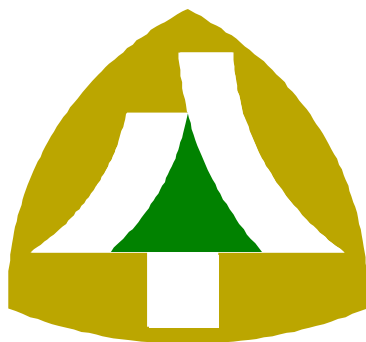


南澳闊葉樹林自然保留區神秘湖 濕生演替之研究



主辦機關：行政院農業委員會林務局羅東林區管理處

執行機關：國立宜蘭大學 自然資源學系

中華民國九十五年九月

南澳闊葉樹林自然保留區神秘湖 濕生演替之研究

計畫主持人：陳子英、毛俊傑、阮忠信

調整計畫、野外勘察、野外調查、報告撰寫

研究助理：鄭琬蓓、吳欣玲、張海寧、葉人瑋、邱孟韋、陳廷綱

野外勘查、部分文稿撰寫、樣區調查

摘要

湖泊周期性的洪氾現象，無論在台灣或是世界各地均為嶄新的概念，本研究嘗試利用對水文之變動、地景尺度的變化、濕地的植群、濕地的掠食者白腹遊蛇的族群生態進行調查，印證洪氾現象，亦屬全新的嘗試。本研究自 2005 年 7 月開始，於神秘湖進行白腹遊蛇的族群生態研究，期間雖因颱風及道路中斷等因素，影響資料蒐集的連續性，但截至目前為止，調查發現神秘湖的白腹遊蛇體質量狀況因食物資源充足，優於北部其他地區相似海拔的族群，但窩卵數 (clutch size) 及最大體型則明顯小於鄰近族群，是否因洪氾現象造成生殖特徵與體型改變的壓力，仍須更長的研究期間進行相關因子機制的印證。

植群的調查結果可分出沈水、挺水、低草地、高草地及落葉森林等植物社會，但沈水植物社會的金魚藻與微齒眼子菜的數量與分布在湖域中有極大之差異；且挺水的水毛花與東亞黑三稜之分布也有明顯差異，以年度內與年度間的植群圖，間接顯示出暴雨的干擾扮演重要的角色；然此種定量的變化應持續進行觀察。地景尺度的觀測在湖域不同年間有明顯的差異，同時在 2004 年龍王颱風來臨時，在湖域上方右側有沖掉低草混合植群，若未來持續進行觀測可更了解不同植群與暴雨之關係，而水文的觀測上也發現水位、pH 值、溶養量在季節上有明顯之差異，至於更進一步的洪峰脈衝模式之建構可在未來有更多的水文、植群、蛇類族群及近年的影像資料時，可建構更詳細之模式。

【關鍵詞】 濕生植群、白腹遊蛇、洪峰脈衝理論

ABSTRACT

The flood pulsing effect is the key factor to the periodic variations in shallow lakes. The purpose of this research is to examine the flood-pulsing effects in the Sheng-Mi Lake, Nan-Au, North Taiwan, by the analysis of the hydrological variations, the landscape change process using historical aerial photos, the field investigation of wetland vegetation communities and the population of a wetland predator species, *Sinonatrix percarinata suriki* ◦

The field investigation of *Sinonatrix percarinata suriki* started in July, 2005. Although the field data collection was once hindered and the data quality might not be ideally perfect due to the typhoons and the damage of the access road, the results still demonstrate a strong evidence that the body mass of *Sinonatrix percarinata suriki* is higher than the other northern Taiwan area of the similar altitude owing to the sufficient food sources. However, the results also indicated that the clutch size and the largest body size of the *Sinonatrix percarinata suriki* population in the Sheng-Mi Lake is obviously smaller than the other populations in the northern Taiwan. It was presumed that the reproduction character and body size of the *Sinonatrix percarinata suriki* population was changed under stresses by the flood pulsing effects, but the presumption was required further researches to be verified.

The vegetation were classified into five types, submerged, emerging, low grassland, high grassland, and deciduous trees, by the analysis of the field vegetation investigation data. However, there was high variance in the populations and distribution of the main submerged vegetation species, *Ceratophyllum demersum* and *Potamogeton maackianus*, and also in those of the main emerging species of *Schoenoplectus mucronatus* subsp. *robustus* and *Sparganium fallax*. The temporal changes of the spatial distribution of the vegetation communities displayed by the vegetation maps drawn within the research year and the previous years suggested the influence of the flood-pulsing effects. The landscape changes interpreted by the historical aerial photos showed the periodical changes and approximately coupled with the precipitation time series. The continuous research work in filed investigation and data collection is suggested to support the verification and the system modeling of the flood-pulsing effects.

Keywords: wetland vegetation community, *Sinonatrix percarinata suriki*, flood-pulsing theory

目 錄

摘要

圖目錄

表目錄

一、前言.....	1
二、前人研究.....	1
(一) 神秘湖之生物與古植物調查.....	2
(二) 白腹遊蛇的生態與指標性.....	3
(三) 濕地的水文期及洪氾脈衝觀念.....	4
三、研究方法.....	5
(一) 地景層級湖沼演變之推測.....	5
(二) 湖沼植群調查.....	7
(三) 重要具指標之動物族群調查.....	9
(四) 脈衝模式的建立.....	13
(五) 水文環境監測.....	16
四、湖沼調查結果與討論.....	19
(一) 地景層級湖沼演變之推測.....	19
(二) 植群分析結果.....	28
(三) 重要具指標之動物族群調查結果.....	41
(四) 脈衝模式的建立.....	47
(五) 水文環境監測.....	53
(六) 神秘湖濕地生態系與稀有物種之保育.....	65
五、結論與建議.....	66
六、誌謝.....	67
七、參考文獻.....	68
八、神秘湖濕地植物名錄.....	73

圖目錄

圖 1、神秘湖第一次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）	7
圖 2、神秘湖第三次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）	8
圖 3、神秘湖各動物調查點所在分布位置圖	12
圖 4、一般湖沼生態系之系統圖	14
圖 5、濕地脈衝系統圖	15
圖 6、神秘湖水環境監測設計之測試地點圖	17
圖 7、神秘湖水環境監測調查點圖	18
圖 8、1980 年神秘湖植物類群範圍圖	21
圖 9、1982 年神秘湖植物類群範圍圖	22
圖 10、1985 年神秘湖植物類群範圍圖	22
圖 11、1993 年神秘湖植物類群範圍圖	23
圖 12、2002 年神秘湖植物類群範圍圖	23
圖 13、2003 年神秘湖植物類群範圍圖	24
圖 14、2005 年 3 月 15 日神秘湖植物類群範圍圖	24
圖 15、2005 年 12 月 22 日神秘湖植物類群範圍圖	25
圖 16、神秘湖湖域不同植物類群面積 1980 年至 2005 年間消長變化圖	26
圖 17、神秘湖開闊水域面積之推估結果圖	27
圖 18、神秘湖樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖	29
圖 19、樣區與水深相關性在 CCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布趨勢 圖	30
圖 20、樣區與底泥相關性在 CCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布趨勢 圖	30
圖 21、神秘湖樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖	35
圖 22、颱風前的神秘湖植群圖	42
圖 23、颱風後的神秘湖植群圖	43
圖 24、2005 年 7 月至 2006 年 7 月神秘湖白腹遊蛇體型大小及性別結構圖 ...	44
圖 25、2005 與 2006 年生殖季取樣之懷孕白腹遊蛇窩卵數分布圖（n=26） ...	45
圖 26、2005 年與 2006 年白腹遊蛇母體吻肛長與所含窩卵數之關係圖（n=26）	45
圖 27、神秘湖調查期間白腹遊蛇、泥鰍與蝌蚪之相對豐富度變化圖	46
圖 28、中央氣象局東北部雨量站分佈圖	47
圖 29、水利署於宜蘭縣地區之雨量站位置圖	48
圖 30、1980 年至 2004 年間大濁水與樟林雨量站年雨量圖	48
圖 31、1980-2004 年大濁水站月雨量圖	49
圖 32、1980 年至 2004 年樟林站月雨量圖	50
圖 33、樟林站月雨量之歷年平均、最大與最小值圖	50
圖 34、大濁水站月雨量之歷年平均、最大與最小值圖	51

圖 35、樟林雨量站每年發生大雨(日雨量大於 50mm)的頻度圖.....	52
圖 36、樟林雨量站每年發生豪雨(日雨量大於 130mm)的頻度圖.....	52
圖 37、神秘湖水位變化圖(2005-08-27 至 2005-10-04).....	54
圖 38、神秘湖水位變化圖(2006-1-18 至 2005-05-01).....	55
圖 39、神秘湖中心水溫變化圖.....	56
圖 40、神秘湖中心導電度變化圖.....	56
圖 41、神秘湖中心溶氧變化圖.....	57
圖 42、神秘湖中心 pH 值變化圖.....	58
圖 43、神秘湖中心氧化還原電位能變化圖.....	59
圖 44、神秘湖 pH 值在不同水深與樣點之變化.....	59
圖 45、神秘湖 pH 值在不同水深點與不同樣點之變化圖.....	60
圖 46、神秘湖溶氧在不同水深點與不同樣點之變化圖.....	60

表目錄

表 1、濕地植物指標類別與水文期的關係表.....	6
表 2、神秘湖遙測資料蒐集狀況表.....	19
表 3、神秘湖植物類型之遙測資料判讀的特徵表.....	20
表 4、神秘湖各年的植物類型面積(單位: m ²).....	26
表 5、神秘湖開闊水域面積推估結果與誤差表.....	27
表 6、神秘湖 CCA 分析摘要表.....	29
表 7、神秘湖第一次分析植群型環境及物種特性一覽表.....	32
表 8、神秘湖植群第一次分析 TWINSpan 分表一覽表.....	33
表 9、神秘湖植群 DCA 三軸與五項環境因子之相關係數矩陣表.....	34
表 10、神秘湖植群第三次分析 TWINSpan 分表一覽表.....	38
表 11、神秘湖第三次分析植群型環境及物種特性一覽表.....	39
表 12、神秘湖白腹遊蛇不同取樣時期的平均體質量變化表.....	44
表 13、神秘湖域各調查月份出現無尾兩棲類物種表.....	46
表 14、樟林雨量站 1980 年到 2004 年間豪大雨發生頻度.....	51
表 15、元素的氧化還原形式與接近氧化還原電位能之轉換表.....	58
表 16、2006 年 1 月 19 日神秘湖水質調查表.....	62
表 17、2006 年 5 月 1 日神秘湖水質調查表.....	63
表 18、2006 年 7 月 11 日神秘湖水質調查表.....	64
表 19、神秘湖濕地生態系監測項目及時間一覽表.....	66

一、前言

南澳闊葉樹林自然保留區位於和平溪分水嶺及南澳南溪上游山脈稜脊之間；屬羅東林區管理處，和平事業區，87 林班 1—6 小班。為和平溪流域澳花溪支流集水區上游。本區早期由台灣省林務局先成立「南澳自然保護區」，民國 81 年時，農委會依文化資產保存法公告劃設為「南澳闊葉樹林自然保留區」，本區為一近原始之闊葉林與天然湖沼的生態環境，湖沼區域因終年籠罩在雲霧之中而有神秘湖之名號。湖底堆積物厚且多，水底為沉水性之水生植物所覆蓋，整個濕地是依賴雨水的補充，在森林與濕地間已有濕生演替後期的森林，湖的周圍更遍布芒 (*Miscanthus sinensis*) 所構成的高草區；顯示此湖域為一濕生演替晚期向中生型演進的典型半淤積之高山湖泊，區內並保有東亞黑三稜 (*Sparganium fallax*)、微齒眼子菜 (*Potamogeton maackianus*) 及線葉藻 (*Potamogeton oxyphyllus*) 等稀有植物；湖內動物則有白腹遊蛇 (*Sinonatrix percarinata suriki*) 與泥鰍 (*Misgurnus anguillicaudatus*) 等族群(林曜松與劉炯錫 1991)。湖泊演替、沼澤植物與森林消長的生態現象，故劃為保護區進行學術研究與保存 (蘇鴻傑 1988)。

美國之淨水條例 (Clear Water Act) 法規上之定義如下：意指頻繁或一段時間受地面水或地下水影響而造成淹水或土壤飽和之狀況的區域，而這樣的淹水或土壤飽和狀況可以去支持通常可以在飽和土壤狀況下生存之植物一般性的成長，濕地通常包括沼澤 (swamp)、草澤 (bogs)、泥沼 (sloughs) 或是其他類似區域 (Mitsch and Grosselink, 2000)。

神秘湖地區屬於自然保留區，較符合 IUCN 科學研究保護區的定義，科學研究保護區的土地使用價值，在於以科學的研究保存與觀察當地生態系的變化，以提供相類似生態系統的經營管理參考。神秘湖地區雖屬於半淤積的高山湖泊，但究竟是走向自力演替的陸域生態系，或藉由外力干擾的洪氾脈衝 (Flood pulses) 每隔一段時期就將一些堆積的腐植質或部份之水生植物移除，並藉由此種外力移除的動力，以達到整個湖泊生態系的動態平衡；若屬於後者，則此種效應對湖裡的稀有植物及植群，甚至地景的變化，指標動物 (蛇類) 的族群動態或水體的水文循環的物理、化學變化會形成何種動態平衡，由於目前並未進行詳細的整合調查及設立監測機制，因此本研究即在此前提下進行初步的動植物與水文研究的調查，並整理過去之資料，提供下一步科學監測的項目及議題，並祈望在未來能將此等研究成果應用於台灣其他湖泊生態系的動態監測與管理維護之參考依據。

二、前人研究

神秘湖湖沼調查早期多偏向生物與土壤的調查，本文先整理其間的差異性，同時由湖泊的演替特性，針對新的湖泊動態假說之濕地水文期及洪氾脈衝觀念進行整理，並由神秘湖濕地生態系中主要優勢的白腹遊蛇族群的特性；藉由植生狀

況、動態假說與指標性的白腹遊蛇探討神秘湖湖沼的濕生演替機制。

(一) 神秘湖之生物與古植物調查

神秘湖的生物與環境資源調查相當詳細，早期有對動物、昆蟲、植生與現今與古植群、陸域環境的土壤進行調查。

林曜松與劉炯錫(1991)完成附近地區之動物資源調查，有哺乳動物12種，鳥類50種，爬蟲類5種，兩棲類7種與魚類1種。

林曜松與劉炯錫(1991)及楊平世與鄭明倫(1992)調查陸棲昆蟲有15目，65科，160種；其中包括54種蝶類。並強調長角大鍬形蟲、臺灣大鍬形蟲、彩虹叩頭蟲、無霸鉤蜓及長臂金龜為珍稀昆蟲。

陳尊賢(1990)由於年降雨量(3,000-4,000 mm)，造成保留區土壤之強淋洗作用，使土壤呈強酸性及低鹽基飽和度。但其化育作用仍屬弱度發育，化育生成變遷層。表土有機物含量高，呈有機物富化作用，而形成黑瘠披被層。

蘇鴻傑(1988)曾有進入調查植物與植群，初步調查有62科，162種植物。其中蕨類植物共47種，裸子植物共2種，雙子葉植物共97種，單子葉植物共16種。其中並有東亞黑三稜、微齒眼子菜、小葉四葉葎(*Galium trifidum*)等稀有的水生植物(柳樁、徐國士 1971)；在植物社會上區分為7型，其中二型為陸域植群，五型為水域或水陸交會植群。在水生的微齒眼子菜—金魚藻型與東亞黑三稜—水毛花型的特性上有較多之描述；在微齒眼子菜—金魚藻型上以微齒眼子菜之量最多，而金魚藻(*Ceratophyllum demersum*)較少，甚至於出水口亦有被其堵塞之趨勢，而湖面上也曾觀察到四月份有滿江紅(*Azolla pinnata*)長滿湖面，俟雨水充沛而帶出；在東亞黑三稜—水毛花型上，水毛花(*Schoenoplectus mucronatus* subsp. *robustus*)與東亞黑三稜呈混生狀態，而湖中有6叢水毛花之單純群落，浮在水中，形成浮墊(Floating mat)，至於東北方離岸較遠之水域，形成稀疏的東亞黑三稜群落，其下方之沈水植物已大為減少。

而在植群演替的推論上，指出應朝向陸化前進(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983)，未來湖將逐漸長為挺水植物之東亞黑三稜及水毛花，最終必全面淤積而達湖泊之死亡期，同時未來的40年或以上，會發育為水社柳—赤楊型，最終湖泊將消失，並被森林所取代。

陳淑華(1995)對神秘湖湖泊沉積物花粉的研究，指出經由湖心挖取1m的沉積物，每5cm取一樣本，並記錄各樣本中花粉出現的種類及數量，製成花粉圖譜，同時將深度25、50及90cm的湖泊沉積物送紐西蘭做¹⁴C的定年分析，配合¹⁴C定年的結果，探討神秘湖周圍近2000年來森林林相變遷的歷史，結果25cm深為1036±70 BP，50cm為1558±70 BP，90cm為1776±70 BP，同時配合花粉分析，湖泊周圍1,700年以來，湖周圍以殼斗科植物栲屬(*Castanopsis*)和櫟屬(*Quercus*)型的闊葉林為主，於25cm處(1036±70BP)達最高量，佔樹種花粉的67.8%，並曾在10cm處降至34.2%。此時伴隨較

遠地區鐵杉林 (*Tsuga*) 的退卻，同時赤楊 (*Alnus*) 花粉增加，這代表 500 年以來氣候有變暖變濕的趨勢；同時也顯示此湖泊至少已存在有 2000 年之久。

楊平世 (1991) 指出為維護南澳湖泊闊葉樹林自然保留區生態系之完整性及動物之棲息地，了解神秘湖之自然演替，長期性之生態監測工作，實為刻不容緩之要務。

湖泊的濕生演替的過程是湖泊不斷累積有機質與泥沙，而漸漸提高底部，使得湖泊陸化而慢慢進入森林社會；由前人研究的報告可看出整個神秘湖流域有浮水植物 (Floating plants)、沉水植物、挺水植物、混生植物、高草、半落葉林及山地常綠闊葉樹林的不同植物社會階段，湖面呈現湖泊演替後期的狀態，若以湖泊的演替階段進行歸類，應已是湖泊最後階段的老年期；然而由古植物學的研究整個湖泊存在有 2000 年之久，以目前淤積的速率與神秘湖的面積來看，應早已形成陸域的森林，然而整個湖泊仍存在有不同的濕生演替階段，這種現象與過去湖泊的演替學說，指出湖泊形成後會慢慢淤積，並由水生環境朝向中生的陸域植物社會演進，在時間上有所延遲，似乎存在有明顯的外力因素使得湖泊維持動態的平衡，並讓沉水、挺水、湖畔低草等不同植物社會階段的稀有物種維持在神秘湖中。

(二) 白腹遊蛇的生態與指標性

近年來許多生態相關研究發現，有鱗目爬蟲類 (如；蛇、蜥蜴)，能有效的找出物種與其生存環境間的交互關係，並反映在族群結構 (Seigel *et al.*, 1998)、生殖策略 (Ballinger, 1977; Luiselli *et al.*, 1996) 及個體形質明顯改變 (Mao, 2003)，例如；聖嬰現象 (El Niño events) 發生與否會造成加拉巴哥群島的海鬣蜥 (*Amblyrhynchus cristatus*)，體長的劇烈縮減 (Wikelski and Thom, 2000)。蛇類由於研究方法的改良與公眾態度的轉變等因素，亦從日漸增加的研究成果中發現，蛇類相較於其他野生動物堪稱為一種良好的生態現象模式研究生物 (Shine and Bonnet, 2000; Lind *et al.*, 2005)。

白腹遊蛇為舊世界遊蛇的一員，侷限分布於台灣、中國大陸東南、北中南半島及印度東邊 (Zhao and Adler, 1993; Captain and Patel, 1998; Rao and Yang, 1998; Zhao *et al.*, 1998)，這個類群是東亞地區少數的半水棲的遊蛇亞科 (Subfamily Natricinae) 蛇類之一，關於它們過去的研究零星散見於部分文獻中 (Pope, 1935; Rao and Yang, 1998; Stejneger, 1907; Zhao *et al.*, 1998)，白腹遊蛇在台灣的族群，曾有毛壽先教授於 1965 年針對台灣族群的分類地位進行探討，及毛俊傑於 1998 年針對親緣關係，與 2003 年針對族群生態學進行探討。

Brown 於 1940 年研究美洲的半水棲遊蛇 *Natrix s. sipedon* (= *Nerodia s. sipedon*) 後，發現一般的水蛇通常具有的活動範圍較小 (Fraker, 1970)，此外目前有許多文獻提到變動的水域環境影響水棲及半水棲蛇類的擴散、移動及活動範圍 (Houston and Shine, 1994; Whiting *et al.*, 1997)，近年來亦有多個文獻陸續提到利用半水棲蛇類作為環境監測指標 (Mao, 2003; Lind *et al.*, 2005)，根據毛俊傑

於 2003 年針對台灣的白腹遊蛇及赤腹遊蛇進行的族群生態學研究發現，當環境狀況劣化時，會有以下幾種特徵反映在蛇類的族群上：1.當地蛇類的相對豐富度明顯降低，2.平均體質狀況下降，3.生殖策略的改變，及 4.斷尾、體表具有疤痕的個體明顯增多 (Mao, 2003)；神秘湖的白腹遊蛇族群數量頗為豐富，其族群數目、體型結構及性別比例等族群特性是否可提供為洪氾脈衝理論的佐証，在與脈衝現象相關的蛇類生態研究中，Seigel *et al.* (1998) 報導了關於洪水過後對響尾蛇族群的影響，並反映在生殖策略、攝食狀況及體質狀況等現象，使蛇類生態，尤其是半水棲蛇類的族群生態，更值得深入進行監測研究。

(三) 濕地的水文期及洪氾脈衝觀念

濕地在逐漸累積有機質與隨水流帶進的泥沙之後，濕地底部高程會逐漸增加，最終會慢慢淤積，不再具有蓄水功能，於是成為陸域生態系統；此時，達到演替的極盛相 (climax)。這種因為濕地發展過程中，不斷累積有機質與泥沙，而提高濕地底部的過程，稱之為自力演替 (autogenic succession)。但經過許多濕地生態系統發展的研究之後，發現濕地生態系統不全然是演替的過渡階段，也不一定發展成陸域生態系統，於是出現另外一種假設，即是發現在濕地的生物能夠適應特殊環境因子，如水位的變化，此稱之為外力演替 (allogenic succession)。在實際案例中，發現自力演替與外力演替的影響力量因素皆同時存在，短期的數十年或百年內，濕地必然發展到森林的極盛相理論並不合適 (Mitsch & Gosselink, 2000)。

水文期 (hydroperiod) 即濕地水位之季節性變化模式 (pattern)，通常就像是濕地型態的特徵。一般的濕地，由於水文期的變化，有時是淹水狀況，有時則暴露在空氣中；真正是處於厭氧狀況的時期與水文期有密切的關係。許多濕地的水並不是靜止不動，而是緩慢流動，這會帶來濕地的水體內的含氧量補充以及化學物質的流動。由於水文期的變化之故，可能有厭氧反應與氧化反應，這對於濕地生物營養利用方式有所影響，濕地生物，特別是植物與底棲生物必須要適應他們所存在的濕地之水文期的特徵，找到合適的棲地 (habitat)。不同水文期的特徵，會出現不同的生物相，這也說明，要保育或管理一個濕地生態系統，對於水文期的監測或管理是不可或缺的。

濕地生態學家利用「水文期」，即是一天中的高低水位變化、一年四季中豐水與枯水期的水位變化模式與不同年度中之豐枯水年的水位變化模式，做為不同類型之濕地生態系統的特徵 (signature) (Mitsch & Gosselink, 2000)。水文期的模式，為濕地生態系的主要外力演替因素。

在許多濕地的水文期模式中，常有季節性、或是若干年發生一次遠高於平均水位的狀況發生，這多是季節豪雨或是暴雨、颱風所造成。在水位記錄圖上，可以清楚看到突然高起又下降的紀錄，在一般生態學中稱此類現象為「擾動」 (disturbance)，在濕地生態學中，因為這與暴雨洪氾有關，特稱此現象為「洪氾脈衝」 (plusing effect)。脈衝與生態系統的發展有極密切的關係，因為脈衝的強

度、頻度、延遲時間與重現時期之不同，常發展出不同的濕地生態系結構 (White and Pickett, 1985)。

Odum (1969) 指出如果缺乏不斷重複出現的脈衝，這些與脈衝相關的系統經常會在生長狀況與生產量上退化。例如，有些濕地在缺乏脈衝的狀況下，香蒲屬 (*Typha*) 與蘆葦屬 (*Phragmites*) 將會逐漸成為優勢種 (Kantrud *et al.*, 1989)，缺乏外力演替的機制，有機質逐漸堆積，逐漸有利於濕地陸化的條件。在濕地或其他水域生態系統的管理、營造、復育上，自然環境中之水文期與脈衝特性，為主要的考慮項目之一 (Mitsch & Gosselink, 2000; Middleton, 1998; 2002)。

三、研究方法

湖沼植群調查為配合地景層級之湖沼演變推測，藉由現生植群與航照圖，了解不同植群的波動變化及白腹遊蛇族群結構變化，調查不同年度間及年度內之變化，颱風季節前與颱風季節後不同時期之調查，並比較其間植群型、主要優勢種的差異，同時並推估年度內與不同年度間白腹遊蛇族群結構之變化。

(一) 地景層級湖沼演變之推測

地景層級的湖沼演替變化，主要是應用歷年的各類的遙測資料，進行水生植物區域範圍的判讀，瞭解其歷年的變化情形；主要的步驟由歷史遙測資料的蒐集、資料之幾何校正、植物類型之判讀及做不同年度間植物類型面積的比較。工作步驟簡述如下：

1. 蒐集歷史遙測資料

由於神秘湖的區域範圍不大，必須要用空間解析度較高的資料才能進行判讀。主要蒐集資料以歷史航空照片，及計畫期間蒐集可利用的遙測資料，如高解析度的衛星資料與航空照片。

2. 遙測資料之幾何校正 (Geo-rectification)

所取得的遙測資料，特別是航空照片圖，通常沒有相關的地理座標系統，必須進行地理幾何校正，使所有的資料具有空間座標，並能在空間位置上相互比較。

首先找出一筆已經具有空間座標的遙測資料做為參考資料，找到數個圖片上可以辨識，並未有改變的地物為控制點，然後逐一將其他各筆遙測資料進行幾何校正。由於航空照片資料為固定框 (Fixed-Frame) 拍攝方式，且神秘湖之湖域範圍高程可以視為相同，故可以不考慮高差位移，只需要進行一階的幾何校正。

3. 植物類型之判讀

如果有高解析度的彩色紅外光影像，水生植物的判讀可以到較精細的植物類型之層級，然而過去的資料多以陳舊的黑白航空照片掃描，因照片顆粒

較粗、灰階對比不佳，無法進行細緻的分類，因此研究上先簡化類別。

美國漁業與野生動物局將濕地植物分為四個類別，做為界定濕地範圍使用之植物指標。這四個類別分別為 OBL(Obligate)、FACW(Facultative Wetland)、FAC(Facultative)、FACU(Facultative Upland)。OBL 指必須要水中生長（包含在土壤飽和狀況）之植物；FACW 指主要在水中生長，但生育地地短時間水位下降，形成非濕潤旱環境亦可生存，偶而會發現在十分濕潤的陸域環境；FAC 指可以水生，也可以陸生的植物，生育地之水文期剛好在 1/2 左右；FACU 指主要是指濕地植物生育地多數時間不是有水的，但短時間有淹水的狀況，這類植物也可在陸域生長 (Tiner, 1999)，而這四個植物指標類別所關連的水文期（表 1）。由於濕地植物與動物分佈，常沿地形與水文期梯度發展，故使用此種植物指標類別，可以辨識地形與水文期梯度變化。

表 1、濕地植物指標類別與水文期的關係表（整理自 Tiner 1999）

濕地植物指標類別	生育地之水文期
必須在濕地中 (OBL) 絕對水生植物	大於 99% 的時間
以濕地為主 (FACW) 偏好水生植物	2/3 的時間
可存在濕地環境或陸域環境中 (FAC) 水陸兩棲水生植物	34%~66% 的時間
可短期在濕地中 (FACU) 短期水生植物	1/3 的時間

目前台灣濕地植物多僅考慮 OBL 與 FACW 植物物種，有些生長在濕地邊緣的植物。而本計畫在植群類別，考慮影像的辨識條件狀況，並同時考慮探討的主題與洪氾脈衝之水文現象有關。故參考美國的濕地植物指標類別，遙測辨識上的濕地植物類型分為開闊水域（含沈水與浮水植物）、挺水植物、耐濕的禾本與木本植物等四類。遙測辨識使用的四種植物類型，一般而言，開闊水域植物為 OBL；挺水植物多為 FACW 種類型，但亦有一些為 OBL 類型；耐濕禾本多為 FAC，但也有不少為 FACW；耐濕木本多為 FACU 類型，但有一些種類為 FAC。因此，遙測辨識的類別大致與美國濕地植物指標類別相似。

針對以上四種植物類型於遙測影像上所展現的特徵，如質地、大小、形狀、空間位置、灰階程度之特徵，配合現地調查之研究，建立相關的判讀知識。再依此判讀知識於地理資訊系統軟體 ArcGIS 9.1 上，進行數化工作。

4. 不同年度間植物類型面積的比較

根據數化的歷年植物類型區域，透過 ArcGIS9.1 軟體計算，求得各植物類型面積資料，並繪製圖表，進行比較，以討論洪氾脈衝現象的可能性。

(二) 湖沼植群調查

1. 第一次調查

植群調查以樣帶為之，樣帶內以樣區法取樣；湖沼上設置 4 條樣帶（圖 1，樣帶向二側延伸成 5×5 ，以 25 m^2 為小區，共調查 4 個小區為一樣區（ $5 \times 5 \times 4 = 100 \text{ m}^2$ ），每個樣區以均質為準，共設置 19 個樣區。樣區調查以植物覆蓋度為主，森林植物社會，除計算其覆蓋度外，並量取胸徑大於 1 cm 的樹木胸徑，及樣區冠層之平均高度。樣區環境因子量取方位角、水深、含石率、底泥、全天光空域及直射光空域等。



圖 1、神秘湖第一次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）

2. 第三次調查

設置 8 條樣帶（圖 2），樣帶二側進行連續樣區調查，木本與高草樣區由 4 個面積為 $5 \times 5 \text{ m}^2$ 的小區合併為一個樣區，低草與沉水植物樣區由 2 個面積為 $2 \times 2 \text{ m}^2$ 的小區合併為一個樣區，共設置 268 個小區，其中有 5 個小區無植物，經合併後共有 109 個樣區，每個小區調查以均質之植群為準。

