

南澳闊葉樹林自然保留區神秘湖 濕生演替之研究 (2/2)

The investigation of wetland succession of Shenmei lake
of Nan-ao Broad-leaf Forest Nature Reserve (2/2)



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

中華民國九十七年五月

南澳闊葉樹林自然保留區神秘湖
濕生演替之研究 (2/2)

The investigation of wetland succession of Shenmei lake
of Nan-ao Broad-leaf Forest Nature Reserve (2/2)

計畫主持人：陳子英、毛俊傑、阮忠信

陳子英--植物與植群部份

毛俊傑--動物部份

阮忠信--水文及脈衝模擬

研究助理：吳若宣、陳建忠、吳欣玲、葉人瑋、許智量、邱孟章

野外勘查、部分文稿撰寫、樣區調查

摘要

本計畫之目的是調查臺灣北部南澳闊葉樹自然保留區神秘湖淺湖生態系在脈衝機制下的演替，經由湖沼脈衝機制的模擬、植群動態的野外調查與分析及保留區內白腹游蛇的族群動態與週期變化這三個不同的研究，探究脈衝機制對淺湖的影響。

集水區水文系統模式整合於同一系統模式中，以雨量資料進行水文模式模擬神秘湖水位變化，模擬結果與實際水位大致符合，在平日（非暴雨）時期的模擬水位之均方差為 0.03 m，而暴雨時期為 0.07 m。經結合湖沼生長模式與脈衝機制，分別針對有或無脈衝機制兩種狀況進行模擬，結果未考慮脈衝機制時，植物生長最終將佔滿整個湖域；而考慮暴雨颱風之脈衝機制時，植物生長面積則時有消長，但不至於佔滿整個湖域，顯示如果持續受到颱風或暴雨之影響，神秘湖湖沼演替應不至於淤積，朝向陸化方向前進，而是會在淺湖濕地與陸化的兩種狀態間擺盪，呈現脈衝穩定性之循環式演替。

植群在湖域上設置 8 條樣帶，由 2005 年 8 月到 2008 年 1 月間進行七次調查，經降趨對應分析及雙向指標種分析法進行分析與植物社會分類，依水深分為高草、混生、挺水、沉水及浮水五個植物社會。當生育地遇到干擾（脈衝現象）時，浮水植物社會（如青萍、滿江紅）之覆蓋度明顯下降，可作為對脈衝現象下的指標植物型；馬藻之數量於干擾出現後有增加的趨勢。年度內植群轉換率（相異性）以高草、混生、挺水及浮水植物社會之數值較低，沉水植物社會之相異性數值較高。藉由水位變化的結果推測神秘湖湖沼因受到暴雨形成之脈衝干擾其生育地朝退化演替的方向前進，其中青萍—滿江紅型浮水植物社會並形成循環式演替，經與年度內水位變化的翠峰湖相比較，有脈衝的湖沼，在多樣性上會較年度內水位變化大的湖沼高。

自 2007 年四月份起至 2008 年三月底止，以每月進行一至二次調查，於神秘湖的出水口眼子菜區進行夜間調查，期間由於調查樣區水位下降、優養化及颱風沖刷的干擾，共計發現白腹游蛇 29 隻次，捕獲 13 隻，調查到的隻數明顯低於前一年，但調查期間在湖域中仍然可發現為數不少的白腹游蛇活動於其中，由於已標記的個體回收率太低，因此無法進行族群量估算。但就這兩年累積的資料來看，最大雌蛇的體型大小等級及懷孕母蛇的體型大小與所懷的窩卵數，神秘湖族群均遠小於陽明山竹子湖及福山植物園水生植物池兩地，但體質狀況卻優於其他兩地，根據國外文獻報告，洪氾大水會將大體型個體沖走，僅留下體型較小的個體，推測神秘湖的白腹游蛇體型偏小、窩卵數偏低的原因，是洪氾現象所形成之天擇壓力而產生的，至於此一壓力是否已經明顯存在於遺傳特性上，則有待後續研究探討。

整個白腹游蛇的族群、植群型的變動特性可做為脈衝現象的指標，但仍應持續監測，以作為相關的淺湖生態系經營管理之參考訊息。

關鍵詞：脈衝機制、白腹游蛇、植群型、干擾、淺湖、水位

Summary

The purpose of the project was to investigate the wetland succession, influenced by the pulsing (sudden rise in water level and inflow during torrential rains and typhoons) mechanism in a shallow lake, Shenmi (Mystery) Lake, located in the Nan-ao Broad-leaf Forest Nature Reserve in north Taiwan. Three different approaches; a system simulation of the pulsing mechanism, a field investigation and analysis of vegetation dynamics, and the *in situ* study of the population dynamics and reproductive characteristics of *Sinonatrix percarinata suriki*, were used to explore the effect of the flood pulsing mechanism of shallow lake.

A watershed hydrological subsystem and a lake vegetation growth subsystem were linked by the pulsing mechanism, and integrated into the system model, to depict the wetland succession process, and how it is influenced by the flood pulses in Shenmi Lake. The results of the hydrological simulation demonstrated a high accordance in the monitored and simulated lake water level, with a root mean square error of 0.03 m in the non-storm period, and 0.07 m in the storm period. The system model was simulated under the consideration of two scenarios; a “with pulsing mechanism”, or a “without pulsing mechanism”. The results of the simulation showed the lake would be eventually occupied by a fixed climax vegetation community if there were no pulsing mechanism; and that there would be a dynamic vegetation community, with a species composition that decrease or increase, but no climax community can occupy the lake area if there were a pulsing mechanism. Therefore, it was suggested that the succession of the Shenmi Lake would be a typical cyclic succession due to the pulsing stability, which would result in a shallow lake and a upland ecosystem, if the flood pulsing mechanism was kept as usual.

Seven field investigations, along eight transect lines, in the Shenmi Lake were performed from Aug. 2005 to Jan. 2008, and were analyzed and categorized into five vegetation communities types: high-grass, mixed, emerging, submerged, and floating, using the DCA and TWINSpan analysis. The results showed the coverage of the floating vegetation community (consisting of species such as *Lemna aequinoctialis* and *Azolla pinnata*) decreased when the habitat was disturbed by the flood pulses, and can be a good indicator for the pulsing mechanism. The numbers of *Potamogeton crispus* was found to increase after the disturbance of the flood pulses. It was also found that the annual community transformation rates (heterogeneity) of the high-grass, mixed, emerging, and floating communities were lower, but that of the submerged community was higher. It was inferred that the succession of the Shenmi Lake deteriorated after the disturbances of flood pulses, and demonstrated a cyclic succession pattern when comparing the water level fluctuation, and also that the species diversity in a lake with pulsing mechanism was higher in comparison with the

Tsuifeng lake, where the intra-annual water level fluctuation was higher.

Night investigations for *Sinonatrix percarinata suriki* were employed at the outlet of the Shenmi Lake once or twice a month from Apr. 2007 to Mar. 2008. Although the field data collection was once hindered, and the data quality not as ideal as expected due to the extremely declined lake water level, lake eutrophication and the violent out-wash during typhoons, the results still demonstrated a better body condition of *Sinonatrix percarinata suriki* in Shenmi Lake, and a higher density than the other populations in Chutzehu, Yangminshan and Fushan Botanical Garden. However, the results also indicated that the clutch size and the largest body size of the *Sinonatrix percarinata suriki* population in the Shenmi Lake are notably smaller than that from the other populations in northern Taiwan. It is hypothesized that the reproduction character and body size of the *Sinonatrix percarinata suriki* population was changed due to the stresses caused by the flood pulsing effects, but more empirical research is required to verify this belief.

Although the population dynamics of *Sinonatrix percarinata suriki* and vegetation types fluctuations were good indicators of the flood pulsing mechanism, continued monitoring would be required, to support the information necessary for management considerations of other shallow lake ecosystems in Taiwan.

Keywords: flood-pulsing mechanism, *Sinonatrix percarinata suriki*, vegetation type, disturbance, shallow lake, water level

目 錄

中文摘要	
英文摘要	
目錄	
圖目錄	
表目錄	
一、前言	1
二、環境概述	2
三、前人研究	4
(一) 演替與脈衝理論	4
(二) 半水棲蛇類之研究	6
四、研究方法	7
(一) 脈衝理論的架構	7
(二) 水位資料的整理	9
(三) 湖沼植群調查	9
(四) 重要具指標之動物族群的調查—半水棲蛇類的調查與監測	13
五、湖沼調查結果與討論	15
(一) 模型的初步結果	15
(二) 植群分析結果	26
(三) 半水棲蛇類的調查與監測結果	45
六、討論	51
(一) 神秘湖之植群演替推測	51
(二) 不同湖泊植物社會之比較	53
七、結論與建議	55
(一) 半水棲蛇類與水文的影響	55
(二) 水生植群與水位之動態變化	56
(三) 水文脈衝特性之評估	57
(四) 整體的監測方式	57
(五) 保護區的經營與管理	59
八、參考文獻	61
附錄一、神秘湖濕地植物名錄	66

圖目錄

圖 1、神秘湖地理位置圖（摘自蘇鴻傑，1988）	3
圖 2、神秘湖第一次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）	11
圖 3、神秘湖樣帶分布圖（底圖摘自 2000 年航照圖）	12
圖 4、簡單生長模式圖	15
圖 5、脈衝機制概念化模式初型的系統圖	16
圖 6、簡單生長模式之模擬結果圖	17
圖 7、脈衝模式初型之模擬結果圖	17
圖 8、2005.08-2006.12 神秘湖雨量變化圖	20
圖 9、2007.01-2008.01 神秘湖雨量變化圖	20
圖 10、2005.08 至 2006.12 神秘湖水位變化圖	21
圖 11、2007.08 至 2008.01 神秘湖水位變化圖	21
圖 12、神秘湖集水區水文系統圖	22
圖 13、神秘湖水位模擬（2007 年 1 月至 2007 年 8 月）	23
圖 14、考慮脈衝現象與水文系統之神秘湖湖沼植物生長模式系統圖	24
圖 15、考慮脈衝現象與水文系統之神秘湖湖沼植群生長模擬結果	25
圖 16、考慮脈衝現象之湖沼植物生長之長期模擬結果	25
圖 17、神秘湖第五次調查樣區在 DCA 分布序列上第二軸與第三軸上之分布圖	28
圖 18、神秘湖第五次調查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	29
圖 19、神秘湖主要沉水植物之實際總覆蓋度示意圖	36
圖 20、神秘湖主要浮水植物之實際總覆蓋度示意圖	36
圖 21、神秘湖主要挺水植物之實際總覆蓋度示意圖	38
圖 22、神秘湖主要沉水植物之實際總覆蓋度示意圖	38
圖 23、2005.08-2007.02 調查各植群社會的優勢物種覆蓋度之變化圖	39
圖 24、2007.05-2008.11 調查各植群社會的優勢物種覆蓋度之變化圖	40
圖 25、神秘湖植群轉換率(相異性)之比較圖	42
圖 26、第七樣帶在不同調查時間下各樣區之優勢物種覆蓋度示意圖	44
圖 27、2007 年 7 月份調查時神秘湖出水口調查樣區鄰近的湖水優養化及大量滿江紅繁衍的狀況，攝於夜間，圖中灰白色物體即為滿江紅	46
圖 28、白天於湖中伸出頭部換氣的白腹游蛇	46
圖 29、神秘湖白腹游蛇族群體型大小結構圖	47
圖 30、福山植物園水生植物池白腹游蛇族群體型大小結構圖	48
圖 31、陽明山竹子湖白腹游蛇族群體型大小結構圖	48
圖 32、神秘湖、福山植物園以及陽明山竹子湖白腹游蛇懷孕雌蛇體型大小與所懷窩卵數之關係與比較	50

圖 33、神秘湖濕生植群演替推測圖53

表目錄

表 1、系統生態學的系統語言示例（整理自 Odum, 1996）9

表 2、調查時間表 10

表 3、神秘湖第五次調查植群 DCA 三軸與四項環境因子之相關係數矩陣表..27

表 4、神秘湖第五次調查 CCA 分析摘要表29

表 5、神秘湖第五次分析植群型環境及物種特性一覽表31

表 6、神秘湖植群第五次分析 TWINSpan 分表一覽表32

表 7、神秘湖植群型之年度間變化比較表35

表 8、2005-2007 年間有發警報之颱風列表36

表 9、微齒眼子菜、金魚藻和馬藻的繁殖時間表38

表 10、神秘湖年度間調查植群社會植群轉換率(相異性)比較表.....42

表 11、翠峰湖及神秘湖湖沼植物社會相對面積比例表54

表 12、神秘湖濕地生態系監測項目及時間一覽表59

一、前言

南澳闊葉樹林自然保留區包含有近原始之闊葉森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稱。湖域為一濕生演替晚期向中生型演進的典型半淤積之中海拔湖泊，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；湖內動物有白腹游蛇與泥鰍等。湖區具有湖泊的不同演替階段、稀有的湖沼植物與陸域森林的不同演替序列與動態的生態現象，故劃為保留區進行學術研究與保存 (蘇鴻傑, 1988; 林曜松、劉炯錫, 1991; 楊平世, 1993)。

湖區近年來有逐漸淤積的現象，因此未來這些稀有的生物或稀有生態系的維持是否會受到影響，關係到整個保留區生態系的永續性；而近來在許多報告都有提及湖泊靠外力，達到自我維持的現象，此種因水位短時間內上升而形成的洪氾現象，無論在台灣或是世界各地均為新的概念 (Coops et al. 2003; Riis and Biggs, 2000; 王海洋等, 1999; 譚學界、趙欣勝, 2006; 劉永等, 2006)，此種現象在國外不同的尺度上都有一些變化，因此可在地景、植物社會及指標動物族群的變動上做探討。在 2006 年的研究上發現，長時間的地景尺度 (航測資料) 有發現湖泊周期性的水文變動與不同植群型面積的變化，而在短時間的地景尺度變化上會改變濕地植群型的種類；至於在植物社會的調查上可看出不同植物社會的數量與分布在年度內的湖域中有極大之差異；且優勢物種之分布在年度內也有明顯差異，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；至於濕地指標動物的族群變化會隨著水位短時間內上升而形成的洪氾現象，在族群的窩卵數 (clutch size) 及最大體型與不同類型的生態系有明顯的差異 (陳子英等, 2007)，然而資料並未十分充足，因此今年延續整體的研究與調查。

濕地的演替在有機物質或生物的殘體經水流帶進湖中，逐漸淤積而成為陸域生態系統，並達到演替的極盛相。水位之季節性變化模式為濕地生態系的主要外力演替因素，在許多濕地水文期模式中，常有季節性發生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，因為這與暴雨形成的洪氾有關，特稱此現象為洪氾脈衝。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; Mitsch and Gosselink, 2000; Middleton, 1998; 2002)。如果缺乏不斷重複出現的擾動或脈衝，濕地生態系統經常會在物種組成、生長狀況與生產量上有所退化。例如有些濕地在缺乏脈衝的狀況下，有機物質逐漸堆積，有利於濕地陸化條件的香蒲屬 (Genus *Typha*) 與蘆葦屬 (Genus *Phragmites*) 將會逐漸成為優勢種 (Kantrud *et al.*, 1989)。因此在濕地生態系統的保育上，自然環境中之脈衝(或擾動)特性，與植物或植群對脈衝的反應，如浮水、沉水、挺水、低草地、高草地等不同植群與暴雨後組成的改變及面積的增減值得列為主要的考慮項目之一。

有鱗目爬行類動物能反映出物種與其生存環境間的關係，其中蛇類為一種良好的生態現象模式研究生物 (Shine and Bonnet, 2000)，在過去的研究發現，半水棲遊蛇通常具有的活動範圍較小 (Fraker, 1970)，同時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; Mao, 2003)，因此可作為環境監測指標 (Mao, 2003; Lind *et al.*, 2005)，當水棲及半水棲蛇類棲息的环境狀況劣化時，會有相對豐富度明顯降低、平均體質量下降、斷尾、體表具有疤痕的個體明顯增多、生殖策略的改變等幾種特徵反映在蛇類的族群上 (毛俊傑, 2003)；在與洪氾現象相關的蛇類生態研究中，Seigel *et al.* (1998) 指出洪水過後對響尾蛇族群的影響，反映在生殖策略、攝食狀況及體質狀況等現象。因神秘湖的半水棲蛇類數量頗豐富，更值得深入進行監測研究。

本年度即仍以去年相同的定量調查方法持續進行植群的觀察以了解浮水、沉水、挺水、低草地、高草地等不同植群型與暴雨之關係；白腹游蛇體質量狀況會與北部其他地區相似海拔的族群，窩卵數及最大體型等資料進行比較，以架構支持白腹游蛇是否因洪氾現象造成生殖特徵與體型改變的壓力；在水文的觀測上也發現水位在季節上有明顯之差異，至於更進一步的洪峰脈衝之影響亦在本年度中依水文、植群及蛇類族群等進行探討。

二、環境概述

南澳神秘湖位於宜蘭縣南方之南澳鄉金洋村境內，和平溪分水嶺及南澳南溪上游山脈稜脊之間，為和平溪流域澳花溪支流集水區上游(圖 1)，海拔在 1000-1500 m 之間，年平均溫度約在 13.8-16.4°C 之間；屬於羅東林區管理處，和平事業區，

87 林班第 8 小班。於民國 81 年時，農委會依文化資產保存法規劃成「南澳闊葉樹林自然保留區」，區內為一闊葉林與天然湖泊的生態環境，湖沼區域因終年雲霧籠罩，故又稱為「神秘湖」。湖底堆積物厚且多，水底為沉水性植物所覆蓋，湖域的水源供應除了四周溪流匯集外，濕地的維持主要是依賴雨水的補充，湖水由出水口向南流經澳花溪，而匯入和平溪。根據前人研究，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（陳子英等，2007），區內有東亞黑三稜、小葉四葉葎（*Galium trifidum*）、微齒眼子菜及線葉藻等稀有植物。

神秘湖湖沼內的水深約 2 m，水域成東北至西南走向，似一個葫蘆狀。湖域南側為上游水流注入之小水道，於湖域西南方的出水口流出，即入水口與出水口交界處為東亞黑三稜生長最豐富之處，常受到水流而跟隨著生的泥炭土一起移動。湖域中心主要以微齒眼子菜為優勢，其下方有機物與無機物堆積旺盛，底泥深厚，湖域東至東北方生長大量的芒草叢（*Miscanthus sinensis*），鮮少有混生其它植群。本區之雨量與海拔無相關性，雖未直接面對東北季風，但潮溼氣流仍會經過，故推測其冬季雨量應該相當豐富，以附近類似環境之測站估計，全年雨量可能在 3000-4000 mm 之間，而冬季雨量與夏季雨量約略相等，可謂全年潮濕多雨（蘇鴻傑，1988）。

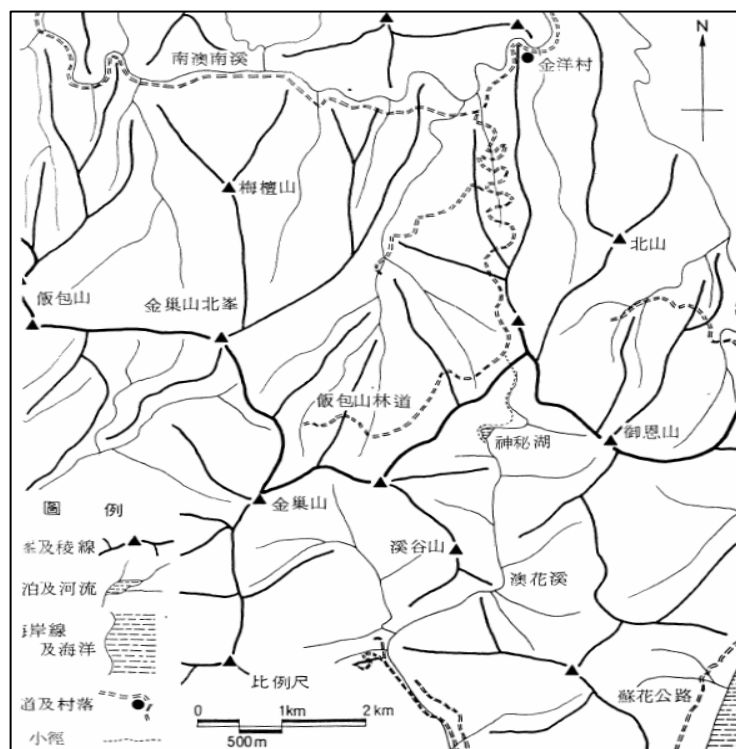


圖 1、神秘湖地理位置圖（摘自蘇鴻傑，1988）

三、前人研究

(一) 演替與脈衝理論

演替是研究生態系發展與制訂保育策略的基礎，有關演替的定義有許多類似的說法。Odum and Barrett (2005, pp.531) 定義演替是指「一個社會或演替序列時期被另一個社會或演替序列時期取代之連續階段過程」(replacement of a community or serial stage by another)。Odum 於 1969 年則發表過一篇刊登於科學 (Science) 期刊的文章，主題為「生態系發展的策略」(The strategy of Ecosystem development)，副題為「瞭解生態演替原則以提供解決人類面對自然所產生的衝突問題之基礎」(An understanding of ecological principles provides a basis of resolving man's conflict with nature)。這篇文章中提出許多關於生態系發展與生態演替的原則，也提出如何應用生態系原則進行生態保育原則與人類社會發展如何配合自然運作的原則。這篇文章所提及的生態原則，得到許多的認同與質疑的迴響，雖然原則仍不斷的被後繼研究者被驗證或被修正中，但至少指出一個以生態功能方向觀察生態系發展過程的思考方向。這個方向，也就是所謂的「系統生態學」(systems ecology)，剛好和以生態結構為主之演化生態學為互補，形成一個完整的生態學與自然經營管理策略 (Odum and Barrett, 2005)。此外，在這篇文章中，探討人類生態學的想法，也就是如何應用生態系發展原則，以進行自然生態管理，更進一步說明生態原則中所隱藏的系統永續與最佳化原則，而人類社會可以如何應用此原則，達到與自然和諧發展的目的。這篇文章，可以說是系統生態學之濫觴，而後，其胞弟 H. T. Odum 發展出系統生態學，也根據所觀察到的生態原則，發展出生態工程與生態經濟之學說。Odum 學術觀念的生態工程與生態經濟是比較偏向應用生態原則建立制度，這一切都根源於生態原則，而多數生態原則，都從此篇文章觀念中逐漸延伸發展出來。

在此篇文章中，E. P. Odum 說明了演替可以有三個向度的定義 (Odum, 1969)：

1. 演替是群落發展的有次序的過程，是有合理的方向性，也因此可以被預測。
2. 受到群落發展的影響，演替調整了物理環境。也就是演替是由生物群落所控制的，即便物理環境決定了演替的模式、改變速率、也限制了演替的最終發展。
3. 演替最終達到了一種穩定的生態系狀態，此時，生態系的生物量達到最高（或是最大的生物多樣性）、最大的生態系代謝功能，而此系統是由可利用能量流

維持。

雖然 E. P. Odum 認為理論上，演替是有方向性的，但認知演替並非單一直接的方向，演替的過程是複雜的交互作用過程，這些交互作用甚至彼此相互抵觸。因此，需要更多的實驗與長期研究來釐清其中的模糊與相互抵觸的假設。

E. P. Odum 在文末提及一個演替的假說，即是脈衝穩定性 (Pulse stability) 之理論，指出不同強度之常態性的擾動，可以使生態系統維持在年輕與成熟間的中間狀態間擺盪，是一種特殊之動態穩定性。並以濕地系統中的變動性之水位與草原生態系中的野火為例，說明其對於生態系之植物、動物與營養循環的影響。E. P. Odum 認為維持自然的脈衝機制，可以讓某些已經適應脈衝機制的生物物種得到較大的生存優勢，並且有助於系統更新，建議在生態保育上應充分考慮此種脈衝穩定性。

