

# 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程

## 先期生態及棲地調查

### 期末報告

受委託者：國立中興大學

研究主持人：楊正澤

協同主持人：吳聲海、孫元勳、蔡尚熹

（按姓氏筆劃排列）

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國九十九年十二月二十日

（本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見）

## 目 次

表次	III
圖次	VI
研究計畫分工項目	VII
中文摘要	VIII
英文摘要	IX

### 第一章 緒論

第一節 濱水帶整合性生物調查計畫緣由	1
第二節 濱水帶整合性生物調查計畫目標	4
第三節 濱水帶整合性生物調查研究地區簡介	6
第四節 濱水帶整合性生物調查共同採樣頻度	8
第五節 濱水帶整合性生物調查計畫研究方法	9
第六節 整合計劃研究之原理與內容	13

### 第二章 七家灣溪濱岸陸生昆蟲調查

中文摘要	14
英文摘要	17
一、前人研究	18
二、研究方法	23
三、結果與討論	25

### 第三章 七家灣溪濱岸植物調查

中文摘要	41
英文摘要	46

一、計畫緣由	49
二、前人研究	51
三、研究地區	58
四、研究方法	59
五、結果與討論	62
六、結論與建議	76

#### 第四章 七家灣溪濱岸兩生及爬蟲類種類及數量調查

中文摘要	131
一、前言	133
二、材料與方法	135
三、結果	137
四、討論	139
五、結論	141

#### 第五章 七家灣溪濱岸鳥類相調查

中文摘要	166
英文摘要	168
一、前言	169
二、研究地區和方法	170
三、調查方法	171
四、結果	172
五、討論	175

#### 第六章 濱水帶以昆蟲群聚為中心之陸域生物調查及監測

參考書目	199
------	-----

## 表 次

表 2-1	武陵地區 2010 年 4-8 月一號壩上下昆蟲目級個體數組成	30
表 2-2	武陵地區 2005 及 2010 年 4 月分各測站昆蟲組成目級個體數比較表	31
表 2-3	武陵地區 2010 年 4 月各測站昆蟲個體數	32
表 2-4	武陵地區 2004 至 2010 年濱水帶測站各目之科級相對多樣性	33
表 2-5	2010 年 4 月至 8 月昆蟲目級個體數組成	34
表 3-1	影響濱岸植群變化之機制與其生態反應	83
表 3-2	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查的線截樣區屬性表	84
表 3-3	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區喬木層之優勢植物	85
表 3-4	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區地被層之優勢植物	86
表 3-5	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查線截樣區 2010 年春季及秋季之 Simpson 豐富度指數	90
表 3-6	2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析之結果	90
表 3-7	2009 年春季七家灣溪濱岸地被層植群典型對應分析之結果	90
表 3-8	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查的臨時樣區屬性表	91
表 3-9	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區喬木層之優勢植物	91
表 3-10	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區地被層(IVI>10)之優勢植物	92
表 3-11	七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查	95
表 4-1	2010 年兩生類調查各月各測站環境因子之敘述性統計資料	142
表 4-2	2010 年各測站成蛙數目與密度	144
表 4-3	2010 年各月各測站各種類成蛙總數、平均吻肛長 (mm)、平均體重 (g)、生物量 ( $g/m^2$ ) 及測站生物量 ( $g/m^2$ )	146
表 4-4	2010 年各月兩生類調查各測站蝌蚪總數、平均全長 (mm)、平均體重 (g)、平均期數、生物量 ( $g/m^2$ )、密度 (隻/ $m^2$ )	148
表 4-5	2010 年各月各測站水生非昆蟲無脊椎動物調查各測站環境因子之敘述性統計資料	150
表 4-6	2010 年七家灣溪各測站水生非昆蟲無脊椎動物類群與數量	152
表 5-1	2010 年 2 月-10 月武陵地區溪流鳥類調查	188
表 6-1	高山溪薔薇科植物小蔥葉懸鉤子灌叢昆蟲活動情形調查表	198