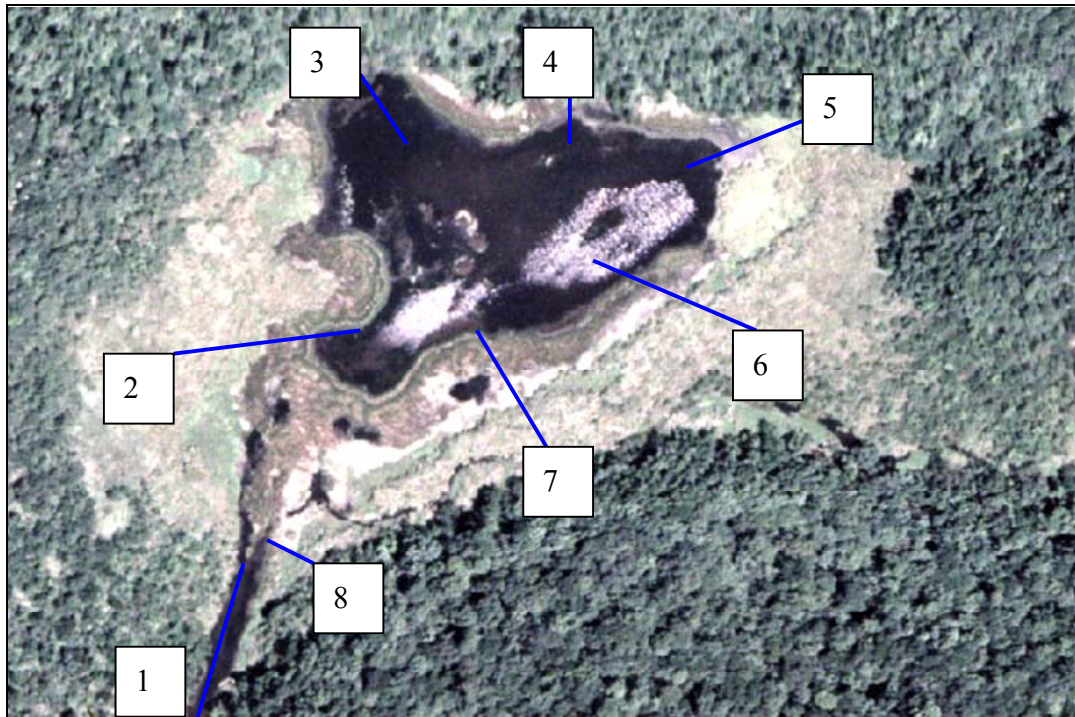


圖 2、神秘湖第三次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）

植群分析以 IV 值計算多變量之典範對應分析 (CCA)、降趨對應分析 (DCA) 及雙向指標種分析法 (TWINSPAN) 進行分析以了解植群之分布。計算密度及優勢度，化為相對值後，每一木本樣區總和為 200%，二項之總和為重要值指數 (Important value Index, IV) 水生草本或高草樣區則取覆蓋度一項 (劉崇瑞、蘇鴻傑 1982)，以顯示木本植群及草本植群之相對重要性，再經轉換以後以 100% 為基礎。再以八分級制值 (Octave scale) 轉化為 1-9 級 (Gauch, 1982)，數據經簡化，做成原始矩陣，樣區資料係用編輯程式 Excel 輸入電腦存檔，環境因子之資料不經轉化為評估值輸入電腦以 PC-ORD 4.0 版分析之用。

本研究採用分類 (Classification) 與分布序列法 (Ordination) 二種分析方法；分述如下：

(1) 分布序列

降趨對應分析 (Detrended Correspondence Analysis；簡稱 DCA) 係將原始之資料矩陣，以數學運算，分析其變異趨勢，將各樣區按其相關固有值之位置排列，排列於若干個變異軸上，結合這幾個軸，則可成為樣區或樹種在此空間上之位置 (蘇鴻傑 1987)。

典型對應分析 (Canonical Correspondence Analysis；簡稱 CCA) 係利用樣區資料矩陣與環境變數因子等兩種資料做分析，能突顯出其環境因子與梯度軸之相關性，並藉由 Monte Carlo 顯著性測驗方法進行兩者之相關與迴歸測試，測試相關環境軸是否有關係及環境因子是否有意義；可瞭解物種與環境

變數間之相關性和顯著水準並繪出雙序軸。

(2) 分類

雙向指標種分析法 (簡稱 TWINSpan); 本方法是一種多元切分法, 利用各樣區之特徵種群在定量與定性的不同來切分整個調查的樣區, 其過程是將樣區中的特徵種群, 依出現與不出現或量的多寡, 將相似的樣區排列在一起, 相異之樣區分開, 次則依特徵樣區與樹種設定至收斂次數為止 (蘇鴻傑 1996; Kent, 1992)。

植群之分類係考慮樣區中植物組成之相似性, 而將相似之樣區合併或切分, 區分成不同的植群型, 本研究之分類除參考降趨對應分析 (DCA) 之樣區排列及分群外, 另考慮雙向指標種分析法 (TWINSpan) 的結果一併做討論; 而 DCA 則是探討植群變化與環境梯度間的關係。

(3) 不同年度與時間之比較

相同年度間的比較以颱風前後間, 設定為 7 月份初與 8 月底之間進行比較, 可使用二次不同樣區在 DCA 上的各樣區在第一軸與第二軸上改變的位置, 來比較植群的變化, 若距離較遠, 則改變較大, 即受到颱風之影響也較大。

至於年度比較則以不同植物社會在不同時期的優勢種覆蓋度值的變化進行比較, 如果並以不同年度, 但相近之月份及相同年度不同時期之優勢種覆蓋度值進行比對與探討。

(三) 重要具指標之動物族群調查

1. 半水棲蛇類的族群調查與監測

動物監測的研究方法, 主要是利用捕捉標記再捕捉法 (Marking and recapture), 這種方法廣泛的應用於生活史、族群生態研究及估算 (Parker and Plummer, 1987)。

蛇類的取樣, 初期採陷阱誘捕 (Mao *et al.*, 2004), 但該方式需連續架設陷阱取樣, 當颱風或豪雨來襲時往往容易因山區道路中斷, 無法及時應變, 因此最後選擇夜間目視預測法 (Visual encounter method; VEM), 做為取樣的方法, 並依據林曜松與劉炯錫 (1991) 提到白腹遊蛇豐富度較高的出水口眼子菜 (*Potamogeton octandrus*) 區, 作為主要調查的樣點。

個體的標記與識別, 研究初期利用改良式腹鱗剪除法 (ventral clipping method; Mao *et al.*, accepted) 進行個體標記, 但基於長期監測的考量, 自 2006 年開始, 改採被動式晶片植入皮下方式, 以利個體進行長期追蹤辨識。所取樣的蛇類掃描並留存個體影像記錄後 (Mao *et al.*, in preparation), 分別進行形質測量, 包括全長 (TBL, in cm)、尾長 (Tail-L, in cm)、體重 (BM, in g)

的數據及影像資料庫建立，以了解神秘湖演替過程中，微棲地與水文環境的變動，對白腹遊蛇在空間上變化的影響，及白腹遊蛇族群在質與量上變化波動的規律性，並用以作為未來長期監測追蹤的參考依據。

其生殖、族群結構及增長狀況除了一年生以下的個體不進行性別判別及晶片標記外，所有的個體利用性別探針進行雌雄之測定。個體的攝食狀況藉由觸診進行判別，有攝食的個體利用擠壓消化道的方式進行催吐，以了解個體攝食的狀況及食餌種類，所有攝食的內含物均以 75% 的酒精保存以利未來進行其他的分析比對。

相關的有鱗目爬蟲生殖研究報告指出，懷孕的母蛇或蜥蜴會隨著棲息地及周遭資源狀況的變動，將生殖策略在 r 與 K 之間進行轉換，用以提升子代在同生群 (Cohort) 的競爭優勢 (Ballinger, 1977; Luiselli et al., 1996)，因此雌性的生殖狀況，亦為重要的監測標的，雌蛇懷孕的狀態同樣以觸診的方式進行判別及胚胎數的計算。此外，體飽滿度 (體脂肪含量) 在許多蛇類的物種中是推斷生殖與否的重要指標 (Bonnet and Naulleau, 1994)，體質量指標 (BCI; body condition index) 用以推估計算體內脂肪含量，進而推測蛇類的生殖狀況，根據我們的構想及研究成果 (Mao, 2003)，這個指標也反映了每一條蛇的健康及營養狀況。因此在這個監測計畫中我們也預計使用體質量指標 (BCI) 來評估神秘湖白腹遊蛇的族群狀況，這個指標是由 Leloup 在 1976 年推導出來 (Bonnet and Naulleau, 1994)，公式的內容如下：

$$\text{體質量指標 (BCI)} = M/MT$$

M = 捕獲個體的體重

$$MT = (L/l)^3 \times m$$

L = 捕獲個體的體長

l = 該捕獲族群新生個體的平均體長

m = 該捕獲族群新生個體的平均體重

雖然體質量指標能正確的反映出特定族群內個體平均營養健康概況，但必須根據該族群新生個體的平均形質進行推算。另外，新生個體間無法以此公式有效的進行比較，因此在監測初期所有個體的體質量計算則根據 Seigel *et al.* (1998) 針對響尾蛇族群狀況推估的公式進行計算，該計算方法如下：

$$\text{蛇體狀況} = \text{捕獲個體體重 (BM; g)} / \text{捕獲個體體全長 (TBL; cm)}$$

2. 與半水棲蛇類相關生物因子的監測

為了解神秘湖當地半水棲蛇類與相關生物因子的變動關係，同時選取監測當地白腹遊蛇取食的魚類及兩棲類。湖域中現存泥鰍一種魚類，以設置魚籠誘捕，做為相對豐富度的調查方式，魚籠於進行蛇類夜間調查前置入湖中的三

個調查點（代號 F、G、H），並於調查結束後收回，每次調查約放置 1-2hr，將各點捕獲的魚類除以放置的時間（min），做為相對豐富度的指標，期間將同時捕獲的蝌蚪以相同方法分開計算其相對豐富度。

利用無尾兩棲類鳴叫聲做為生息及相對豐富度的監測，廣泛的於世界各地應用，甚至成為美國國內濕地生態監測的標準工作項目之一(Lip *et al.*, 2001; Nelson and Graves, 2004; Pierce and Gutzwiller, 2004)。利用此法進行各監測點調查的時間長短需求從 5、10、15、16、30 min 不等，根據 Pierce 與 Gutzwiller (2004) 的研究結果發現，各點只調查 5 min 與更長的調查時間，在部分物種的監測結果上並無明顯的差異，另外，我們於雙連埤調查時亦發現台灣的兩棲類物種，在各點調查 2 min 與 5 min 之間並無明顯的差異，因此我們於步道進入湖域外側的轉彎處做為起始點，設置了 A 到 H 等 8 個代號的錄音監測點(圖 3)，每一個監測點以手持式集音槍（有效錄音距離約 90 m），朝向湖域的方向進行聲音的收集，並利用數位錄音筆記錄聲音 2 min。所錄得的聲音可提供調查期間出現的物種種類及各物種的相對豐富度。

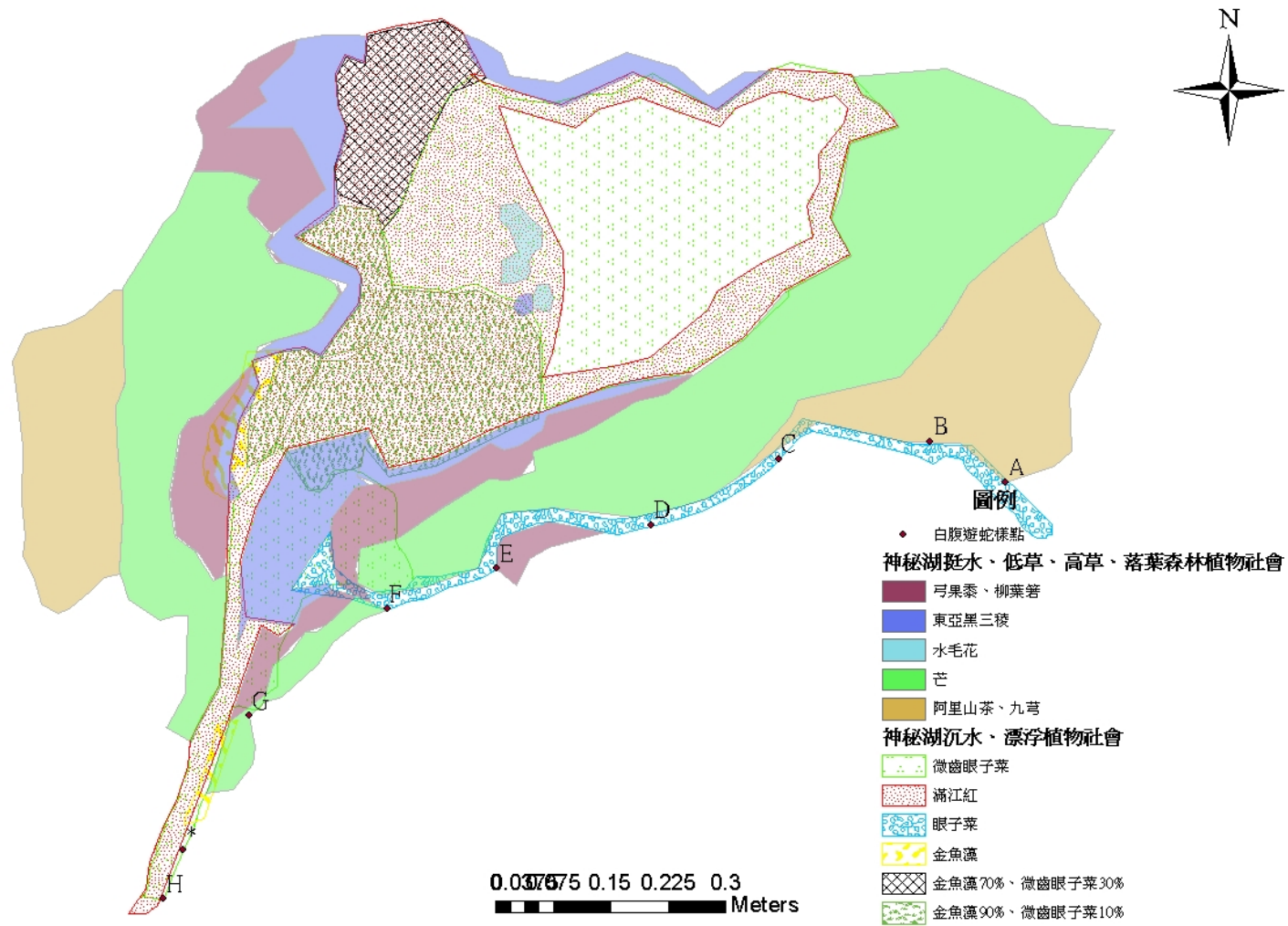


圖 3、神秘湖各動物調查點所在分布位置圖

註：*：表示白腹遊蛇調查地點；英文字母 A-H：表示兩棲類收音定點，其中 F、G、H 三點同時進行泥鰍與蝌蚪相對豐富度調查

(四) 脈衝模式的建立

系統生態學的發展，主要以國際知名的生態學家 Eugene P. Odum 與 Howard T. Odum 兄弟為主，所逐步推動建立的。由於生態研究上，主要是要研究各生態組成單元的互動關係，也就是結構與過程，當中各種關係錯綜複雜，難以用言語表達，因此，Howard T. Odum 發展出系統圖像語言，以表達出生態複雜的關係。

圖 4 顯示為一般湖沼生態系統之系統圖。在此圖中，雖然表達出各類生物與環境因子間的關係，但是並未強調脈衝的機制。因此，如以（圖 4）的系統圖來建構生態模式，並進行模擬，可能比較適合在兩次脈衝發生間的狀況。

如考慮脈衝過程，並把系統結構簡化，則可以產生如（圖 5）的系統圖。圖 5 之系統圖，由於強調動態過程關係，因此並未著墨太多在生物次系統與土壤次系統內的能量交換，而是以水文與生物間的動態為主軸，發展生態水文模式。構想中，假設系統的脈衝機制啟動，是建立在當暴雨來臨，水位漲高至某一程度，則開始產生脈衝，對於生物量與土壤的影響，則與水位高度成正比。

如需建立脈衝的模擬，需要以水文模式模擬集水區降雨到湖水位變化與逕流過程，由湖水位變化建立脈衝機制的模擬。因此，系統模式分兩個部分，一是水文模式，二為脈衝機制模式。這兩個系統都需要歷史資料代入，以校正模式架構細節與相關參數，因此，水文模式需要降雨、氣候、水位、水位與湖水量、水位與逕流量關係、集水區面積與坡度等多項資料，脈衝機制模式部分需要相關生物變化資料。由於脈衝對於系統的影響，可能是植物演替、族群動態，甚至是生物的演化，所以脈衝機制的生物資料，則視所欲探討的主題而調整。由於需要資料內容繁多，且需要逐步建立模式模擬。本計畫今年度此部分的主要工作，主要是蒐集部分資料，並初步分析地景尺度的湖沼演變與暴雨間之相關因素探討。工作步驟如下：

1. 蒐集歷史雨量資料。
2. 建立基本不同強度之暴雨量的頻率分析。
3. 比較與探討暴雨頻率與湖沼變遷資料。

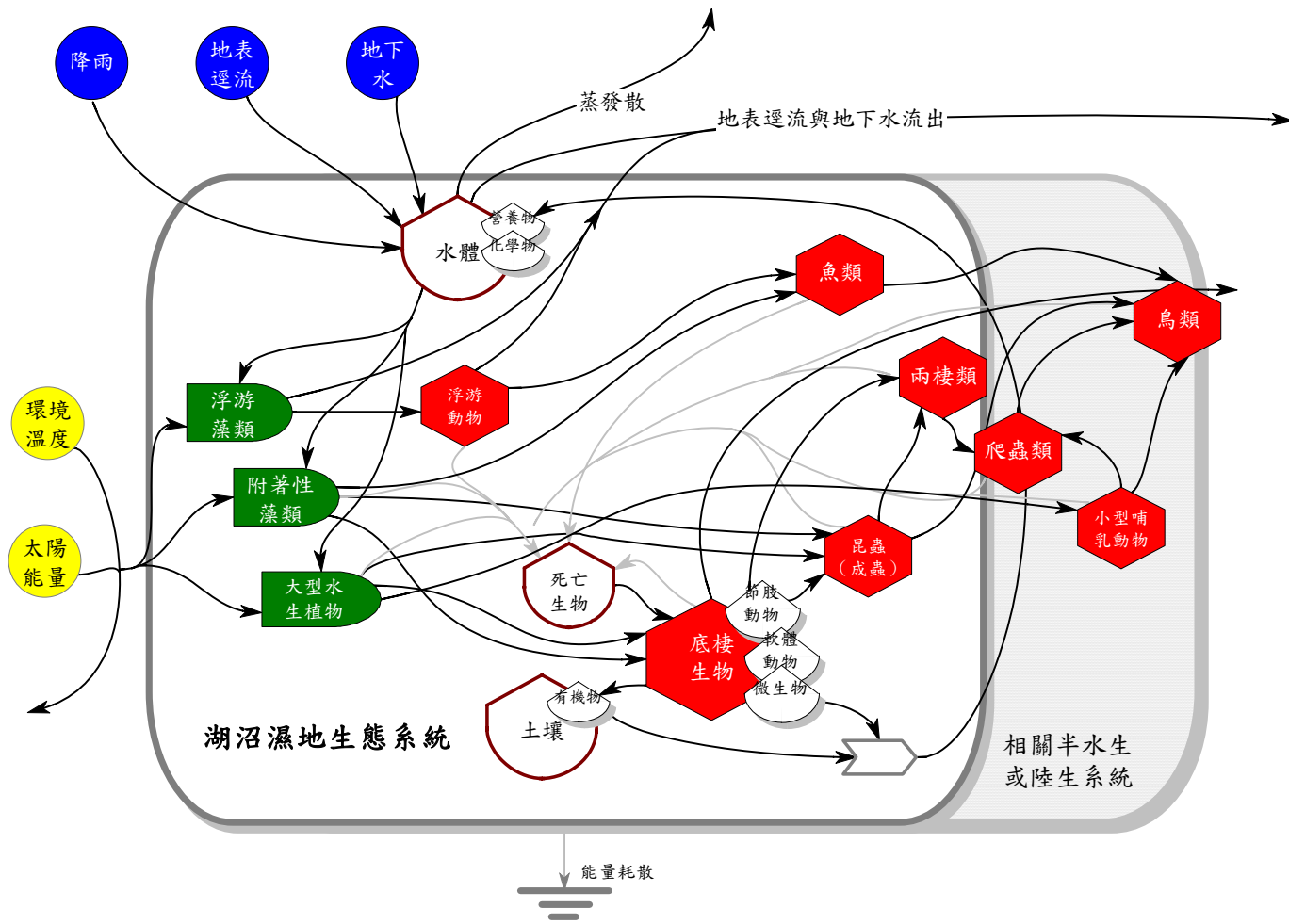


圖 4、一般湖沼生態系之系統圖

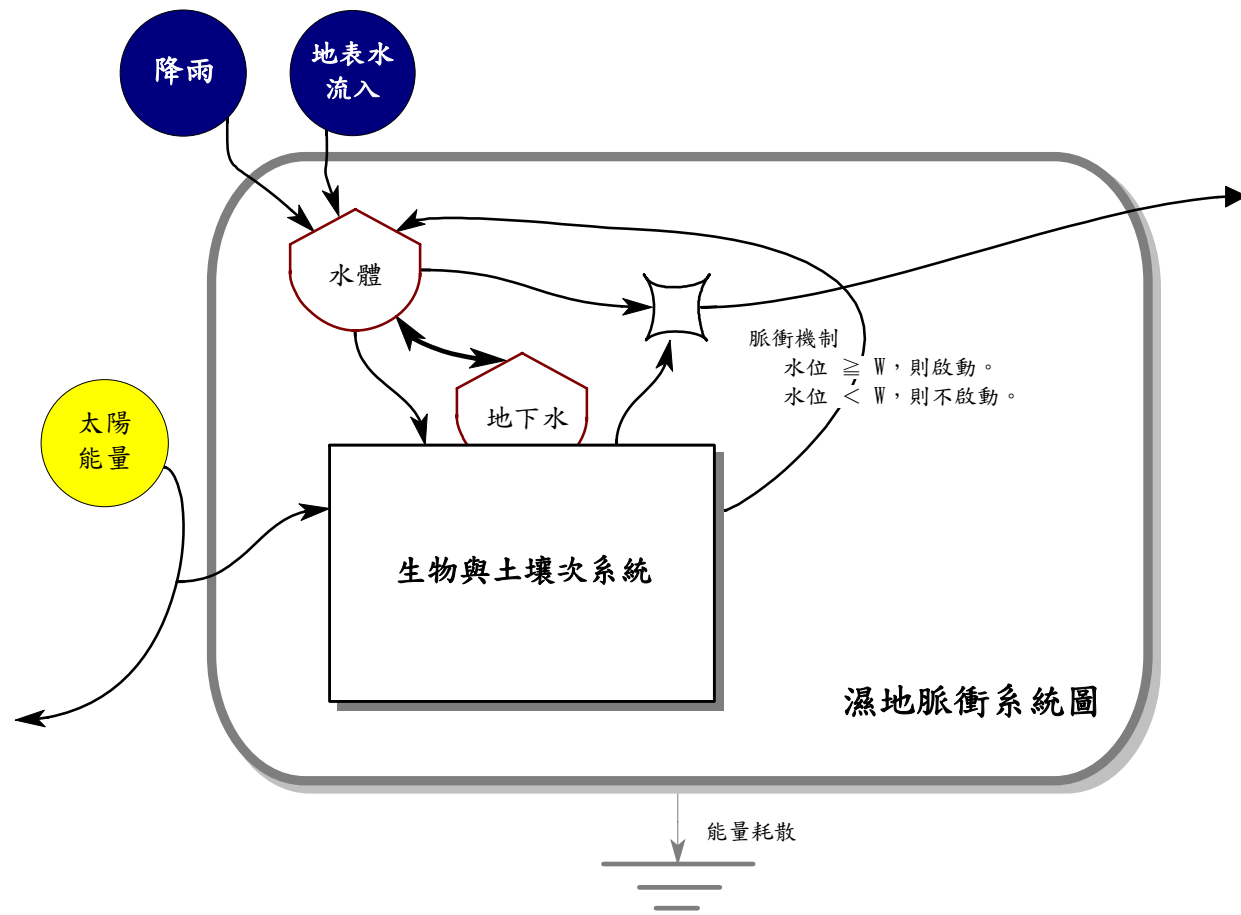


圖 5、濕地脈衝系統圖

(五) 水文環境監測

此部分在原訂計畫書內容所無，但基於神秘湖生態資料與演替研究的完整性之考量下，水環境監測的部分仍有必要實施，故增加內容如下：

1. 監測之構思

濕地生態之系統發展，受到濕地水文影響甚深 (Mitsch & Gosselink, 2000)。為裨益瞭解水文環境變化與生物族群、群落變動之動態過程，而進行水文環境之監測；監測之內容項目有：

- (1) 水文期 (Hydro period) 之監測：水位變化之記錄，可以用以水文模式，以及分析水文與生物動態變化間之關係。檢驗濕地地表水位或地下水位變化模式，稱之為水文期 (Mitsch & Gosselink, 2000)，這通常可以視為濕地之主要特徵。本計畫設置以自計式水位計，以記錄神秘湖之水文期。
- (2) 水環境之監測：水環境監測之目的是在瞭解濕地生態之生物地球化學動態變化。若經費與器材足夠，應於水域中設置長期監測儀器於數個合適之地點，以取得時間連續與空間分布之資料，並另每月至現地採取水樣，回到實驗室進行進一步更多項目的實驗分析。在經費限制下，則可以考慮每季一次之水質監測。本計畫監測方式採取兩種方式：

A. 24 hr 連續水質監測：採用自計式多功能水質測定儀進行監測，主要監測項目為溶氧、pH、溫度、氧化還原電位能及其他。主要的目的在於氧化還原電位是沈積物中有機質數量和降解過程的指標，氧化還原電位的大小與多種生物地球化學有關，指示著氮的有效性和沈積物的化學變化；而溶氧和 pH 是初級生產量的良好指標，可以 24 hr 連續測定記錄。高等植物生物量會導致光照條件下溶氧的迅速減少，然而，高的生產量會造成氧濃度和 pH 在中午時上升 (孟憲民 2001)。

B. 多點空間分布之水質監測：於湖泊不同位置，在 10 點至 15 點之間，進行水質監測，主要監測項目為：

- a. 水物理性質測量：pH、導電度、溶氧、水溫、氣溫、透明度。
- b. 水化學性質測量：氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總氮、總磷。

2. 監測之實施

(1) 自計水位計之設置

本計畫工作人員於民國 94 年 8 月 26、27 日前往神秘湖，進行自計水位計之設置。於湖區中選擇一個常水深 (Normal depth) 較高之較無水流移動之地點，設置自計式水位計。採用之自計式水位計為一組感壓式記錄計 (HOBO Water Level Logger; ONSET Computer, MA, USA)，可同時記錄水溫及水位。水位計之準確度為 2:1 cm，溫度之準備度為 0.37 °C，其內記憶體為 64 K 位元組，如設定 15 min 記錄一筆資料，可以連續記錄 75 天，再行下載。設置時必須同時一組 (兩支) 感壓式記錄計，一支放置於水面上，一支設置於水

面下，未來可由水壓與大氣壓力差推估水位高。設置時，將水位計固定於 PE 瓶內（PE 瓶兩側開口），以避免遭異物直接碰撞。水面上的感壓式記錄計，放置於水面上 160 cm 處，水面下感壓式記錄計則放置於水面下 70 cm 處，距底部 20 cm 處。

(2) 水環境監測設計之測試：

由於神秘湖是屬於淺湖型濕地，水環境性質介於湖泊與濕地之間，在監測設計上很難按照一般方式設計，因此，本計畫於 95 年 8 月 26、27 日隨同水位計之設置，同時施行了一次水質檢測，目的在於探討調查地點之設置，及一些基本的初步性質。本次調查之空間位置如圖 6，監測的內容如下：

- A. 監測 24 hr 連續監測：本次調查所使用的測量儀器為多功能水質儀（MiniSonde 4a；Hydrolab, CO, USA），其精確度為溫度之 $\pm 0.10^{\circ}\text{C}$ 、電導度 $\pm 0.001 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、酸鹼度 ± 0.2 、溶氧 $\pm 0.2 \text{ mg}/\text{L}$ 、氧化還原電位 $\pm 20 \text{ mV}$ 。儀器放置位置約為湖中心，置於水面下 50cm，並用經緯儀測量其高程差及收取 GPS 定位點，時間從 2005 年 8 月 26 日 13:00 至 2005 年 8 月 27 日 13:00，為期 24 hr 之測量。
- B. 多點空間分布之水質監測：此調查內容主要有 pH、溶氧、氧化還原電位、氣溫、水溫等，在儀器操作及資料收集方面，分別記錄水面下 10 cm、30 cm、50 cm 及底泥各部位之資料，但由於湖水深度各處不一，所以視水深的程度不同而做調整，但施做間隔不變。



圖 6、神秘湖水環境監測設計之測試地點圖

(3) 水環境監測：

水環境監測之調查點重新設計如圖 7，主要是考慮神秘湖的空間形狀上的性質及不同位置的植物特徵而重新設計。



圖 7、神秘湖水環境監測調查點圖

調查頻度為每季一次，於 2006 年冬季開始，分為兩個部分。一是現場以儀器測量各調查點水質之物理性質部分，主要的監測項目主要是採用 pH 量測方法，以 pH 計 (Suntex TS-2, Suntex, Taiwan) 直接量測水樣之 pH 值；電導度，以電導度計 (YSI-30 Conductivity Meter, YSI, US) 直接量測；溶氧以溶氧計 (WTW-Oxi 330i Waterproof Dissolved Oxygen Meter, WTW, Germany)，於現場直接進行測定；透視度以沙奇盤 (Secchi disk)，量測水的透視程度。

另外採集每一樣點之水下 10 cm 的水樣 2L，放置於冰桶內，返回實驗室進行水質之化學性質分析。實驗室分析部分，採用環保署環境檢驗所公告或國際通用的方法。生化需氧量採用五天 20 °C 恆溫箱中之培養方法 (環檢所 NIEA W510.54B 方法)；氨氮、總氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總磷、總有機碳與金屬測定採用使用綜合水質分析儀 (WTW PhotoLab S12, WTW, Germany) 應用 Merck Spectroquant 分析級試劑與分析法 (Spectroquant, Merck, Germany)；葉綠素 a 檢測方法為乙醇萃取法 (環檢所 NIEA E508.00B)。

四、湖沼調查結果與討論

(一) 地景層級湖沼演變之推測

1. 遙測資料之蒐集

目前已經進行航照圖的蒐集，透過農航所，並透過國立成功大學防災科技中心所採購國家太空中心所發展的福衛二號衛星資料，另由 Google Earth 軟體付費下載 Digital Globe[®] 影像資料。所蒐集得到的資料如表 2：