H. T. Odum (1994) 認為脈衝是系統自我組織發展的過程中的一個重要現象，脈衝協助系統的資源可以更新與循環，在一個長時間尺度或是大空間尺度的觀察，可以發現傳統穩定態的觀念其實只是系統發展的一個較短時間或是較小空間尺度的階段，提出系統發展的成長 (growth)、極盛 (climax) 與下降 (descent) 的擺盪 (oscillation) 循環過程。而脈衝是每一次的擺盪循環，由盛而衰的轉變階段 (Odum, 1996)。Kang (1998) 提出脈衝為「產品逐漸累積的轉變與極端消耗的一段很短的時間，這將物質回收提供為另一個循環的生產與消耗」。

除了脈衝穩定性理論之外，干擾生態學 (Disturbance Ecology) 也提出類似的觀念，認為自然界的干擾，維持生態系更新機制。而現今除了自然界的干擾之外，還有許多人為的干擾，而現今的生態系經營則建立在充分瞭解干擾機制之基礎上。所謂的干擾是指「在時間與空間尺度上相對離散的事件，而這事件改變了族群、群落、與生態系結構或是改變了資源、基質可利用性與物理環境」(Pickett and White, 1986)。

因此，由脈衝與干擾的定義，可以知道，基本上，脈衝與干擾討論的是幾乎相同的生態現象，只是觀察的觀點不相同。脈衝的定義與觀察方向，偏向生態功能；而干擾的定義與探討方向，偏向生態結構。而在文獻上，以「脈衝」為解釋觀點的，多是濕地與河川等水的系統，因為其動態變化大，且多數變遷與水位突然變化息息相關，在水位歷線圖上，有明顯的突然變大又回復之脈衝歷線圖，此

種系統，容易觀察其動態變遷過程之週期性，但不易觀察其結構改變與回復的細節；而以「干擾」為解釋觀點的研究，多是可以評估干擾事件作用後結構上細節的變化，以及後續可以監測其生態系恢復過程中，群落結構的恢復的細節與演替序列，這通常是在陸域，特別是森林生態的研究上常出現，因為其受干擾後的回復過程慢且長，有足夠的時間觀察細節，但時間尺度上無法觀察干擾回復過程的週期性。由於觀察對象本身性質的差異，故闡釋重點上，前者偏向生態功能，在研究方法上，偏向系統生態學；後者偏向生態結構，應用了較多演化生態學的方法。這些研究，都合適說明生態系演替與發展的原則。故在名詞的應用上，無論是脈衝或是干擾，都是合適本研究探討的主題。而本研究的特性上，則是整合了這兩個向度，分別從生態結構與生態功能的向度說明，也就是整合了演化生態與系統生態，形成一個比較全面的觀察。

(二) 半水棲蛇類之研究

近年來許多生態相關研究發現，有鱗目爬行類（如；蛇、蜥蜴），能有效的反映出物種與其生存環境間的交互關係，並有效反映在族群結構（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）發生的年度，會造成加拉巴哥群島的海鬣蜥，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轉變等因素，從日漸增加的研究成果中亦可發現，相較於其他野生動物來說，蛇類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）。

白腹游蛇分布於台灣、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），此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），白腹游蛇在台灣族群，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; Mao, 2003)，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 年針對台灣的白腹游蛇及赤腹游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) 平均體質量狀況下降，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；神秘湖的白腹游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，在與洪氾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。

本年度之工作項目除了持續進行神秘湖白腹游蛇族群生態調查之外，主要工作重點在比較研究室過去不同地點採集在白腹游蛇標本，找出不同年齡與體長的關係，用以判別年齡，試圖尋求劇烈的週期性水位波動是否會反應在當地白腹游蛇個體的年齡結構上的證據。

四、研究方法

神秘湖溼地的現象在模式建立上配合水文資料及生物的資訊進行脈衝理論的架構與推測，在植群上並持續進行各季節現生植群的調查，了解不同植群的波動變化及白腹游蛇族群結構之變化，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游蛇族群結構之變化。

(一) 脈衝理論的架構

1. 系統語言 (systems language)

以系統語言繪製模式，繪製系統的符號意義 (表 1)。系統生態學強調交互作用，說明以文字說明交互作用，往往冗長且不明，而以圖型式符號與連接線分別代表系統內的元件與交互作用，則相對簡明易懂。因此，系統生態學有一套所謂

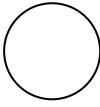
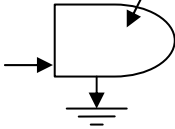
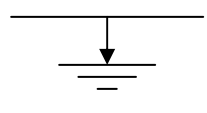
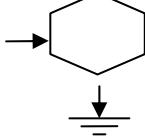
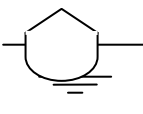
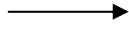
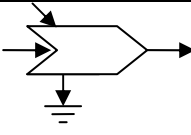
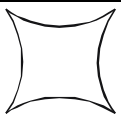
系統語言，是用以解釋及說明系統間物質與能量流動的過程與系統間相互關係之圖示。因為要了解生態系統所有元件間的關係，透過具有制度化的圖示加以說明不但清楚，更能幫助使用不同文字的研究者了解其他系統所代表之意義。表示方法主要是以不同之符號及顏色區分其所代表之元件及相互間關係。

由於系統生態學強調交互作用，若以文字說明交互作用，往往冗長且不明，而以圖型式符號與連接線分別代表系統內的元件與交互作用，則相對簡明易懂。因此，系統生態學有一套所謂系統語言，用以解釋及說明系統間物質與能量流動的過程與系統間相互關係之圖示。因為要了解生態系統所有元件間的關係，透過具有制度化的圖示加以說明不但清楚，更能幫助使用不同文字的研究者了解其他系統所代表之意義。表示方法主要是以不同之符號及顏色區分其所代表之元件及相互間關係，其符號示例（表 1）。表 1 中的圖例 1 代表物質及能量的來源，例如太陽、風、雨水等；圖例 2 代表生產者；圖例 3 代表熱耗散，在系統發展的過程中，所使用的能量，最後會以熱的形式，耗散成熵；圖例 4 代表消費者、都市或其他高能換率之元件；圖例 5 代表儲存，指的是系統發展過程中，某種非生物物質累積與儲存，如水、營養、土壤；圖例 6 代表能量（物質）流動；圖例 7 代表交互作用，指的是系統中兩種或兩種以上的物質（能量）產生交互作用，而形成另外一種物質（能量）；圖例 8 代表開關、交換，指的是某種系統機制，是只有在某些條件狀況下才會啟動發生。（Odum, 1996）。

2. 系統模擬

建立系統圖後，追蹤系統圖中的每一個交互作用，給予適當的交互作用之計算公式，最後，可以建立一組系統的運算公式組。然後給予起始值，計算每一時間變化後的值。以瞭解系統隨時間變遷的過程，以及交互作用的影響。以系統生態模擬方法，和目前許多進行生態模擬的模式之最主要之差異性在於，系統生態模式，在系統圖繪製時，即允許考慮系統各單元的回饋機制，在多數狀況時，系統生態模式會考慮回饋機制。回饋機制本身是一種調節控制的機制，是複雜系統之自我組織的重要設計機制。此外，回饋機制本身，在數學運算上，造成所謂的「遞迴公式」，而許多複雜系統研究中所展示出來的「浮現」次序，都是簡單公式的遞迴運算，也就是回饋機制是複雜系統內之次序浮現之關鍵。

表 1、系統生態學的系統語言示例（整理自 Odum, 1996）

1		包含物質及 能量的來源 source	2		生產者 producer
3		熱耗散 heat sink	4		消費者 consumer
5		儲存 storage	6		能量（物質） 流動 energy circuit
7		交互作用 interaction	8		開關、調換 switch

在模式建立上，往往是由簡單的初步模型，應用假設的資料開始，以瞭解觀念與問題是否和所觀察或預期的現象符合。在逐步增加模式之複雜度，至可以接受的程度。最後，再放入實際資料驗證。故進行步驟如下：

- (1) 建立概念化模式之初型，配合合適的假設資料，以瞭解概念與釐清問題。
- (2) 逐步修正模式並加入更多的元件，至模式模擬的趨勢與現象接近。
- (3) 加入合適實際的資料，瞭解模式在實際狀況的模擬結果。

（二）水位資料的整理

蒐集 2005.08.26 起至 2008.01.30 止的神秘湖雨量及水位資料；雨量由神秘湖的測站取得資料後再進行計算，而水位計則由置放於湖內的兩個水位計的資料讀取後進行計算，在 2005 年 11-12 月及 2006 年 5-6 月間，因為水位計換置與整理，有部分資料缺少，至於整個量測如第一年的報告（陳子英等，2007）。

（三）湖沼植群調查

1. 野外調查取樣

本研究從 2005 年 8 月開始調查到現今，經過七次的調查（表 2），但第一次調查以勘查為目的，故僅設置 4 條樣帶做評估。2006 年 8 月第二次調查時改設 8 條樣帶，植群調查皆以帶狀為之，調查上以英美學派的計數樣區法（count-plot method）進行。取樣方式以樣帶法行之；樣帶法是通過植群變異最大的方向拉線，於樣帶內以樣區法取樣。

表 2、調查時間表

	調查時間	備註
第一次調查	2005 年 8 月	勘查並取部份樣區資料
第二次調查	2006 年 8 月	
第三次調查	2006 年 11 月	
第四次調查	2007 年 2 月	
第五次調查	2007 年 5 月	
第六次調查	2007 年 11 月	
第七次調查	2008 年 1 月	

（1）第一次調查

樣帶內以樣區法取樣；湖沼上設置 4 條樣帶（圖 2），樣帶向二側延伸成 5×5，以 25 m² 為小區，共調查 4 個小區為一樣區（5×5×4=100 m²），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。

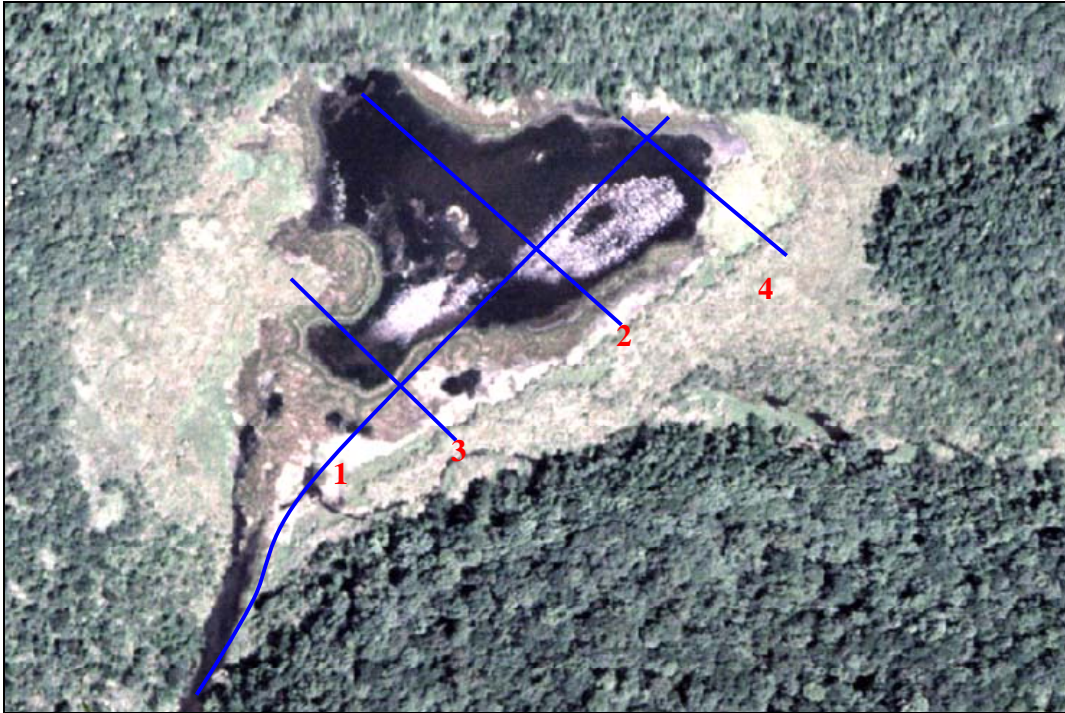


圖 2、神秘湖第一次樣帶分布圖（底圖摘自 2003 年的航空照片）

(2) 第三次調查

設置 8 條樣帶（圖 3），樣帶二側進行連續樣區調查，高草樣區由 4 個面積為 $5 \times 5 \text{ m}^2$ 的小樣區合併為一個樣區，低草與沉水植物區由 2 個面積為 $2 \times 2 \text{ m}^2$ 的小區合併為一個樣區，每個小區調查以均質之植群為準。樣帶依不同季節、湖水的水位變化進行調查；記錄物種的名稱，草本則記錄覆蓋度，至於環境因子則記錄方位角、水深、空隙率、含石率與岩石率等，最後再進行統計分析。

(3) 資料分析

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。計算優勢度，化為相對值後，每一樣區總和為 100%，即為重要值指數 (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, 1983)，再經轉換以後以 100% 為基礎。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 4.1 版分析之用 (McCune and Mefford, 1999)。

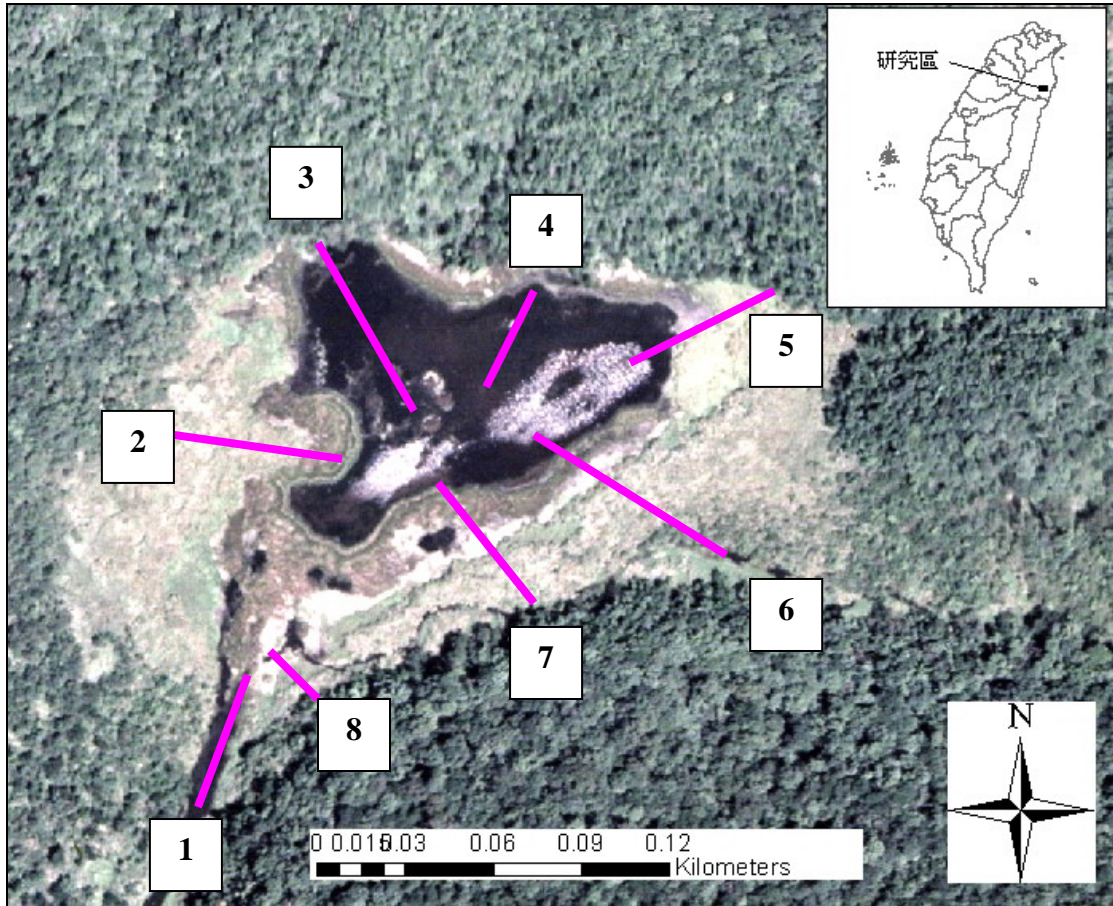


圖 3、神秘湖樣帶分布圖（底圖摘自 2000 年航照圖）

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：

A、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空間上之位置（蘇鴻傑，1987b）。

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。

B、分類

雙向指標種分析法（簡稱 TWINSPAN）；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）。

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（Kent and Paddy, 1992）。

（4）不同年度與時間之比較

比較不同時期神秘湖中各植群社會與優勢種覆蓋度值的變化，從 2005 年 8 月到 2007 年 5 月之間所調查的五次資料來進行比較，利用植群分類後的結果，來比較植群的變化。至於優勢種覆蓋度值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，經過 Excel 的統計以圖表的方式來進行比較。同時並使用相異性指數進行不同時期變化的比較。

$$\text{相異性指數 } Cs = 1 - (2j / (a + b))$$

式中 a 及 b 代表 a 及 b 樣區內出現之植物種數、j 則代表實際共同出現的種數。

（5）神秘湖之植群演替推測

藉由調查到之資料與實際觀察到之現象，配合前人研究與觀點，推測神秘湖湖沼之植群演替，繪製出神秘湖植群演替推測圖。

（四）重要具指標之動物族群的調查—半水棲蛇類的調查與監測

本年度的指標動物監測的研究對象與方法，延續前一年度的工作內容，仍舊以白腹游蛇為對象，並沿用夜間目視預測法（Visual encounter method; VEM），做為取樣的方法，持續依據林曜松、劉炯錫（1991）提到白腹游蛇豐富度較高的出水口眼子菜區，作為本年度調查的樣點。

個體的標記與識別，基於長期族群監測的考量，自 2006 年開始，捨棄原先使

用的剪鱗法 (Scale clipping method)，改採被動式晶片植入皮下的方式，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 (Mao et al., in preparation) 後，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，對白腹游蛇在空間上變化的影響，及白腹游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。

其生殖及族群增長狀況除了一年生以下的個體不進行性別判別外，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。

相關的有鱗目爬行類動物生殖研究報告指出，懷孕的母蛇或蜥蜴會隨著棲息地及周遭資源狀況的好壞，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，計算公式根據 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：

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

另外，由於神秘湖位於南澳闊葉林自然保留區，受文化資產保存法所管制，對於區內進行部份的動物研究方式有所限制，為便於進行更進一步的觀察比較，在水生植物種類相似、具有類似進出水口的湖域環境及不具洪氾現象的考量下，本年度我們選取福山植物園水生植物池的白腹游蛇族群與神秘湖族群進行比較，調查與研究方法與神秘湖所採用的方式相同。

五、湖沼調查結果與討論

(一) 模型的初步結果

1. 模式初型的建立

圖 4 為一個簡單的，只有一個生物單元的系統。透過能量流動速率有上限，但供給量無限的太陽能與其他資源，植物逐步生長。根據圖 4 之模式，加上新的元件，則建立了圖 5 的模式。圖 5 根據圖 4 之系統，加上植物死亡後，回歸到泥碳（營養）之循環機制。隨著系統發展，泥碳會逐漸增加。此外，又加上了脈衝機制。在此處的脈衝現象，先是假設植物之生物量達到某一上限（G2）時，則開始有脈衝之機制，直到生物量減少到 G1 之下限。這個狀況仍十分理想化，但是逐步建立脈衝模式過程中，先建立的假想狀況，用以釐清與瞭解脈衝機制。簡易模式大致無誤後，才能再進行下一步的修正。

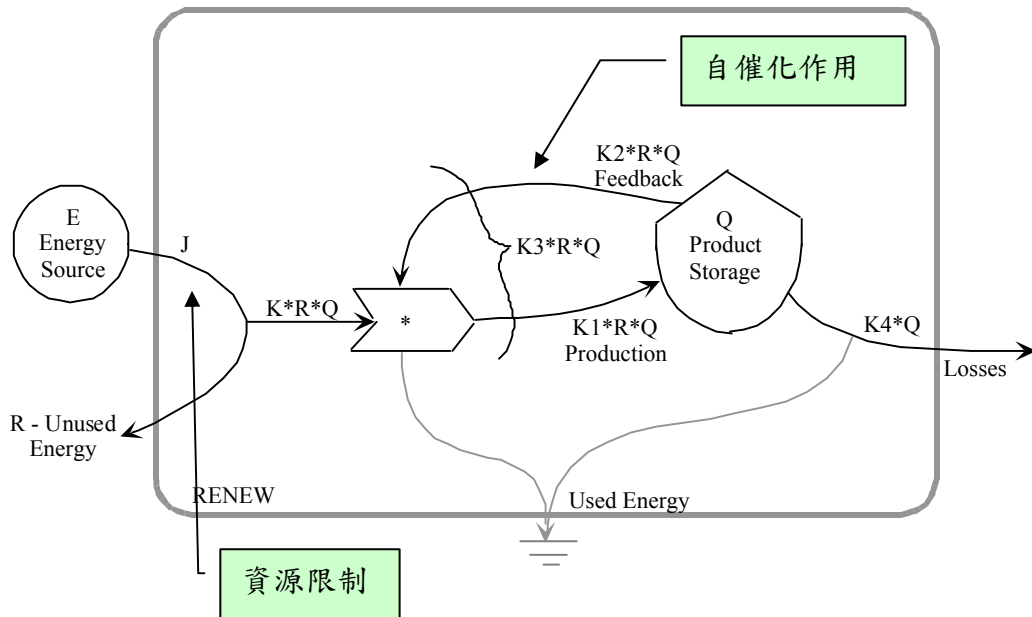


圖 4、簡單生長模式圖

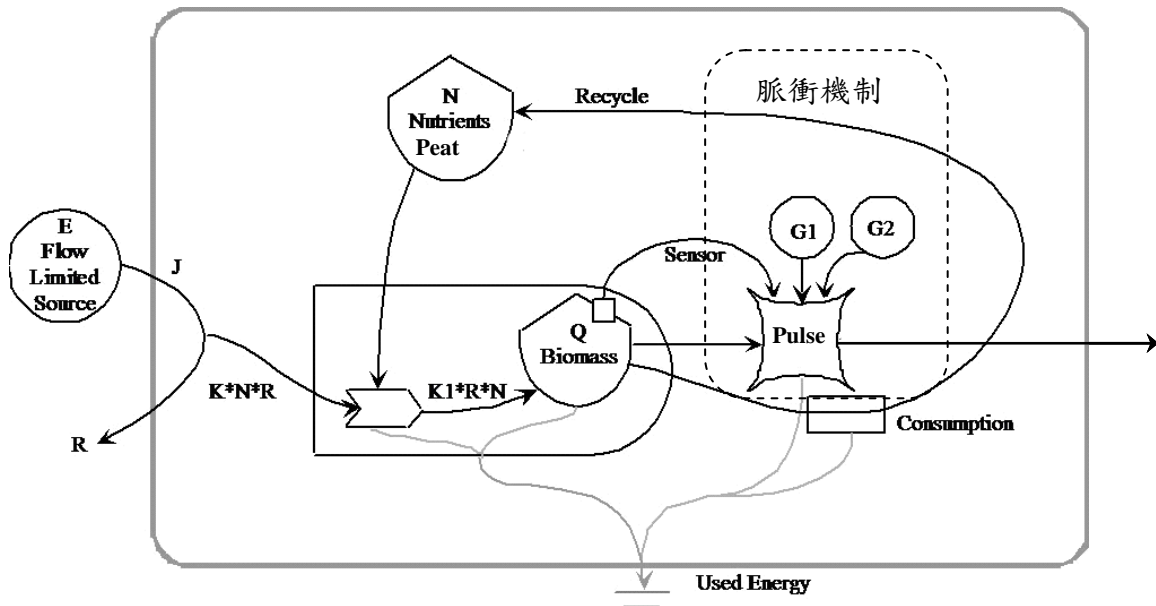


圖 5、脈衝機制概念化模式初型的系統圖

2. 模擬的結果

應用簡單生長模式，以假設資料與系統參數，模擬結果如圖 6。這是一個接近於 S 型生長曲線的結果。生物量之增加，初步快速生長，而在發展中期之後，則增加速率變緩，最後達到一個平衡之穩定態。生長速率的快慢受制於生產者的自催化作用（autocatalytic）與資源供給的限制性，也就是說當生長所需資源狀況尚未達到資源的限制作用開始時，其生長速率是與生物量有關，生物量越高，生長速率越快，此時生長狀態是以指數生長的速率在發展。而當生長狀態開始因為資源的單位時間供給量有限而受到限制，則生長速率逐漸變緩，最後，達到平衡的穩定態。此時，初生長量和呼吸量是相同的，也就是資源與能量主要是用在更新，而非生長。

