Forrester, J. W. (1997). Industrial dynamics. *Journal of the Operational Research Society*, 48(10), 1037-1041.
 26. Fumoto, T., Kobayashi, K., Li, C., Yagi, K., & Hasegawa, T. (2008). Revising a process-based biogeochemistry model (DNDC) to simulate methane emission from rice paddy fields under various residue management and fertilizer regimes. *Global Change Biology*, 14(2), 382-402.
 27. Gersberg, R., Elkins, B., Lyon, S., & Goldman, C. (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*, 20(3), 363-368.
 28. Ha, S., Dung, P., & Lee, B. (2001). Impacts of agrochemical fertilizer on the

- 
- aquatic environment of paddy fields in Vietnam. *Water Science & Technology*, 43(5), 193-202.
29. Hama, T., Nakamura, K., Kawashima, S., Kaneki, R., & Mitsuno, T. (2011). Effects of cyclic irrigation on water and nitrogen mass balances in a paddy field. *Ecological Engineering*, 37(10), 1563-1566. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.03.032
30. Harmsen, E., Gilliam, J., Skaggs, R., & Munster, C. (1991). Variably saturated 2-dimensional nitrogen transport. *Paper-American Society of Agricultural Engineers*.
31. Healy, R. (1990). *Simulation of solute transport in variably saturated porous media with supplemental information on modifications to the US Geological Survey's computer program VS2D*: Department of the Interior, US Geological Survey.
32. Hirzel, J., Cordero, K., Fernández, C., Acuña, J., Sandoval, M., & Zagal, E. (2012). Soil Potentially Mineralizable Nitrogen and Its Relation to Rice Production and Nitrogen Needs in Two Paddy Rice Soils of Chile. *Journal of Plant Nutrition*, 35(3), 396-412. doi: 10.1080/01904167.2012.639920
33. Hull, V., Parrella, L., & Falcucci, M. (2008). Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 211(3), 468-480.
34. Hutson, J., & Wagenet, R. (1991). Simulating nitrogen dynamics in soils using a deterministic model. *Soil Use and Management*, 7(2), 74-78.
35. Jang, T. I., Kim, H. K., Seong, C. H., Lee, E. J., & Park, S. W. (2012). Assessing nutrient losses of reclaimed wastewater irrigation in paddy fields for sustainable agriculture. *Agricultural Water Management*, 104, 235-243. doi: 10.1016/j.agwat.2011.12.022
36. Jansson, P.-E., & Andersson, R. (1988). Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. *Journal of hydrology*, 99(1), 33-47.

- 
37. Jemison, J. M., Jabro, J. D., & Fox, R. H. (1994). Evaluation of LEACHM: II. Simulation of nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn. *Agronomy journal*, 86(5), 852-859.
38. Jena, D., & Misra, C. (1990). The fate of 15N tagged urea leached with infiltrating water under rice and bare soil situation. *Oryza*, 27(1), 40-47.
39. Jeon, J.-H., Yoon, C. G., Donigian Jr, A. S., & Jung, K.-W. (2007). Development of the HSPF-Paddy model to estimate watershed pollutant loads in paddy farming regions. *Agricultural Water Management*, 90(1), 75-86.
40. Jeon, J.-H., Yoon, C. G., Ham, J.-H., & Jung, K.-W. (2004). Model development for nutrient loading estimates from paddy rice fields in Korea. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 39(5-6), 845-860.
41. Jeon, J.-H., Yoon, C. G., Ham, J.-H., & Jung, K.-W. (2005). Model development for surface drainage loading estimates from paddy rice fields. *Paddy and Water Environment*, 3(2), 93-101.
42. Jing, Q., Keulen, H. v., & Hengsdijk, H. (2010). Modeling biomass, nitrogen and water dynamics in rice–wheat rotations. *Agricultural Systems*, 103(7), 433-443. doi: 10.1016/j.agry.2010.04.001
43. Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.-E., & Paustian, K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 18(4), 333-356.
44. Kadlec, R. H., Wallace, S., & Knight, R. L. (1995). *Treatment Wetlands*: Taylor & Francis.
45. Karamouz, M., & Taheriyoun, M. (2010). *Developing a system dynamics model for phosphorous TMDL in reservoir: a case study*. Paper presented at the Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress.