表 2、神秘湖遙測資料蒐集狀況表

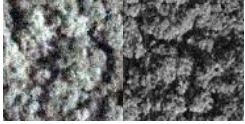
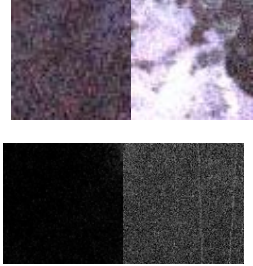
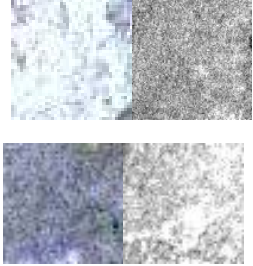
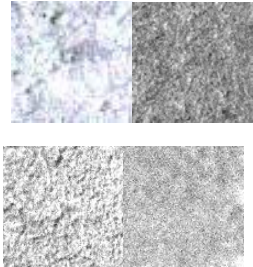
農航所有記錄 之航拍日期	類別*	解析度或比例尺	已購買	備註
1966/06/19	黑白航空照片	1/10,000		有航拍紀錄，但不存在於現有資料庫內
1968/12/07	黑白航空照片	1/10,000		同上
1969/08/19	黑白航空照片	1/10,000		同上
1975/07/31	黑白航空照片	1/10,000		同上
1980/06/30	黑白航空照片	1/10,000	√	
1982/10/05	黑白航空照片	1/10,000	√	
1985/04/25	黑白航空照片	1/10,000	√	
1992/05/24	黑白航空照片	1/10,000	√	
1993/02/05	黑白航空照片	1/10,000	√	
2002/07/22	彩色航空照片	1/10,000	√	
2003/07/29	彩色航空照片	1/10,000	√	
其他來源資料				
2005/03/15	高解析衛星影像	每像元 1 m	√	由 Google Earth 付費下載，再進行幾何校正
2005/12/22	福衛二號衛星影像	每像元多光譜為 8 m × 8 m 全色為 2 m × 2 m	√	

1980 年以及之前的資料，目前已無法取得，可能只能從輾轉由過去曾經購買者取得，但目前未有任何過去購買者紀錄，故本計畫中僅能就 1980 年至今的資料進行判讀分析。

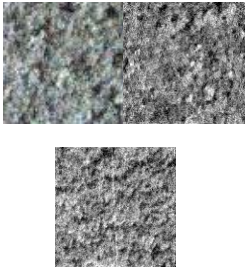
2. 植物類群(species groups)判讀

根據現地實地調查與遙測資料圖面上之資訊，以及不同物體對於太陽輻射反射的物理性原則，建立基本判讀原則如表 3。

表 3、神秘湖植物類群之遙測資料判讀的特徵表

類型	圖例	特徵
陸域的闊葉林		闊葉林的林相通常有豐富的垂直層次，下層植物亦茂密，故入射之太陽輻射多為不同垂直層次的植物重複吸收、穿透與反射，常呈現中度的亮度到略低的亮度。質地上，則相當粗糙，可以隱隱看到一圈圈的樹冠。空間分布位在湖域外。
開闊水域		當以沈水植物為主時，因為水吸收了多數的入射太陽輻射，顏色幾近為黑色，且質地平滑。但當有較多浮水植物(滿江紅)，特別是春季的時候，則水面有反射部分太陽輻射，由於浮水植物在水面的密度在空間分布上不均勻，所以質地上呈現不同程度的呈現暗灰色到淺灰色的連續分布，宛如加入牛奶於咖啡中後的混和與擴散的樣子。空間分布上，多在湖域的中間。
挺水植物		挺水植物反射了部分太陽輻射，但底下的水體則吸收了大多數穿透挺水植物的太陽輻射則，因此，呈現較低的亮度(略暗的灰色)，且質地較開闊水域粗糙。空間位置上，常在湖域中或是開闊水域的外環。
耐濕禾本		耐濕禾本植物反射了部分的太陽輻射，但穿透禾本植物的太陽輻射被底層吸收或反射的狀況，則隨著底層覆蓋的土壤或是倒下的死亡植物體狀況而有變異。因此，當水位上漲時，而耐濕禾本植物下為淺水時，則呈現較低的亮度，但比挺水植物高；當底層為含水量較高的土壤，則亮度略高些；而底層土壤含水量較低時，則呈現更高些的亮度；而若有死亡植物覆蓋在底層時，則較高的亮度，如為黑白照片，則呈現淺灰色。在神秘湖的歷史遙測資料中，多數呈現淺灰色。質地上，亦呈現粗糙的感覺。空間位置上，則常在湖域中挺水植物的外圍。

續表 3、神秘湖植物類群之遙測資料判讀的特徵表

類型	圖例	特徵
耐濕木本		<p>耐濕木本植物為可以在濕地環境生長的闊葉林植物與灌木，但生長密度較闊葉林植物稀疏，下層則為耐濕禾本植物。故在顏色與亮度上介於耐濕禾本植物與湖域旁的闊葉林間。此外，由於生長密度較低，可以隱隱看到一圈圈的冠層稀疏地混在淺灰到中灰亮度的環境中。空間分布上則在耐濕禾本到陸域闊葉林的過渡帶。在神秘湖則固定出現在主要入水溪流由山邊闊葉林漸進入湖域坡度漸平緩的區域。</p>

應用上述的判讀原則，將歷年的遙測資料判讀並繪製範圍圖如圖 8 至圖 15。

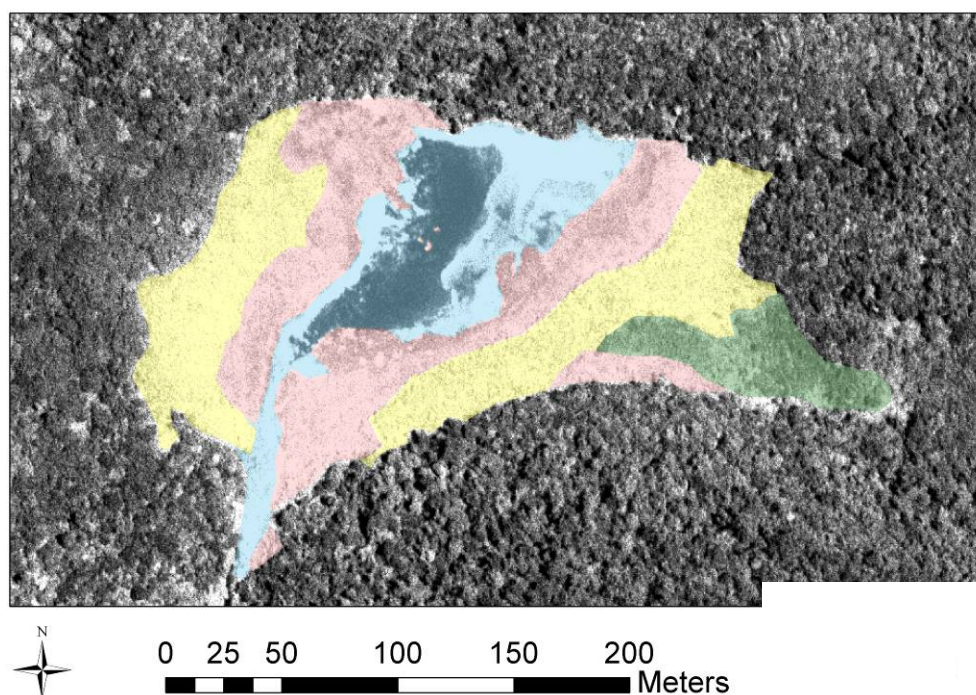


圖 8、1980 年神秘湖植物類群範圍圖

註：藍色及深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。

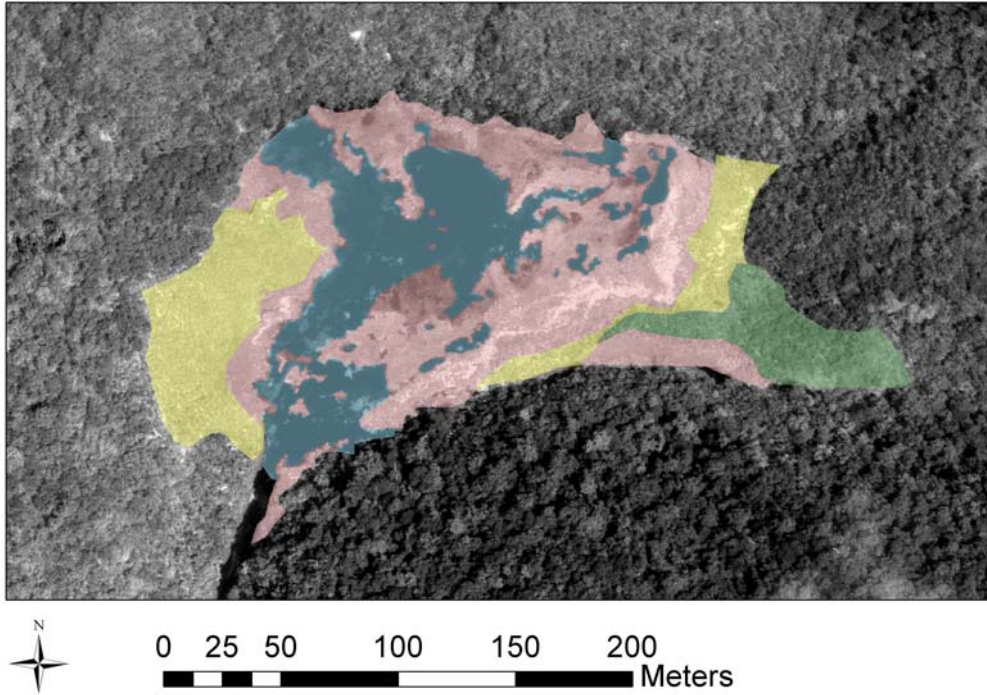


圖 9、1982 年神秘湖植物類群範圍圖

註：藍色及深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。

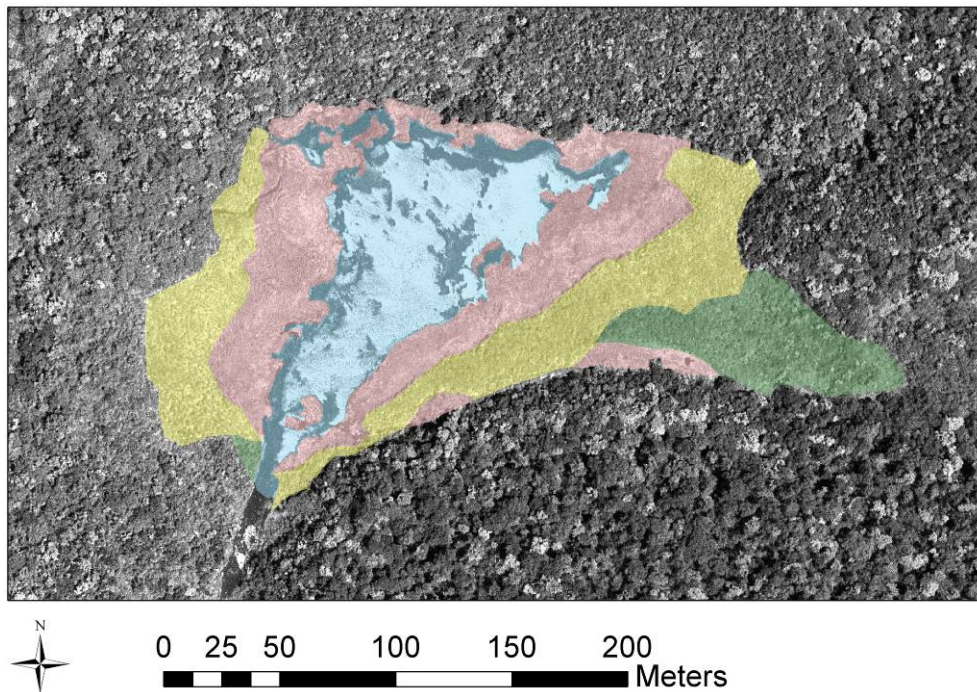
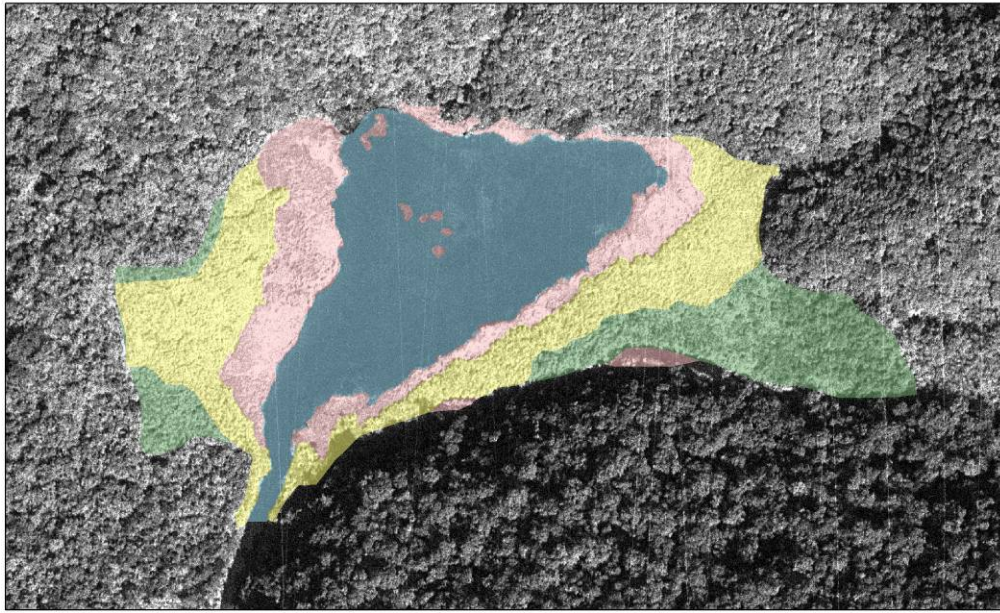


圖 10、1985 年神秘湖植物類群範圍圖

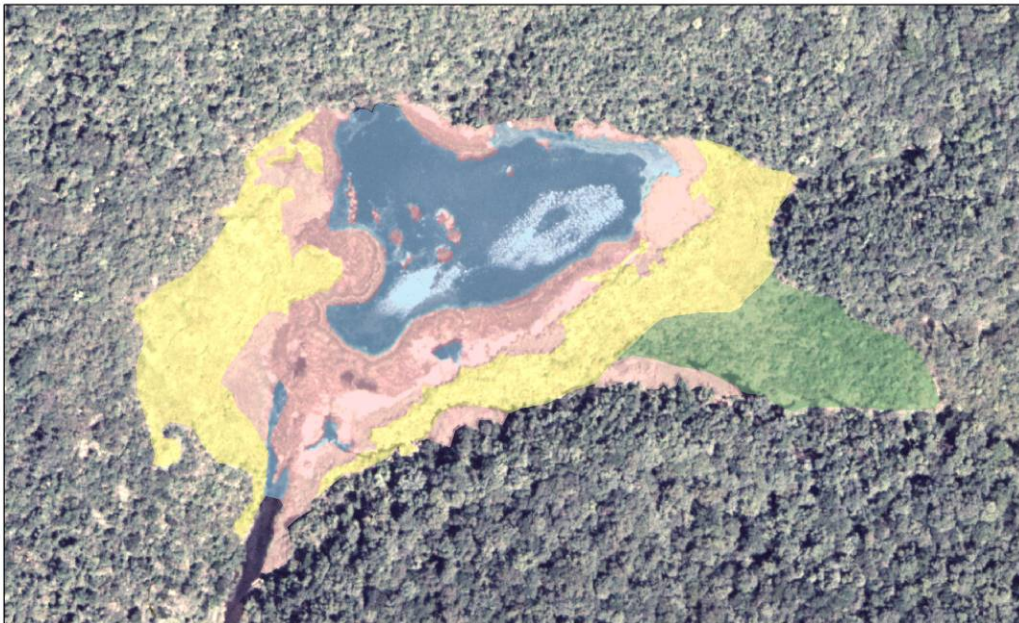
註：藍色及深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。



0 25 50 100 150 200
Meters

圖 11、1993 年神秘湖植物類群範圍圖

註：深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。



0 25 50 100 150 200
Meters

圖 12、2002 年神秘湖植物類群範圍圖

註：藍色及深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。

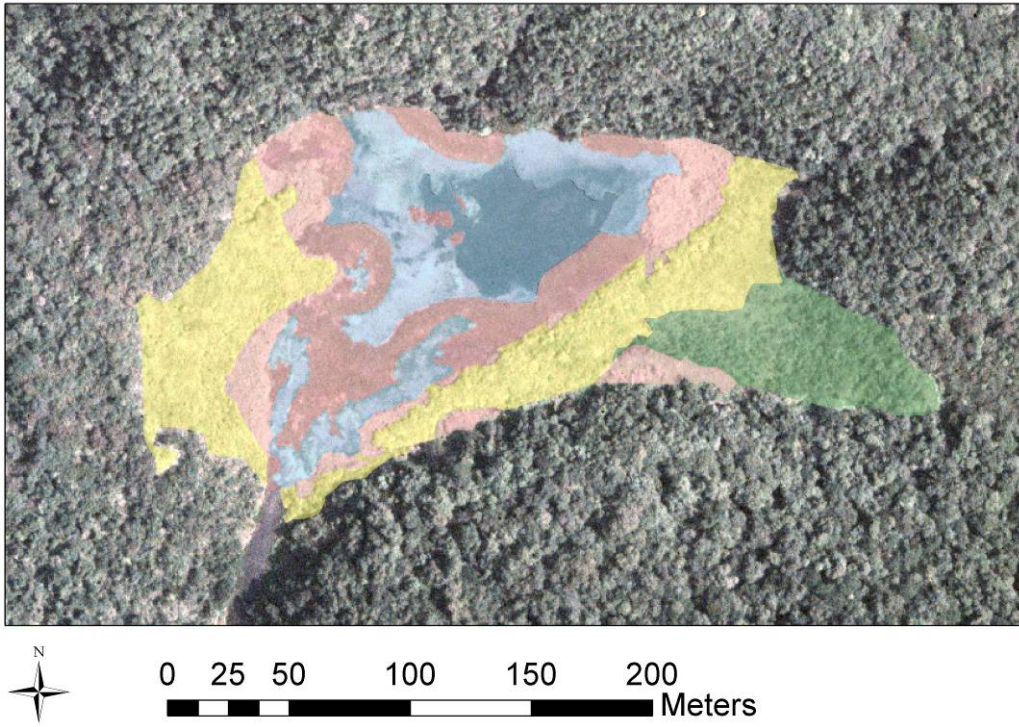


圖 13、2003 年神秘湖植物類群範圍圖

註：藍色及深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。

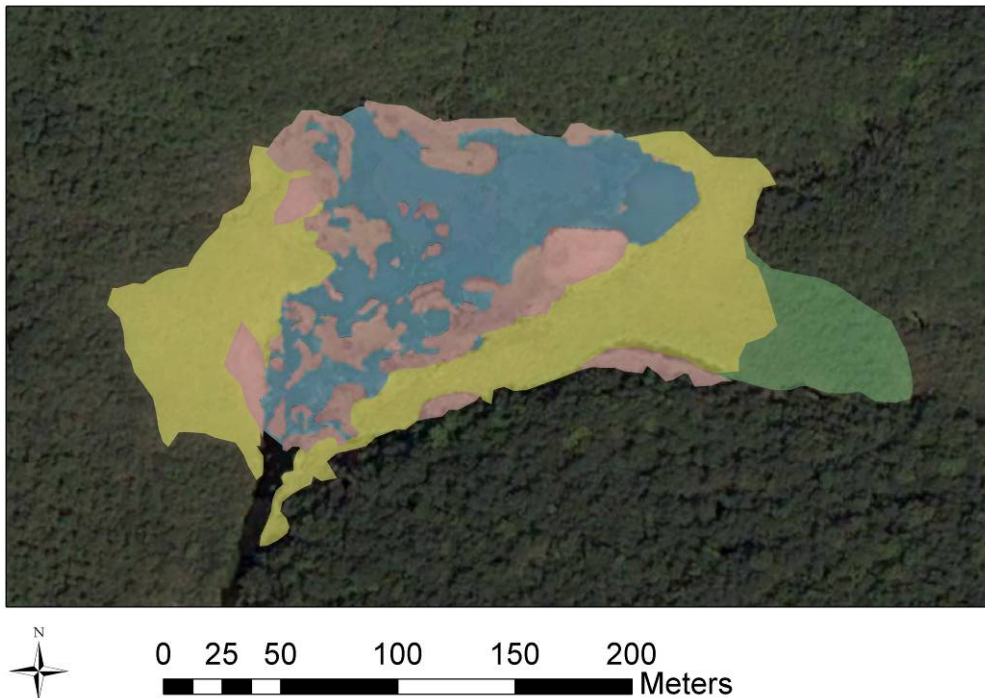


圖 14、2005 年 3 月 15 日神秘湖植物類群範圍圖

註：深藍色為開闊水域，粉紅色為挺水植物，黃色為耐濕禾本植物，綠色為耐濕木本植物。

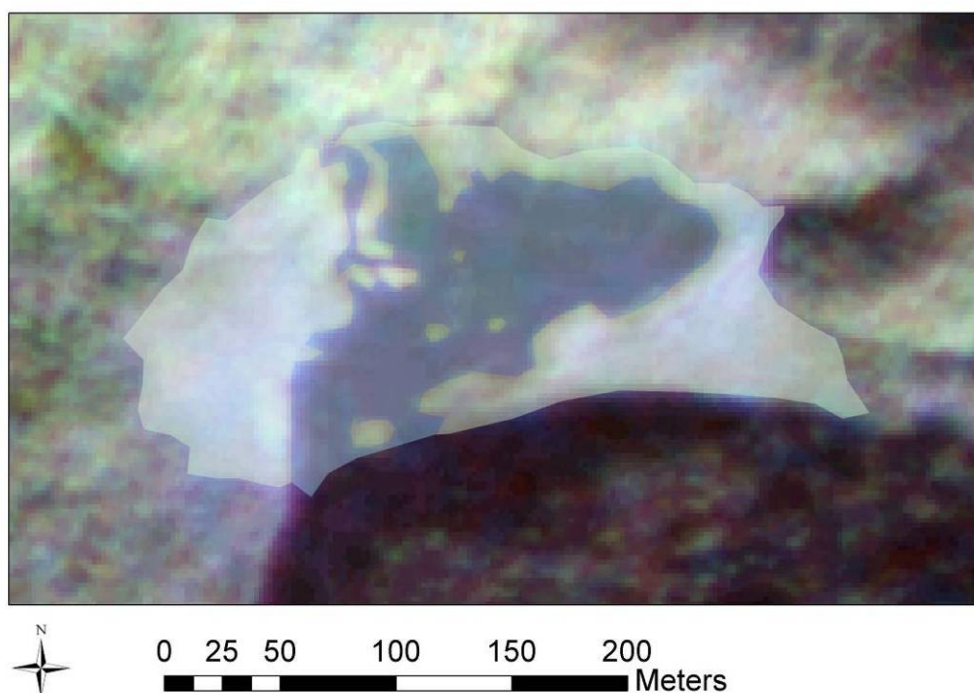


圖 15、2005 年 12 月 22 日神秘湖植物類群範圍圖

註：深藍色為開闊水域，淡藍色為開闊水域以外之其他植物類群的湖域範圍。由於福衛二號的空間解析度不足以判讀細節，故僅能分為兩類。

觀察圖 8 至圖 15 的濕地植物類群變遷，雖然過去神秘湖的各類植物類群大致的相關位置仍差不多，但範圍與面積並非是固定的，可以明顯看到消長變化現象。由 1982 年到 1993 年間，非常明顯的，開闊水域的面積逐漸增加，而挺水植物面積逐漸縮小；到 2002 年，開闊水域面積又減少，挺水植物面積又增加，但之後卻又逐漸遞減。在耐濕禾本植物面積也有消長變化，但不若開闊水域與挺水植物明顯，而耐濕木本植物面積，似乎變化很小，若仔細觀察，可以約略觀察到些微的變遷。

將各年的各種植物類群的面積分別計算如表 4，並將變化狀況繪圖於圖 16。

表 4、神秘湖各年的植物類群面積（單位：m²）

植物類型 \ 日期	1980 06/30	1982 10/05	1985 04/25	1993 02/05	2002 07/22	2003 07/29	2005 03/15	2005 12/22
開闊水域	8610	8190	9230	11690	8450	8750	9180	12850
挺水植物	11350	13870	10490	6370	10230	9760	7520	-
耐濕禾本	10750	6160	8630	8620	10590	9780	13400	-
耐濕木本	2840	2760	3700	5650	4050	3890	2850	-

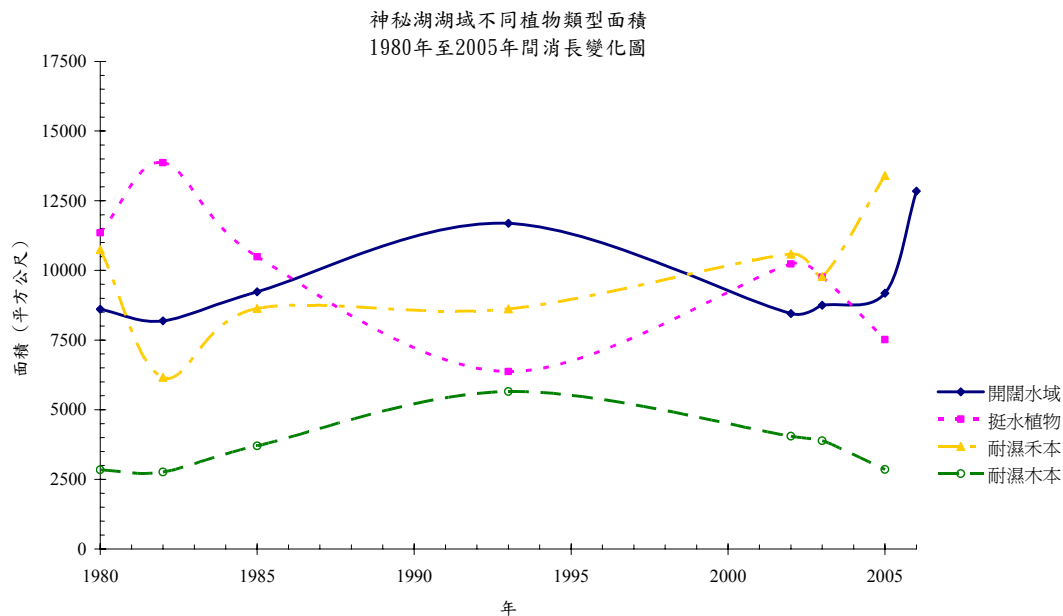


圖 16、神秘湖湖域不同植物類群面積 1980 年至 2005 年間消長變化圖

由各類型植物類群面積變化的消長來看，1982 年到 1993 年間，開闊水域的面積有明顯的遞增，而挺水植物則明顯的遞減，1993 年到 2005 年底間，開闊水域則有遞減然後再遞增，而挺水植物面積增減趨勢則正好相反。而耐濕木本植物，則由 1982 年開逐漸遞增，1993 年後則逐漸遞減；耐濕禾本植物，由 1982 年起先減少，然後則維持一段幾乎不變的狀況，直至 1993 年，才又緩緩遞增，然而在 2002 年之後又開始遞減。這些明顯消長變化，顯示有外力演替因素在影響神秘湖的演替。以台灣的環境特徵而言，這明顯的外力演替因素，推估應與暴雨和颱風所造成的脈衝現象有關。

而在變化趨勢上，大致上呈現三角函數的變化，應可以用餘弦函數進行趨勢變化之分析。由圖 16 之循環過程上，1982 開闊水域開始遞增到遞減，又復遞增的循環，大約為 20 年。因此，推估公式用 1992 年增減變遷之中心，以 20 年一個循環，以回歸分析方式求得最佳化的回歸公式為

$$\hat{A} = \text{COS}(Y - 1992) * 1682.66 + 10114.96$$

其中 \hat{A} 為推估的開闊水域面積， Y 為年度。

將推估面積結果與誤差列於表 5，並繪圖於圖 17。發現除了 2006 年的推估值外，其餘的誤差皆在 $\pm 3\%$ 之內，而 2006 年的實際面積是由 2005 年 12 月之福衛二號衛星資料數化所得。由於福衛二號空間解析度較差，數化過程難以辨識一些細節，可能有誤判的狀況，福衛二號衛星資料在神秘湖的研究應不適用，僅能做為參考。

由此推估過程之結果，說明神秘湖水域面積的週期性變化十分顯著，應與脈衝現象有關。

表 5、神秘湖開闊水域面積推估結果與誤差表

年度	1980	1982	1985	1993	2002	2003	2005	2006
推估面積	8753.7	8432.3	9125.9	11715.3	8432.3	8514.7	9125.9	9595.0
實際面積	8610	8190	9230	11690	8450	8750	9180	12850
誤差	143.7	242.3	-104.1	25.3	-17.7	-235.3	-54.1	-3255.0
誤差百分比	1.67%	2.96%	-1.13%	0.22%	-0.21%	-2.69%	-0.59%	-25.33%

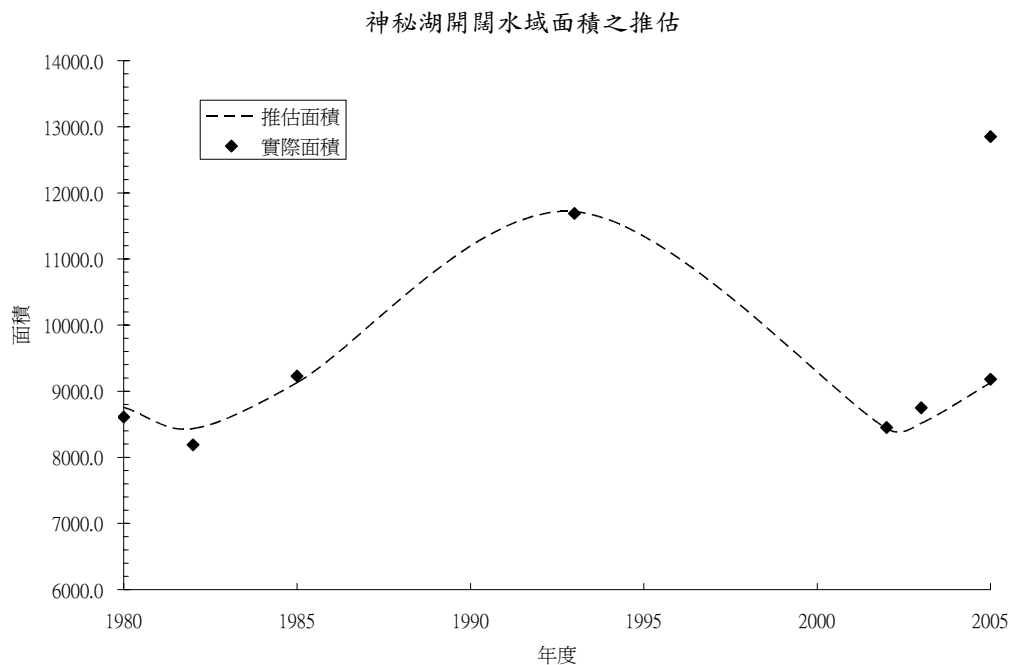


圖 17、神秘湖開闊水域面積之推估結果圖

(二) 植群分析結果

植群的調查結果可分成三次之資料進行分析與陳述之分別，以第一次(2005年8月)、第二次(2006年7月)和第三次(2006年8月)各別分析並說明之，其中第一次代表2005年各別分析，並討論。第二次與第三次一齊分析，並標示不同之符號以觀察其不同的變化。

1. 第一次結果

本次調查為湖心至濕生與森林植群界線內，以6個環境因子、19個樣區、73種植物，共計38科67種。六項環境因子分別為方位角、含石率、水深、底泥、全天光空域及直射光空域，以多變量統計探討如下：