若以系統發展之觀點思考，生產者的自催化作用，可以視為系統的自力演替，在演替的不同階段，採取不同的策略。初期以快速生長之 r 策略為主，後期以 k 策略為主，在成熟的生態系，初級生產量與呼吸量是相等的，系統不再擴張發展，而是內部更新為主。

受到脈衝機制的影響，模擬結果呈現遞增後又突然急遽下降，後又遞增在急遽下降的週期性變化（圖 7）。生物量之遞增初中期與簡單生長模式類似，但是未及到達成熟穩定的狀態，即受到脈衝機制的影響，而急遽減少，而又從中期的階

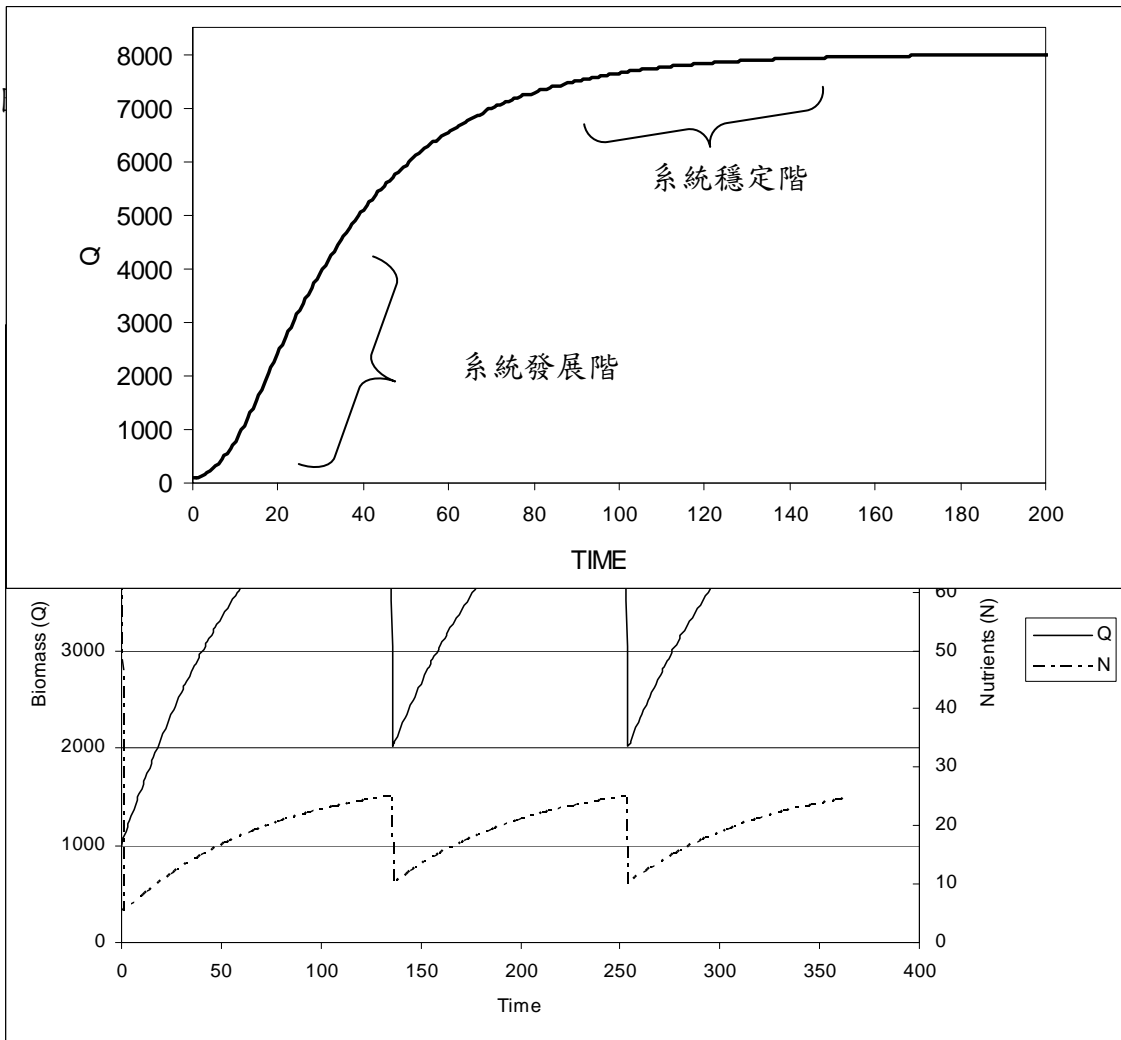


圖 7、脈衝模式初型之模擬結果圖

段開始發展。這種變化的典型，是與 E. P. Odum 所言的脈衝穩定性之性質相符，也就是在發展的中期到後期階段擺盪。

此外，G2 可以是為系統的阻抗性（resistance）之上限。而在脈衝後的生長過程，可以視為系統的恢復力（resilience）。

本研究藉由神秘湖內的水生植物來探討其植群動態變化，並推測其演替序列。總結上述調查研究與分析可將神秘湖內的植物社會可分為分別為高草植群的田代氏鐵線蓮—芒型，混生植群的翼莖水芹菜—柳葉箬型，挺水植物社會的東亞黑三稜—微齒眼子菜型，沉水植物社會的馬藻—微齒眼子菜型與眼子菜型，浮水植物社會的青萍—滿江紅型。大部分的植群社會均為穩定，當生育地遇到干擾（脈衝現象）時，浮水植物如青萍、滿江紅之覆蓋度明顯下降，當干擾強度減低時，浮水植物社會將以無性繁殖的方式快速的恢復於生育地中。神秘湖湖沼年度內的植物社會因植物的生長週期不同而有些微的差異，如沉水植物社會中的馬藻，其夏季休眠，到 9 月才萌芽，與當地沉水環境中的優勢種微齒眼子菜春天萌芽相交錯，且馬藻萌芽時期正好為颱風過後，故能持續在神秘湖內維持其數量。

神秘湖湖沼年度間的植物社會變化，在受到較大的干擾而有變動，受影響最明顯的為挺水植物社會，當年度內雨量大、水流快之時，其干擾強度可讓挺水植物社會亦甚至混生植群退回到沉水植物社會。年度內植群的相異性已高草、混生、挺水及浮水植物社會之數值較高，沉水植物社會之相異性數值較低，其中又以馬藻型之相異性差異最大。

雖然植群演替的推論上，濕地應朝向陸域生態系，但根據前人研究之調查與本研究調查分析後的結果推論，神秘湖湖沼因受到外界物理因子，即脈衝現象的影響，其生育地朝退化演替的方向前進。又干擾強度的不同，如颱風的大小帶來的脈衝情況，而使生育地朝向退化演進的方向，即植物物種減少，構造趨向簡單。

3. 水位資料

蒐集神秘湖的雨量及水位資料由 2005.08.26 起至 2008.01.30 止。2005 年 11-12 月，及 2006 年 5-6 月間，因為水位計換置與整理，有部分資料缺少。所蒐集的雨量變化列於圖 8 及圖 9；至於水位資料展示於圖 10 與圖 11 中。由雨量變化可看出雨量變化在 2005 年 8 月及 2006 年 7-10 月或 2007 年 7-9 月間及 12 月間有高於 100

mm 的雨量進入，雖然 2005 年 10 月至 2006 年 3 月有較多之雨量，但事實上水位並未急速上升，至於急速上升的雨量都是颱風帶來的驟雨。由圖 10 與圖 11 中，顯示神秘湖的水位平日大約在 0.3-0.5 m 之間，受到豪雨或颱風影響時，則水位快速上升，可以達到 1.0 至 3.0 m 之間。顯示受到脈衝現象影響明顯。而豪雨季節多出現在 7 月以後到 11 月間，也就是主要的颱風季節。此段時間水位變化甚鉅，是主要脈衝現象發生的時期。而脈衝現象的幅度，也受到豪雨強度而有關。

而 12 月到隔年的 4 月間，則水位相當穩定，這也使得水的流動相當緩慢，有利於沉水植物與浮葉植物的生長。而 5 月起的梅雨季節，如無豪雨則水位只是略升高，若有豪雨則亦有脈衝現象的產生（如 2006 年 5 月），因此，神秘湖的水文狀態，在 12 月到隔年的 4 月間，水位穩定、水流緩慢，可以視為一般靜水域之湖沼生態系，而 7 月到 11 月間，則受到颱風豪雨的影響，有明顯的脈衝現象，水位變化大，水流速度則亦有緩與急，當颱風豪雨發生時，也就是脈衝現象發生時，神秘湖的集水區之必須經過神秘湖流入澳花溪，此時的神秘湖比較接近於台灣典型之溪流狀態，水位暴漲、水流湍急。神秘湖在不同的時節中，在一年之中，冬天至春天兩季，可以視為穩定成長期，而夏季到秋季，則為受洪氾脈衝影響的時期。極端的水文狀態，形成神秘湖特殊之生態系統。

4. 水文模擬

由神秘湖之雨量與水文資料顯示，由暴雨所造成的洪水位急速上漲彼此間有相當之關係。為討論神秘湖脈衝生長模式，先將進行神秘湖水文模式之模擬。圖 12 顯示神秘湖水文系統圖，由於神秘湖集水區面積僅約為 1.6 km²（160 ha）的小集水區。在水文模式系統上，採用兩個表來代表集水區的狀況，上層儲存為較淺層的土壤含水層，由此層流出的為伏流（中間流）水，而下層為較深的土壤層，儲蓄較多的水量，由此層流出的為平時的基流量。第三個儲存為神秘湖內的水。在此水文系統中，由於覆蓋良好之森林集水區的地下水流相當穩定，且本區內未有地下水位的監測站，故假設地下水的流出與流入為平衡，不考慮於水文系統圖中。

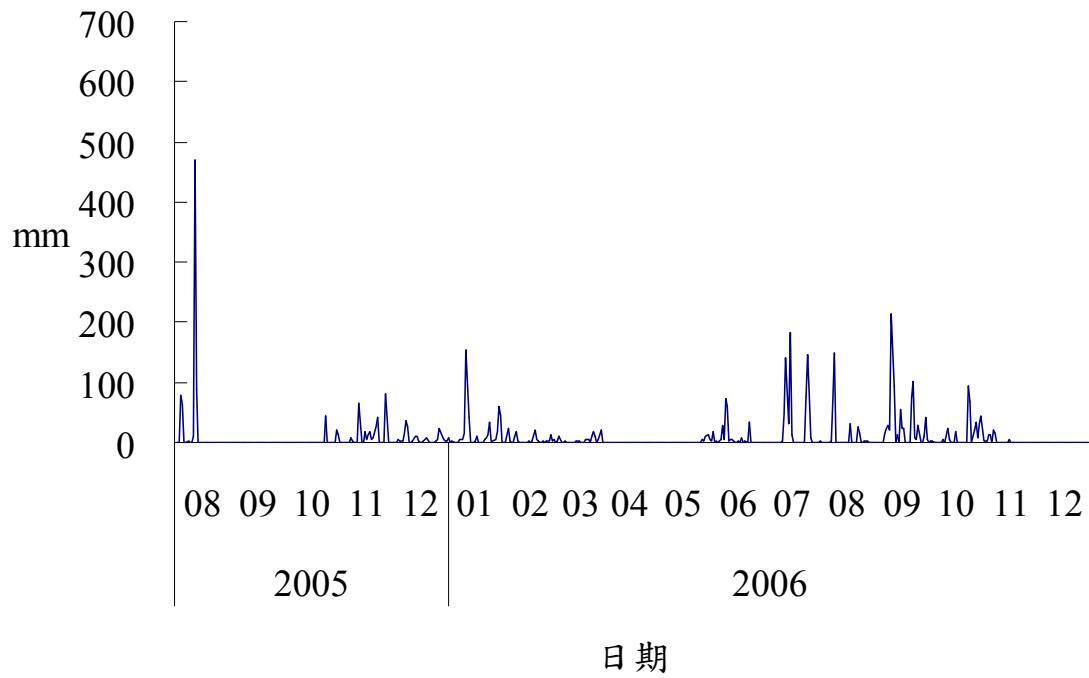


圖 8、2005.08-2006.12 神秘湖雨量變化圖

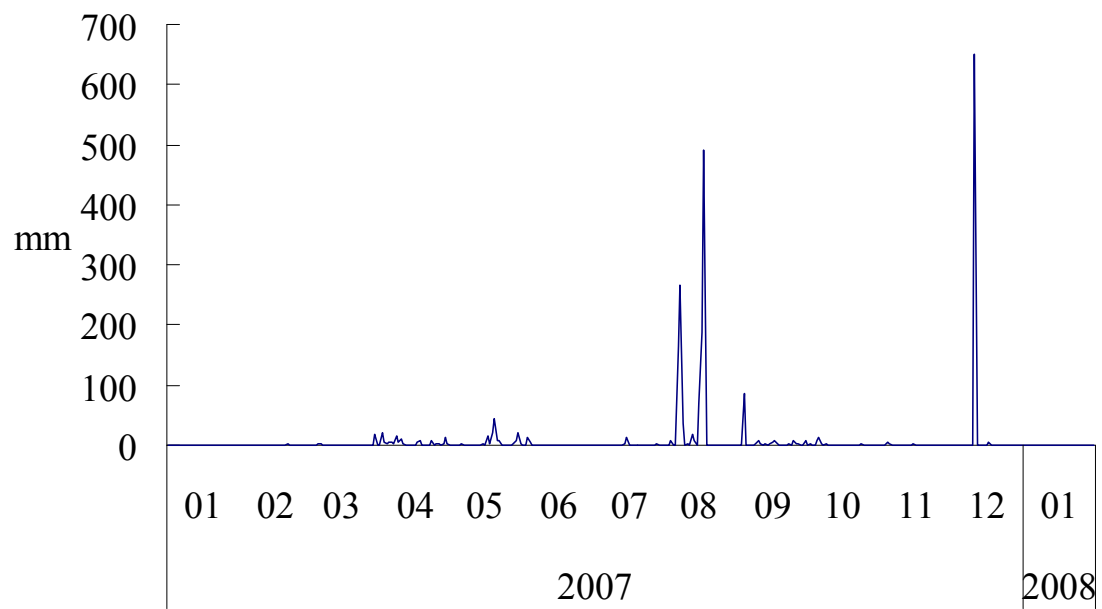


圖 9、2007.01-2008.01 神秘湖雨量變化圖

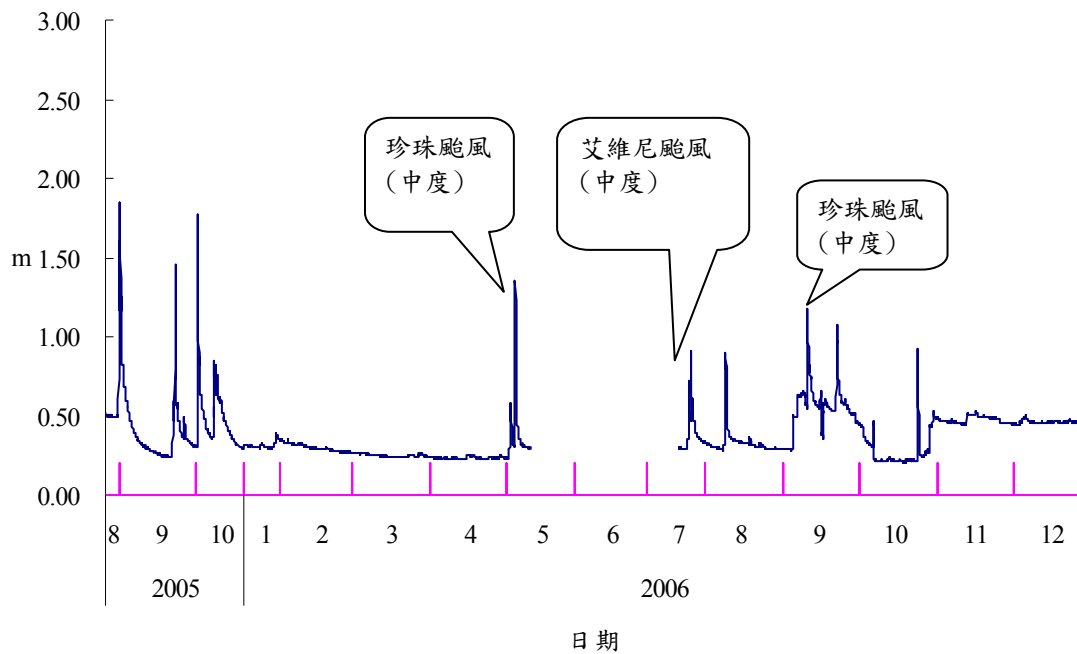


圖 10、2005.08 至 2006.12 神秘湖水位變化圖

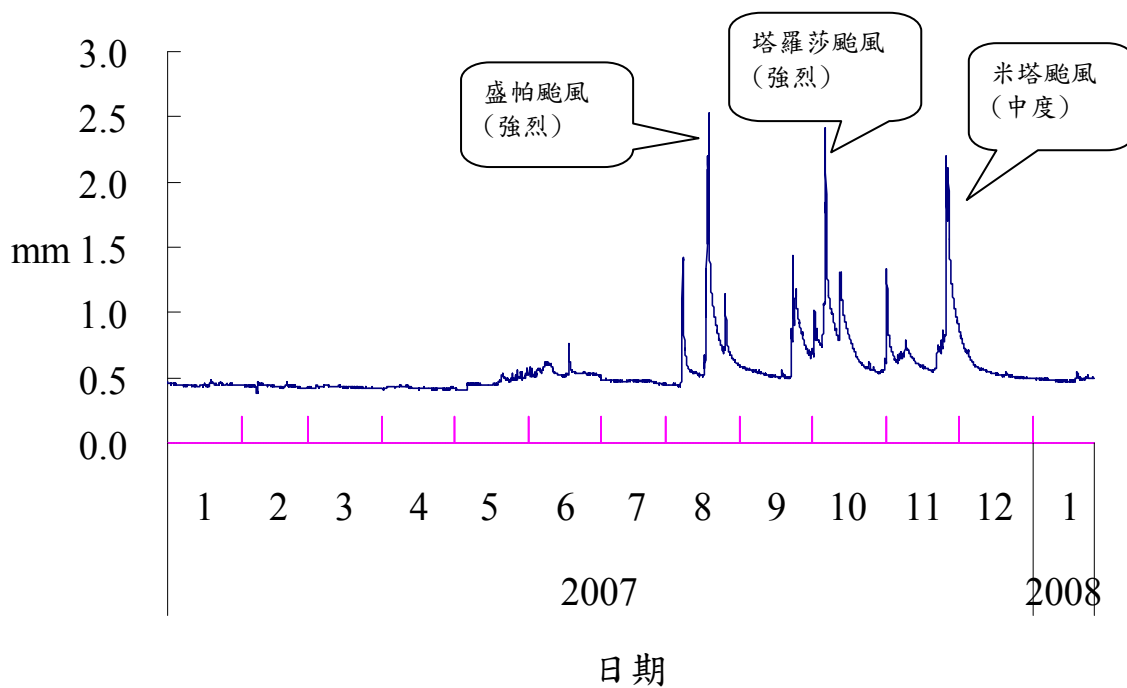


圖 11、2007.08 至 2008.01 神秘湖水位變化圖

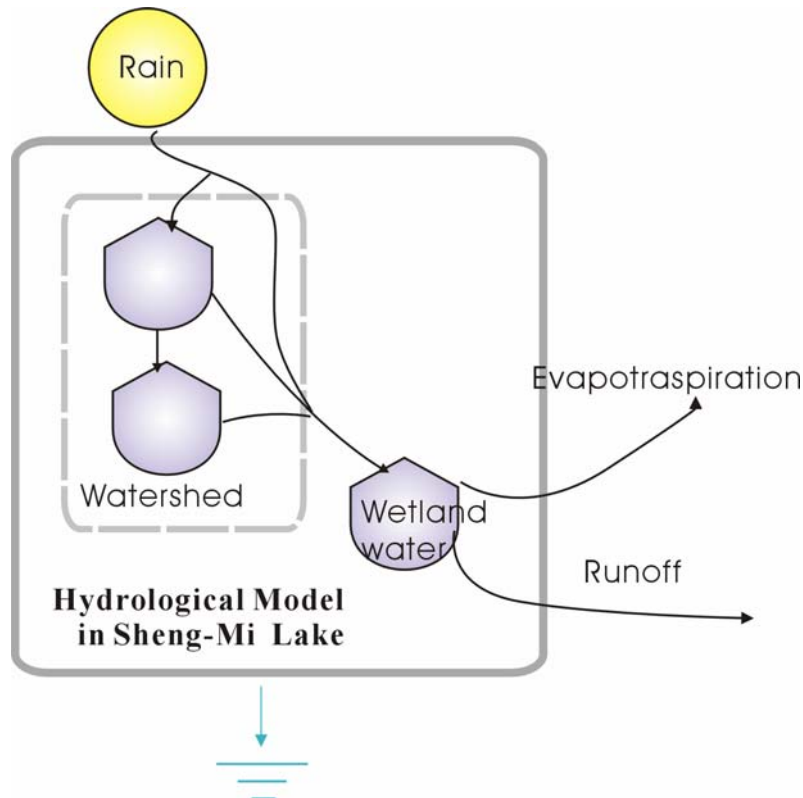


圖 12、神秘湖集水區水文系統圖

研究區內的水位監測，自 2005 年 8 月才開始。水位資料顯示中，數場雨量較高的颱風，主要發生在 2005 年與 2007 年，故水文模式之模擬宜以 2007 年為佳。在雨量站 2007 年資料中，9 月至 11 月數場高雨量的颱風之雨量資料皆不太正確，可能由於雨量強度過高，導致水位計運作失常之故。故在水文模擬上，以 2007 年 1 月至 8 月為模擬範圍。

平日（非暴雨）期間以每日為模擬的時間單位，暴雨期間改以小時為模擬的時間單位。模擬結果如圖 13，比較神秘湖水位模擬結果與實際水位，在趨勢上相當吻合。平日期間的模擬水位與實際水位的均方誤差為 0.03 m，誤差百分比為 6%；而暴雨期間的均方誤差為 0.07 m，誤差百分比 12%。顯示模式之模擬結果良好。