## 圖 次

圖 1-1	雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖	6
圖 1-2	武陵地區溪流各測站相對位置圖	7
圖 1-3	陸域生態系生物多樣性監測系統標準作業程序流程圖	10
圖 1-4	武陵長期生態監測系統作業流程圖	11
圖 2-1	2004 年 4 月到 2006 年 7 月武陵地區濱水帶之昆蟲相科級與個體數變動	22
圖 2-2	武陵地區 2010 年 4 月至 8 月昆蟲各目個體數百分比	28
圖 2-3	武陵地區 2010 年 4 月各測站昆蟲目級多樣性	28
圖 2-4	武陵地區 2005 年與 2010 年 4 月份昆蟲各目個體數差異	29
圖 2-5	2010 年 4 月至 8 月七家灣溪一號壩上下及左右昆蟲個體數差異	29
圖 2-6	吊網採得雙翅目個體數左右岸之差異	30
圖 3-1	中度干擾假說(intermediate disturbance hypothesis)示意圖	100
圖 3-2	濱岸植群演替模式與空間結構示意圖	100
圖 3-3	七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖	101
圖 3-4	七家灣溪濱岸植群之線截樣區設置示意圖	102
圖 3-5	2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區之群團分析	102
圖 3-6	2010 年線截樣區 211 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	103
圖 3-7	2010 年線截樣區 212 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	104
圖 3-8	2009 年觀魚台測站(#4)線截樣區 203 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化	105
圖 3-9	2009 年觀魚台測站(#4)線截樣區 204 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化	106
圖 3-10	2010 年線截樣區 213 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	107
圖 3-11	2010 年線截樣區 214 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	108
圖 3-12	2010 年線截樣區 215 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	109
圖 3-13	2010 年線截樣區 216 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	110
圖 3-14	2010 年線截樣區 217 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	111
圖 3-15	2010 年線截樣區 218 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化	112
圖 3-16	2009 年繁殖場測站(#5)線截樣區 207 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化	113
圖 3-17	2009 年繁殖場測站(#5)線截樣區 208 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化	113

	度指數變化	114
圖 3-18	2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖	115
圖 3-19	2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖	116
圖 3-20	2008、2009 年春季之被層群團分析圖	117
圖 3-21	2008 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區之降趨對應分析的排序圖	118
圖 3-22	2008 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區降趨對應分析之排序圖	118
圖 3-23	2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區降趨對應分析之排序圖	119
圖 3-24	2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區典型對應分析之排序圖	120
圖 3-25	2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層五節芒之四亞型小區典型對應分析之排序圖	120
圖 3-26	2009 年 5 月七家灣溪濱岸線截樣區的典型對應分析結果	121
圖 3-27	七家灣溪濱岸植群演替推估圖	122
圖 4-1	2010 年各月份各種類	154
圖 4-2	2010 年兩生類各測站全年生物量	155
圖 4-3	2010 年各月份梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍蝌蚪期數分布	156
圖 4-4	2004 年至 2010 年各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均體長	156
圖 4-5	2004 年至 2010 年歷年武陵蛇類組成百分比	157
圖 4-6	2004 年至 2010 年兩生類調查，有勝溪測站與七家灣溪測站 (a) 成蛙與 (b) 蝌蚪平均密度 (隻/m <sup>2</sup> ) 變化	158
圖 4-7	2004 年至 2010 年兩生類調查，所有成蛙與蝌蚪密度 (隻/m <sup>2</sup> ) 變化	159
圖 4-8	2004 年至 2010 年兩生類調查，(a) 有勝溪測站與 (b) 七家灣溪各測站之成蛙與蝌蚪平均密度 (隻/m <sup>2</sup> ) 變化	160
圖 4-9	2010 年七家灣溪各測站全年水生非昆蟲無脊椎動物調查之環境因子變化	161
圖 4-10	2010 年七家灣溪地區水生非昆蟲無脊椎動物數量組成百分比	162
圖 4-11	2004 年、2006 年與 2010 年各月份各測站水生非昆蟲無脊椎動物種類和	163
圖 4-12	2004 年、2006 年與 2010 年各月份水生非昆蟲無脊椎動物數量和	163
圖 4-13	2004 年、2006 年與 2010 年六測站之水螞總數	164
圖 4-14	2004 年與 2010 年兩年六測站之水螞密度 (隻數/平方公尺) (a) 桃山西溪、(b) 二號壩、(c) 一號壩、(d) 繁殖場、(e) 高山溪、(f) 有勝溪	165
圖 5-1	研究地區示意圖。資料來源：本研究調查	178
圖 5-2	2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高	