(1) 分布序列法

A. 降趨對應分析

濕生植群由分析結果顯現出不同的演替序列經DCA後計算出三個序列軸分別為8.877、5.683、1.563，Relative sorenson之各軸變異量為0.261、0.076、0.014，累積變異量為0.324，顯示各軸長度依次遞減。各軸環境因子相關分析顯示第一軸水深與底泥的相關性為0.587與0.524，由圖(圖18)得知由右至左分別為微齒眼子菜、東亞黑三稜型、線葉藻—卵葉水丁香型、柳葉箬—水毛花型及阿里山茶—芒型，為濕生演替至中生演替；右半部為水深與底泥深度呈高度正相關，顯示水深及底泥較深，為湖心至草墊的樣區多由沉水到挺水植物。左半部為水深及底泥深度呈負相關，顯示水深及底泥深度淺，為濕生植群演替中後期植群；第二軸以底泥深度與直射光空域有相關，相關性分別為-0.493與0.478，顯示出圖下半部為底泥較深，直射光空域較大為湖心至湖的右岸，圖的上半部為直射光空域較小為湖的左岸，靠步道旁邊。

B. 典範對應分析

典範對應分析(此後稱CCA)經Monte carlo檢測結果見表6，得知三軸的物種變異量分別為11.3、9.9、8.7，累積變異量為29.9，特徵值為0.907、0.793、0.702，合計為2.402；物種與環境相關系數為0.982、0.965、0.940，物種與環境相關性P值檢定結果為0.09、0.05、0.02；上述結果顯示三軸變異量不大，但四者數據皆顯示出第一軸的相關性較高，由第一軸環境因子相關性以水深與底泥相關性較高，分別為-0.940、-0.509，由圖19可知右至左為水深淺至深；由圖20可知由下至上為底泥淺至深。

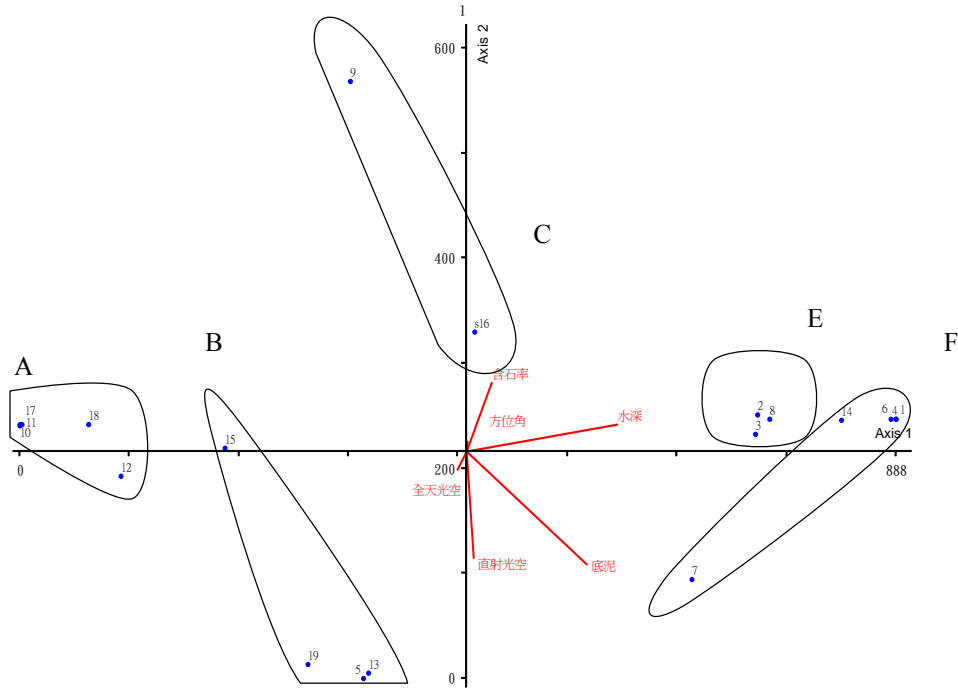


圖 18、神秘湖樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖

表 6、神秘湖 CCA 分析摘要表

項目	Axis 1	Axis 2	Axis 3
特徵值 (Eigenvalue)	0.907	0.793	0.702
物種與環境相關係數 (Pearson Correlation, Spp-Envt*)	0.982	0.965	0.940
物種變異量 (Variance in species data of variance explained (%))	11.3	9.9	8.7
物種累積變異量 (Variance in species data Cumulative explained (%))	11.3	21.1	29.9
物種與環境相關性 P 值	0.0900*	0.0500	0.0200
方位角	-0.138	-0.228	0.254
含石率	-0.159	0.127	-0.205
水深	-0.940*	-0.216	0.004
底泥	-0.509*	0.634*	0.427
全天光空	0.450	0.232	-0.174
直射光空	0.170	0.566*	-0.122

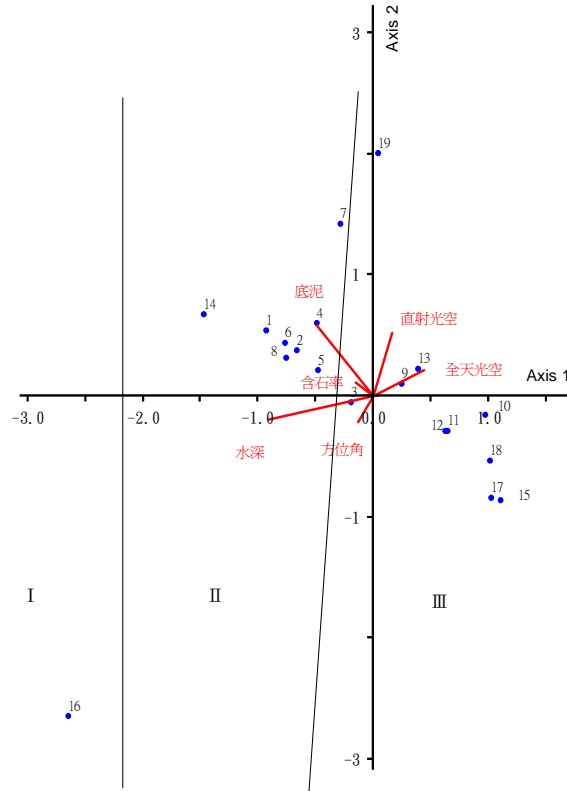


圖 19、樣區與水深相關性在 CCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布趨勢圖

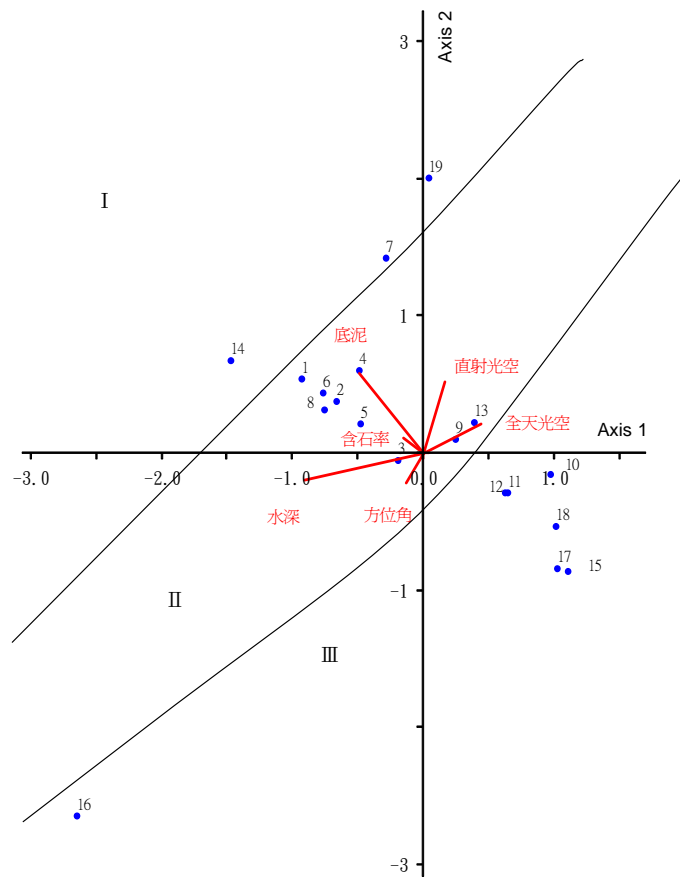


圖 20、樣區與底泥相關性在 CCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布趨勢圖

(2) 植群分類

經雙向指標種分析法結果顯示神秘湖植群為濕生演替朝中生演替動態變化之現生植群結果，共分為五個植群型（見表 7、8），每一植群型的命名方式由特徵種在前，優勢種在後而命名；植群分類簡分如下述：

A、阿里山茶—芒型 (*Camellia transarisanensis*—*Miscanthus sinensis* Type)

該型有 5 個樣區，海拔高約 1,051 m，水深約 0.006 m，底泥約 0.26 m，方位角約 215°，全天光空域約 57%，直射光空域約 68%，含石率為 0%。特徵種為阿里山茶 (*Camellia transarisanensis*)，優勢種為芒，伴生有蕺菜 (*Houttuynia cordata*)、九芎 (*Lagerstroemia subcostata*)、香葉樹 (*Lindera communis*)、杜英 (*Elaeocarpus sylvestris*)、豬腳楠 (*Machilus thunbergii*)、絞股藍 (*Gynostemma pentaphyllum*)、短角冷水麻 (*Pilea aquarum* subsp. *brevicornuta*)、斯氏懸鉤子 (*Rubus swinhoei*)、火炭母草 (*Polygonum chinense*)、戟葉蓼 (*Polygonum thunbergii*) 及薄葉野山藥 (*Dioscorea japonica*)，由此看來為挺水植物占絕對優勢。分布在濕生與森林植群界線內最外緣，湖的右岸進步道旁與湖的左岸近河道處。

B、柳葉箬—水毛花型 (*Isachne globosa*—*Schoenoplectus mucronatus* Type)

該型有 4 個樣區，海拔高約 1,050 m，水深約 0.23 m，底泥約 1.85 m，方位角約 236°，全天光空域約 53%，直射光空域約 69%，含石率為 0%。特徵種為柳葉箬，優勢種為水毛花，伴生有芒、弓果黍 (*Cyrtococcum patens*)、水芹菜 (*Oenanthe javanica*)、小葉四葉葎、台灣天胡荽 (*Hydrocotyle batrachium*)、戟葉蓼等。生長在挺水植物盤根錯結所構成的浮墊上，分布在阿里山茶—芒型與沉水植物間的過渡帶，湖的右岸近東南側、湖的左岸近河道處。

C、線葉藻—卵葉水丁香型 (*Potamogeton oxyphyllus*—*Ludwigia ovalis* Type)

該型有 2 個樣區，海拔高約 1,046 m，水深約 1.17 m，底泥約 0.63 m，方位角約 275°，全天光空域約 47%，直射光空域約 61%，含石率為 25%。特徵種為線葉藻，優勢種為卵葉水丁香 (*Ludwigia ovalis*)、眼子菜，伴生有滿江紅、石菖蒲 (*Acorus gramineus*)、水紅骨蛇 (*Polygonum dichotomum*)、青萍等，為沉水植物占優勢，點綴少數的浮水植物。分布在步道旁的溪溝內，水深時深時淺，水流緩緩流入湖域，此處大量生長著線葉藻與眼子菜有別於湖域內的微齒眼子菜，推測溪溝的水流速較快，適合生長線葉藻與眼子菜。

表 7、神秘湖第一次分析植群型環境及物種特性一覽表

植群型 環境因子	A	B	C	D	E
	阿里山茶 — 芒型	柳葉箬— 水毛花型	線葉藻— 卵葉水丁香型	東亞黑三 稜型	微齒眼 子菜型
樣區數	5	4	2	3	5
海拔高 (m)	1051	1050	1046	1047	1050
水深 (m)	0.006	0.23	1.17	0.6	0.68
底泥 (m)	0.26	1.85	0.63	1.5	1.84
方位角 (°)	215	236	275	251	220
全天光空域 (%)	57	53	47	58	53
直射光空域 (%)	68	69	61	72	69
含石率 (%)	0	0	25	0	18
特徵種	阿里山茶	柳葉箬	線葉藻	東亞黑三 稜	微齒眼 子菜
優勢種	芒	水毛花	卵葉水丁香 眼子菜	東亞黑三 稜	微齒眼 子菜

D、東亞黑三稜型 (*Sparganium fallax* Type)

該型有 3 個樣區，海拔高約 1,047 m，水深約 0.6 m，底泥約 1.5 m，方位角約 251°，全天光空域約 58%，直射光空域約 72%，含石率為 0%。特徵種及優勢種皆為東亞黑三稜，伴生有微齒眼子菜、水毛花、金魚藻、青萍、紫萍、滿江紅、絲葉狸藻 (*Utricularia gibba.*) 及南方狸藻 (*Utricularia australis*) 等。多位於湖的右岸近河道處，根系生長在有機泥炭土中，以挺水近乎浮水的姿態生長水面，易受颱風所帶來的洪水沖走。

E、微齒眼子菜型 (*Potamogeton maackianus* Type)

該型有 5 個樣區，海拔高約 1,050 m，水深約 0.68 m，底泥約 1.84 m，方位角約 220°，全天光空域約 53%，直射光空域約 69%，含石率為 18%。特徵種及優勢種為微齒眼子菜，伴生有金魚藻、青萍、紫萍及滿江紅。沉水植物占絕大部份的優勢，分布於整個湖域底層；該型亦受颱風所帶來

表 8、神秘湖植群第一次分析 TWINSpan 分表一覽表

	A					B				C		D			E				
	302	205	301	403	404	401	405	303	105	204	402	102	103	203	202	304	201	101	104
	1	1	1	1	1	1	1	1			1					1			
	2	0	1	7	8	5	9	3	5	9	6	2	3	8	7	4	6	1	4
19 生根卷柏	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
44 假毛蕨	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50 普利特草	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
70 雞屎藤	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24 佛氏通泉草	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35 虎婆刺	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
62 廣葉鋸齒雙蓋蕨	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
37 阿里山蹄蓋蕨	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
72 鐵線蓮	2	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
57 駝菜	5	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
69 薯蕷sp	1	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51 森氏蕨	1	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14 水鴨腳	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22 全緣卷柏	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
71 蘭嵌馬藍	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67 糙葉冷水麻	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30 宜蘭拔藜	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1 九芎	-	-	7	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7 內冬子	-	-	8	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
33 波氏星蕨	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42 紅楠	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45 斜方複葉耳蕨	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28 杜英	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18 台灣常春藤	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21 伏牛花	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
59 腺蕨	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6 中國穿鞘花	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
63 樓梯草sp	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34 花蓼	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
43 馬鞭草sp	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4 小葉複葉耳蕨	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
61 綠花肖頭蕊蘭	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
73 鐵線蓮sp	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3 小葉茶梅	-	9	8	8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49 斯氏懸鉤子	1	3	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
53 絞股藍	-	6	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
68 薄葉野山藥	-	-	-	1	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15 火炭母草	-	2	3	2	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
52 短角冷水麻	1	2	1	2	4	5	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
58 碗蕨	2	-	1	1	2	5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
48 戟葉蓼	1	3	1	1	3	9	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29 芒	9	9	9	9	9	-	5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25 冷水麻	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
47 蛇根草	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
66 貓兒眼睛草	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17 台灣天胡荽	-	-	-	-	-	-	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31 東方肉穗野牡丹	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23 如意草	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
64 澤蘭sp	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65 燈心草	2	-	-	-	2	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9 天胡荽sp	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27 李氏木	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16 半邊蓮	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8 天胡荽	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2 小葉四葉葎	2	1	-	-	1	-	1	5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5 弓果黍	2	-	-	-	-	-	5	7	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11 水毛茛	-	-	-	-	1	2	5	6	5	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-
41 柳葉箬	6	2	-	-	-	5	7	8	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 水芹菜	1	1	-	-	1	4	1	5	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20 石菖蒲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13 水紅骨蛇	-	-	-	-	-	-	1	-	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40 線葉藻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	7	-	-	-	-	-	-	-	-
10 日本水馬齒	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
46 眼子菜	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	8	1	-	-	-	-	-	-	-
26 卵葉水丁香	1	1	-	-	2	-	-	-	4	8	5	2	-	-	-	-	-	-	-
39 南方狸藻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
55 絲葉狸藻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
32 東亞黑三稜	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	9	9	-	-	-	-	-
36 金魚藻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	2	4	9	5	-	-
54 紫萍	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	2	1	1	-	-
60 滿江紅	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	6	1	1	1	1	1	-	1	-
38 青萍	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	4	1	1	1	2	1	1	1	-
56 微齒眼子菜	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	5	5	4	9	9	9

的洪水沖刷湖底；該型原本生長有少量馬藻 (*Potamogeton crispus*)，但經過海棠、馬莎、珊瑚等颱風肆虐後已不見蹤影。

2. 第二次與第三次結果

(1) 分布序列法

降趨對應分析

濕生植群由分析結果顯現出不同的演替序列經 DCA 後計算出三個序列軸分別為 7.170、3.535、2.995，Relative sorenson 之各軸變異量為 0.412、0.065、0.009，累積變異量為 0.487，顯示各軸長度依次遞減。

各軸環境因子相關分析顯示第一軸與水深有相關，呈負相關（表 9），相關性為 -0.643。經劃分後共分為 7 個植群型與 4 個亞型，由圖（圖 21）得知由右至左分別為沒有水深之半落葉林九芎—短柱山茶型、高草的芒型、混生植群的弓果黍—柳葉箬型、挺水植物的水毛花—東亞黑三稜型再分為水毛花亞型與東亞黑三稜亞型、浮水植物的青萍—滿江紅型，到水裡面的沈水植物金魚藻—微齒眼子菜型再分為微齒眼子菜亞型與金魚藻亞型，及眼子菜型，演替序列為中生到濕生演替。DCA 由右至左恰巧為樣帶由森林內拉樣帶至湖中；而浮水植物與東亞黑三稜通常生長在同水域，但垂直分布是不同層；沉水植物也是生長在空曠水域中，僅植物社會結構與生長空間不同，所以本次分析符合現地調查狀況。

表 9、神秘湖植群 DCA 三軸與五項環境因子之相關係數矩陣表

	第一軸	第二軸	第三軸
平均高度	0.14	0.035	0.032
空隙率	0.266	0.02	0.003
含石率	0.189	0.085	0.002
岩石率	0.008	0.006	0
水深	0.643*	0.094	0.021

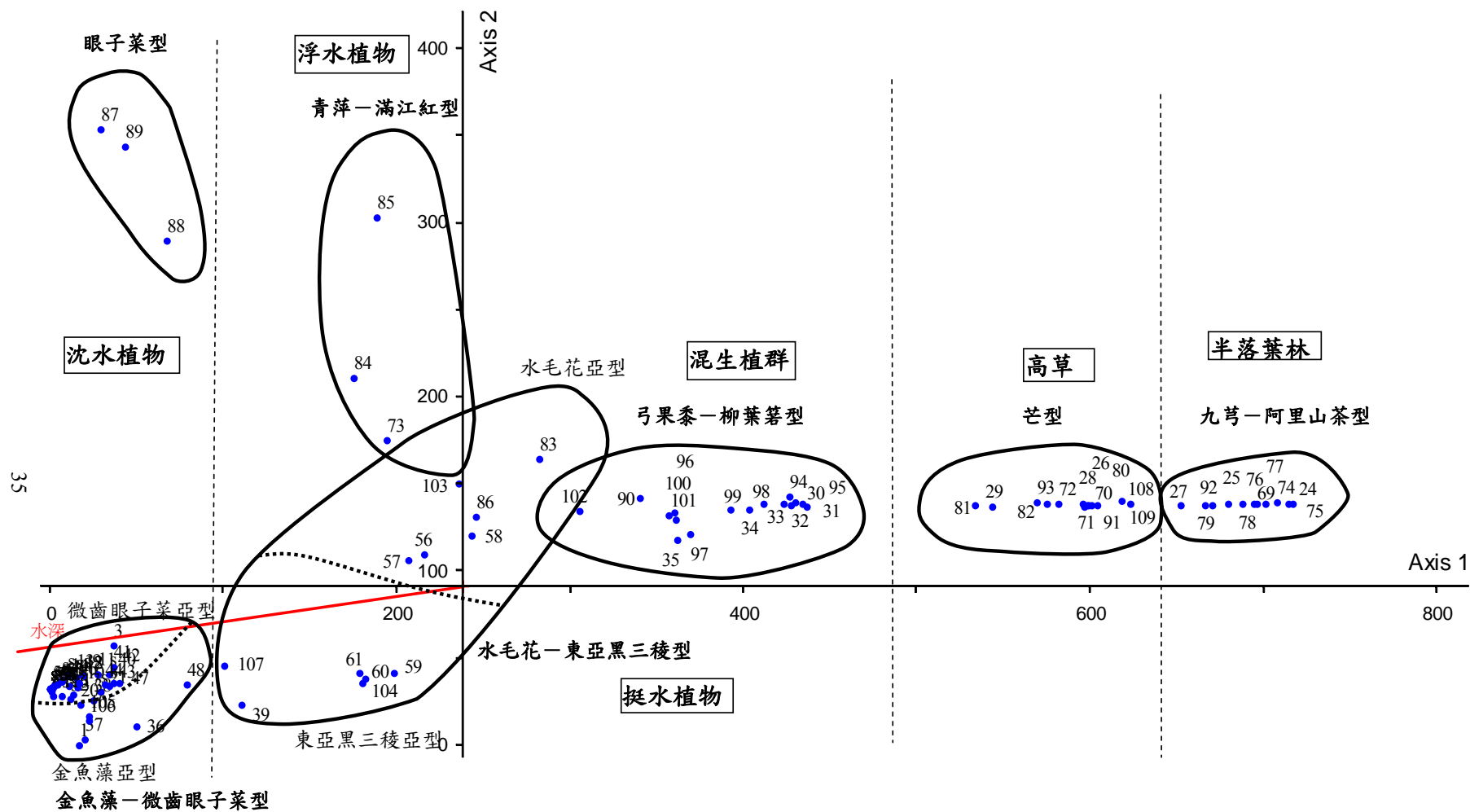


圖 21、神秘湖樣區在 DCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布圖

(2) 植群分類

雙向指標種分析法 (TWINSpan)

分析結果以植物社會之形相分，可分為 A. 九芎—阿里山茶型，B. 芒型，C. 弓果黍—柳葉箬型，D. 水毛花—東亞三稜型，E. 金魚藻—微齒眼子菜型，F. 青萍—滿江紅型及 G. 眼子菜型；另外以植物社會組成 D. 水毛花—東亞三稜型又可在分為 D₁. 水毛花亞型與 D₂. 東亞黑三稜亞型，E. 金魚藻—微齒眼子菜型，又可在分為 E₁. 微齒眼子菜亞型與 E₂. 金魚藻亞型；湖域植物社會大至分為七型與四亞型（表 10；11）。

I. 半落葉林

A. 九芎—阿里山茶型 (*Lagerstroemia subcostata*—*Camellia transarisanensis* Type)

特徵種為九芎、日本女貞 (*Ligustrum liukuense*)、香葉樹及阿里山茶，優勢種為九芎、芒、阿里山茶、日本女貞及芒，另外伴生有短柱山茶 (*Camellia brevistyla*)、羽葉天南星 (*Arisaema heterophyllum*)、戟葉蓼及小葉四葉葎。分布於森林和芒交界帶，土壤較為紮實，水分較少，為木本植物入侵湖邊，使之陸化，而其下方有部分陸域草本植物生長於此。

II. 高草植群

B. 芒型 (*Miscanthus sinensis* Type)

特徵種為芒，優勢種為芒及戟葉蓼，另外伴生有田代氏鐵線蓮 (*Clematis tashiroi*)、短角冷水麻、卵葉水丁香及蕨。分布在九芎和阿里山茶等木本植物與弓果黍、柳葉箬 (*Isachne globosa*) 等水生植物之間。水分較少，生長密集。其他水生植物難以競爭，而其中散生少許木本植物如九芎、阿里山茶和短柱山茶等。

III. 混生植群

C. 弓果黍—柳葉箬型 (*Cyrtococcum patens*—*Isachne globosa* Type)

特徵種為弓果黍、柳葉箬及白花柳葉箬 (*Isachne albens*)，優勢種為弓果黍、柳葉箬及水毛花，另外伴生有翼莖水芹菜 (*Oenanthe pterocaulon*)、半邊蓮 (*Lobelia chinensis*)、台灣天胡荽、燈心草 (*Juncus effusus* var. *decepiens*)、戟葉蓼、水毛花、八字蓼 (*Polygonum pubescens*) 及卵葉水丁香。分布在瓶身兩側，在芒和湖之間的過渡帶。應該處水份含量較高，而避免芒的入侵，也讓多數的水生植物於此交界帶中伴生。

IV. 挺水植物社會

D. 水毛花—東亞黑三稜型 (*Schoenoplectus mucronatus* subsp. *robustus*—*Sparganium fallax* Type)

D₁.水毛花亞型 (*Schoenoplectus mucronatus* subsp. *robustus* Subtype)

特徵種為水毛花，優勢種為水毛花及微齒眼子菜，另外伴生種有東亞黑三稜、青萍 (*Lemna aequinoctialis*)、滿江紅及金魚藻。分布在湖中心處和湖域的外圍，根系較深，位置較為固定。在颱風強度較小時影響不大，而其強度大時會將其沖走。

D₂.東亞黑三稜亞型 (*Sparganium fallax* Subtype)

特徵種為東亞黑三稜，優勢種為東亞黑三稜及微齒眼子菜，另外伴生有青萍、紫萍、滿江紅及金魚藻。分布在湖域的外圍，生長於溪流出口富營養鹽的位置，經颱風的影響，常會移動位置；然而經一年來多次的調查，東亞黑三稜仍多分布於湖邊和出水口處為多。

V.浮水植物社會

E.青萍—滿江紅型 (*Lemna aequinoctialis*—*Azolla pinnata* Type)

特徵種為青萍，優勢種為青萍及滿江紅，另外伴生有紫萍分布在湖的近瓶口處和出水口的位置。也散生於水毛花、東亞黑三稜及弓果黍等挺水植物和水面交界處，主要是挺水植物攔截水面的漂浮的青萍和滿江紅等浮水植物。

VI.沈水植物社會

F.金魚藻—微齒眼子菜型 (*Ceratophyllum demersum* L.—*Potamogeton maackianus* Type)

於本型內發現茨藻屬 (*Najas*) (楊遠波，個人通訊)，是過去未記錄到的物種，由葉型態推斷類似小茨藻 (*Najas minor*)，由於調查期間並未發現其花果，此可留待下一年度調查後方可了解；

F₁.微齒眼子菜亞型 (*Potamogeton maackianus* Subtype)

特徵種為微齒眼子菜，優勢種為微齒眼子菜，另外伴生有青萍、紫萍、滿江紅、金魚藻及東亞黑三稜。分布於整個湖域，尤其以中央湖面為最多之處。由於微齒眼子菜的根系適合生長於湖中之底泥上，因此佔據了整個湖面下的位置。

F₂.金魚藻亞型 (*Ceratophyllum demersum* Subtype)

特徵種為金魚藻，優勢種為金魚藻、微齒眼子菜及滿江紅，另外伴生有青萍、眼子菜、東亞黑三稜及絲葉狸藻。分布在湖域近瓶口處和出水口的位置，為該處的主要沉水植物，由於植物體的細長形狀和螺旋形的葉序有助於在狹窄的出水口處遭遇挺水性植物而生長於此。

G.眼子菜型 (*Potamogeton octandrus* Type)

特徵種為眼子菜，優勢種為眼子菜，另外伴生有青萍、滿江紅及金魚藻。分布在湖的右岸步道旁的溪溝的水深時深時淺。水流緩緩流入湖域此處大量生長著眼子菜和線葉藻有別於湖域內的微齒眼子菜推測溪溝內流速較快，較適合眼子菜和線葉藻的生長。

表 10、神秘湖植群第三次分析 TWINSpan 分表一覽表

	A		B		C		D		E	F		G
							D1	D2		F1	F2	
	677777229	2777882227900	899333393399990009	11	111	111	11	11	7888	1114555555666666 14	11111122300 3330	888
	945678451	6012027899289	134012354567890120	0	0	0	0	0	3345	45634590123452345677895	2390126780185616797	789
水芹菜	1-1-1-2	-11-1-	-21-1114135	13					2			
水紅骨蛇		-11-	-2-2143-2						5			
翼莖水芹菜		-23-	-2-1122-133378						25		1	
弓果黍	4-1-	424-33-2-2	42-46766877765653									
羊邊蓬		-1-	1-2-31223222									
台灣天胡荽		-1-	422111-12113332									
柳葉菜	-231-	-3-	44765167316575665									
七星斑囊果蓬		-2-	-74-									
白花柳葉菜	2-4-2-432	-526-	2-1421467-54766-									
李氏禾		-1-	-53-									
燈心草	121--12	1-21--323-	1-567721-31-3-22									
小葉四葉葎	322222-3	2112--311-3-1	1-211-121-13211-	-1								
台灣莖菜	-1-1-	-2-	-1-									
芒	766677677	88888878787-6	775252-631-52-2	-3			4					
鴨葉菜	3332323423	2332-24222-55	422--21-4242214									
蕨	111212-43	1-1--3422-485	454-									
短柱山茶		3-4	88									
曉穗蕨	3	-25-										
過溝菜蕨	323323323	-121-	1-3-3-2									
火炭母草	323323323	-2-	1456122			1						
田代氏鐵線蓮	122334332	1-2-2-33124-4-3										
宜蘭菝葜	-1211-1-	-2-	-1-									
紅鞘蓬	11122211	-1-1-3321-	-2-									
斯氏懸鉤子	1121-11-2	-1-	-2-3-									
短角冷水麻	-32333123	-221331-22-221										
廣葉鋸齒雙蓋	5312111-2	-31--1-1-12-1										
蕺菜	-113-1-	-211-										
薄葉野山藥	32222223	111--1-2-										
九芎	-6665-78-	-8-										
三葉崖爬藤	1-1-31-	-1-										
台灣崖爬藤	-3323-221-	-1-3-2-										
全緣卷柏	-111-211	-1-										
西南冷水麻	1--213322	-3	1-									
赤車使者	-2221-2-2	-2										
柳氏懸鉤子	312234223	-2	3									
風藤	321--2-1	-2										
紋股藍	122-1-322	-1	2									
鐘原藤	1-1212113	-1-1-	1									
日本女貞	-444-66-											
台東繡毛蕨	-2212-1	-1										
伏牛花	-3321-											
伏石蕨	-21--2-											
魯美雙蓋蕨	-1221-31											
波氏星蕨	-332-21											
油葉石櫟	1-3-											
虎葛	-12-2-											
香葉樹	865542-	-2-										
烏皮九芎	-45-											
假冷水	-43-3-											
斜方蘘葉耳蕨	-333321-	-1-										
地椒草	333331211	-1-										
森氏蕨	13413-2	-2										
阿里山茶	-64776-1											
萊氏線蕨	-33331-											
菝葜	22321221											
圓葉鑽地風	1--211											
楊梅	-56-8-											
豬腳楠	-55-5-											
蘭茨馬藍	-111-2-1											
巒大紫珠	113											
八字拳	-41223-1	-212522-12	546--3-						7			
柳葉水丁香	-1-2--1	-11-2										
水毛茛			2234422322545666									
東亞黑三稜			2									
眼子菜			545--4									
線葉眼子菜			88--5--									
金魚藻			8855467									
滿江紅			4--									
青萍			-3243									
微齒眼子菜			-21232									
紫萍			667-1-143221									

