

嘉南藥理科技大學

環境工程與科學系

碩士論文

南臺灣淡水埤塘與鹹水潟湖溫室氣體通量之調查

Estimation of Green House Gas Fluxes for Freshwater  
Ponds and Saline Lagoons in Southern Taiwan

指導教授：林瑩峯博士

研究生：陳家璽

中華民國一百零一年七月

嘉南藥理科技大學

環境工程與科學系

Department of Environmental Engineering and Science

Chia-Nan University of Pharmacy and Science

碩士論文

Thesis for the Degree of Master

南臺灣淡水埤塘與鹹水潟湖溫室氣體通量之調查

Estimation of Green House Gas Fluxes for Freshwater  
Ponds and Saline Lagoons in Southern Taiwan

指導教授：林瑩峯（Dr. Ying-Feng Lin）博士

研究生：陳家璽（Jia-Xi Chen）

中華民國一百零一年七月

July, 2012

嘉南藥理科技大學  
碩士學位考試委員會審定書

本校 環境工程學系 碩士班 陳家璽 君

所提論文 南臺灣淡水埤塘與鹹水潟湖溫室氣體通量之調查  
合於碩士資格水準，業經本委員會評審認可。

考試委員： 楊 元元 林榮章  
劉端美

指導教授： 林榮章  
余光昌

中華民國 101 年 07 月

# 嘉南藥理科技大學碩士紙本論文授權書

本論文為本人（即著作權人）陳家璽於嘉南藥理科技大學  
環境工程系所100學年度第2學期取得碩士學位之論文。

論文題目：南臺灣淡水埤塘與鹹水潟湖溫室氣體通量之調查

指導教授：林瑩峯

同意立即開放

紙本論文延後公開年限

一年 二年 三年 四年 五年

延後公開原因：

申請專利(申請專利文號：\_\_\_\_\_)

準備申請專利

其他：\_\_\_\_\_

【以上各項延後公開期限，依教育部 97 年 7 月 23 日台高通字第 0970140061 號函文規定，需訂定合理期限，不超過研究生畢業次日起 5 年】

以非專屬、無償授權嘉南藥理科技大學圖書館和國家圖書館。基於推動「資源共享、互惠合作」之理念，於回饋本校與社會作為學術研究目的之用，得不限地域、時間與次數，以紙本、光碟、學位論文全文系統、網路或其他各種方法收錄、重製、與發行，或再授權他人以各種方法重製與利用，以提供讀者基於個人非營利性質之線上檢索、閱覽、下載或列印。

學 號：G9906009

研究生：陳家璽 (親筆簽名)

指導教授：林瑩峯 (親筆簽名)

中 華 民 國 101 年 07 月 30 日

說明：

- (1) 本授權書請填寫並親筆簽名後，裝訂於各紙本論文封面後之次頁。
- (2) 讀者基於非個人營利性質之線上檢索、閱覽、下載或列印上列論文，應依著作權法有關規定辦理。

## 中文摘要

本研究自2010年9月至2012年5月期間監測七股潟湖與虎頭埤的水質，二氧化碳( $\text{CO}_2$ )、甲烷( $\text{CH}_4$ )及氧化亞氮( $\text{N}_2\text{O}$ )的釋放通量、水中藻總初級生產量及底泥有機碳密度，進而判斷該場址為碳儲場或是碳的排放源。七股潟湖主要是陸上魚塭跟七股海域的緩衝水域，波浪與海流較外海穩定，而且可以保存水中的養分，使水質得以淨化，能吸收和儲存洪水、調節水位，阻緩洪水速度，減少災害。而虎頭埤則為一座水庫主要作為灌溉用途，由虎頭埤所分流的灌溉用水，供給了五百多公頃的農地水源。

本研究以漂浮箱採氣及氣體層析法監測湖塘水面與大氣交界面的  $\text{CO}_2$ ， $\text{CH}_4$ ， $\text{N}_2\text{O}$  通量變化。結果顯示，七股潟湖  $\text{CO}_2$  釋放通量介於  $0.03 \sim 14.46 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{CO}_2$  釋放通量介於  $12.96 \sim 107.06 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ；虎頭埤  $\text{CO}_2$  釋放通量介於  $-4.79 \sim 60.57 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{CO}_2$  釋放通量介於  $30.55 \sim 149.86 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。七股潟湖  $\text{CH}_4$  釋放通量介於  $-0.22 \sim 0.62 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{CH}_4$  釋放通量介於  $0.66 \sim 2.81 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ；虎頭埤  $\text{CH}_4$  釋放通量介於  $0.08 \sim 3.88 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{CH}_4$  釋放通量介於  $6.44 \sim 22.16 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。七股潟湖  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量介於  $-0.52 \sim 27.85 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量介於  $30.28 \sim 113.37 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ；虎頭埤  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量介於  $1.39 \sim 32.31 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算整年平均  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量介於  $85.86 \sim 110.55 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

$\text{N}_2\text{O}$   $\text{m}^{-2}$   $\text{yr}^{-1}$ 。七股潟湖與虎頭埤溫室氣體通量皆呈現與河口(溪口)距離相關，距離河口越近則釋放通量越高，而比較兩場址  $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量並無明顯差異( $p>0.05$ )， $\text{CH}_4$  則有明顯差異( $p= 0.00981<0.05$ )。

本研究利用水中植物性浮游生物初級生產量測量方法估算水中的總初級生產量(GPP)，結果顯示七股潟湖與虎頭埤的總初級生產量分別為 23.29  $\sim 47.88 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  及  $51.5 \sim 110.53 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。而測量底泥碳密度，七股潟湖介於  $1.28 \sim 1.70 \text{ kg m}^{-2}$ 。虎頭埤之底泥有機碳密度介於  $2.41 \sim 3.57 \text{ kg m}^{-2}$ 。可推估七股潟湖與虎頭埤底泥有機碳庫量分別為，14,502 以及 764 ton C。

關鍵詞：七股潟湖、虎頭埤、二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、總初級生產量、底泥碳密度、底泥碳庫量

## Abstract

This study monitored water quality, gross primary production, emission fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, and the soil organic carbon density in Chiku Lagoon and Hu-Tou-Pi Reservoir during the period from September 2010 to May 2012. It also examined whether these two sites are carbon sink or carbon source. Chiku Lagoon is mainly the buffer water zone between inshore fish farms and offshore sea zone. The waves and ocean currents there are more stabilized than open sea, and it can preserve the nutrients in water and become productive. It can also retain floodwaters, moderate the water line and retard the velocity of floodwaters to reduce the frequency of disasters. Hu-Tou-Pi Reservoir is built mainly for irrigation, covering approximately five hundred hectares farmland.

Floating chamber technique integrating with gas chromatography was employed in this study to determine exchange fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O between water surface and atmosphere. The results show that Chiku Lagoon's CO<sub>2</sub> emission flux ranged from 0.03 to 14.46 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, with annual average flux ranging from 12.96 to 107.06 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Hu-Tou-Pi Reservoir's CO<sub>2</sub> emission flux was between -4.79 and 60.57 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, with annual CO<sub>2</sub> emission flux being between 30.55 and 149.86 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Chiku Lagoon's CH<sub>4</sub> emission flux ranged from -0.22 and 0.62 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, with annual average CH<sub>4</sub> flux ranging from 0.66 to 2.81 g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Hu-Tou-Pi Reservoir's CH<sub>4</sub> emission flux was between 0.08 and 3.88 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, with annual flux being between 6.44 and 22.16 g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Chiku Lagoon's N<sub>2</sub>O emission flux ranged from -0.52 to 27.85 µg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, with annual flux ranging between 30.28 and 113.37 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Hu-Tou-Pi

Reservoir's N<sub>2</sub>O emission flux was from 1.39 to 32.31  $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , with annual flux was between 85.86 and 110.55 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Greenhouse gas emission at Chigu Lagoon and Hu-Tou-Pi Reservoir all showed the close relationship to the distance between the estuary and the sampling sites. The closer is the distance; the higher is the emission flux. There was no significant difference in emission fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O between Chiku Lagoon and Hu-Tou-Pi Reservoir. However, CH<sub>4</sub> emission measured in Chiku Lagoon was significantly lower than that in Hu-Tou-Pi Reservoir ( $p=0.00981<0.05$ ).

Submerged botanical plankton primary production measurement method was used in this research to estimate the underwater gross primary production. The results show that the gross primary production at Chiku Lagoon and Hu-Tou-Pi Reservoir are 23.29~47.88 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> and 51.5~110.53 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectively. Soil carbon density was found 1.28~1.70 kg m<sup>-2</sup> in Chiku Lagoon and 2.41 and 3.57 kg m<sup>-2</sup> in Hu-Tou-Pi Reservoir. It can be estimated that the amount of carbon pool in the soil at Chiku Lagoon and Hu-Tou-Pi Reservoir were 14,502 and 764 ton C, respectively.

**Keywords :** Chiku Lagoon, Hu-Tou-Pi, Carbon dioxide, Methane, Nitrous oxide, Gross Primary Productivity, Soil carbon density, Soil Organic Matter Pool

## 誌謝

一轉眼研究所生涯將告一段落，想起碩士期間的點點滴滴，從剛進入碩士班的懵懂  
懂懂一直到現在收成的喜悅，一切都要感謝人生中所遇到的貴人，對我的提攜與幫助。

本篇論文幸有指導教授－林瑩峰教授的悉心指導下得以完成。感謝指導教授－林瑩  
峰教授對於此篇論文不遺餘力，為我盡了最大包容、辛勞叮嚀與關心。指導老師淵博的  
學識、嚴謹的治學態度、科學求實的作風與無私的敬業精神讓學生留下深刻印象，此將  
激勵我在今後的就業、待人處事、未來發展有很大的成長！學生藉此向您致上最崇高的  
敬意與感謝！

研究期間感謝「生態工程技術研發中心」大家的幫忙，感謝阿唄、家鳳學姐、雅筑  
學姊的幫助，使我在研究上有了許多意外的收穫。也感謝在我研究所生涯中陪伴了我兩  
年的同儕佳穎，以及在二年級進來的小萬，有了你們的陪伴與鼓勵讓我的碩士生涯添上  
許多的色彩。

感謝各位學長建和、博霖、賀馨、俊翌與學弟妹允清，大揚、瑜萱的幫助。也感謝  
女友蘋果一路上的陪伴，不離不棄，不管妳有多累都願意聽我說話，聽我說說每一天  
所發生的一切。也感謝我的小笨狗咪吉，你讓我知道，我的家一直都有一個你在等我。  
你們大家對我的好我謹記在心！

感謝我的父母，您們的犧牲與奉獻，讓我獲得這份榮耀。感謝人生學習生涯中遇到  
的老師、長輩與貴人們。感謝您們的教導，讓我能平穩的走上更寬廣的人生旅程。因為  
您們教導我判別是非對錯，並以一顆誠懇、負責、謙讓、學習的心面對任何事物，我會  
將各位師長的教誨銘記於心，在未來的投入職場的人生中我會秉持著這個態度繼續邁進。  
由衷感謝您各位！

陳家璽 2012.09.01

# 目錄

中文摘要	I
英文摘要	III
目錄	VI
表目錄	IX
圖目錄	XI
誌謝	VI
第一章 前言	1
1.1 研究動機	1
1.2 研究方向與目的	3
1.3 研究架構	3
第二章 文獻回顧	5
2.1 濕地的定義	5
2.2 濕地的分類	6
2.2.1 一般濕地分類	6
2.2.2 潟湖與埤塘	8
2.3 濕地環境中的碳循環	11
2.4 濕地碳匯能力的調查方法	14
2.5 濕地的碳匯能力	16
2.5.1 當前的全球碳收支及濕地的碳庫與碳匯	16
2.5.2 濕地與全球碳收支	20
2.5.3 濕地的碳匯能力比較	20
2.6 潟湖與埤塘 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 及 $\text{N}_2\text{O}$ 釋放通量之文獻	24
第三章 研究設備與方法	28
3.1 研究場址	28

3.1.1	七股潟湖	28
3.1.2	埤塘	29
3.2	採樣規劃	30
3.2.1	採樣位置的規劃	30
3.3	採樣點及樣本採集	39
3.3.1	氣體釋放通量樣本採集	39
3.3.2	水樣採集	40
3.3.3	底泥採樣方法	40
3.3.4	氣體釋放通量之估算	41
3.4	分析	42
3.4.1	氣體分析	42
3.4.2	水質分析	45
3.4.3	底泥分析	46
3.5	統計分析	48
第四章	結果與討論	53
4.1	水質分析結果	53
4.1.1	七股潟湖	53
4.1.2	虎頭埤	58
4.2	底泥分析結果	64
4.2.1	七股潟湖	64
4.2.2	虎頭埤	66
4.3	總初級生產量	68
4.3.1	七股潟湖	69
4.3.2	虎頭埤	73
4.4	CO <sub>2</sub> 氣體釋放通量監測結果	76

4.4.1	七股潟湖	77
4.4.1.1	時間空間變化	76
4.4.1.2	平均年通量估算	82
4.4.2	虎頭埤	86
4.4.2.1	時間空間變化	86
4.4.2.2	平均年通量估算	90
4.5	$\text{CH}_4$ 氣體釋放通量監測結果	93
4.5.1	七股潟湖	93
4.5.1.1	時間空間變化	93
4.5.1.2	平均年通量估算	98
4.5.2	虎頭埤	101
4.5.2.1	時間空間變化	101
4.5.2.2	平均年通量估算	105
4.6	$\text{N}_2\text{O}$ 釋放通量監測結果	109
4.6.1	七股潟湖	109
4.6.1.1	時間空間變化	109
4.6.1.2	平均年通量估算	113
4.6.2	虎頭埤	116
4.6.2.1	時間空間變化	116
4.6.2.2	平均年通量估算	120
4.7	碳庫估算	123
4.7.1	七股潟湖	125
4.7.2	虎頭埤	132
第五章	結論	137
第六章	參考文獻	139

## 表目錄

表 2.1 全球不同陸域生態系統的面積、碳庫及淨初級生產量	-22
表 2.2 全球不同陸域生態系統的底泥碳密度及碳庫量	-----23
表 3.1 水樣分析項目及方法水質分析方法一覽表	-----52
表 4.1 七股潟湖樣區水質分析結果平均值	-----56
表 4.2 海域地面水體標準	-----57
表 4.3 虎頭埤樣區水質分析結果平均值	-----62
表 4.4 陸域地面水體標準（河川、湖泊）	-----63
表 4.5 七股潟湖樣區底泥分析結果	-----65
表 4.6 虎頭埤樣區底泥分析結果	-----67
表 4.7 七股潟湖總初級生產量監測結果	-----70
表 4.8 虎頭埤樣區總初級生產量分析結果	-----74
表 4.9 七股潟湖樣區 CO <sub>2</sub> 交換通量監測結果	-----79
表 4.10 七股潟湖各樣點 CO <sub>2</sub> 釋放通量差異性統計分析	-----81
表 4.11 利用擴大計算法估算潟湖 CO <sub>2</sub> 通量年平均值	-----83
表 4.12 不同河口與潟湖的空氣—水面年平均 CO <sub>2</sub> 交換通量	---84
表 4.13 虎頭埤樣區 CO <sub>2</sub> 交換通量監測結果	-----87
表 4.14 虎頭埤各樣點 CO <sub>2</sub> 釋放通量差異性統計分析	-----89
表 4.15 利用擴大計算法估算淡水埤塘 CO <sub>2</sub> 通量年平均值	-----91
表 4.16 不同埤塘、湖泊及水庫 CO <sub>2</sub> 交換通量	-----92
表 4.17 七股潟湖樣區 CH <sub>4</sub> 交換通量監測結果	-----95
表 4.18 七股潟湖各樣點 CH <sub>4</sub> 釋放通量差異性統計分析	-----97
表 4.19 利用擴大計算法估算潟湖 CH <sub>4</sub> 通量年平均值	-----99
表 4.20 不同河口及潟湖的 CH <sub>4</sub> 釋放通量	-----100
表 4.21 虎頭埤樣區 CH <sub>4</sub> 交換通量監測結果	-----102

表 4.22 虎頭埤各樣點 CH <sub>4</sub> 釋放通量差異性統計分析 -----	104
表 4.23 利用擴大計算法估算淡水埤塘 CH <sub>4</sub> 通量年平均值-----	106
表 4.24 國外埤塘、湖泊及水庫 CH <sub>4</sub> 交換通量 -----	107
表 4.25 國內不同湖泊的 CH <sub>4</sub> 釋放通量 -----	108
表 4.26 七股潟湖樣區 N <sub>2</sub> O 交換通量監測結果 -----	110
表 4.27 七股潟湖各樣點 N <sub>2</sub> O 釋放通量差異性統計分析 -----	112
表 4.28 利用擴大計算法估算潟湖 N <sub>2</sub> O 通量年平均值 -----	114
表 4.29 國內外不同河口濕地的 N <sub>2</sub> O 釋放通量 -----	115
表 4.30 虎頭埤樣區 N <sub>2</sub> O 交換通量監測結果 -----	117
表 4.31 虎頭埤各樣點 N <sub>2</sub> O 釋放通量差異性統計分析 -----	119
表 4.32 利用擴大計算法估算淡水埤塘 N <sub>2</sub> O 通量年平均值 -----	121
表 4.33 國內外不同埤塘、湖泊及水庫的 N <sub>2</sub> O 釋放通量 -----	122
表 4.34 七股潟湖底泥碳密度估算-----	128
表 4.35 國外不同河口、鹹水草澤的底泥碳密度估算-----	129
表 4.36 七股潟湖底泥碳庫估算-----	130
表 4.37 七股潟湖底泥監測結果-----	131
表 4.38 虎頭埤底泥碳密度估算-----	133
表 4.39 國外不同湖泊、河川的底泥碳密度估算-----	134
表 4.40 虎頭埤底泥碳庫估算-----	135
表 4.41 淡水埤塘虎頭埤底泥監測結果-----	136

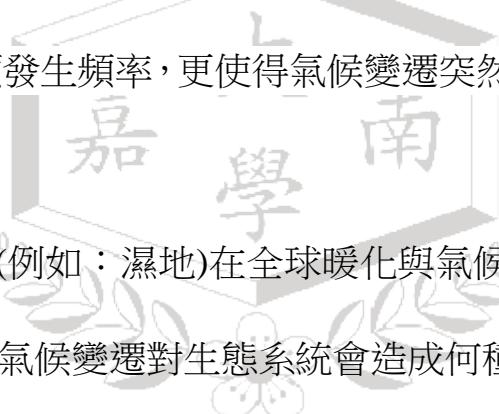
## 圖目錄

圖 1.1 研究流程圖-----	4
圖 2.1 適用於碳匯調查的濕地分類系統-----	10
圖 2.3 全球碳庫及碳循環-----	17
圖 3.1 七股潟湖實場與採樣點-----	32
圖 3.2 虎頭埤實場與採樣點-----	33
圖 3.3 氣體採樣的材料-----	49
圖 3.4 氣體分析儀器-----	50
圖 3.5 現地採樣照片-----	51
圖 4.1 七股潟湖樣區 $\text{CO}_2$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	80
圖 4.2 虎頭埤樣區 $\text{CO}_2$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	88
圖 4.3 七股潟湖樣區 $\text{CH}_4$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	96
圖 4.4 虎頭埤樣區 $\text{CH}_4$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	103
圖 4.5 七股潟湖樣區 $\text{N}_2\text{O}$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	111
圖 4.6 虎頭埤樣區 $\text{N}_2\text{O}$ 交換通量平均值與標準偏差 -----	118

# 第一章 前言

## 1.1 研究動機.

近年來由於人類大量的製造二氧化碳( $\text{CO}_2$ )、氧化亞氮( $\text{N}_2\text{O}$ )、甲烷( $\text{CH}_4$ )等溫室氣體。人類對大自然的影響不再只是侷限於地表，而是擴張至大氣，而且藉由大氣的運動，將影響逐漸佈及全球，大幅提高了全球暖化的可能性。科學家也因此驚覺到氣候不只變幻莫測，更可能因人類的過度發展而發生更劇烈的變化(內政部營建署城鄉發展分署，2011)。1980 年代以來，全球平均氣溫迅速上升，不尋常的天氣與氣候現象頻頻發生頻率，更使得氣候變遷突然成為世人矚目的議題。



陸域生態系統(例如：濕地)在全球暖化與氣候變遷中扮演何種角色，及全球暖化與氣候變遷對生態系統會造成何種影響，是近年來生態學家、氣象學家、及環境科學家們眾所關切的課題。濕地是地球上最重要的生態系統及天然資源之一，它擁有相當高的生產量，可提供鳥類、魚類及野生動物的棲息地，增進生物多樣性，並具有蓄水、調洪、補注地下水、穩定海岸線、水質淨化、氣候調節等功能，也提供景觀、休憩及教育的社會性價值。另外，由於濕地具有高的植物生產量、高的水位、厭氧的底部環境及低的有機物分解速率，導致濕地能從大氣中吸收  $\text{CO}_2$ ，轉換為有機碳捕集於濕地土壤、底泥或植物碎屑

中。濕地能將大氣中  $\text{CO}_2$  封鎖或捕集於濕地的程序，即稱為碳匯 (Carbon Sink)。因長期的碳吸存能力，使得濕地是所有的陸域生態系統中平均碳密度最高者，並儲存豐富的碳庫。不過，濕地因為長期淹水形成底部厭氧環境，不可避免地成為溫室氣體  $\text{CH}_4$  及  $\text{N}_2\text{O}$  的排放源(內政部營建署城鄉發展分署，2011)。全球淡水環境在大氣中  $\text{CH}_4$  通量的貢獻為每年排放 8~48 Tg，佔超過全球排放量 20% ( Khalil & Shearer, 1993 ) 和  $\text{CO}_2$  513 Tg C(Cole et al., 1994)。然而，淡水湖泊和排放的估計表明，在全球溫室氣體排放的  $\text{CH}_4$  和  $\text{CO}_2$  的湖泊的重要性可能被低估。多數濕地也是大氣中  $\text{CH}_4$  甚至是  $\text{N}_2\text{O}$  的貢獻者，況且  $\text{CH}_4$  與  $\text{N}_2\text{O}$  在大氣中對全球暖化的效應高於  $\text{CO}_2$ ，尤以  $\text{N}_2\text{O}$  的暖化潛勢最高，但總排放量最低。

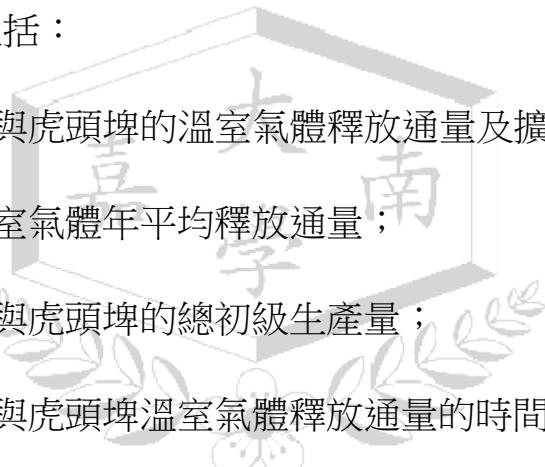
潟湖是最常見的近岸的海岸生態系統。約佔世界海岸線的 13% 這些生態系統難以界定，並且沒有明確區隔他們從海灣，河口，沼澤，和沿海地帶的其他部分。在一般情況下，他們的特點是其深度較淺 ( $<5\text{M}$ )，與毗鄰的海洋有限交流，因此具有較高的淨初級生產 ( Boynton et al., 1996 )。潟湖由於人為活動增加，如修改土地利用，污水處理，和水產養殖 ( Caumette et al., 1996 )，造成水體富營養化導致水生植物的擴散和增強浮游植物大量繁殖( Sidinei et al., 2001 )。增加植物生物量和人為碳的分解，可能會導致從潟湖到大氣中的  $\text{CO}_2$

排放量。從河流帶入潟湖的溶解無機碳（DIC，Dissolved Inorganic Carbon），也有助於河口和潟湖的 CO<sub>2</sub> 釋放通量。

## 1.2 研究方向與目的

本研究自 2010 年 9 月至 2012 年 5 月期間利用漂浮箱採氣及氣體層析法監測七股潟湖與虎頭埤湖塘水面與大氣交界面的二氧化碳 (CO<sub>2</sub>)、甲烷(CH<sub>4</sub>)及氧化亞氮(N<sub>2</sub>O)的釋放通量、水質、水中藻類淨初級生產量及底泥碳密度，進而判斷該場址為碳儲場或是碳的排放源。

主要的研究目的包括：

- 
- (1) 探討七股潟湖與虎頭埤的溫室氣體釋放通量及擴大計算七股潟湖與虎頭埤的溫室氣體年平均釋放通量；
  - (2) 探討七股潟湖與虎頭埤的總初級生產量；
  - (3) 探討七股潟湖與虎頭埤溫室氣體釋放通量的時間與空間變化；
  - (4) 採集表面底泥及分析底泥的含碳量，進而估算七股潟湖與虎頭埤之底泥碳密度。

## 1.3.研究架構

圖1-1為本研究之研究流程圖，本實驗內容中主要為針對七股潟湖與淡水埤塘虎頭埤之溫室氣體釋放通量探討。在溫室氣體釋放通量探討中，針對兩個不同水域的場址做對照，並對兩場址的氣體、水質與底泥進行採樣及各項參數之分析，以探討其釋放通量。

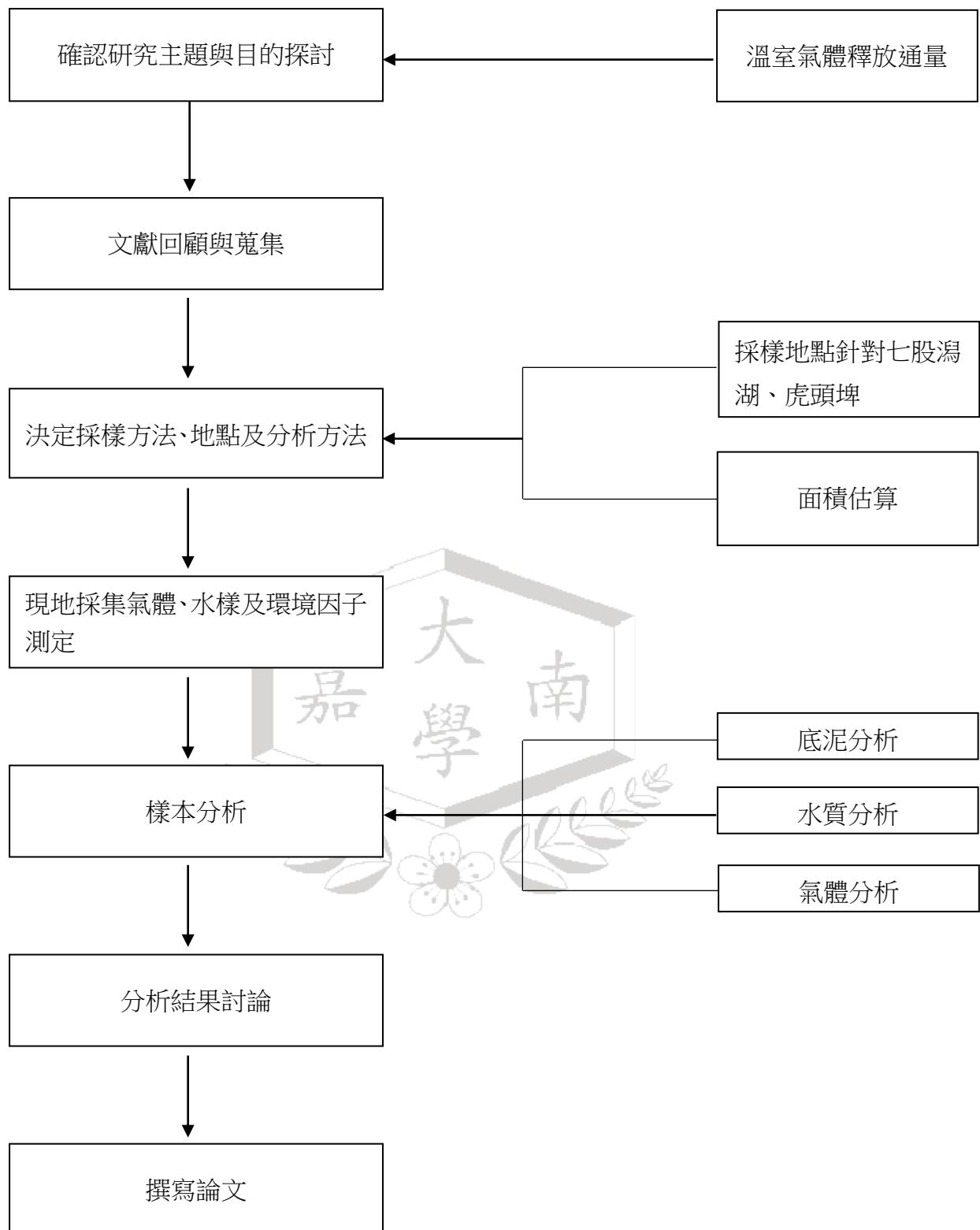


圖 1-1 研究流程圖

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 濕地的定義

濕地乃泛指陸地生態系統（如高原森林及草原）與水體生態系統（如河川、湖泊及海）的交界區域；濕地也可能位於周遭沒有地面水體的孤立窪地，但水文上與地下水層連結，水源來自地下湧泉。若與周遭的陸域及水體生態比較，濕地是地球上生產量豐沛的生態系統之一。

世界各地不同組織關於濕地的定義有不同的描述。美國漁業暨野生動物局(U.S. Fish and Wildlife Service)在1979年發行的「美國濕地與深水域棲地分類」(Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States)報告中對濕地做了較科學化的定義(Cowardin et al., 1979)：「濕地是介於陸域與水域系統的交界土地，且水位通常維持在地表或接近地表、或者被淺水所淹沒。濕地必需包含以下三種屬性中的至少一種：(1)至少週期性地，提供水生植物(hydrophytes)優勢生長；(2)基質絕大多為積水的含水土壤(hydric soil)；(3)在每年生長季中的某時期，基質非一般土壤(nonsoil)，而是飽含水份或是被淺水覆蓋。」

加拿大的國家濕地工作團隊(National Wetlands Working Group)在1988年發行的「加拿大濕地」(Wetlands of Canada)一書中針對濕地發

表了定義：「水面在地表、接近地表或地表之上，或是長時間飽含水分，如此得以促進由含水土壤（hydric soil）、水生植物及不同種類生物活性所致的濕地或水中程序，上述程序適合於濕的環境」(Zoltai, 1988)。

國際自然保育聯盟(IUCN, International Union for the Conservation of Nature and Nature Resources)在拉姆薩國際濕地公約(Ramsar Convention, 1971)的相關條文中，對濕地的定義：「本公約所謂之濕地，係指沼澤、沼泥地、泥煤地或水域等地區；不論天然或人為、永久或暫時、死水或活流、淡水或海水、或兩者混合以及海水淹沒區，其水深在低潮時不超過 6 公尺者。」第二條第一款中更將濕地的範圍做更詳細的敘述：「濕地可包含與濕地接臨之河岸及海岸地區，以及濕地內之海島或海水淹沒之地區其水位在低潮時不超過 6 公尺者，特別是有水鳥之棲息地有其重要性者，均可以併入」。

## 2.2 濕地的分類

### 2.2.1 一般濕地分類

不同地區或國家習慣使用不同詞彙來稱呼不同類型的濕地。一般可依濕地的植物類型、土壤性質、地理位置及水的鹽度等不同條件，將濕地分為不同類型。國際自然保育聯盟(IUCN)建立了國際性的濕地分類系統(Classification System for Wetland Types)，又稱為拉姆薩公約

系統(Ramsar Convention system)，將濕地細分為 32 個分類，歸屬於兩個主要類別：海洋/海岸濕地(marine/coastal wetlands)及內陸濕地(inland wetlands)。

Mitsch and Gosselink (2007)則將濕地分類為七種主要不同類型的濕地：感潮帶鹹水草澤、感潮帶淡水草澤、紅樹林濕地、淡水草澤、泥炭沼澤、淡水森林沼澤、河岸濕地，是最簡單的濕地分類。前三類型濕地屬於海岸濕地(coastal wetlands, CW)，後四類型濕地屬於內陸濕地(inland wetlands, IW)。