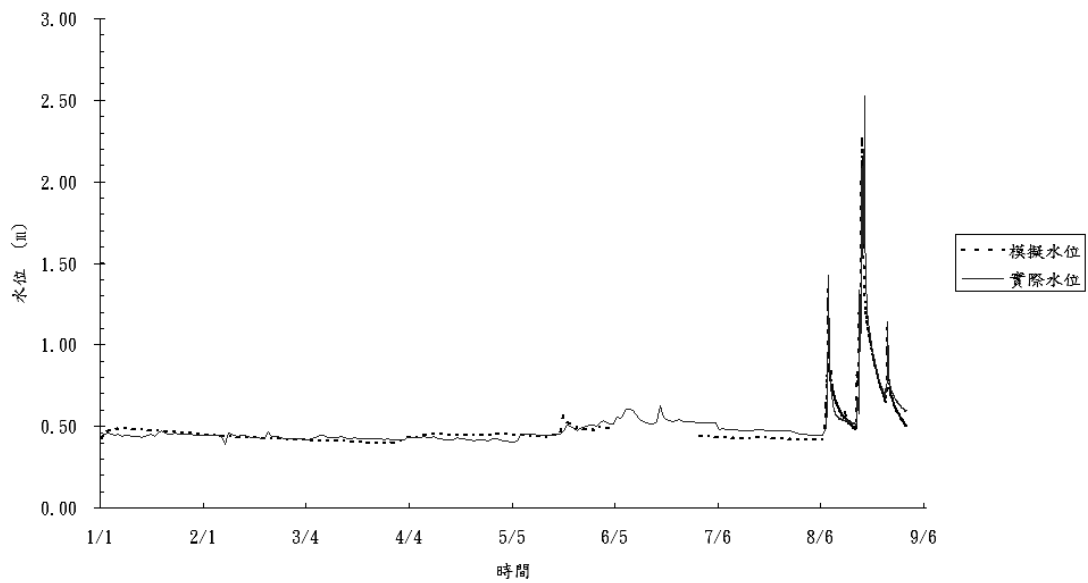


圖 13、神秘湖水位模擬（2007 年 1 月至 2007 年 8 月）

5. 結合水文模擬與脈衝現象之湖沼植物生長模式

考慮神秘湖湖沼植物生長，並結合水文模擬與脈衝現象，建立神秘湖之湖沼生長模式，繪製脈衝生長模式的系統圖如圖 14。在此模式系統中，分為三個部分，湖沼生長模式、水文模式與脈衝現象。脈衝現象的驅動，則由水位決定，暴雨來臨，當水位超過所設定的門檻值，則洪氾脈衝啟動，大量的流水將部分湖沼內的植物沖出湖域，使得神秘湖內的水生植物面積減少。

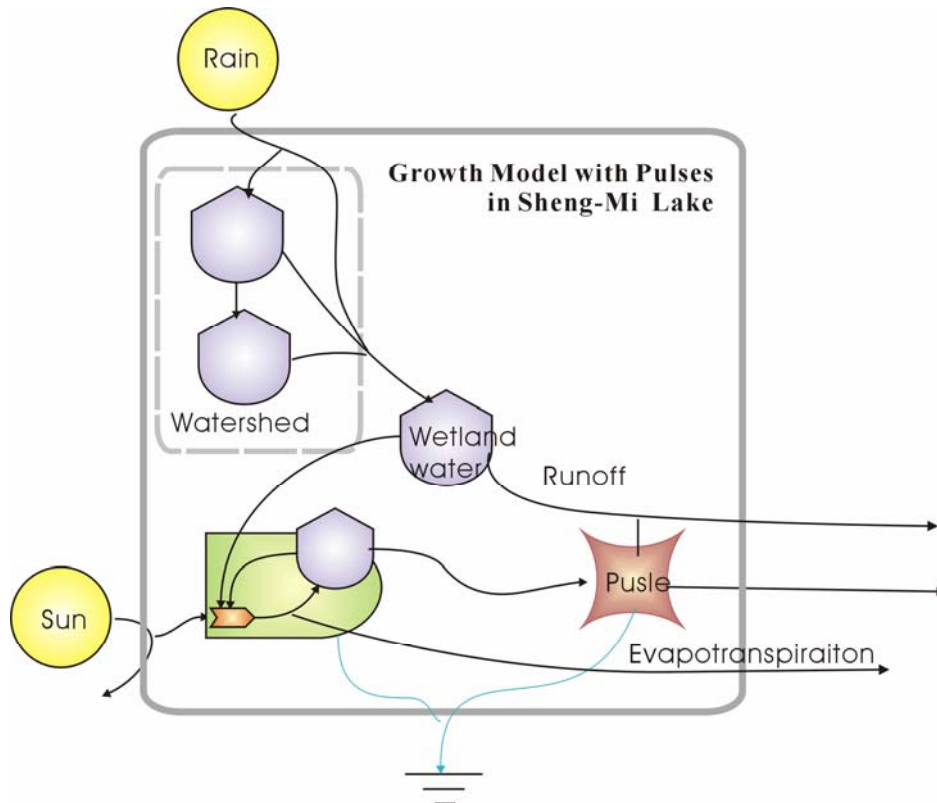


圖 14、考慮脈衝現象與水文系統之神秘湖湖沼植物生長模式系統圖

以 2007 年的雨量資料進行湖沼脈衝生長模式模擬，分別考慮有脈衝現象與無脈衝現象的兩種狀況，模擬結果如圖 15。Y 軸為湖域內植群的面積。神秘湖的湖域面積約為 3.3ha (33000m²)，故模擬的起始值假設為 20000 m²，也就是開闊水域的面積約為 13000 m²。啟動脈衝作用的水位門檻值設為 1.0m。模擬的初中期，也就是 1 月至 7 月間，無強烈的暴雨，故有無脈衝現象的兩種狀況模擬結果相同，都是穩定的成長，而當 8 月份兩次高降雨強度的颱風，即梧提 (WUTIP) 與聖帕 (SEPAT) 颱風，帶來強烈的雨量時，則啟動脈衝作用，使得湖沼內植群面積減少。

由於同一地區劇烈降雨的颱風為數年發生一次，若僅由 2007 年的資料無法顯示長期脈衝作用的效應，故以 1997 年起至 2007 年進行長期脈衝生長模式的模擬，以瞭解神秘湖之長期脈衝現象。由於缺乏足夠完整的雨量與水位資料，故以假設之水位資料進行模擬，設計不同強度的颱風所造成的不同的水位變化，每隔一至三年發生數起颱風，而劇烈降雨則三至五年發生一次。以假設資料模擬的結果如圖 16。

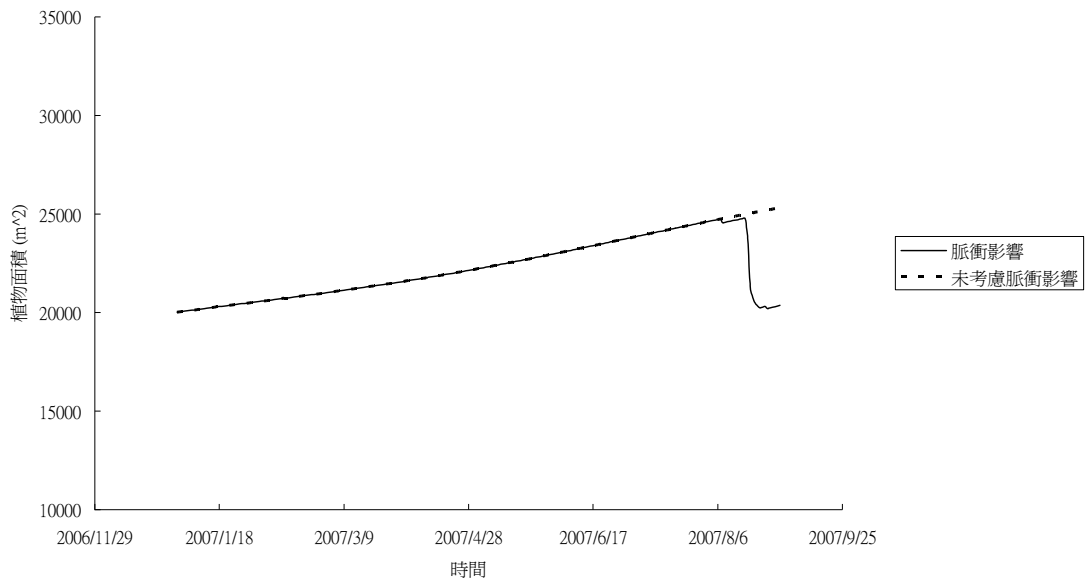


圖 15、考慮脈衝現象與水文系統之神秘湖湖沼植群生長模擬結果

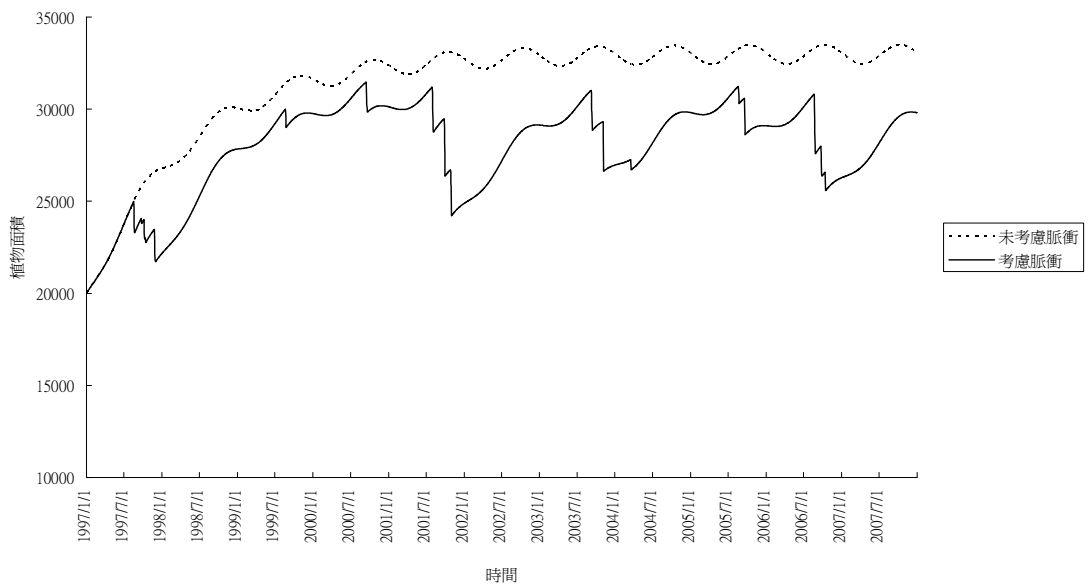


圖 16、考慮脈衝現象之湖沼植物生長之長期模擬結果

由圖 16 之模擬結果顯示，若無脈衝現象，約在 5 至 6 年間，湖沼內將長滿水生植物，植物面積的變化，則僅有季節性的小幅度消長，而考慮脈衝現象的模擬結果，則植物面積則有較大的消長變化，顯示出脈衝穩定性的可能性。

假設資料之模式模擬，由於缺乏實際資料之驗證，雖無法有充分之證據以完全驗證脈衝穩定性理論。然而，在學術上，要完全驗證神秘湖的脈衝穩定性，需要長期數十年的詳盡資料蒐集，若考慮實務上的應用，則先提出理論，並進行各種在現實條件下的科學驗證，彰顯理論的可能性，再將理論應用至其他類似保護區的經營管理上。系統生態模擬或其他生態模式模擬之目的，並非在於完全驗證，主要是要瞭解生態系統之重要機制與發展過程，並提供一定程度的科學驗證，以提供經營管理之重要參考依據。因此，長期的模擬結果，提出暴雨對於神秘湖的影響，應大致符合脈衝穩定性的理論。

由於神秘湖保留區為幾無人為干擾的保護區，故此脈衝模式之模擬結果甚值得參考，這顯示出脈衝現象對於台灣地區的湖沼生態保育之重要性。台灣地區在淺山與平原地區的湖沼，受到人為干擾嚴重，在過去的保育措施上，多以棲地操作、消失物種的種源移入為主，甚少考慮到集水區開發、水利措施對於集水區水文現象造成的改變，而進一步影響到影響湖沼生態的重要水文條件，使得生態系統的機制產生重大改變，大大降低了保育的效果。如宜蘭地區的無尾港濕地野生動物保護區，由於區域排水之水利工程改變了流域水文機制，使得保護區內的濕地淤積，必須數年清除底泥一次，直接干擾濕地內生物，特別是底棲生物，未來宜將神秘湖的湖沼脈衝穩定性研究成果提供給水利、區域規劃單位參考，使相關單位在規劃時降低對於濕地生態的負面影響，甚至能提出對於保育有正面影響作用之規劃（阮忠信，2002）。

（二）植群分析結果

調查時間由 2005 年 8 月到 2008 年 1 月，其間共有七次調查記錄，並將此資料利用分佈序列法與分類法進行分析，並對年度內與年度間，物種與植群之變化進行比較。

1. 植群分析結果

神秘湖內的植物社會組成雖然受到颱風與植物生長週期的影響而每次調查皆有些微不同，但大致仍穩定，故在植群分析結果僅就第五次調查（2007年5月）之結果來進行描述。

此次調查範圍為湖心至高草植物社會與森林植群界線，記錄4個環境因子及368個樣區，共計調查到植物53科76屬112種。以四項環境因子分別為岩石率、含石率、水深、浮水與非浮水，樣區資料經整理後進行多變量統計。

(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7.170、6.878、3.5，Relative Sørensen之各軸變異量為0.407、0.237、0.047，累積變異量為0.690，顯示各軸長度依次遞減。

各軸環境因子相關分析顯示第二軸與水深有關，相關性為0.480，第一軸和第三軸與浮水或非浮水有相關，相關性為0.140和0.369，呈（表3）。經劃分後共分為6個植群型，由圖17得知由右至左分別為無水深的田代氏鐵線蓮—芒型、混生植群的翼莖水芹菜—柳葉箬型、浮水植物社會的青萍—滿江紅型、挺水植物社會的東亞黑三稜—微齒眼子菜型、沉水植物社會的馬藻—微齒眼子菜型及眼子菜型。DCA由右至左，由森林邊界環境較乾燥的高草區至湖中；而浮水植物與東亞黑三稜通常生長在相同水域，但垂直分布是不同分層（layer）；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。而眼子菜生長於出水口處，水深變化較大，在DCA分布圖中位於第二軸的左側，與水深成正相關。

表3、神秘湖第五次調查植群DCA三軸與四項環境因子之相關係數矩陣表

	第一軸	第二軸	第三軸
浮水或非浮水	0.140	0.001	0.369*
含石率	0.060	0.003	0.001
岩石率	0.014	0.005	0.010
水深	0.098	0.480*	0.007

註：“*”代表有顯著相關

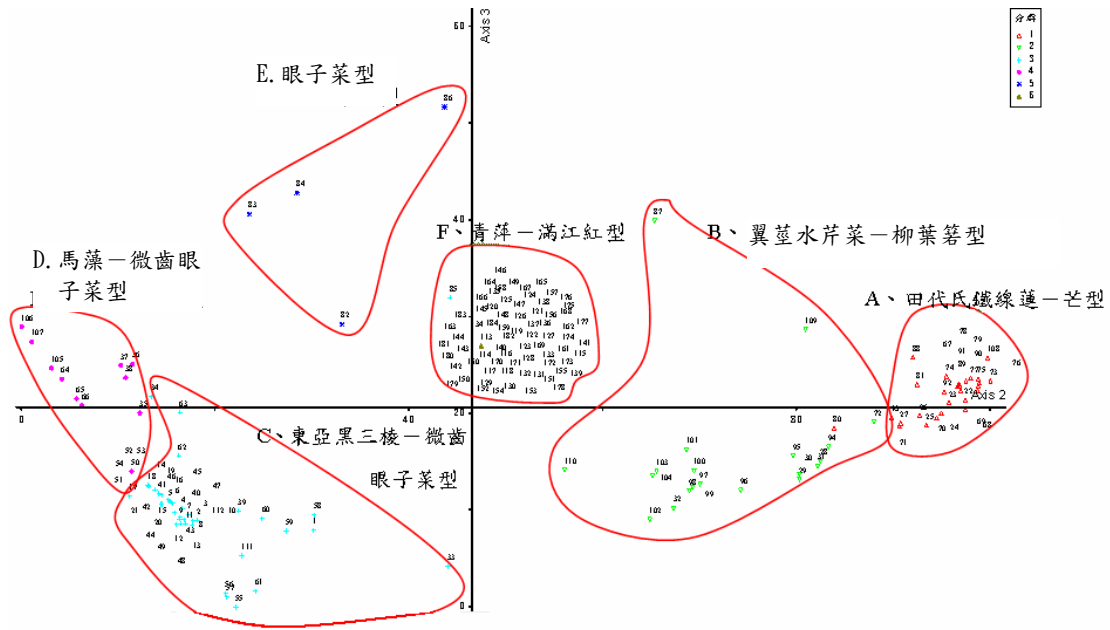


圖 17、神秘湖第五次調查樣區在 DCA 分布序列上第二軸與第三軸上之分布圖

B. 典範對應分析

CCA 經 Monte carlo 檢測結果 (表 4)，得知三軸的物種變異量分別為 15.1、8.1、2.1，累積變異量為 25.3，特徵值為 1、0.535、0.139，合計為 1.674；物種與環境相關係數為 1、0.787、0.555，物種與環境相關性 P 值檢定結果為 0.01、0.01、0.02；上述結果顯示三軸變異量不大，但可看出第一軸的相關性較高，由第一軸環境因子相關性以浮水或非浮水的相關性較高，特徵值為 1，由圖 18 右半部為浮水植物的青萍-滿江紅型，而左邊則為非浮水植物。第二軸環境因子相關性以水深的相關性較高，特徵值為-0.745，由圖 18 可知由上至下為無水深、淺水區至深水區。

表 4、神秘湖第五次調查 CCA 分析摘要表

項目	Axis 1	Axis 2	Axis 3
特徵值 (Eigenvalue)	1	0.535	0.139
物種與環境相關係數 (Pearson Correlation, Sp-Envt*)	1	0.787	0.555
物種變異量 (Variance in species data of variance explained (%))	15.1	8.1	2.1
物種累機變異量 (Variance in species data Cumulative explained (%))	15.1	23.2	25.3
物種與環境相關性 P 值	0.0100	0.0100	0.0200
浮水或非浮水	1	0	0
岩石率	-0.125	0.156	-0.420
含石率	-0.245	-0.025	-0.446
水深	0.310	-0.745	0.041

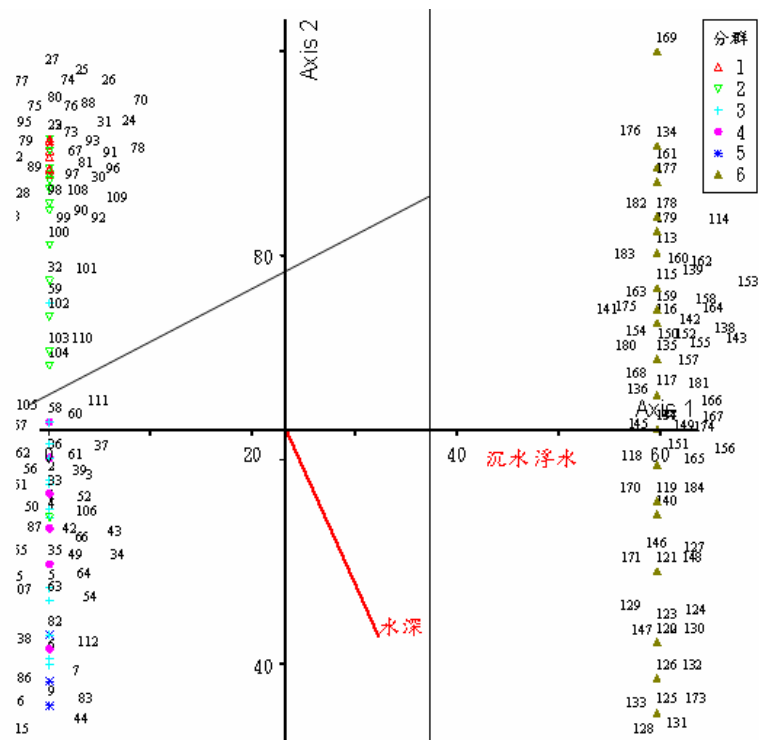


圖 18、神秘湖第五次調查樣區與水深相關性在 CCA 分布序列上第一軸與第二軸上之分布趨勢圖

(2) 植群分類

湖域植物社會的植群分類上是參考 DCA 與雙向指標種分析法的結果進行植群分類，分析結果以植物社會之形相與植相結果進行區分，可分為高草植群的 A. 田代氏鐵線蓮—芒型，混生植群的 B. 翼莖水芹菜—柳葉箬型，挺水植物社會的 C. 東亞黑三稜—微齒眼子菜型，沉水植物社會的 D. 馬藻—微齒眼子菜型，E. 眼子菜型，浮水植物社會的 F. 青萍—滿江紅型等六型（表 5、6）。

I. 高草植群

A. 田代氏鐵線蓮—芒型 (*Clematis tashiroi*—*Miscanthus sinensis* type)

特徵種為田代氏鐵線蓮 (*Clematis tashiroi*)、戟葉蓼 (*Polygonum thunbergii*)、小葉四葉葎，優勢種為芒，另外伴生有柳葉箬 (*Isachne globosa*)、弓果黍 (*Cyrtococcum patens*)、如意草 (*Viola arcuata*) 及短角冷水麻 (*Pilea brevicornuta*) 等。分布於森林和混生植群之間，土壤較為紮實，水分較少，而其下方有部分陸域草本植物生長於此。基本組成與前次調查結果並無大差異，屬於較為穩定的植群社會。

II. 混生植群

B. 翼莖水芹菜—弓果黍型 (*Oenanthe pterocaulon*—*Cyrtococcum patens* type)

特徵種為翼莖水芹菜 (*Oenanthe pterocaulon*)、小葉四葉葎，優勢種為弓果黍，另外伴生有半邊蓮 (*Lobelia chinensis*)、短角冷水麻、卵葉水丁香 (*Ludwigia ovalis*) 及蕨 (*Pteridium aquilinum*)。分布在芒與挺水植物之間的過渡帶，土壤水分含量較高草植群高，物種組成較為複雜，水生植物如翼莖水芹菜、東亞黑三稜、燈心草 (*Juncus effusus*) 皆出現在該植群型中，並占有一定之覆蓋度。

III. 挺水植物社會

C. 東亞黑三稜—微齒眼子菜型 (*Sparganium fallax*—*Potamogeton maackianus* type)

特徵種為東亞黑三稜，優勢種為微齒眼子菜，另外伴生有金魚藻

表 5、神秘湖第五次分析植群型環境及物種特性一覽表

植群型 環境因子	高草	混生植群	挺水植物	沉水植物		浮水植物
	A.田代氏鐵線蓮—芒型	B.弓果黍—柳葉箬型	C.東亞黑三稜—微齒眼子菜型	D.馬藻—微齒眼子菜型	E.眼子菜型	F.青萍—滿江紅型
樣區數	16	19	42	18	5	72
平均高度 (m)	1.71	0.5	0.56	0.27	0.74	0.01
空隙率 (%)	10.45	7.61	12.53	30.17	9.63	44.74
含石率 (%)	1.86	1.17	2.15	0	5	0.11
岩石率 (%)	0.24	0.11	0.63	0	7.5	0
水深 (m)	0	0.13	0.66	0.53	0.85	0.60
特徵種	田代氏鐵線蓮、戟葉蓼、小葉四葉葎	弓果黍、小葉四葉葎、翼莖水芹菜	東亞黑三稜、金魚藻	馬藻	眼子菜	青萍
優勢種	芒	柳葉箬	微齒眼子菜	微齒眼子菜	眼子菜	滿江紅

(*Ceratophyllum demersum*)、馬藻 (*Potamogeton crispus*)、戟葉蓼、水毛花 (*Schoenoplectus mucronatus*) 及卵葉水丁香等。分布在湖域的外圍，生長於溪流出口富營養鹽的位置，在遇到外界干擾因子出現以前，該型植物社會之植物覆蓋度可以穩定的速度成長，本次調查前未有大雨、颱風或其他干擾因子出現，故該型社會與前一次調查相同分布地點，即湖邊和出口處，其覆蓋度較先前調查時高。而浮水植物如青萍 (*Lemna aequinoctialis*) 和滿江紅 (*Azolla pinnata*) 散生在該型中的數量亦較前一次調查時高。