表 11、神秘湖第三次分析植群型環境及物種特性一覽表

植群型 環境因子	半落葉林	高草	混生植群	挺水植物		浮水植物	沈水植物		
	A、九芎—阿里山茶型	B、芒型	C、弓果黍—柳葉箬型	D、水毛花—東亞黑三稜型		E、青萍—滿江紅型	F、金魚藻—微齒眼子菜型		G、眼子菜型
				D ₁ 、水毛花亞型	D ₂ 、東亞黑三稜亞型		F ₁ 、微齒眼子菜亞型	F ₂ 、金魚藻亞型	
樣區數	9	13	18	10	7	4	23	19	3
平均高度(m)	2.8	2.88	0.6	0.69	0.83	0.02	0.41	0.55	12.7
空隙率(%)	6.95	12.42	9.33	36.65	19.64	9.85	58.28	52.97	71.82
含石率(%)	4.37	3.04	1.42	0	0	0.25	39.13	63.16	63.55
岩石率(%)	0	0	0	0	0	0	0.22	6	0
水深(m)	.002	0	0.24	6.53	0.86	0.54	0.61	0.7	1.3
特徵種	九芎、日本女貞、香葉樹、阿里山茶	芒	弓果黍、柳葉箬、白花柳葉箬	水毛花	東亞黑三稜	青萍	微齒眼子菜	金魚藻	眼子菜
優勢種	九芎、芒、香葉樹、阿里山茶、日本女貞	芒、戟葉蓼	弓果黍、柳葉箬、水毛花	水毛花、微齒眼子菜	東亞黑三稜、微齒眼子菜	青萍、滿江紅	微齒眼子菜	金魚藻、微齒眼子菜、滿江紅	眼子菜

3.年度內神秘湖湖沼的植群變化

由神秘湖湖內的浮水、沉水、挺水、低草的混生植群、高草及半落葉林的分布來看(圖 22; 23), 在颱風前(7月初)與颱風後(8月底)有很大的差異, 這些差異最明顯的表現在浮水植物社會、沈水植物社會、挺水植物社會或甚至在混生植群上。

在颱風前(7月初)(圖 22)湖面主要由4月出現的浮水植物社會青萍—滿江紅型的優勢種青萍及滿江紅所組成, 主要分布於湖邊的四週或大多偏向分布於神秘湖下方南側的出水口一帶, 主要是挺水植物抵擋住水流而攔截青萍和滿江紅等浮水植物。這植物社會是屬於年度內變化的植物社會; 四月份出現後即迅速增生, 至七、八月颱風之暴雨季節來臨時, 湖水漫過出水口的挺水植物社會, 將青萍與滿江紅帶出, 使得湖面浮水的植物社會在今年颱風過後(8月底)時大量減少, 甚至不見蹤影(圖 23)。推測若當年沒有暴雨時, 這種浮水植物社會將繼續持續到年度結束時, 以渡冬芽的方式度過冬季低溫的季節, 次年並繼續此種循環周期, 而這種年度的變化與早期蘇鴻傑(1988)的觀察極為相似; 並與一些中國大陸的研究相一致。

沉水植物社會佔據整個湖底與早期的研究相似(蘇鴻傑 1988), 主要以微齒眼子菜所占的面積與比例較多, 金魚藻的數量則次之, 而兩者的繁殖策略都是以無性繁殖為主。然而由不同的調查及樣帶可觀察到整個湖底的分布並非均勻一致的, 在靠近湖域上方右側微齒眼子菜的數量與比例較多, 但在湖域的下方靠近出水口處或湖的上方右側則以金魚藻為主(圖 22), 甚至比較颱風前與颱風後(圖 23), 湖域中最大的差異是湖域上方的微齒眼子菜有許多被沖走, 只留下殘存的幼株或根株殘骸, 然而由於微齒眼子菜的繁殖策略以無性繁殖為主, 在未來仍可迅速回復; 而在湖域的下方靠近出水口處或湖的左下側的金魚藻在抵抗水流的衝力較強, 因此在颱風過後雖然也有大量被沖走, 且湖域中也具有許多微齒眼子菜的無性繁殖個體, 但由就地的原先繁殖植株與對水流的抵抗力, 暫時的結果金魚藻在植物社會中會具有較高的植物優勢度, 然而這種因年度內與年度間不同頻度暴雨的次數與強度所引起的物種競爭上之差異, 因本年度內並未調查其生物量的改變及調查的頻度不足, 暫時無法以統計的方式證明其間的差異與兩種植物族群的消長(Riis and Biggs, 2000), 然而由許多紐西蘭的報告, 卻證實了湖底沉水植物因水位的變動、不同頻度暴雨的次數與強度、植物本身的繁殖策略與繁殖勢會導致沉水植物的替代與消長; 這種劇烈的變化與森林在颱風干擾後所形成的孔隙動態(gap dynamic)或小演替(microsere)有類似的現象(劉崇瑞、蘇鴻傑 1983; 陳子英 1995), 但強度變的較大, 反而比較像阿里山峭壁上一葉蘭的周期變化(陳子英 1988), 或目前所謂的洪氾脈衝觀念(Mitsch & Gosselink, 2000; Middleton, 1998; 2002)。

挺水植物社會主要分布於湖域的邊緣、出水口及湖域的中間位置, 主要以東亞黑三稜為主, 水毛花則次之, 尤其是在湖域下方出水口與邊緣多已由東亞黑三稜所佔據, 水毛花則多與低草的混生植群混生, 至於湖域中間早期調查的六個水毛花小叢慢慢聯接在一起, 而挺水植物社會組成上與早期的研究相似(圖 22)(蘇鴻傑 1988), 然而配合颱風前(圖 22)與颱風後(圖 23), 東亞黑三稜與水毛花兩者差異在於東亞黑三稜可位於浮動的軟泥上, 而水毛花則多位於較固定的泥土上, 因此經過暴雨的翻

攪會將東亞黑三稜的單叢帶離原先的位置，甚至颱風配合強烈的風勢與雨量會將東亞黑三稜整個帶出神秘湖的湖域；然而近年來的颱風次數雖多，但對湖域的影響並非極為強烈，經一年來多次的調查，東亞黑三稜仍多分布於湖域邊和出口處為多。

低草混生植群（圖 22）在年度內湖域的變化並不大，但在年度間不同強度的颱風影響下卻呈現極大的變化，若對照 2005 年 8 月 25 日的調查與 2006 年 8 月的變化，在 2005 年有龍王颱風登陸，帶來強烈的風勢與雨量，整個湖域上方的低草混生植群被沖刷掉，對照地景正射影像圖前後年間的差異，可清楚顯示出來。

（三）重要具指標之動物族群調查結果與討論

自 2005 年七月份起，各月份捕獲的個體數，分別為七、八月份陷阱共捕獲 47 條（17 雄、30 雌），隨後因颱風道路中斷，至十月份夜間調查以徒手捕獲 14 條（13 雄、1 雌），爾後的調查因為氣溫的下降，白腹遊蛇進入休眠的狀況，直至翌年 5 月才開始發現其蹤影，分別於 5 月份發現並紀錄 22 隻（10 雄、12 雌），6 月份 15 隻（7 雄、5 雌、3 脫逃無法判定雌雄），7 月與 8 月前往調查時均適逢颱風影響台灣，調查所得的數量劇降至 6 隻（1 雄、2 雌、3 脫逃無法判定雌雄）。

就標記與再捕獲（Marking and recapture）的結果，共標放了 98 條個體，但迄今尚未有任何重覆捕獲的個體，除了無法有效進行族群量估算之外，同時也顯示當地白腹遊蛇龐大的族群數量。

就已確認性別的蛇類個體比例，雌略多於雄（雄：雌=48：50）並未明顯偏離雌雄比 1：1 的結果，但在 2005 年 7 月 10 月及 2006 年 5、6 月的取樣結果，雌雄比例均明顯的消長，根據 Mao（2003）的研究結果來看，華遊蛇屬蛇類在台灣按月間變化，存在明顯的性別比差異，這個結果可能受到季節及生殖活動的因素所影響（Mao, 2003）。就體型大小來看，雌性亦明顯大於雄性（圖 24），並與其他地區的族群相符（Mao, 2003）。

相較於其他白腹遊蛇族群的最大個體體型，神秘湖族群無論在雌雄體型上，均明顯小於宜蘭福山植物園水生植物池及陽明山的族群，根據 Mao（2003）的研究結論來看，水流阻力似乎左右了雌雄的微棲地選擇，大體型的雌蛇偏好於靜止或緩流的水域，雄性與幼蛇等小體型的蛇偏好溪流或溝渠等水流速較快的環境。週期性劇烈的水文變動，如洪氾現象，是否定期將水流阻力大的大體型個體帶離神秘湖，因而使當地呈現出體型較小的結構狀況，需要進一步針對當地族群的年齡結構進行分析比較。

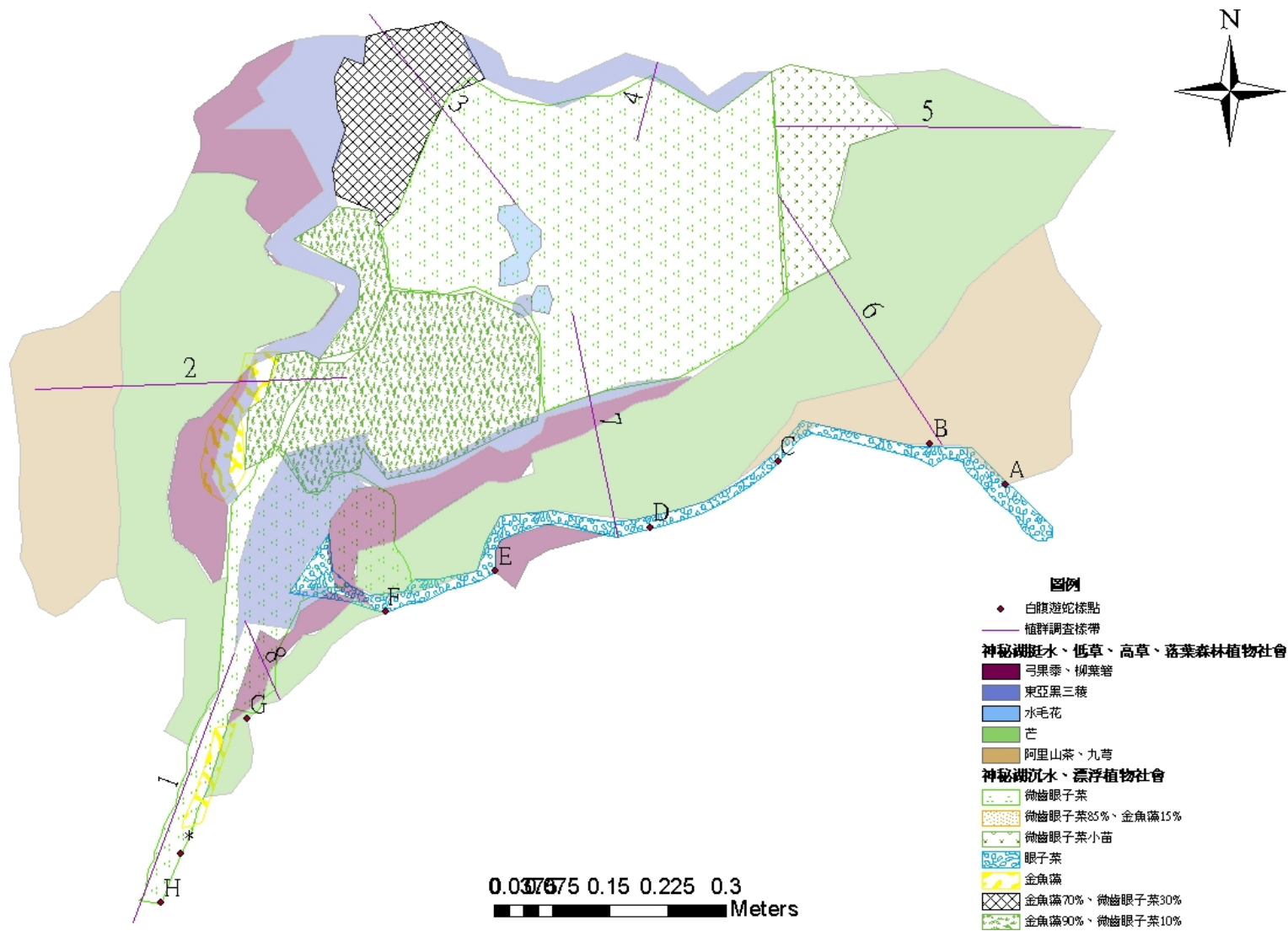


圖 22、颱風前的神秘湖植群圖

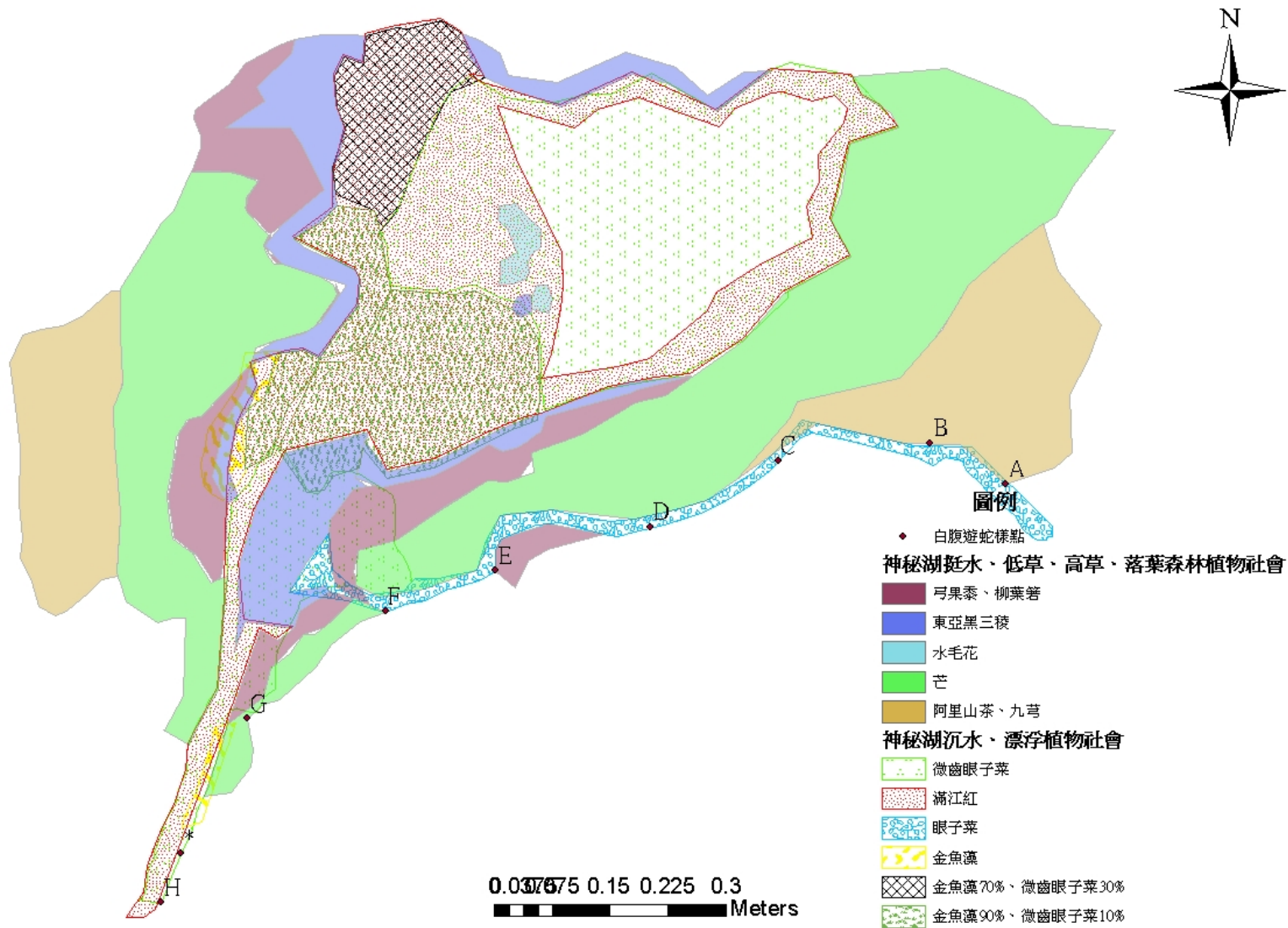


圖 23、颱風後的神秘湖植群圖

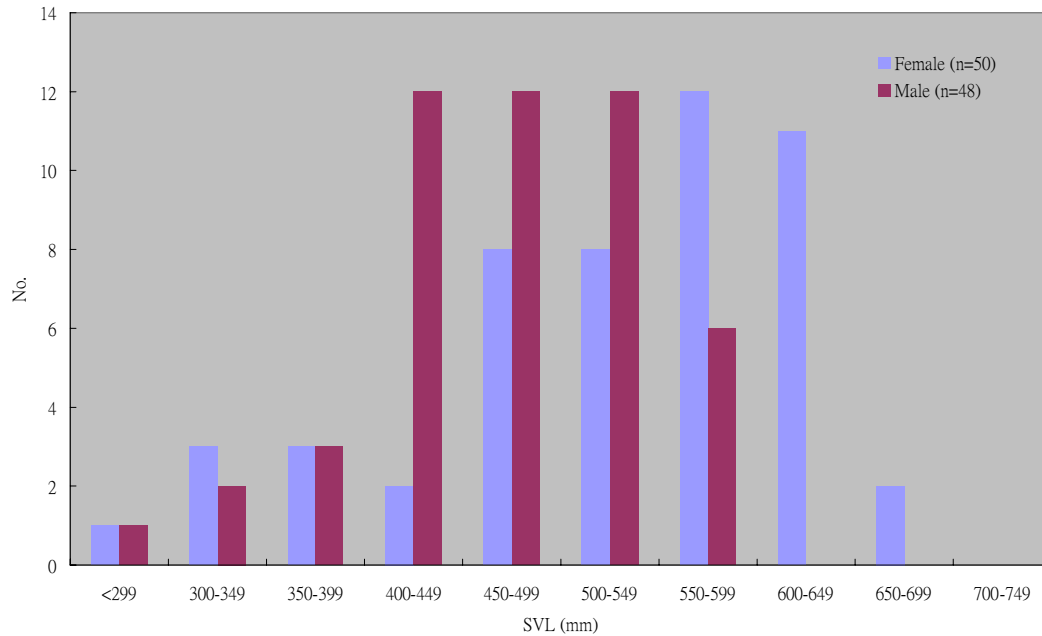


圖 24、2005 年 7 月至 2006 年 7 月神秘湖白腹遊蛇體型大小及性別結構圖

全年的平均體質量狀態，懷孕雌蛇為 1.928 ± 0.45 ($n=26$; $\text{mean} \pm \text{SD}$)，高於非懷孕雌蛇的 1.134 ± 0.56 ($n=24$; $\text{mean} \pm \text{SD}$)，又高於雄蛇 0.926 ± 0.23 ($n=48$; $\text{mean} \pm \text{SD}$; 表 12)。相較於 Mao (2003) 北部陽明山研究的白腹遊蛇族群狀況，雄蛇明顯為佳，雌蛇則差異不明顯，顯示當地族群的營養狀況較陽明山族群可能較佳。

表 12、神秘湖白腹遊蛇不同取樣時期的平均體質量變化表

	2005 年 7 月 ($\text{mean} \pm \text{SD}$)	2005 年 10 月 ($\text{mean} \pm \text{SD}$)	2006 年 5 月 ($\text{mean} \pm \text{SD}$)	2006 年 6 月 ($\text{mean} \pm \text{SD}$)	2006 年 7 月 ($\text{mean} \pm \text{SD}$)
雄蛇	0.96 ± 0.25 ($n=17$)	1.06 ± 0.19 ($n=13$)	0.79 ± 0.13 ($n=10$)	0.76 ± 0.19 ($n=7$)	1.136 ($n=1$)
一般雌蛇	1.06 ± 0.49 ($n=10$)	2.27 ($n=1$)	1.15 ± 0.45 ($n=9$)	1.25 ± 0.77 ($n=3$)	0.26 ($n=1$)
懷孕雌蛇	1.99 ± 0.46 ($n=20$)	—	1.44 ± 0.18 ($n=3$)	2.09 ± 0.22 ($n=2$)	1.88 ($n=1$)

就生殖特性，根據 Mao (1965) 和 Mao (2003) 的記錄，白腹遊蛇的產卵期為七到九月，產卵數為 6-25 枚，此次捕獲的懷孕個體，窩卵數 (Clutch size) 為 4-12 枚，平均窩卵數為每窩 7.42 ± 2.23 ($n=26$; $\text{mean} \pm \text{SD}$) 個卵 (圖 25)，2005 年所取樣的懷孕雌蛇吻肛長與所懷卵數成正相關，2006 年可能受到樣本數多寡

的影響，取樣的結果不盡相同（圖 26）。但無論 2005 或 2006 年的取樣，神秘湖的窩卵數相較於其他鄰近地點均明顯偏低，例如；福山植物園水生植物池（10-19 枚），陽明山（6-24 枚）。由於神秘湖的白腹遊蛇食物資源豐富，是否因非食物資源因素的影響，如水域環境擾動使得的生殖策略趨向於 K 策略，亦即窩卵數減少，但幼體存活率提高，值得進一步深入探討。

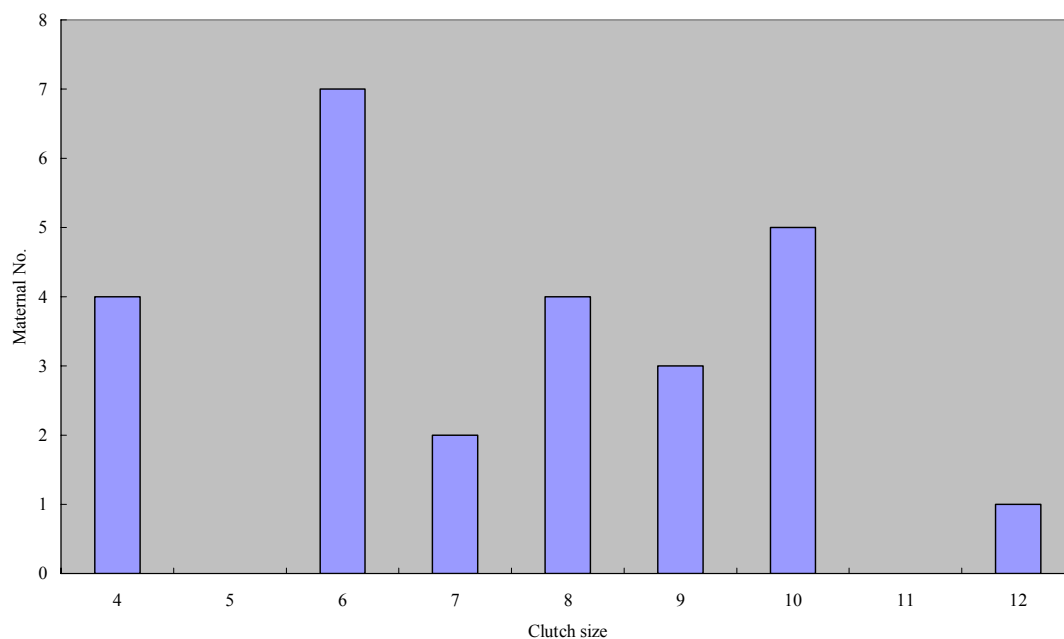


圖 25、2005 與 2006 年生殖季取樣之懷孕白腹遊蛇窩卵數分布圖 (n=26)

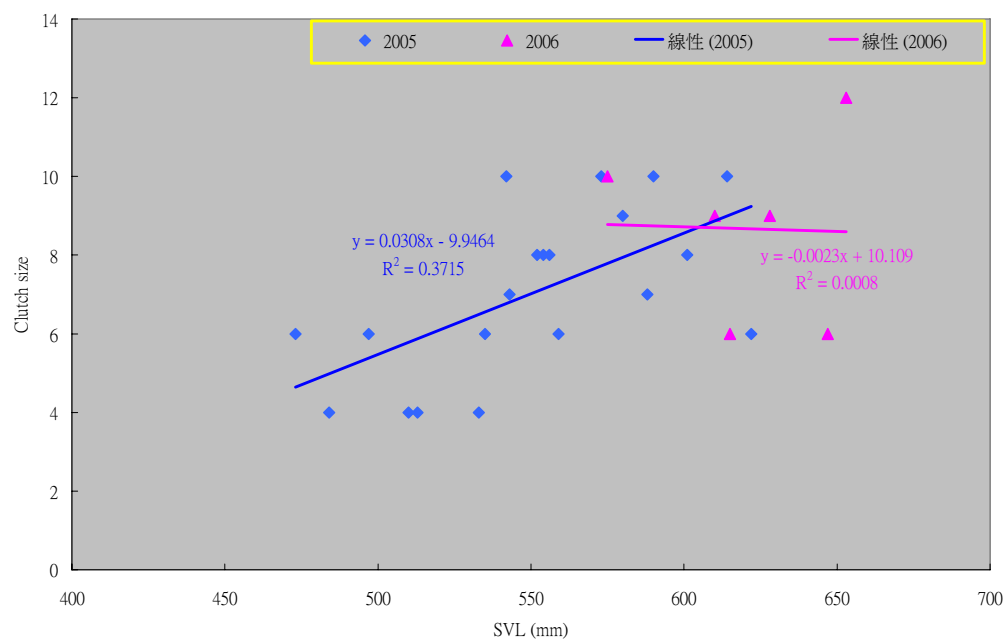


圖 26、2005 年與 2006 年白腹遊蛇母體吻肛長與所含窩卵數之關係圖 (n=26)

自 11 月起開始進行錄音監測的整體結果來看，湖域周邊的兩棲類狀況，以寒冷的月份較差，如：12 月到 2 月，6 月份最佳，共出現六種無尾兩棲類（表 13），此一趨勢亦反應在蝌蚪出現的月變化上。

表 13、神秘湖域各調查月份出現無尾兩棲類物種表

	面天 樹蛙	艾氏 樹蛙	拉都希 氏赤蛙	腹斑蛙	莫氏 樹蛙	白領 樹蛙	盤古 蟾蜍
2005 年 11 月			+				+
12 月							+
2006 年 1 月			+				+
2 月							+
3 月		+		+	+		+
4 月	+	+		+	+		+
5 月	+	+		+	+		+
6 月	+	+	+	+	+	+	
7 月	+			+	+	+	
8 月	+			+	+		

若比較各次調查的蝌蚪、泥鰍與白腹遊蛇相對豐富度變化狀態，蝌蚪與泥鰍的消長較為一致，但前述兩者與白腹遊蛇間的對應關係較不明顯（圖 27），可能受到白腹遊蛇本身的生殖週期變化的影響，另外以神秘湖這樣一個食物資源豐沛的環境，是否會有顯著的捕食者—被捕食者（Predator-Preys）的相關曲線變化，仍需要較長的研究期間加以驗證。

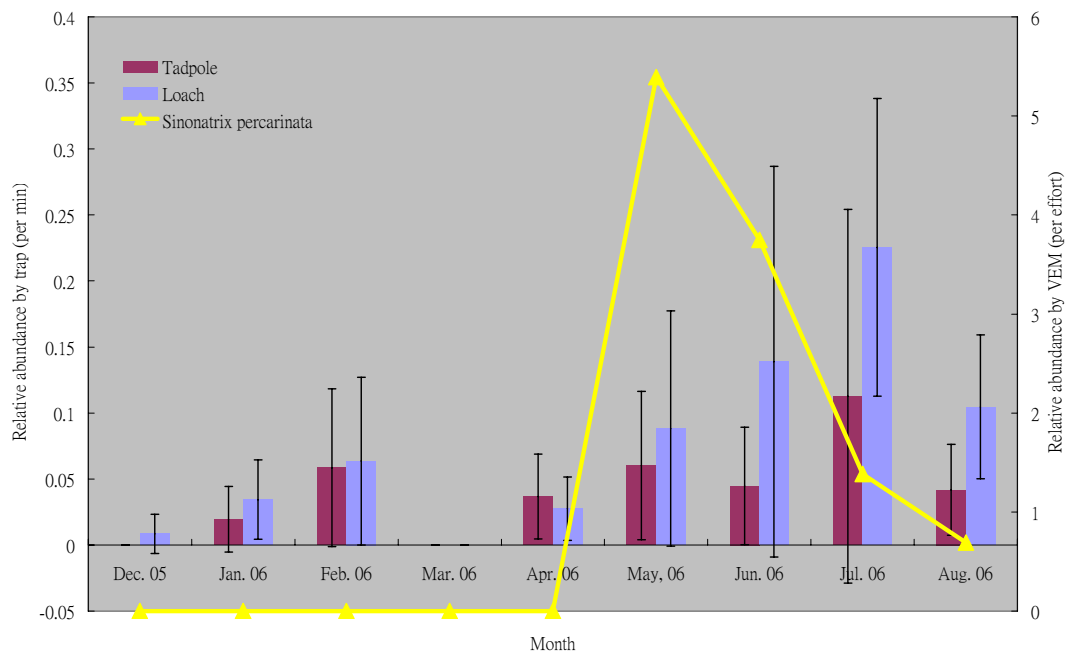


圖 27、神秘湖調查期間白腹遊蛇、泥鰍與蝌蚪之相對豐富度變化圖

(四) 脈衝模式的建立

神秘湖雖已設置氣象站，由於非自記式，並且位於深山之交通因素之維護不便，因此資料上有不太完整的狀況，加上歷史資料庫在重新整理中，目前僅取得 2000 年、2004 年 6 月到 2005 年 7 月的資料，雖仍不完整，但此資料相當重要，未來可以用以推估蒸發散、分析環境條件的季節變化，以及與其他雨量站資料聯合分析以補遺歷史雨量資料。

目前雨量資料蒐集上，以改為歷史資料完整的其他相關單位之鄰近雨量站。整理中央氣象局雨量站網站上所公告的雨量站座標繪製空間位置圖（圖 28），並蒐集水利署雨量站分布圖（圖 29）。由於南澳地理位置較偏僻，雨量站並不多，以氣象局雨量站以南澳站最接近，而水利署雨量站以樟林（位於南澳鄉金洋村）和大濁水（位於南澳鄉澳花村）最接近。然而，中央氣象局的南澳站雖為完整的氣象站，但設置日期為 2005/10，缺乏足夠的歷史資料（中央氣象局 2006/04/22，<http://e-service.cwb.gov.tw/i-sales-web2/class/observation/state.htm>），而水利署的樟林站有 1980 年 7 月起的資料，而大濁水站 1956 年之後便有紀錄（水利署水文年報 2004）。故申購水利署樟林與大濁水兩站自 1980 年至 2004 年的資料（2005 年資料尚未完成資料檢核與公告程序，故無法取得）。