	山溪的河鳥數量月變化	179
圖 5-3	2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鉛色水鷓數量月變化	180
圖 5-4	2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鷓數量月變化	181
圖 5-5	2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的小剪尾數量月變化	182
圖 5-6	2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鴛鴦數量月變化	183
圖 5-7	2004 年-2008 年的 2 月至 5 月，以及 2010 年 2 月至 5 月七家灣溪迎賓橋至三號壩白鵝鴿數量月變化	184
圖 5-8	2010 年三隻黃魚鴉成鳥在七家灣溪及有勝溪活動領域範圍圖	185
圖 5-9	2010 年 4-5 月有勝溪黃魚鴉親鳥離巢活動的直線距離	186
圖 5-10	2010 年 4-5 月有勝溪黃魚鴉親鳥餵食雛鳥各類食物的數量之比較	186
圖 5-11	有勝溪黃魚鴉幼鳥體重成長曲線圖	187

## 研究計畫分工項目

計畫項目	主持人	服務機構	職稱	計畫內容
總計畫及 子計畫1	楊正澤	中興大學昆蟲學系	教授	七家灣溪濱岸陸生昆蟲 調查
子計畫2	蔡尚惠	環球科技大學 環境資源管理系	助理教 授	七家灣溪濱岸植被調查
子計畫3	吳聲海	中興大學生命科學 系	教授	七家灣溪濱岸兩生及爬 蟲類及數量調查
子計畫1	孫元勳	屏東科技大學 野生動物保育研究 所	教授	七家灣溪濱岸鳥類相調 查



## 摘要

七家灣溪一號防砂壩壩體拆除，改善棲地對瀕臨絕種的陸封型台灣國寶魚櫻花鉤吻鮭，預期造成的立即衝擊及長遠影響，需要監測資料以供評估，以生態系生物多樣性監測標準作業程序之原則，規劃一年期整合性生物資源調查，進行特殊監測，拆壩前一年針對濱岸生物之可能受影響者，如植群、昆蟲及非昆蟲無脊椎、兩生爬蟲及鳥類等陸域生物之重點監測項目加以整合。利用 2005~2009 年武陵地區生態研究與模式建構 (WLTERM) 所需的一般監測專門設立的永久測站，編號#1 至 #11。本計畫為了上述目的，特別在一號壩的上下游可能衝擊河段各再追加一個測站，完成一年期之一般監測。基於歷年長期監測之資料及結果，進行監測，特殊目標是拆壩後之棲地管理成效評估，棲地改善前後需要比較，因此樣站之設置兼顧拆壩前一般監測及效果評估的特殊監測。經計畫主持人及各相關計畫主持人二月二十六及二十七日共同會勘，專為此特殊監測增加設立一號壩上下游樣站編號為#12 及#13；另外，配合各子計劃之整合主題，如生物群聚之交互作用，探討生態功能及群聚結構可能受到衝擊之調查與監測，以植被調查為主設立 8 個臨時樣區，編號 121-128；8 個線截樣區，編號 211-218；植物的調查監測初步成果之外，更提供 2008 年之前的調查分析成果，當作七家灣溪濱水帶植群演替推估之模式，以便未來拆除一號壩對生態影響評估之參考。上述樣區建立基本資料，提供各項昆蟲與植物之關係如訪花者，授粉者，植食者，或昆蟲與動物之關係，如蛙類食餌及動物排遺及櫻花鉤吻鮭之陸生昆蟲食餌調查等研究之背景環境基本資料。本調查的資訊收集項目考慮與歷年監測資料之分析比較，依據 TaiBIF 之格式建檔，另包括濱水帶生態系統中水陸食物網交流作用過程相關之主要生物組成時間及空間分布的變化，及各生物間交互作用之關聯性探討，各生態系之生態過程的重要指標生物物種 (群) 評選；長期監測針對影響溪流生態系統的人為干擾，包括拆壩等管理經營，與自然環境干擾因子包括颱風及豪大雨等，對於各生物之影響各種操作力的探討所需的基本資料；同時持武陵生態資料庫之累積。藉由歷年監測資料之分析比較，瞭解武陵地區流域的長期生態過程與水陸跨域之交互作用機制，藉以評估拆壩之影響，提供生態研究的科學數據，作為訂定溪流生態系保育措施與武陵地區櫻花鉤吻鮭保育經營管理策略之參考。