IV. 沉水植物社會

D. 馬藻—微齒眼子菜型 (*Potamogeton crispus*—*Potamogeton maackianus* type)

特徵種為馬藻、微齒眼子菜、金魚藻，優勢種為微齒眼子菜，另外伴生有青萍、紫萍 (*Spirodela punctata*) 和滿江紅等。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。而第四次調查時大量出現的馬藻數量明顯下降，可能是與微齒眼子菜競爭後的結果。

E. 眼子菜型 (*Potamogeton octandrus* type)

特徵種為眼子菜 (*Potamogeton octandrus*)，優勢種為眼子菜，另外伴生有東亞黑三稜、青萍、滿江紅、微齒眼子菜及金魚藻。分布在湖的右岸步道旁的溪溝，其水深時深時淺。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。

V. 浮水植物社會

F. 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，主要分布在湖的近瓶口處和出水口的位置，也是散生於水毛花、東亞黑三稜及燈心草等挺水植物和水面交界處，主要是挺水植物會攔截漂浮在水面的青萍和滿江紅等浮水植物，且數量較前一次調查時多。

2. 神秘湖湖沼的植群與優勢物種覆蓋度之變化

由神秘湖湖內的浮水、沉水、挺水、低草的混生植群及高草的植群（表 7）與優勢物種覆蓋度之變化來看（圖 10、11），大部分的植群社會均屬於穩定的狀態，植群社會內的物種組成僅有些微的變化。

在颱風過境的時節（表 8），隨著颱風的大小不同，使神秘湖的水位有所變化，進而對湖沼內各個植物社會帶來不同的衝擊。在 2005 年 8 月調查後遇到馬莎及龍王等中強度颱風，導致高草植群有部份樣區被沖刷後流失（圖 10、11）；在 2006 年 8 月調查後僅有寶發、桑美及珊珊等中小型颱風，唯有沉水植物社會經過了颱風帶來的脈衝現象影響而使金魚藻之覆蓋度下降，再經過繁殖與競爭，使馬藻在年度中有明顯的消長（圖 19），又浮水植物社會之覆蓋度受到颱風的影響而使其調查到的數值有明顯的變動（圖 20）。

2005 年 8 月調查時間正逢強颱風龍王過境前夕，颱風挾帶豐沛的雨量，單日降雨量最高達到 300 mm，之後又接連著豪大雨使神秘湖湖域內的各個植群皆受到影響，由圖 8 來看，與 2006 年 8 月調查之結果來比較，高草植群中的優勢種芒之覆蓋度由 92% 下降為 56.86%，而挺水植物社會中的東亞黑三稜之覆蓋度也有明顯下降，這表示此次強颱風對神秘湖的植群影響，除了受風雨變動的挺水植物社會外，亦讓穩定的高草植群有所變動。

挺水植物社會在 2005 年受到強颱風影響而有明顯的變化，到 2006 年時遇到珍珠、凱米及碧利斯等中小型颱風，當日降雨量最高不到 140 mm，水位高度最高（1.37 m）時亦不及 2005 年颱風後期的水位（1.86 m）（圖 8），使其在 2006 年之覆蓋度變化並不如 2005 年來的劇烈。在 2007 年 10 月時柯羅莎強烈颱風侵台，神秘湖的瞬間水位曾升高到 2.418m，使所有挺水植物皆受到波擊，於 2007 年 11 月調查到的東亞黑三稜、水毛花及燈心草的覆蓋度皆明顯下降（圖 21）。而神秘湖沉水植物社會的優勢物種，微齒眼子菜，也有同樣的情形，在 2006 年之覆蓋度並無明顯的變動但在 2007 年 5 月的調查結果中，微齒眼子菜覆蓋度下降（圖 22），推測可能是東亞黑三稜等挺水植物生長旺盛，使部分生長在挺水植物下的微齒眼子菜無法獲得足夠的陽光而生長不佳，但在 2007 年 11 月調查時，挺水植物覆蓋度明顯下降，而沉水植物並無因此上升，反而該覆蓋度也隨之下降，根據現場的觀察，可以明顯看到湖底的沉水植物有被沖刷掏空的痕跡，推測沉水植物也受到颱風帶來的衝擊而使之消失於湖域之中。

表 7、神秘湖植群型之年度間變化比較表

	高草植群	濕生植群	挺水植物社會	沉水植物社會 (湖域靜水)		沉水植物社會 (河道流水)	浮水植物社會
第一次調查 (2005.08)	芒型	柳葉箬-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜型		卵葉水丁香-眼子菜型	滿江紅-青萍型
樣區數	5	4	3	5		2	9
第二次調查 (2006.08)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜型		眼子菜型	滿江紅-青萍型
樣區數	15	20	16	40		3	54
第三次調查 (2006.11)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜亞型	馬藻亞型	眼子菜型	滿江紅-青萍型
樣區數	15	19	34	20	2	4	46
第四次調查 (2007.02)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜亞型	馬藻-微齒眼子菜亞型	眼子菜型	滿江紅-青萍型
樣區數	17	16	24	29	6	2	56
第五次調查 (2007.05)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	馬藻-微齒眼子菜型		眼子菜型	滿江紅-青萍型
樣區數	15	18	42	14		5	72
第六次調查 (2007.11)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜型		眼子菜型	青萍型
樣區數	18	7	30	34		5	8
第七次調查 (2008.01)	田代氏鐵線蓮-芒型	翼莖水芹菜-弓果黍型	東亞黑三稜-微齒眼子菜型	微齒眼子菜型		眼子菜-微齒眼子菜型	青萍型
樣區數	19	5	25	41		4	17

表 8、2005-2007 年間有發警報之颱風列表

侵台月份	中文名稱	強度	侵台月份	中文名稱	強度
2005.07	海棠	強烈	2006.07	艾維尼	中度
2005.08	泰利	強烈	2006.08	寶發	輕度
2005.08	珊瑚	輕度	2006.08	桑美	中度
2005.08	馬莎	中度	2006.09	珊珊	中度
2005.09	龍王	強烈	2007.08	聖帕	強烈
2005.09	丹瑞	輕度	2007.08	梧提	輕度
2005.09	卡努	中度	2007.08	帕布	輕度
2006.05	珍珠	中度	2007.09	韋帕	中度
2006.07	凱米	中度	2007.10	柯羅莎	強烈
2006.07	碧利斯	輕度	2007.11	米塔	中度

(資料來源：中央氣象局颱風資料庫 <http://rdc28.cwb.gov.tw/> 2007)

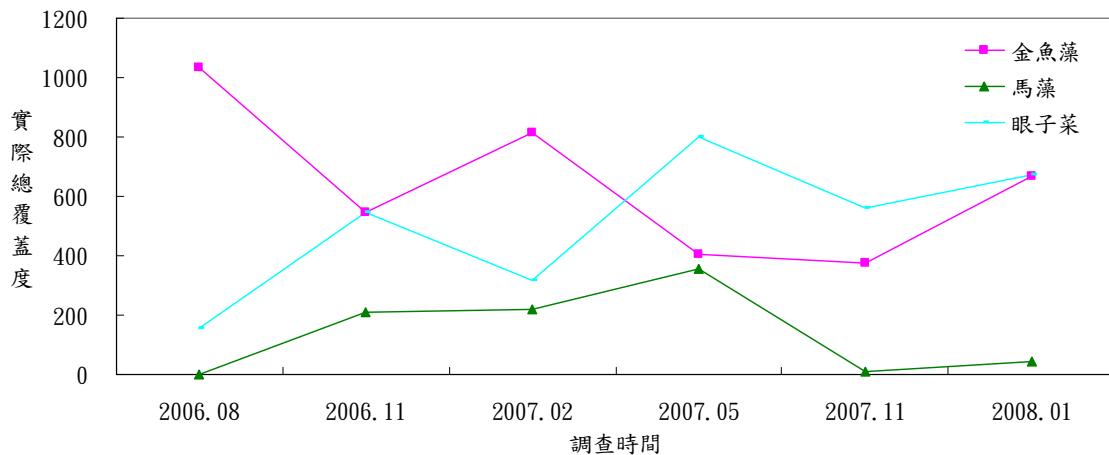


圖 19、神秘湖主要沉水植物之實際總覆蓋度示意圖

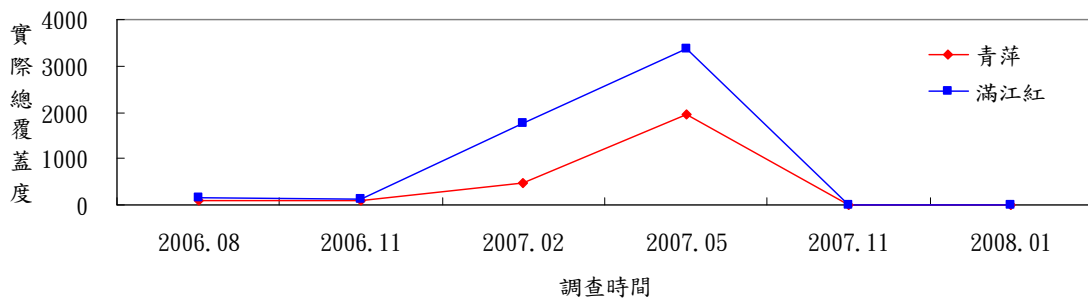


圖 20、神秘湖主要浮水植物之實際總覆蓋度示意圖

馬藻於 2006 年 8 月調查時在湖域中發現但數量不多，在 2006 年 11 月調查時於湖域內已發現其覆蓋度有少量增加，2007 年 5 月調查時，該覆蓋度又有上升的趨勢(圖 19)，推測可能是因為馬藻的萌芽季節較微齒眼子菜與金魚藻早(表 9)，與微齒眼子菜、金魚藻繁殖時期相錯開，減少相競爭相同生育地的時機。此外，神秘湖在之前經過颱風的擾動，可能使湖域部份的沉水植物被沖刷帶離湖內，增加馬藻可以生長的環境。到 2007 年 11 月調查時，馬藻的數量又有減少的趨勢，可能是因為其環境較適合微齒眼子菜，在競爭之下馬藻的生育地漸漸變小，進而使其覆蓋度下降，植群型分類從單獨分出之馬藻型，合併到微齒眼子菜型。

眼子菜型植物社會在湖的右岸步道旁的溪溝調查到，其水深時深時淺。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。

浮水植物社會是神秘湖湖域內受到颱風影響最大之植群，由圖 10、11 可知在 2006 年 8 月歷經颱風造成之脈衝現象後水位上升，湖域內的滿江紅—青萍型內的物種覆蓋度明顯少，僅約 2% 的覆蓋度，到 2006 年 11 月調查時，該植群依然受到連續的大雨影響而無恢復的跡象，直到 2007 年 2 月調查，滿江紅與青萍才逐漸恢復其數量(圖 20)。

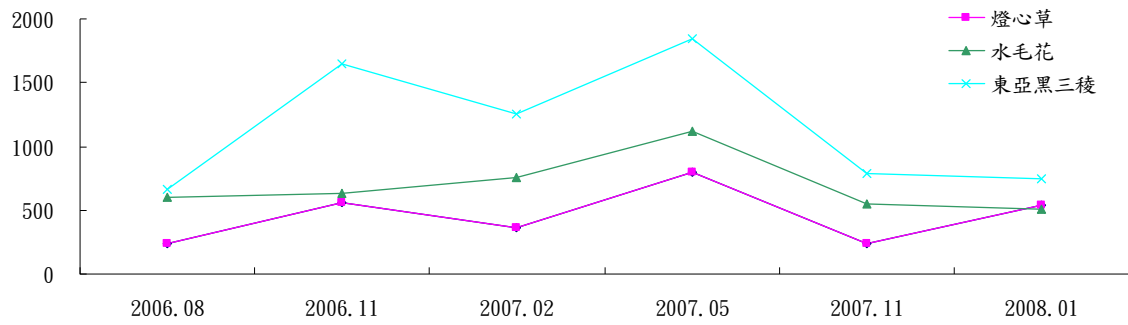


圖 21、神秘湖主要挺水植物之實際總覆蓋度示意圖

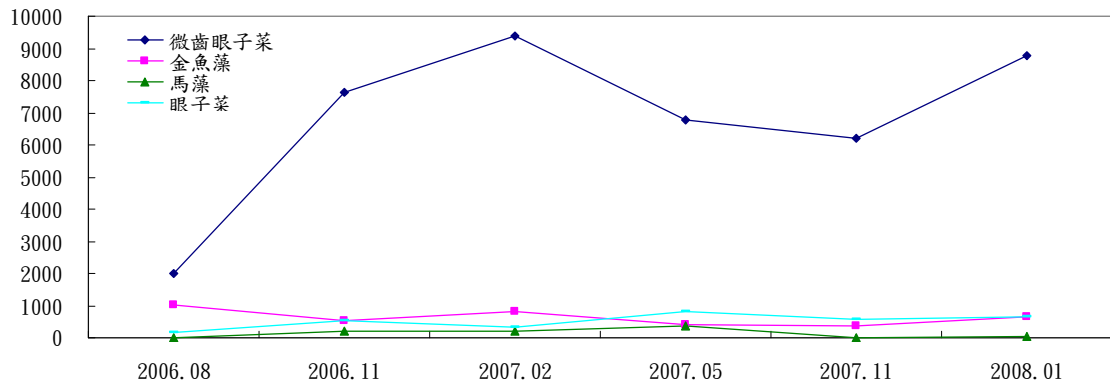


圖 22、神秘湖主要沉水植物之實際總覆蓋度示意圖

表 9、微齒眼子菜、金魚藻和馬藻的繁殖時間表

	花果期	種子	無性繁殖
微齒眼子菜	7~9 月	冬眠春萌發成幼苗 (結實率高)	根狀莖、斷枝 (春夏季萌發)
金魚藻	6~10 月	春萌發成幼苗 (不 能越冬)	枝尖的球狀芽苞(成熟掉落冬眠春萌 發)、斷枝
馬藻	4~7 月	夏眠春萌發成幼苗	枝尖的硬質芽苞 (成熟掉落夏眠 9 月萌發)、根狀莖、斷枝

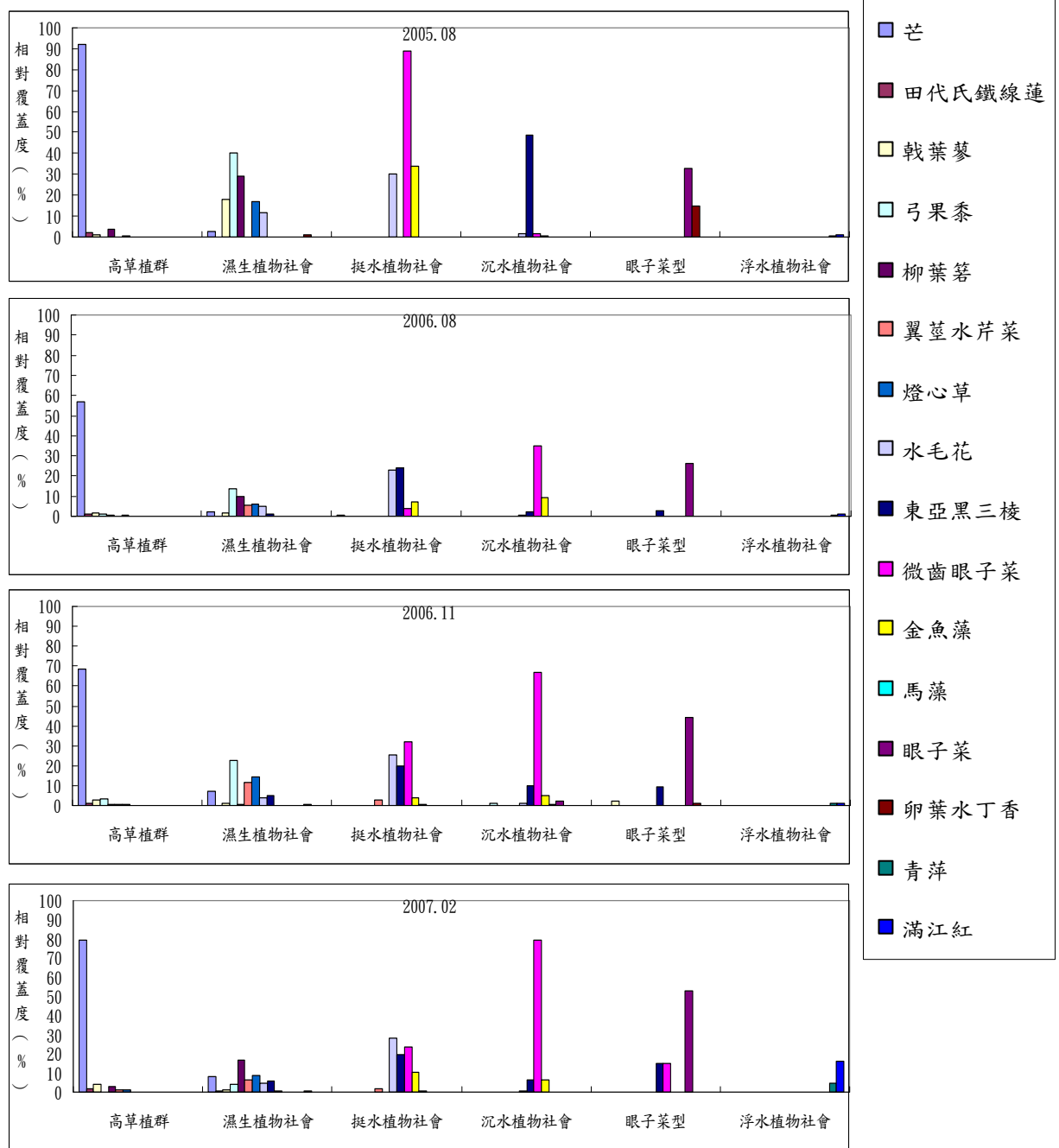


圖 23、2005.08-2007.02 調查各植群社會的優勢物種覆蓋度之變化圖

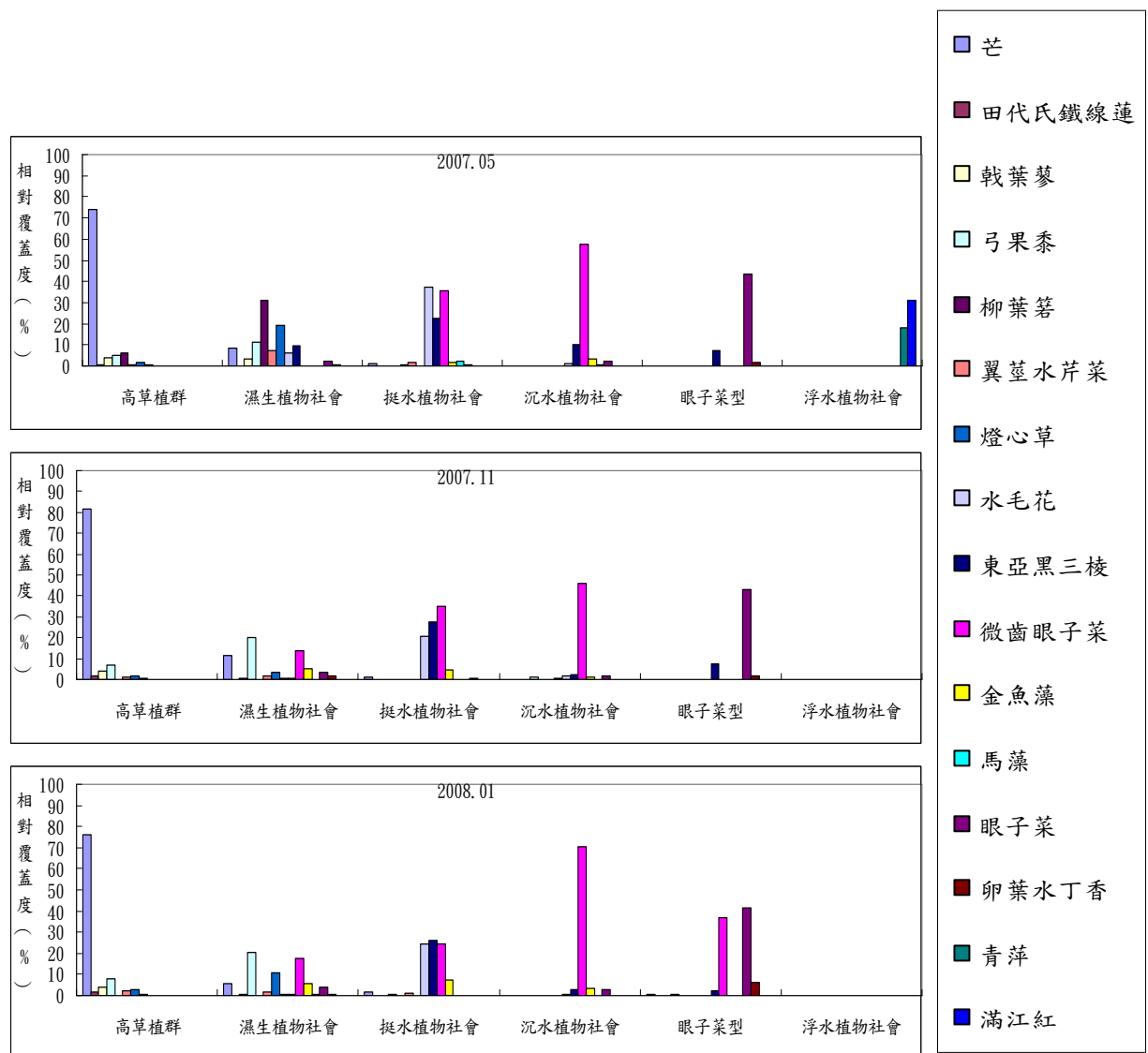


圖 24、2007.05-2008.11 調查各植群社會的優勢物種覆蓋度之變化圖

3. 植群轉換率（相異性）之變化

以不同時間在相同植群型的環境下神秘湖年度內的高草、混生、挺水、沉水與浮水植物社會的相異度（Soranson index），由表 10 可知高草植群社會之物種組成最為穩定，其數值皆在 5% 以下；濕生植群屬於高草與挺水植物社會之間的過渡帶，物種多樣性較高，故其相異性較高草植群高，物種組成常因每次之環境狀況不同或因季節的變換而有差異，如 2007 年 5 月~2007 年 11 月之相異性為 34.32%，即是因為季節的變換而使該植群之數值明顯高於其它數據，但除此之外其它數值皆低於 20%，亦屬穩定之植群。神秘湖湖域內的挺水植物社會常受到颱風的影響而使樣區內部份物種受到颱風的沖刷而消失，但是該植物社會的物種較高草與濕生植群單純，僅管各物種之覆蓋度可能會有所差異，但並不太影響不同時間該植物社會的相異性，本次分析比較後的結果，並無明顯差異，數值皆在 5% 以下，隨著時間，被破壞的濕地環境漸漸恢復後，物種組成逐漸穩定。沉水植物社會在神秘湖湖域中可分為三個部份，分別為微齒眼子菜型、馬藻亞型與眼子菜型。受到颱風的脈衝影響，2006 年 8 月調查時的沉水植物經過沖刷，使部份樣區內的物種隨著水流被帶離湖域中，使微齒眼子菜型的植群轉換率明顯較高（圖 25），又因為金魚藻不能越冬，在 2006 年 11 月調查時在湖沼內記錄到金魚藻的數量少（圖 19）。2006 年 11 月調查時在湖沼內記錄到馬藻的出現但數量少，到 2007 年 2 月已可在湖域中置有一定之覆蓋度並自成一植群型，植群轉換率降低，到 2007 年 5 月時馬藻雖然依舊可在湖域中調查到，推測可能是因季節變換，沉水植物社會內物種的生長時間與速度不同所導致的結果。