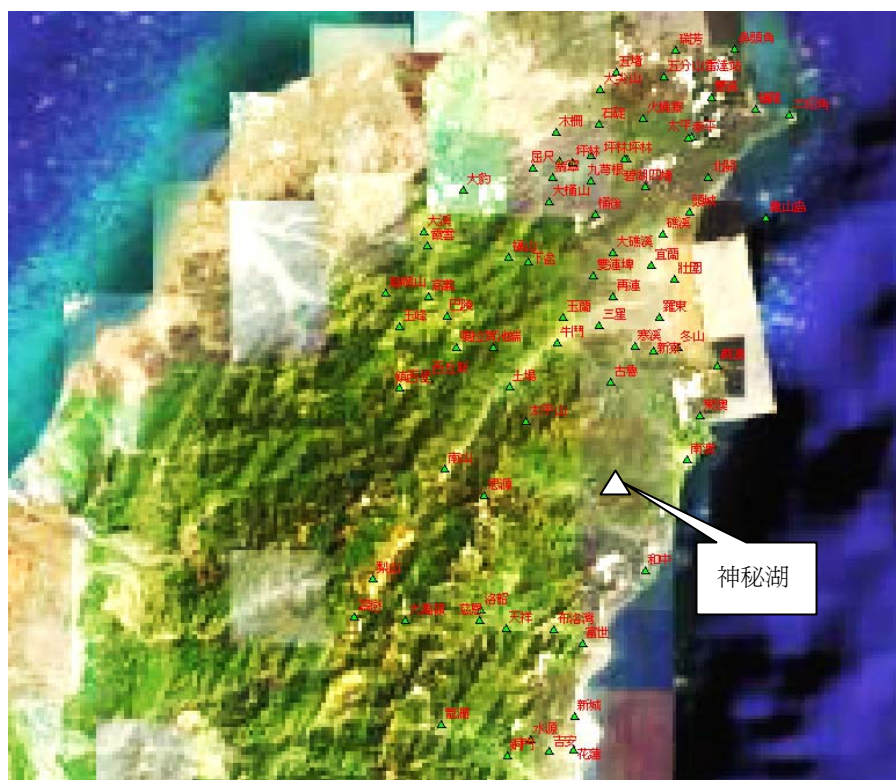


圖 28、中央氣象局東北部雨量站分布圖



圖 29、水利署於宜蘭縣地區之雨量站位置圖

將大濁水站與樟林站的雨量資料整理後，分別將大濁水站與樟林站的年雨量變化，並計算兩站的三年的移動平均，繪製如圖 30。由圖 30 可以發現年雨量之年度間變化，大致上的趨勢為由 1980 年遞增再遞減，直至 1993 年再又遞增，然後遞減。如以湖域中開闊水域面積的變化趨勢取一階導數，則大致與年雨量的趨勢相符。

1980年至2004年 大濁水與樟林雨量站年雨量圖

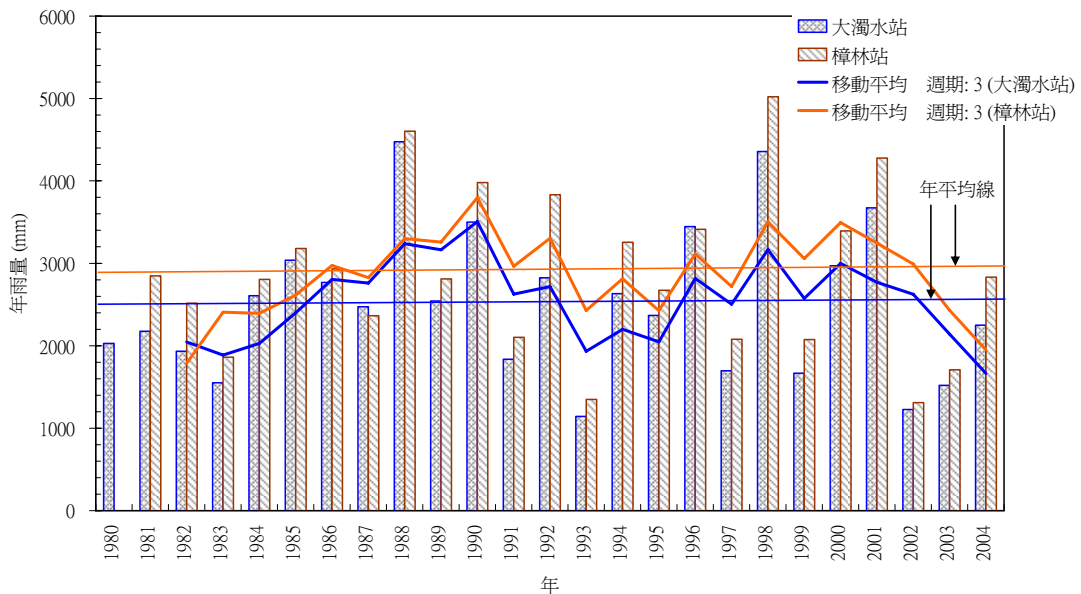


圖 30、1980 年至 2004 年間大濁水與樟林雨量站年雨量圖

將月雨量變化繪圖於圖 31 與圖 32，則發每一年間都會有數月雨量很低，議會有數月雨量較高，每隔數年就會有超過 1,000 mm 的月雨量出現。

此外，將月雨量平均值與最大、最小值統計後，繪圖於圖 33 與 34。由月雨量平均分析，得知樟林、大濁水兩站的月雨量於 9、10 兩月最高，其次為 8、9 月，最低在 2 到 4 月之間。這說明此處的雨量，有明顯的季節性差異，呈現的模式為，冬末到初春為鮮少降雨的時間，而五、六月梅雨季節的雨量相對較多，而八月到十一月間的雨量則因為颱風暴雨造成很高的雨量，而由最大與最小值中，也可以看出颱風降雨的強度使得不同年度的八月到十一月的月降雨量有很大的變化。

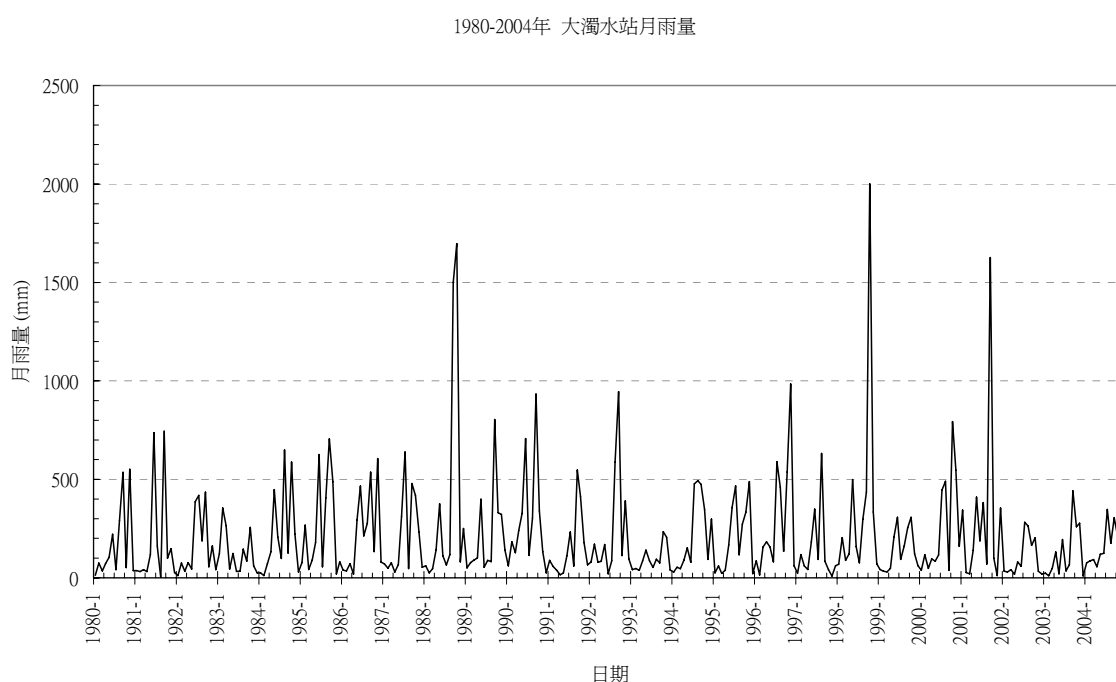


圖 31、1980-2004 年大濁水站月雨量圖

1980年至2004年 樟林站月雨量圖

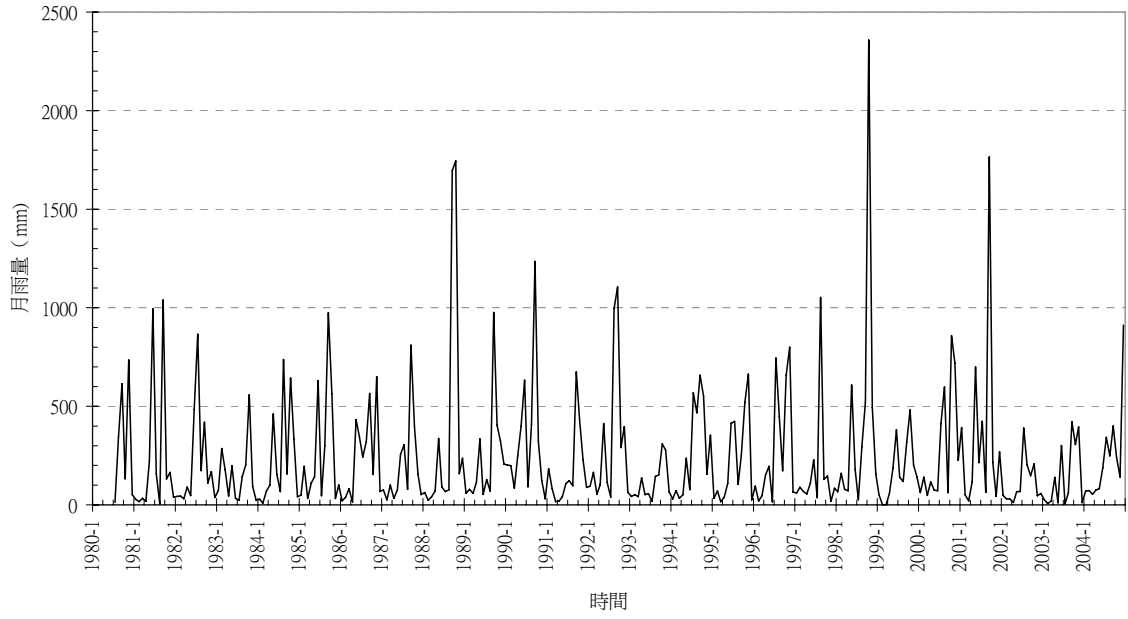


圖 32、1980 年至 2004 年樟林站月雨量圖

樟林站月雨量之平均、最大與最小值

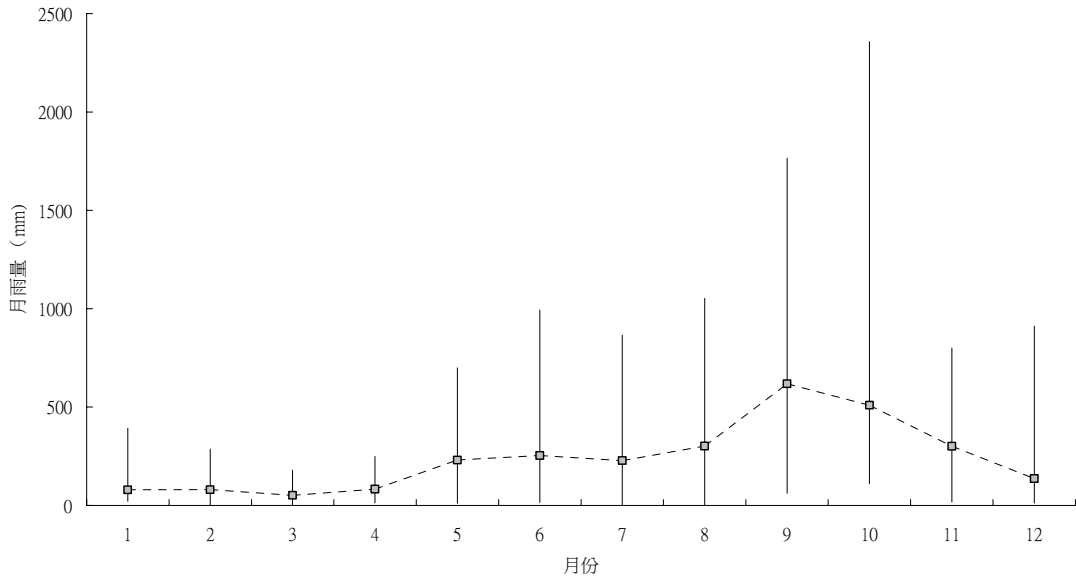


圖 33、樟林站月雨量之歷年平均、最大與最小值圖

大濁水站月雨量之歷年平均、最大與最小

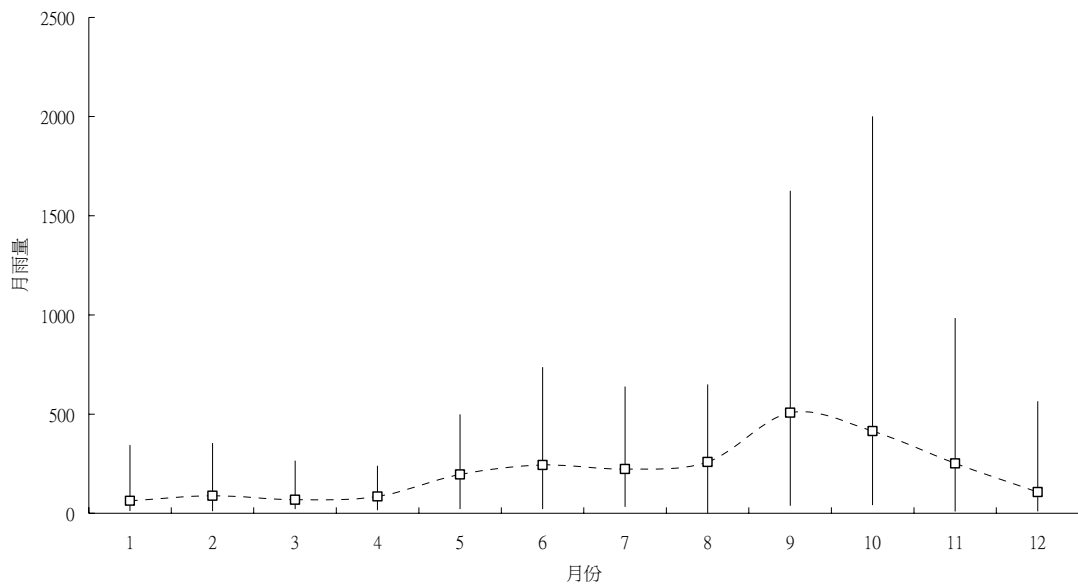


圖 34、大濁水站月雨量之歷年平均、最大與最小值圖

中央氣象局 93 年 11 月 25 日修訂之「大雨」及「豪雨」定義如下：一、大雨 (heavy rain)：指 24 hr 累積雨量達 50 毫米以上，且其中至少有 1 hr 雨量達 15 毫米以上之降雨現象。二、豪雨 (extremely heavy rain)：指 24 hr 累積雨量達 130 毫米以上之降雨現象。若 24 hr 累積雨量達 200 毫米以上稱之為大豪雨 (torrential rain)；24 hr 累積雨量達 350 毫米以上稱之為超大豪雨 (extremely torrential rain)。參考中央氣象局對於豪大雨的定義，統計每年大雨、豪雨、大豪雨與超大豪雨發生的次數 (表 14)。並將發生之頻度繪圖於圖 35-36。由圖之發展趨勢而言，豪大雨的發生次數與湖域中開闊水域的遞增和遞減之趨勢大致相符，顯示潛在可能之脈衝發展趨勢。未來可以進一步的以系統模擬的方式，更深入瞭解湖沼系統的脈衝機制。

表 14、樟林雨量站 1980 年到 2004 年間豪大雨發生頻度

年	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
大雨	8	12	9	7	14	17	12	11	21	15	16	13	18
豪雨	4	4	3	0	4	5	5	4	6	3	4	1	7
大豪雨	3	4	2	0	2	4	4	3	5	1	3	0	3
超大豪雨	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0	2	0	1
年	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
大雨	5	14	10	13	6	19	8	15	22	6	12	12	
豪雨	0	7	4	6	1	10	2	5	8	0	0	5	
大豪雨	0	5	1	5	1	5	0	4	4	0	0	1	
超大豪雨	0	0	1	2	1	3	0	0	2	0	0	1	

宜蘭縣南澳鄉樟林站
一年中日雨量大於50公釐次數

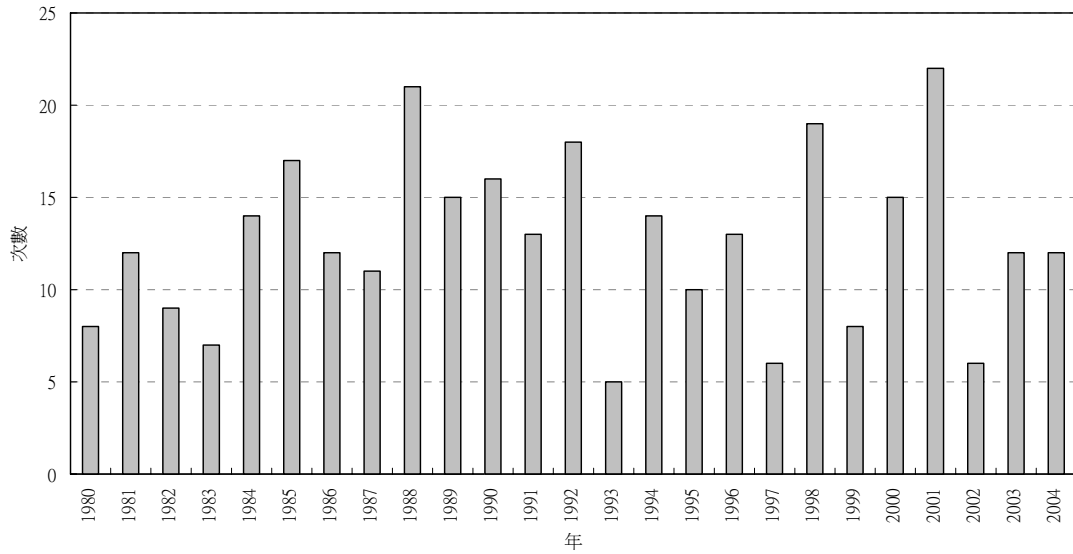


圖 35、樟林雨量站每年發生大雨（日雨量大於 50mm）的頻度圖

宜蘭縣南澳鄉樟林站
一年中日雨量大於130公釐次數

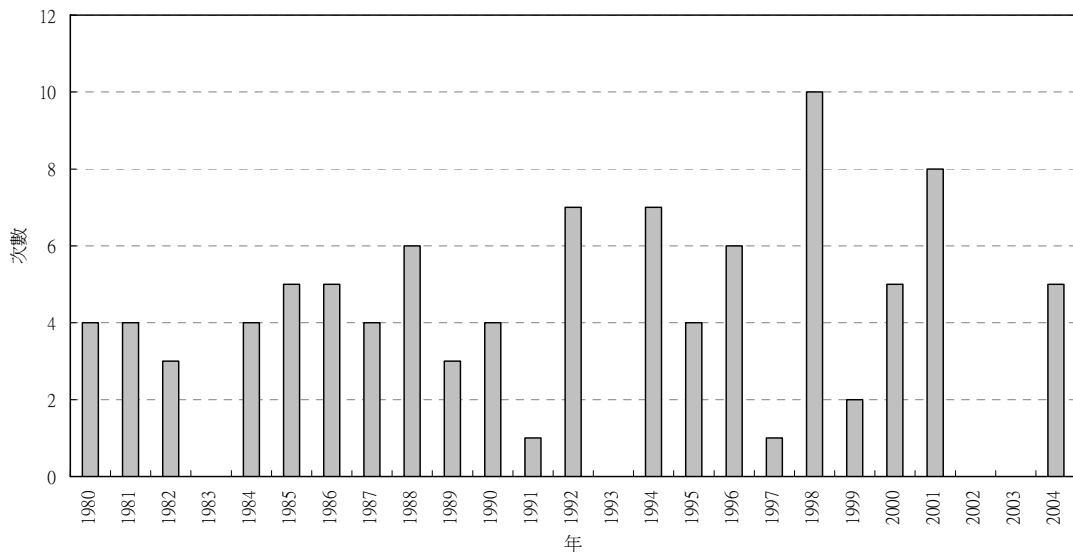


圖 36、樟林雨量站每年發生豪雨（日雨量大於 130mm）的頻度圖

總結此節的雨量分析中，有以下結論：

1. 各年總雨量變化有週期性變化傾向，大致可以看到類似於 20 年週期的變化，與湖域植群各年間的變遷週期相類似。
2. 而月雨量間變化，呈現出季節性模式，大抵上而言，8 到 11 月因為颱風暴雨與旺盛的對流雨，雨量最高；梅雨季的五、六月間雨量次之。而二到四月間之冬末到初春之雨量最低；這與植群調查分析研究的季節性變化趨勢

相符。

- 3.由暴雨頻率分析中，顯示各年之年總雨量變化趨勢與各種尺度的暴雨發生頻率的變化趨勢大致相符。而不同強度的暴雨對於湖域中不同類型的植群各自的影響程度相關性，也就是開闊水域植物的回復力(resilience)高，而耐濕木本的抗力(resistance)高，這是否對於其面對不同強度的脈衝之影響程度有相異性，值得進一步研究分析。

(五) 水文環境監測

1.水位變化：

監測期間所得的資料(圖 37;38)。水位最高為 1.88 m，最低為 0.36 m。可以發現平時的水位多在 0.4 m，相差不大。然而當暴雨來臨時，水位會暴漲將近 1 m 以上，最高可達 1.88 m，而水位上漲的趨勢並非緩慢上升，而是突然之間的暴漲，而退水的速率也相當快速，大抵在 1 日到三日之內。

比對中央氣象局的颱風與附近雨量站(蘇澳與花蓮)資料，發現數次的暴雨分別為泰利颱風、丹瑞颱風、龍王颱風與十月初的連續豪大雨，由氣象局資料顯示，三個颱風的颱風中心都應接近神秘湖，而由水位計的氣壓資料顯示，泰利颱風經過期間，氣壓特別低，這顯示泰利颱風的中心從神秘湖經過。

這資料顯示，由於神秘湖集水區的範圍不太，且地勢陡峭，能夠快速反應暴雨的水量，使得神秘湖的水位急速上升，形成強烈的脈衝現象，對於水域的生態演替有相當明顯的影響，也可以解釋湖域的開闊水域的面積的變遷。而神秘湖位於宜蘭與花蓮中間，為台灣颱風經過相當頻繁的區域，更進一步的加強脈衝的頻度。

此外，神秘湖的平時水位於 2 到 5 月間多在 0.3 m 緩緩降低到 0.2 m，而 8 月到 11 月間多在 0.3 m 到 0.4 m 之間，雖略有季節性變化，但變化很小，而前節所探討的雨量變化卻有明顯的季節性趨勢。這顯示神秘湖集水區內皆為覆蓋良好的森林，多數為原始森林，所以，平時的降雨多為森林所緩衝，而造成的水位上昇極有限而平時水位的變化很小。而森林集水區的伏流水與基流水亦相當穩定，使得水位在蒸發散、流出與流入間得到很好的平衡，而水位相當穩定。

所以，水位監測的部分有兩點十分重要的結果：

A.脈衝現象在神秘湖是顯著的，對於演替的影響明顯。

B.神秘湖在平日呈現的為淺湖型濕地，水位穩定。而在暴雨期間，是溪流的行水區，較接近河岸型濕地。因此，有颱風經過的年度與沒有颱風經過的年度，神秘湖的生態系發展特徵不相同。

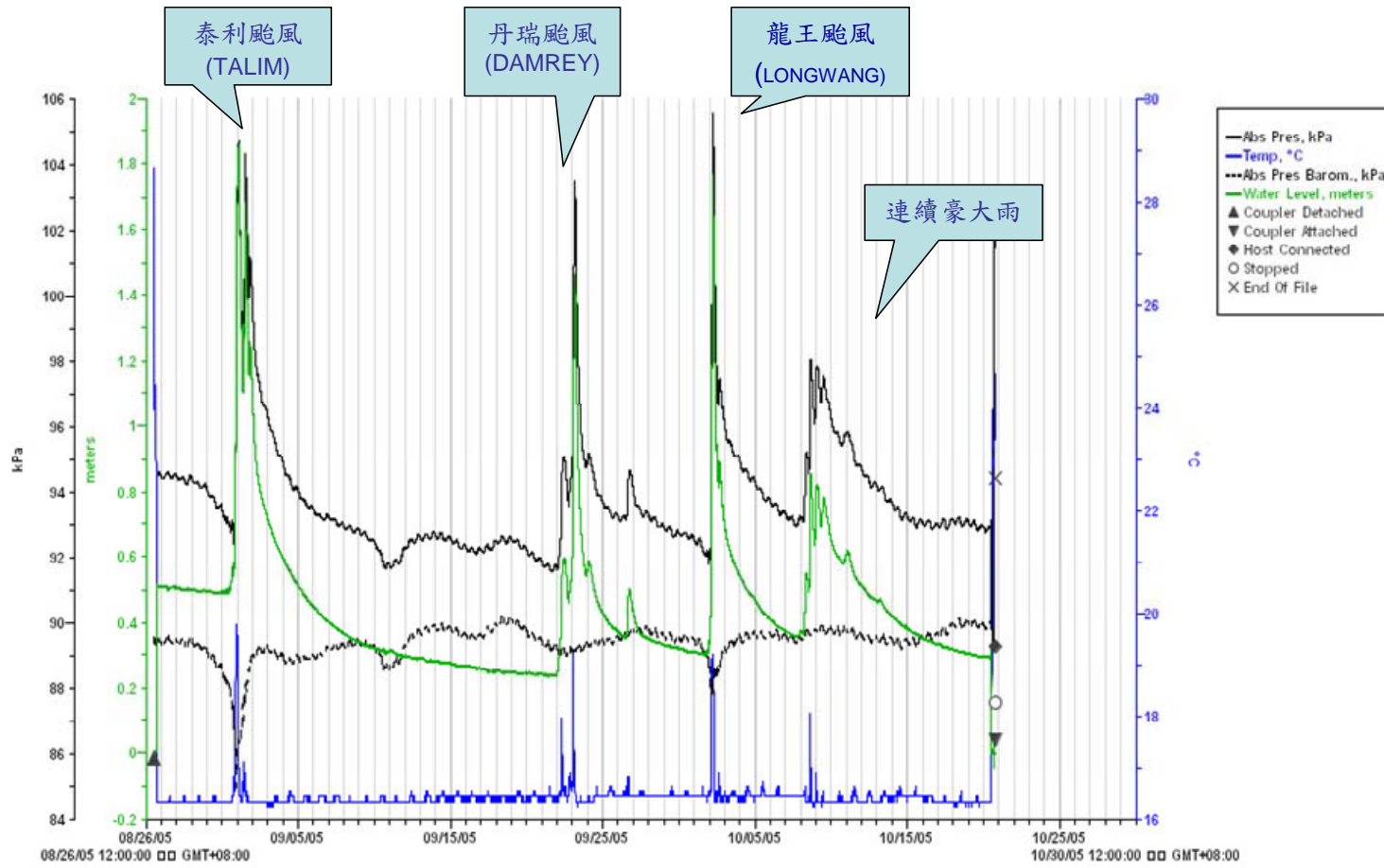


圖 37、神秘湖水位變化圖（2005-08-27 至 2005-10-04）

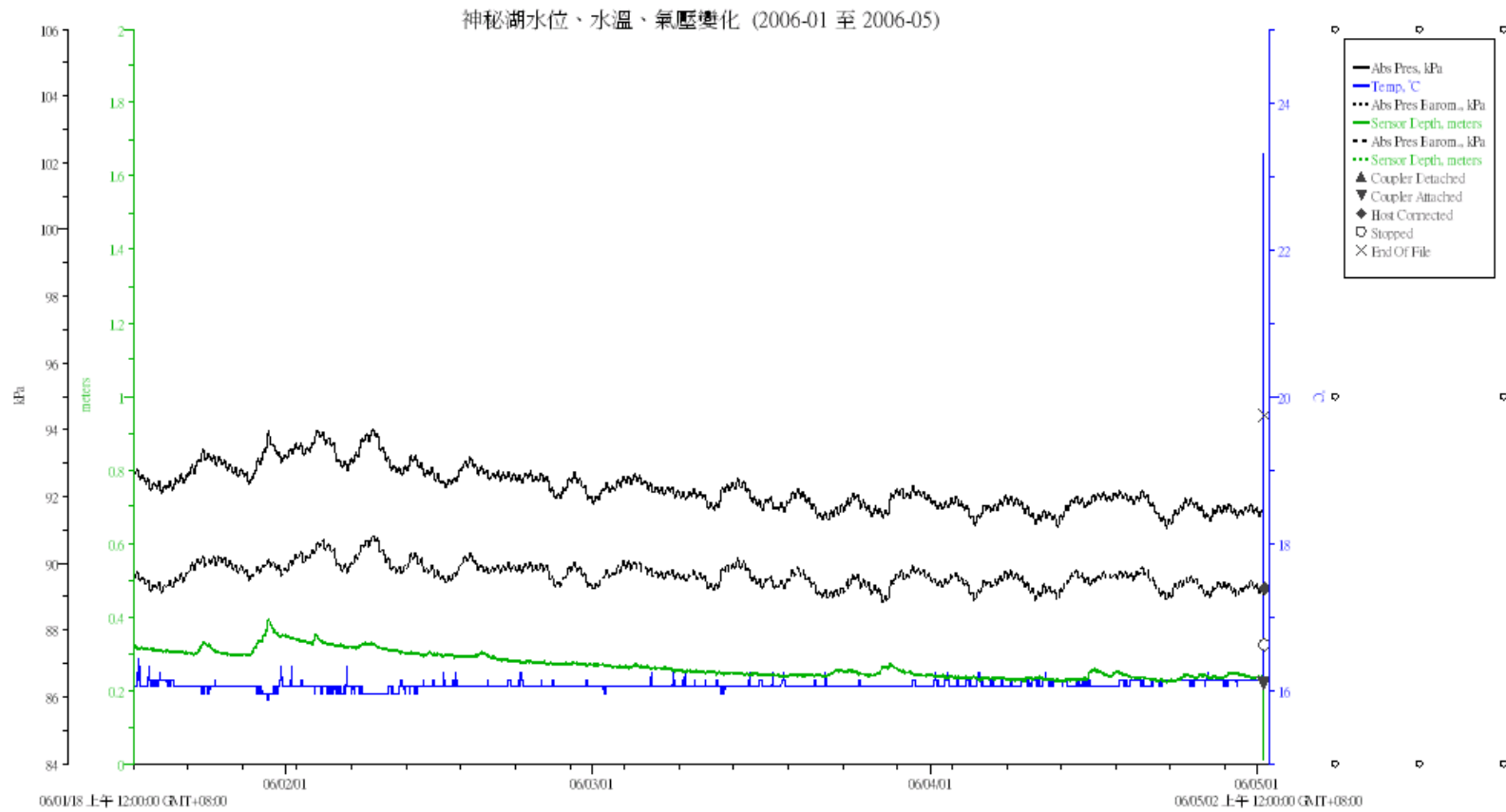


圖 38、神秘湖水位變化圖 (2005-05-01 至 2006-1-18)