關鍵字：台灣櫻花鉤吻鮭、棲地改善、七家灣溪一號壩拆除、濱水帶生物群聚、特殊監測。

## Abstract

For conserving Formosan salmon, *Oncorhynchus masou formosanus*, the intersection dam-1 of the Cijiawan Stream in Wuling, She-Pa National Park will be removed to improve the habitat. The one year project is focuses on the survey and monitoring to the relevant species of riparian ecosystem. The monitoring objectives include the integrated biological resource survey including vegetation, insects, non-insect invertebrates, amphibian, reptile and birds is sort of the special monitoring to the impacts of the dam removing. The integration among riparian species will be sorted out the food web or food chain in the riparian ecosystem for monitoring the impact to the ecosystem function. The required information follow the format of WLTERM established before. For the consistent data collecting and sharing the common database, the monitoring system mainly based on the WLTERM which conducted in 2005-2009. Besides of the common sites (#1- #11) in the wuling area for long term general monitoring are available for this study. In addition, the sampling site adds two more closed to the dam-1 in order to have the better information for monitoring. The site number is coded as #12 and #13 in upper and down stream of dam-1 respectively. The information requirement based on the historical format is easy for comparing in between before /and after effect of dam -1 removal. The temporal and spatial distribution change of the target species, the organisms interactive and the functional effectiveness of food web or food chain investigated in this project as integrated result for the ecological process study, such as *Rubus parviaraliifolius* Hayata and their visitor insects for realizing the feeding or pollinating as function to vegetation. The effect of inter-system ecological process of the material or energy cycle by the food web or food chain will be discussed. The investigating model for terrestrial insects and detritus substances input and transporting to the stream system is not analysis in the aquatic ecosystem model in WLTER. This part will be the consequently parts as side products after this study. It is the important indicator system for the impact of habitat management like as the artificial disturbance of dam removal and some other natural disturbance like as typhoon unusual rainfall events.

Key words: Formosan salmon, dam-1 removal of the Cijiawan Stream, habitat improvement, riparian community, special monitoring.