- 
46. Katayanagi, N., Ono, K., Fumoto, T., Mano, M., Miyata, A., & Hayashi, K. (2013). Validation of the DNDC-Rice model to discover problems in evaluating the nitrogen balance at a paddy-field scale for single-cropping of rice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95(2), 255-268. doi: 10.1007/s10705-013-9561-1
47. Kato, T. (2005). Simulation of water quality with the application of system dynamics model for population and land-use changes. *Paddy and Water Environment*, 3(2), 103-109.
48. Kim, B., & Cho, J. (1995). Nutrient effluence by the outflowing water from the paddy field during rice growing season. *Kor. Comm. Irrig. Drain*, 2, 150-156.
49. Kyaw, K. M., Toyota, K., Okazaki, M., Motobayashi, T., & Tanaka, H. (2005). Nitrogen balance in a paddy field planted with whole crop rice (*Oryza sativa* cv. Kusahonami) during two rice-growing seasons. *Biology and Fertility of Soils*, 42(1), 72-82. doi: 10.1007/s00374-005-0856-5
50. Löhnis, F. (1913). *Vorlesungen über landwirtschaftliche Bakteriologie*: Gebrüder Borntraeger.
51. Lee, M.-S., Lee, K.-K., Hyun, Y., Clement, T. P., & Hamilton, D. (2006). Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. *Ecological Modelling*, 192(1), 143-159.
52. Liang, X. Q., Chen, Y. X., Li, H., Tian, G. M., Ni, W. Z., He, M. M., & Zhang, Z. J. (2007). Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trench paddy field. *Environ Pollut*, 150(3), 313-320. doi: 10.1016/j.envpol.2007.02.003
53. Ling, G., & El-Kadi, A. I. (1998). A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone. *Water Resources Research*, 34(2), 203-212.
54. Mai, V., Hoanh, C., Van Keulen, H., & Hessel, R. (2013). Spatial Modelling for Nitrogen Leaching from Intensive Farming in Red River Delta of Vietnam. *Asian*

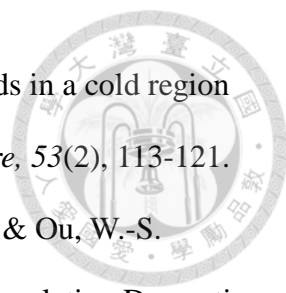
- 
- Journal of Water, Environment and Pollution*, 10(3), 51-61.
55. Marimon, Z. A., Xuan, Z., & Chang, N.-B. (2013). System dynamics modeling with sensitivity analysis for floating treatment wetlands in a stormwater wet pond. *Ecological Modelling*, 267, 66-79.
 56. Maruyama, T., Hashimoto, I., Murashima, K., & Takimoto, H. (2008). Evaluation of N and P mass balance in paddy rice culture along Kahokugata Lake, Japan, to assess potential lake pollution. *Paddy and Water Environment*, 6(4), 355-362.
 57. Mayo, A. W., & Bigambo, T. (2005). Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 30(11-16), 658-667. doi: 10.1016/j.pce.2005.08.005
 58. Mikkelsen, D., De Datta, S., & Obcemea, W. (1978). Ammonia volatilization losses from flooded rice soils. *Soil Science Society of America Journal*, 42(5), 725-730.
 59. Misawa, S. (1987). Mechanism of the water quality change in paddy fields. *Transactions of the Japanese Society of Irrigation, Drainage and Reclamation Engineering*.
 60. Mishra, B. K., & Misra, B. (1991). Kinetics of nitrification and nitrate reduction during leaching of ammonium nitrate through a limited ultisol profile. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 39, 221-228.
 61. Misra, C., & Mishra, B. (1977). Miscible displacement of nitrate and chloride under field conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 41(3), 496-499.
 62. Nakasone, H., Kuroda, H., Kato, T., & Tabuchi, T. (2003). Nitrogen removal from water containing high nitrate nitrogen in a paddy field (wetland). *Water Science & Technology*, 48(10), 209-216.
 63. Pathak, H., & Sarkar, M. C. (1995). Nitrogen mineralization in manure amended soils in relation to soil water regime. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 43(2), 267-269.