2.水環境監測之初探

(1) 單點 24 hr 連續水質監測：

A.水溫分析 (圖 39)

水溫在 24 hr 內變化情形，在 27 日 12 點 30 分有最高溫 22.16 °C ，最低溫發生在 27 日 6 點 45 分為 17.15 °C，溫差 5.01 °C，平均溫度為 18.84 °C

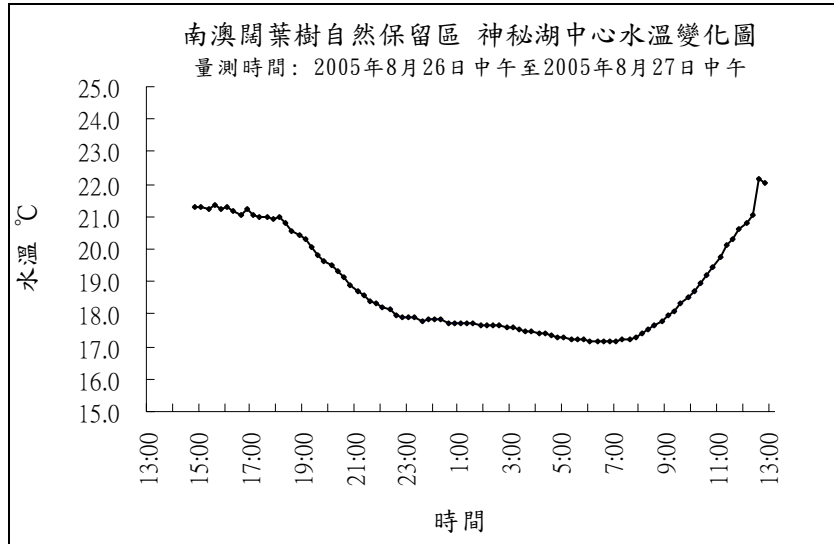


圖 39、神秘湖中心水溫變化圖

B.電導度分析 (圖 40)

電導度經過儀器分析後，測得最高值為 53.9，最低值為 45.9，平均為 49.8，在整體看來，變動不大，些微的變化最主要是因為神秘湖為一開放性之湖泊，有進水口與出水口，所以水體的流動，多少都會影響數據上的紀錄。

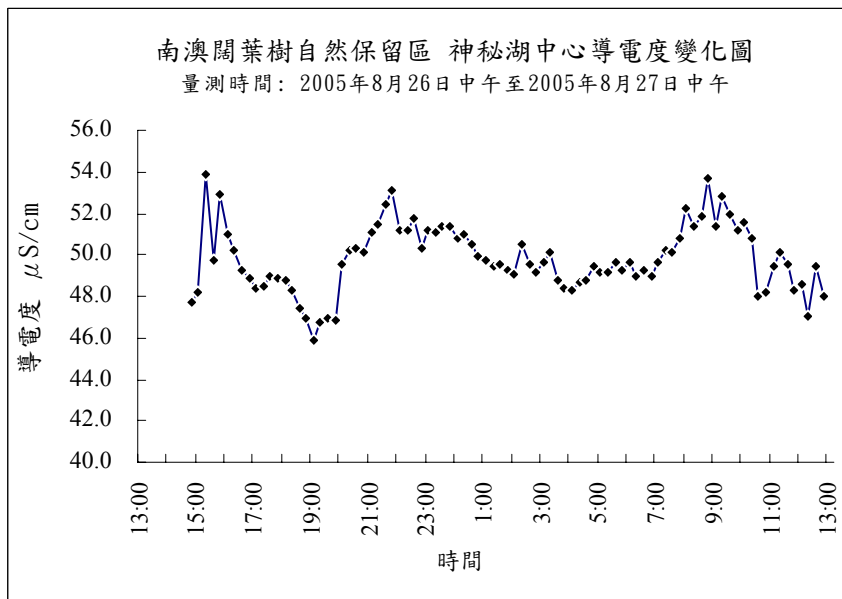


圖 40、神秘湖中心導電度變化圖

C.溶氧分析（圖 41）

水中的溶氧度會隨著水中植物行光合作用的程度增加或減少，在加入時間因素後，白天植物體行光合作用，水中溶氧量增加，到了夜晚，植物開始行呼吸作用，水中溶氧便會減少，本次測得溶氧之最大值為 9.47，最小值為 2.13，日夜溶氧差為 7.34。

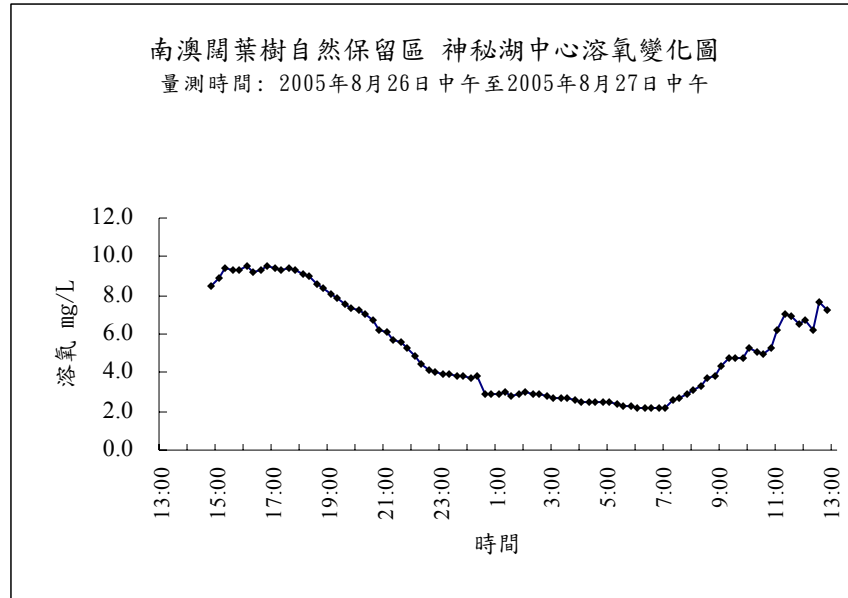


圖 41、神秘湖中心溶氧變化圖

D.pH 值分析（圖 42）

pH 值若在 24 hr 連續測定記錄下發現，高等植物會因生物量在光照條件下的水中溶氧減少，但高的光合作用產物使得氧濃度增加不少，於是會測出在 26 日 16 點 30 分時 pH 值達到最鹼值為 8.45，爾後因為光度減弱，呼吸作用大於光合作用，使得溶氧減少，二氧化碳增加，平均值都略小於 7。

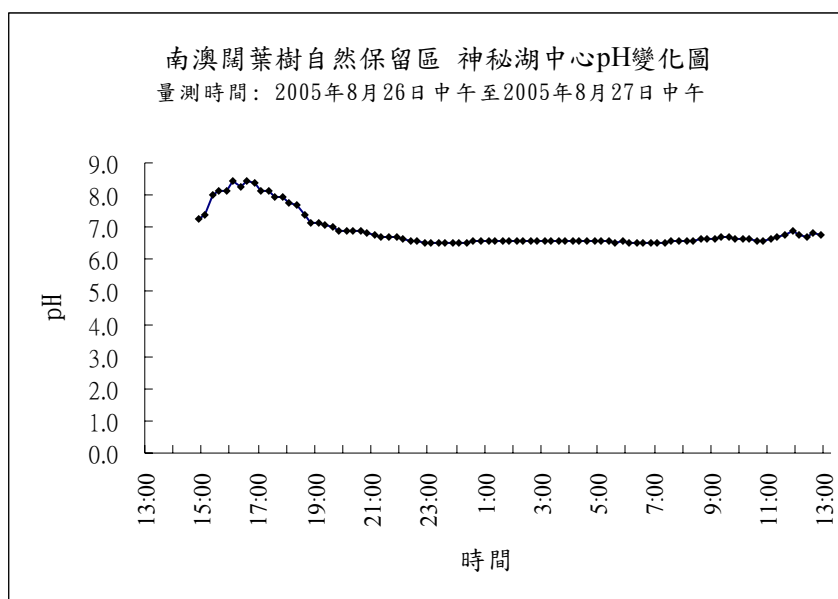


圖 42、神秘湖中心 pH 值變化圖

E. 氧化還原電位能分析 (圖 43)

氧化還原電位代表水土環境中氧化還原環境狀態，不同的化學物質，會在不同的氧化還原電位能值之邊界值，開始進行氧化或還原反應。表 15 列出湖沼中常見的化學物質之氧化還原邊界值 (Mitsch & Gosselink, 2000)，以氮為例，在氧化還原電位能降至 250 mV 以下時，如有可將硝酸根礦物化成氮的微生物，則有開始進行礦物化作用之潛能。一般而言，硝酸根在高氧化電位能之狀況時，則有可能被還原成氮，其次是各種金屬離子如錳與鐵，而最不易被還原的化學物質為硫酸根與碳化合物。本次調查資料顯示氧化還原電位能最高值為 205，最低值為 138，平均值為 182.7，呈現較高的氧化狀態。

表 15、元素的氧化還原形式與接近氧化還原電位能之轉換表 (Mitsch & Gosselink, 2000)

元素	氧化形式	還原形式	氧化還原的轉換潛能
氮	NO ³⁻ (硝酸鹽)	N ₂ O、N ₂ 、NH ₄ ⁺	250
錳	Mn ⁴⁺ (錳離子)	Mn ²⁺ (亞錳離子)	225
鐵	Fe ³⁺ (鐵離子)	Fe ²⁺ (亞鐵離子)	+100- ~ -100
硫	SO ₄ ⁼ (硫酸根離子)	S ⁼ (二價硫)	-100- ~ -200
碳	CO ₂ (二氧化碳)	CH ₄ (甲烷)	-200 以下

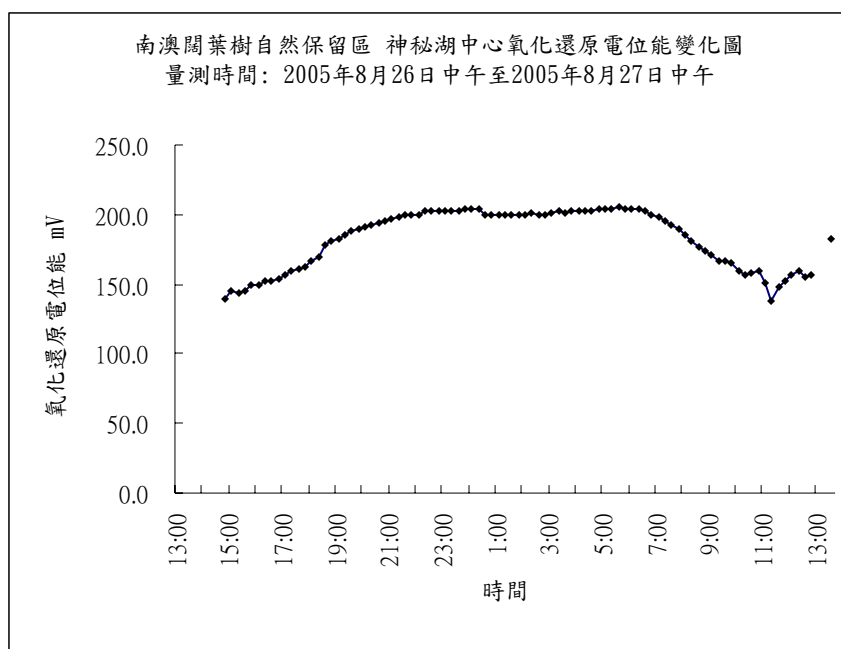


圖 43、神秘湖中心氧化還原電位能變化圖

(2) 多點空間分布之水質監測：

將各樣點的水深，製成圖 44 後，可以明瞭水深的變化，得知水最深處在 AU02 及 AU04，分別為 0.9 m 與 0.7 m；最淺處在 AU01 與 AU07，為 0.3 m；本次的水深定義為接觸到底泥即為底部，但因底泥之顆粒即為細小，在加上各處密度不一，因此，還需要訂定出更仔細之水深標準，作為日後施行一準則。

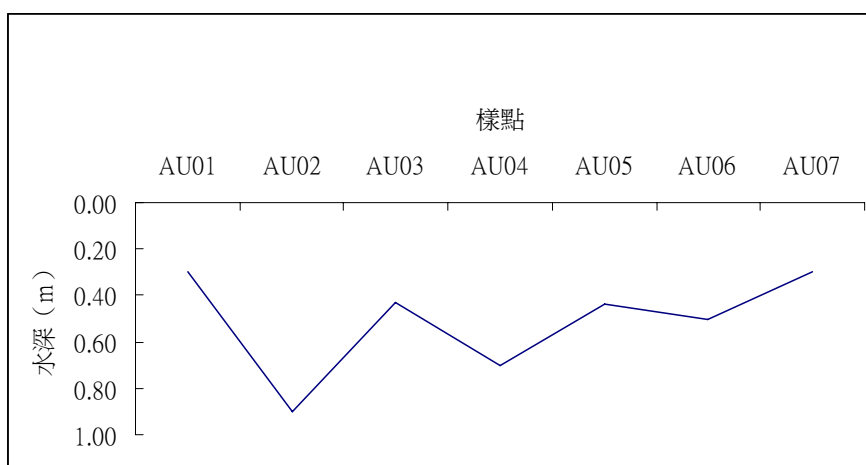


圖 44、神秘湖 pH 值在不同水深與樣點之變化

同圖 45 顯示，pH 值在 6.19~10.28 之間，整體而言，偏中性至鹼性。當水生的藻類及水生植物進行光合作用，會消耗水中 CO_2 及 H_2CO_3 ，又由於 H^+ 與 H_2CO_3 成正比，所以當 CO_2 被消耗後， H^+ 濃度便會下降，pH 值因

此升高。樣點 AU01 與 AU02 在水表面所測得之 pH 值較其他樣點來的低，是因位處於河道較窄，水流較湍急之處，水流攪動快速，加速酸鹼中和反應，以致於 pH 值較湖域開闊處來的低。

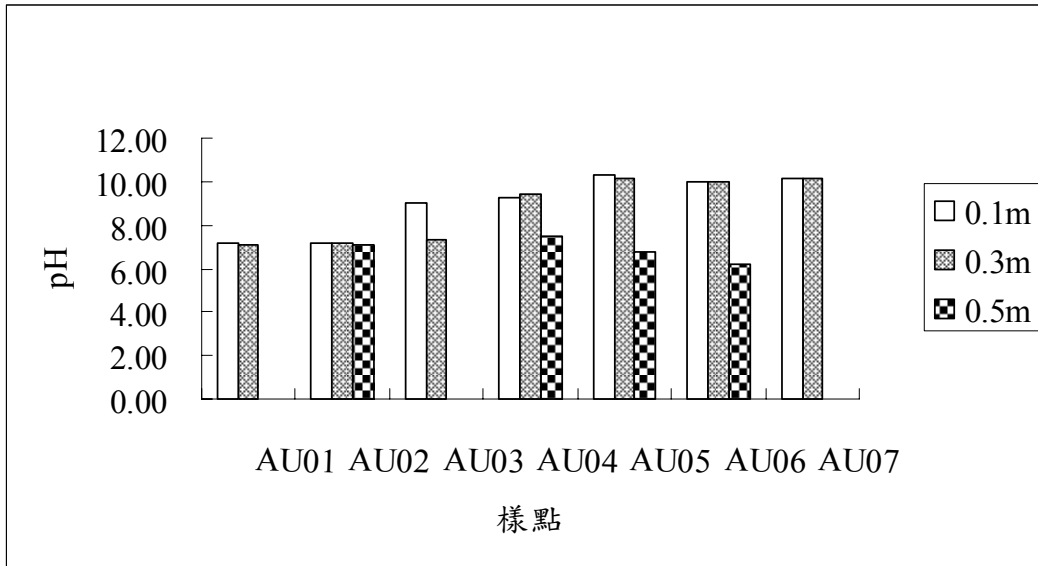


圖 45、神秘湖 pH 值在不同水深點與不同樣點之變化圖

溶氧的變化情形圖 46，接近湖水表面的水生植物及浮游藻類，光合作用速率高，因此溶氧值較高，其值介於 8.09~12.34，近水底部分之光合作用也因水深，減低生長於湖底的水生植物與浮游藻類的光和作用效率，使溶氧降低。

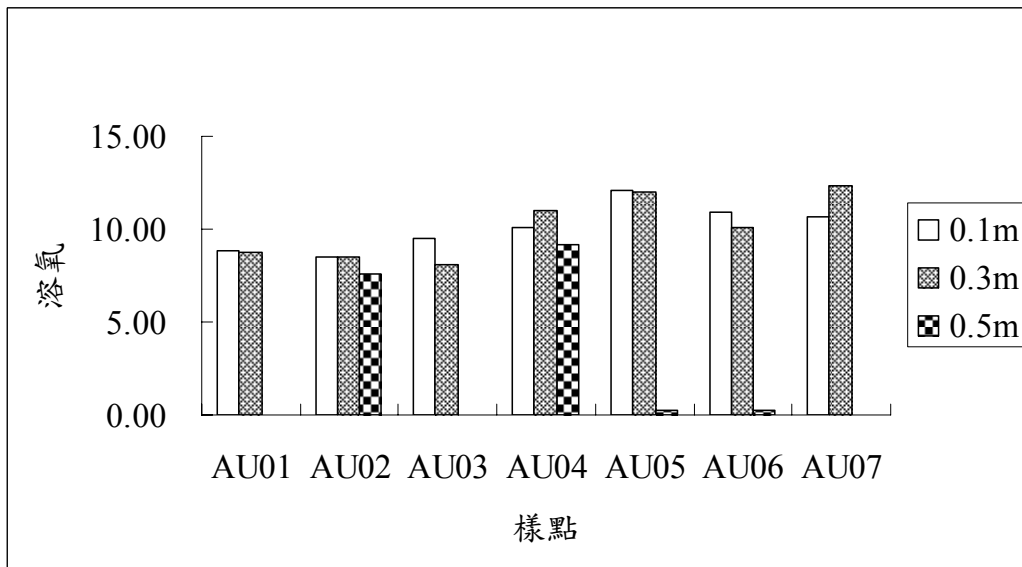


圖 46、神秘湖溶氧在不同水深點與不同樣點之變化圖

3.水環境監測

分別於 2006 年 1 月 19 日、5 月 1 日與 7 月 11 日前往神秘湖進行水環境監測，結果分別表列於表 16 至表 18。大致上而言，神秘湖的水質項目中，表水 pH 值大多大於 8，亦有到達 9 以上，而溶氧量多在 7-10 之間，顯示水中溶氧已接近，甚至到達飽和溶氧量，這顯示水中光合作用的旺盛，造成水中溶氧增加，而二氧化碳減少，形成鹼性的狀況，湖中的初級生產量應該很大。而由葉綠素 a 的含量多 10 μ g/L 以下顯示，初級生產量不是由藻類所造成的，而是由沈水植物所造成的，這是一個很特殊的現象。

在而在營養源方面，氮與總磷都在 0.1mg/L 以下，而總氮多在 1mg/L 以下，顯示溶解在水中的營養物質不多，應該被充分利用，並且在水流動的同時，多餘的營養物質被帶到下游流出，顯示出神秘湖在濕地生態系的營養功能是屬於轉換 (transform) 的角色，即是將無機物轉換為有機物質後，並不在生態系中累積，成為營養的儲存匯 (sink)，而是輸出，並且輸出與輸入平衡，只是輸出與輸入的物質生物化學形式不同。這和神秘湖過去歷史上扮演的儲存匯的角色不同，所以，過去的神秘湖是不斷的淤積，而現今的神秘湖在屬於頻度高的脈衝機制的平衡。這種脈衝機制，在生態系功能上，也與過去很不同。初步本節，綜合前節的研究，可以有以下的重要推論：

1. 神秘湖的演替階段，現今是屬於頻度高的脈衝機制動態平衡，接近於 Gleason 的演替假說。在營養功能方面，呈現轉換的角色。這顯示在演替發展的階段，過去儲存匯入之功能是一個發展中的濕地，而接近於極盛的階段，應該是轉換的角色，這是森林的老熟林的狀況類似。
2. 脈衝機制於神秘湖的生態系發展，有舉足輕重的角色。由於台灣全部皆屬於颱風頻仍地帶，台灣的湖泊與濕地在保育上，應充分考慮脈衝機制。而神秘湖的保護區作為學術研究，以提供台灣湖泊與濕地保育的重要策略之參考，其重要性不言而喻。

表 16、2006 年 1 月 19 日神秘湖水質調查表

採樣點	採樣 深度	水深	氣溫	水溫	pH	溶氧	ORP	總氮	氨氮	NO3	NO2	磷	Fe	Mg	Ca	K	Cu	Mn	Pb	
	m	m	°C	°C		mg/L	mV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
A	0.1	0.83	24.0	22.1	9.6	12.91	61	ND	0.03	0.7	0.01	0.03	0	7.6	4	14.8	ND	0.37	0.07	
	0.3		24.0	17.6	7.6	6.9	119													
	0.5		24.0	16.2	6.8	1.66	108													
B	0.1	0.56	23.5	21.3	9.4	12.26	49	0.2	0.02	0.2	0.01	0.01	0.01	6.4	5	2.1	ND	0.29	ND	
	0.3		23.5	17.8	8.3	10.46	78													
	0.5		23.5	17.2	7.8	9.76	103													
	0.57		23.5	17.1	6.5	0.6	-71													
C	0.1	0.83	23.0	18.5	8.6	11.83	132	0.1	ND	0.9	0	0.01	0.02	6.7	2	2.4	ND	0.31	0.03	
	0.3		23.0	18.2	8.7	11.8	132													
	0.5		23.0	17.6	8.8	13.1	130													
	0.9		23.0	15.7	6.2	0.22	-53													
D	0.1	0.43	24.0	17.7	8.3	8.13	80	0.1	0.06	2.5	0.01	0.03	ND	13.3	6	15.2	ND	0.28	0.03	
	0.3		24.0	17.3	8.3	7.28	85													
	0.45		24.0	16.5	6.7	0.18	16													
E	0.1	0.47	25	18	8.6	12	42	0.2	ND	0.5	0.01	0.01	ND	6.6	7	7.5	ND	0.57	0.1	
	0.3		25	17.9	9.6	14.92	22													
	0.5		25	17.4	7.5	9.56	4													
	0.52		25	16.4	5.9	0.3	-208													
F	0.1	0.53	20.9	20.1	9.3	12.36	71	0.3	<0.05	0.2	0.01	0	0.02	9.3	4	10.8	0.03	0.21	0.04	
	0.3		20.9	20	9.4	14.7	74													
	0.5		20.9	18.3	6.9	0.26	-52													
表水平均				19.62	9	11.58	72.5	0.18	0.04	0.83	0.01	0.02	0.01	8.32	###	8.80	0.03	0.34	0.05	

表 17、2006 年 5 月 1 日神秘湖水質調查表

採樣點	採樣深度	水深	透明度	氣溫	水溫	pH	溶氧	ORP	電導度	BOD	葉綠素a	總氮	氨氮	NO3	NO2	總磷	總有機碳	Fe
	m	m	m	℃	℃		mg/L	mV	μS/cm	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
A	0.10	0.43	0.3	22.0	19.5	9.34	10.86	82	59.7	2.8	5.5	0.4	0.02	0.1	0.02	-	11.2	0.27
	0.43	0.43		22.0	18.8	6.07	0.69	-184	66.3									
B	0.10	0.42	0.42	22.0	19.1	7.83	6.81	33	69.1	2.7	9.5	0.5	0.01	0.1	0.01	-	12.6	0.15
	0.42	0.42		22.0	18.1	7.18	0.27	-93	137.2									
C	0.10	0.35	0.31	22.0	17.3	8.69	10.70	33	73	5.2	17.8	1.2	0.01	0.2	0.01	-	10.2	0.28
	0.42	0.35		22.0	16.5	7.02	0.29	-135	118.4									
F	0.22					6.30	7.00		73	1.1	*	0.5	0.01	0.1	0.01	-	11.7	0.15
					18.6	8.04	8.84	49	68.7	3.0	10.93	0.65	0.01	0.13	0.01		11.33	0.23

表 18、2006 年 7 月 11 日神秘湖水質調查表

採樣點	採樣深度	水深	透明度	水溫	pH	溶氧	電導度	BOD	葉綠素a	總氮	氨氮	NO3	NO2	總磷	Total Fe	Fe++	Mg	Ca	K	Cu	Mn	Pb
	m	m	m	°C		mg/L	μ S/cm	mg/L	μ g/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
A	0.1	0.47	0.47	24.7	8.70	####	67.1	1.8	2.9	0.8	0.1	0.6	0.01	0.06	0.27	0	5	7	2.1	0	0.04	0.29
	0.5	0.47		24.2	7.30	2.83	65.9															
B	0.1	0.5	0.5	24.7	9.80	6.14	79.3	2.4	0.4	0.8	0	0.6	0.01	0.04	0.23	0	5	9	2	0	0.07	0.22
	0.5	0.5		24.6	8.00	4.19	70.5															
C	0.1	0.52	0.1	26.3	9.40	####	76.9	3.3	1.8	1	0	0.7	0.01	0.04	0	0	5	15	2.3	0	0.04	0.17
	0.5	0.52		26.1	7.70	6.72	72.2															
D	0.1	0.41	0.41	21.3	10.20	7.25	62.8	3.6	1.3	0.8	0	0.4	0.01	0.06	0.1	0	5	4	2	ND	ND	0.19
	0.4	0.41		21.3	8.80	5.37	54.5															
E	0.1	0.75	0.5	25.3	9.00	7.46	68.9	2.1	0.4	0.5	ND	0.3	0.01	0.04	0.03	0	4.8	4	2	0	0.14	0.15
	0.5	0.75		21.3	9.40	9.33	67.8															
	0.8	0.75		23.1	8.60	7.54	65.4															
F	0.3	0.29		24.0	8.10	7.06	57.9	3.3	ND	1.1	0	0.4	0	0.02	0.04	0	5	1	2	0	0.15	0.16
表水平均			0.40	24.4	9.20	8.20		2.7	1.4	0.8	0	0.5	0.01	0.04	0.11	###	4.97	6.67	###	###	0.09	0.20

(六) 神秘湖濕地生態系與稀有物種之保育

自然保留區設置的主要目的在了解生態系的過程與維持的機制，同時並兼顧稀有物種的稀有原因、分布及更新方式，並由空間與時間尺度了解目前的變化，以做為未來預測或監測的重點，並提供相關生態系或稀有物種保育經營上的參考（蘇鴻傑 1990；Goldsmith 1991；Davis 1994；Gaines *et al.* 1999）。

因此保護區的成立並非生態系與物種的保育的結束，相反的伴隨第二步驟的監測（monitoring），才是生態系保育和稀有物種保育的開始（Wilson *et al.* 1996）。生態系與稀有生物的保存可分成地景層級（landscape level）、社會或生態系層級（community or ecosystem level）、物種或族群層級（species or population level）及基因層級（genetic level）（Gaines *et al.* 1999），這些層級各有其影響因素與評估準則，同時在空間及時間上各有不同的研究與監測方法（Spellerberg 1992；Noss 1990, Noss and Cooperrider 1994）。至於生態系與稀有物種不同層次的監測方法，大致在過程可區分成 3 個時期，即找出所需監測之問題所在、設立監測的方法與時間、進行資料分析、解釋與經營上的整合等（Spellerberg 1991；Gaines *et al.* 1999）。

監測生態系與稀有生物的方法，主要以了解生態系的維持機制和物種的更新與演化為重要的經營目標，而其方式通常是了解該生態系的干擾機制（disturbance regimes）；並由干擾後該生態系的運作過程、維持方式或稀有物種的恢復與更新進行了解，並進一步制定調查的方法、時間、次數與對象（Gaines *et al.* 1999），針對不同層級的方法一併使用，並考慮其間的串連與適切性。

經由植物社會與地景動態的調查，神秘湖的沉水、浮水及挺水植物社會都有年度內的周期變化，而長時間湖泊生態系的維持都需要依據暴雨所形成的干擾機制，這些監測方式大致如表 19 所列，至於操作上可試行一年，俟方法成熟後再由相關機構進行調查與監測。

景觀尺度在過去歷史之狀況及未來整個湖域浮水及挺水植物社會之動態變化所需之相片或基本照片圖，應能定期取得，這或許可透過小型之直昇機或小型之氣球進行定期之拍攝。

植群尺度上，神秘湖目前有設置 8 條永久樣帶，同時這些樣帶都有穿越不同的植群型，未來應定期進行重測，以比較植物組成及生物量的改變，同時亦可針對沉水植物社會永久樣帶中幼苗之生長進行觀測。

至於族群尺度上，目前已有針對白腹遊蛇的族群量及族群結構進行調查，建立當地白腹遊蛇完整的形態、影像與生態資料庫。確認神秘湖的演替及環境改變對當地水棲及半水棲生物的影響與交互關係；未來應配合標記的方式進行白腹遊蛇的追蹤，以了解受干擾前後白腹遊蛇的空間與時間之分布。

以上幾種監測之時間（表 19），建議氣候干擾引起的小演替對植群面積之變化及各植群中主要優勢種族群數量之動態變化，在浮水、沉水及挺水植物社會可每季觀測一次，而低草混合植群及高草植群則每年觀測一次，至於沉水植物社

會金魚藻及微齒眼子菜幼苗之生長需每季觀測一次，白腹遊蛇的族群動態則需每季行之；而生殖時期則每月或每季監測一次。

水文環境變化的監測則水質如 PH、溶養、透明度等每季一次，水位計每季置換一次，而雨量、正射影像圖則持續收集最新之資料，並建立洪氾脈衝的模式。

表 19、神秘湖濕地生態系監測項目及時間一覽表

觀測項目 尺度	項目	間隔時間
景觀尺度航照	植物社會之動態變化（沈水或浮水植物社會）	每季一次
	挺水與低草混合植群	每季一次或二次
社會或生態學	植物社會之變化（沈水浮水）	各季一次
	演替之變化	各季一次
	幼苗之生長	各季一次
族群尺度	族群數量之動態變化（沈水植物與白腹遊蛇）	各季一次
	白腹遊蛇的生殖繁殖	每月一次
	突發氣候（暴雨或颱風）	不定期
水文監測	水質監測	各季
	水位測定（水位計）	各季
	雨量資料	每天

五、結論與建議

- 1.現有白腹遊蛇已標記的個體中，並未有再捕獲的個體出現，一方面雖然顯示當地白腹遊蛇族群數量的龐大，但也限制了個體於每次再捕獲時，追蹤形態與生殖變化的可能性，實有需要再進行更長時間的研究，以估算當地的族群數量，掌握當地的變化模式。而與台灣地區的白腹遊蛇相比較，神秘湖的白腹遊蛇族群，無論在體型大小，生殖窩卵數上，均明顯小於其他北部族群，是否因周期性的劇烈水文變動所造成，仍須長時間的監測。
- 2.建議未來延長此一相關研究，除了持續進行族群生態研究外，另將焦點鎖定在當地白腹遊蛇的生殖生物學，並增加部分個體骨骼切片進行年齡判別，以及無線電追蹤等空間生態學相關的研究項目，以釐清水文周期的脈衝現象對白腹遊蛇的影響及相關適應上的生物學變化。
- 3.植群的調查結果可分出沈水、挺水、低草地、高草地及落葉森林等植物社會，但沈水植物社會的金魚藻與微齒眼子菜的數量與分布在湖域中有極大之差異；且挺水的水毛花與東亞黑三稜之分布也有明顯差異，以年度內與年度間的植群圖，間接顯示出暴雨的干擾扮演重要的角色；然此種定量的變化應持續進行觀察。
- 4.建議未來的植群研究，除了持續進行樣帶之研究外，並應進行樣帶二側優勢沈