1. 感潮帶鹹水草澤(tidal salt marshes)：濕地與海水交界且水位受潮汐影響而變動，植物以鹽生草本植物為主。
2. 感潮帶淡水草澤(tidal freshwater marshes)：沿著河川及河口且靠近海岸線的草澤，感受到非鹹水(nonsaline water)引起的潮汐變化，濕地植物種類常與淡水草澤類似。
3. 紅樹林濕地(mangrove wetlands)：以鹽生樹木及灌木等能生長在半鹹水及感潮海水的紅樹林物種為優勢的濕地，常分布於熱帶及亞熱帶的海岸生態系統。
4. 淡水草澤(freshwater marshes)：連續或經常被水淹沒的濕地，主要特徵為存在著挺水性草本科能適應含水土壤的水生植物。草澤一般含礦物性土壤，少累積泥炭。

5. 泥炭沼澤(peatlands)：泥炭(peat)乃被部分分解的植物體，所謂泥炭沼澤泛指顯著累積泥炭的濕地。而 Fen 則為累積泥炭且有接收來自周遭礦物性土壤排水，並提供類似草澤植物生長的濕地。Bog 為累積泥炭但沒有顯著進流與出流，並提供嗜酸性鮮苔植物生長的濕地。
6. 淡水森林沼澤(freshwater swamp)：植物以喬木或灌木為佔優勢的濕地。
7. 河岸濕地(riparian system)：因為緊鄰河川水域生態而具有高水位的生態系統，又可稱為河岸緩衝帶(riparian buffer)或河邊植生帶(streamside vegetation strip)。

### 2.2.2 濁湖與埤塘

濁湖(lagoon)位於海岸或河口由沙洲圍繞成封閉性或部分開放性、且在潮位線以下(subtidal)的水域，與外海相比具有淺的水深(大多低於 5 公尺)，與海水的交換受到限制，擁有高的淨初級生產量(Kone et al., 2009)。國家重要濕地中的北門濕地、七股鹽田濕地、四草濕地等處有顯著面積的濁湖。濁湖週遭的陸域環境經常有人為活動(如城鎮、養殖、及其他土地使用)或鄰近的生態系統(如紅樹林、河口)，將溶解性、顆粒性營養物及有機物帶入濁湖，造成水質優養化導致水生植物及藻類過量生長。然而，與河口生態系統類似，增加的有機物負荷經

礦化分解產生 CO<sub>2</sub>或河口上游段及鄰近紅樹林或草澤帶入的無機碳，均會使得潟湖形成 CO<sub>2</sub>的釋放場所(Kone et al., 2009; Laruelle et al., 2010)。

埤塘(pond)為位於自然形成或人為構築的窪地，靜止的水域，水深及面積均小於湖泊與水庫，國家重要濕地中的雙連埤、嘉南埤圳濕地、龍鑾潭濕地、大坡池濕地等處有顯著面積的埤塘。埤塘水域的生物地質化學程序或物質循環，與位於其周遭集水區(catchment)的陸域生態系統有密切的關聯，這些陸域生態系統包括森林、濕地、耕作農地等。而此水域經常接收集水區的水源進流(例如溪河、暴雨逕流、地下水、農業逕流)，來自森林、濕地、耕作農地等高生產量的土地之外來(allochthonous)含碳及營養物質，便隨著水源進入水域。

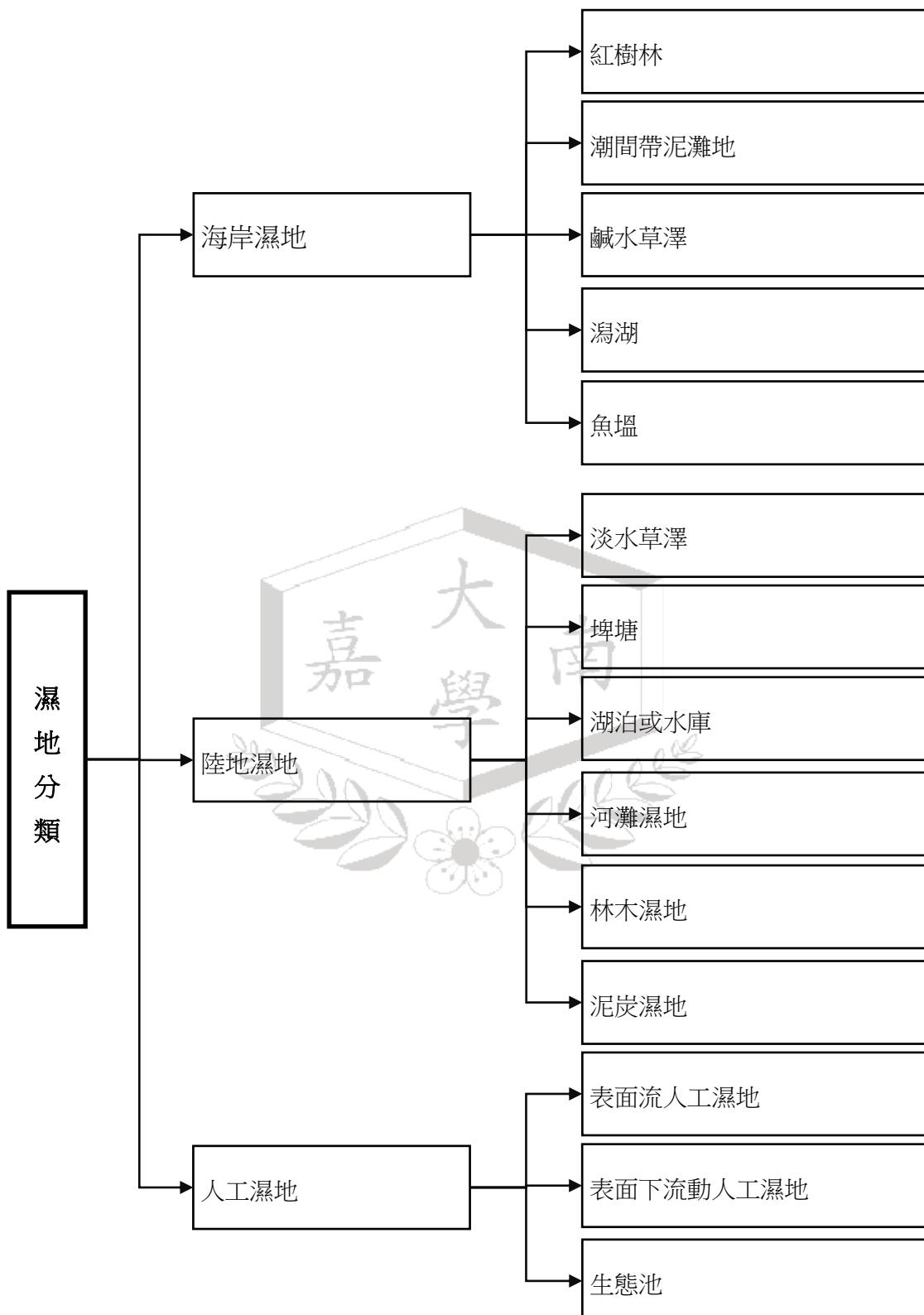


圖 2.1 適用於碳匯調查的濕地分類系統

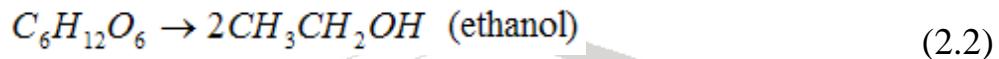
## 2.3 濕地環境中的碳循環

天然濕地和人工濕地為平衡大氣中氣體含量的重要原因。他們可以做為碳儲場將二氧化碳經由光合作用從大氣封存在濕地土壤。另一方面濕地也可能為  $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的來源( Brix et al.,2001)。人工濕地，是廣泛用於通過各種機制，從廢水中去除營養物和有機物污染的廢水處理系統。在這種系統中，有機物質和氮通過揮發去除各種氣態物質，如  $\text{CO}_2$  ,  $\text{CH}_4$  ,  $\text{N}_2$  ,  $\text{N}_2\text{O}$  ,  $\text{NH}_3$  等，而濕地之所以具有吸收碳的能力，是因為有許多的植生透過光合作用(photosynthesis)，以  $\text{H}_2\text{O}$  作為電子給予者攝取大氣中的二氣化碳，轉換而形成氧分子，而植物具有對流機制將氧分子輸送到根部，而植物枯萎之後殘骸累積於濕地的好氧環境(aerobic respiration)，將氧分子作為電子接受有機物分解形成  $\text{CO}_2$  釋放到大氣中 ( Brix, 1989 & Brix et al., 1996)。

以能源轉換而言，好氧呼吸作用分解有機物的程序是有效率的。然而，因為濕地底泥環境或好氧層的內部為環境具有缺氧特性(anoxic nature)，迫使有機物進行能源轉換效率較差的厭氧分解程序。然而，濕地系統中存在的植物可能會從土壤中增加的微生物分解過程溫室氣體的排放(Zhu and Sikora, 1995&Tanner, 2001 )。再者，植物生物體的有機物(如碳水化合物)多屬高分子型態的纖維素及半纖維素，或含芳香族化合物的木質素，難以被迅速分解。因此，從溼地的底泥中釋

出二氧化碳的速度一般均小於植物吸收二氧化碳的速度，使得有機碳會逐漸累積在溼地中(Mitsch and Gosselink, 2007)。

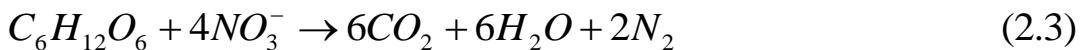
**發酵作用：**有機物的發酵過程為利用有機物做為電子接受者進行厭氧呼吸，結果產生不同的低分子量有機酸及醇類，驅使發酵作用的微生物為溼地底泥中的兼性及絕對厭氧菌。此反應主要將高分子量的碳水化合物轉化為低分子量有機物提供其他微生物利用。



濕地中可能進行幾項厭氧性的分解程序：

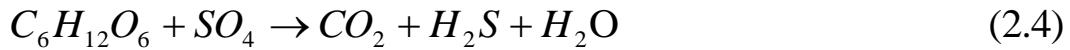
(1) 脫硝作用(denitrification), (2) 硫酸還原作用(sulfate reduction), (3) 甲烷化作用(methanogenesis)。這些程序又可稱為厭氧呼吸作用(anaerobic respiration)，以下分別介紹其反應：

**(1) 脫硝作用：**又稱為異化性硝酸鹽還原反應(dissimilatory nitrate reduction)，乃脫硝細菌在缺乏氧分子的條件下利用  $NO_3^-$  做為電子接受者而被還原為  $N_2$ ，有機物做為電子提供者而被轉化為  $CO_2$  及  $H_2O$ (式 2.3)。脫硝作用是濕地中氮循環的重要途徑。



**(2) 硫酸還原作用：**此乃某些絕對厭氧性的硫酸還原細菌，利用硫酸鹽做為電子接受者而被還原為  $H_2S$ ，有機物做為電子提供者而被轉化

為  $\text{CO}_2$  (式 2.4)。



(3) 甲烷化作用(**methanogenesis**)：此乃甲烷生成菌利用  $\text{CO}_2$  作為電子接受者，氫氣分子作為電以提供者轉化為  $\text{CH}_4$ (式 2.5)，或直接將醋酸轉化為  $\text{CH}_4$  及  $\text{CO}_2$ (式 2.6)。甲烷生成菌因此有兩種主要分類：嗜氫及嗜醋酸甲烷生成菌。在溼地底泥的絕對厭氧與還原環境中，透過厭氧分解程序有機物碳會轉換成為甲烷而釋於大氣中。



溼地中有機物的來源為根分泌物、植物殘體、死亡的植物體與微生物以及進流廢水中的有機物質等，這些物質的存在對微生物之活性有促進作用。因溼地土壤長年都處於浸水狀態，土壤孔隙呈飽滿水分狀態，底層土壤容易變成厭氣狀態、氧化還原電位低，且有機物含量豐富，這些都是造成產生甲烷的原因。如果土壤中的氧氣含量增加以及氧化還原電位上升，不利於甲烷之產生與釋放，溼地的甲烷通量會減少，並且可能進行甲烷氧化作用(methane oxidation)(式 2.7)，可削減甲烷的釋放通量。



濕地中的碳可以有許多不同的型態存在，雖然由好氧呼吸所引發

的有機物生物降解會受到濕地土壤中還原型態條件的限制有所影響，但相對的，在許多厭氧的過程也會分解出有機碳。

## 2.4 濕地碳匯能力的調查方法

### 1. 利用土壤碳含量的長期監測估算濕地土壤碳吸存量

調查溼地碳吸存量的另一種方法是直接測量土壤的碳含量(或碳密度)與濕地土壤厚度在若干時間過程的變化，不過此方法須較長的調查時程，可能需長達 10 年才能監測到兩者顯著的變化。Anderson and Mitsch(2006)報導位於美國俄亥俄州 Olentangy River Wetland Research Park 的兩座人造實驗溼地(面積各佔 1 公頃)，長期監測濕地土壤碳含量的監測結果，發現採樣表面層土壤(0~8 cm)在 1993 年時總碳含量為  $1.57 \pm 0.4\%$ ，到了 1995 年增加到  $2.06 \pm 0.12\%$ ，到了 2004 年時已增加到  $3.76 \pm 0.12\%$ 。10 年之間土壤總碳含量增加約 139%。總計，此兩座濕地的土壤碳吸存量為  $180 \sim 190 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ ，其中 87% 為有機碳。此方法乃假設每年所有的水生植物及藻類的生產量均留在溼地內，並經一段時間後轉換為土壤有機物。

### 2. 碳收支計算法(Carbon Budget Calculation Method)

碳收支計算法乃根據濕地的碳質量平衡(carbon balance)理論作為基礎，分別計算各項進入(input)及離開(output)某特定類型及分級濕地的碳質量通量，再將總進入的碳質量通量(收入)扣減總離開的碳質量

通量(支出)，即可得碳累積通量或稱碳吸存能力(或碳釋放)通量，亦即濕地的碳吸存通量因子(*FC*)(flux of carbon sequestration)。此方法的特徵是只需要短時期(short-term)的調查及觀察(幾個季節、1 或 2 年之內)，即可估算出濕地碳匯量(Roulet et al., 2007)。因此，碳收支計算法又被稱為同年代的碳平衡(或碳交換)估算方法(contemporary carbon balance measurement or contemporary carbon exchange measurement)。

此方法亦衍生出有不同類型的調查方法，多半是因為  $\text{CO}_2$  交換通量的測量有不同的方法可進行，並端賴於是否有考慮碳的流入及流出傳輸，及是否考慮  $\text{CH}_4$  的交換通量而定。

### 3. 碳庫變化估算法(Carbon Stock Change Method)

碳庫變化估算法主要參考政府間氣候變化專門委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change，以下簡稱為 IPCC)報導有關國家溫室氣體清單的編制指南，其中第四卷為報導農業、森林及其他土地使用(Agriculture, Forestry and Other Land Use，以下簡稱為 AFOLU)部門的溫室氣體排放或去除的估算方法(IPCC, 2006)。

該指南提出的方法並不是直接測量  $\text{CO}_2$  的交換通量(*NEE*)或淨生態系統生產量(*NEP*)，而是調查土地的碳庫變化量(carbon stock changes)，在某段期間內該土地的總碳庫變化量，即是  $\text{CO}_2$  的總去除或釋放量。該指南也將濕地列為盤查對象，不過僅報導 2 種類型濕地

的估算方法：泥炭濕地及水庫，針對其他廣泛的濕地類型如紅樹林、鹽水草澤、潮間帶泥灘濕地、淡水草澤、埤塘等，並無提出估算方法。儘管如此，IPCC 的方法觀念值得參考，且在大面積範圍進行盤查有其便利性。

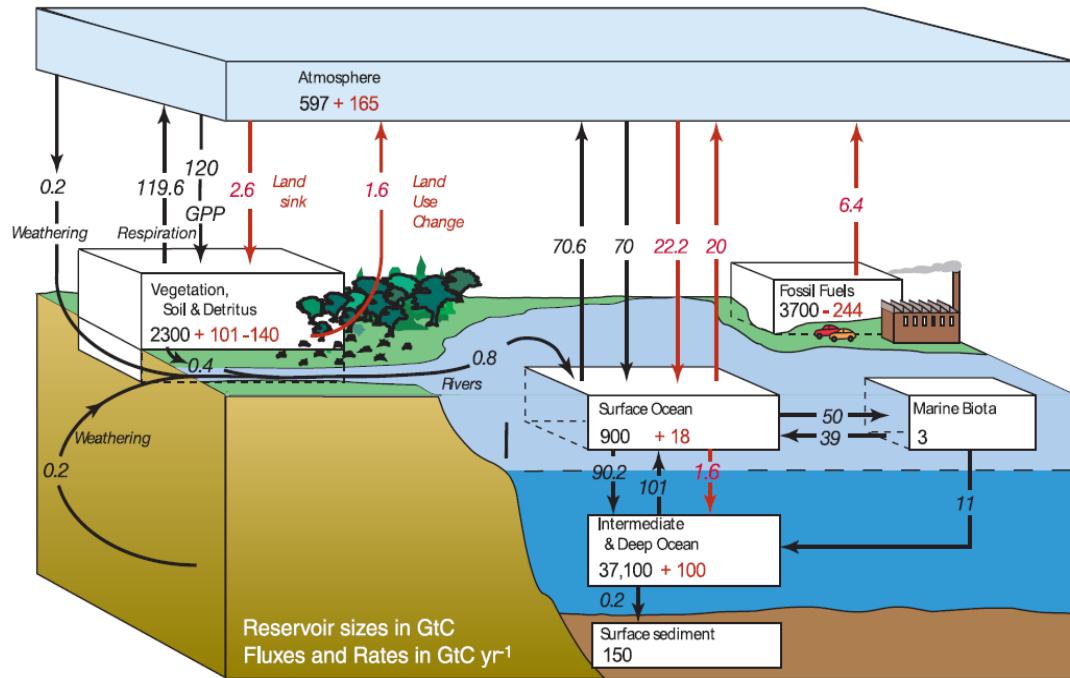
另一方面，也有不少研究調查濕地土壤或底泥的樣本(core)，分析土壤深度的年齡變化率、土壤假密度、土壤碳含量等，以估算出濕地的有機碳長期累積速率(LORCA，long-term apparent rate of C accumulation)，為監測濕地歷經長時間間隔下，濕地土壤碳含量(或碳密度，或土壤沉積深度)的時間變化。本文提出的碳庫變化估算法乃整合 IPCC 的調查架構及 LORCA 的研究方法。

## 2.5 濕地的碳吸存能力

### 2.5.1 當前的全球碳收支及濕地的碳庫與碳匯

圖 2.3 為 1990 年代的全球碳儲場碳庫及各儲場之間碳通量的估算值(IPCC，2007)。全球的四大碳儲場依序為：海洋、化石燃料(fossil fuels)、陸域生態系統(terrestrial ecosystems)、及大氣層。最大的碳儲場在海洋，其目前碳庫量達  $38,300 \text{ Gt C}$  ( $1 \text{ Gt} = 1 \times 10^9 \text{ tonnes}$ )；化石燃料碳庫目前約有  $3,460 \text{ Gt C}$ ，自工業革命 (1750 年) 後已經耗用了約  $244 \text{ Gt C}$ ；陸域生態系統目前約含有  $2,260 \text{ Gt C}$ ，因土地使用的改變 (如森林砍伐)，自 1750 年以來已減少  $140 \text{ Gt C}$ ；目前的大氣層碳庫約

有 762 Gt C，自 1750 年以來已增加了 140 Gt (圖 2.2)。



資料來源：IPCC，2007

圖 2.3 全球碳庫及碳循環

濕地雖然只占全球陸域面積的 2~4%，然而所儲存的碳庫達 240 Gt C (包括土壤及植物生質量) (Grace, 2001)，約佔陸域生態系統碳庫量的 10.6%。全球濕地的泥炭(peat)沉積 (特別是在北極及熱帶區域的泥炭濕地)為陸域生態系統的重要儲場。部分文獻報導更高的數值，認為全球陸域土壤約含有 1,400~2,300 Gt C，其中 20~30% (455~700 Gt C) 儲存於濕地中(Mitsch and Wu, 1995; Roulet, 2000; Hadi et al., 2005)。此主要原因為濕地是所有的陸域生態系統中平均碳密度(carbon density)最高者，濕地的土壤碳密度達  $72.3 \text{ kg C/m}^2$ ，反觀淨生產量相當高的熱帶雨林其土壤碳密度僅約  $19.1 \text{ (kg C/m}^2)$ (Post, 1982;

WBGU, 1998; Grace, 2001)。

IPCC(2007)估計因化石燃料的使用而產生的碳排放在 1990 年代為 6.4 Gt C/yr (圖 2.3)，到了 2000~2005 年期間則增加到 7.2 Gt C/yr；因土地利用的改變(如森林砍伐、泥炭的開採)造成的碳排放約 1.6 Gt C/yr；海洋的碳吸收及陸域帶入海洋的量分別為 2.2 及 0.4 Gt C/yr；大氣層的碳增加量在 1990 年代達 3.2 Gt C/yr，到了 2000~2005 年期間則上升到 4.1 Gt C/yr。由全球碳收支平衡觀點，以 1990 年代的數字而言，使用化石燃料及土地利用改變所產生的碳排放量總和( $6.4 + 1.6 = 8.0$  Gt C/yr)，扣減海洋吸存及大氣累積量的結果為 2.6 Gt C/yr ( $8.0 - 2.2 - 3.2 = 2.6$ )，此部分的吸取量常被俗稱為”遺漏的碳匯”(missing sink or missing carbon)，可被假設為發生於陸域多樣性生態系統（森林、草原、濕地）的總碳匯量（圖 2.3）。

全球濕地對陸域生態系統的總碳匯量有多少貢獻，Gorham (1991) 估算每年大約有 0.08 Gt C/yr 積存於北方泥炭濕地中。Wojick (1999) 估計全球泥炭濕地及其它濕地每年的碳吸收總量約 0.1~0.7 Gt C/yr。Bouillon et al. (2008)保守估計全球的紅樹林及鹽水草澤每年總碳匯量約達 0.112 Gt C/yr。Kayranli et al. (2010)綜覽文獻報導淡水濕地碳儲存能力及碳循環通量的表現，並指出由於濕地具有高的淨初級生產量、高的水位及低的有機物分解速率，導致濕地能從大氣中吸收 CO<sub>2</sub>，轉

換為有機碳捕集於濕地土壤、底泥或碎屑中，形成碳儲存場。

不過，濕地積蓄的泥炭如果受到干擾，例如：排乾濕地轉化為農地利用或取用泥炭作為燃燒做為熱源，反而對全球大氣的 CO<sub>2</sub> 濃度增加有顯著的貢獻，此種人為活動導致的溫室氣體排放與砍伐原始森林對暖化的影響相同。Gorham (1991)針對濕地在全球碳循環扮演的角色提出兩個估算數字：其一，濕地泥炭的的燃燒及氧化約貢獻出 0.026 Gt C/yr 的 CO<sub>2</sub> 氣體回到大氣中；其二，排乾濕地會增加大氣中約 0.008~0.042 Gt C/year 的 CO<sub>2</sub> 量。這兩者造成 CO<sub>2</sub> 釋放增加的總合，約是濕地碳吸存能力的 45~89%。因此，濕地的保護及保育，避免濕地轉化為其他用途，對確保及強化濕地碳庫及碳吸存能力相當重要。

### 2.5.2 濕地與全球碳收支

全球濕地(特別在北極及熱帶區域)的泥炭(peat)沉積為地球陸域碳的重要儲場。全球陸域土壤約含有 1,400~2,300 Pg -C (Pg =  $1 \times 10^{15}$  g)，其中 20~30% 儲存於濕地(Mitsch and Wu, 1995; Roulet, 2000; Hadi et al., 2005)。Gorham (1991)估算每年大約有 0.08 Pg-C/year 積存於泥碳濕地(peatland)，約僅人類目前每年排放至大氣碳量 6.3 Pg-C/year 的很小部分(1.3%)，同時也佔全球濕地淨初級生產總量(4~9 Pg-C/year)的很小部分。

Kayranli et al. (2010) 曾綜覽文獻報導淡水濕地碳儲存能力及碳

循環通量的表現，並指出具有高的生產量、高的水位及低的有機物分解速率，導致濕地能從大氣中吸收 CO<sub>2</sub>，轉換為有機碳捕集於溼地土壤、底泥或碎屑中。濕地雖然只占地球陸域面積的 2~6%，然而儲存著地球陸域土壤碳庫(大約含有  $15 \times 10^{14}$  kg)中的大部碳(Schlesinger, 1991; Amthor et al., 1998; Whitting and Chanton, 2001)。在所有的陸域生態系統中，濕地擁有最高的碳密度(carbon density)。

### 2.5.3 濕地的碳匯能力比較

濕地能將從大氣中 CO<sub>2</sub> 封鎖或捕集於濕地中的程序，即稱為碳匯(carbon sink)。有些文獻已估算單位濕地面積的碳匯量。Moore and Bellamy (1974)估計歐洲沼澤中泥炭土壤的累積速率約在 20~80 cm/1,000 year。Cameron (1970)亦估算北美濕地的泥炭土壤的累積速率約在 100~200 cm/1,000 year。Nichols (1983)估計在溫暖、高生產量的濕地場址泥炭土壤的累積速率可達 150~200 cm/1,000 year。Malmer (1975)指出位於西歐的濕地其泥炭土壤的累積速率為 50~100 cm/1,000 year，相當於土壤的累積速率為 25~50 g DM/m<sup>2</sup>/year、碳的累積速率為 12~25 g C/m<sup>2</sup>/year。Hemond (1980)估算美國麻州一處沼澤的泥炭土壤的累積速率高達 430 cm/1,000 year，相當於土壤的累積速率為 180 DM g/m<sup>2</sup>/year、碳的累積速率為 90 g C/m<sup>2</sup>/year。McCarty and Ritchie (2002)報導位於美國馬里蘭的一處農田及河岸濕地生態系

統的碳匯能力為 160~220 (g C/m<sup>2</sup>/year)。Trumbore et al. (1999)以植物體採收法估算濕地淨生產力，並進一步透過濕地異營性呼吸通量估算加拿大境內四處北方濕地的淨生態系統生產量( $C_{NEP}$ )為-2.65~164.15 (g C/m<sup>2</sup>/year)。Brix et al. (2001)報導位於丹麥 Vejlerne Nature Reserve 一處蘆葦溼地的碳循環速率，表明該濕地的碳累積通量達 552 (g C/m<sup>2</sup>/year)。Anderson and Mitsch (2006)調查俄亥俄州的兩處人造濕地，發現其總碳吸存量為 180~190 g C/m<sup>2</sup>/year。Euliss (2006)調查幾個已被復育超過 10 年的濕地，並發現其碳吸存量高達 305 g C/m<sup>2</sup>/year。



表 2.1 全球不同陸域生態系統的面積、碳庫及淨初級生產量

陸域生態系統	面積 ( $10^6\text{km}^2$ )	全球碳庫累積量(Gt C)			淨初級生產量 NPP ( $\text{t C ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ )
		植被	土壤	小計	
熱帶地區森林	17.6	212	216	428	11.0(5.0~17.5)
溫帶地區森林	10.4	59	100	159	6.3(2.0~12.5)
北極寒帶地區森林	13.7	88	471	559	4.0(1.0~7.5)
熱帶地區草原	22.5	66	264	330	4.5(1.0~10.0)
溫帶地區草原	12.5	9	295	304	3.0(1.0~7.5)
沙漠&半沙漠	30.0	8	191	199	0.05(0.0~0.1)
寒帶地區凍原	9.5	6	121	127	0.1(0.0~0.4)
濕地	3.5	15	225	240	0.9(0.1~3.9)
農田	16.0	3	128	131	1.6(0.2~3.9)
合計	135.6	466	2,011	2,477	

資料來源：WBFU，1998

表 2.2 全球不同陸域生態系統的土壤碳密度及碳庫量

陸域生態系統	面積 ( $\times 10^{12} \text{m}^2$ )	碳密度 ( $\text{kg m}^{-2}$ )	土壤碳庫量 ( $\times 10^{15} \text{g}$ )
熱帶地區森林–潮濕	4.1	19.1	78.3
熱帶地區森林–微濕	5.3	11.4	60.4
熱帶地區森林–乾燥	2.4	9.9	23.8
熱帶地區森林–非常乾燥	3.6	6.1	22.0
溫帶地區–溫暖	8.6	7.1	61.1
溫帶地區–涼爽	3.4	12.7	43.2
寒帶地區–潮濕	6.9	19.3	133.2
寒帶地區–微濕	4.2	11.6	48.7
熱帶地區森林及草原	24.0	5.4	129.6
溫帶地區荊棘及草原	3.9	7.6	29.6
涼爽溫帶地區草原	9.0	13.3	119.7
熱帶地區沙漠	1.2	2.0	2.4
潮濕地區沙漠	14.0	1.4	19.6
涼爽地區沙漠	4.2	9.9	41.6
寒帶地區沙漠	2.0	10.2	20.4
寒帶地區凍原	8.8	21.8	191.8
補充–彙整研究報告			1,025.4
農地	21.2	7.9	167.5
濕地	2.8	72.3	202.4
全球土壤碳池			1,395.3

資料來源：Based on soil survey(Post et al, 1982)

## 2.6 濕湖與埤塘 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 及 $\text{N}_2\text{O}$ 釋放通量之文獻

本研究搜集有關於河口、濕湖、埤塘、水庫與湖泊產生溫室氣體釋放通量與天然溼地溫室氣體釋放通量之相關資料，其整理如下。

### 1. 热帶水庫估算 $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 排放量的碳預算

Abril et al. (2005)，於1994~2003年共10年，在法屬圭亞那的熱帶水庫監測二氧化碳（ $\text{CO}_2$ ）和甲烷（ $\text{CH}_4$ ）的釋放通量。在研究期間監測空氣－水介面的交換通量。1994–1996年碳排放總量分別為 $\text{CO}_2$ 排放量 $0.30 \pm 0.02 \text{ Mt yr}^{-1}$  C;  $\text{CH}_4$ 排放量為 $0.07 \pm 0.01 \text{ Mt yr}^{-1}$  C，自2000年以來下降到 $\text{CO}_2$ 排放量 $0.10 \pm 0.01 \text{ Mt yr}^{-1}$  C;  $\text{CH}_4$ 排放量 $0.016 \pm 0.006 \text{ Mt yr}^{-1}$  C。在2003年與1994年大氣通量比較發現與10年後濃度低3倍左右，在10年內，約22%的10Mt C被淹沒損失到大氣中，水淹地仍是陸地生態系統碳排放的主要貢獻者。

### 2. 在全球的沿海海洋 $\text{CO}_2$ 的來源，對河口和大陸棚

Goulven et al. (2010)以全球河口類型（不包括大型河流三角洲外）和大陸棚（海水所覆蓋的大陸）為調查對象，評估大氣與全球沿海海洋的  $\text{CO}_2$  從空氣－水介面的交換通量，計算每年從河口排放到大氣中  $\text{CO}_2$ ( $0.27 \pm 0.23 \text{ PgC yr}^{-1}$ )，大陸棚－大氣的  $\text{CO}_2$ ( $-0.21 \pm 0.36 \text{ PgC yr}^{-1}$ ) 為原先在研究中的估計 ( $-0.22$  到  $-1.00 \text{ PgC yr}^{-1}$ ) 範圍的低端。