# 第一章 緒論

## 第一節 濱水帶整合性生物調查計畫緣由

大甲溪上游集水區周遭有十多座三千公尺以上的高山，所涵養的水量加上初春融化雪水從六條不同方向的支流，包含有勝溪、七家灣溪、高山溪、司界蘭溪、南湖與合歡溪匯集而來，使得大甲溪上游的水量十分充沛。上游高山河流之河床坡度大，流速大，侵蝕作用強，剛開始在河流的下游發生侵蝕，然後漸向上游發展，即所謂向源侵蝕。大自然的長時間自然作用力之下的結果，本來利害是無爭議性的，但是因為人為的價值觀，生物多樣性有了價值，而且也有了優先性，因此需要評估，以便以數據來說明效益評估結果。攔砂壩蓄積泥沙流速降低，向原侵襲及河川襲奪等地質事件的發生，可能時間上太過長遠，影響無法評估，只能面對。小尺度而言，攔砂壩對鮭魚造成衝擊，鮭魚保育問題尚未出現前，中尺度而言，攔砂壩保定對象是民生重要的水庫，應該是正面的效用；然而加大空間尺度而言，上游攔砂壩泥沙影響是否遠及下游河口生態系呢？以濁水溪為例，攔砂壩興建導致泥沙來源減少，影響遠及於河口東石外海 10 公里之外的外傘頂洲面積由原來 100 多公頃逐漸減少之勢，這樣的影響到底是正效應或負效應莫衷一是。因此，本計畫主要針對雪霸國家公園致力保育的國寶級櫻花鉤吻鮭（*Oncorhynchus masou formosanus*），根據Hunter（1996）定義這正是七家灣溪溪流生態系的傘護種（Umbrella species）。然而為了改善棲地保護這個物種，以七家灣溪流域為完整的棲地來保育傘護範圍的生物多樣性，才是生態系管理的基礎。濱水帶（riparian zone）是陸域生態系與水域生態系之間的生態過渡帶（ecotone），廣義濱水帶指的是靠近溪岸或河岸，溪流是集水區的一部分，是流域的能量輸出匯集的sink如果要真正了解此一生態系的承載量必須考慮全集水區的能量循環至少應該對濱水帶跨生態系之生物的交互作用及能量的移動交流等有相當了解。

根據網頁 [life.nthu.edu.tw/~labtcs/Salmon/habitate/habitate\\_checkdam.htm](http://life.nthu.edu.tw/~labtcs/Salmon/habitate/habitate_checkdam.htm) 2010 年 1 月底庫存頁面之資料，攔砂壩對溪流環境的影響包括，造成上游的砂石堆積，造成河面平坦，流速減低水溫升高，棲地之結構及水質改變，棲所一致性高，生物多樣性可能減少，生物群聚結構改變，櫻花鉤吻鮭棲息環境惡化；攔砂壩在工程目的上能發揮阻攔砂石與穩定河床功能，但上游河流坡陡流急，台灣的颱風季節往往帶來大量雨水，大水帶來砂石及流木殘枝填滿了攔砂壩上游的河床，使得這些攔砂壩不但無法發揮正常功用，並因蓄積大量泥沙造成下游棲

所的威脅，對鮭魚的棲所穩定性造成災難式的干擾。七家灣溪及其支流高山溪流域是已知櫻花鉤吻鮭僅存的棲息地，為了保護德基水庫上游保持水土工作，總共有十座攔砂壩，另有副壩與破壩，1970年間陸續興建而來，至今三十年，期間許多保育人士主張拆壩，提供櫻花鉤吻鮭各溪段鮭魚族群無法自由交流及洄游。雪霸國家公園管理處曾於2000至2001年間陸續完成高山溪四座防砂壩之壩體改善工程，發現拆除攔砂壩對於櫻花鉤吻鮭的族群成長有正面效益（Chung et al., 2008）。在2005年的計劃報告中曾經討論，一號、二號壩間鮭魚較多的原因可能是河流連續性把生物帶到不遠的下游，一號壩之前，加上此河段大礫石多，提供鮭魚棲所條件佳；然而一號壩卻也成了間隔障礙，其下族群無法上溯，終於為了減低攔砂壩對鮭魚族群的衝擊，雪霸國家公園也積極研擬拆壩計畫，並進行調查研究以評估其對櫻花鉤吻鮭棲地及其影響。

影響評估的基礎在於長期生態監測，而監測的基礎在於生態系的定位及模式分析，而生態系模式分析的生態功能單元的元素在於群聚結構及功能群如食物網，食物塔分析，生態群聚的基礎在於生物多樣性普查。