水及挺水植物生物量及數量之調查，並結合暴雨水文之資料以釐清兩者相互之關係。

- 5.水文的觀測有發現水位、pH 值、溶養量等在季節上有明顯的差異，同時與颱風暴雨之影響有相關性；然因監測時間太短，無法看出其間的差異，並希望更進一步做水文觀測以了解洪峰脈衝理論之正確性。
- 6.地景尺度的觀測在湖域不同年間有明顯的差異，同時在 2004 年龍王颱風來臨時，在湖域上方右側有沖掉低草混合植群，若未來持續進行觀測可更了解不同植群與暴雨之關係，而水文的觀測上發現水位、pH 值、溶養量在季節上有明顯之差異，至於更進一步的洪峰脈衝模式之建構可在未來有更多的水文、植群、蛇類族群及近年的影像資料時，建構詳細之模式。
- 7.關於洪氾脈衝之建構，目前可由地景的正射影像圖、沈水植群、白腹遊蛇的調查間接應證，然而整體架構，應由附近地區的水文資料及湖域的氣象資料完整後，才可進一步證實，然而有進一步的水文、植群、蛇類族群及近年的影像資料應可建構出更詳細的湖泊洪峰脈衝模式。
- 8.神秘湖為一淺湖泊其混生植群與浮水植物、挺水植物及沉水植物，易受水文之洪氾脈衝影響，建議每季進行一次監測，半落葉林與高草約 3 年監測一次，監測計畫應 3 年為一個週期。
- 9.神秘湖為一個完整的濕生生態系統，其能自行更新演替，應不宜有太多的人為干擾，甚至連所有的生態調查也不宜有太高的頻率，近來已有在保留區出現外來植物，亦應列入未來的調查與監測重點。

六、誌謝

本研究承羅東林區管理處提供研究經費；並承中研院吳俊宗研究員、臺灣大學謝長富教授寶貴的意見，生物多樣性中心鏡毅老師與助理梁慧舟先生惠予標本鑑定；野外調查承宜蘭大學之學生邱孟韋、張海寧、龔文斌、陳建忠、林秀蓉、卓子右、陸雋、林育欣、王珞璇、吳若宣、陳薇如、林哲榮、陳廷綱、林錦繡、馮冠達、吳旻俞、黃襄德、王佑軒、邱宗儀、李維昕、羅康仁、陳奐臻、李孝勤、楊能凱、池熙梅、朱宏堅、吳致儀、王禹仁、傅新源、李盈如、朱珉寬等及華梵大學吳杰龍的幫忙，方能順利完成。另管理處育樂課江玲怡小姐與南澳工作站傅正儀小姐在行政上的協助，林務局王守民、余佩珊，管理處賴柳英、陳再雄、林香白歷、林志雄、李威震、吳思儀所提供的保貴意見，謹此一併致謝。

七、參考文獻

- 毛俊傑 2004 由半水棲蛇類的族群生態來看溼地改變 自然生態與人類發展
研討會論文集
- 阮忠信 2002 以系統生態學之觀念來看待天然災害防治 工程 7(4):89-97
- 孟慶民 2001 濕地管理與研究方法 中國林業出版社 北京。
- 孟慶繁、胡隱月、王慶貴、張風斌 1999 黑龍江省東部森林群落 β 多樣性研究
應用生態學報 10(2):140-142
- 林則桐、邱文良 1990 公告自保留區之植被調查(Ⅲ) 行政院農委會與台灣
省林業試驗所合作報告
- 林曜松、劉炯錫 1991 南澳湖泊闊葉樹林自然保護區動物相調查研究 台灣省
農林廳林務局保育系列研究 80(07):49pp.
- 柳樞、徐國士 1971 台灣稀有及有滅絕危機之動植物種類 中華林學季刊
(4):89-96
- 馬克明、葉萬輝、桑衛國、馬克平、關文彬 1997 北京東靈山地區植物群落多
樣性研究X.不同尺度下群落樣帶的 β 多樣性及分形分析 生態學報
17(6):626-634
- 陳子英 1988 阿里山一葉蘭保護區植群生態之研究 台大森林所碩士論文
- 陳子英 1995 台灣北部楠櫨林帶櫨木林型優勢樹種天然更新方式之研究 「林
業試驗所百週年慶學術研討會論文集」壹:「台灣森林植群生態的研究研討
會」 p.83-95
- 陳尊賢 1992 南澳闊葉樹林自然保留區土壤相調查研究 台灣省林務局 台
北
- 陳靜生 1992 水環境化學 曉園出版社 台灣
- 楊平世 1993 南澳原始湖泊闊葉樹林自然保留區生態演替監測研究 台灣省
林務局 台北
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 1983 森林植物生態學 台灣商務印書館 台北 462pp.
- 錢迎倩、馬克平 1994 生物多樣性研究的原理與方法 中國技術出版社
237pp.
- 蘇鴻傑 1987a 森林生育地因子及其定量評估 中華林學季刊 20(1):1-14
- 蘇鴻傑 1987b 植群生態多變數分析法之研究Ⅲ.降趨對應分析及相關分布序
列法 中華林學季刊 20(3):45-68
- 蘇鴻傑 1988 台灣國有林自然保護區植群生態之調查研究(南澳闊葉樹林自
然保護區植群生態之研究) 台灣省林務局 台北
- 蘇鴻傑 1990 植物保護區之規劃與經營管理 森林資源保育研究會講義
pp.112-129
- 蘇鴻傑 1996 植群生態多變數分析法之研究Ⅳ.植群分類法及相關環境因子之
分析 台灣省立博物館年刊 39:249-265

- Alexander, R. and A.C. Millington. 2000. *Vegetation mapping*. John Wiley & Sons, Inc, New York. 338pp.
- Ballinger, R.E. 1977. Reproductive strategies: food availability as a source of proximal variation in a lizard. *Ecology* 58: 628-635.
- Blasco, F. 1988. The international vegetation map. In: Kuchler, A. W. and Zonneveld, I. S., eds. *Vegetation mapping*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. 635pp.
- Bonnet, X. and G. Naulleau. 1994. A body condition index (BCI) in snakes to study reproduction. *Animal Biology and Pathology*. 317:34-41.
- Captain, A. and A. Patel. 1998. *Sinonatrix*, a new genus for India. *Hamadryad* 22(2):114-115.
- Davis, G.R. 1994 *Principles and practice of plant conservation*. Chapman and Hall 289pp.
- Fang, W. and S.L. Peng. 1997. Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China. *Forestry Ecology and Management* 99:185-196.
- Fraker, M.A. 1970. Home range and homing in the watersnake, *Natrix sipedon sipedon*. *Copeia* 1970(4):665-673.
- Gaines, W., R. Harrod, and J. Lehmkuhl. 1999. *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation* USDA. PNW-GTR-443.
- Gauch, H.G. 1982 *Multivariate analysis in community ecology*. New York: Oxford University Press.
- Goldsmith, B. 1991 *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall Press.
- Hailey, A. and P.M.C. Davies. 1985. 'Fingerprinting' snakes: a digital system applied to a population of *Natrix maura*. *Journal of Zoology*. London 207:191-199.
- Houston, D. and R. Shine. 1994. Low growth rates and delayed maturation in Arafura filesnakes (Serpentes: Acrochordidae) in tropical Australia. *Copeia* 1994(3):726-731.
- Kantrud, H.A., J.B. Millar, and A.G. van der Valk. 1989. Vegetation of the wetlands of the prairie pothole region, in northern prairie wetlands, A. G. van der Valk, ed., Iowa State University Press, Iowa, USA, 132-187.
- Kent, M. and C. Paddy. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven press London.
- Lind, A.J., H.H. Welsh, and D.A. Tallmon. 2005. Garter snake population dynamics from a 16-year study: considerations for ecological monitoring. *Ecological application*. 15(1):294-303.

- Lips, K.R., J.K. Reaser, B.E. Young and R. Ibáñez. 2001. Amphibian monitoring in Latin America: A protocol manual. SSAR, Herpetological Circular 30. 115 pp.
- Luiselli, L., M. Capula and R. Shine. 1996. Reproduction output, costs of reproduction, and ecology of the smooth snake, *Coronella austriaca*, in the eastern Italian Alps. *Oecologia* (1996) 106: 100-110.
- Mao, J.-J. 2003. Population ecology of genus *Sinonatrix* in Taiwan. Doctoral dissertation of Biogeography. Trier University, Germany. 157pp.
- Mao, J.-J., K.-C. Yen, and G. Norval. 2004. A preliminary test and report on the efficiency of a new funnel trap for semi-aquatic snakes. *Herpetological Review*, 35(4):350-351.
- Mao, J.-J., Y.-C. Lai, and G. Norval. accepted. An improved technique for scale-clipping of small to medium sized snakes. *Herpetological Review*, in press.
- Mao, S.-H. 1965. The taxonomic status of the white-stomach snakes, *Natrix percarinata suriki* Maki, on Taiwan. *Bulletin of Institute of Zoology. Academia Sinica* 4:19-27.
- McCune, B. and M.J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software Design. Oregon USA. 237pp.
- Mertens, D. 1995. Population structure and abundance of grass snakes, *Natrix natrix*, in Central Germany. *Journal of Herpetology* 29(3):454-456.
- Middleton, B. 1998. Wetland restoration, flood pulsing, and disturbance dynamics. John Wiley & Sons. New York, USA. 388pp.
- Middleton, B. 2002. The flood pulse concept in wetland restoration. In *Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the Natural Hydrological Balance*. Middleton, B. ed., John Willey & Sons. New York, USA. 10 pp.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*, 3rd ed. John Willey & Sons, Inc. New York, USA. 920pp.
- Mitsch, W.J. and S. E. Jørgensen, 2004. *Ecological engineering and ecosystem restoration*. John Willey & Sons, Inc. New York, USA. 411pp.
- Mueller-Dombois, D and H. Ellenberg 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons New York, USA. 547pp.
- Nelson, G.L. and B.M. Graves. 2004. Anura population monitoring: comparison of the North American amphibian monitoring program's calling index with mark-recapture estimates for *Rana clamitans*. *Journal of Herpetology*, 38(3): 355-359.
- Odum, E. P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Odum, H. T., 1994. *Ecological and general systems: an introduction of systems*

- ecology. Rev. ed. Univ. Press of Colorado. Colorado, USA. 644pp.
- Ohkubo, T. , M. kaji and T. Hamaya 1988 Structure of primary Japanese beech (*Fagus japonica* Maxim) forests in the Chichibu mountains, central Japan, with special reference to regeneration processes. *Ecological research*. 3:101-116.
- Parker, W.S. and M.V. Plummer. 1987. Population ecology. In R.A. Seigel, J.T. Collins and S.S. Novak, Snakes (Eds.) *Ecology and Evolutionary Biology*. 253-301pp. McGraw-Hill, Inc. USA.
- Pierce, B.A. and K.J. Gutzwiller. 2004. Auditory sampling of frogs: detection efficiency in relation to survey duration. *Journal of Herpetology*, 38(4): 495-500.
- Pope, C.H. 1935. The reptiles of China. The American Museum of Natural History. New York 92-122 pp.
- Ralph W. Tiner 1999. Wetland Indicators – A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping. CRS Press, Florida, US
- Rao, D.Q. and D.T. Yang. 1998. A new species of *Sinonatrix* (Serpentes: Colubridae) of China with preliminary survey on *Sinonatrix*. *Russian Journal of Herpetology*. 5(1):70-73.
- Riis, T. and Biggs, B.J.F. 2000 Distribution of macrophytes in New Zealand streams and lakes in relation to disturbance frequency and resource supply—a synthesis and conceptual model. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 255-267.
- Scott, J.M. , T.H. Tear and F.W. Davis, ed. 1996. Gap analysis: a landscape approach to Biodiversity planning. American Society for photogrammetry and Remote Sensing.
- Seigel, R.A. , C.A. Sheil and J.S. Doody. 1998. Changes in a population of an endangered rattlesnake *Sistrurus catenatus* following a severe flood. *Biological Conservation*. 83(2):127-131.
- Seymour, R.S. 1987. Scaling of cardiovascular physiology in snakes. *Amer. Zool.* 27: 97-109.
- Shine, R. and X. Bonnet. 2000. Snakes: a new “model organism” in ecological research? *Tree*, 15(6): 221-222.
- Silvertown, J.W. and J.L. Doust. 1993. introduction to plant population Biology. Blackwill Scientific publication.
- Spellerberg, I. F. 1991. Monitoring ecological change. University of Southampton.
- Spellerberg, I.F. 1992. Evaluation and Assessment for conservation. Chapman & Hall, London, U. K. 260 pp.

- Stejneger, L. 1907. Herpetology of Japan and adjacent territory. U. S. National Museum Bulletin No. 58, Washington.
- Whiting, M.J. , J.R. Dixon and B.D. Greene. 1997. Spatial ecology of the concho water snake (*Nerodia harteri paucimaculata*) in a large lake system. *Journal of Herpetology* 31(3):327-335.
- Wikelski, M. and C. Thom. 2000. Marine iguanas shrink to survive El Niño. *Nature*. 403: 37-38.
- Zhao, E.M. , M.H. Huang and Y. Zong 1998. *Fauna Sinica, Reptilia Vol. 3 Squamata, Serpentes*. Science Press. Beijing, China. 146-149pp.
- Zhao, E.M. and K. Adler. 1993. *Herpetology of China*. Society study for the amphibians and reptiles. Oxford , Ohio. 522pp.

八、神秘湖濕地植物名錄

PTERIDOPHYTA 蕨類植物門

ASPLENIACEAE 鐵角蕨科

- Asplenium nidus* L. 台灣山蘇花
Asplenium normale D. Don 生芽鐵角蕨
Asplenium wilfordii Mett. ex Kuhn. 威氏鐵角蕨

ATHYRIACEAE 蹄蓋蕨科

- Athyrium arisanense* (Hayata) Tagawa 阿里山蹄蓋蕨
Athyrium erythropodum Hayata 紅柄蹄蓋蕨
Athyrium iseanum Rosenst. 細葉蹄蓋蕨
Diplazium amamianum Tagawa 奄美雙蓋蕨
Diplazium dilatatum Blume 廣葉鋸齒雙蓋蕨
Diplazium doederleinii (Luerst.) Makino 德氏雙蓋蕨
Diplazium esculentum (Retz.) Sw. 過溝菜蕨

AZOLLACEAE 滿江紅科

- Azolla pinnata* R. Brown 滿江紅

DAVALLIACEAE 骨碎補科

- Davallia mariesii* Moore ex Bak. 海州骨碎補

DENNSTAEDTIACEAE 碗蕨科

- Dennstaedtia scabra* (Wall. ex Hook.) Moore 碗蕨
Monachosorum henryi Christ 稀子蕨

DRYOPTERIDACEAE 鱗毛蕨科

- Acrophorus stipellatus* T. Moore 魚鱗蕨
Arachniodes pseudo-aristata (Tagawa) Ohwi 小葉複葉耳蕨
Arachniodes rhomboides (Wall. ex Mett.) Ching 斜方複葉耳蕨
Dryopteris polita Rosenst. 台東鱗毛蕨
Leptochilus decurrens Blume 萊蕨
Microsorium buergerianum (Miq.) Ching 波氏星蕨
Polystichum hancockii (Hance) Diels 韓氏耳蕨

HYMENOPHYLLACEAE 膜蕨科

Meringium denticulatum (Sw.) Copel. 厚壁蕨

LYCOPODIACEAE 石松科

Lycopodium fordii Bak. 福氏石松

MARATTIACEAE 觀音座蓮科

Angiopteris lygodiifolia Rosenst. 觀音座蓮

OPHIOGLOSSACEAE 瓶爾小草科

Botrychium daucifolium (Wall.) Hook. & Grev. 薄葉大陰地蕨

POLYPODIACEAE 水龍骨科

Colysis wrightii (Hook.) Ching 萊氏線蕨

Lemmaphyllum microphyllum Presl 抱樹蕨

Lepisorus monilisorus (Hayata) Tagawa 擬葎瓦葦

Lepisorus thunbergianus (Kaulf.) Ching 瓦葦

Loxogramme salicifolia (Makino) Makino 柳葉劍蕨

Microsorium buergerianum (Miq.) Ching 波氏星蕨

Microsorium fortunei (T. Moore) Ching 大星蕨

Polypodium amoenum Wall. ex Mett. 阿里山水龍骨

Pyrrhosia lingua (Thunb.) Farw. 石葦

PTERIDACEAE 鳳尾蕨科

Pteris setuloso-costulata Hayata 有刺鳳尾蕨

SELAGINELLACEAE 卷柏科

Selaginella delicatula (Desv.) Alston 全緣卷柏

Selaginella doederleinii Hieron. 生根卷柏

Selaginella involvens (Sw.) Spring 密葉卷柏

Selaginella remotifolia Spring 疏葉卷柏

THELYPTERIDACEAE 金星蕨科

Cyclosorus acuminatus (Houtt.) Nakai ex H. Ito 毛蕨

Parathelypteris glanduligera (Kunze) Ching 密腺副金星蕨

Phegopteris decursive-pinnata (H. C. Hall) Fée 翅軸假金星蕨

Thelypteris esquirolii (H. Christ) Ching 斜葉金星蕨

DICOTYLEDON 雙子葉植物亞門

ACANTHACEAE 爵床科

Strobilanthes rankanensis Hayata 蘭崁馬藍

ACERACEAE 槭樹科

Acer serrulatum Hayata 青楓

ACTINIDIACEAE 獼猴桃科

Actinidia callosa Lindl. 硬齒獼猴桃

AMARANTHACEAE 莧科

Achyranthes bidentata Bl. 牛膝

APIACEAE 繖形科

Hydrocotyle batrachium Hance 台灣天胡荽

Hydrocotyle sibthorpioides Lam. 天胡荽

Oenanthe javanica (Bl.) DC. 水芹菜

APOCYNACEAE 夾竹桃科

Ecdysanthera rosea Hook. & Arn. 酸藤

Trachelospermum gracilipes Hook. f. 細梗絡石

AQUIFOLIACEAE 冬青科

Ilex asprella (Hook. & Arn.) Champ. 燈稱花

Ilex formosana Maxim. 糊櫨

ARALIACEAE 五加科

Dendropanax dentiger (Harms ex Diels) Merr. 台灣樹參

Hedera rhombea (Miq.) Bean var. *formosana* (Nakai) Li 台灣常春藤

BALSAMINACEAE 鳳仙花科

Impatiens uniflora Hayata 紫花鳳仙花

BEGONIACEAE 秋海棠科

Begonia formosana (Hayata) Masam. 水鴨腳

BETULACEAE 樺木科

Alnus formosana (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino 台灣赤楊

CAMPANULACEAE 桔梗科

Lobelia chinensis Lour. 半邊蓮

Lobelia nummularia Lam. 普刺特草

Callitriche japonica Engelm. ex Hegelm 日本水馬齒

CAPRIFOLIACEAE 忍冬科

Viburnum formosanum Hayata 紅子英蒨

Viburnum furcatum Blume ex Maxim. 假繡球

CARYOPHYLLACEAE 石竹科

Stellaria aquatica (L.) Scop. 鵝兒腸

Stellaria arisanensis (Hayata) Hayata 阿里山繁縷

CELASTRACEAE 衛矛科

Euonymus spraguei Hayata 刺果衛矛

CERATOPHYLLACEAE 金魚藻科

Ceratophyllum demersum L. 金魚藻

COMPOSITAE 菊科

Adenostemma lavenia (L.) Kuntze 下田菊

Dichrocephala integrifolia (L. f.) Kuntze 茯苓菜

Erechtites valerianifolia (Wolf) DC. 飛機草

CUCURBITACEAE 葫蘆科

Actinostemma tenerum Griff. 合子草

Diplocyclos palmatus (L.) C. Jeffrey 雙輪瓜

Gynostemma pentaphyllum (Thunb.) Makino 絞股藍

Thladiantha nudiflora Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽

ERICACEAE 杜鵑花科

Rhododendron leptosantherum Hayata 西施花

Vaccinium emarginatum Hayata 凹葉越橘

ELAEOCARPACEAE 杜英科

Elaeocarpus sylvestris (Lour.) Poir. 杜英

EUPHORBIACEAE 大戟科

Glochidion acuminatum Muell.-Arg. 裏白饅頭果

FAGACEAE 殼斗科

Castanopsis cuspidata (Thunb. ex Murray) Schottky var. *carlesii* (Hemsl.) Yamaz.

長尾尖葉櫟

Cyclobalanopsis longinux (Hayata) Schottky 錐果櫟

Cyclobalanopsis sessilifolia (Bl.) Schottky 毬子櫟

Pasania harlandii (Hance) Oerst. 短尾葉石櫟

Pasania konishii (Hayata) Schottky 油葉石櫟

GENTIANACEAE 龍膽科

Tripterospermum lanceolatum (Hayata) Hara ex Satake 玉山肺形草

GESNERIACEAE 苦苣苔科

Hemiboea bicornuta (Hayata) Ohwi 台灣半蒴苣苔

Lysionotus pauciflorus Maxim. 吊石苣苔

LABIATAE 唇形科

Paraphlomis javanica (Blume) Prain 假糙蘇

LARDIZABALACEAE 木通科

Stauntonia obovata Hemsl. 鈍藥野木瓜

LAURACEAE 樟科

Lindera akoensis Hayata 內荖子

Lindera communis Hemsl. 香葉樹

Litsea acuminata (Bl.) Kurata 長葉木薑子

Machilus thunbergii Sieb. & Zucc. 豬腳楠

Machilus zuihoensis Hayata 香楠

LENTIBULARIACEAE 狸藻科

Utricularia australis R. Brown 南方狸藻

Utricularia gibba L. 絲葉狸藻

LYTHRACEAE 千屈菜科

Lagerstroemia subcostata Koehne 九芎

MELASTOMATACEAE 野牡丹科

Pachycentria formosana Hayata 台灣厚距花

Sarcopyramis nepalensis Wall. var. *bodinieri* Levl. 肉穗野牡丹

Sarcopyramis nepalensis Wall. var. *delicata* (C. B. Robinson) S. F. Huang & T. C. Huang 東方肉穗野牡丹

MORACEAE 桑科

Ficus erecta Thunb. var. *beeheyana* (Hook. & Arn.) King 牛奶榕

Ficus formosana Maxim. 天仙果

Ficus pumila L. 薜荔

Ficus pumila L. var. *awkeotsang* (Makino) Corner 愛玉子

MYRIACEAE 楊梅科

Myrica rubra (Lour.) Sieb. & Zucc. 楊梅

MYRSINACEAE 紫金牛科

Ardisia crenata Sims 珠砂根

Maesa japonica (Thunb.) Moritzi ex Zoll. 山桂花

OLEACEAE 木犀科

Ligustrum liukiense Koidz. 日本女貞

ONAGRACEAE 柳葉菜科

Ludwigia octovalvis (Jacq.) Raven 水丁香

Ludwigia ovalis Miq. 卵葉水丁香

PIPERACEAE 胡椒科

Piper kadsura (Choisy) Ohwi 風藤

POLYGONACEAE 蓼科

Polygonum chinense L. 火炭母草

Polygonum dichotomum Bl. 水紅骨蛇

Polygonum longisetum De Bruyn 睫穗蓼

Polygonum posumbu Buch.-Ham. ex Don 花蓼

Polygonum pubescens Bl. 八字蓼

Polygonum thunbergii Sieb. & Zucc. 戟葉蓼

RANUNCULACEAE 毛茛科

Clematis grata Wall. 串鼻龍
Clematis henryi Oliv. var. *morii* (Hayata) Yang & Huang 森氏鐵線蓮
Clematis meyeniana Walp. 麥氏鐵線蓮
Clematis tashiroi Maxim. 田代氏鐵線蓮

ROSACEAE 薔薇科

Duchesnea indica (Andr.) Focke 蛇莓
Pourthiaea lucida Decaisne 台灣石楠
Rubus croceacanthus Levl. 虎婆刺
Rubus liuii Yang & Lu 柳氏懸鉤子
Rubus swinhoei Hance 斯氏懸鉤子

RUBIACEAE 茜草科

Damnacanthus indicus Gaertn. 伏牛花
Galium trifidum L. 小葉四葉葎
Lasianthus fordii Hance 琉球雞屎樹
Ophiorrhiza japonica Blume 蛇根草
Paederia foetida L. 雞屎藤

RUTACEAE 芸香科

Zanthoxylum schinifolium Sieb. & Zucc. 翼柄花椒

SALICACEAE 楊柳科

Salix kusanoi (Hayata) Schneider 水社柳

SAURURACEAE 三白草科

Houttuynia cordata Thunb. 蕺菜

SAXIFRAGACEAE 虎耳草科

Chrysosplenium hebetatum Ohwi 大武貓兒眼睛草
Hydrangea integrifolia Hayata ex Matsum. & Hayata 大枝掛繡球
Hydrangea paniculata Sieb. 水亞木
Pileostegia viburnoides Hook. f. & Thoms. 青棉花
Schizophragma integrifolium Oliv. var. *fauriei* (Hayata) Hayata 圓葉鑽地風

SCROPHULARIACEAE 玄參科

Mazus fauriei Bonati 佛氏通泉草
Mazus pumilus (Burm. f.) Steenis 通泉草

Torenia concolor Lindl. 地蜈蚣

SOLANACEAE 茄科

Lycianthes lysimachioides (Wall.) Bitter 蔓茄

STYRACACEAE 安息香科

Styrax formosana Matsum. 烏皮九芎

THEACEAE 茶科

Camellia brevistyla (Hayata) Coh.-Stuart 短柱山茶

Camellia transarisanensis (Hayata) Coh.-Stuart 阿里山茶

Eurya crenatifolia (Yamamoto) Kobuski 假柃木

Eurya glaberrima Hayata 厚葉柃木

UMBELLIFERAE 繖形科

Hydrocotyle batrachium Hance 台灣天胡荽

Hydrocotyle dichondroides Makino 毛天胡荽

Hydrocotyle setulosa Hayata 阿里山天胡荽

Oenanthe javanica (Bl.) DC. 水芹菜

Oenanthe pterocaulon Liu, Chao & Chuang 翼莖水芹菜

Sanicula lamelligera Hance 三葉山芹菜

URTICACEAE 蕁麻科

Elatostema lineolatum Wight var. *majus* Wedd. 冷清草

Elatostema parvum (Bl.) Miq. 絨莖樓梯草

Elatostema trilobulatum (Hayata) Yamazaki 裂葉樓梯草

Gonostegia hirta (Bl.) Miq. 糯米團

Pellionia radicans (Sieb. & Zucc.) Wedd. 赤車使者

Pilea aquarum Dunn subsp. *brevicornuta* (Hayata) C. J. Chen 短角冷水麻

Pilea melastomoides (Poir.) Wedd. 大冷水麻

Urtica thunbergiana Sieb. & Zucc. 蕁麻

VERBENACEAE 馬鞭草科

Callicarpa randaiensis Hayata 大葉紫珠

VIOLACEAE 堇菜科

Viola arcuata Bl. 如意草

Viola formosana Hayata 台灣堇菜

VITACEAE 葡萄科

Cayratia japonica (Thunb.) Gagnep. 虎葛

Tetrastigma formosanum (Hemsl.) Gagnep. 三葉崖爬藤

Tetrastigma umbellatum (Hemsl.) Nakai 台灣崖爬藤

MONOCOTYLEDON 單子葉植物亞門

ARACEAE 天南星科

Acorus gramineus Soland. 石菖蒲

Arisaema heterophyllum Blume 羽葉天南星

COMMELINACEAE 鴨跖草科

Amischotolype chinensis (N. E. Br.) E. Walker ex Hatus. 中國穿鞘花

Amischotolype hispida (Less. & A. Rich.) Hong 穿鞘花

Commelina communis L. 鴨跖草

Pollia miranda (H. Lév.) H. Hara 小杜若

CYPERACEAE 莎草科

Carex filicina Nees 紅鞘薹

Carex morii Hayata 森氏薹

Carex phacota Spreng. 七星斑囊果薹

Schoenoplectus mucronatus (L.) palla subsp. *robustus* (Miq.) T. Koyama 水毛花

DIOSCOREACEAE 薯蕷科

Dioscorea japonica Thunb. 薄葉野山藥

GRAMINEAE 禾本科

Cyrtococcum accrescens (Trin.) Stapf 散穗弓果黍

Cyrtococcum patens (L.) A. Camus 弓果黍

Ichnanthus vicinus (F. M. Bailey) Merr. 距花黍

Isachne albens Trin. 白花柳葉箬

Isachne globosa (Thunb.) Kuntze 柳葉箬

Leersia hexandra Sw. 李氏禾

Miscanthus sinensis Andersson 芒

Panicum brevifolium L. 短葉黍

JUNCACEAE 燈心草科

Juncus effusus L. var. *decipiens* Buchenau 燈心草

Juncus leschenaultii J. Gay ex Laharpe 錢蒲

LEMNACEAE 浮萍科

Lemna aequinoctialis Welw. 青萍

Spirodela punctata G. Mey. 紫萍

NAJADACEAE 茨藻科

Najas sp. 茨藻

ORCHIDACEAE 蘭科

Bulbophyllum japonicum (Makino) Makino 日本捲瓣蘭

Bulbophyllum melanoglossum Hayata 紫紋捲瓣蘭

Bulbophyllum retusiusculum Reichb. f. 黃萼捲瓣蘭

Cephalantheropsis gracilis (Lindl.) S. Y. Hu 綠花肖頭蕊蘭

Dendrobium moniliforme (L.) Sw. 石斛

Liparis distans Clarke 台灣羊耳蒜

Neofinetia falcata (Thunb.) Hu 風蘭

PALMAE 棕櫚科

Arenga tremula (Blanco) Becc. 山棕

POACEAE 禾本科

Cyrtococcum accrescens (Trin.) Stapf 繖穗弓果黍

Cyrtococcum patens (L.) A. Camus 弓果黍

Leersia hexandra Sw. 李氏禾

Isachne globosa (Thunb.) Kuntze 柳葉箬

Miscanthus sinensis Andersson 芒

POTAMOGETONACEAE 眼子菜科

Potamogeton crispus L. 馬藻

Potamogeton maackianus A. Benn. 微齒眼子菜

Potamogeton octandrus Poir. 眼子菜

Potamogeton oxyphyllus Miq. 線葉藻

SMILACACEAE 菝葜科

Smilax arisanensis Hayata 阿里山菝葜

Smilax bracteata Presl 假菝葜

Smilax china L. 菝葜

Smilax discotis Warburg 宜蘭菝葜

SPARGANIACEAE 黑三稜科

Sparganium fallax Graebn. 東亞黑三稜

ZINGIBERACEAE 薑科

Alpinia intermedia Gagn. 山月桃

Alpinia pricei Hayata 普來氏月桃