### 3. 西非象牙海岸在不同季節的CO<sub>2</sub>變化

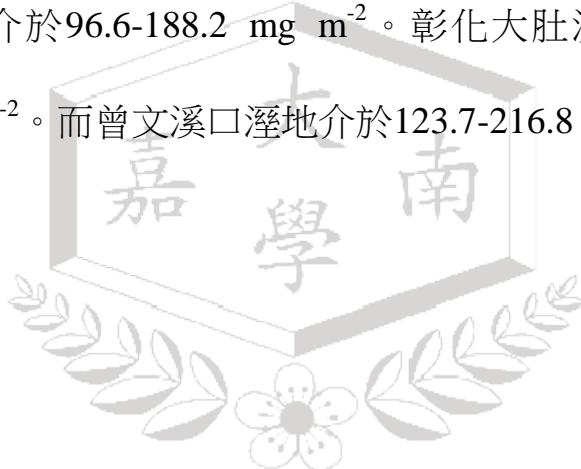
Koné et al. (2009), 在西非象牙海岸研究不同季節的CO<sub>2</sub>通量變化。研究地點為三條河流(Bia, Tanoé以及Comoé)與五個潟湖(Tendo, Aby, Ebrié, Potou以及 Grand-Lahou)。在大氣平衡方面，這三條河流和三個潟湖(Potou, Ebrié, 和Grand-Lahou)水中的二氧化碳超過飽和濃度。全球潟湖受到人為活動的影響造成水體富營養化，導致水生植物的擴散和浮游生植物大量繁殖。潟湖生物量、植物量和碳的分解量增加，會導致CO<sub>2</sub>的排放量，而河流中的無機碳（DIC）輸入，有助於在河口和潟湖的二氧化碳增加。此研究分別研究高旱季(三月)，高雨季(六月)，低旱季(九月)，低雨季(十二月)，再將其平均為全年釋放量。其中，除了Aby潟湖場址釋放通量為負值，亦即場址為碳儲場( $-7.4 \pm 15.4 \text{ mmol CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )外，三條河流( $49.2 \pm 24.3$ ,  $137.4 \pm 97.1$ ,  $170.4 \pm 112.8 \text{ mmol CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )與四個潟湖( $19.3 \pm 45.0$ ,  $72.9 \pm 62.3$ ,  $100.7 \pm 95.5$ ,  $50.7 \pm 53.4 \text{ mmol CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ )皆為碳排放源。

#### 4. 台灣天然溼地水田、旱田與溼地土壤 $N_2O$ 之釋放通量及其減量對策

錢元皓(2003)，在新竹縣港南溼地進行  $N_2O$  的氣體監測，面積共計 3000 公頃，為台灣佔地最廣(25.1%)。溼地的釋放通量分別於退潮後(after ebbing，土壤相對較濕時)與漲潮前(before flooding，土壤相對較乾時)測量。退潮後為  $0 \sim 0.165 \pm 0.044$  (平均  $0.073 \pm 0.074$ ) mg  $N_2O$   $m^{-2} hr^{-1}$ ，漲潮前為  $0.012 \pm 0.016 \sim 0.412 \pm 0.262$  (平均  $0.146 \pm 0.150$ ) mg  $N_2O m^{-2} hr^{-1}$ 。本試驗結果顯示溼地在土壤相對較乾時平均釋放通量高於土壤相對較濕時。此結果與 Munoz-Hincapie 等人(2002)之試驗結果相似，其指出不論是添加或不添加  $NH_4^+$ 、 $NO_3^-$  到溼地沉積物中，沉積物在低潮時(low tide)採樣皆比在漲潮時(high tide)採樣有更多  $N_2O$  釋放通量。因為此時主要為硝化作用，而相對較乾的沉積物有較佳氧化狀態利於硝化作用的進行。 $N_2O$  釋放通量與溫度有較好的相關，夏天六至八月有較高的釋放量，十至二月則較低。因為溫度較高時會提高微生物活性，增加脫硝與硝化作用的速率。溼地土壤  $N_2O$  釋放通量之顯著相關因子有氣溫 ( $p < 5\%$ ) 與土溫( $p < 5\%$ )。溼地沒有農業行為，溫度為其主要影響因子。因為溫度高時土壤微生物活性增加，硝化與脫硝作用速率增加進而增加  $N_2O$  之釋放。

## 5. 台灣河川湖泊溼地甲烷及氧化亞氮排放量測

楊盛行等人(2003)在台灣5處溼地進行 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$ 的氣體監測。報導台北市關渡溼地之年甲烷釋出量介於 $0.016\text{-}5.696 \text{ mg m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 。新竹港南溪口溼地之年甲烷釋出量介於 $0.001\text{-}0.163 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。新竹港南湖區溼地之年甲烷釋出量介於 $0.035\text{-}5.369 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。彰化大肚溪口濕地 $\text{CH}_4$ 吸收量 $0.41\pm0.31 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、台南曾文溪口 $\text{CH}_4$ 吸收量 $1.05\pm0.85 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。至於氧化亞氮釋出量方面，關渡溼地介於 $91.0\text{-}188.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，港南溼地介於 $96.6\text{-}188.2 \text{ mg m}^{-2}$ 。彰化大肚溪口溼地，介於 $78.1\text{-}205.1 \text{ mg m}^{-2}$ 。而曾文溪口溼地介於 $123.7\text{-}216.8 \text{ mg m}^{-2}$ 。



## 第三章 研究設備與方法

### 3.1 研究場址

本研究場址位於七股潟湖與虎頭埤，其數據收集期間由 2010 年 9 月到 2012 年 5 月。

#### 3.1.1 七股潟湖

##### (1) 地理位置

七股潟湖位於經緯度  $23^{\circ}07'23.90''$  北  $120^{\circ}04'42.79''$  東，七股溪口之內海，為台灣本島最西端，平均水深約為 1~2 公尺，其外由南到北分別由頂頭額汕、網子寮汕和青山港汕所圍繞，這些離岸沙洲是七股一帶海岸的特色，靠著這些沙洲的遮擋，使得入侵的波浪能量大為降低，成為海岸的最佳天然屏障。其水域面積因漲退潮而有差異，面積約 1,100 公頃，潟湖內密布定置漁網、蚵架，其使用權如海田般可交易。潟湖和海水一樣，都有漲潮和退潮，但因為潟湖較平靜，因此鹽田、蚵架等較為常見。

##### (2) 七股潟湖重要功能

潟湖跟溼地有過濾污染物的功能，而且可以保存水中的養分，使水質得以淨化，能吸收和儲存洪水、調節水位，阻緩洪水速度，減少災害。七股潟湖是陸上魚塭跟七股海域的緩衝水域，波浪與海流較外

海穩定，這樣就擁有了多樣性的環境跟資源。因為蘊藏豐富的物種，所以會是個天然的自然教室，可以搭配賞黑面琵鷺、七股鹽山、洋香瓜、現撈海產等等，此外也有很多的水生植物和昆蟲，還有許許多多的魚、蝦、貝類以及到此覓食的鳥類，造就了七股潟湖具有生態旅遊的功能與價值。

### 3.1.2 埤塘

#### (1) 地理位置

虎頭埤位於經緯度  $23^{\circ}01' 35.31''$  北； $120^{\circ}20' 11.89''$  東，海拔高度 37 公尺，平均水深約為 2~6 m，在新化東方虎頭山麓，面積約 27 公頃，係堵截大目降南溪，即虎頭溪而成的埤潭，水源地為約 500 公頃之中興林場，水質極佳。大目降溪主流發源至新化大坑尾，向西流轉往西北，經茄苳崁溪，至烏占湖，匯流九層嶺諸山溝水，流經虎頭山南，轉向西流，再轉北流，與大目降中溪會合，再往西北流，為鹽水溪之上游，今以虎頭山為界，其上游稱茄苳崁溪，下游則稱虎頭溪，與大目降中溪會合後則稱無名溪。

#### (2) 虎頭埤重要功能

虎頭埤為台灣的第一座水庫，主要作為灌溉用途。由虎頭埤所分流的灌溉用水，供給了五百多公頃的農地水源。

## 3.2 採樣規劃

### 3.2.1 採樣位置的規劃

#### (1) 七股潟湖

潟湖監測位置為沿著七股溪出流方向與六孔碼頭船隻航行航道，向網仔寮沙洲劃一切線，並在切線上選擇四個區域與一個重複區域為潟湖監測樣區，沿著七股溪出流向網仔寮沙洲方向分別將監測樣區編號為潟湖上游( $23^{\circ}06'57.76''$ 北； $120^{\circ}05'03.88''$ 東)、潟湖 1( $23^{\circ}07'29.25''$ 北； $120^{\circ}05'03.88''$ 東)、潟湖 2( $23^{\circ}07'29.01''$ 北； $120^{\circ}04'13.46''$ 東)與潟湖 3( $23^{\circ}07'28.98''$ 北； $120^{\circ}03'19.85''$ 東)、潟湖 4( $23^{\circ}07'25.44''$ 北； $120^{\circ}03'16.52''$ 東) (圖 3.1)，分別由七股溪進流口至七股潟湖出海口。

潟湖上游監測點的位置為七股溪出流處與六孔碼頭之間的水域，平均水深大約為 0.4~0.8 m，潟湖 1 監測點的位置為靠近六孔碼頭的水域，平均水深大約為 0.4~0.8 m，潟湖監測點 2 為切線點的中間位置，平均水深為 0.8~1.0 m，潟湖 3 監測點靠近網仔寮沙洲之區域，平均水深為 2~3 m，潟湖 4 監測點為距離潟湖 3 監測點十公尺處其他蚵棚養殖區域，每個監測樣區的範圍大約為  $20\text{ m}^2$ 。

#### (2) 埤塘

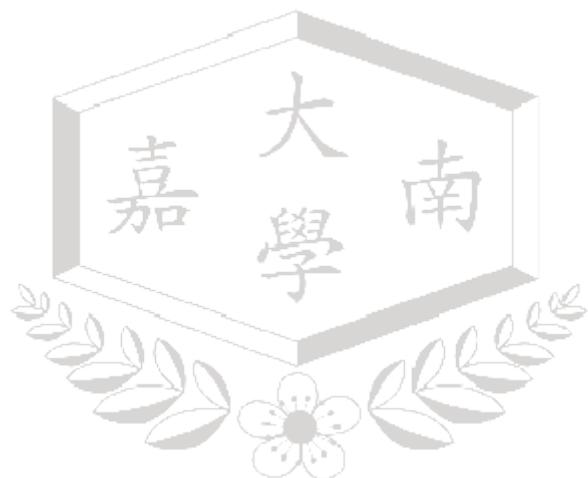
虎頭埤水域所選擇的監測樣區為延著虎頭溪水進入的虎頭埤後至虎頭埤碼頭間的水域，盡量在船舶可到達的水域中，從上游至下游

選擇三個監測樣區，分別編號為虎頭埤 1( $23^{\circ}01'40.54''$  北； $120^{\circ}20'28.98''$  東)、虎頭埤 2( $23^{\circ}01'38.17''$  北； $120^{\circ}20'28.98''$  東)，以及虎頭埤 3( $23^{\circ}01'34.80''$  北； $120^{\circ}20'28.98''$  東)(圖 3.2)，每個樣區的範圍平均約為為  $20\text{ m}^2$ ，平均水深為 2~6 m。

針對大面積範圍的濕地，較有效率的採樣作業是先將調查場址依照水深、有無植物存在、植物的種類、土壤性質、地形等條件，進行濕地分層(stratification)。也就是將受調查的濕地分為不同濕地類型(types)，而相同類型亦分層為不同分級(strata)濕地。分層雖然在作業上較複雜，但是可將異質性高的濕地場址劃分為均質性的濕地類型及分級，依不同類型及分級濕地再選擇採樣位置，所獲得的採樣及監測結果可更確定的推論於整個濕地面積，減少採樣的不確定性、提升採樣效率。

受調查濕地經分層為均質性的濕地類別及分級後，則可進行簡單隨機採樣(simple random sampling)，將調查區劃分成若干樣區(plots)，隨機訂出採樣位置。也可進行系統及網格採樣(systematic and grid sampling)，利用虛擬網格方法劃定樣區，在網格內或交叉處設定採樣位置。系統及網格採樣法通常較簡單隨機採樣法有效及準確，因為系統採樣法訂出的樣區在調查區域內分布較均勻。舉例而言，當進行濕地碳匯調查時，可依水流方向從進流口至出流口根據距離或面積劃

定若干樣區，在每一個樣區設立採樣點進行水質監測及氣體通量調查。



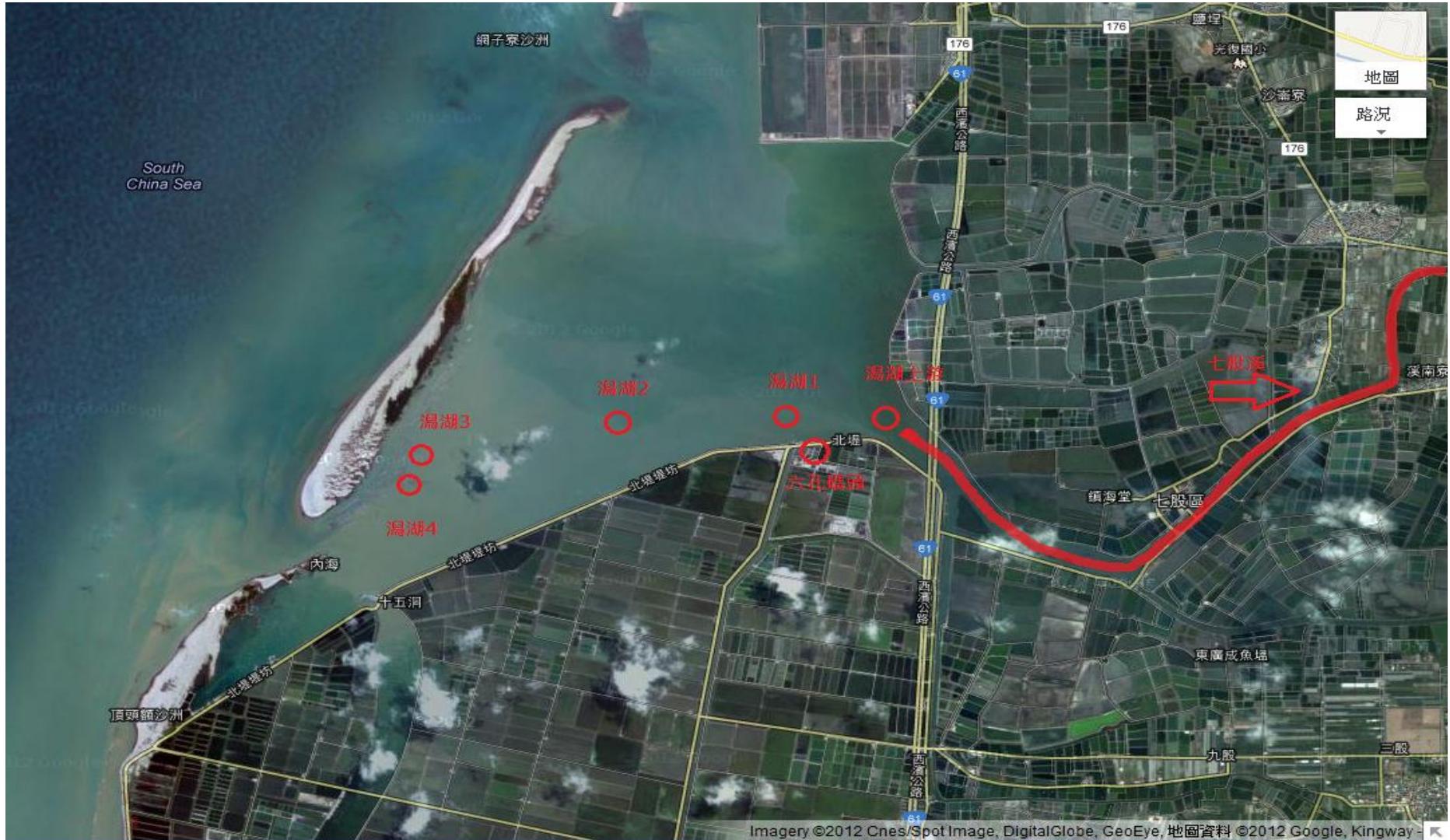


圖 3.1 七股潟湖實場與採樣點



圖 3.2 虎頭埤實場與採樣點

七股潟湖上游採樣點



七股潟湖 1 採樣點



七股潟湖 2 採樣點



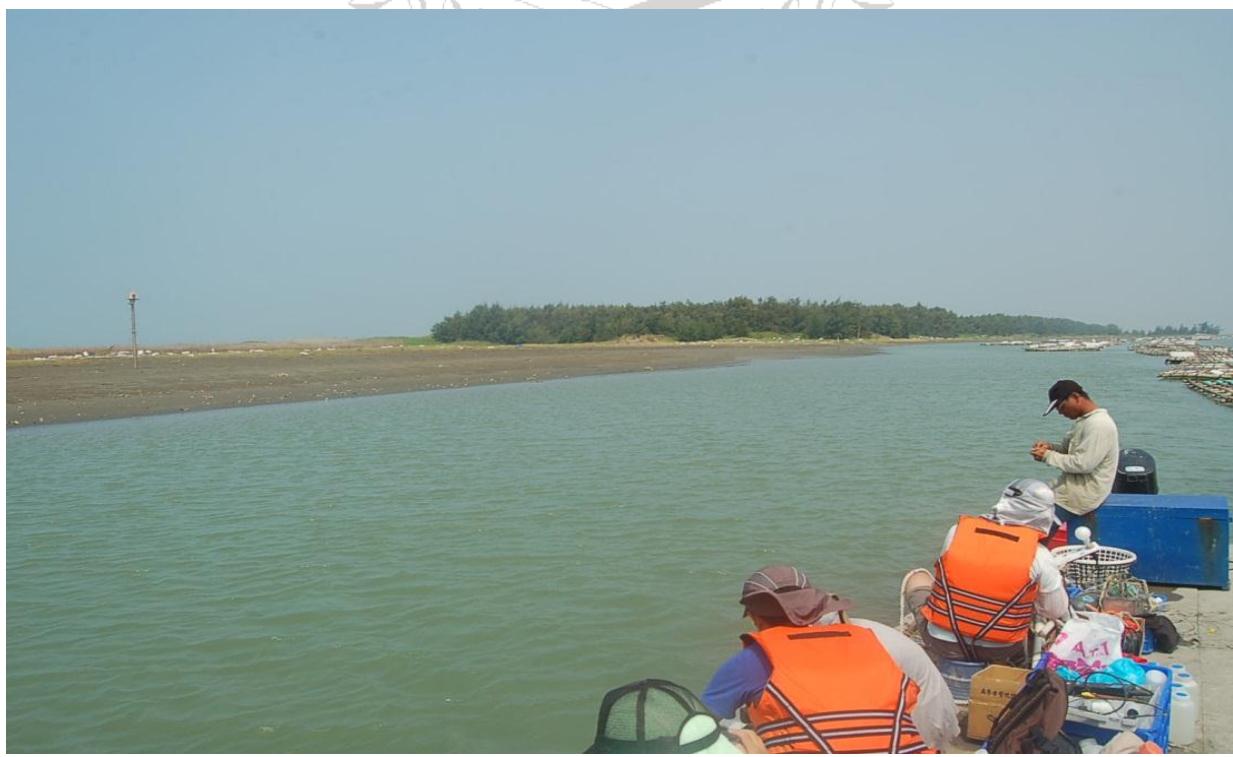
七股潟湖 3 採樣點



七股潟湖 4 採樣點



離岸沙洲



虎頭埤 1 採樣點



虎頭埤 2 採樣點



### 虎頭埤 3 採樣點



虎頭埤碼頭



### 3.3 採樣點及樣本採集

#### 3.3.1 氣體釋放通量樣本採集

本研究場址因水深超過 0.4m，然而密閉式靜置氣罩之監測樣區的水深最大不可超過 0.4m，所以本場址無法使用密閉式靜置氣罩監測，改而使用漂浮箱法監測氣體通量。

漂浮箱採氣罩法被廣泛使用於湖、塘、潭、庫、池等深水水體(> 0.4 m)，當靜置式採氣罩無法適用時，使用於測量水—空氣的氣體交換通量(Kremer et al., 2003; 楊盛行，2004；楊盛行，2005；Stadmark and Leonardson, 2005; Abril et al., 2005; Tokoro et al., 2007; Schrier-Uijl et al., 2010)。漂浮式採氣罩為將壓克力製氣罩(長 40cm、寬 30.5 cm、高 17 cm)與保麗龍製的漂浮基座結合，氣罩內部裝設採氣管、風扇及驅動馬達、溫度計及日射量記錄器。測量時，將整組漂浮式採氣罩放置於水面上，掛上牽錘以減少氣罩漂移，由於水位深因此操作者須於平台或船筏上作業、並避免擾動底泥。待漂浮箱平穩浮於水面上後，打開壓克力罩上方採氣管開口，啟動氣罩內風扇，靜待十分鐘，讓氣罩內外空氣平衡，再以矽膠塞及採氣管塞住氣罩開口，然後開始計時，分別自第 0 分鐘、第 10 分鐘、第 20 分鐘、第 30 分鐘時以拋棄式注射針筒抽取罩內氣體樣品 100 毫升，注入事先抽成真空體積為 0.5 升之採氣袋內。再攜回研究室以氣相色層分析儀

(GC-FID／TCD)分析氣體樣品中待測氣體的含量，測定溫室氣體在單位時間，單位面積上所釋放的量( $\text{mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ )。每次監測選擇採樣日前 3~5 天無下雨的情況下進行採樣，以減少採樣的誤差。每一採樣點均進行二重複試驗(即設置兩個採樣罩)，並盡量固定在採樣日的上午 10~12 點之間進行採樣，氣體樣品在 12 小時內完成分析工作。每一次採樣氣體時，同時測定採樣點的氣溫、水溫與光強度。

### 3.3.2 水樣採集

潟湖水樣採集五個樣本：分別為潟湖上游，潟湖 1，潟湖 2，潟湖 3，潟湖 4。採水頻率為每季至每兩個月一次。虎頭埤水樣採集三個樣本：分別為虎頭埤 1，虎頭埤 2，虎頭埤 3，採水頻率為兩個月一次。水樣的採集是使用 1 L 的附蓋採樣瓶採集表層水，每次的採樣及收集樣品時，皆會對附蓋採樣瓶進行潤洗以及混樣的動作，避免樣品受到汙染。

### 3.3.3 底泥採樣方法

底泥採樣方法為依據環境保護署環境檢驗所公告之底泥採樣方法(NIEA S104.30C)進行採樣，在潟湖以艾克曼採泥器(Ekman dredge)採取底泥，於虎頭埤以艾克曼採泥器或鑽取式採樣器(Core sampler)採取底泥，每次採取底泥的深度大約為 0.3~0.5 m，並且將採取的底泥樣本按不同的深度分類為上層、中層與下層，每層底泥深度大約為

0.1~0.15 m，分層之底泥冰存後攜回實驗室分析。

### 3.3.4 氣體釋放通量之估算

經由氣相色層分析儀所量測到的溫室氣體濃度單位為 ppm，每一個氣罩在第 0、10、20 及 30 分鐘所獲得的濃度(C)在座標圖上對時間(t)繪圖，經線性回歸分析求得斜率( $\frac{\Delta C}{\Delta t}$ )及相關係數平方值( $R^2$ )，再經由公式(3.1)算出氣體通量。回歸分析結果  $\text{CO}_2$  通量的  $R^2$  須大於 0.90， $\text{CH}_4$  通量的  $R^2$  須大於 0.85，則  $\frac{\Delta C}{\Delta t}$  數據才予以採用(Matthews et al., 2003)。此交換通量若為正值，代表氣體從水面釋放到大氣；若為負值，代表氣體從大氣被吸收到水面。

$$F_{gas} = H \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{M}{V} \times \left( \frac{273}{273 + T} \right) \quad (3.1)$$

其中，

$F_{gas}$  = 氣體( $\text{CO}_2$  或  $\text{CH}_4$ )交換通量 ( $\text{mg m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ )

$H$  = 矩形氣罩的高度 (m)

$\frac{\Delta C}{\Delta t}$  = 氣體濃度隨時間的變化斜率 ( $\text{ppm hr}^{-1}$ )

$M$  = 氣體分子量， $\text{g mol}^{-1}$  ( $\text{CO}_2$  為 44， $\text{CH}_4$  為 16， $\text{N}_2\text{O}$  為 44)

$V$  = 標準狀態下( $0^\circ\text{C}$ , 1atm)氣體的莫耳體積， $22.4 \text{ L mol}^{-1}$

$T$  = 採氣時罩內氣溫 ( $^\circ\text{C}$ )

再將氣體通量結果以公式(3.2)及(3.3)計算轉換為碳通量單位：

$$CO_{2r,s} = F_{CO_2} \times \frac{12}{44} \quad (3.2)$$

$$CH_{4r,s} = F_{CH_4} \times \frac{12}{16} \quad (3.3)$$

其中，

$CO_{2r,s}$  = 在  $r$  樣點  $s$  月份採樣測得的  $CO_2$  交換通量， $\text{mg C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$

$CH_{4r,s}$  = 在  $r$  樣點  $s$  月份採樣測得的  $CH_4$  交換通量， $\text{mg C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$

## 3.4 分析

### 3.4.1 氣體分析

#### (1) $CH_4$ 氣體分析

$CH_4$  釋放通量的分析約每兩個月進行一次， $CH_4$  的氣體樣本濃度使用氣相色層分析儀 (China Chromatography 9800)進行分析。以濃度 2000 ppm 的標準氣體製備不同濃度氣體，待分析並完成檢量線後( $R^2 > 0.995$ )，再使用所購買的 300ppm 標準氣體進行檢量線查核，經查核結果誤差值在 $\pm 10\%$ 內。查核無誤後，再進行樣品氣體分析，並將分析樣品所得的積分面積帶入檢量線，即可求出濃度。另外分別以第 0 分鐘、第 10 分鐘、第 15 分鐘、第 20 分鐘、第 25 分鐘、第 30 分鐘時所抽取之氣體待分析，並以分析時所呈現之濃度範圍繪製成 XY 散佈圖，觀察此一曲線是否於釋放時呈現線性上升，吸收時呈現下降的情況。氣相色層分析儀分析  $CH_4$  的條件如下：

層析管：2.66mm × 2m 不銹鋼管柱。

充填物：粒徑為 80/100 mesh 之 Porapak Q。

偵測器：火焰游離偵測器(Flame Ionization Detector，F.I.D)。

攜帶氣體：氮氣(純度 99.995%)。

壓力：1.6 bar。

操作溫度：管柱 130 °C，注射器 80 °C，偵測器 150 °C。

樣品注入量：0.5mL。

## (2) CO<sub>2</sub> 氣體分析

CO<sub>2</sub> 釋放通量的分析約每兩個月進行一次，氣體樣本的 CO<sub>2</sub> 濃度乃使用附裝電子捕捉偵測器(ECD)之氣液相層析儀(gas-liquid chromatography with electron capture detector, Perkin Elmer Clarus 500)進行分析。以濃度 10000 ppm 的標準氣體製備不同濃度氣體，待分析完成檢量線後，再以濃度 1000 ppm 的標準氣體進行檢量線查核分析實際氣體樣本的濃度。另外分別以第 0 分鐘、第 10 分鐘、第 15 分鐘、第 20 分鐘、第 25 分鐘、第 30 分鐘時所抽取之氣體待分析，並以分析時所呈現之濃度範圍繪製成 XY 散佈圖，觀察此一曲線是否於釋放時呈現線性上升，吸收時呈現下降的情況。氣相色層分析儀分析 CO<sub>2</sub> 的條件如下：

層析管：60/80 carboxen-1000。

充填物：15'x 1/8"ss (2.1mm ID)。

偵測器：熱導偵測器 (Thermal Conductivity Detector , T.C.D)。

攜帶氣體：氦氣(純度 99.999%)。

流速：30mL/min。

操作溫度：管柱 180 °C，注射器 150 °C，偵測器 130 °C。

樣品注入量：0.5mL。

### (3) N<sub>2</sub>O 氣體分析

N<sub>2</sub>O 釋放通量的分析約每兩個月進行一次，氣體樣本 N<sub>2</sub>O 使用附裝電子捕捉偵測器之氣液相層析儀(gas-liquid chromatography with electron capture detector, Perkin Elmer Clarus 500) 進行分析。以濃度 2 ppm 的標準氣體製備不同濃度氣體，待分析完成檢量線後，再以濃度 0.5 ppm 的標準氣體進行檢量線查核分析實際氣體樣本的濃度。另外分別以第 0 分鐘、第 10 分鐘、第 15 分鐘、第 20 分鐘、第 25 分鐘、第 30 分鐘時所抽取之氣體待分析，並以分析時所呈現之濃度範圍繪製成 XY 散佈圖，觀察此一曲線是否於釋放時呈現線性上升，吸收時呈現下降的情況。氣相色層分析儀分析 CO<sub>2</sub>的條件如下：

層析管：2.66mm × 2m 不銹鋼管柱。

充填物：粒徑為 80/100 mesh 之 Porapak Q。

偵測器：ECD。

攜帶氣體：P-10 (90% Ar + 10% CH<sub>4</sub> 混合氣體)。

流速：30mL/min。

操作溫度：管柱 40 °C，注射器 130 °C，偵測器 340 °C。

樣品注入量：0.5ml

電子捕捉偵測器(Electron Capture Detector，E.C.D)

### 3.4.2 水質分析

每次進行水質採樣時，部分水質分析需於現場分析如水溫、溶氧(DO)、鹽度、pH 值、氧化還原電位(ORP)、比電導度等，其他需攜回實驗室分析之項目則將水體冰存後帶回實驗室進行分析工作。帶回實驗室的水樣進行不同項目分析，然而與碳質量平衡相關的水質項目為溶解性有機物(SOC)及顆粒性有機物(POC)，SOC 與 POC 的和即為總有機碳(TOC)。總有機碳分析乃使用總有機碳分析儀，以燃燒/紅外線測定法進行分析(NIEA W530.51C)。帶回實驗室的樣本則進行以下項目的水質分析，包括：化學需氧量(COD)、生物需氧量(BOD<sub>5</sub>)、總懸浮固體物(TSS)、總凱氏氮(TKN)、氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)、亞硝酸氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)、硝酸氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)、磷酸鹽(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)、濁度(Turbidity)等。(表 3.2)

### 3.4.3 底泥分析

#### (1) 底泥有機物分析

底泥的有機物含量為參考環境保護署環境檢驗所公告之分析方法(NIEA R212.01C)，採回之底泥土芯每隔 5cm 分層切成薄片，分別是離地表 0~5cm、5~10cm、10~15cm、15~20cm、20~25cm、及 25~30cm，每一層薄片均量測底泥有機物含量。採樣之底泥，以 85°C 的烘箱乾燥至恆重，並將乾燥後的底泥樣本，再次乾燥至恆重後，取少部分樣本放入已知重量( $W_0$ )的坩堝(需加蓋)中秤重紀錄( $W_1$ )，隨後連同坩堝置入高溫爐中，並以 550°C 燃燒 4 小時，燃燒後待冷卻，並秤其後重，以計算樣本的有機物含量。根據 Mitsch and Gosselink (2007)的專書，底泥的有機含量為燃燒法測得的有機物含量乘以 0.5，可以此方法粗估樣本有機碳含量：

#### (2) 底泥碳元素分析

從採樣之底泥，以 85°C 的烘箱乾燥至恆重，以 0.25 mm 篩網過篩，再次乾燥至恆重後備用。取少部分做為分析樣本，先經酸化程序去除無機碳後，再以元素分析儀(CHNOS Elemental Analyzer, Vario EL III , Germany)進行碳含量分析，所得結果即為有機碳含量。元素分析儀原理乃利用可燃性元素(來自樣本)在高溫氧化條件下燃燒產生氧化性氣體，氣體產物再經吸附、脫附分離後，以檢測器定量測量出底泥乾