環境遭遇的生態干擾為無法預期，因此，當發生干擾或改變時無長期監測之料可供對照分析受衝擊之程度。這一個先期計畫，基本上延續先前長期調查及監測結果，另為了將來供拆壩後對生物因子影響程度分析時之對照基準，尤其針對拆壩工程施作前的棲地環境因子進行調查，包括持續的長期監測及資料蒐集，特別增設七家灣溪一號壩至觀魚台之間鮭魚主要棲息地改善前後影響可能較明顯之河段樣區，以資因應。

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在台灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述（如 Wang, 1989；Tsao, 1995；曾晴賢及楊正雄，2001a、b）及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等（林曜松等，1987）。國家公園成立後擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與台灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總迄今已超過上百項之多（雪霸國家公園，2000）。

然而在此之前，生態資源調查量化資料非常少，且資料一直缺乏整合（林幸助，2002），而且濱水帶棲地（riparian habitat）的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類均一直缺乏研究，或僅是非量化性質的附帶性研究對象（袁孝維，1995；呂光洋，2002）甚至非昆蟲無脊椎動物從未見研究調查。本研究計畫各子計劃主持人均曾經參與過去多年的武陵長期生態監測研究與模式建構（WLTERM）整合型計劃。水生生物群聚中食物網之基

礎生產者石附生藻類及溪流主要消費者水棲昆蟲可作為反應該溪流環境的良好指標，已經研究證實（林幸助等，2008）。然而，濱水帶的生物，因為跨陸域及水域的傳遞生態循環時扮演輸入及輸出的角色，因此，拆壩後的影響也相對顯得重要性提高不少，這些生物包括基本的植群，昆蟲及非昆蟲無脊椎，兩生爬蟲，及鳥類均曾有先前調查監測，然而尚未能持續整合分析。雪霸國家公園區內的七家灣溪物理棲地的改變對於溪流生物影響集水區也是台灣中部地區水資源影響台灣櫻花鉤吻鮭之研究已有昔日共同整合的另一團隊根據林幸助等（2008）繼續進行生態監測。

颱風洪水使武陵地區溪流河道產生相較以往較為激烈之變化，而對應之河川物理棲地組成亦有明顯變異。近年來，雪霸國家公園管理處亦分別對七家灣溪防砂壩改善順序以及七家灣溪一號攔砂壩改善進行研究（葉昭憲，2007、2008），2007年「七家灣溪壩體改善研究評估」計畫指出，七家灣溪沿岸攔砂壩改善優先順序以一號壩為最優先辦理。為擴大珍稀瀕危物種—台灣櫻花鉤吻鮭的族群交流，管理處自2009年起進行壩體改善作業會勘，並積極邀集學者及相關單位研擬改善措施，並預定於2010年中施工，又考量壩體改善可能影響七家灣溪濱水帶植群（riparian vegetation）與生物，擬針對濱水帶植群、陸生昆蟲、兩生爬蟲類及鳥類等項目進行調查，瞭解工程施作前的棲地環境因子，以提供工程施作規劃設計之參考。因此亟需再做基本調查，當作監測七家灣溪一號攔砂壩拆除改善前後對於溪流生態環境影響的背景資料。

一號壩拆除後，除了可能因阻礙鮭魚上游之障礙移除外，拆除壩體後因淤沙移除溪流大漂石（直徑 > 25.6 cm）比例增加，進而提升鮭魚在颱風洪水肆虐之下得以找到庇護微棲所，增加生存機會。溪流中流量往往為因子，加上溪流生物可能受流量與流速改變的影響將隨之發生，例如河面行水區及河床結構將可能影響濱水帶的植物群落，影響上成枯落物的堆積模式，間接或直接影響濱水帶昆蟲群聚；水陸棲息的兩生類，也將因棲息地受影響而有分佈上的變動；取食部分蝌蚪及水生昆蟲的溪流鳥類也可能因為食餌分布改變而受影響，生態系的聯動關係，可能因拆壩工程而有前所未有的影響，如果能先做調查，加上研究發展供人為及自然衝擊評估之生態功能指標，對未來也將有更長遠的影響與貢獻。