表 10、神秘湖年度間調查植群社會植群轉換率(相異性)比較表

植物社會	調查時間				
	2006.08~ 2006.11	2006.11~ 2007.2	2007.02~ 2007.05	2007.05~ 2007.11	2007.11~ 2008.01
高草植群	3.37	1.56	1.72	2.42	1.41
濕生植群	14.96	18.15	3.00	34.32*	6.05
挺水植物社會	3.24	0.55	1.15	2.21	1.40
沉水植物社會 (微齒眼子菜型)	27.25*	57.62*	6.14	5.44	0.67
沉水植物社會 (馬藻亞型)	100*	0.64	6.61	100*	0
沉水植物社會 (眼子菜型)	4.50	5.96	4.43	11.84	7.30
浮水植物社會	2.13	6.36	2.28	40.30*	0.11

註*: 相差超過 20%

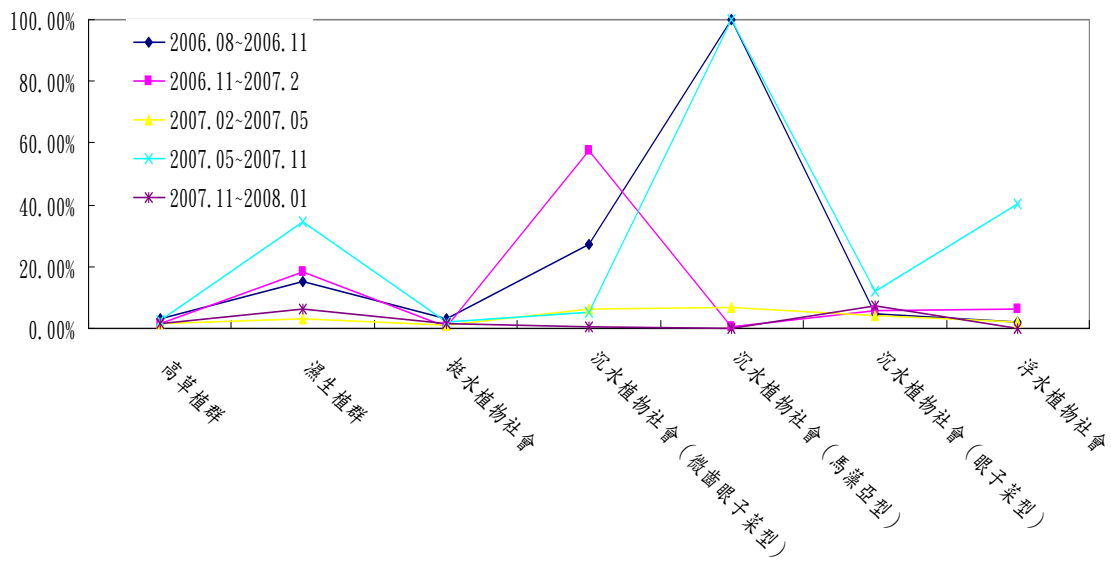


圖 25、神秘湖植群轉換率(相異性)之比較圖

4.橫截樣帶在年度內及年度間的植群變化

第七樣帶位於湖域中段，樣帶前段為河道，主要優勢族群為眼子菜，中間是以高草植群的芒為主要優勢種，其覆蓋度高且植群十分穩定，中後段連接著濕生植群，為高草植物社會與湖域間的過渡帶，故其土壤水分含量較高，優勢物種呈變動狀態，會因土壤水分含量不同而使優勢物種有所差異，樣帶後段則為湖域部份，隨著季節的不同而使其水深有所變化，進而改變濕生植群的範圍。

樣帶前端為兩個眼子菜型之樣區，在 2006 年 8 月到 2007 年 5 月間皆有記錄到，但 2007 年 2 月時眼子菜因非生長季節之因素使其覆蓋度下降，微齒眼子菜覆蓋度相較之下較高。到 2007 年 8 月開始接連遇到聖帕、柯羅莎等颱風之影響，使神秘湖之瞬間水位上升，衝擊河道旁連接高草植群之濕生植物社會。在 2007 年 11 月調查時，河道寬度明顯變寬，原本的濕生地消失轉變為以眼子菜為主要優勢物種的流動水域。

樣帶後段亦受到相同的衝擊，自 2006 年 8 月到 2007 年 7 月神秘湖內並未受到大的干擾，由神秘湖的水位變化圖（圖 10、11）可以得知在一定期間的水位變化皆在 1.5m 以下，僅有樣帶後段的挺水植物社會會受到衝擊而退回沉水植物社會，但 2007 年 5 月調查時，挺水植物又恢復，而濕生植群面積在 2006 年 8 月到 2007 年 5 月之調查結果中可看出有所增加，但到 2007 年 11 月，即接受了 8 月開始連續的颱風衝擊影響，使濕生植群覆蓋面積下降，轉變成微齒眼子菜為主的沉水植物社會，但各樣區之覆蓋度降低。到 2008 年 1 月，水位下降濕生地又出現，濕生植群已經恢復，而芒之覆蓋度甚至比颱風前還要高。

颱風對神秘湖之影響，可以藉由第七樣帶受到衝擊後的變化來看（圖 26），在 2006 年度中，並無強烈的干擾出現，在一定期間受影響的僅有挺水植物社會，該植群受到衝擊而退回沉水植物社會，但濕生植群會往湖域的方向擴張，常遇到颱風造成的脈衝時，濕生植群會往後退甚至消失，取而代之的將是沉水植物社會。

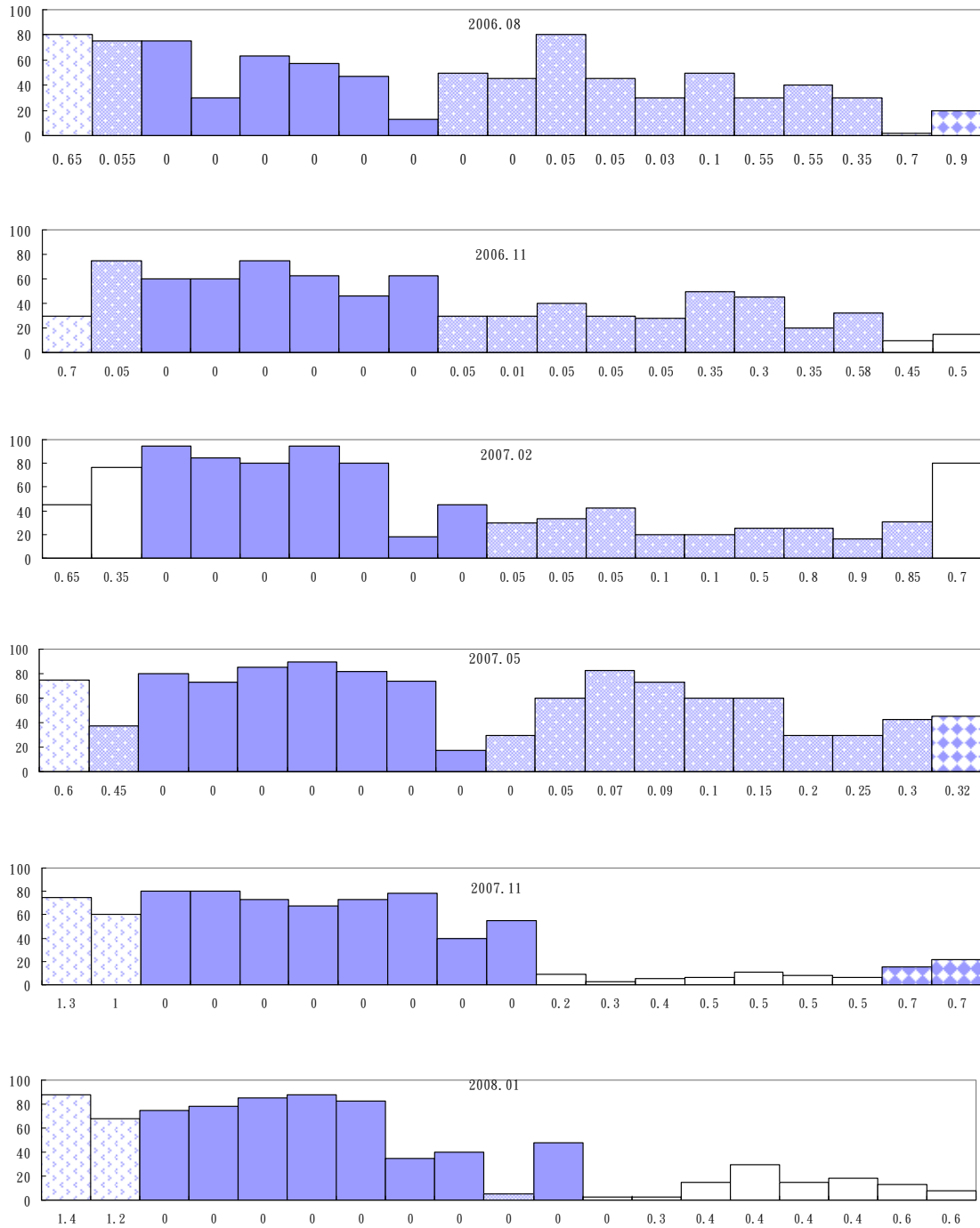


圖 26、第七樣帶在不同調查時間下各樣區之優勢物種覆蓋度示意圖

註: X 軸代表水的深度; 單位為 m, 陸域以 0 m 表示

- 眼子菜 (眼子菜型)
- ▨ 弓果黍、柳葉箬、翼莖水芹菜 (濕生植群)
- 芒 (高草植群)
- ▤ 東亞黑三稜、水毛花 (挺水植物社會)
- 微齒眼子菜 (沉水植物社會)

(三) 半水棲蛇類的調查與監測結果

自 2007 年四月份起至 2008 年三月底止，以每月進行一至二次調查，共計於神秘湖的出水口眼子菜區發現白腹游蛇 29 隻次，捕獲 13 隻（7 雄、5 雌、1 幼體），以四月的調查效率最佳，發現 11 隻次，捕獲 6 隻，其次為五月份，發現 5 隻次，捕獲 1 隻，六月份之後，隨著宜蘭地區連續兩個多月未降雨，湖域水位下降至 7 月底時，出水口眼子菜調查樣區已呈乾涸的狀態，加上湖域營養鹽堆積，及充足的日照與高溫，整個湖域長滿了滿江紅及絲狀藻類，呈現優養化的狀態（圖 27），此一段期間白天於湖域上活動時，可發現為數不少的白腹游蛇出現於湖域水面上（圖 28），但在夜間樣區內目視遇測法調查時，調查結果十分貧乏，六、七月份總計進行的三次調查中，僅發現了 6 隻次，捕獲 2 隻，推測可能的原因為湖域優養化所大量繁殖的滿江紅及絲狀藻造成目視遇測法調查過程中，視覺搜尋範圍受到限制，加上急遽下降的湖水水位，使得原本在出水口樣區活動的白腹游蛇，遷移至湖域其他地區，八月份因颱風造成前往神秘湖的道路中斷，而無法進行調查，根據本研究自記式水位計顯示，約於 8 月 19 日前後，水位於四個小時內自 1.621 m 迅速上漲至 2.527 m，並且造成出水口處的便橋倒塌。九月份因水位回復正常狀態加上溫度適宜，調查到的數量略微上升至發現 5 隻次，捕獲 2 隻。10 月 6 日又因水位在短時間內急劇上升至 2.418 m，加上氣溫已經開始偏低，因此當月份之後至翌年三月份間並未於夜間調查過程中再發現任何白腹游蛇個體。

就標記與再捕獲（Marking and recapture）的調查結果來看，自計劃開始迄今共標放了 111 條個體，於 2007 年四月份調查時出現第一次重覆捕獲的個體，但由於再捕獲的個體數太少，依目前偏低的再捕獲率無法有效進行族群量估算，而偏低的再捕獲率可能的原因有：1)龐大的族群量及開闊的活動空間，導致再捕獲率偏低，此一現象在我們先前進行陽明山竹子湖地區的白腹游蛇研究過程中曾發生類似狀況，多數初次標記的個體與第二次再捕獲的時間多長達一年以上（Mao, 2003）。2) 由於考量調查人員的安全，因此最初調查樣點的選取僅選擇了出水口周邊，而白腹游蛇的空間活動特性為線狀（Linear pattern；亦即活動時沿著溪流、溝渠等水道上下直線游動的方式）且不具有明顯的領域、特定的巢穴及專一的活動區域，這些有標記個體移往湖域其他地點活動時，可能會導致再捕獲狀況不佳。3)出水口附近的調查地點，亦為洪氾現象發生時湖域中沖刷及水流



圖 27、2007 年 7 月份調查時神秘湖出水口調查樣區鄰近的湖水優養化及大量滿江紅繁衍的狀況，攝於夜間，圖中灰白色物體即為滿江紅



圖 28、白天於湖中伸出頭部換氣的白腹游蛇

最為湍急之處，於此地活動的已標記白腹游蛇個體可能遭水流帶走，導致再捕獲率偏低。

白腹游蛇具有明顯的雌雄兩型的現象，亦即雌蛇體型與重量均大於雄蛇 (Pope, 1935)。在神秘湖當地族群結構方面，與陽明山族群 (Mao, 2003) 及本年度調查的福山植物園的族群相較之下，當地的白腹游蛇雌蛇最大體型明顯小於陽明山與福山兩個族群約 10 cm (圖 29、30、31)，除了方位與面積大小外，三地之間在氣候條件的差異並不明顯，最大體型的白腹游蛇明顯偏小，是否意味著特殊的因子造成大體型雌蛇在神秘湖具有生存上的壓力，根據 Seigel et al. (1998) 研究洪水對響尾蛇族群所造成的影響指出，大水會造成濱水區域的響尾蛇族群內的大型個體幾乎全遭到水流沖走，在 Mao (2003) 的研究也提到，白腹游蛇可能由於雌雄蛇體型大小的差異，造成體型較小的雌雄兩性個體，較常出現於開闊的流水域環境中，體型較大的雌蛇僅出現於靜止的開闊水域中，並推測大體型的雌蛇可能受限於較大的水流阻力及較差的運動能力，因此選擇出現於靜水域環境中，當面對突發的大水時，往往難以逃離，由於其他兩地並無洪氾現象的發生，因此大體型的個體得以留存。

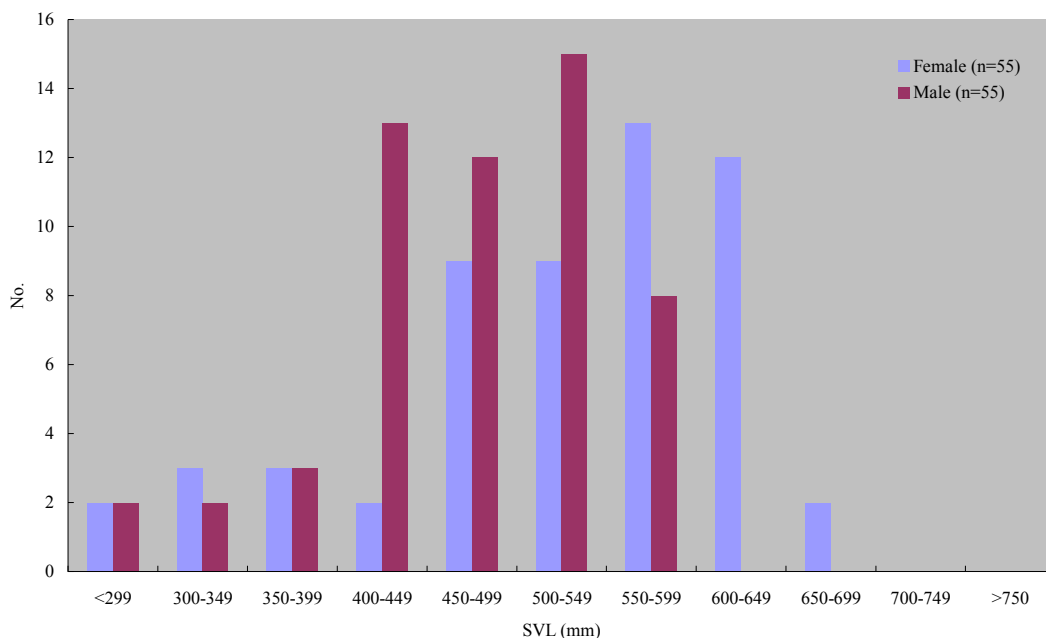


圖 29、神秘湖白腹游蛇族群體型大小結構圖

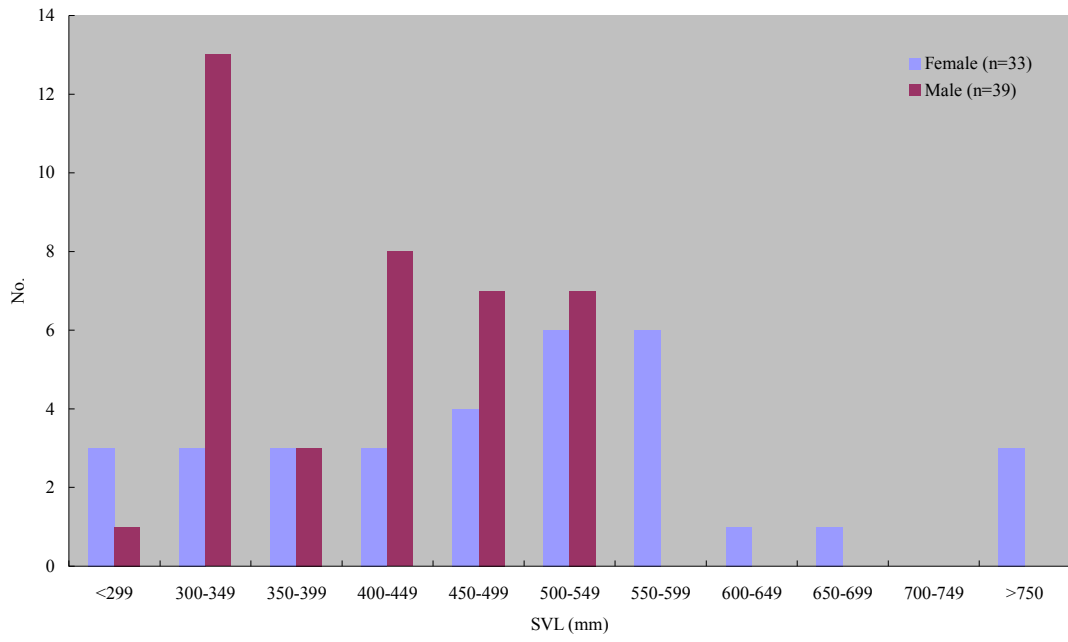


圖 30、福山植物園水生植物池白腹游蛇族群體型大小結構圖

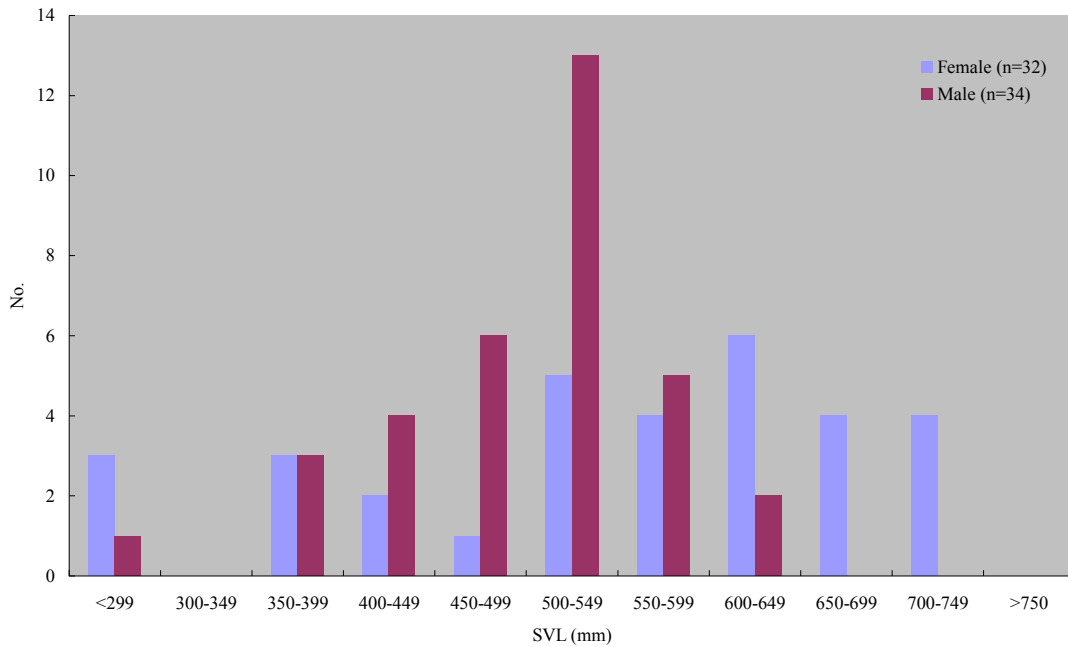


圖 31、陽明山竹子湖白腹游蛇族群體型大小結構圖

由於本年度成功捕獲的個體僅有雌蛇 5 條，雄蛇 7 條，因此將雌雄體質量狀態合併各月份資料進行計算，扣除懷孕個體，雌蛇為 1.46 ± 0.39 ($n=5$; $\text{mean} \pm \text{SD}$) 低於前一年的雌蛇調查結果 1.63 ± 0.71 ($n=30$; $\text{mean} \pm \text{SD}$)，雄蛇 0.96 ± 0.28 ($n=7$; $\text{mean} \pm \text{SD}$) 則與前一年相差無幾 (0.96 ± 0.25 ($n=48$; $\text{mean} \pm \text{SD}$))，因為樣本數較小，不足以進行適當的討論，此外也由於懷孕雌蛇主要出現的 6、7、8 三個月份的調查結果不佳，本年度並未有任何懷孕雌蛇的資料。但整體而言取樣調查過程中，神秘湖所取樣的平均白腹游蛇體質量無論雌雄均優於福山植物園（非懷孕雌蛇 (1.20 ± 0.67 ($n=35$; $\text{mean} \pm \text{SD}$))、雄蛇 (0.78 ± 0.24 ($n=52$; $\text{mean} \pm \text{SD}$)))，顯示神秘湖的白腹游蛇可能因較佳的營養狀況，使得平均體質量測量狀況優於福山植物園族群。

比較現有已收集的神秘湖、福山植物園及陽明山竹子湖等地區之白腹游蛇窩卵數與雌蛇體型大小可發現，神秘湖的懷孕雌蛇體型偏小，每次生產的窩卵數 (clutch size) 相較於另外的兩個地區偏少 (圖 32)，且部分懷孕個體生殖的體型也明顯小於福山植物園的族群，根據對福山植物園白腹游蛇幼蛇成長速率的觀察，每年吻肛長的增長速率與赤腹游蛇差異不大，依 Mao (2003) 年針對赤腹游蛇所做的體長分級做推算，神秘湖白腹游蛇約三年即可達到性成熟，並進行生殖，與福山植物園族群約需四年達到性成熟提早了一年，推測與湖域中相對豐富的食餌生物 (e.g: 泥鰱、腹斑蛙及其蝌蚪等)，所提供較佳的營養有關，此一結果也反映在前一段所述，神秘湖的白腹游蛇體質量狀況，均較福山植物園族群為佳。另外，窩卵數較小也可能與天擇 (Natural selection) 的作用有關，因為當雌蛇進入懷孕末期時，恰巧是每年發生洪氾現象的高峰期，活動力差且運動能力不佳的大個體懷孕母蛇 (特別是生殖窩卵數較高的母蛇)，在面對突如其來的大水，及自身游泳能力不佳的狀況下，隨著水流被帶離神秘湖，逐漸造成帶有大體型高生產力遺傳特性個體的基因，消失在神秘湖白腹游蛇的族群中，形成現有平均窩卵數較小的狀態。另外，較少的窩卵數也意味著較低的生殖投資，當環境變動性較高，得以降低、分散或減少過大的生殖投資所帶來的風險。