基中之碳、氫、硫、氯、氮等元素之組成百分比 (NIEA R409.21C)。

元素分析儀的分析條件如下：

層析管：石英燃燒管。

偵測器：熱導偵測器 (Thermal Conductivity Detector , T.C.D)。

攜帶氣體：氦氣(純度 99.996%)。

助燃氣體：高純氧(純度 99.995%)。

流速：氧氣：250 mL/min。

氦氣：200 mL/min。

操作溫度：氧化管 1150 °C，還原管 850 °C，水份吸收管 150 °C，

CO<sub>2</sub>吸收管 110 °C。

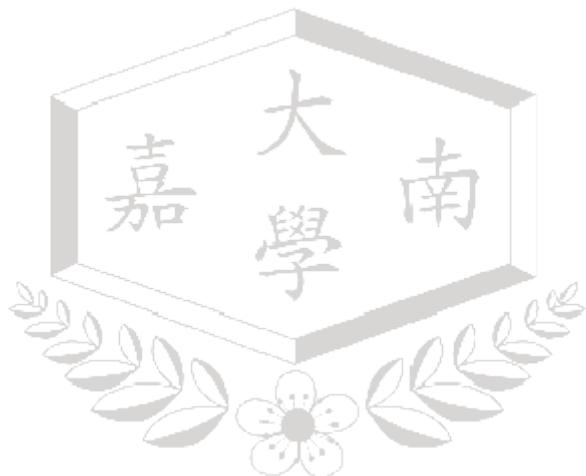
樣品注入量：5 mg。

### (3) 底泥假密度分析

底泥假密度(soil bulk density)定義為未經擾動天然狀態的底泥單位體積所含底泥的乾燥重量，也稱為底泥容積比重或簡稱為底泥容重 (soil volume weight)，以 g d.m. cm<sup>-3</sup> 單位表示。以固定體積的底泥採樣器取土芯樣本，將土芯推出並在 65°C 下烘乾 48 小時至恆重，最後再將底泥樣本的乾燥重量除以土芯樣本的體積，即為該底泥假密度。

### 3.5. 統計分析

使用 Origin (Pro 8.5)來統計分析研究資料，首先利用 one-way ANOVA 檢定各項因子於採樣點之間是否有顯著差異，以了解各點之間的顯著差異性。



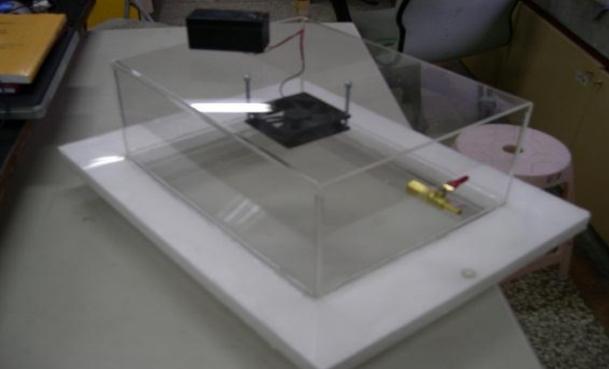
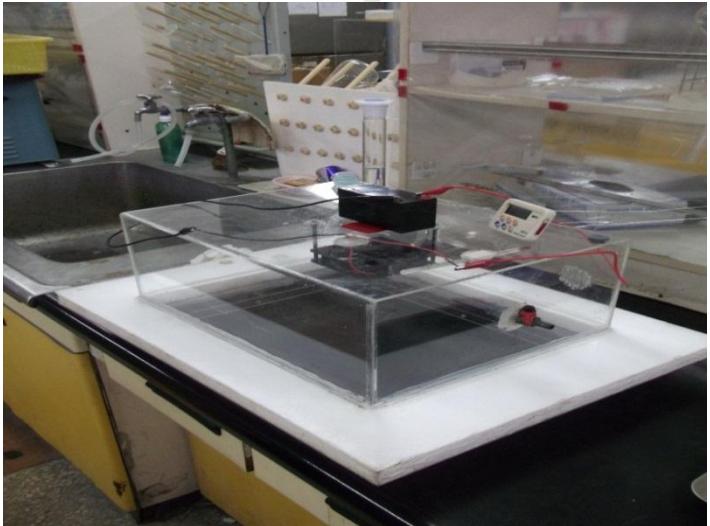
漂浮採氣罩	溫度計
	
矽膠塞，電池，計時器，光度計	針筒，採氣袋
	
整體完成照片	
	

圖 3.3 氣體採樣的材料

## 氣相色層分析儀 GC-FID



## 氣相色層分析儀 GC-TCD



圖 3.4 氣體分析儀器

七股潟湖氣體採集	虎頭埤氣體採集
	
七股潟湖底泥採集	虎頭埤底泥採集
	

圖 3.5 現地採樣照片

表 3.1 水樣分析項目及方法水質分析方法一覽表

分析項目	分析方法	分析項目	分析方法
水溫	NIEA W217.51A	葉綠素 a	NIEA E507.02B
鹽度	NIEA W447.20C	硝酸氮	NIEA W203.51B
pH 值	NIEA W424.52A	亞硝酸氮	NIEA W203.51B
氧化還原電位	氧化還原電極	總凱式氮	NIEA W451.51A
導電度	NIEA W203.51B	氨氮	NIEA W448.51B
濁度	NIEA W219.52C	磷酸鹽	NIEA W203.51B
懸浮固體物	NIEA W210.57A	POC	NIEA W530.51C
溶氧	NIEA W455.51C	DIC	NIEA W530.51C
生化需氧量	NIEA W510.54B	DOC	NIEA W530.51C
化學需氧量	NIEA W514.20B	水體採樣方法	NIEA W104.51C

## 第四章 結果與討論

### 4.1 水質分析結果

以地面水體分類及水質標準與此研究之兩場址作比較。比較七股潟湖與地面水體分類及水質標準中海域地面水體之基準值 pH、DO 及 BOD，發現七股潟湖水體為乙類水體（乙類：適用於二級水產用 水、二級工業用水及環境保育）。以地面水體分類及水質標準中陸域地面水體（河川、湖泊）基準值比較虎頭埤 pH、DO、BOD、SS 及 NH<sub>3</sub>-N。發現虎頭埤場址之水體為乙類水體（乙類：適用於二級公共 用水、一級水產用水）。

#### 4.1.1 七股潟湖

水質分析結果詳如表 4.1 所示。

##### 1. 溫度與 pH

本次研究調查溫度與 pH 在各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )，溫度大致介於 17.4~34 °C，平均值約為  $24.85\pm3.90$  °C。pH 數值介於 7.61 ~8.90，平均值約為  $8.02\pm0.26$ ，以表 4.2 地面水體分類及水質標準中 保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質氫離子濃度指數  $7.5\sim8.5$ 。

##### 2. ORP 與 DO

ORP 與 DO 八次的水體採集分析於各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )，

大致介於 1~191 mv，其平均值約為  $143.53 \pm 43.3$  mv。DO 介於 2.8~6.1 mg/L，平均值約為  $4.1 \pm 0.79$  mg/L，以表 4.2 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為丙類水質溶氧量 2.0 以上。

### 3. 濁度與 SS

七股潟湖樣點濁度皆大於虎頭埤樣點，除第一次採樣與第五次採樣，因第一次採樣虎頭埤樣點為雨後採樣，水質較為混濁；第五次採樣為此埤塘為灌溉用水，開放灌溉用水後埤塘為遭到擾動的狀況，因此水質較為混濁。而七股潟湖濁度與 SS 各樣點間並無明顯差異 ( $p>0.05$ )，濁度大約介於， $22.30 \sim 50.40$  NTU 平均值約為  $34.86 \pm 5.77$  NTU。SS 數值介於 5~176 mg/L，平均值約為  $143 \pm 43.3$  mg/L。

### 4. 鹽度與導電度

七股潟湖樣點因場址之水體為含有鹽分之海水，所以鹽度與導電度皆高於虎頭埤樣點。七股潟湖之鹽度與導電度於各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )，鹽度數值介於  $25.31 \sim 34.05$  ppt，平均值約為  $30.41 \pm 2.98$  ppt。導電度數值介於  $34.80 \sim 54.50$  ms/cm，平均值約為  $48.81 \pm 4.00$  ms/cm。

### 5. BOD 與 COD

BOD 與 COD 於各樣點間並沒有明顯差異( $p>0.05$ )，BOD 數值介於

1.10~4.20 mg/L，平均值約為  $2.64 \pm 0.97$  mg/L，以表 4.2 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質生化需氧量 6mg/L 以上。COD 數值介於 2.00~7.40 mg/L，平均值約為  $4.31 \pm 1.47$  mg/L。

## 6. 總凱氏氮，氨氮，亞硝酸氮，硝酸氮

因亞硝酸鹽的濃度過低，低於分析儀器偵測極限，故其分析數值大多皆為 0 (N/D)。總凱式氮、氨氮、硝酸鹽的濃度都不高，參數表現差異皆不明顯。總凱氏氮數值介於 1.01~7.02 mg N/L，平均值約為  $3.86 \pm 1.40$  mg N/L。氨氮數值介於 0.09~4.61 mg N/L，平均值約為  $1.83 \pm 1.13$  mg N/L。其中在鴻湖所測得之含氮類物質比虎頭埤要高如總凱氏氮( $p=1.34 \times 10^{-6} < 0.05$ )與氨氮( $p=7.85 \times 10^{-6} < 0.05$ )，其因為鴻湖為養殖魚塭用水之出水口，所以導致水中的含氮物值偏高。亞硝酸氮數值介於 0.00~0.33 mg N/L，平均值約為  $0.01 \pm 0.06$  mg N/L。硝酸氮數值介於 0.00~0.84 mg N/L，平均值約為  $0.10 \sim 0.21$  mg N/L。

## 7. 磷酸鹽與硫酸鹽

磷酸鹽與硫酸鹽此兩種水質分析結果於各樣點間並沒有明顯差異 ( $p>0.05$ )，硝酸鹽數值介於 0.00~0.31 mg P/L，平均值約為  $0.04 \pm 0.10$  mg P/L。七股鴻湖此場址為海水因此硫酸鹽濃度較高，約介於 2314.56 ~3746.45 mg S/L，平均值約為  $3015.16 \pm 373.19$  mg S/L。

表 4.1 七股潟湖樣區水質分析結果平均值

參數	單位	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
水溫	°C	24.97±2.64	25.59±5.02	24.72±4.33	24.44±4.04	24.33±2.75
pH		7.81±0.14	8.11±0.32	8.04±0.32	8.05±0.17	7.97±0.13
ORP	mv	169.75±13.89	138.13±38.31	152.25±48.09	125.87±58.10	146.00±21.09
DO	mg/L	4.12±0.76	3.85±0.97	4.07±0.83	4.29±0.82	4.26±0.49
濁度	NTU	36.60±9.28	35.10±5.54	33.23±5.73	34.15±5.49	37.32±4.36
SS	mg/L	59.25±39.19	51.00±31.58	37.25±32.19	56.87±50.13	21.50±10.66
鹽度	‰	28.24±2.21	29.84±3.27	30.17±3.05	32.06±2.82	30.88±2.61
導電度	ms/cm	46.56±2.51	47.24±5.92	48.25±3.48	50.69±2.21	51.58±1.98
COD	mg/L	3.85±1.35	4.36±1.34	4.78±1.69	4.22±1.88	3.87±0.57
BOD	mg/L	2.62±0.95	2.89±0.73	2.52±1.22	2.50±1.20	2.67±0.67
葉綠素 a	mg/m <sup>3</sup>	1.13±0.38	0.97±0.49	0.86±0.61	0.57±0.28	0.49±0.12
TKN	mg N/L	3.92±0.28	3.73±1.67	3.54±1.55	4.15±1.70	4.07±0.85
氨氮	mg N/L	1.74±0.53	1.65±1.17	1.75±1.49	2.16±1.30	1.76±0.44
亞硝酸氮	mg N/L	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.08±0.17
硝酸氮	mg N/L	0.10±0.21	0.02±0.05	0.19±0.32	0.08±0.19	0.06±0.12
磷酸鹽	mg P/L	0.00±0.00	0.04±0.11	0.05±0.11	0.04±0.11	0.07±0.15
硫酸鹽	mg S/L	2876.21±458.42	3155.82±365.87	2881.16±303.77	3158.59±431.28	2853.89±226.62

表 4.2 海域地面水體標準

分級	氫離子濃度指數 (pH)	基準值		
		溶氧量 (DO) (毫克/公升)	生化需氧量 (BOD) (毫克/公升)	大腸桿菌群 (CFU/100ML)
甲	7.5-8.5	5.0 以上	2 以下	1,000 個以下
乙	7.5-8.5	5.0 以上	3 以下	—
丙	7.0-8.5	2.0 以上	6 以下	—

資料來源來自:地面水體分類及水質標準

依國家海域地面水體標準分類分為甲、乙、丙三類，其適用性質如下：

- 一、甲類：適用於一級水產用水、游泳、乙類及丙類。
- 二、乙類：適用於二級水產用水、二級工業用水及環境保育。
- 三、丙類：適用環境保育。本研究屬於丙類環境保育。

### 4.1.2 虎頭埤

水質分析結果詳如表 4.3 所示。

#### 1. 溫度與 pH

本次研究調查水溫與 pH 於各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，虎頭埤樣點水質分析結果顯示，水溫大致上以第三次及第七次所測得之溫度為最低，介於  $21.5\sim23^{\circ}\text{C}$  之間。而除以上兩次所測得結果外，其他五次之水溫介於  $24.5\sim31.5^{\circ}\text{C}$ ，綜合其分析結果，整體水溫範圍介於  $21.5\sim31.5^{\circ}\text{C}$ ，其平均溫度為  $27.24\pm3.87^{\circ}\text{C}$ 。

pH 分析結果數據顯示，其範圍介於  $7.3\sim9.6$ ，平均值為  $8.2\pm0.6$ ，其因應為虎頭埤上游近期有大量人為開發之行為，因此導致大量含有機物等營養鹽伴隨流入水體中，因而使得虎頭埤水體藻類滋生擴大光合作用之進行而大量吸收  $\text{CO}_2$ ，使水中之 pH 值呈現鹼性趨勢。以表 4.4 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質氫離子濃度指數  $6.0\text{-}9.0$ 。

#### 2. ORP 與 DO

ORP 與 DO 於各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )，ORP 數值介於  $18\sim191\text{ mv}$ ，平均值約為  $63.2\pm47.2\text{ mv}$ 。DO 數值介於  $2\sim10.7\text{ mg/L}$ ，平均值約為  $6.3\pm2.1\text{ mg/L}$ 。其顯示此水體在各個採樣點所測得之數據結果，似乎與上述所提及之藻類大量滋生有所關聯，因此導致在大部

分樣點所測得之數值偏高。以表 4.4 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質溶氧量 5.5 以上。

### 3. 濁度與 SS

濁度分析結果顯示，第一次與第五次之採樣所得數據均為較高，其因乃由於在第一次採樣時，虎頭埤於採樣前些日子經過大雨後而使得埤塘水位過高，而進行了調節性水位洩洪，導致水體之懸浮微粒增加而影響其水質；於第五次採樣因時逢農田稻作灌溉期需大量用水，使得虎頭埤大規模放水而導致水位降低許多，且此埤塘因使用年限已久，泥沙經日積月累後，已為此埤塘淤積不少淤泥，以至於水位過低時水體容易呈現混濁狀態。濁度與 SS 於各樣點間並無明顯差異 ( $p>0.05$ )，濁度分析結果介於 1.4~785 NTU，平均值約為  $60.3\pm156$  NTU。

SS 分析結果介於 3~132 mg/L，平均值為  $23.3\pm37.9$  mg/L，以地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質懸浮固體 40 以下。

### 4. 鹽度與導電度

本實驗在虎頭埤之採樣點為淡水水體，而在潟湖所進行之採樣水體為海水水樣，因此在潟湖所測得之鹽度及導電度數據結果均顯示出潟湖顯著高於虎頭埤。

鹽度與導電度各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )，鹽度分析結果介於0.03~0.2 ppt，平均值約為  $0.13\pm0.07$  ppt。導電度分析結果介於 0.3~0.5 ms/cm，平均值為  $0.4\pm0.1$  ms/cm。

## 5. BOD 與 COD

此埤塘水體乃做為農作灌溉用水之用途，且此水源區尚有人員做維護及管理，雖其上游處已有許多人為因素所致污染源流入此水庫，但其整體水質並無呈現出遭受嚴重汙染的情形發生。BOD 與 COD 各樣點間並無明顯差異( $p>0.05$ )BOD 分析結果介於 1.5~17.7 mg/L，平均值為  $4.5\pm4.8$  mg/L。除第三次採樣外，其餘數據大約落在 1.5~6.9 mg/L，以表 4.4 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為丙類水質生化需氧量 4 以下。COD 分析結果介於 2.6 ~15.1 mg/L，平均值為  $8.4\pm6.7$  mg/L。

## 6. 總凱氏氮，氨氮，亞硝酸氮，硝酸氮

總凱氏氮分析結果介於 0.2~1.6 mg N/L，平均值約為  $0.8\pm0.5$  mg N/L。氨氮分析結果介於 0.00~0.98 mg N/L，平均值約為  $0.1\pm0.3$  mg N/L，以表 4.4 地面水體分類及水質標準中保護生活環境相關環境基準判斷此水質為乙類水質氨氮 0.3 以下。亞硝酸氮分析結果介於 0.00 ~0.02 mg N/L，平均值約為  $0.002\pm0.005$  mg N/L。硝酸氮分析結果介於 0.00~0.6 mg N/L，平均值約為  $0.1\pm0.2$  mg N/L。

其中在潟湖所測得之含氮類物質比虎頭埤要高如總凱氏氮( $p=1.34\times10^{-6}<0.05$ )與氨氮( $p=7.85\times10^{-6}<0.05$ )，其因為潟湖為養殖魚塭用水之出水口，所以導致水中的含氮物值偏高。

## 7. 磷酸鹽與硫酸鹽

磷酸鹽與硫酸鹽此兩種水質分析結果並沒有明顯差異( $p>0.05$ )，磷酸鹽分析結果介於  $0.0\sim0.04\text{ mg P/L}$ ，平均值約為  $0.0017\pm0.0082\text{ mg P/L}$ 。硫酸鹽分析結果介於  $23.4\sim47.1\text{ mg S/L}$ ，平均值約為  $27.7\pm6.4\text{ mg S/L}$ 。

因虎頭埤目前乃由管理處人員進行維護及管理，且上游溪水之水源也未發現有大量汙染源伴隨流入水體之中，因此在埤塘內所測得之營養鹽數值均為較低。

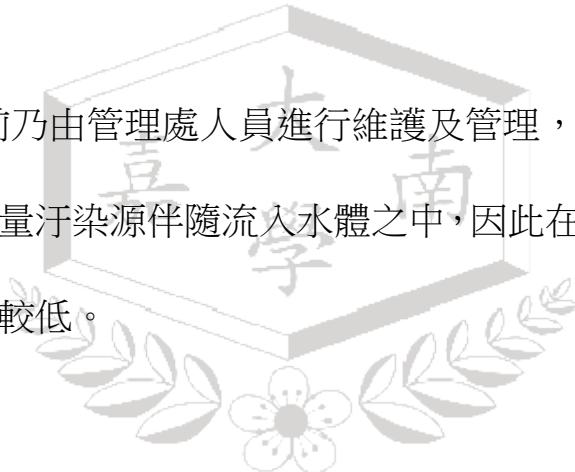


表 4.3 虎頭埤樣區水質分析結果平均值

參數	單位	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
水溫	°C	27.27±3.89	27.28±4.34	27.18±3.91
pH		8.00±0.57	8.13±0.39	8.40±0.70
ORP	mv	60.75±57.76	60.63±43.62	68.13±45.22
DO	mg/L	5.67±2.58	6.13±1.24	7.10±2.26
濁度	NTU	24.73±16.49	36.93±44.03	119.11±269.47
SS	mg/L	22.25±29.73	24.79±43.49	22.99±44.11
鹽度	‰	0.13±0.08	0.14±0.06	0.13±0.07
導電度	ms/cm	0.359±0.089	0.372±0.077	0.375±0.066
COD	mg/L	8.09±4.87	8.03±4.74	8.93±10.10
BOD	mg/L	5.83±5.83	4.47±4.39	4.95±5.33
葉綠素 a	mg/m <sup>3</sup>	2.01±1.71	2.41±1.66	3.02±1.67
TKN	mg N/L	0.75±0.40	0.79±0.56	1.00±0.51
氨氮	mg N/L	0.15±0.34	0.12±0.34	0.12±0.35
亞硝酸氮	mg N/L	0.01±0.01	0.01±0.00	0.00±0.00
硝酸氮	mg N/L	0.08±0.20	0.08±0.20	0.07±0.20
磷酸鹽	mg P/L	0.00±0.00	0.01±0.00	0.00±0.00
硫酸鹽	mg S/L	28.21±7.91	27.55±6.13	27.34±5.92

表 4.4 陸域地面水體標準（河川、湖泊）

分級	氫離子濃度指數(PH)	基準值			
		溶氧量 (DO) (毫克/公升)	生化需氧量 (BOD) (毫克/公升)	懸浮固體 (SS) (毫克/公升)	氨氮 (NH <sub>3</sub> -N) (毫克/公升)
甲	6.5-8.5	6.5 以上	1 以下	25 以下	0.1 以下
乙	6.0-9.0	5.5 以上	2 以下	25 以下	0.3 以下
丙	6.0-9.0	4.5 以上	4 以下	40 以下	0.3 以下
丁	6.0-9.0	3 以上	—	100 以下	—
戊	6.0-9.0	2 以上	—	無漂浮物且無油污	—

資料來源來自:地面水體分類及水質標準

陸域地面水體分類分為甲、乙、丙、丁、戊五類，其適用性質如下：

- 一、甲類：適用於一級公共用水、游泳、乙類、丙類、丁類及戊類。
- 二、乙類：適用於二級公共用水、一級水產用水、丙類、丁類及戊類。
- 三、丙類：適用於三級公共用水、二級水產用水、一級工業用水、丁類及戊類。
- 四、丁類：適用於灌溉用水、二級工業用水及環境保育。
- 五、戊類：適用環境保育。

## 4.2 底泥分析結果

本研究的數據統計自 2010 年 9 月開始至 2012 年 5 月，共採集 4 次，由於底泥參數變化較為小，故每季採集一次。研究的底泥分析項目包括水溫、pH 值、氧化還原電位(ORP)、比電導度，於每個樣區採取後立即於現場分析。

### 4.2.1 七股潟湖

#### 1. 溫度與 pH

本次研究調查溫度與 pH 在各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，溫度以第二次與第三次採樣為最低，介於  $19\sim34.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，平均值約為  $26.71\pm4.61\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。 pH 數值介於  $6.1\sim9$ ，平均值約為  $7.18\pm0.75$ 。

#### 2. ORP 與 DO

ORP 與 DO 四次的底泥採集分析並無顯著差異( $p>0.05$ )，大致介於 $-40\sim270\text{ mv}$ ，其平均值約為  $74.33\pm98.95\text{ mv}$ 。DO 四次採樣皆為  $0\text{ mg/L}$ 。

#### 3. 導電度

七股潟湖樣點因場址之水體為海水，所以導電度皆高於虎頭埤樣點。七股潟湖之導電度於各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，導電度數值介於  $21\sim56.2\text{ ms/cm}$ ，平均值約為  $19.31\pm12\text{ ms/cm}$ 。

表 4.5 七股潟湖樣區底泥分析結果

採樣日期		2010/9/30 (第一次)			2010/11/12 (第二次)		
參數	單位	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3
溫度	°C	34.1	32.3	31.6	24.5	24.3	24.9
pH		9	7.2	7.1	7.5	6.4	6.1
ORP	mv	-40	85	34	0	90	81
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0
導電度	ms/cm	13.9	15.86	18.63	13.7	13.36	10.7

採樣日期		2011/03/11 (第三次)			2011/05/25 (第四次)		
參數	單位	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3
溫度	°C	22.2	19	22.3	29.4	27.5	28.4
pH		7.1	7.0	6.6	7.4	7.2	7.4
ORP	mv	-54	75	32	70	249	270
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0
導電度	ms/cm	13.43	18.63	21	17.86	18.45	56.2

## 4.2.2 虎頭埤

### 1. 溫度與 pH

本次研究調查溫度與 pH 於各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，該樣區底泥現測分析結果（表 4.6）顯示，以第二次採樣與第三次採樣溫度較低，溫度介於  $18.3\sim28.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，平均溫度為  $24.25\pm3.04\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。pH 分析結果顯示 pH 並沒有太大變化皆介於  $6.4\sim7.13$ ，平均值約為  $6.75\pm0.22$ 。

### 2. ORP 與 DO

ORP 與 DO 於各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，ORP 數值除第二次為正值外其餘皆為負值，介於  $-157\sim173\text{ mv}$ ，平均值約為  $-38.25\pm101.18\text{ mv}$ ，若以底泥 ORP 與水中 ORP( $18\sim191\text{ mv}$ )比較，底泥 ORP 低於水中 ORP。DO 四次採樣皆為  $0\text{ mg/L}$ 。

### 3. 導電度

虎頭埤樣點之水體為淡水，所以鹽度與導電度皆低於七股潟湖樣點。鹽度與導電度各樣點間並無顯著差異( $p>0.05$ )，導電度分析結果介於  $0.24\sim0.15\text{ ms/cm}$ ，平均值為  $47.36\pm127.30\text{ ms/cm}$ 。

表 4.6 虎頭埤樣區底泥分析結果

採樣日期		2010/9/28 (第一次)			2010/11/2 (第二次)		
參數	單位	虎 1	虎 2	虎 3	虎 1	虎 2	虎 3
溫度	°C	25.4	25.6	26.9	24.2	24.9	25.8
pH		6.7	6.8	6.9	6.46	7.08	7.13
ORP	mv	-56	-69	-81	65	99	173
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0
導電度	ms/cm	0.231	0.254	0.287	0.021	0.014	0.009
採樣日期		2011/3/04 (第三次)			2011/5/27 (第四次)		
參數	單位	虎 1	虎 2	虎 3	虎 1	虎 2	虎 3
溫度	°C	18.3	19.7	21.1	25.8	28.7	24.6
pH		6.7	6.4	6.8	6.6	6.8	6.6
ORP	mv	-125	-157	-149	-54	-32	-73
DO	mg/L	0	0	0	0	0	0
導電度	ms/cm	0.328	0.394	0.444	0.297	0.288	0.312

### 4.3 總初級生產量

水中總初級生產量(GPP, Gross Primary Productivity)受藻類含量、日照強度(光合成活性輻射強度)、光合作用效率(光合作用回歸初始斜率)，以及水體光線衰減等因素決定，本計畫參考胡淑娟、黃家勤等人於曾文溪口感潮河段初級生產力之調查方法(胡等，2007a)，並參考環境保護署環境檢驗所公告之水下光強度監測方法(NIEA W224.50C)，以 Li-Cor 水下照度計由水體表面開始紀錄水中的光強度，並由(4.1)式估算水中的總初級生產量：

$$P = Chla \times \alpha \times I_0 \times \frac{1}{K_d} \quad (4.1) \text{式}$$

其中，

$P$ ：水中總初級生產量( $\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )

$Chla$ ：葉綠素 a 濃度( $\text{mg m}^{-3}$ )

$\alpha$ ：光合作用效率或光合作用回歸初始斜率 [ $\text{mg} (\text{mg chla})^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}) \text{h}^{-1}$ ]，在本研究中以  $0.025 \text{ mg} (\text{mg chla})^{-1} (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}) \text{h}^{-1}$  進行估算，此數值為(Struski et al., 2006)之平均值  $0.0025 \pm 0.008$ 。

$I_0$ ：表層光合作用有效輻射強度( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )

$K_d$ ：光衰減係數( $\text{m}^{-1}$ )，此數值為不同水深與不同水中光照度之光衰減係數經由線性回歸所求得之數值

### 4.3.1 七股潟湖

表 4.7 為七股潟湖樣區於各次採樣監測與估算總初級生產量之結果，表中顯示初級生產量與水中光衰減系數及並無明顯相關性，而與葉綠素濃度( $R=0.26$ )以及表層光合作用有效輻射強度( $R=0.52$ )有明顯正相關。監測數據估算之平均值，潟湖 1 樣區(49.5)最高，依次為潟湖 2 樣區(47.9)，潟湖上游樣區(44.5)，潟湖 3 樣區(28.1)，潟湖 4 樣區(23.9)最低。

由八次監測之數據估算潟湖樣區之總初級生產量可推估，影響總初級生產量之環境因素與監測當時的葉綠素以及表層光合作用有效輻射強度有關。本研究水中總初級生產量之估算，受到監測當時的環境因子變化較大，宜定期長期監測進行估算。

以七股潟湖與虎頭埤總初級生產量比較，虎頭埤總初級生產力明顯高於七股潟湖有顯著差異( $p=0.01957 < 0.05$ )，其主要原因為虎頭埤( $1.97\sim2.98 \text{ Chla mg m}^{-3}$ )葉綠素 a 濃度高於七股潟湖( $0.49\sim0.9 \text{ Chla mg m}^{-3}$ )。

表 4.7 七股潟湖總初級生產量監測結果(1/3)

參數 單位	監測 樣區	水中光衰減 係數, $kd\ m^{-1}$	葉綠素 a 濃度, $Chla\ mg\ m^{-3}$	光合作用效率, $\alpha$ $mg\ (mg\ chla)^{-1}$ ( $\mu\text{mol}\ m^{-2}\ s^{-1})^{h-1}$	表層光合作用有 效輻射強度, $I_0$ $\mu\text{mol}\ m^{-2}\ s^{-1}$	水中總初級生產量, P $mg\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$
2010/09/30 (第一次)	潟湖 1	1.12258	2.12	0.025	593	28.00
	潟湖 2	1.03329	0.69	0.025	4,738	79.10
	潟湖 3	1.14936	1.06	0.025	4,085	94.19
2010/11/12 (第二次)	潟湖 1	1.30716	0.99	0.025	639	12.10
	潟湖 2	1.20678	2.35	0.025	1,606	78.19
	潟湖 3	1.16723	0.27	0.025	622	3.60
2011/03/11 (第三次)	潟湖 1	0.64069	0.68	0.025	4194	111.28
	潟湖 2	0.86292	0.72	0.025	2189	45.66
	潟湖 3	0.98302	0.49	0.025	1052	13.11
2011/05/20 (第四次)	潟湖 1	0.87228	0.99	0.025	2066	58.62
	潟湖 2	0.55486	0.78	0.025	784	27.55
	潟湖 3	0.50964	0.17	0.025	1102	9.19

表 4.7 七股潟湖總初級生產量監測結果(2/3)

參數 單位	監測 樣區	水中光衰減係 數, kd m <sup>-1</sup>	葉綠素 a 濃度, Chlamg m <sup>-3</sup>	光合作用效率, $\alpha$ mg (mg chla) <sup>-1</sup> ( $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ )h <sup>-1</sup>	表層光合作用有效輻 射強度, I <sub>0</sub> $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$	水中總初級生產量,P mg C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
2011/10/06 (第五次)	潟湖上游	1.04581	0.79	0.025	2312	43.66
	潟湖 1	1.32454	2.59	0.025	2168	105.98
	潟湖 2	0.84212	0.56	0.025	3548	58.98
	潟湖 3	0.99432	0.55	0.025	1578	21.82
	潟湖 4	0.93214	0.56	0.025	1876	28.18
2011/11/16 (第六次)	潟湖上游	1.35783	1.64	0.025	1587	47.92
	潟湖 1	0.87975	0.64	0.025	1218	22.15
	潟湖 2	1.62135	0.87	0.025	3218	43.17
	潟湖 3	0.87962	0.66	0.025	2112	39.62
	潟湖 4	0.91354	0.32	0.025	2235	19.57
2012/03/05 (第七次)	潟湖上游	0.84324	0.89	0.025	1231	32.48
	潟湖 1	0.98752	0.66	0.025	1578	26.37
	潟湖 2	0.87823	0.54	0.025	1235	18.98
	潟湖 3	1.42358	0.71	0.025	2156	26.88
	潟湖 4	0.89562	0.54	0.025	1980	29.85

表 4.7 七股潟湖總初級生產量監測結果(3/3)