## 第二節 濱水帶整合性生物調查計畫目標

配合雪霸國家公園長期對於武陵地區的生物多樣性調查，蒐集資料長期監測影響溪流生態系統之人為與自然環境因子之作用，作為台灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區生態保育經營管理策略之參考。

葉昭憲 2007 年曾對七家灣溪之二號石壩之上游河道 400 公尺及下游 200 公尺河道進行調查，對其現況與過去調查結果進行探討。調查七家灣溪上四處計畫共同樣區之河道縱橫向變化、棲地組成、粒徑分佈之現況並進行分析探討，希望能提供給予其它計畫執行時的環境因素方面的參考。最後結合現場調查和先前研究，提出高山溪河道與七家灣河道之變化趨勢與環境改變間之關連性，作為後續研究之實施目標與方向。其他生物群聚之交互作用，除了已經進行之生態研究外，本研究計畫特別將其不足之處補上，另有濱水帶植群，濱水帶昆蟲，兩生爬蟲及鳥類。根據以往的團隊合作為基礎，整合成研究環境衝擊指標之計畫，包括環境健康指標性物種之評選及拆壩後之指標性物種加上主要以生態系功能為指標的食物鏈或實務網結構受衝擊現象，以此為研究種點，提供拆壩前後之密集監測，一方面對生態衝擊研究，同時持續進行長期監測，期能在第三年能在取得一致之步調，在合併整合資料，進行第二階段之生態模式分析，必要時提供經驗另案建立生態系之生物多樣性監測標準作業程序，以便能符合國家永續委員會之生物多樣性行動方案之要求目標。基本上本團隊在連續三年調查之後在第二輪進行三到五年期監測，也符合前述行動方案之目標。

保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源或棲地，也就是生態系之管理（ecosystem management）。由於過去大多是只針對個別明星物種之資源量進行研究及評估，作為生物資源保育與管理的依據，但其結果對許多體型大，壽命長，生殖期晚的重要物種之保育往往未能成功，因此未來應從生態系導向之管理著手。生態系管理之定義是：「在某一具生態意義所界定的範圍內，將該生態系中的生物性、非生物性、人為因素及其間交互作用中已知的知識及未知的部份一併納入管理的考量。」亦即生物應不分種類、不分大小，不分掠食者或被掠食者亦需悉數保護，亦即必須考慮到整體生態系的平衡，將整個棲地或生態系做一體的保護，才是最經濟有效的治本之道。特別是在許多知識尚不足，研究方法亦尚未先進到可以獲得肯定答案之前，若有開發與保育相衝突時，應採取「預防原則」，即寧願以保育為優先，而開發利用次之的原則。這也就是科學家所提出的「生物多樣性」，以棲地保護應重於物種保育之概念。

生態系管理之基礎建立在園區內各項資源的瞭解與掌握。然而生態系中因子複雜，環境的變化固然可由評估水質或底質等物理化學因子著手，但所得資料並無法藉以判知環境變化是否會影響生物存榮，亦無法知道所測得的變化對生物的影響，包括長期累積效應與衝擊程度，更無法推測生物群體的互動與未來可能發展動態。