- 
64. Radzicki, M., & Taylor, R. A. (1997). Introduction to system dynamics: a systems approach to understanding complex policy issues. *US Department of Energy's*.
65. Rao, P., Jessup, R., & Reddy, K. (1984). Simulation of Nitrogen Dynamics in Flooded Soils¹. *Soil science*, 138(1), 54-62.
66. Reddy, K., Patrick, W., & Phillips, R. (1978). The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil: I. Experimental results. *Soil Science Society of America Journal*, 42(2), 268-272.
67. Reddy, K. R., Patrick, W. H., & Broadbent, F. E. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *C R C Critical Reviews in Environmental Control*, 13(4), 273-309. doi: 10.1080/10643388409381709
68. Robertson, G., & Groffman, P. (2007). Nitrogen transformations. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, 341-364.
69. Rolston, D., & Marino, M. (1976). Simultaneous transport of nitrate and gaseous denitrification products in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 40(6), 860-865.
70. Ruth, M., & Hannon, B. (1997). *Modeling dynamic biological systems*: Springer.
71. Sahrawat, K. (1980). Urease activity in tropical rice soils and flood water. *Soil Biology and Biochemistry*, 12(2), 195-196.
72. Savant, N., JAMES, A. F., & McClellan, G. (1985). Effect of soil submergence on urea hydrolysis. *Soil science*, 140(2), 81-88.
73. Schnoor, J. L. (1996). *Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil*: John Wiley and Sons.
74. Seyfried, M., & Rao, P. (1988). Kinetics of nitrogen mineralization in Costa Rican soils: Model evaluation and pretreatment effects. *Plant and Soil*, 106(2), 159-169.
75. Shiratani, E., Yoshinaga, I., Feng, Y., & Hasebe, H. (2002). *Scenario analysis for*



reduction of effluent load from agricultural area by recycling use of the drained water. Paper presented at the Proceedings of the Sixth International Conference on Diffuse Pollution, Amsterdam, The Netherlands.

76. Simpson, J., Muirhead, W., Bowmer, K., Cai, G., & Freney, J. (1988). Control of gaseous nitrogen losses from urea applied to flooded rice soils. *Fertilizer research*, 18(1), 31-47.
77. Singh, K., & Prasad, B. (1992). Volatilization loss of ammonia as influenced by integrated nutrient management in calcareous soils. *Journal Of The Indian Society Of Soil Science.*, 40(1), 82-86.
78. Singh, R., & Kirk, G. J. D. (1993). A model for predicting the fate of nitrogen fertilizer in lowland ricefields. *Journal of Soil Science*, 44(2), 285-297. doi: 10.1111/j.1365-2389.1993.tb00452.x
79. Stanford, G., & Smith, S. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 36(3), 465-472.
80. Takeda, I., Fukushima, A., & Tanaka, R. (1997). Non-point pollutant reduction in a paddy-field watershed using a circular irrigation system. *Water Research*, 31(11), 2685-2692.
81. Takeda, I., Kunimatsu, T., Kobayashi, S., & Maruyama, T. (1991). Pollutants balance of a paddy field area and its loadings in the water system—Studies on pollution loadings from a paddy field area (II). *Trans JSIDRE*, 153, 63-72.
82. Toriyama, K. (2002). Estimation of fertilizer nitrogen requirement for average rice yield in Japanese paddy fields. *Soil science and plant nutrition*, 48(3), 293-300.
83. Vezjak, M., Savsek, T., & Stuhler, E. (1998). System dynamics of eutrophication processes in lakes. *European Journal of operational research*, 109(2), 442-451.
84. Wang, S., Prasher, S. O., Patel, R. M., Yang, C.-C., Kim, S.-H., Madani, A., . . .

- 
- Robertson, S. D. (2006). Fate and transport of nitrogen compounds in a cold region soil using DRAINMOD. *Computers and electronics in agriculture*, 53(2), 113-121.
85. Wang, Y.-C., Lin, Y.-P., Huang, C.-W., Chiang, L.-C., Chu, H.-J., & Ou, W.-S. (2012). A System Dynamic Model and Sensitivity Analysis for Simulating Domestic Pollution Removal in a Free-Water Surface Constructed Wetland. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(5), 2719-2742. doi: 10.1007/s11270-011-1062-8
86. Wang, Y., Zhang, J., Kong, H., Inamori, Y., Xu, K., Inamori, R., & Kondo, T. (2009). A simulation model of nitrogen transformation in reed constructed wetlands. *Desalination*, 235(1-3), 93-101. doi: 10.1016/j.desal.2008.01.012
87. Wetselaar, R. (1981). Nitrogen inputs and outputs of an unfertilized paddy field [rice]. *Ecological Bulletins (Sweden)*.
88. Wynn, T. M., & Liehr, S. K. (2001). Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*, 16(4), 519-536.
89. Xuan, Z., Chang, N.-B., Wanielista, M. P., & Williams, E. S. (2013). System Dynamics Modeling of Nitrogen Removal in a Stormwater Infiltration Basin with Biosorption-Activated Media. *Journal of environmental quality*, 42(4), 1086-1099.
90. Yang, C.-C., Prasher, S. O., Wang, S., Kim, S. H., Tan, C. S., Drury, C., & Patel, R. M. (2007). Simulation of nitrate-N movement in southern Ontario, Canada with DRAINMOD-N. *Agricultural Water Management*, 87(3), 299-306.
91. Yatazawa. (1977). Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems. *Agro-ecosyst*, 4, 177-179.
92. Yoon, K. S., Cho, J. Y., Choi, J. K., & Son, J. G. (2006). WATER MANAGEMENT AND N, P LOSSES FROM PADDY FIELDS IN SOUTHERN KOREA1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 42(5), 1205-1216.
93. 行政院農業委員會農糧署，民國 101 年，「臺灣糧食統計要覽(101 年)」