參數 單位	監測 樣區	水中光衰減係數, $kd\ m^{-1}$	葉綠素 a 濃度, $Chl\ mg\ m^{-3}$	光合作用效率, $\alpha$ $mg\ (mg\ chla)^{-1}$ $(\mu molm^{-2}s^{-1})h^{-1}$	表層光合作用有效輻 射強度, $I_0\ \mu molm^{-2}s^{-1}$	水中總初級生產量, P $mg\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$
2012/05/02 (第八次)	潟湖上游	1.05247	1.21	0.025	1878	53.98
	潟湖 1	1.08752	0.87	0.025	1587	31.74
	潟湖 2	0.98489	0.66	0.025	1874	31.4
	潟湖 3	1.07895	0.45	0.025	1573	16.4
	潟湖 4	1.00578	0.55	0.025	1324	18.1
平均	潟湖上游	1.07484	1.13	0.025	1752	44.51
	潟湖 1	1.02776	1.19	0.025	1755	49.53
	潟湖 2	0.99806	0.9	0.025	2399	47.88
	潟湖 3	1.02322	0.55	0.025	1785	28.1
	潟湖 4	0.93677	0.49	0.025	1854	23.92

### 4.3.2 虎頭埤

表 4.8 為虎頭埤樣區監測與估算總初級生產量之結果，八次監測的數據發現虎頭埤的總初級生產量，主要影響因子可能為葉綠素濃度( $R=0.20$ )有關。

第三次監測結果顯示，以虎頭埤 2 樣區之總初級生產量為最高(325.18)，虎頭埤 3 樣區為最低(21.35)，然而在虎頭埤 2 樣區水中光衰減係數最低(0.64)，而表層光合作用有效輻射強度為三個樣點中為最高(2974)，可能為影響總初級生產量之主因。然而虎頭埤 3 樣區則與虎頭埤 2 樣區相反，虎頭埤 3 樣區之水中光衰減係數最高(16.6)，此原因可能為影響虎頭埤 3 樣區總初級生產量之主因。由八次監測數據估算之平均值，虎頭埤 3 樣區(38.3)最高，依次為虎頭埤 1 樣區(26.9)，虎頭埤 2 樣區(23.72)。

以七股潟湖與虎頭埤總初即生產量比較，虎頭埤總初級生產力明顯高於七股潟湖有顯著差異( $p=0.01957<0.05$ )，其主要原因為虎頭埤( $1.97\sim2.98 \text{ Chla mg m}^{-3}$ )葉綠素 a 濃度高於七股潟湖( $0.49\sim0.9 \text{ Chla mg m}^{-3}$ )。

表 4.8 虎頭埤樣區總初級生產量分析結果(1/2)

參數 單位	監測 樣區	水中光衰減係 數, $k_d \text{ m}^{-1}$	葉綠素 a 濃度, $\text{Chla mg m}^{-3}$	光合作用效率, $\alpha$ $\text{mg (mg chla)}^{-1}$ $(\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1})\text{h}^{-1}$	表層光合作用有效輻 射強度, $I_0 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$	總初級生產量, P $\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$
2010/9/28 (第一次)	虎頭埤 1	1.48438	5.22	0.025	914	80.35
	虎頭埤 2	1.31353	5.22	0.025	1524	151.41
	虎頭埤 3	0.39696	5.22	0.025	725	238.34
2010/11/2 (第二次)	虎頭埤 1	1.16723	1.03	0.025	1950	43.02
	虎頭埤 2	1.06232	1.04	0.025	1776	43.47
	虎頭埤 3	0.66389	1.11	0.025	1243	51.96
2011/3/4 (第三次)	虎頭埤 1	1.14002	1.99	0.025	1134	49.49
	虎頭埤 2	0.63562	2.78	0.025	2974	325.18
	虎頭埤 3	16.6	4.97	0.025	2852	21.35
2011/5/27 (第四次)	虎頭埤 1	1.62387	0.21	0.025	2534	8.19
	虎頭埤 2	1.03423	0.51	0.025	2368	29.19
	虎頭埤 3	0.88965	2.33	0.025	2245	146.99

表 4.8 虎頭埤樣區總初級生產量分析結果(2/2)

參數 單位	監測 樣區	水中光衰減係數, $k_d \text{ m}^{-1}$	葉綠素 a 濃度, $\text{Chlamg m}^{-3}$	光合作用效率, $\alpha$ $\text{mg (mg chla)}^{-1}$ $(\mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1})\text{h}^{-1}$	表層光合作用有 效輻射強度, $I_0 \mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1}$	總初級生產量, P $\text{mg C m}^{-2} \text{h}^{-1}$
2011/9/22 (第五次)	虎頭埤 1	0.87896	0.43	0.025	2158	42.39
	虎頭埤 2	0.94515	0.95	0.025	1867	46.91
	虎頭埤 3	0.78768	0.88	0.025	1876	52.4
2011/11/8 (第六次)	虎頭埤 1	1.06874	3.12	0.025	1321	96.41
	虎頭埤 2	1.54213	3.63	0.025	2865	108.6
	虎頭埤 3	1.48485	3.11	0.025	1873	98.07
2011/3/12 (第七次)	虎頭埤 1	1.24885	2.16	0.025	1879	91.25
	虎頭埤 2	1.6873	2.88	0.025	2243	95.71
	虎頭埤 3	1.8465	3.69	0.025	1876	93.72
2012/5/4 (第八次)	虎頭埤 1	1.47832	1.62	0.025	982	26.9
	虎頭埤 2	1.57832	1.93	0.025	776	23.72
	虎頭埤 3	1.48754	2.54	0.025	896	38.25
平均	虎頭埤 1	1.261296	1.97	0.025	1609	51.5
	虎頭埤 2	1.224825	2.37	0.025	2049	110.53
	虎頭埤 3	3.019634	2.98	0.025	1698	92.64

## 4.4 CO<sub>2</sub>氣體釋放通量監測結果

本研究利用漂浮式採氣罩法測量七股潟湖與虎頭埤，湖塘水面與大氣間的 CO<sub>2</sub> 交換通量，此測量結果可含蓋水面下許多生物性、化學性及物理性的碳轉換程序所產生的淨通量結果，包括：藻類(浮游性及底棲性)淨初級生產量、微生物分解有機物的異營性呼吸 CO<sub>2</sub> 排放、動物(魚蝦類)的異營性、碳酸鈣沉積(牡蠣珊瑚的 CO<sub>2</sub> 吸收)、及無機碳的擴散傳輸等。本研究在七股潟湖所設置的五個氣體採樣點，以能真實量測潟湖異營性好氧/厭氧呼吸作用產生 CO<sub>2</sub> 通量，因為植物存在時日間光合作用(photosynthesis)會干擾異營性呼吸作用 CO<sub>2</sub> 通量的量測。

潟湖週遭的陸域環境經常有人為活動(如城鎮、養殖、及其他土地使用)或鄰近的生態系統(如紅樹林、河口)，將溶解性及顆粒性營養物及有機物帶入潟湖，造成水質優養化導致藻類過量生長。儘管如此，增加的有機物負荷經礦化分解產生 CO<sub>2</sub> 或河口上游段及鄰近紅樹林或草澤帶入的無機碳，均會使得潟湖形成 CO<sub>2</sub> 的釋放場所(Kone et al., 2009; Laruelle et al., 2010)。另外，為了探討河口間距離增加是否造成釋放通量減少的原因，則在四次採樣後，額外在潟湖 1 上游處增設一個潟湖上游樣點，以確定其原因。而為了探討蚵棚存在對 CO<sub>2</sub> 釋放/產生的影響，則在四次採樣後在潟湖 3 監測點附近額外設置一重複採

氣樣點，且設在距離潟湖 3 號樣點十公尺處其他蚵棚養殖區域，以做為比對。

虎頭埤週遭環境與七股潟湖相似，在此水域的上游處有人為活動（城鎮、開墾），經由上游溪流（虎頭溪）帶入的外來有機物，然而生物地質化學程序或物質循環，與位於其周遭集水區（catchment）的陸域生態系統有密切的關聯，這些陸域生態系統包括森林、濕地、耕作農地等。而此水域經常接收集水區的水源進流(例如溪河、暴雨逕流、地下水、農業逕流)，來自森林、濕地、耕作農地等高生產量的土地之外來(allochthonous)含碳及營養物質，便隨著水源進入水域。然而虎頭埤為灌溉用水之水庫，若下游農田無乾涸缺水的情況則持續蓄水，除非下游農田乾涸缺水或因水庫水位過高，才會採取洩洪放水，因此藻類生物量進而在埤塘中衍生累積。

#### 4.4.1 七股潟湖

##### 4.4.1.1 時間空間變化

表 4.9 為七股潟湖樣區八次採樣  $\text{CO}_2$  釋放通量監測結果，圖 4.1 為七股潟湖 5 個採樣點個別在八次採樣中  $\text{CO}_2$  釋放通量的統計結果（平均值及標準偏差）。表 4.10 為利用 Duncan 檢定分析各樣點之間的  $p$  值，以判斷各樣點  $\text{CO}_2$  通量之間的差異顯著性。 $\text{CO}_2$  釋放通量於八次採樣中前四次採樣以潟湖 1 樣區為最高，而後四次採樣則以潟湖上

游樣區為最高。潟湖上游樣區介於  $8.73 \sim 17.62 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $12.33 \pm 3.76 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )；潟湖 1 樣區介於  $2.86 \sim 9.23 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $7.65 \pm 3.37 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )；潟湖 2 樣區介於  $3.85 \sim 7.48 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $5.34 \pm 1.63 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )；潟湖 3 樣區介於  $0.13 \sim 4.53 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $1.65 \pm 1.72 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )；潟湖 4 樣區介於  $0.07 \sim 3.77 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $1.67 \pm 1.80 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )。

結果顯示，七股潟湖樣區以潟湖上游  $\text{CO}_2$  釋放通量為最高依次為潟湖 1、潟湖 2、潟湖 3、潟湖 4，越靠近河口則釋放通量越高，潟湖上游監測的結果明顯高於其他 4 個監測點，潟湖的  $\text{CO}_2$  釋放通量隨著河口間的距離增加而逐漸減少，越靠近河口  $\text{CO}_2$  釋放通量越高，有顯著的空間變化。潟湖 3 與潟湖 4 的通量最低，此監測點經觀察後發現，其釋放通量較低可能是因為樣點設置在靠近蚵棚的地方，使得碳酸鈣沉積(牡蠣珊瑚的  $\text{CO}_2$  吸收)較為頻繁，造成此樣點的  $\text{CO}_2$  釋放通量降低。而於時間上並無明顯的差異，因在時間上並無明顯區隔出四季的時間，且釋放通量穩定，因此並無明顯時間上的變化，而此場址於空間變化上則有明顯差異( $p = 8.99 \times 10^{-7} < 0.05$ )。若以七股潟湖與虎頭埤兩場址  $\text{CO}_2$  通量互相比較，可發現雖然兩場址  $\text{CO}_2$  通量趨勢皆為越接近河口(溪口) 則釋放通量越為明顯，但於釋放通量上並無明顯的差異( $p = 0.35 > 0.05$ )。

表 4.9 七股潟湖樣區 CO<sub>2</sub>交換通量監測結果

監測參數 單位	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
採樣位置	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
2010/9/30		6.04	3.85	2.47	
2010/11/12		14.46	7.48	3.05	
2011/3/11		5.65	4	0.03	
2011/5/25		2.86	7.17	0.13	
2011/10/6	11.63	8.59	7.17	4.53	3.77
2011/11/16	8.73	7.02	4.68	2.55	2.57
2012/3/5	11.33	7.31	4	0.03	0.07
2012/5/2	17.62	9.23	4.33	0.42	0.28
八次平均值	12.33±3.26	7.65±3.31	5.34±1.51	1.65±1.69	1.67±1.56

(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放

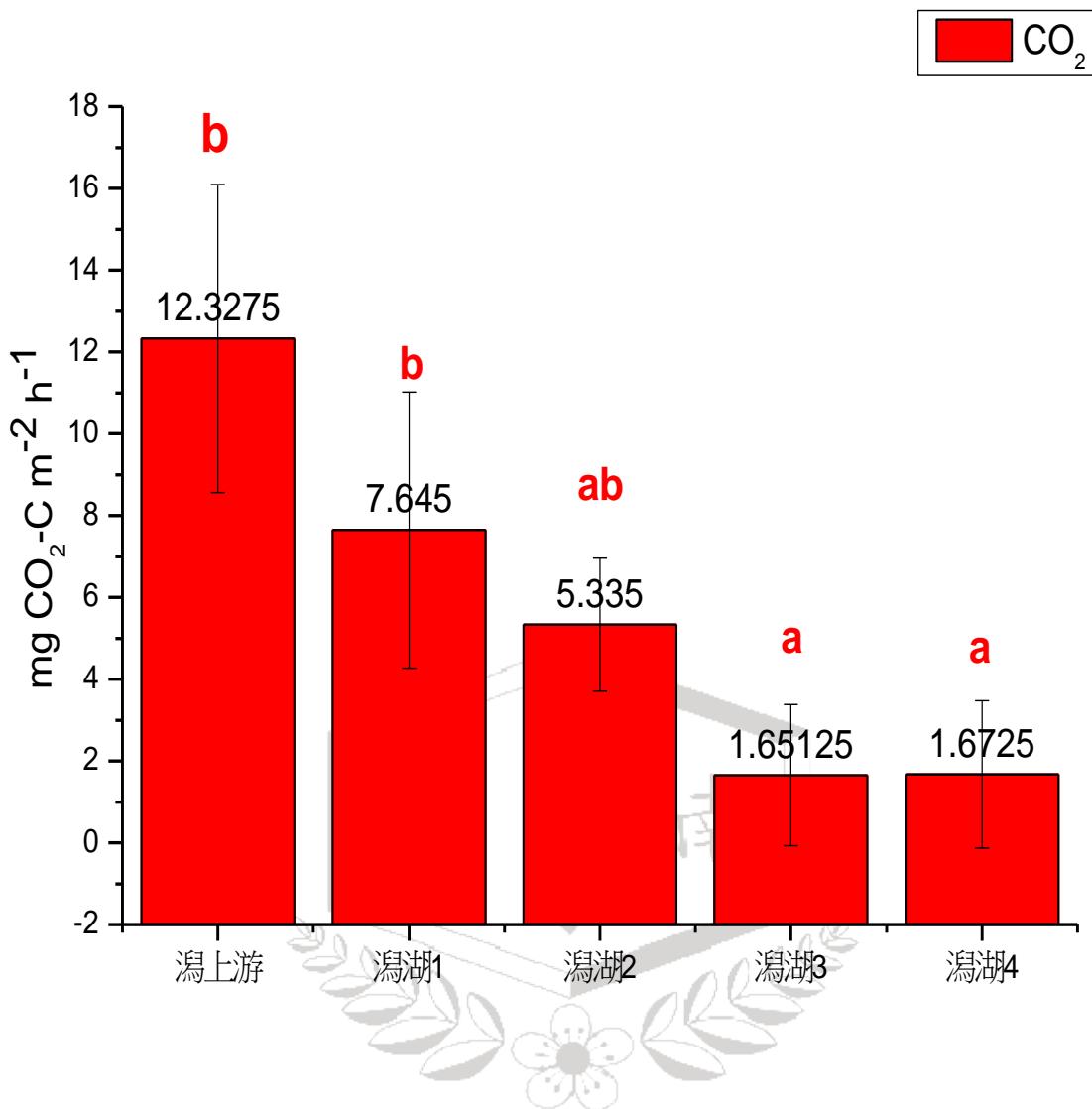
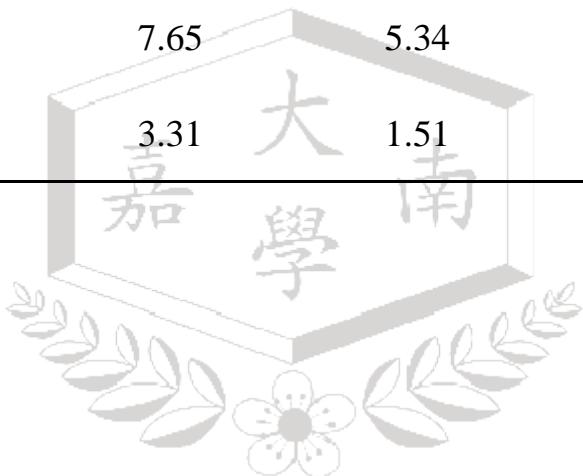


圖 4.1 七股潟湖樣區  $\text{CO}_2$  交換通量平均值與標準偏差，a 及 b 代表數據之間存在顯著差異( $p<0.05$ )

表 4.10 七股潟湖各樣點 CO<sub>2</sub> 釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
潟湖上游		p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>
潟湖 1			p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>
潟湖 2				p>0.05	p>0.05
潟湖 3					p>0.05
潟湖 4					
AVE (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	12.33	7.65	5.34	1.65	1.67
STD (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	3.26	3.31	1.51	1.69	1.56



#### 4.4.1.2 平均年通量估算

本研究採用 Kone et al. (2009)所進行的方法，假設空氣—水面小時  $\text{CO}_2$  交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值 ( $CO_{2,r,s}$ )推估出每日平均通量(以  $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統  $\text{CO}_2$  交換通量： $(F_{NEE})_r$  式(4.2)。如下所示：

$$(F_{NEE})_r = \left[ \sum_{s=1}^4 (CO_{2,r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (4.2)$$

其中，

$r, s = r$  表示監測位置代號， $s$  代表測量季節代號

$CO_{2,r,s}$  = 在  $r$  樣點  $s$  季節量測的空氣—水面  $\text{CO}_2$  交換通量,  $\text{mg C m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

$n_s$  = 不同季節調查每季所代表的天數， $\text{d}$ 。 $\sum_s n_s = 365$

$(F_{NEE})_r$  = 樣點  $r$  的年平均淨生態系統  $\text{CO}_2$  交換通量,  $\text{g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

本研究(表 4.11)五個採樣點八次採樣以式(4.2)估算出年平均釋放通量分別為 107.06、65.89、45.49、12.96 及 13.16  $\text{g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ，證實為  $\text{CO}_2$  的排放源。Laruelle et al. (2010)曾為了估算全球河口及潟湖海岸水域之碳源或碳匯功能，編輯了 62 筆使用  $\text{pCO}_2$  方法測量全球河口及潟湖水域空氣—水面  $\text{CO}_2$  交換通量的數據(表 4.12 列舉其中 25 筆數據)，這些數據均為已發表於國際期刊論文的資料。結果顯示河口水域的通量數據均為正值，亦即河口水域為大氣  $\text{CO}_2$  的來源(source

of CO<sub>2</sub>)，年平均釋放通量介於 26.4~912 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>，平均值為 308.4 ± 189.6 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。潟湖水域的國際資料還很少，6 筆資料中僅有一筆為負值，其餘 5 筆資料都為正值，年平均釋放通量介於 -46.8~490.8 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>，平均值為 207.6 ± 199.2 g CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。

**表 4.11 利用擴大計算法估算潟湖 CO<sub>2</sub> 通量年平均值**

監測參數 單位	二氧化碳 CO <sub>2</sub> g CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>
潟湖上游	107.06
潟湖 1	65.89
潟湖 2	45.49
潟湖 3	12.96
潟湖 4	13.16
平均值	48.91±39.53

表 4.12 不同河口與潟湖的空氣—水面年平均 CO<sub>2</sub>交換通量(1/2)

水域場址	位置	CO <sub>2</sub> 交換通量 (g CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	文獻來源
河口			
Diplin River	美國	256.8	Wang and Cai (2004)
Gaderu creek	印度	244.8	Borges et al. (2003)
Itacuraca creek	巴西	496.8	Borges et al. (2003)
Khura River	泰國	428.4	Miyajima et al. (2009)
Kidogoweni creek	肯亞	284.4	Bouillon et al. (2007a)
Kien Vang creek(雨季),	越南	678	Kone ang Borges (2008)
Kien Vang creek, (旱季)	越南	141.6	Kone ang Borges (2008)
Mooringanga creek	印度	102	Borges et al. (2003)
Nagada creek	印度	190.8	Borges et al. (2003)
Ras Dege creek	坦尚尼亞	148.8	Bouillon et al. (2007b)
Sapamukhi creek	印度	248.4	Borges et al. (2003)
Shark River	美國	220.8	Kone ang Borges (2008)
Tam Giang creek, (旱季)	越南	619.2	Kone ang Borges (2008)
Tam Giang creek, (雨季)	越南	562.8	Kone ang Borges (2008)
Trang River	泰國	370.8	Miyajima et al. (2009)
Randers Fjord	丹麥	26.4	<u>Gazeau et al. (2005a)</u>
Elbe	德國	636	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Rhine	德國	476.4	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Scheldt	荷蘭	756	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Thames	英國	883.2	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Tamar	西班牙	897.6	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Loire	法國	772.8	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Gironde	法國	369.6	Abril et al., 2003
Douro	葡萄牙	912	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>
Sado	波蘭	375.6	<u>Frankignoulle et al. (1998)</u>

<sup>a</sup> 正值代表 CO<sub>2</sub> 釋放到大氣，負值表示從大氣吸收 CO<sub>2</sub>

表 4.12 不同河口與潟湖的空氣—水面年平均 CO<sub>2</sub> 交換通量(2/2)

潟湖			
Aby lagoon	象牙海岸	<b>-46.8</b>	Kone et al. (2009)
Aveiro lagoon	葡萄牙	148.8	Borges and Frankignoulle (unpublished)
Ebrie lagoon	象牙海岸	373.2	Kone et al. (2009)
Potou lagoon	象牙海岸	490.8	Kone et al. (2009)
Tagba lagoon	象牙海岸	220.8	Kone et al. (2009)
Tendo lagoon	象牙海岸	61.2	Kone et al. (2009)
七股潟湖測點上游		107.06	本研究
七股潟湖測點一		65.89	
七股潟湖測點二		45.49	
七股潟湖測點三		12.96	
七股潟湖測點四		13.16	

<sup>a</sup> 正值代表 CO<sub>2</sub> 釋放到大氣，負值表示從大氣吸收 CO<sub>2</sub>



## 4.4.2 虎頭埤

### 4.4.2.1 時間空間變化

如表 4.13 於虎頭埤三個樣區八次採樣所測得的  $\text{CO}_2$  釋放通量大多 (24 筆資料中有 22 筆) 為正值(釋放)，此結果說明虎頭埤為  $\text{CO}_2$  排放源場所(carbon source)。表 4.14 為利用 Duncan 檢定分析各樣點之間的  $p$  值，以判斷各樣點  $\text{CO}_2$  通量之間的差異顯著性。

圖 4.2 為淡水埤塘虎頭埤 3 個採樣點個別在八次採樣中  $\text{CO}_2$  釋放通量的統計結果(平均值及標準偏差)。結果顯示，虎頭埤樣點中虎頭埤 1 樣區  $\text{CO}_2$  釋放通量介於  $1.95 \sim 60.57 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $17.83 \pm 18.7 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )，虎頭埤 2 樣區介於  $-2.89 \sim 22.89 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $8.32 \pm 8.24 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )，虎頭埤 3 樣區介於  $-4.79 \sim 9.88 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $3.36 \pm 4.29 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )。虎頭埤 1 高於其他兩個樣點。虎頭埤 3 為最遠離溪口且最靠碼頭，虎頭埤 2 則介於虎頭埤 1 及 3 之間。因此埤塘的  $\text{CO}_2$  釋放通量隨著與上游水源入口的距離增加而逐漸減少，越靠近溪流入口  $\text{CO}_2$  釋放通量越高。於此樣點有明顯的空間變化 ( $p=0.03268 < 0.05$ )，而於時間上並無明顯的差異，因在時間上並無明顯區隔出四季的時間，且釋放通量穩定，因此並無明顯時間上的變化。以七股潟湖與虎頭埤兩場址  $\text{CO}_2$  通量互相比較，可發現雖然兩場址  $\text{CO}_2$  通量趨勢皆為越接近河口(溪口) 則釋放通量越為明顯，但於釋放

通量上並無明顯的差異( $p=0.35>0.05$ )。

表 4.13 虎頭埤樣區 CO<sub>2</sub> 交換通量監測結果

監測參數 單位	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
採樣位置	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
2010/9/28	12.89	<b>-2.68</b>	<b>-4.79</b>
2010/11/2	60.57	22.89	6.31
2011/3/4	9.95	2.28	4.82
2011/7/4	1.95	1.18	0.92
2011/9/22	10.36	4.18	3.62
2011/11/8	27.25	14.66	9.88
2012/3/12	12.14	9.83	4.29
2012/5/4	7.51	4.22	1.83
八次平均值	17.83±20.08	8.32±7.91	3.36±2.97

(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放

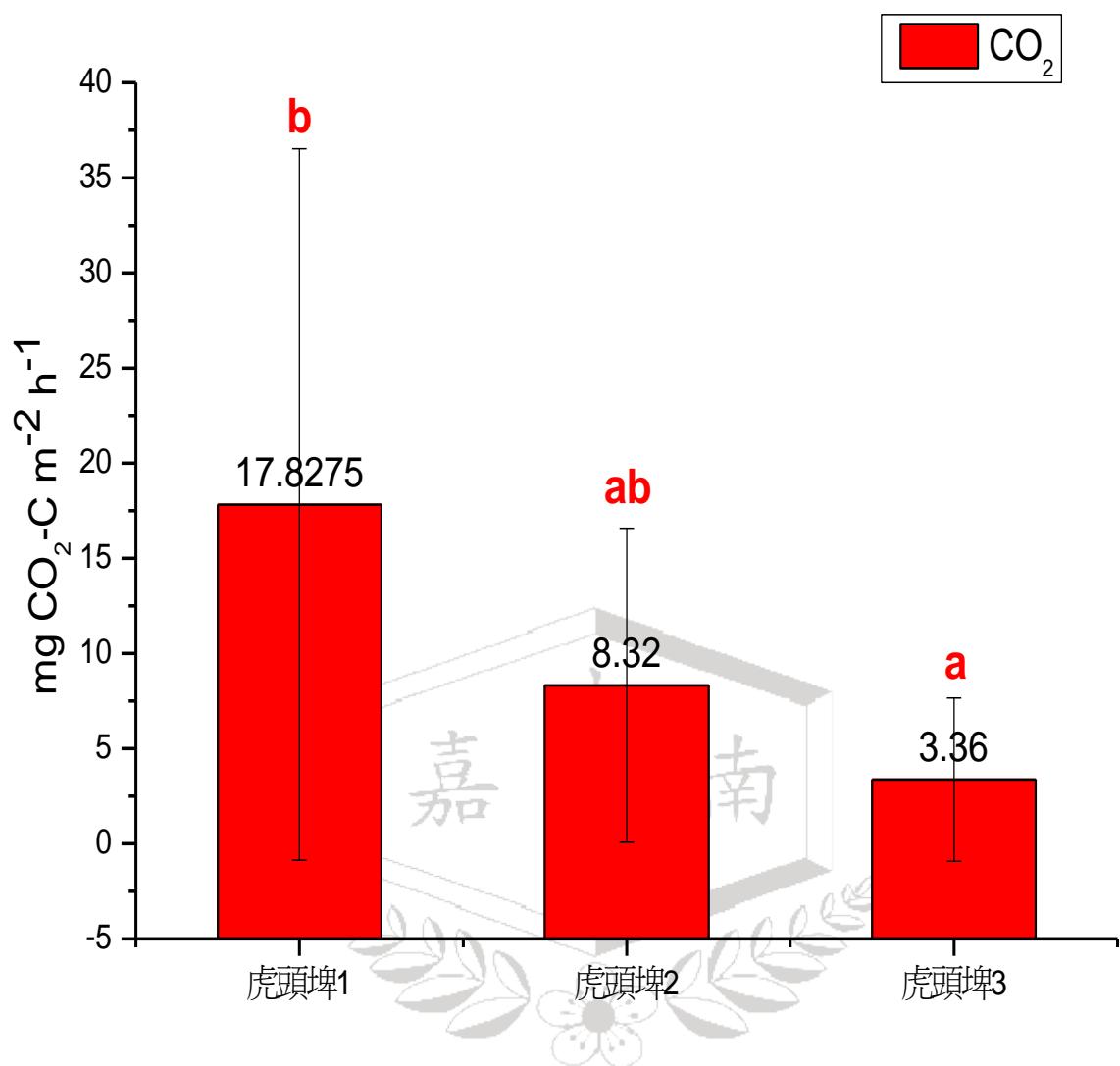
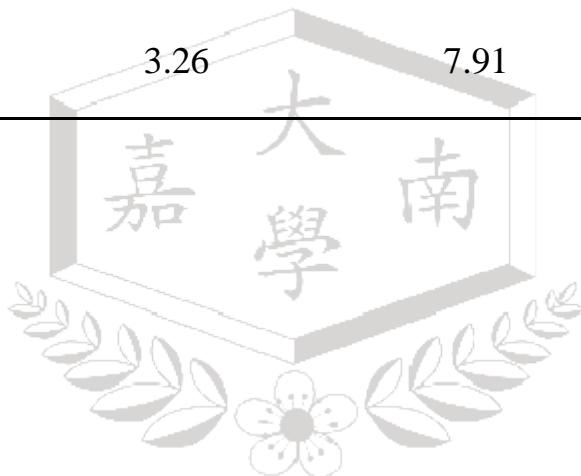


圖 4.2 虎頭埤樣區  $\text{CO}_2$  交換通量平均值與標準偏差，a 及 b 代表數據之間存在顯著差異( $p<0.05$ )

表 4.14 虎頭埤各樣點 CO<sub>2</sub> 釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
虎頭埤 1		p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>
虎頭埤 2			p>0.05
虎頭埤 3			
AVE (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	17.83	8.32	3.36
STD (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	3.26	7.91	2.97



#### 4.4.2.2 平均年通量估算

本研究(如表 4.15)在虎頭埤場址於 2010 年 9 月~2012 年 5 月期間八次採樣以上述式(4.2)估算出年平均釋放通量再將此數值換算為日平均釋放通量，為  $83.69\sim410.57 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，均落在文獻值範圍內，由於國內水域終年不結冰，因此可換算年平均淨生態系統  $\text{CO}_2$  釋放通量( $F_{NEE}$ )為  $30.55\sim149.86 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。表 4.16 收集了文獻中報導埤塘、湖泊及水庫的  $\text{CO}_2$  釋放通量。由於大多被調查的水域都在溫帶及寒帶，冬季時水面往往結冰無法調查，無法監測一整年的通量結果，因此表中的文獻值乃換算為日平均通量表示及比較。結果顯示三種水域的  $\text{CO}_2$  通量均為正值，亦即埤塘、湖泊及水庫為大氣  $\text{CO}_2$  的來源(source of  $\text{CO}_2$ )，日平均釋放通量分別介於  $5\sim3,132 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 $5\sim548 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 $409\sim11,712 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。

表 4.15 利用擴大計算法估算淡水埤塘 CO<sub>2</sub> 通量年平均值

監測參數	二氧化碳 CO <sub>2</sub>	二氧化碳 CO <sub>2</sub>
單位	mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	g CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>
虎頭埤 1	410.57	149.86
虎頭埤 2	206.65	75.43
虎頭埤 3	83.69	30.55
平均值	233.64±165.10	85.28±60.26