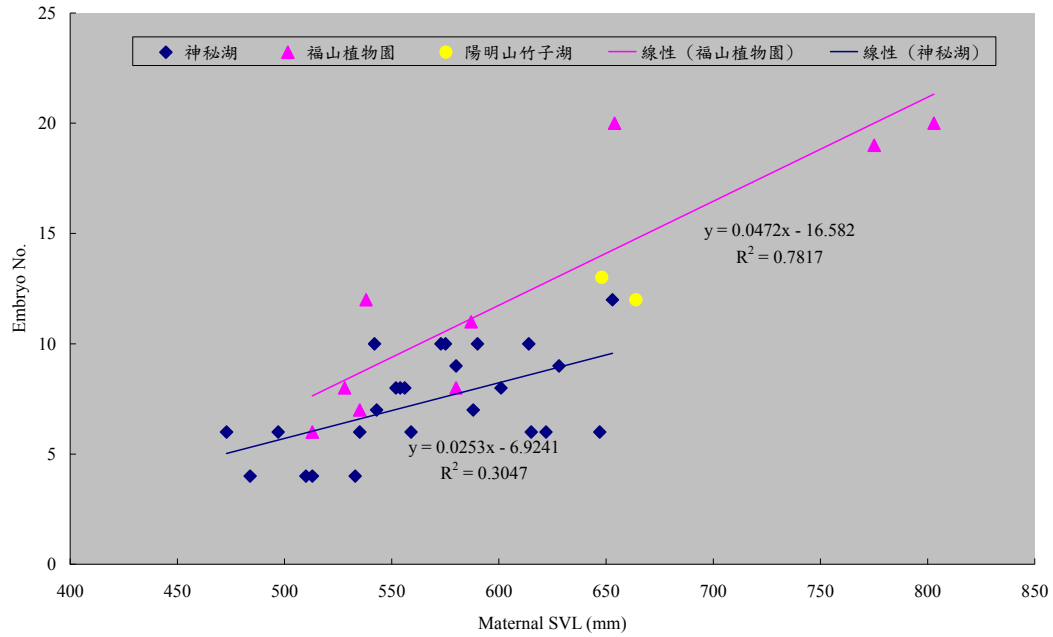


圖 32、神秘湖、福山植物園以及陽明山竹子湖白腹游蛇懷孕雌蛇體型大小與所懷窩卵數之關係與比較

此外，根據本研究室在福山植物園的水生植物池，針對白腹游蛇的族群研究過程中，發現白腹游蛇的卵多半產於水邊陰暗潮濕處，所需的孵化時間，約只需 5-14 天即可孵化出幼蛇，明顯短於現有文獻紀錄的有鱗目爬行類動物須耗時 1-2 個月，根據 Shine (1995) 指出，胎生的爬行類動物的演化假說，除了由低溫環境適應演變而來的寒冷氣候假說 (Cool Climate Hypothesis) 之外，另一演化的可能即為適應變動環境過程中，將受精卵留存於體內發育至胚胎成熟末期產出，進而逐漸形成的胎生方式，由於與白腹游蛇親緣相近的赤腹游蛇即為胎生的種類，因此白腹游蛇的生殖方式極有可能是適應變動環境過程中的卵生與胎生生殖方式的過渡狀態。依 2005 年至 08 年白腹游蛇主要生殖及孵化季節 (8 到 10 月份) 水位變化的資料來看，假設以平均水位高加上標準差再加上 0.5m 所計算出來的水位，做為對當地白腹游蛇生殖及蛇卵孵化會造成影響的水位，平均每次突發性的水位劇烈上漲的日期間隔約 16.8 日，長於白腹游蛇卵的平均孵化日數。

六、討論

(一) 神秘湖之植群演替推測

演替理論最早係由北美洲學者 Clements 所提出，演替係物種在時間上一連串動態的更替與取代之改變過程，也是一個生物社會被另一個生物社會取代的現象。初級演替開始時，會產生沒有植物生長之新生地，此新生地之含水量變化極大，視其形成原因而異，如為湖泊之淤積或洪水平原之浮現，則在開始時，土壤含水量常達飽和，在湖水和河水未完全消失前，即有水生植物出現而開始演替之過程，此種由水體開始之演替，稱為濕性演替（劉崇瑞、蘇鴻傑，1983）。

上述各個植群型雖不能完全概括神秘湖之植物社會，但為代表性之植群。而這些植物社會僅代表森林演替之不同階段，初期可能有一段時期沉水植物社會佔據，其湖域內主要植物為微齒眼子菜，並出現浮水植物社會如滿江紅及青萍等；其後有機物沉積形成底泥，挺水植物社會進入如東亞黑三稜、水毛花和燈心草等；有機物繼續沉積，湖域面積減少，混生植群出現在湖畔濕生地，進入的植物如翼莖水芹菜、柳葉箬和弓果黍等；其後高草植群芒進入，同時伴生於芒叢之中的植物亦會進入，如田代氏鐵線蓮、小葉四葉葎和戟葉蓼等。若無干擾因子出現，根據植群演替的推論上，指出應朝向陸化前進，未來湖將逐漸長為挺水植物之東亞黑三稜及水毛花，漸漸會發育為水社柳—赤楊型，最終湖泊消失，並被森林所取代（劉崇瑞、蘇鴻傑，1983；蘇鴻傑，1988）。若環境內出現干擾因子（颱風、脈衝等）後，原有植群退化，隨即產生退化演替，若干擾一再發生，則演替停留在原先的植群型，形成湖泊植群的動態平衡，並成帶狀或鑲嵌體的保留於湖沼邊或水體內。

隨著干擾強度的不同，如颱風的大小帶來的脈衝情況，而使生育地朝向退化演進的方向，即植物物種減少，構造趨向簡單（圖 33）。當氣候對生育地造成的干擾強度低時，神秘湖內的植物社會可能只會有小序列的變化，屬於年度內的變化，受影響的植群應有浮水植物社會、沉水植物社會、挺水植物社會、混生植群與高草植群，其中最明顯的為青萍與滿江紅等浮水植物社會，其根系並無固定於湖床或泥炭中，為漂浮在湖面上的浮水植物，在一年度內雨量較大、水流較快時，容易隨著湖水經出水口流出湖域之中，而使其覆蓋度大量下降，當雨量較小、水流較慢時，浮水植物即利用無性繁殖的方式大量且快速的回到生育地中，由圖 20 中滿江紅—青萍型覆蓋度的變化配合神秘湖雨量與水位資料（圖 10、11）；沉

水植物社會亦可能受到水流影響而使小部分區域產生孔隙，當干擾強度下降時，可利用有性或無性繁殖的方式回到生育地中。當年度內出現的干擾強度較高時，會使神秘湖內之生育地朝退化演進的方向前進，屬於年度間的變化，推測可能 3-5 年間即會出現此種小干擾強度，受影響的植群應有浮水植物社會、沉水植物社會、挺水植物社會與混生植群，影響較明顯的為東亞黑三稜與燈心草等挺水植物社會，其根系多固著於有機質堆基之泥炭土中，以類似浮水的姿態生長於湖域之中，當環境內出現小干擾時，水位受雨量影響而升高，再加上水流加快之因素，使挺水植物社會經沖刷後離開湖域中，生育地退化到僅有微齒眼子菜等沉水植物社會，由圖 21 中可見東亞黑三稜覆蓋度在經過強颱風後與下一年度比較明顯下降許多；混生植群亦可能受到小干擾的影響而流失部分生育地，推測若受干擾之生育地遺留下的有機物沈積之泥炭土較多，恢復之物種以東亞黑三稜、燈心草及水毛花等挺水植物為主，若受干擾之生育地遺留下的泥炭土較少，恢復之物種則以微齒眼子菜等沉水植物為主，形成沉水植物社會。當干擾強度變的更大，會使神秘湖湖域內的受影響的植物社會增加且退化演替加速，屬於年度間的變化，推測可能約 15-20 年亦或更長的時間才會出現此種脈衝（大干擾強度），其強烈的風勢與雨勢及強大的水流可能會使湖床部分的有機物與無機物推積因受到沖刷而帶離湖域之中，受影響的植群應有浮水植物社會、沉水植物社會、部份挺水植物社會、混生植群與高草植群，最後經過無機質及有機質推積，漸漸增加沉水植物社會、挺水植物社會、混生植群恢復到高草植群。

由去年的研究（陳子英，2006），神秘湖上不同時間的航空照片及遙測圖所得的結果，可看出這種較大的脈衝（干擾）可能需要 15-20 年才會發生一次，因最近研究的觀察時間只有三年，無法像年度內變化的湖泊如翠峰湖（毛俊傑等，2006）做完整的觀察，未來這種幾年才有脈衝的湖沼應持續增加監測的時間，至於監測的頻度與方式可仿照去年的報告（陳子英等，2006；Gaines *et al.*, 1999）。

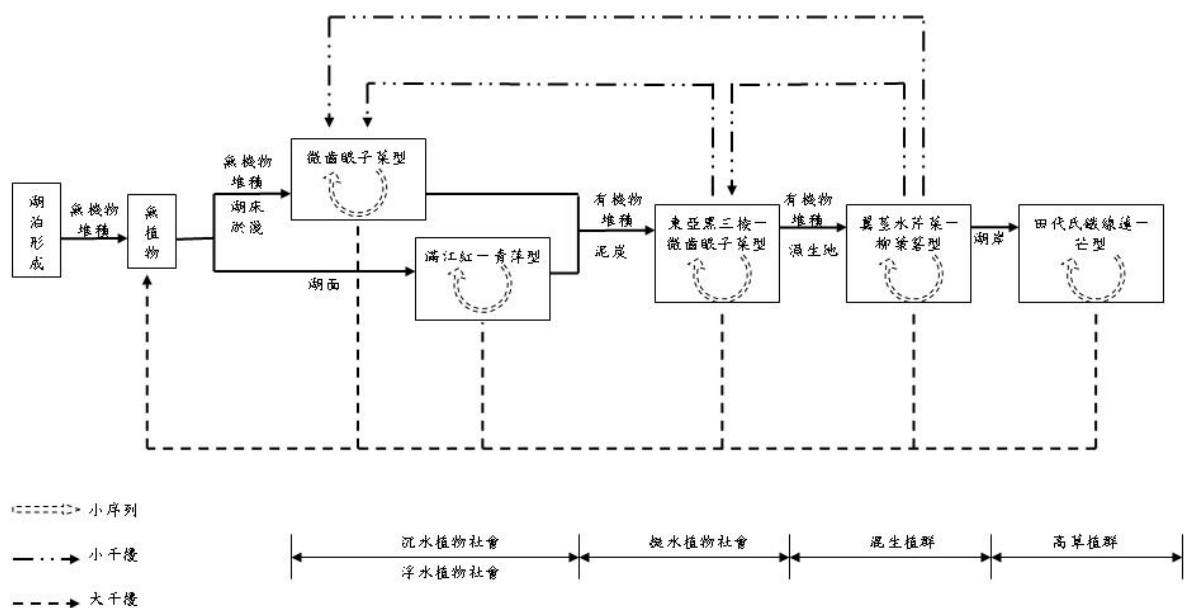


圖 33、神秘湖濕生植群演替推測圖

(二) 不同湖泊植物社會之比較

神秘湖為具有出水口之湖泊，湖沼常受到暴雨所形成的水位驟升及陡降的擾動，即脈衝現象的影響，湖畔的一些生育地會朝退化演替的方向前進，整個湖沼處於動態的平衡之下，若與不具脈衝現象的湖泊，如不具有明顯出水口之翠峰湖進行不同植物社會物種數與佔有面積的比較（表 11）（毛俊傑等，2006；陳子英等，2006）。

在沉水及漂浮型植物社會上，沉水型植物社會兩者所佔面積百分比相似，而實際面積翠峰湖比神秘湖更大，但翠峰湖因水位變化過大和湖域底部為碎石粒，所以並沒有沉水型植物社會，又因海拔過高，氣溫較低，所以漂浮型植物社會也無法在此生存，所以並無這兩種植物社會，此比例僅為水域環境面積。但是神秘湖具有較為穩定的水位變化和深厚的底泥所以沉水型植物社會相當發達，物種數有六種，其中微齒眼子菜是屬於稀有植物。台灣要具有如此深厚的底泥和穩定的水位變化之生育地相當稀少，所以神秘湖沉水型植物之面積較翠峰湖高。又因海拔適中，所以漂浮型植物社會也具有 3 種漂浮型水生植物；颱風所帶來之暴雨與強風之衝擊常帶走這些飄浮型的水生植物，而漂浮型水生植物因繁衍速度快，所以漂浮型植物社會的面積會隨颱風一年內的頻度及強度呈現明顯的季節性變

化。這種現象與這兩種景觀皆是神祕湖獨特且稀有的生態特色。

挺水型植物社會中在不具有出水口之湖泊如翠峰湖，若其年內水位變化過大（超過 4 m）且持續的時間較長（大於 1 個月），挺水型之水生植物便無法生存（毛俊傑等，2006），所以翠峰湖無挺水型植物社會，但是相同海拔之加羅湖在主湖區中水位變化較大同樣也不具有挺水型之水生植物，而在側出的小湖沼因年內水位變化小，所以在邊緣偶具有挺水的水毛花型植物社會（毛俊傑等，2006）；相較於神祕湖因具有出水口，所以在水位上相對穩定，而且周圍環境所沖積之營養物質累積於湖域周圍，所以挺水型之水生植物便相當的發達，整個挺水型植物社會占了湖域面積的 10.5%，實際面積達 0.75 ha，主要是以水毛花和東亞黑三稜為主。其中可以發現挺水型植物社會和濕生型植物社會之環境相當類似，所以在兩者相對面積的比例上可以了解到此兩種植物社會會因土壤水位高低的些許差異而有所不同，若在湖域水體的低水位處（即在湖域和水體上），挺水型植物社會較濕生型植物社會發達，而土壤未長期浸泡於水體中（即在湖域和水體過渡帶上），則是濕生型植物社會較挺水型植物社會發達。

表 11、翠峰湖及神祕湖湖沼植物社會相對面積比例表

植物社會型相對面積	翠峰湖			神祕湖		
	面積(ha)	比例	物種數	面積(ha)	比例	物種數
高草型植物社會	6.17	29.09%	98	2.38	35.20%	101
濕生型植物社會	6.74	31.75%	11	0.63	9.33%	21
挺水型植物社會	0	0%	0	0.70	10.50%	2
沉水及漂浮型植物社會	8.31	39.17%*	0	3.03	45%	9
總計(total)	21.23	100%	109	6.74	100%	133

注 *：無此植物社會，此比例為水域環境面積

濕生型植物社會中，在翠峰湖所佔的相對面積為 31.75%，實際面積達 6.74 ha，神祕湖所佔的相對面積為 9.33%，實際面積達 0.63 ha，在不具有出水口之湖泊中，因年內水位變化較緩慢，所以有利於濕生型的水生植物生存和繁衍，而神祕湖因脈衝現象影響，所以濕生型的水生植物不容易在湖域周遭生存，在颱風來臨時，或多或少會帶走部分的濕生型植物，使其所佔的相對面積下降，並且減緩湖域淤積速度，但是神祕湖的濕生型水生植物較翠峰湖多，其原因是因為和湖水接觸時間較長，所以能夠適應之濕生植物也就比較多，相較於翠峰湖，水位變化

過大且呈現季節性的淹水和缺水時期，能適應之濕生植物也就比較少，只有能夠較為耐旱之濕生型水生植物才能得以生存，如莎草科之七星斑囊果薹和蓼科的細葉雀翹，所以當這兩種適應了如此的環境，因此在翠峰湖周圍具有一團一團的七星斑囊果薹群落和成片狀之深紅褐色的細葉雀翹群落。

湖泊邊緣的高草植物社會，也就是水位變動較低且較乾旱的地區常常會形成芒草為主的高草植物社會，在翠峰湖所佔的相對面積為 29.09%，實際面積達 6.17 ha；神秘湖所佔的相對面積為 35.2%，實際面積達 2.38 ha，在物種數方面相差不多，翠峰湖有 98 種，神秘湖有 101 種，但是這些物種所出現之覆蓋度都遠低於芒，多半生長在芒的下方，只要具有些許空隙便能得以生長，兩者極為相似（毛俊傑等，2006；陳子英等，2006）。

由兩種不同類型的湖泊而言，主要的差異在於濕生型植物社會、挺水型植物社會及沉水型植物社會的物種數與所佔有的植物社會比例與面積，在有水位驟升及陡降擾動的湖泊在挺水型植物社會及沉水型植物社會的物種數與所佔有的比例與面積會較多，而水位上升緩慢且超過 2m，同時高水位持續 1 個月以上的湖沼濕生型植物社會的物種數與所佔有的比例與面積會較多；多樣性上一般在有水位驟升及陡降的擾動的湖泊整個物種數會比後者高，但後者在濕生型植物社會有獨特且具代表性的濕生植群型（毛俊傑等，2006），在保育上兩者各具有不同的生態價值，同時兩者都需要經由水位的監測進行合理的保育管理。

七、結論與建議

（一）半水棲蛇類與水文的影響

半水棲蛇類的調查與監測後續的工作重點將著重在進行神秘湖調查至今，已蒐集的蛇類個體年齡判定與影像形態資料分析，及與鄰近族群的比對，可看出洪氾現象在神秘湖白腹游蛇族群的證據。

1. 神秘湖的白腹游蛇族群相較於北台灣其他現有的族群，懷孕雌蛇具有較小的最大體長及較低的窩卵數，此一差異可能是適應夏秋之際神秘湖劇烈的水文波動所導致。
2. 此外神秘湖由於食物資源較為豐沛，湖域中的白腹游蛇體質量狀態較同樣位處宜蘭的福山植物園族群為佳，由最小懷孕個體的雌蛇大小來判斷，初次進

行生殖的時間可能較福山族群提早一年，約為三年。

3. 根據福山植物園水生植物池白腹游蛇生殖資料的收集與觀察，白腹游蛇卵的孵化日數約為 5-14 天之間，恰巧短於近兩年平均洪氾現象發生的時間間距 16.8 日，針對神秘湖的白腹游蛇卵產出時間、孵化時間長短及與當地水文水位波動狀態之間的關聯，值得未來深入探討。

(二) 水生植群與水位之動態變化

1. 神秘湖內的植物社會可分為分別為高草植群的田代氏鐵線蓮—芒型，混生植群的翼莖水芹菜—柳葉箬型，挺水植物社會的東亞黑三稜—微齒眼子菜型，沉水植物社會的馬藻—微齒眼子菜型與眼子菜型，浮水植物社會的青萍—滿江紅型。
2. 大部分的植群社會均為穩定，當生育地遇到干擾（脈衝現象）時，浮水植物如青萍、滿江紅之覆蓋度明顯下降，當干擾強度減低時，浮水植物社會將以無性繁殖的方式快速的恢復於生育地中。
3. 神秘湖湖沼年度內的植物社會因植物的生長週期不同而有些微的差異，如沉水植物社會中的馬藻，其夏季休眠，到 9 月才萌芽，與當地沉水環境中的優勢種微齒眼子菜春天萌芽相交錯，且馬藻萌芽時期正好為颱風過後，故能持續在神秘湖內維持其數量。
4. 神秘湖湖沼年度間的植物社會變化，在受到較大的干擾而有變動，受影響最明顯的為挺水植物社會，當年度內短暫時間雨量大、水流快之時，其干擾強度可讓挺水植物社會亦甚至退回到沉水植物社會。年度內植群的差異性（相異性）以高草、混生、挺水及浮水植物社會之數值較高，沉水植物社會之相異性數值較低，其中又以馬藻型之相異性差異最大。
5. 雖然植群演替的推論上，濕地應朝向陸域生態系，但根據前人研究之調查與本研究調查分析後的結果推論，神秘湖湖沼因受到外界物理因子，即脈衝現象的影響，其生育地朝退化演替的方向前進。又干擾強度的不同，如颱風的大小帶來的脈衝情況，而使生育地朝向退化演進的方向，即植物物種減少，構造趨向簡單；然而如果因而減少，而脈衝現象減緩，則整個濕地又會朝向陸域生態系發展，因此未來保護區內仍應進行動物、植群與水位變化的監測。

(三) 水文脈衝特性之評估

1. 由湖沼脈衝生長模式之模擬結果顯示，神秘湖之演替應較符合脈衝穩定性的理論。
2. 台灣地區受到颱風影響，湖沼生態之保育，宜考慮脈衝機制之影響。
3. 神秘湖保留區由於長期保留，幾無人為干擾，其監測與研究成果，能提供重要湖沼生態機制理論為提供其他湖沼保護區。在全球氣候變遷下，降雨型態與往常不同，神秘湖保留區宜持續保留，以提供其他保護區經營管理之比較與參考。

台灣地區颱風頻仍，在湖泊濕地保育之經營管理上，應充分考慮脈衝機制。而神秘湖保留區，因集水區完整，幾無人為干擾，可以提供為自然湖沼生態之系統機制研究，以及在全球氣候變遷狀況下，台灣湖沼生態變遷方向的對照站，提供其他湖沼濕地之保育經營管理之重要參考對照，故建議未來持續保留。

(四) 整體的監測方式

自然保留區做為土地使用之目標上，是為了研究生態系的運作過程與維持的機制，及了解稀有物種在整個生態過程中更新的方式，此可以藉由保留區內空間與時間尺度的變化，進行未來整個保留區預測或監測的重點，並提供類似之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生態系監測研究與物種族群變動的觀察（monitoring），才是生態系保育和稀有物種保存的開始。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）。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

與族群的動態為重要的經營目標，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 11 所列，至於操作上目前已試行一年，並已有成熟的調查方法，可在計畫結束後交由林務局之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，這或許可透過年度內或年度間進行定期航測及遙測之拍攝而取得。

植群生態尺度上，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，未來應可定期進行重測，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；未來應持續進行標記-在捕捉 (Mark and recapture) 的方式，或於洪氾現象發生季節前後裝置無線電發報器於蛇體，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 12)，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；而生殖時期則每月監測一次。

水文環境變化的監測則水質如 pH、溶氧、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 12、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)	每年一次
	挺水與低草溼生植群	每季一次或二次
社會或生態學 (植群生態)	植物社會之變化 (沈水或浮水植群)	各季一次
	演替之變化	各季一次、主要脈衝之前後
	幼苗之生長	各季一次、主要脈衝之前後
族群尺度	族群數量之動態變化 (白腹遊蛇)	各季一次、主要脈衝之前後
	白腹遊蛇的生殖生態	每季一次、主要脈衝之前後
水文監測	水位測定 (水位計)	每小時
	雨量資料	每小時

(五) 保護區的經營與管理

自然保留區設置的首要目的，即是透過保留完整的生態系，並讓這個生態系在不受人為干擾的狀態下，瞭解自然系統的運作機制，以提供其他類似保護區系統之參考。過去林務局對於神秘湖保留區刻意的保留，降低人為干擾到最低，使得研究人員可以瞭解湖沼生態之動態機制，並提出一些初步的理論，以此而言，神秘湖之保留價值相當高。近年來，全球氣候變遷下降雨量與往常不同，疑似有平日降雨量降低、暴雨頻度減少的現象，研究人員更需要從神秘湖保留區瞭解氣候變遷對於湖沼生態系之影響，以提供台灣地區湖沼生態保育之參考。故神秘湖保留區之研究宜持續進行，並可做為台灣地區湖沼生態保育之參考點。