94. 韓釗,2002,系統動力學,華泰文化.
95. 張正賢(譯),1988,稻作學精要,國立編譯館。
96. 潘昶儒、余宣穎、黃井約,2008,水稻優質栽培施肥管理模式,花蓮區農業專訊第六十五期。
97. 甘俊二,1979,灌溉系統配水技術之分析與研究,臺大農工系研究報告 334 號。
98. 陳昆宏,2011,應用土壤水分及氮平衡耦合模式評估坡地水稻田氮污染潛勢,臺北科技大學土木與防災研究所碩士論文。
99. 譚學志,邵東國,劉歡歡,& 孫春敏.(2011). 节水灌溉控制排水条件下稻田水氮平衡试验与模拟. 农业工程学报, 27(11), 193-198.
100. ISEE System, 2014
<http://www.iseesystems.com/software/Education/StellaSoftware.aspx>
101. 行政院環保署環境檢驗所 水質檢驗方法
<http://www.niea.gov.tw/analysis/method/ListMethod.asp?methodtype=WATER>
102. 國家實驗研究院台灣颱風洪水研究中心 大氣研究資料庫
<https://dbar.ttfri.narl.org.tw/>
103. 行政院農業委員會農糧署
http://www.afa.gov.tw/public_index.asp?CatID=776

附錄一 模場實驗日誌

濕地模場實驗日誌



採樣日期：____/____/____

採樣時間：上午/下午 時 分 ~ 時 分

採樣地點：____ 水工所旁

紀錄者：____

當日水文概況	降雨量：_____ mm		蒸發散剩餘水量：_____ ml		
	氣溫(溼度計)：_____ °C		濕度(溼度計)：_____ %		
	氣溫(大氣系)：_____ °C		濕度(大氣系)：_____ %		
			蒸發散量測時間：_____ 時 分		
	備註：(例如：突發暴雨事件、乾旱、其他人為事件...)				
模場水質資料	入流 (A/B)	DO：_____ mg/L		DO：_____ %	
		pH：_____		導電度：_____ μS/cm	
		當日調整前入流量：_____ / ml/min		Salinity: _____	
		當日調整後入流量：_____ / ml/min		ORP: _____ Ω·cm	
		入流水溫：_____ °C			
	出流 (A/B)	DO：_____ / mg/L		DO：_____ / %	
		pH：_____ /		導電度：_____ / μS/cm	
		出流量：_____ / ml/min		Salinity: _____ /	
		槽體水溫：_____ °C		槽體漏水：_____ / ml/min	
		ORP: _____ / Ω·cm			
備註					
模場使用情況紀錄	採樣前實際平均水深 d：_____ / _____ cm 採樣後實際水深 d：_____ / _____ cm				
	側面水深		入流口		
	出流口		其他(水稻生長情形、槽體漏水)		
附註					

附錄二 水稻植體檢測報告



行政院農委會桃園區農業改良場檢測報告

農戶姓名: 曾靖恩 農戶編號: 6304 樣品編號: 41889
樣品種類: 植體 樣品代號: 8 作物:
檢驗員: 呂修芳 經辦人: 湯雪溶 負責人: 莊浚釗
送件日期: 2014-02-27 寄件日期: 2014-03-20 服務電話: 03-4768216轉335

檢測項目	氮 (%)	磷 (%)	鉀 (%)	鈣 (%)	鎂 (%)	銅 (ppm)
檢測值	1.4	0.09	1.4	0.41	0.33	22
檢測項目	鋅 (ppm)	鎘 (ppm)	鎳 (ppm)	鉻 (ppm)	鉛 (ppm)	
檢測值	94	0.62	18	50	8.0	
建議: 連結參考						

註(1): 本資料僅供施肥參考, 不作任何證明文件。nd表示未檢出。

註(2): 元素係以全量分析測定