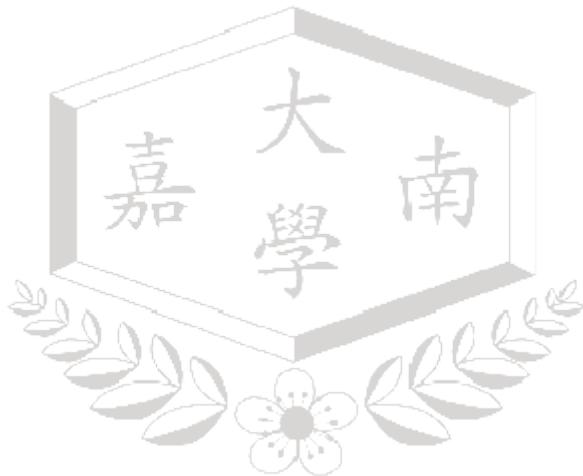


表 4.16 不同埤塘、湖泊及水庫 CO<sub>2</sub> 交換通量

淡水水域	位置	CO <sub>2</sub> 交換通量 (mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	文獻來源
埤塘			
Jankalaisenlampi pond	芬蘭	144	Huttunen et al. (2003a)
Kotsamolampi Pond	芬蘭	5	Huttunen et al. (2003a)
Three wetland ponds	加拿大	982~3132	Hamilton et al. (1994)
A beaver pond	加拿大	1692	Roulet et al. (1997)
虎頭埤測點一	台灣	411	本研究
虎頭埤測點二	台灣	207	
虎頭埤測點三	台灣	87	
湖泊			
Lake Postilampi	芬蘭	79	Huttunen et al. (2003a)
Lake Kevaton	芬蘭	180	Huttunen et al. (2003a)
Crystal bog	美國	366	Riera et al. (1999)
Trout Bog	美國	548	Riera et al. (1999)
Sparkling Lake	美國	5	Riera et al. (1999)
Williams Lake	美國	5	Striegl and Michmerhuizen (1998)
Shingobee Lake	美國	438	Striegl and Michmerhuizen (1998)
Priest Pot	英國	480	Casper et al. (2000)
Mirror Lake	美國	80~138	Cole and Caraco (1998)
Five shallow lakes	荷蘭	403	Schrier-Uijl et al. (2010)
Lake	全球平均	191	St. Louis et al. (2000)
大鬼湖及翠峰湖	台灣	ND	張哲明等 (1998)
水庫			
Petit-Saut Reservoir	法屬圭亞那	1620	Guerin et al. (2007)
Balbina Reservoir	巴西	912	Guerin et al. (2006)
Samuel Reservoir	巴西	11712	Guerin et al. (2006)
Temperate Reservoir	全球平均	409	St. Louis et al. (2000)
Tropical Reservoir	全球平均	818	St. Louis et al. (2000)

## 4.5 CH<sub>4</sub> 氣體釋放通量監測結果

### 4.5.1 七股潟湖

#### 4.5.1.1 時間空間變化

如表 4.17，五個樣點、八次採樣分析結果顯示，CH<sub>4</sub>於潟湖樣區內所測得的釋放通量大多(32 筆資料中的 30 筆)為正值(CH<sub>4</sub> 釋放)。圖 4.3 為七股潟湖五個採樣點個別在八次採樣中 CH<sub>4</sub> 釋放通量的統計結果(平均值及標準偏差)。結果顯示，CH<sub>4</sub> 釋放通量於潟湖上游樣區介於 0.07~0.62 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(0.29 ±0.25 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖 1 樣區介於-0.22~0.44 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(0.13±0.2 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖 2 樣區介於 0.01~0.29 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(0.14±0.15 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖 3 樣區-0.03~0.12 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (0.09 ±0.13 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖 4 樣區 0.02~0.12 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (0.07 ±0.05 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)。潟湖上游依序下來，潟湖 1，潟湖 2，潟湖 3，潟湖 4，於各樣點間並無明顯變化( $p>0.05$ )，如表 4.18 利用 Duncan 檢定分析各樣點之間的  $p$  值，以判斷各樣點 CH<sub>4</sub> 通量之間的差異顯著性。而在時間上並無明顯區隔出四季的時間，但均非常低且穩定釋放，因此並無明顯時間上的變化。

由於河口與潟湖受淡水排放及感潮的影響，鹽分的空間與時間變動性相當大，往淡水上游方向河段因鹽份少(硫酸鹽濃度小)，較無甲

烷化抑制作用發生，水中  $\text{CH}_4$  濃度較高，因此有較高的  $\text{CH}_4$  釋放通量；相反地，往海水方向，鹽分逐漸增加，甲烷化受到抑制，水中  $\text{CH}_4$  濃度降低，因此  $\text{CH}_4$  釋放通量較低(Middelburg et al., 2002)。以七股潟湖  $\text{CH}_4$  與虎頭埤  $\text{CH}_4$  互相比較可發現七股潟湖如上述所言甲烷化作用受到海水抑制，而虎頭埤水體為淡水，並無甲烷化作用的抑制，而有較高的  $\text{CH}_4$  釋放通量，因此七股潟湖低於虎頭埤 ( $p=0.00981<0.05$ )。

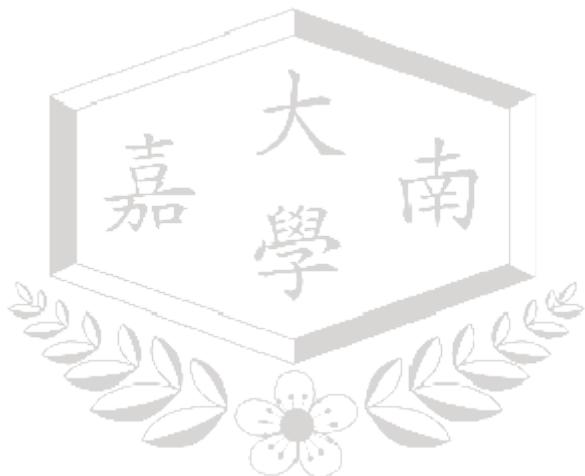
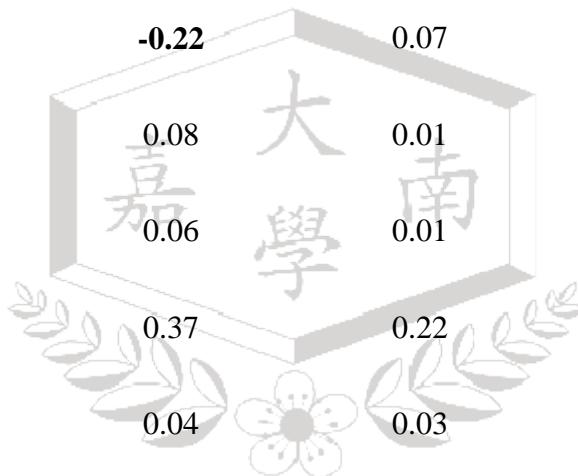


表4.17七股潟湖樣區CH<sub>4</sub>交換通量監測結果

監測參數	CH <sub>4</sub>				
單位	mg CH <sub>4</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>				
採樣位置	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
2010/9/30		0.1	0.29	0.07	
2010/11/12		0.14	0.09	0.03	
2011/3/11		0.44	0.43	0.4	
2011/5/25		<b>-0.22</b>	0.07	<b>-0.03</b>	
2011/10/6	0.33	0.08	0.01	0.01	0.02
2011/11/16	0.07	0.06	0.01	0.11	0.04
2012/3/5	0.62	0.37	0.22	0.07	0.12
2012/5/2	0.12	0.04	0.03	0.07	0.1
八次平均值	0.29±0.25	0.13±0.20	0.14±0.15	0.09±0.13	0.07±0.05



(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放

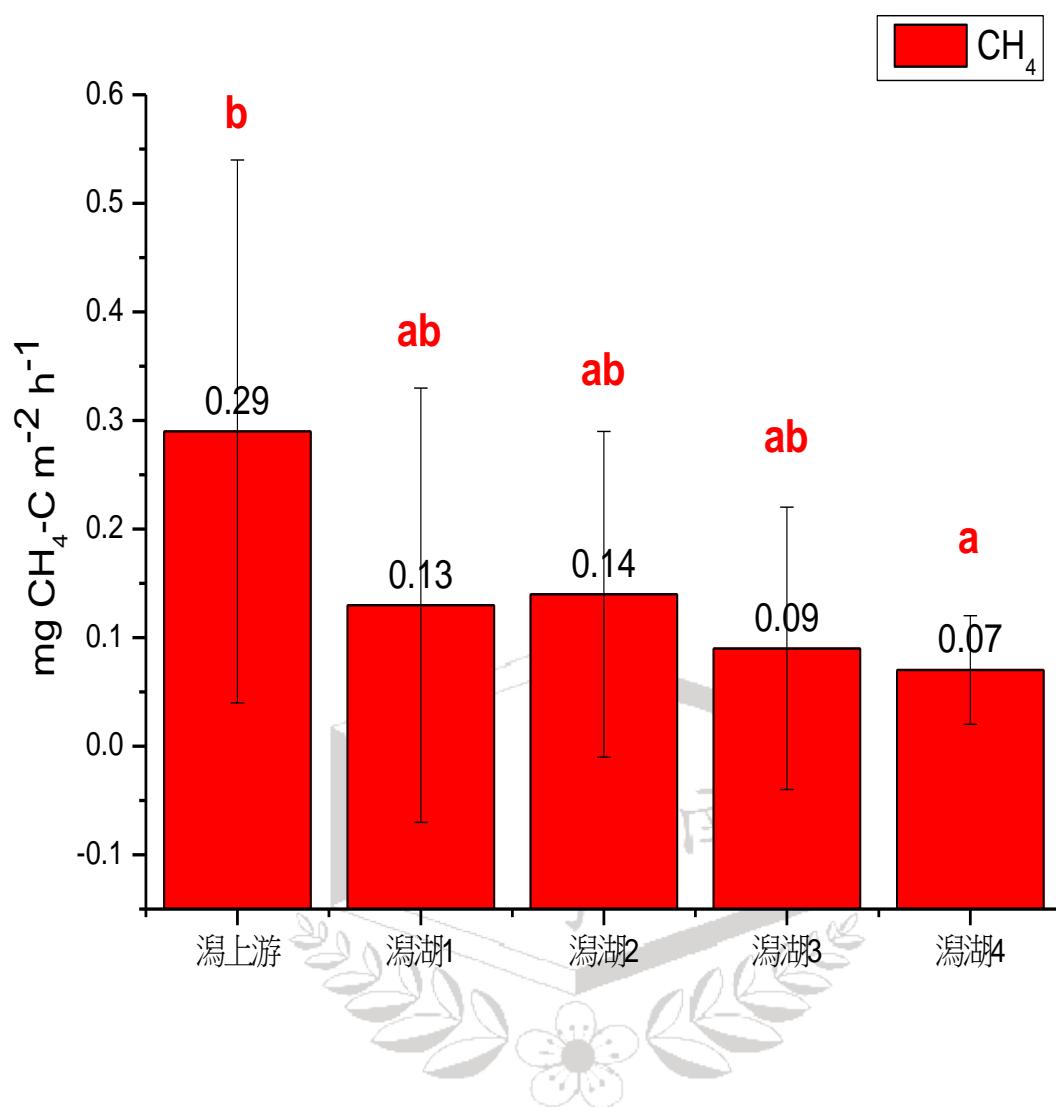
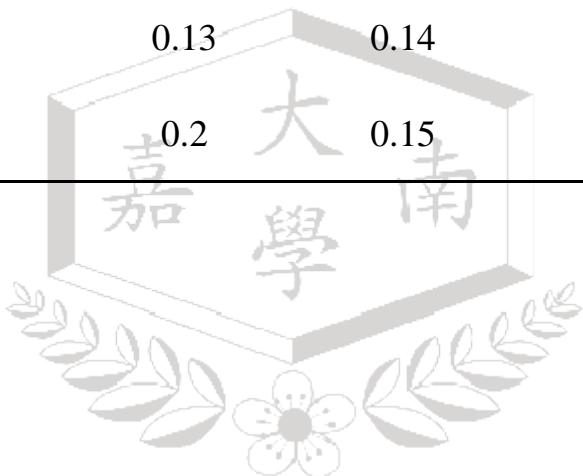


圖4.3 七股潟湖樣區CH<sub>4</sub>交換通量平均值與標準偏差，a及b代表

數據之間存在顯著差異( $p < 0.05$ )

表 4.18 七股潟湖各樣點  $\text{CH}_4$  釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
潟湖上游		$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$	<b><math>p&lt;0.05</math></b>
潟湖 1			$p>0.05$	$p>0.05$	$p>0.05$
潟湖 2				$p>0.05$	$p>0.05$
潟湖 3					$p>0.05$
潟湖 4					
AVE ( $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )	0.29	0.13	0.14	0.09	0.07
STD ( $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )	0.25	0.2	0.15	0.13	0.05



#### 4.5.1.2 平均年通量估算

本研究假設空氣—水面的小時CH<sub>4</sub>交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值( $CH_{4r,s}$ )推估出每日平均通量(以 mg C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> 為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統 CH<sub>4</sub> 交換通量： $(F_{ME})_r$  (公式 3.10)。並根據空間外推法的概念，以式(3.11)估算出整個調查場址(潟湖或埤塘)的年平均淨生態系統 CH<sub>4</sub> 釋放通量( $F_{NEE}$ )。

$$(F_{ME})_r = \left[ \sum_s (CH_{4r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (4.3)$$

其中，

$r, s = r$  表示監測位置代號， $s$  代表測量月份代號

$CH_{4r,s}$  = 在  $r$  樣區  $s$  月份量測的 CH<sub>4</sub> 釋放通量, mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup>

$n_s$  = 不同月份調查每次所代表的天數，d。  $\sum_s n_s = 365$

$(F_{ME})_r$  = 樣區  $r$  的年平均 CH<sub>4</sub> 釋放通量，g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>

本研究七股潟湖如表 4.19 以式(4.3)估算的 CH<sub>4</sub> 年平均釋放通量分別為 2.81、1.37、1.43、0.93 及 0.66 g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。而表 4.20 提供國內外河口及潟湖 CH<sub>4</sub> 釋放通量的比較。不同場址的調查結果變動相當大，介於 0.24~1270 g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。此變異性主要為不同河口及潟湖的污染性及水域的鹽分所影響。表 4.20 所列由不同團隊調查國內台南曾文溪口(王銀波和謝學武，1997)、彰化大肚溪口(王樹倫等，1997)、高屏溪大鵬灣(張哲明等，1998)等近岸的海岸生態系統的 CH<sub>4</sub>

釋放通量，顯示此數值均很接近且相當低，介於 0.79~6.90 g CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。

表 4.19 利用擴大計算法估算潟湖 CH<sub>4</sub> 通量年平均值

監測參數	甲烷 CH <sub>4</sub>
單位	g CH <sub>4</sub> -C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>
潟湖上游	2.81
潟湖 1	1.37
潟湖 2	1.43
潟湖 3	0.93
潟湖 4	0.66
平均值	1.43±0.83

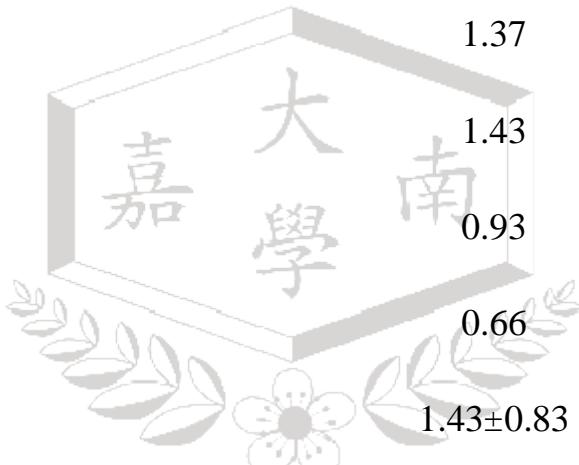


表 4.20 不同河口及潟湖的 CH<sub>4</sub> 釋放通量

水域場址	位置	CH <sub>4</sub> 釋放通量 (mg CH <sub>4</sub> -Cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	年平均 CH <sub>4</sub> 釋放通量 (g CH <sub>4</sub> -Cm <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	文獻來源
European tidal estuaries	European Average	1.56	0.57	Middelburg et al. (2002)
Adyar Estuary, 印度	13°N	48.06~827.46	102.36	Ramesh et al. (1997)
Vembanad Lagoon, 印度	淡水	3477.60	1269.32	Verma et al. (2002)
	半鹹水	167.40	61.10	
Pulicate lake, 印度	13°24'N, 80°02'E	2.16 0.65 3.36	0.79 0.24 1.23	Shalini et al. (2006)
台南曾文溪口		18.90	6.90	王銀波和謝學武，1997
彰化大肚溪口		7.38	2.69	王樹倫等，1997
高屏溪大鵬灣		2.16	0.79	張哲明等，1998
四草濕地		-0.59~0.48	-5.17~4.20	李偉搖，2011
葫蘆埤生態公園		-0.02~6.7	-0.18~58.69	
嘉南科大人工濕地		-4.17~16.64	-36.53~145.77	賴建志，2008
鳥松濕地		0.51~3.6	4.47~31.54	
關渡濕地		0.02~5.7	0.18~49.93	楊盛行，2003
港南溪口濕地		0~0.16	0.00~1.40	
港南湖區濕地		0.04~5.37	0.35~47.04	
臺南近岸		0.011~0.016	0.10~0.14	王樹倫等，1997
南灣近岸		0.0008~0.019	0.01~0.2	
澎湖近岸		0.011±0.019	0.11	
金門近岸		0.007±0.004	0.06	
馬祖近岸		0.005 ±0.004	0.04	
七股潟湖測點上游			2.81	本研究
七股潟湖測點一			1.37	
七股潟湖測點二			1.43	
七股潟湖測點三			0.93	
七股潟湖測點四			0.66	

## 4.5.2 虎頭埤

### 4.5.2.1 時間空間變化

如表4.21於虎頭埤三個樣區八次採樣所測得的CH<sub>4</sub>釋放通量全部為正值(CH<sub>4</sub>釋放)，此結果說明虎頭埤為CH<sub>4</sub>排放場所。

表 4.22 為利用 Duncan 檢定分析各樣點之間的 *p* 值，以判斷各樣點 CH<sub>4</sub> 通量之間的差異顯著性。圖 4.4 為淡水埤塘虎頭埤 3 個採樣點個別在八次採樣中 CH<sub>4</sub> 釋放通量的統計結果(平均值及標準偏差)。八次採樣的 CH<sub>4</sub> 釋放通量統計結果，虎頭埤 1 樣區 CH<sub>4</sub> 釋放通量介於 1.22~3.88 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (2.34±0.96 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，虎頭埤 2 樣區介於 0.42~5.43 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (1.68±1.66 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，虎頭埤 3 樣區介於 0.04~4.01 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (0.10±1.35 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)。

虎頭埤 1 樣區為最靠近埤塘上游的水源(虎頭溪)入口的測點，虎頭埤 3 為最遠離溪口且最靠碼頭，虎頭埤 2 則介於虎頭埤 1 及 3 之間。因此，上述結果說明虎頭埤的 CH<sub>4</sub> 釋放通量隨著與上游水源入口間的距離增加而逐漸減少，越靠近溪流入口 CH<sub>4</sub> 釋放通量越高，有顯著的空間變化(*p*=0.00277<0.05)。而於時間上並無明顯的差異，因在時間上並無明顯區隔出四季的時間，且持續排放釋放通量穩定，因此並無明顯時間上的變化。虎頭埤樣區的 CH<sub>4</sub> 氣體釋放通量，均高於七股

潟湖所監測之  $\text{CH}_4$  釋放通量且有明顯差異( $P=0.00981 < 0.05$ )。此結果證實海岸水體因海水含高濃度硫酸鹽抑制  $\text{CH}_4$  生成作用，導致較低的  $\text{CH}_4$  釋放通量；反觀，淡水埤塘無甲烷化作用的抑制，而有較高的  $\text{CH}_4$  釋放通量。

**表 4.21 虎頭埤樣區  $\text{CH}_4$  交換通量監測結果**

監測參數 單位	$\text{CH}_4$ $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$	$\text{CH}_4$ $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$	$\text{CH}_4$ $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$
採樣位置	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
2010/9/28	3.41	5.43	0.23
2010/11/2	1.91	0.42	0.08
2011/3/4	1.22	0.62	0.04
2011/7/4	2.8	0.14	0.05
2011/9/22	3.61	1.47	4.01
2011/11/8	2.64	1.56	0.1
2012/3/12	1.76	1.22	0.8
2012/5/4	3.88	1.25	0.87
八次平均值	$2.65 \pm 0.96$	$1.51 \pm 1.66$	$0.77 \pm 1.35$
(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放			

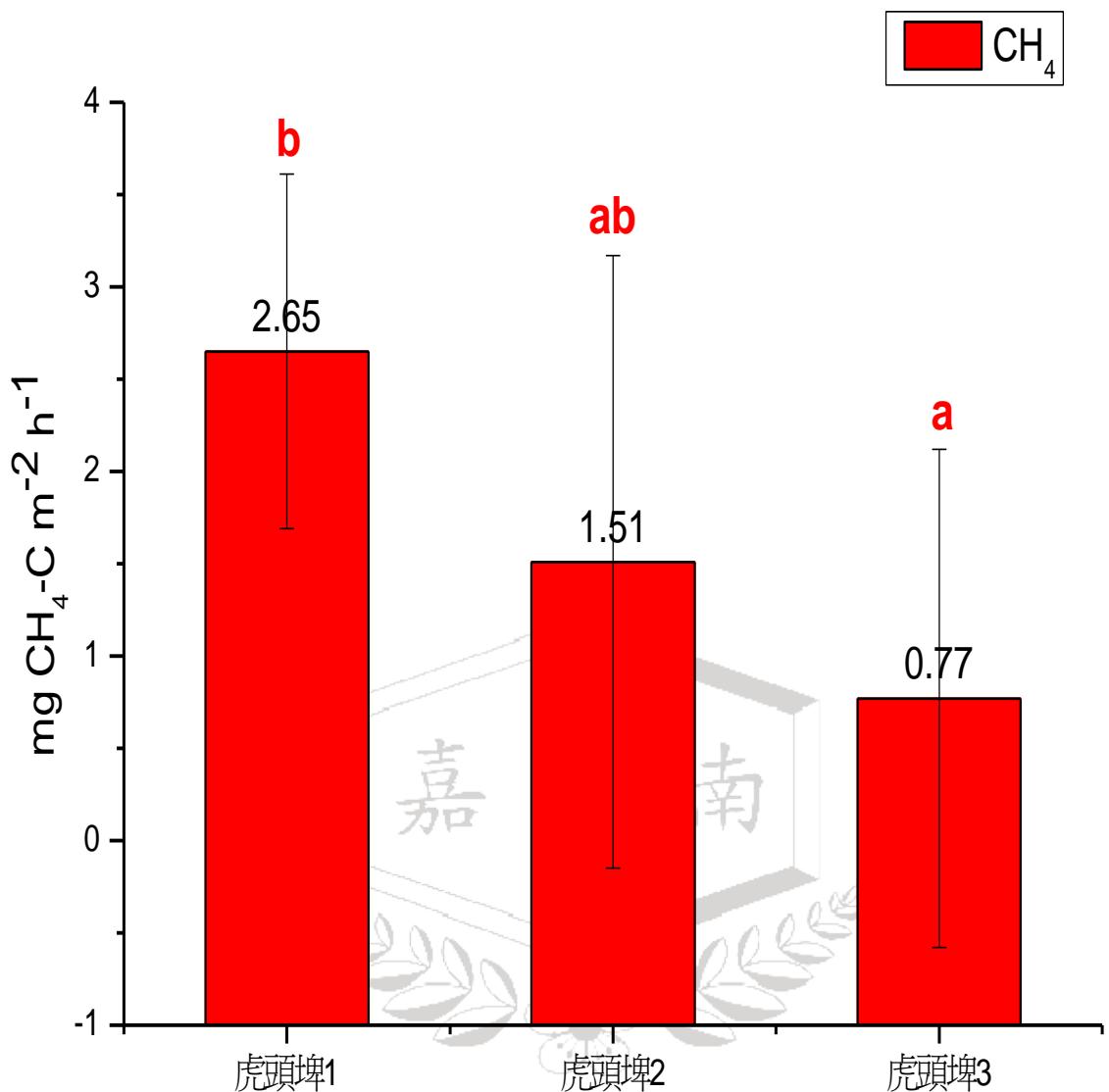
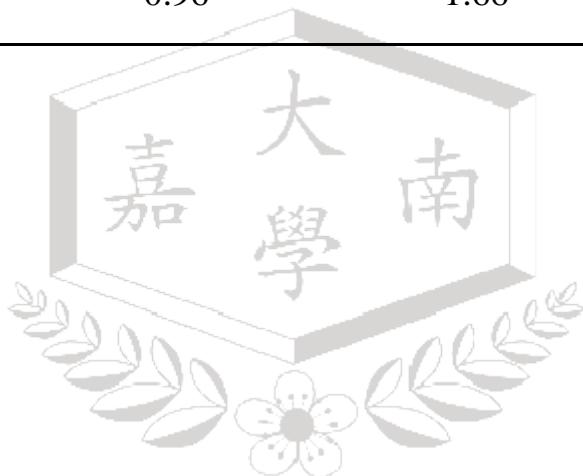


圖4.4 虎頭埤樣區 $\text{CH}_4$ 交換通量平均值與標準偏差，a及b代表數據之間存在顯著差異( $p<0.05$ )

表 4.22 虎頭埤各樣點 CH<sub>4</sub> 釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
虎頭埤 1		p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>
虎頭埤 2			p>0.05
虎頭埤 3			
AVE (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	2.65	1.51	0.77
STD (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	0.96	1.66	1.35



#### 4.5.2.2 平均年通量估算

本研究場址(表 4.23)虎頭埤於 2010 年 9 月~2012 年 5 月期間八次採樣以式(4.3)估算出年平均釋放通量再將之換算成日平均釋放通量為  $17.64\sim60.72 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，均在文獻值範圍內。由於虎頭埤水域終年不結冰，因此可換算  $\text{CH}_4$  年平均釋放通量( $F_{ME}$ )為  $6.44\sim22.16 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

表 4.24 與表 4.25 收集國內外埤塘、湖泊及水庫  $\text{CH}_4$  釋放通量的比較。由於大多被調查的水域都在溫帶及寒帶，冬季時水面往往結冰無法調查，無法監測一整年的通量結果，因此表中的文獻值乃換算為日平均通量表示及比較。表中所列水域為  $\text{CH}_4$  排放源，不同場址的調查結果變動相當大，埤塘、湖泊及水庫的日平均釋放通量分別介於  $2.6\sim134.4 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 $1.4\sim144 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 $0.71\sim18 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。其中，國內大鬼湖及翠峰湖的日平均  $\text{CH}_4$  釋放通量為  $18.43 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (張哲明等，1998)，由於國內水域終年不結冰，因此可換算年平均  $\text{CH}_4$  釋放通量( $F_{ME}$ )為  $5.07 \text{ g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

表 4.23 利用擴大計算法估算淡水埠塘  $\text{CH}_4$  通量年平均值

監測參數	甲烷 $\text{CH}_4$	甲烷 $\text{CH}_4$
單位	$\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{d}^{-1}$	$\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$
虎頭埠 1	60.72	22.16
虎頭埠 2	34.82	12.71
虎頭埠 3	17.64	6.44
平均值	$37.73 \pm 21.69$	$13.77 \pm 7.92$

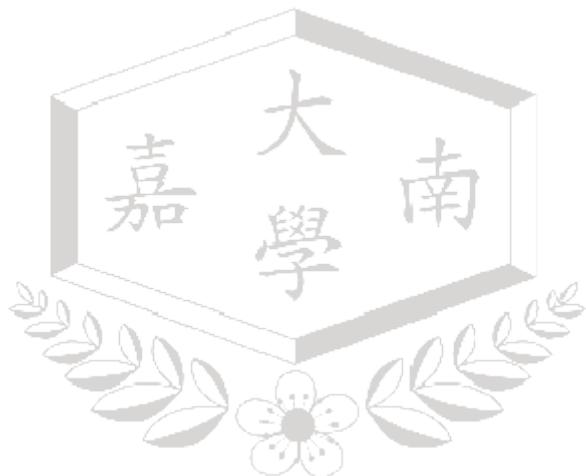
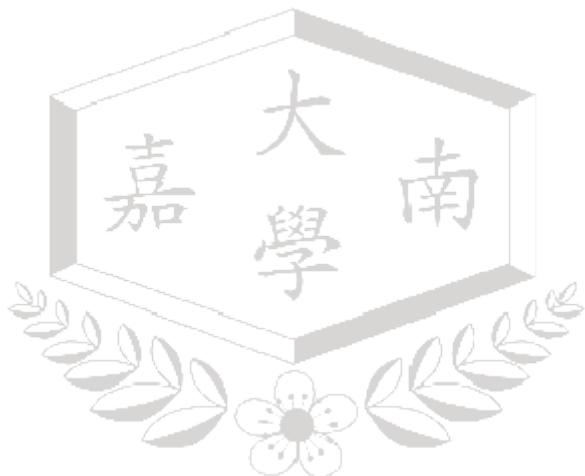


表 4.24 國外埤塘、湖泊及水庫  $\text{CH}_4$  交換通量

淡水水域	位置	$\text{CH}_4$ 交換通量 ( $\text{mg CH}_4\text{-Cm}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	文獻來源
埤塘			
Jankalaisenlampi pond	芬蘭	5.6	Huttunen et al. (2003a)
Kotsamolampi Pond	芬蘭	2.6	Huttunen et al. (2003a)
Three wetland ponds	加拿大	82.3~134.4	Hamilton et al. (1994)
A beaver pond	加拿大	81.5	Roulet et al. (1997)
湖泊			
Lake Postilampi	芬蘭	43.2	Huttunen et al. (2003a)
Lake Kevaton	芬蘭	38.4	Huttunen et al. (2003a)
Crystal bog	美國	14.9	Riera et al. (1999)
Trout Bog	美國	20.5	Riera et al. (1999)
Sparkling Lake	美國	1.4	Riera et al. (1999)
Williams Lake	美國	75.6	Striegl and Michmerhuizen (1998)
Shingobee Lake	美國	104.4	Striegl and Michmerhuizen (1998)
Priest Pot	英國	144.0	Casper et al. (2000)
Five shallow lakes	荷蘭	70.2	Schrier-Uijl et al. (2010)
Lake	全球平均	6.8	St. Louis et al. (2000)
Petit-Saut Reservoir	法屬圭亞那	64.1	Guerin et al. (2007)
Balbina Reservoir	巴西	25.2	Guerin et al. (2006)
Samuel Reservoir	巴西	60.0	Guerin et al. (2006)
Temperate Reservoir	全球平均	15.0	St. Louis et al. (2000)
Tropical Reservoir	全球平均	75.0	St. Louis et al. (2000)
水庫			
Três Marias	巴西	1.32	Rosa et al. (2002)
Barra Bonita	巴西	0.71	Rosa et al. (2002)
Curuá-Una	巴西	18	Duchemin (2000)
Tucurui	巴西	4.23	Rosa et al. (2002)
Samuel	巴西	3.65	Rosa et al. (2002)
Balbina	巴西	47	Kemenes et al. (2007)
Segredo	巴西	0.29	Rosa et al. (2002)
Xingó	巴西	1.22	Rosa et al. (2002)
Miranda	巴西	5.43	Rosa et al. (2002)
Petit Sautc	法國	0.59	Abril et al. (2005)
Gatun	巴拿馬	12.4	Keller and Stallard (1994)

表 4.25 國內不同湖泊的  $\text{CH}_4$  釋放通量

水域場址	$\text{CH}_4$ 釋放通量 (mg $\text{CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	年平均 $\text{CH}_4$ 釋放通量 ( $F_{ME}$ )(mg $\text{CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}$ ) <sup>a</sup>	文獻來源
台灣台南鹽水溪	75	1800	張哲明等，1998
大鬼湖及翠峰湖	0.77	18.43	
翠峰湖	0.77	18.43	
高雄養女湖	68	1632	
平地湖泊	0.002~8.85	0.0048~212.4	
虎頭埤測點一		60.72	本研究
虎頭埤測點二		34.82	
虎頭埤測點三		17.64	



## 4.6 N<sub>2</sub>O 釋放通量監測結果

### 4.6.1 七股潟湖

#### 4.6.1.1 時間空間變化

如表4.26，五個樣點、八次採樣分析結果顯示，N<sub>2</sub>O於潟湖樣區內所測得的釋放通量大多(32筆資料中的31筆)為正值(釋放)，溫室氣體中的N<sub>2</sub>O釋放通量於七股潟湖樣區內的監測結果均以釋放居多。