保留區另一個目標為維持物種多樣性，其中最受關注者尤推稀有種或臨絕種；然而不論保護對象為特定物種或所有關注之物種，保護區應有清單調查、評選、監測、保護措施和人為處置等管理程序 (蘇鴻傑, 1988)。神秘湖已有許多清單調查、評選稀有或瀕臨絕種，如列出微齒眼子菜等植物 (蘇鴻傑, 1988)，在監測部份則是調查及掌握保護對象之族群分布及數量，密切觀察其潛在危機及現有天然干擾之維持，因此族群密度之變化宜有長期之記錄。本研究雖然以樣帶

取樣調查達 2 年久，但是對於較大的脈衝現象，例如數年才有一次的強大颱風並未碰到，建議監測應持續進行至包含一次較大的脈衝現象。有關於長期的監測需要考量經驗、人力和經費上的問題，因此建議將監測技術轉移變成一項可操作的方式，在減少人力及經費的支出下，進行重點的監測。

在保護措施上，當保護區設立之後，實行適宜之管理，以減低或排除所受之衝擊。對於神秘湖而言，目前人員未取得申請是不能進入湖區內並做了嚴格的限制；因倘若民眾未取得申請而進入本區，會對湖泊生態造成影響，如宜蘭冷埤而言，因人為不當的引入水生植物，使得外來種的水禾覆蓋住整個冷埤的水面上，進而使水面下的沉水植物如金魚藻等遭受生存上的威脅或雙連埤沉水植群被置放白花穗蓴，使得這種外來種迅速佔據了石龍尾的空間，又如鴛鴦湖自然保留區的外來鯉魚等，這些外來種一旦進入湖沼中，要徹底清除是較困難的；神秘湖最大的生態特色便是佈滿整個湖域的沉水植物，所以當未取得申請而進入之民眾，不管是有心或無意，都有可能破壞因長期保留下來的完整生態系，所以應依法規制定申請標準，嚴格管制未取得申請而進入者。

而在調查期間，偶然會遇到一些對生態保育有所關切的民眾、保育團體或當地原住民到神秘湖附近進行活動，這也加重林區管理處的巡查與勸導的工作，在目前林管處巡查人力短缺的狀況下，似可向當地較有保育企圖心的部落實施生態保育宣導，或輔以代為定期巡視的工作，或與部落社區合作一起監督，可以加強現場的管控機制。

而保留區的控管的上，可以訓練附近部落之專業解說員帶隊做低密度的生態解說活動，或有助於環境保育之教育，不失為提升當地生態教育的良好方式之一，但是在進入保留區之前需作良好的行前教育，進入前需遵守規定並為自己的鞋子、衣物進行清潔，以防止外來物種被無心帶入。同時必須像鴛鴦湖自然保留區一樣，設立生態容許量的人數限制，並制定嚴格的進入保護區守則，如此可以進入參觀的人數雖然不多，但是可以將整個生態系運作的機制與自然保留區保存的意義等重要之生態保育訊息傳遞給附近的原住民部落及一些對自然保育關心的民眾；然而本區尚屬於保留區系統時，仍應有主管機關的農委會或林務局之同意才得以進行此種方式的管控。

八、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
- 毛俊傑、陳子英、阮忠信 2006 翠峰湖生物相與棲地調查之研究 行政院農業
委員會林務局委託研究計畫系列 95-01-08-01 號 104pp.
- 王海洋、陳家寬、周進 1999 水位梯度對濕地植物生長、繁殖和生物量分配的
影響 植物生態學報 23(3): 269-274
- 朱教君、劉足根 2004 森林干擾生態研究 應用生態學報 15(10): 1703-1710
- 肖德榮、田昆、袁華、揚宇明、李廳雲、徐守國 2006 高原濕地帕納海水生植
物社會群落分布格局及變化 生態學報 26(11): 3624-3630
- 阮忠信 2002 以系統生態學之觀念來看待天然災害防治工程 工程 75
(4):89-97
- 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
- 林旭宏 1988 南澳闊葉樹保護區植群生態之研究 國立台灣大學森林學研
究所樹木學組碩士論文
- 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
林務局保育系列 80-07 號 49pp.
- 施文、葛振鳴、王天厚、周曉、周立晨 2007 九段沙濕地植被群落演替與格局
變化趨勢 生態學雜誌 26(2): 165-170
- 柳楮、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、毛俊傑、阮忠信 2006 南澳闊葉林自然保留區神秘湖濕生演替之研究
行政院農業委員會林務局保育研究系列第 94-09 號 83pp.
- 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
- 劉永、郭懷成、周豐、王真、黃凱 2006 湖泊水位變動對水生植被的影響機理與

- 調控方法 生態學報 26(9):3117-3126
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 1983 森林植物生態學 台灣商務印書館 台北 462pp.
- 譚學界、趙欣勝 2006 水深梯度下濕地植被空間分佈與生態適應 生態學雜誌 25(12) : 1460-1464
- 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 1988 植物保護區之規劃與經營管理 森林資源保育研習會論文 p.122~129
- 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 p.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
- Ballinger, R.E. 1977. Reproductive strategies: food availability as a source of proximal variation in a lizard. *Ecology* 58: 628-635.
- Bonnet, X. and G. Naulleau 1994. A body condition index (BCI) in snakes to study reproduction. *Animal Biology and Pathology*. 317:34-41. (In France with English abstract)
- Captain, A. and A. Patel 1998. *Sinonatrix*, a new genus for India. *Hamadryad*. 22(2):114-115.
- Coops, H. M. Beklioglu, and T. L. Crisman, 2003 The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems- workshop conclusions. *Hydrobiologia*. 506:23-27.
- Davis, G.R. 1994 *Principles and practice of plant conservation*. Chapman and Hall 289pp.
- Fraker, M.A. 1970. Home range and homing in the watersnake, *Natrix sipedon*. *Copeia*. 1970(4):665-673.
- Gaines, W. R. Harrod, and J. Lehmkuhl, 1999 *Monitoring. Biodiversity: Quantification and interpretation* USDA. PNW-GTR-443.

- Goldsmith, B. 1991 Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall Press.
- 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.
- Kang, D. 1998 Pulsing and self-organization doctoral dissertation. University of Florida. Gainesville. Florida.
- 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.
- 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* 106: 100-110.
- Mao, J.-J. 2003. Population ecology of genus *Sinonatrix* in Taiwan. Doctoral dissertation of Biogeography. Trier University. Germany. 157pp.
- Mao, 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 in a pond habitat. *Herpetological Review*. 35(4):350-351.
- 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.
- 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 and Sons. New York, USA. pp.1-10.
- Middleton, B. 1998. *Wetland Restoration, Flood Pulsing, and Disturbance Dynamics*. John Wiley & Sons. New York. USA. 388 pp.

- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink 2000. *Wetlands*, 3rd ed. John Willey & Sons, Inc. New York. USA. 920pp.
- 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. and G. W. Barrett 2005 *Fundamentals of Ecology*. 5th ed. Thomson Brooks cole, Australia 624pp.
- Odum, H. T. 1994. *Ecological and general systems: an introduction of systems ecology*. Rev. ed. Univ. Press of Colorado. Colorado, USA. 644pp.
- Odum, H. T. 1996. *Environmental Accounting*.
- Pickett, S.T.A. and P. S. White, 1986. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, 472 pp.
- Pope, C.H. 1935. *The reptiles of China*. The American Museum of Natural History. New York, 92-122 pp.
- 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 B.J.F. Biggs, 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.
- 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.
- Shine, R. 1995. A new hypothesis for the evolution of viviparity in reptiles. *The American Naturalist*. 145(5):809-823.
- Shine, R. and X. Bonnet 2000. Snakes: a new “model organism” in ecological research? *Tree*. 15(6): 221-222.
- Stejneger, L. 1907. *Herpetology of Japan and adjacent territory*. U. S. National

- Museum Bulletin No. 58. Washington.
- 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.
- 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.
- 網路資料
- 水利署 <http://gweb.wra.gov.tw/wrweb/> 2007
- 中央氣象局颱風資料庫 <http://rdc28.cwb.gov.tw/> 2007

附錄一、神秘湖濕地植物名錄

PTERIDOPHYTA

蕨類植物門

ASPLENIACEAE

- Asplenium antiquum* Makino
Asplenium normale D. Don

- 鐵角蕨科
山蘇花
生芽鐵角蕨

ATHYRIACEAE

- Athyrium arisanense* (Hayata) Tagawa
Athyrium erythropodum Hayata
Athyrium iseanum Rosenst.
Cystopteris fragilis (L.) Bernh.
Diplazium amamianum Tagawa
Diplazium dilatatum Blume
Diplazium doederleinii (Luer.) Makino
Diplazium esculentum (Retz.) Sw.

- 蹄蓋蕨科
阿里山蹄蓋蕨
紅柄蹄蓋蕨
細葉蹄蓋蕨
冷蕨
奄美雙蓋蕨
廣葉鋸齒雙蓋蕨
德氏雙蓋蕨
過溝菜蕨

AZOLLACEAE

- Azolla pinnata* R. Brown

- 滿江紅科
滿江紅

BLECHNACEAE

- Woodwardia unigemmata* (Makino) Nakai

- 烏毛蕨科
生芽狗脊蕨

DAVALLIACEAE

- Davallia mariesii* Moore ex Bak.

- 骨碎補科
海州骨碎補

DENNSTAEDTIACEAE

- Dennstaedtia scabra* (Wall. ex Hook.) Moore
Hypolepis punctata (Thunb.) Mett.
Monachosorum henryi Christ
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn subsp. *latiusculum* (Desv.)
Shieh

- 碗蕨科
碗蕨
姬蕨
稀子蕨
蕨

DRYOPTERIDACEAE

- Arachniodes festina* (Hance) Ching
Arachniodes pseudo-aristata (Tagawa) Ohwi
Arachniodes rhomboides (Wall. ex Mett.) Ching

- 鱗毛蕨科
台灣兩面複葉耳蕨
小葉複葉耳蕨
斜方複葉耳蕨

<i>Dryopteris polita</i> Rosenst.	台東鱗毛蕨
LOMARIOPSIDACEAE	羅蔓藤蕨科
<i>Egenolfia appendiculata</i> (Willd.) J. Sm.	刺蕨
LYCOPODIACEAE	石松科
<i>Lycopodium complanatum</i> L.	地刷子
POLYPODIACEAE	水龍骨科
<i>Colysis wrightii</i> (Hook.) Ching	萊氏線蕨
<i>Lemmaphyllum microphyllum</i> Presl	抱樹蕨(伏石蕨)
<i>Lepisorus thunbergianus</i> (Kaulf.) Ching	瓦葦
<i>Microsorium buergerianum</i> (Miq.) Ching	波氏星蕨
<i>Pyrrosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	石葦
PTERIDACEAE	鳳尾蕨科
<i>Pteris fauriei</i> Hieron.	傅氏鳳尾蕨
<i>Pteris setuloso-costulata</i> Hayata	有刺鳳尾蕨
<i>Pteris wallichiana</i> Ag.	瓦氏鳳尾蕨
SELAGINELLACEAE	卷柏科
<i>Selaginella delicatula</i> (Desv.) Alston	全緣卷柏
<i>Selaginella doederleinii</i> Hieron.	生根卷柏
<i>Selaginella involvens</i> (Sw.) Spring	密葉卷柏
<i>Selaginella moellendorffii</i> Hieron.	異葉卷柏
<i>Selaginella remotifolia</i> Spring	疏葉卷柏
THELYPTERIDACEAE	金星蕨科
<i>Christella acuminata</i> (Houtt.) L'ev.	小毛蕨
<i>Parathelypteris glanduligera</i> (Kunze) Ching	密腺副金星蕨

DICOTYLEDONS

雙子葉植物亞門

MYRIACEAE	楊梅科
<i>Myrica rubra</i> (Lour.) Sieb. & Zucc.	楊梅
<i>Ficus formosana</i> Maxim.	天仙果
URTICACEAE	蕁麻科

<i>Elatostema lineolatum</i> Wight var. <i>majus</i> Wedd.	冷清草
<i>Elatostema trilobulatum</i> (Hayata) Yamazaki	裂葉樓梯草
<i>Gonostegia hirta</i> (Bl.) Miq.	糯米團
<i>Pellionia radicans</i> (Sieb. & Zucc.) Wedd.	赤車使者
<i>Pilea brevicornuta</i> Hayata	短角冷水麻
<i>Pilea melastomoides</i> (Poir.) Wedd.	大冷水麻
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	小葉冷水麻
<i>Urtica thunbergiana</i> Sieb. & Zucc.	蕁麻(咬人貓)
PROTEACEAE	山龍眼科
<i>Helicia formosana</i> Hemsl.	山龍眼
POLYGONACEAE	蓼科
<i>Polygonum chinense</i> L.	火炭母草(清飯藤)
<i>Polygonum dichotomum</i> Bl.	水紅骨蛇
<i>Polygonum longisetum</i> De Bruyn	睫穗蓼
<i>Polygonum posumbu</i> Buch.-Ham. ex Don	花蓼
<i>Polygonum praetermissum</i> Hook. f.	細葉雀翹
<i>Polygonum thunbergii</i> Sieb. & Zucc.	戟葉蓼
CARYOPHYLLACEAE	石竹科
<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop.	鵝兒腸
<i>Stellaria arisanensis</i> (Hayata) Hayata	阿里山繁縷
LAURACEAE	樟科
<i>Lindera akoensis</i> Hayata	內荳子
<i>Lindera communis</i> Hemsl.	香葉樹
RANUNCULACEAE	毛茛科
<i>Clematis henryi</i> Oliv. var. <i>morii</i> (Hayata) Yang & Huang	森氏鐵線蓮
<i>Clematis tashiroi</i> Maxim.	田代氏鐵線蓮 (琉球鐵線蓮)
LARDIZABALACEAE	木通科
<i>Stauntonia hexaphylla</i> (Thunb.) Dcne.	石月
<i>Stauntonia obovata</i> Hemsl.	鈍藥野木瓜 (圓葉野木瓜)

CERATOPHYLLACEAE	金魚藻科
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	金魚藻(松藻)
SAURURACEAE	三白草科
<i>Houttuynia cordata</i> Thunb.	蕺菜(臭腥草)
PIPERACEAE	胡椒科
<i>Piper kadsura</i> (Choisy) Ohwi	風藤
THEACEAE	茶科
<i>Camellia brevistyla</i> (Hayata) Coh.-Stuart	短柱山茶
<i>Camellia transarisanensis</i> (Hayata) Coh-Stuart	阿里山茶
<i>Eurya crenatifolia</i> (Yamamoto) Kobuski	假柃木
SAXIFRAGACEAE	虎耳草科
<i>Hydrangea paniculata</i> Sieb.	水亞木
<i>Pileostegia viburnoides</i> Hook. f. & Thoms.	青棉花
<i>Schizophragma integrifolium</i> Oliv. var. <i>fauriei</i> (Hayata) Hayata	圓葉鑽地風
ROSACEAE	薔薇科
<i>Duchesnea indica</i> (Andr.) Focke	蛇莓(地梅、龍吐珠)
<i>Rubus corchorifolius</i> L. f.	變葉懸鉤子
<i>Rubus croceacanthus</i> Levl.	虎婆刺
<i>Rubus liuii</i> Yang & Lu	柳氏懸鉤子
<i>Rubus pectinellus</i> Maxim.	刺萼寒莓
<i>Rubus sumatranus</i> Miq.	紅腺懸鉤子
<i>Rubus swinhoei</i> Hance	斯氏懸鉤子
BALSAMINACEAE	鳳仙花科
<i>Impatiens uniflora</i> Hayata	紫花鳳仙花
VITACEAE	葡萄科
<i>Cayratia japonica</i> (Thunb.) Gagnep.	虎葛(烏斂莓)
<i>Tetrastigma umbellatum</i> (Hemsl.) Nakai	台灣崖爬藤
VIOLACEAE	堇菜科
<i>Hybanthus enneaspermus</i> (L.) F. v. Muell.	鼠鞭草

<i>Viola arcuata</i> Bl.	如意草
<i>Viola formosana</i> Hayata	台灣堇菜
BEGONIACEAE	秋海棠科
<i>Begonia formosana</i> (Hayata) Masam.	水鴨腳
CUCURBITACEAE	葫蘆科
<i>Gynostemma pentaphyllum</i> (Thunb.) Makino	絞股藍
MELASTOMATACEAE	野牡丹科
<i>Sarcopyramis napalensis</i> Wall. var. <i>bodinieri</i> Levl.	肉穗野牡丹
<i>Sarcopyramis napalensis</i> Wall. var. <i>delicata</i> (C. B. Robinson) S. F. Huang & T. C. Huang	東方肉穗野牡丹
ONAGRACEAE	柳葉菜科
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) Raven	水丁香
<i>Ludwigia ovalis</i> Miq.	卵葉水丁香
ARALIACEAE	五加科
<i>Hedera rhombea</i> (Miq.) Bean var. <i>formosana</i> (Nakai) Li	台灣常春藤
UMBELLIFERAE=APIACEAE	繖形科
<i>Hydrocotyle batrachium</i> Hance	台灣天胡荽
<i>Hydrocotyle dichondroides</i> Makino	毛天胡荽
<i>Hydrocotyle setulosa</i> Hayata	阿里山天胡荽
<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i> Lam.	天胡荽
<i>Oenanthe javanica</i> (Bl.) DC.	水芹菜
<i>Oenanthe pterocaulon</i> Liu, Chao & Chuang	翼莖水芹菜
OLEACEAE	木犀科
<i>Ligustrum liukiense</i> Koidz.	日本女貞
GENTIANACEAE	龍膽科
<i>Tripterospermum lanceolatum</i> (Hayata) Hara ex Satake	玉山肺形草 (披針葉肺形草)
<i>Tripterospermum taiwanense</i> (Masam.) Satake	台灣肺形草
RUBIACEAE	茜草科

<i>Damnacanthus indicus</i> Gaertn.	伏牛花
<i>Galium echinocarpum</i> Hayata	刺果豬殃殃
<i>Galium formosense</i> Ohwi	圓葉豬殃殃
<i>Galium trifidum</i> L.	小葉四葉葎
<i>Mussaenda pubescens</i> Ait. f.	毛玉葉金花
<i>Nertera nigricarpa</i> Hayata	黑果深柱夢草
<i>Ophiorrhiza japonica</i> Blume	蛇根草
<i>Paederia foetida</i> L.	雞屎藤
CALLITRICHACEAE	水馬齒科
<i>Callitriche japonica</i> Engelm. ex Hegelm	日本水馬齒
LABIATAE =LAMIACEAE	唇形科
<i>Lycopus lucidus</i> Turcz. var. <i>formosana</i> Hayata	澤蘭
<i>Mosla chinensis</i> Maxim.	乾汗草
<i>Salvia formosana</i> (Murata) Yamazaki	台灣紫花鼠尾草
SCROPHULARIACEAE	玄參科
<i>Mazus fauriei</i> Bonati	佛氏通泉草 (台灣通泉草)
<i>Mazus pumilus</i> (Burm. f.) Steenis	通泉草
<i>Torenia concolor</i> Lindley var. <i>formosana</i> Yamazaki	倒地蜈蚣(四角銅鑼、釘地蜈蚣)
<i>Veronica peregrina</i> L. var. <i>xalapensis</i> (H. B. K.) Penn.	毛蟲婆婆納
ACANTHACEAE	爵床科
<i>Strobilanthes rankanensis</i> Hayata	蘭崁馬藍
<i>Hemiboea bicornuta</i> (Hayata) Ohwi	台灣半蒴苣苔 (角桐草)
LENTIBULARIACEAE	狸藻科
<i>Utricularia australis</i> R. Brown	南方狸藻
<i>Utricularia gibba</i> L.	絲葉狸藻
<i>Utricularia minor</i> L.	小狸藻
<i>Plantago asiatica</i> L.	車前草
CAMPANULACEAE	桔梗科
<i>Lobelia chinensis</i> Lour.	半邊蓮(水仙花草、鑷麼仔)

<i>Lobelia zeylanica</i> L.	草)
<i>Lobelia nummularia</i> Lam.	圓葉山梗菜
<i>Peracarpa carnosus</i> (Wall.) Hook. f. & Thomson	普刺特草
	山桔梗
COMPOSITAE=ASTERACEAE	菊科
<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	昭和草
<i>Dichrocephala integrifolia</i> (L. f.) Kuntze	茯苓菜
<i>Erechtites valerianifolia</i> (Wolf ex Rchb.) DC.	飛機草
<i>Farfugium japonicum</i> (L.) Kitam.	山菊
MONOCOTYLEDONS	單子葉植物亞門
ARACEAE	天南星科
<i>Acorus gramineus</i> Soland.	石菖蒲(堯韭、昌陽)
<i>Arisaema heterophyllum</i> Blume	羽葉天南星
<i>Arisaema taiwanense</i> J. Murata	蓬萊天南星
COMMELINACEAE	鴨跖草科
<i>Amischotolype chinensis</i> (N. E. Br.) E. Walker ex Hatus.	中國穿鞘花(東陵草)
<i>Commelina communis</i> L.	鴨跖草
<i>Murdannia keisak</i> (Hassk.) Hand.-Mazz.	水竹葉
CYPERACEAE	莎草科
<i>Carex filicina</i> Nees	紅鞘薹
<i>Carex morii</i> Hayata	森氏薹
<i>Schoenoplectus mucronatus</i> (L.) palla subsp. <i>robustus</i> (Miq.) T. Koyama	水毛花
DIOSCOREACEAE	薯蕷科
<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.	薄葉野山藥
GRAMINEAE=POACEAE	禾本科
<i>Cyrtococcum accrescens</i> (Trin.) Stapf	散穗弓果黍
<i>Cyrtococcum patens</i> (L.) A. Camus	弓果黍
<i>Isachne albens</i> Trin.	白花柳葉箬
<i>Isachne globosa</i> (Thunb.) Kuntze	柳葉箬
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	李氏禾

<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	芒
<i>Oplismenus compositus</i> (L.) P. Beauv.	竹葉草
<i>Panicum brevifolium</i> L.	短葉黍
<i>Setaria palmifolia</i> (J. König.) Stapf	棕葉狗尾草
JUNCACEAE	燈心草科
<i>Juncus effusus</i> L. var. <i>decipiens</i> Buchenau	燈心草
<i>Juncus leschenaultii</i> J. Gay ex Laharpe	錢蒲
LEMNACEAE	浮萍科
<i>Lemna aequinoctialis</i> Welw.	青萍
<i>Spirodela punctata</i> G. Mey.	紫萍
LILIACEAE	百合科
<i>Liriope spicata</i> (Thunb.) Lour.	麥門冬
ORCHIDACEAE	蘭科
<i>Cephalantheropsis gracilis</i> (Lindl.) S. Y. Hu	綠花肖頭蕊蘭
<i>Odontochilus lanceolatus</i> (Lindl.) Bl.	雙囊齒唇蘭
POTAMOGETONACEAE	眼子菜科
<i>Potamogeton crispus</i> L.	馬藻
<i>Potamogeton octandrus</i> Poir.	眼子菜
<i>Potamogeton oxyphyllus</i> Miq.	線葉藻
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	柳絲藻
<i>Potamogeton maackianus</i> A. Benn.	馬克眼子菜、微齒眼子菜
SMILACACEAE	菝葜科
<i>Smilax china</i> L.	菝葜
<i>Smilax discotis</i> Warburg	宜蘭菝葜(托柄菝葜)
SPARGANIACEAE	黑三稜科
<i>Sparganium fallax</i> Graebn.	東亞黑三稜
ZINGIBERACEAE	薑科
<i>Alpinia intermedia</i> Gagn.	山月桃
<i>Alpinia pricei</i> Hayata	普來氏月桃