表4.27為利用Duncan檢定分析各樣點之間的*p*值，以判斷各樣點N<sub>2</sub>O通量之間的差異顯著性。圖4.5為七股潟湖五個採樣點個別在八次採樣中N<sub>2</sub>O釋放通量的統計結果(平均值及標準偏差)。N<sub>2</sub>O釋放通量統計結果，潟湖上游樣區介於10.42~15.94 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (12.78±2.80 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖1樣區介於2.01~27.85 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (11.36±7.77 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖2樣區介於0.75~11.92 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (5.22±3.71 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖3樣區介於-0.52~8.42 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (3.60±2.76 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，潟湖4樣區介於1.54~3.51 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (3.51±2.86 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，前四次採樣以潟湖1樣區為最高，而增設潟湖上游樣區後則以潟湖上游樣區的N<sub>2</sub>O釋放量為最高，靠近外海潟湖3樣區與潟湖4樣區最低，顯示N<sub>2</sub>O釋放通量於不同位置的差異性，因此推估不同此樣點有明顯空間變化(*p*=0.00415<0.05)。而第一次採樣之潟湖3樣區所測得N<sub>2</sub>O氣體釋放通量為吸收。

表4.26七股潟湖樣區N<sub>2</sub>O交換通量監測結果

監測參數	N <sub>2</sub> O				
單位	μg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	μg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	μg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	μg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	μg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
採樣位置	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
2010/9/30		9.49	4.43	<b>-0.52</b>	
2010/11/12		27.85	9.5	4.71	
2011/3/11		12.24	2.55	5.61	
2011/5/25		2.01	0.75	1.77	
2011/10/6	10.43	6.57	3.61	3	1.82
2011/11/16	15.94	15.53	11.92	8.42	7.7
2012/3/5	14.32	9.83	3.58	4.13	2.99
2012/5/2	10.42	7.32	5.43	1.66	1.54
八次平均值	12.78±2.80	11.36±7.77	5.22±3.71	3.6±2.76	3.51±2.86

(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放

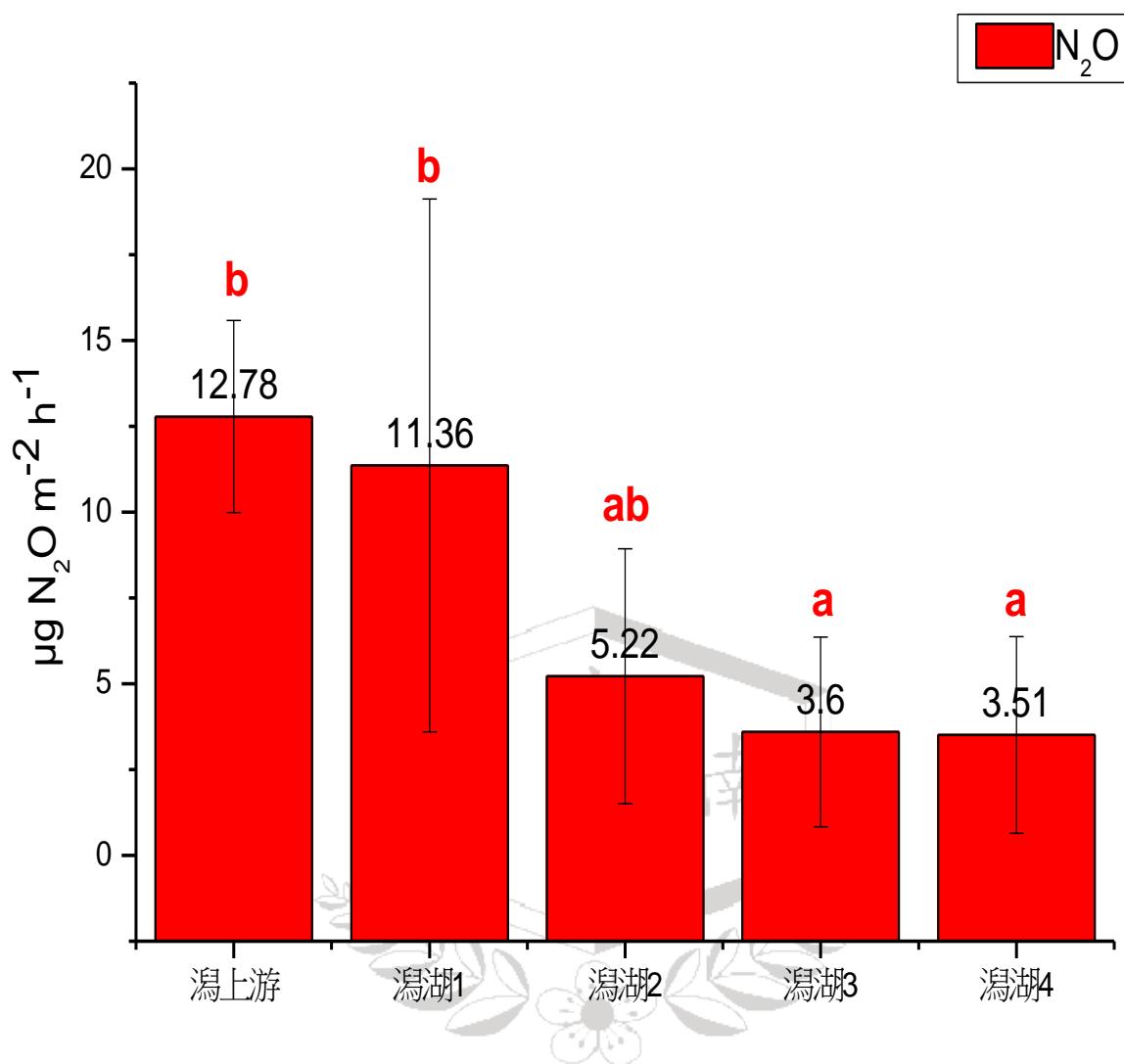
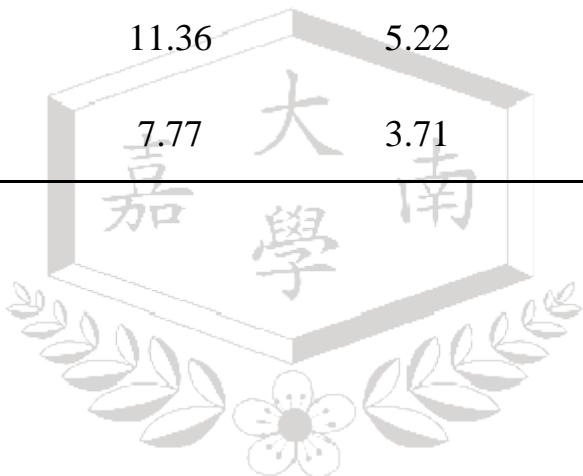


圖 4.5 七股濁湖樣區  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量平均值與標準偏差,a 及 b 代表數據之間存在顯著差異( $p<0.05$ )

表 4.27 七股潟湖各樣點  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	潟湖上游	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 4
潟湖上游		p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>
潟湖 1			p>0.05	<b>p&lt;0.05</b>	<b>p&lt;0.05</b>
潟湖 2				p>0.05	p>0.05
潟湖 3					p>0.05
潟湖 4					
AVE (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	12.78	11.36	5.22	3.6	3.51
STD (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	2.8	7.77	3.71	2.76	2.86



#### 4.6.1.2 平均年通量估算

本研究採用 Kone et al. (2009)所進行的方法，假設空氣—水面小時  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量在一天的每個小時均為定值，因此先由每個測量值 ( $\text{N}_2\text{O}_{r,s}$ )推估出每日平均通量(以  $\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{d}^{-1}$  為單位)，再由每季代表的天數計算出某監測位置的年平均淨生態系統  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量： $(F_{NEE})_r$  式(4.2)。如下所示：

$$(F_{N_2O})_r = \left[ \sum_{s=1}^4 (\text{N}_2\text{O}_{r,s} \times 24 \times n_s) \right] \times 10^{-3} \quad (4.4)$$

其中，

$r, s = r$  表示監測位置代號， $s$  代表測量季節代號

$\text{N}_2\text{O}_{r,s}$  = 在  $r$  樣點  $s$  季節量測的空氣—水面  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量， $\mu\text{g}$

$\text{N}_2\text{O m}^{-2} \text{hr}^{-1}$

$n_s$  = 不同季節調查每季所代表的天數， $\text{d}$ 。 $\sum_s n_s = 365$

$(F_{NEE})_r$  = 樣點  $r$  的年平均淨生態系統  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量， $\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{yr}^{-1}$

本研究七股潟湖如表 4.28 的海岸生態系統以式(4.4)估算的  $\text{N}_2\text{O}$  年平均釋放通量分別為  $113.37$ 、 $99.17$ 、 $43.73$ 、 $32.7$  及  $30.28 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。表 4.29 提供國內河口及潟湖  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量的比較。不同場址的調查結果變動相當大，介於  $0.073$ ~ $216.8 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。表 4.29 所列由不同團隊調查國內關渡濕地土壤與港南濕地土壤以及新竹港南溼地(賴朝明, 1997、1998)、彰化大肚溪河口與台南曾文溪河口(趙震慶, 1997)及七股潟湖(內政部營建署城鄉發展分署, 2011)等近岸的海岸生

態系統的  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量，顯示此數值均很接近且相當低，介於  $0.79\sim6.90 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

表 4.28 利用擴大計算法估算潟湖  $\text{N}_2\text{O}$  通量年平均值

監測參數 單位	氧化亞氮 $\text{N}_2\text{O}$ $\text{mg N}_2\text{Om}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
潟湖上游	113.37
潟湖 1	99.17
潟湖 2	43.73
潟湖 3	32.7
潟湖 4	30.28
平均值	$63.85\pm39.37$

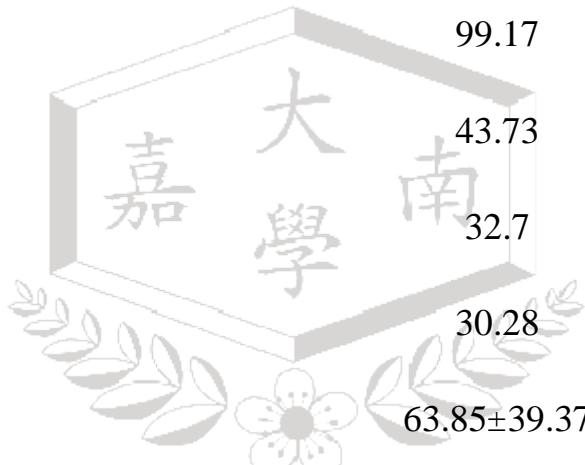
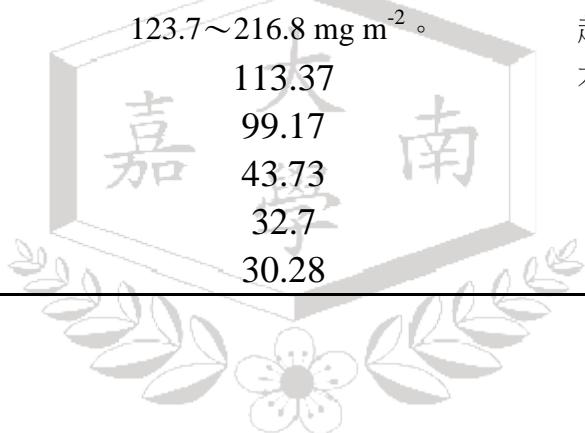


表 4.29 國內外不同河口濕地的 N<sub>2</sub>O 釋放通量

水域場址	N <sub>2</sub> O 釋放通量 (mg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	文獻來源
Nakaumi	7.3	Mitsuru Hirotaa.(2006)
Adyar	15.58	Nirmal Rajkumara.(2008)
Tamar estuary	157.39	Law et al.,1992
Atlantic	17.67~28.91	Oudot et al., 2002
Bengal	10.44	Naqvi et al., 1994
Jiaozhou Bay	149.2~306.75	Guiling Zhang.(2006)
關渡濕地	91.0~188.1 mgm <sup>-2</sup>	賴朝明，1997、1998。
港南濕地	96.6~188.2 mg m <sup>-2</sup>	賴朝明，1997、1998。
新竹港南濕地	退潮前0.073±0.074 mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> 。 退潮後0.146±0.150 mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> 。	賴朝明等，2003。
彰化大肚溪河口	78.1~205.1 mg m <sup>-2</sup>	趙震慶，1997。
台南曾文溪河口	123.7~216.8 mg m <sup>-2</sup> 。	趙震慶，1997。
七股潟湖監測樣點上游	113.37	本研究
七股潟湖監測樣點一	99.17	
七股潟湖監測樣點二	43.73	
七股潟湖監測樣點三	32.7	
七股潟湖監測樣點四	30.28	



## 4.6.2 虎頭埤

### 4.6.2.1 時間空間變化

本研究之N<sub>2</sub>O監測結果如表4.30顯示，虎頭埤三個樣區八次採樣所測得的N<sub>2</sub>O釋放通量全部為正值(釋放)，此結果說明虎頭埤為N<sub>2</sub>O釋放場所。

表4.31為利用Duncan檢定分析各樣點之間的*p*值，以判斷各樣點N<sub>2</sub>O通量之間的差異顯著性。圖4.6為淡水埤塘虎頭埤3個採樣點個別在八次採樣中N<sub>2</sub>O釋放通量的統計結果(平均值及標準偏差)。虎頭埤八次採樣統計結果，N<sub>2</sub>O釋放通量虎頭埤1樣區介於1.29~20.14μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(11.82±7.28 μg N<sub>2</sub>Om<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)；虎頭埤2樣區介於1.15~32.31μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(11.63±9.52 μg N<sub>2</sub>Om<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)；虎頭埤3樣區介於1.17~14.99 μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>(9.25±5.26 μg N<sub>2</sub>Om<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)，本研究場址之並沒有明顯的空間變化(*p*>0.05)。

本研究場址並沒有明顯時間變化，但N<sub>2</sub>O釋放通量皆很平均，除第六次釋放通量較其次為低，原因為虎頭埤水域上游處有人為活動（城鎮、開墾），經由上游溪流（虎頭溪）帶入的外來有機物。此現象值得繼續研究上游之汙染行為是否會影響溫室氣體排放量。

**表 4.30 虎頭埤樣區 N<sub>2</sub>O 交換通量監測結果**

監測參數 單位 採樣位置	N <sub>2</sub> O $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 虎頭埤 1	N <sub>2</sub> O $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 虎頭埤 2	N <sub>2</sub> O $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 虎頭埤 3
2010/9/28	17.81	32.31	13.76
2010/11/2	5.59	10.71	1.91
2011/3/4	18.62	9.68	14.99
2011/7/4	4.4	2.98	9.17
2011/9/22	11.05	8.62	10.2
2011/11/8	1.29	1.15	1.17
2012/3/12	20.14	13.46	13.82
2012/5/4	15.63	14.1	9.01
八次平均值	$11.82 \pm 7.28$	$11.63 \pm 9.53$	$9.25 \pm 5.27$

(-)：監測時氣體通量為吸收 (+)：監測時氣體通量為釋放

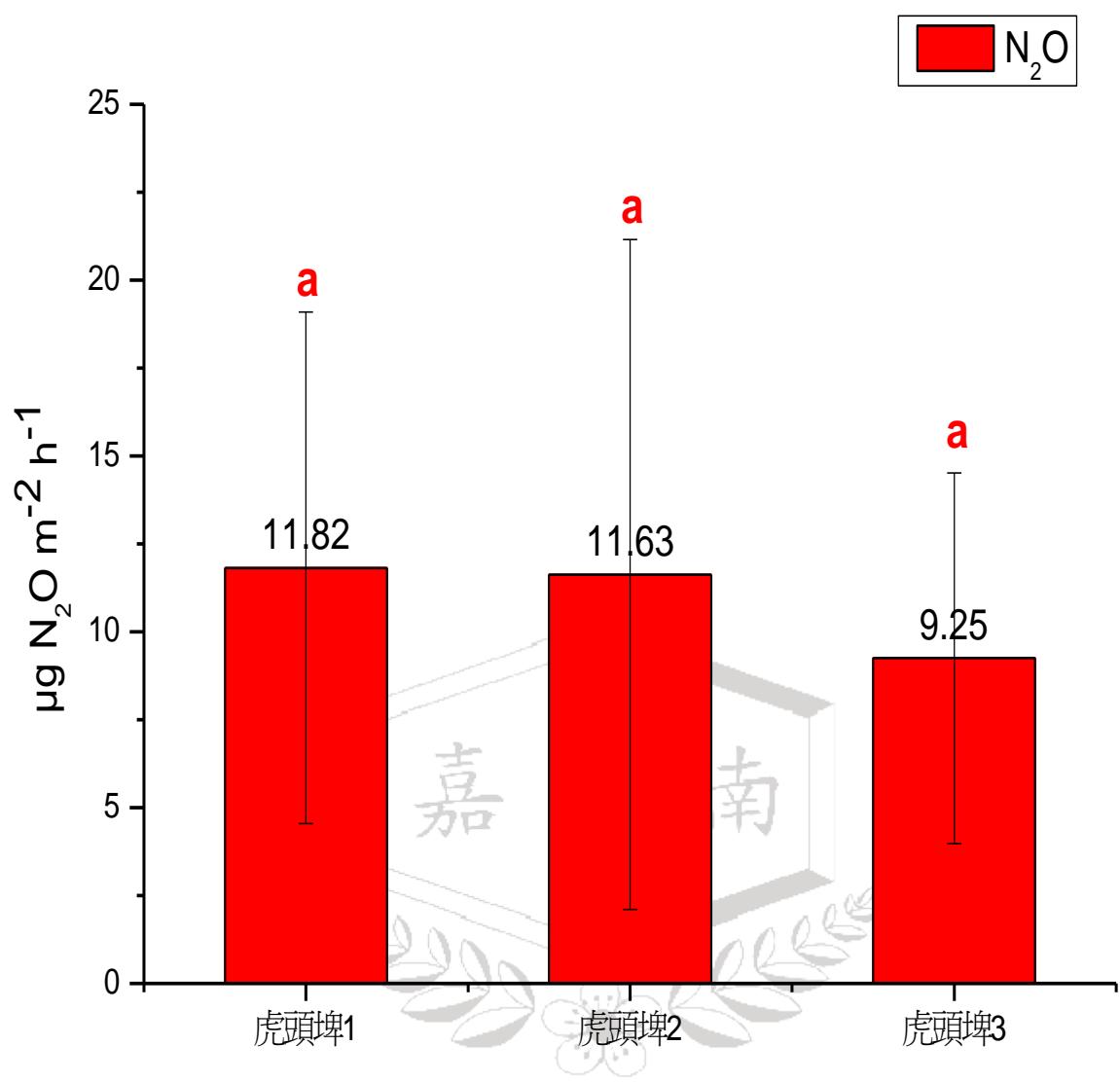
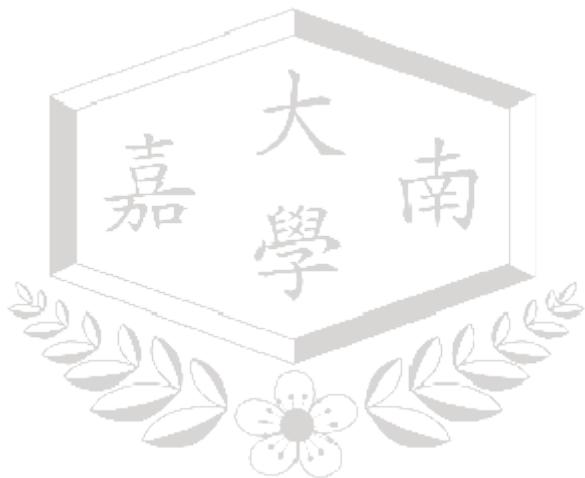


圖 4.6 虎頭埤樣區  $\text{N}_2\text{O}$  交換通量平均值與標準偏差，，a 及 b 代表數據之間存在顯著差異( $p<0.05$ )

表 4.31 虎頭埤各樣點 N2O 釋放通量差異性統計分析

<i>p</i> -值	虎頭埤 1	虎頭埤 2	虎頭埤 3
虎頭埤 1		p>0.05	p>0.05
虎頭埤 2			p>0.05
虎頭埤 3			
AVE (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	11.82	11.63	9.25
STD (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	7.28	9.53	5.27



#### 4.6.2.2 平均年通量估算

本研究虎頭埤如表4.32八次採樣以式(4.3)估算出年平均釋放通量( $F_{N_2O}$ )介於85.86~110.55 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。本研究之虎頭埤樣點之釋放通量皆高於文獻值記載，原因可能為虎頭埤上游處有人為活動(城鎮、開墾)，經由上游溪流(虎頭溪)帶入的外來有機物，此現象值得繼續調查研究上游之汙染行為是否會影響溫室氣體排放量。

表4.33收集國內外埤塘、湖泊及水庫N<sub>2</sub>O釋放通量的比較。由於大多被調查的水域都在溫帶及寒帶，冬季時水面往往結冰無法調查，無法監測一整年的通量結果，因此表中的文獻值乃換算為日平均通量表示及比較。表中N<sub>2</sub>O不同場址的調查結果變動相當大，埤塘、湖泊及水庫的日平均釋放通量分別介於-6.38~47.75 μmole N<sub>2</sub>Om<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>，換算成平均年通量相當於-28.91~94.76 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>。

表 4.32 利用擴大計算法估算淡水埤塘 N<sub>2</sub>O 通量年平均值

監測參數 單位	氧化亞氮 N <sub>2</sub> O mg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>
虎頭埤 1	110.55
虎頭埤 2	101.79
虎頭埤 3	85.86
平均值	99.40±12.52

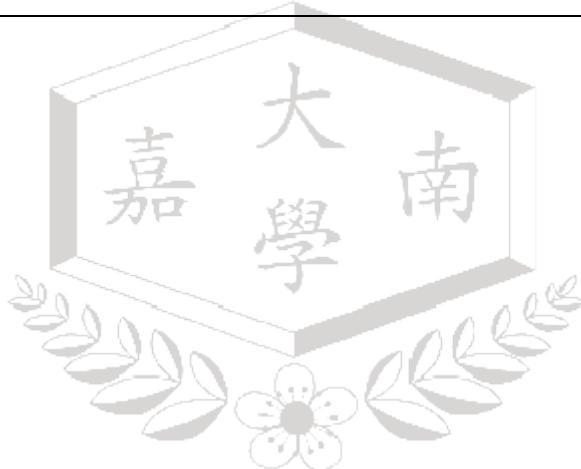


表 4.33 國內外不同埤塘、湖泊及水庫的  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量

水域場址	N <sub>2</sub> O 釋放通量			文獻來源
	地點	平均值	範圍	
		mg N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup>	μmole N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	
水庫				
Reservoir Lokka	芬蘭	4.18	-0.39~1.0	Huttunen et al. (2002b)
	芬蘭	33.72	-2.0~6.1	Huttunen et al. (2002b)
Reservoir Porttipahta	芬蘭	41.77	-0.5~5.8	Huttunen et al. (2002b)
埤塘				
Jänkäläisenlampi Pond	芬蘭	5.47		Huttunen et al. (2002a)
Kotsamolampi Pond	芬蘭	-2.24		Huttunen et al. (2002a)
虎頭埤監測樣點一	台灣	110.55		
虎頭埤監測樣點二	台灣	101.79		本研究
虎頭埤監測樣點三	台灣	85.86		
湖泊				
Lake Postilampi	芬蘭	-1.77		Huttunen et al. (2002a)
	芬蘭	7.71		Huttunen et al. (2002a)
Lake Heinälampi	芬蘭	-28.91		Huttunen et al. (2000)
Lake Kevätön	芬蘭	-8.99	-1.7~0.31	Huttunen et al. (2000)
	芬蘭	-2.58	-0.91~0.44	Huttunen et al. (2000)
Lake Vehmasjärvi	芬蘭	-2.07	-2.0~1.7	Huttunen et al. (2000)
	芬蘭	94.76	3.0~8.5	Huttunen et al. (2000)
Lake Mäkijörvi	芬蘭	-3.87	-1.7~1.2	Huttunen et al. (2000)
	芬蘭	33.72	-3.4~9.6	Huttunen et al. (2000)
Lake Taihu	中國	20.69	-6.38~47.75	Wang et al.(2006)
	中國	-2.33	-4.02~3.73	Wang et al.(2006)
Lake Taihu	中國	7.95		Wang et al.(2009)
Lake Mochou	中國	3.53		Liu et al.(2011)
Lake Tuanjie	中國	2.89		Liu et al.(2011)
Lake Daming	中國	8.19		Liu et al.(2011)
Lake Kevaton	芬蘭	4.74		Huttunen et al.(2003b)
Hongjiadu	中國	7.23		Xiao-Long Liua.(2011)
Wujiangdu	中國	10.28		Xiao-Long Liua.(2011)

## 4.7 碳庫估算

河口及潟湖的有機碳主要儲存於生物量碳池(包括浮游生物及水棲動物)及底泥有機物碳池中，不過大多數文獻僅調查底泥有機碳含量，而忽略生物量碳存量：

$$C_s \cong C_{SOM} \quad (4.4)$$

其中，

$C_s$ =潟湖的總碳庫量，t C

$C_{SOM}$ =潟湖的底泥有機物碳庫量，t C

濕地底泥同時含有機碳及無機碳，然有機碳的動態變化往往大於無機碳而引起較多的關注。濕地植物生質量死亡後，一部分被分解，另一部分進入到底泥碳池，底泥的有機碳會進一步被分解而離開濕地底泥。由於濕地底泥經常保持飽和或淹水狀態，氧分子的傳送及供應受到限制，濕地水體底部或底泥環境容易形成缺氧條件，降低有機物的好氧分解效率，迫使進行反應速率較慢的厭氧分解。因此，有機物進入底泥的速率很容易超過被分解離開的速率，遂造成濕地底泥的有機碳隨時間的累積。但是因為底泥的厭氧環境，使濕地容易產生及釋放  $\text{CH}_4$ 。

濕地的底泥有機碳密度可由採集濕地底泥或底泥的樣本(core)，IPCC(2006)採 30 cm 厚度( $h$ )，並量測底泥假密度( $BD$ )、底泥碳含量( $SCf$ )

等，進一步以式(4.5)估算：

$$SCD_p = h \times SCf_p \times BD_p \times r_p \quad (4.5)$$

其中，

$p$ =不同濕地土壤分級代號

$SCD_p$ =濕地分級  $p$  的底泥有機碳密度， $\text{g C m}^{-2}$

$h$ =底泥樣本的厚度 IPCC(2006)採 0.3 m

$SCf_p$ =濕地分級  $p$  的底泥有機碳含量比率， $\text{g C (g d.m.)}^{-1}$

$BD_p$ =濕地分級  $p$  的底泥假密度(Bulk Density)， $\text{g d.m. m}^{-3}$

$r_p$ =濕地分級  $p$  的底泥細顆粒比率(細顆粒乃指<2mm 顆粒)， $\text{g d.m.(g d.m.)}^{-1}$

底泥假密度(soil bulk density)定義為未經擾動天然狀態的底泥單位體積所含底泥的乾燥重量，也稱為底泥容積比重或簡稱為底泥容重

(soil volume weight)，以  $\text{g d.m. cm}^{-3}$  單位表示。以固定體積的底泥採

樣器取土芯樣本，將土芯推出並在  $65^\circ\text{C}$  下烘乾 48 小時至恆重，最後

再將底泥樣本的乾燥重量除以土芯樣本的體積，即為該底泥假密度。

$$BD = DWC \div VC \quad (4.6)$$

其中，

$BD$ = 底泥假密度， $\text{g d.m. cm}^{-3}$

$DWC$ = 土芯樣本的乾燥重量， $\text{g d.m.}$

$VC$ = 土芯樣本的體積， $\text{cm}^{-3}$

底泥有機物碳庫可利用調查底泥的平均有機碳密度(Soil Organic Carbon Density)乘以濕地面積估算而得。濕地的有機碳密度與幾項因子有關：濕地植物種類、氣候條件、水文條件、及濕地年齡等，因此須將濕地土壤特別分級，分別調查。

$$C_{SOM} = a \times SCD \times 10^{-3} \quad (4.7)$$

其中，

$C_{SOM}$  = 濕地所含底泥有機物的碳庫，tonnes C

$SCD$  = 濕地中底泥有機碳密度， $\text{kg C m}^{-2}$

$a$  = 濕地的底泥面積， $\text{m}^2$

#### 4.7.1 七股潟湖

樣區之底泥有機物含量為參考環境保護署環境檢驗所公告之分析方法(NIEA R212.01C)，採回之底泥土芯每隔 5cm 分層切成薄片，分別是離地表 0~5cm、5~10cm、10~15cm、15~20cm、20~25cm、及 25~30cm，每一層薄片均量測底泥有機物含量。

從樣區採樣濕地採樣之底泥，以 85°C 的烘箱乾燥至恆重，並將乾燥後的底泥以磨碎機磨碎，以 0.25 mm 篩網過篩，再次乾燥至恆重後備用。取少部分做為分析樣本，先經酸化程序去除無機碳後，再以元素分析儀(CHNOS Elemental Analyzer，Vario EL III，Germany)進行碳含量分析，所得結果即為有機碳含量。元素分析儀原理乃利用可燃性

元素(來自樣本)在高溫氧化條件下燃燒產生氧化性氣體，氣體產物再經吸附、脫附分離後，以檢測器定量測量出底泥乾基中之碳、氫、硫、氧、氮等元素之組成百分比 (NIEA R409.21C)。

七股潟湖之底泥碳密度以式(4.5)估算出(表 4.34)潟湖 1、潟湖 2 及潟湖 3 如分別為  $1.48$ 、 $1.70$ 、 $1.20\text{kg C m}^{-2}$ 。而國外底泥碳密度文獻於潟湖與河口的研究較少，大多文獻皆在於研究陸地上之森林、農耕地、及不同海拔的地形(如：平原，丘陵)，因此本研究所探討之潟湖碳密度的文獻較為缺乏。而找到的國外文獻值(表 4.35)大致坐落於  $1.4 \sim 7.3\text{kg C m}^{-2}$ ，而本研究中除潟湖 3 樣點的底泥碳密度略低於文獻值，其餘兩樣點皆落在文獻值中。

估算出底泥碳密度後再與面積進而估算七股潟湖總面積碳庫量。而面積則以 GIS 向量圖形資料處理和空間分析功能和搖桿的資訊相結合估算，應用 GIS(地理資訊系統)軟體平台-ArcGIS、ERDAS 等來計算面積。利用遙測技術對於影像進行分類提取，從影像中取得光譜特性、圖像形狀及空間特徵，利用或得知特徵值來計算面積。估算出總面積為  $9,946,121.11\text{ m}^2$ ，再以式(4.7)估算出七股潟湖底泥碳庫，如表 4.36 估算出潟湖 1、潟湖 2 及潟湖 3 的底泥碳庫平均為  $14,502.97\text{ton C}$ 。

表 4.37 為潟湖底泥有機物與 TC 之分析。底泥有機物於潟湖 1 樣區 介 於 4.8 ~ 24 g/kg( $10.38 \pm 6.79$ ) 、潟 湖 2 樣 區 10.8 ~ 23 g/kg( $14.59 \pm 3.93$ ) 、潟 湖 3 樣 區 5~19.3 g/kg( $7.61 \pm 4.54$ ) 。 TC 潟 湖 1 樣 區 介 於 3.3~28.7 g/kg , 平 均 值 為  $7.71 \pm 7.35$  、潟 湖 2 樣 區 3.1~31.7 g/kg , 平 均 值 為  $10.95 \pm 10.60$  、潟 湖 3 樣 區 3.1~11.8 g/kg , 平 均 值 為  $5.58 \pm 2.93$  。

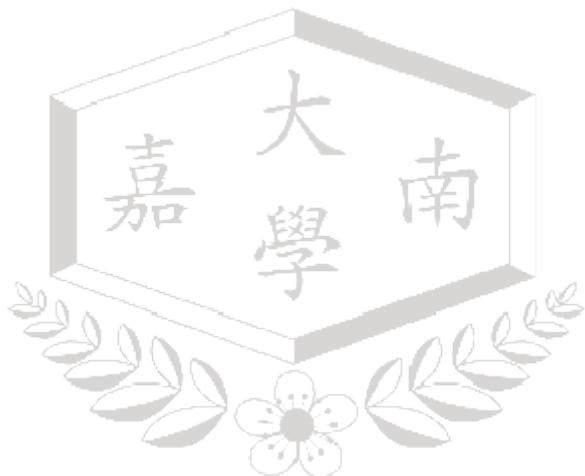


表 4.34 七股潟湖底泥碳密度估算

參數	底泥樣本厚度	底泥總碳濃度	底泥假密度	底泥細顆粒比率	底泥有機碳密度		
	m	$\text{g C} (\text{g d.m.})^{-1}$	$\text{g d.m. m}^{-3}$	$\text{g d.m.} (\text{g d.m.})^{-1}$	$\text{g C m}^{-2}$	$\text{kg C m}^{-2}$	$\text{g C cm}^{-3}$
以潟湖 1 估算	0.3	0.0077	641,000	1	1,480.7	1.48	0.005
以潟湖 2 估算	0.3	0.011	705,000	0.73	1,698.3	1.7	0.008
以潟湖 3 估算	0.3	0.0056	749,000	0.95	1,195.4	1.2	0.004

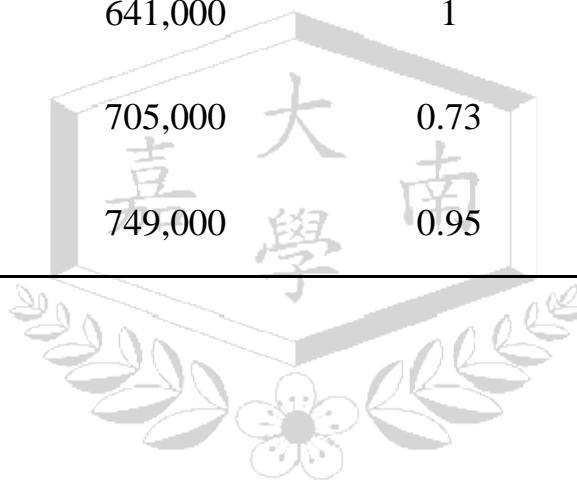


表 4.35 國外不同河口、鹹水草澤的底泥碳密度估算

監測場址	深度 m	底泥有機碳密度 kg C m <sup>-2</sup>	文獻
Northern Alaska	0.3	2.6	Fugen Doua, (2009)
Old Oyster Bayou	0.5	1.9	Callaway et al., (1997)
Bayou Chitigue	0.5	1.6	Callaway et al., (1997)
Biloxi Bay	0.5	2.7	Cahoon, (1994)
Dengie Marsh, England	0.5	4.1	Cahoon, (1994)
Hut marsh	0.5	2.7	Cahoon, (1994)
Rhone Delta, France	0.5	7.3	Cahoon, (1994)
Bird Island, San Francisco Bay	0.5	1.4	Cahoon and Turner, (1989)
Chesapeake Bay	0.5	4.0	Callaway et al., (1997)
Bloom's Point, Little Narragansett Bay	0.5	3.6	Callaway et al., (1997)
Malpeque Bay, Gulf of St. Lawrence	0.5	2.9	Cahoon, unpublished
Cole Harbour	0.5	4.2	Markewich et al., (1998)

表 4.36 七股潟湖底泥碳庫估算

參數	底泥碳密度 $\text{g C m}^{-2}$	七股潟湖總面積 $\text{m}^2$	七股潟湖底泥碳庫量 ton C
以潟湖 1 估算	1,480.7	9,946,121.11	14,727.32
以潟湖 2 估算	1,698.3	9,946,121.11	16,891.95
以潟湖 3 估算	1,195.4	9,946,121.11	11,889.63
平均	1,458	9,946,121.11	14,502.97

表 4.37 七股潟湖底泥監測結果

採樣日期 參數	單位	2010/9/30 (第一次)			2010/11/12 (第二次)		
		潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3
有機物 (上層)	g/kg	24	23	19.3	19.5	10.8	5.3
有機物 (中層)	g/kg	16	17.8	12.6	6.3	11.7	5.5
有機物 (下層)	g/kg	11.8	12.3	11.3	5.9	18.9	7
TC (上層)	g/kg	5.6	5.7	5.1	3.2	5.5	3.1
TC (中層)	g/kg	4.9	5.6	4.9	3.3	5.7	2.8
TC (下層)	g/kg	3.8	5.1	4.8	4.2	3.1	2.8
採樣日期 參數	單位	2011/03/11 (第三次)			2011/05/25 (第四次)		
		潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3	潟湖 1	潟湖 2	潟湖 3
有機物 (上層)	g/kg	15.2	11.3	5.5	6.4	16.9	5
有機物 (中層)	g/kg	4.8	11.2	4.3	6.8	11.5	4.6
有機物 (下層)	g/kg	4.6	13.3	4.7	3.2	16.4	6.3
TC (上層)	g/kg	28.7	5.2	3.2	12	31.7	9
TC (中層)	g/kg	4.4	4.9	3.6	12.8	21.6	8.6
TC (下層)	g/kg	3.6	6.5	7.2	6	30.8	11.8

## 4.7.2 虎頭埤

虎頭埤之底泥碳密度以式(4.5)估算出(表 4.38)虎頭埤 1、虎頭埤 2 及虎頭埤 3 分別為  $2.41$ 、 $3.00$  及  $3.57 \text{ kg C m}^{-2}$ 。而表 4.39 國外文獻之底泥碳密度大部分落在  $0.024\sim 8 \text{ kg C m}^{-2}$ ，與本研究所測得之底泥碳密度相近。

進而利用以 GIS 向量圖形資料處理和空間分析功能和搖桿的資訊相結合估算，應用 GIS(地理資訊系統)軟體平台-ArcGIS、ERDAS 等來計算虎頭埤總面積。利用遙測技術對於影像進行分類提取，從影像中取得光譜特性、圖像形狀及空間特徵，利用或得知特徵值來計算面積。估算出總面積為  $261,400\text{m}^2$ ，再以式(4.7)估算出虎頭埤底泥碳庫，如表 4.40 估算出虎頭埤 1、虎頭埤 2 及虎頭埤 3 的底泥碳庫平均為  $764.41 \text{ ton C}$ 。

表 4.41 為虎頭埤底泥 TC 與有機物之分析。底泥有機物於虎頭埤 1 樣區介於  $19.3\sim 42.3 \text{ g/kg}(29.64\pm 6.84)$ 、虎頭埤 2 樣區  $14.4\sim 52.9 \text{ g/kg}(34.85\pm 12.88)$ 、虎頭埤 3 樣區  $16.6\sim 46.7 \text{ g/kg}(35.53\pm 12.23)$ 。TC 虎頭埤 1 樣區介於  $4.2\sim 8.8 \text{ g/kg}$ ，平均值為  $6.19\pm 1.35$ 、虎頭埤 2 樣區  $4\sim 12.3 \text{ g/kg}$ ，平均值為  $8.01\pm 3.11$ 、虎頭埤 3 樣區  $3.7\sim 17.7 \text{ g/kg}$ ，平均值為  $9.38\pm 5.03$ 。

表 4.38 虎頭埤底泥碳密度估算

參數	底泥樣本厚度	底泥總碳濃度	底泥假密度	底泥細顆粒比率	底泥有機碳密度		
	m	$\text{g C} (\text{g d.m.})^{-1}$	$\text{g d.m. m}^{-3}$	$\text{g d.m.} (\text{g d.m.})^{-1}$	$\text{g C m}^{-2}$	$\text{kg C m}^{-2}$	$\text{g C cm}^{-3}$
以虎頭埤 1 估算	0.3	0.0062	2,160,000	0.6	2,410	2.41	0.013
以虎頭埤 2 估算	0.3	0.008	2,080,000	0.6	3,000	3.00	0.017
以虎頭埤 3 估算	0.3	0.0094	1,990,000	0.6	3,370	3.37	0.019

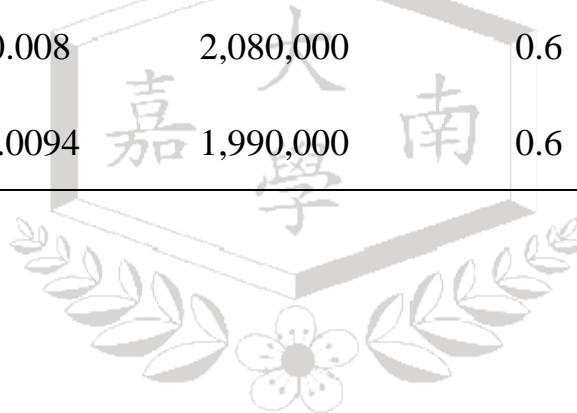


表 4.39 國外不同湖泊、河川的底泥碳密度估算

監測場址	面積 km <sup>2</sup>	深度 m	底泥有機碳密度 kg C m <sup>-2</sup>	文獻
燕溝流域	44641	0-0.2	1.72	Wang Xiao-li,(2006)
遼河	52376	0-0.2	25	Wei-yong,(2010)
陸地耕作土壤		0-0.3	3.5±3.2	遲傳得等,(2006)
水稻土壤層		0-0.3	3.3	遲傳得等,(2006)
Agricultural land,(Denmark)	28883	0-0.28	8	Lars Krogh,(2001)
Forests,(Global)		0-0.2	13.9–23. 4	Grigal and Ohmann,(1992)
Esker Lakes	2650	0-0.11	2.98	P.W. Hazletta,(2005)
EskerRiparian	2760	0-0.11	3.56	P.W. Hazletta,(2005)
Ethiopian Rift Valley lake	637	0-0.2	3.52±1.37	Jan Nyssena,(2007)
Lawrence town Lake		0.5	2.4	Callaway et al., (1997)



表 4.40 虎頭埤底泥碳庫估算

參數	底泥碳密度	虎頭埤總面積	虎頭埤底泥碳庫量
	$\text{g C m}^{-2}$	$\text{m}^2$	ton C
以虎頭埤 1 估算	2,410	261,400.00	630.12
以虎頭埤 2 估算	3,000	261,400.00	782.95
以虎頭埤 3 估算	3,370	261,400.00	880.15
平均	2,927	261,400.00	764.41

表 4.41 淡水埤塘虎頭埤底泥監測結果

採樣日期	參數	單位	2010/9/28 (第一次)			2010/11/2 (第二次)		
			虎 1	虎 2	虎 3	虎 1	虎 2	虎 3
有機物 (上層)	g/kg		21.9	22	27.2	28.6	47.8	46.7
有機物 (中層)	g/kg		19.3	14.4	20	29	45.4	41.2
有機物 (下層)	g/kg		21.3	20.7	16.6	36.3	33.4	44.7
TC (上層)	g/kg		7.1	7.9	7.6	6	11.2	12.1
TC (中層)	g/kg		6.8	7.2	7.2	6.1	12.3	13.8
TC (下層)	g/kg		6.7	7.1	6.8	6	12	12.4
採樣日期	參數	單位	2011/3/04 (第三次)			2011/5/27 (第四次)		
			虎 1	虎 2	虎 3	虎 1	虎 2	虎 3
有機物 (上層)	g/kg		42.3	42.9	52.9	30.6	28.9	27
有機物 (中層)	g/kg		34.3	52.9	51.3	32.3	28.9	28.7
有機物 (下層)	g/kg		25.3	51.3	40.8	34.5	29.6	29.3
TC (上層)	g/kg		5.8	11.1	6.3	4.2	4	3.7
TC (中層)	g/kg		7.7	8.9	17.7	4.4	4	3.9
TC (下層)	g/kg		8.8	6.3	17	4.7	4.1	4

## 第五章 結論與建議

### 5.1 結論

本研究自 2010 年 09 月至 2012 年 5 月期間，長期監測七股潟湖與淡水埤塘虎頭埤的進出流水質、CO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>O 及 CH<sub>4</sub> 的交換通量、底泥的碳含量，並以此兩年間監測所得之數據進一步估算全年碳庫及碳釋放通量。因而獲得以下結論：

1. 七股潟湖與虎頭埤產生的 CO<sub>2</sub> 釋放通量範圍：七股潟湖介於 0.3 ~ 17.62 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>，虎頭埤介於 -4.79 ~ 60.57 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>。估算七股潟湖、虎頭埤的整年平均 CO<sub>2</sub> 釋放通量分別為 48.91±39.53 及 85.28±60.26 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>，且結果發現七股潟湖與虎頭埤皆有明顯的空間變化且釋放通量皆為與上游水源入口間的距離增加而逐漸減少，越靠近水源入口 CO<sub>2</sub> 釋放通量越高。
2. 監測的 CH<sub>4</sub> 釋放通量範圍：七股潟湖介於 -0.22 ~ 0.62 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>，虎頭埤介於 0.04 ~ 5.43 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>。估算七股潟湖、虎頭埤的整年平均 CH<sub>4</sub> 釋放通量分別為 1.43±0.83 及 92.19 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>，發現虎頭埤之 CH<sub>4</sub> 釋放通量隨著與上游水源入口間的距離增加而逐漸減少，越靠近溪流入口 CH<sub>4</sub> 釋放通量越高，有顯著的空間變化 ( $p=0.00277 < 0.05$ )。
3. 研究期間在七股潟湖與虎頭埤所監測到 N<sub>2</sub>O 釋放通量範圍分別

介於  $0.52\sim27.85$  及  $1.15\sim32.31 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ，估算七股潟湖與虎頭埠的整年平均  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量分別為， $63.85\pm39.37$  及  $99.40\pm12.52 \text{ mg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，並發現七股潟湖於空間變化結果顯示出在各採樣點所監測到之  $\text{N}_2\text{O}$  釋放通量變化有隨距離增加而逐漸減少之趨勢，期間的  $\text{N}_2\text{O}$  平均釋放通量為逐漸下降趨勢。

4. 七股潟湖與虎頭埠皆呈現與河口(溪口)距離相關，距離河口越近則釋放通量越高，而比較兩場址  $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$  並無明顯差異( $p>0.05$ )， $\text{CH}_4$  則有明顯差異( $p= 0.00981<0.05$ )，此結果證實海岸水體因海水含高濃度硫酸鹽抑制  $\text{CH}_4$  生成作用，導致較低的  $\text{CH}_4$  釋放通量；反觀，淡水埤塘無甲烷化作用的抑制，而有較高的  $\text{CH}_4$  釋放通量。
5. 本研究測量水中總初級生產量(GPP)結果發現虎頭埠總初級生產量明顯高於七股潟湖。結果顯示，七股潟湖及虎頭埠的總初級生產量為  $23.92\sim49.53$  及  $51.5\sim110.53 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 。
6. 本研究測量底泥碳含量以及底泥假密度，進而估算七股潟湖與虎頭埠的底泥碳密度，結果發現七股潟湖底泥碳庫量較高於虎頭埠。結果顯示，七股潟湖及虎頭埠的底泥碳庫量為  $14,502.97$  及  $764.41\text{ton C}$ 。

## 5.2 建議

1. 影響兩場址  $N_2O$  釋放通量之因子，尚有某些重要影響因子(如:與鹽類的相關性)未被選入其中，因此須再持續加入新的實驗數據與納入更多未監測項目之因子進行統計分析，以確切找出控制  $N_2O$  釋放通量之主因。
2. 影響兩場址總初級生產量之因子，尚有某些重要影響因子(如:不同藻類)未被選入其中，以確切找出控制總初級生產量之主因。
3. 七股潟湖場址可以利用本次研究之數據，進而以蚵架及無蚵架做兩種比較，來推測有無蚵架之關係為有碳吸存能力或碳排放能力。
4. 對於七股潟湖與虎頭埤之底泥碳庫儲存量面積估算，以總面積去推估整個場址之底泥碳庫儲存量，改而以各樣點面積區隔切成不同區域估算其碳庫儲存量。

## 第六章 參考文獻

1. Abril, G., Etcheber, H., Delille, B., Frankignoulle, M., Borges, A.V. (2003). Carbonate dissolution in the turbid and eutrophic Loire estuary. *Marine Ecology-Progress Series*, 259, pp. 129–138.
2. Abril, G., Guérin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., Tremblay, A., Varfalvy, L., Matvienko, B. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year-old tropical reservoir (Petit-Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19, p. GB4007.
3. Anderson, C.J., Mitsch, W.J. (2006). Sediment, carbon, and nutrient accumulation at two 10-year-old created riverine marshes. *Wetlands* 26, 779-792.
4. Boynton, W.R. , Hagy, J.D., Murray, L., Stokes, C., Kemp, W.M. (1996). A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries* 19:408–421.
5. Wei-yong B., MA Li., Xiu-wei H., Cheng-ye T., Zhone X. (2011). 遼河流域表層土壤碳密度與碳儲量淺析.
6. Botges, A.V., Djenidi, S., Lacroix, G., Theate, J., Delille, B., Frankignoulle, M. (2006). Atmospheric CO<sub>2</sub> flux from mangrove surrounding waters. *Geophysical Research Letters* 30,1558.
7. Bouillon, S., Dehairs, F., Velimirov, B., Abril, G., Botges, A.V. (2007a). Dynamics of organic and inorganic carbon across contiguous mangrove and seagrass systems (Gazi bay, Kenya), *J. Geophysical Res-Biogeosciences* 112, G02018, doi:10.1029/2006JG000325.
8. Bouillon, S., Dehairs, F., Schiettecatte, L.S., Botges, A.V. (2007b). Biogeochemistry of the Tana estuary and delta (northern Kenya),

- Limnol.Oceanogr.52,45-59.
9. Bouillon, S. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global buget estimates, Global biogeochem. Cycles.
  10. Brix, H. (1989). Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav) Trin ex Steudel Aquat. Bot., 35, pp. 81–98
  11. Brix, H., Sorrell, B.K., Schierup, H.-H. (1996). Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis* Aquat. Bot., 54, pp. 151–163
  12. Brix, H., Sorrell, B.K., Lorenzen, B. (2001). Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? Aquatic Botany 69, 313–324.
  13. Caumette, P., Castel, J., Herbert, R. (1996). Coastal lagoon eutrophication and anaerobic processes. Dordrecht: Kluwer Academic.
  14. Casper, P., Maberly, S.C., Hall, G.H., Finlay, B.J. (2000). Fluxis of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere.Biogeochemistry 49,1-19.
  15. Cole, J.J., Caraco, N.F., Kling, G.W., Kratz, T.K. (1994). Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. Science 265, 1568-1570.
  16. Cole, J.J., Caraco, N.F. (1998). Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF6.Limnol.oceanogr.43, 647-656.
  17. Duchemin, E. (2000). Hydroélectricité et gaz à effet de serre: Évaluation des émissions des différents gaz et identification des processus biogéochimiques de leur production. Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sciences de

l'environnement.Université du Québec à Montréal, Canada 308 p.

18. Euliss, N.H. Jr., Gleason, R.A., Olness, A., McDougal, R.L., Murkin, H.R., Robarts, R.D., Bourbonniere, R.A., Warner, B.G. (2006). North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment* 361:179–188.
19. Frankignoulle, M., Abril, G., Borges, A., Bourge, I., Canon, C., Delille, B., Libert, E. Théate, J.-M. (1998). Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science*, 282 (5388), pp. 434–436.
20. Fugen, D., Xian, Y., Chien-Lu P., Gary Michaelson., Laodong Guo., Torre Jorgenson. Spatial variation of tundra soil organic carbon along the coastline of northern Alaska. 328–335
21. Gazeau, F., Borges, A.V., Barrón, C., Duarte, C.M., Iversen, N., Middelburg, J.J., Delille, B., Pizay, M.D., Frankignoulle, M., Gattuso, J.-P. (2005). Net ecosystem metabolism in a micro-tidal estuary (Randers Fjord, Denmark): evaluation of methods and interannual variability. *Marine Ecology-Progress Series*, 301, pp. 23–41.
22. Goulven, G., Hans, H., Caroline, P., Alberto, V., (2010). Evaluation of sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the global coastal ocean using a spatially - explicit typology of estuaries and continental shelves. *GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS*, VOL. 37, L15607, doi:10.1029/2010GL043691.
23. Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1, 182–195.
24. Guiling Z., Jing Z., Jie X., Zhang, F. (2006). Distributions, sources and atmospheric fluxes of nitrous oxide in Jiaozhou Bay. *Estuarine,*

Coastal and Shelf Science Volume 68, Issues 3–4, July 2006, Pages 557–566 Ecological and Management Implications on Seagrass Landscapes.

25. Hadi, A., Inubushi, K., Furukawa, Y., Purnomo, E. Rasmadi, M., Tsuruta, H. (2005). Greenhouse gas emission from tropical peatlands of Kalimantan, Indonesia. Nutrient Cycling in Agroecosystems 71, 73-98.
26. Hamilton, J.D., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Hesslein, R.H., Roulet, N.T. (1994). Flux to the atmosphere of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from wetland ponds on the Hudson Bay lowlands (HBLs). J. Geophys. Res. 99,1495-1510.
27. Hemond, H.F. (1980).Biochemistry of Thoreau's Bog, Concord, Mass. Ecological Monographs 50, 507-526.
28. Huttunen, J.T., Alm, J., Juutinen, S., Silvola, J., Martikainen, P.J. (2000). Greenhouse gas fluxes in a boreal agricultural J.T. Huttunen et al. / Chemosphere 52 (2003) 609–621 619 landscape. In: Pietola, L. (Ed.), Soil Science in the Service of Mankind. Extended Abstracts of the First Finnish Soil Science Conference, Helsinki 21–22 November 2000, Pro 1. Terra 4. University of Helsinki, Finland, pp. 131–133.
29. Huttunen, J.T., Väistönen, T.S., Heikkinen, M., Hellsten, S., Nykänen, H., Nenonen, O., Martikainen, P.J. (2002a). Exchange of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O between the atmosphere and two northern boreal ponds with catchments dominated by peatlands or forests. Plant Soil 242, 137–146.
30. Huttunen, J.T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmila, T., Hammar, T., Silvola, J., Martikainen, P.J. (2003a). Fluxes of methane,carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and

- potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. Chemosphere 52, 609-621.
31. Itthlpatachai, L.B., Kjerfve, S., Rakkhiew, A., Siripong, D., Srisangtong, S., Tangjaitrong, G. (1911). Wattayakorn and E.Wolanski, Oceanography and hydrology studies. p:8-34. In:The integrated multi~disciplinary survey and research programme of the Ranong mangrove ecosystem.UNESCO, Bangkok, Thaniland (ISBN 974-8260-54-2) 183p.
  32. IPCC, (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Agriculture Forestry and Other Land Use. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
  33. IPCC, Climate Change (2007): The Physical Science Basis. Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.
  34. Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark, Å. (2010). Carbon storage and fluxes within 7 freshwater wetlands: a critical review. Wetlands. 30, 111-124.
  35. Kelly, C.A., Chynoweth, D.P. (1981). The contributions of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis.Limnology and Oceanography, 26, pp. 891–897.
  36. Kemenes, A., Forsberg, B.R., Melack, J.M. (2007). Methane release below a tropical hydroelectric dam.Geophysical Research Letter, 34, p. L12809 doi: 10.1029/2007GL029479.
  37. Khalil, M.A.K., Shearer, M.J. (1993). Sources of methane: an overview. In: Khalil, M.A.K. (Ed.), Atmospheric Methane Sources,

- Sinks, and Role in Global Change, vol. 13. Nato ASI Series, Springer, Berlin, pp. 180–198.
38. Kone, Y.J.M., Borges, A.V. (2008). Dissolved inorganic carbon dynamics in the waters surrounding forested mangroves of the Ca Mau Province (Vietnam), *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77, 409-421.
39. Kone, Y.J.M., Abril, G., Kouadio, K.N., Delille, B., Borges, A.V. (2009). Seasonal variability of carbon dioxide in the rivers and lagoons of Ivort Coast (West Africa). *Estuaries and Coasts* 32, 246-260.
40. Laruelle, G.G., Durr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V. (2010). Evaluation of sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letter* 37, L15607.
41. Lars, K, Anette, N, Martin, H. Mogens, H.G., Thomas B., Henrik, B.M. (2003). Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96, 19–28.
42. Liu, Y., Zhu, R., Ma, D., Xu, H., Luo, Y., Huang, T., Sun, L. (2011). Temporal and spatial variations of nitrous oxide fluxes from the littoral zones of three alga-rich lakes in coastal Antarctica. *Atmospheric Environment* 45, 1464-1475.
43. Lovett, G.M., Cole, J.J., Pace, M.L. (2006). Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation? *Ecosystems* 9, 152-155.
44. Malmer, N. (1975). Development of bog mires. In A.D. Hasler, ed. *Coupling of Land and Water System. Ecology Studies* 10. Springer-Verlag, New York, pp. 85-92.

45. McCarty G.W., Ritchie J.C. (2002). Impact of soil movement on carbon sequestration in agricultural ecosystems. *Environmental Pollution* 116:423–430.
46. Mitsuru H., Yukiko S., Yasushi S., Seiichi N., Hidenobu K. (2007). Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakumi, Japan. *Chemosphere* 68 ,597–603.
47. Mitsuru H., Yukiko S., Yasushi S., Seiichi N., Hidenobu K. (2007). Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakumi, Japan .Volume 68, Issue 3, June 2007, Pages 597–603.
48. Mitsch, W.J., Wu, X. (1995). Wetland and global change. In Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. eds. *Advances in Soil Science, Soil Management, and Greenhouse Effect*. CRC/Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
49. Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (2007). *Wetlands*, 4th edn. Wiley, New York.
50. Middelburg, J.J., Nieuwenhuize, J., Iversen, N, Hogh, N., Wilde, H.D., Helder, W., Seifert, R., Christof, O. (2002). Methane distribution in European tidal estuaries. *Biogeochemistry* 59, 95-119.
51. Moore, T.R., Bellamy, D.J. (1974) Peatlands. Springer-Verla.
52. Nirmal Rajkumar, J., Barnes, R., Ramesh, R., Purvaja, R.C. (2008). Methane and nitrous oxide fluxes in the polluted Adyar River and estuary, SE India. Volume 56, Issue 12, December 2008, Pages 2043–2051.
53. Ramesh, R., Purvaja, R., Parashar, D.C., Gupta, P.K., Mitra, A.P. (1997). Anthropogenic forcing on methane emission from the polluted

- wetlands (Adyar river) of Madras City, India, Ambio 26, 369-374.
54. Rosa, L.P., Matvienko, B., Santos, M.A., Sikar, E., Xavier, A.E., Santos, E., Menezes, C.F., Luorenço, R.S.M. (2002). Carbon dioxide and methane emissions from Brazilian hydroelectric reservoirs: background report. Brazilian Ministry of Science and Technology.
55. Riera, J.L., Schindler, J.E., Kratz, T.K. (1999). Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane in two Clearwater lakes and two bog lakes in northern Wisconsin, USA. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 265-274.
56. Roulet, N.T. (2000). Peatland, carbon storage, greenhouse gases, and Kyoto Protocol: prospects and significance for Canada. Wetlands 20, 605-615.
57. Roulet, N.T., Lafleur, P.M., Richard, P.J.H., Moore, T.R., Humphreys, E.R., Bubier, J.L. (2007). Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. Global Change Biology 13, 397-411.
58. Roulet, N.T., Crill, P.M., Comer, N.T., Dove, A., Bourbonniere, R.A. (1997). CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> flux between a boreal beaver pond and the atmosphere. J. Geophys. Res. 102, 29313-29319.
59. Schrier-Uijl, A.P., Varaart, A.J., Leffelaar, P.A., Berendse, F., Veenendaal, E.M. (2010). Release of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from lakes and drainage ditches in temperate wetlands. Biogeochemistry. doi:10.1007/s10533-010-9440-7.
60. Shalini, A., Ramesh, R., Purvaja, R., Barnes, J. (2006). Spatial and temporal distribution of methane in an extensive shallow estuary, south India. J. Earth Syst. Sci. 15, 451-460.
61. Sidinei, M.T., A. Enrich-Prast, J.F. Gonçalves Jr., A.M. dos Santos, and F.A. Esteves. Metabolism and gaseous exchanges in two

- coastal lagoons from Rio de Janeiro with distinct limnological characteristics. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44: 433–438.
62. Striegl, R.G., Michmerhuizen, C.M. (1998). Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes. *Limnol. Oceanogr.* 43, 1519-1529.
63. Tanner, C.C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands *Water Sci. Technol.*, 44, pp. 9–17.
64. Trumbore, S.E., Bubier, J.L., Harden, J.W., Grill, P.M. (1999). Carbon cycling in boreal wetlands: A comparison of three approaches. *Journal of Geophysical Research.* 104 (D22), 27,673-27,682.
65. Verma, A., Subramanian, V., Ramesh, R. (2002). Methane emission from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India. *Chemosphere* 47, 883-889.
66. Wang, H.J., Wang, W.D., Yin, C.Q., Wang, Y.C., Lu, J.W. (2006). Littoral zones as the “hotspots” of nitrous oxide ( $N_2O$ ) emission in a hyper-eutrophic lake in China. *Atmospheric Environment* 40, 5522-5527.
67. Wang, Z.A., Cai, W.J. (2004). Carbon dioxide degassing and inorganic carbon export from a marsh-dominated estuary (the Duplin River): A marsh  $CO_2$  pump. *Limnol. Oceanogr.* 49, 341-354.
68. Worrall, F., Reed, M., Warburton, J., Burt, T. (2003). Carbon budget for British upland peat catchment. *The Science of the Total Environment* 312, 133-146.
69. Liu, X.L., Liu C.Q., Li, S.L., Wang, F.S., Wang, B.L., Wang, Z.L. (2011). Spatiotemporal variations of nitrous oxide ( $N_2O$ ) emissions from two reservoirs in SW China. *Atmospheric Environment* 45 (2011)

5458-5468.

70. Zhu,T., Sikora,F.J. (1995). Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands Water Sci. Technol., 32, pp. 219–228.
71. Zoltai, S.C. (1988). Ecoclimatic provinces of Canada and man-induced climatic change. Canada Committee on Ecological Land Classification, .Newsletter 17:12-15.
72. 內政部營建署城鄉發展分署，2011。國家重要濕地碳匯功能調查計畫，結案報告。
73. 王小利，段建軍，郭勝利，(2007)。黃土丘陵區小流域表層土壤的有機碳密度及其空間分布。
74. 王銀波、謝學武，1997。台灣中南部水稻田、旱田、濕地、林地、及坡地土壤甲烷之釋出及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.99-121。國立台灣大學農業化學系和國立台灣大學全球變遷中心，台北，台灣。
75. 王樹倫、陳鎮東、張哲明，1997。台灣臨近水域甲烷通量之研究。台灣地區大氣環境變遷（呂世宗、柳中明、楊盛行編），pp.143-154。國立台灣大學農業化學系和國立台灣大學全球變遷中心，台北，台灣。
76. 李偉搖，2010，台灣南部自然濕地甲烷釋出係數之研究，崑山科  
技大學環境工程系碩士論文。
77. 張哲明、陳鎮東、王樹倫，1998。南台灣河、湖、淺海及溼地之  
甲烷釋出量研究。台灣地區大氣環境變遷 (三)(呂世宗、柳中明、  
楊盛行編)，pp.71-84。國立台灣大學農業化學系和國立台灣大學

全球變遷中心，台北，台灣。

78. 趙震慶，1997。台灣中部及南部水稻田、旱田、濕地、森林及坡地果園土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.173-194。國立台灣大學農業化學系、國立台灣大學全球變遷中心，台北，台灣。
79. 楊盛行、劉清標、陳顥竹、張讚昌、魏嘉碧、賴朝明、王銀波、趙震慶、張哲明、王樹倫、陳鎮東。2003。台灣河川湖泊溼地甲烷及氧化亞氮排放量測。全球變遷通訊雜誌 40: 59-71。
80. 賴朝明，1997。台灣北部水稻田、旱田、濕地、林地及垃圾掩埋場氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷 (呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.383-400。國立台灣大學農業化學系和國立台灣大學全球變遷中心，台北，台灣。
81. 賴朝明，1998。台灣北部旱田、森林土壤及垃圾掩埋場氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷(三)(呂世宗、柳中明、楊盛行編)，pp.105-117。國立台灣大學農業化學系和國立台灣大學全球變遷中心，台北，台灣。
82. 錢元皓，2003，台灣水田、旱田與濕地土壤氧化亞氮之釋放通量及其減量對策，國立台灣大學農業化學研究所碩士論文。
83. 鄭傳德，許信旺，吳新民，潘根興，(2006)。安徽省升金湖濕地土壤有機碳儲存與分布。

84. 賴建志，2008，人工溼地之甲烷及氧化亞氮釋放研究嘉南藥理科  
技大學環境工程與科學系碩士論文。