近年來生態學的研究重點已轉向於探討生物多樣性 (biodiversity) 與生態系統結構與功能 (functioning) 之間的關係。「生態系模式」指的是以摘要的方式來描述一個錯綜複雜的生態系結構與功能，而其具體表現就是生態系之物質循環與能量流動 (林幸助與楊小慧, 2001)。由於過去的科學研究均是以單種之生物學或其族群動力學為主，三十年前才開始有以群聚為指標，即由群聚之歧異度指標進入聚類分析或空間排序等多變值統計方法來分析群聚組成或結構之時空變化。近十年來拜基因科技之賜，生物資源雖然也已開始利用分子定序方法來探討族群相倚與資源補充群等問題，但仍是針對族群及物種的層次。而以種間交互作用與食物網營養層為主的生態系研究與管理才開始受到重視及發展。生態系監測與模式建構在現今全球變遷的環境下是迫切需要的，因為其影響是全面的，而非只有單一生物個體 (Walther et al., 2002)。生態系的特質常無法由單一生物類群顯現，必須將所有生物類群整合分析後才能得知，因此生態系研究是生態學門中最具有挑戰性的。因為物種各有其不同的生活史及習性，經由食物鏈影響後，常使其關係交錯影響而不穩定，故生態系模式之建構遠較物理與化學模式複雜困難。對研究者而言，模式是一種可以幫助我們將科學知識整合、歸納並概念化的工具。在過去三十年中，生態系模式的發展已隨著電腦的精進而日趨完備。在建立生態系模式的過程中，不但可以整合來自不同領域但相關密切之研究成果，亦可以更深一層透視生態系的運作與組成分子間相互關係，鑑別出過去對生態系知識的盲點，以協助確立未來生物與生態研究的優先順序。建立生態系模式後，在學術上不但可以作為驗證生態研究假說的工具，亦可以預測自然環境變遷與人為干擾對整體生態系的衝擊。在生物資源管理方面，模式本身可以作為管理階層者政策制定的主要依據；而在社會教育層面，模式亦可以簡明的圖形表示法讓一般社會大眾瞭解生態系錯綜複雜的交互關係與運作。這些預期成果都是成立雪霸國家公園的主要目的。

生態研究何以必須要長期進行之理由，乃因生態系之結構十分複雜，許多生態過程與變遷速度緩慢，生物對干擾之反應在時間上也有延遲效應，再加上一些自然災害如聖嬰與颱風等事件發生，頻率雖低，具不可預測性，卻又影響深遠，很難以短期、小尺度或針對少數物種作指標種的調查可以掌握，甚且可能造成誤導。本計畫挑選武陵地區之理由是台灣櫻花鉤吻鮭為重要珍貴文化資產，且此區域為生態旅遊為最具潛力之地區。但此一生態系也正面臨農業肥料、農藥、遊客干擾、颱風暴雨、棲地破壞甚至全球氣候變遷等問題，將陷於岌岌可危之境，亟需加以監測研究，以釐清影響武陵地區的自然與人為的因素，了解其形成變遷維繫之機制。其研究成果一方面除了發表學術報告外，亦需建立資料庫，提供科學數據作為制定經營管理及環境決策之參考。此外研究所得之知識亦可提供雪霸國家公園管理處之生態系管理決策參考與充實其教育宣導之解說資料。

### 第三節 濱水帶整合性生物調查研究地區簡介

本研究以七家灣溪為主軸，北起桃山瀑布，南至七家灣溪匯入大甲溪之交叉點，東側以羅葉尾山 (2,717 m) 經武佐野群山 (2,368 m) 之稜線為界，西側以第一道山脊之主要分界，匯合之溪流為桃山西溪、桃山北溪、高山溪及有勝溪，總面積約為 2,092.27 ha，此即為七家灣溪濱水帶生物監測之研究範圍。此外，武陵地區平均海拔為 1,734 m，年均溫為 13.8°C，年降雨量為 1,700 mm。全年雨量豐沛，4-10 月為極溼潤期，其餘月份皆為相對濕潤期。月均溫以 1 月最低 (8.25°C)，最高則發生於 8 月 (17.75°C)。本研究中的乾濕季，是以相對觀點定義，將雨量相對來說較少的 11-2 月視為乾季 (23.7%)，而 4-10 月視為濕季 (68.5%)。

本計畫主要研究地點為武陵地區溪流，包括七家灣溪、桃山西溪、桃山北溪、高山溪及有勝溪(圖 1-1)，進行實地觀測、調查與探勘。同時亦在司界蘭溪作生態監測與評估。武陵地區面積約 46 公頃，是一個由雪山山脈所圍繞成的山谷。南北走向呈葫蘆形的狹長谷地，終年平均氣溫為 15°C 左右。

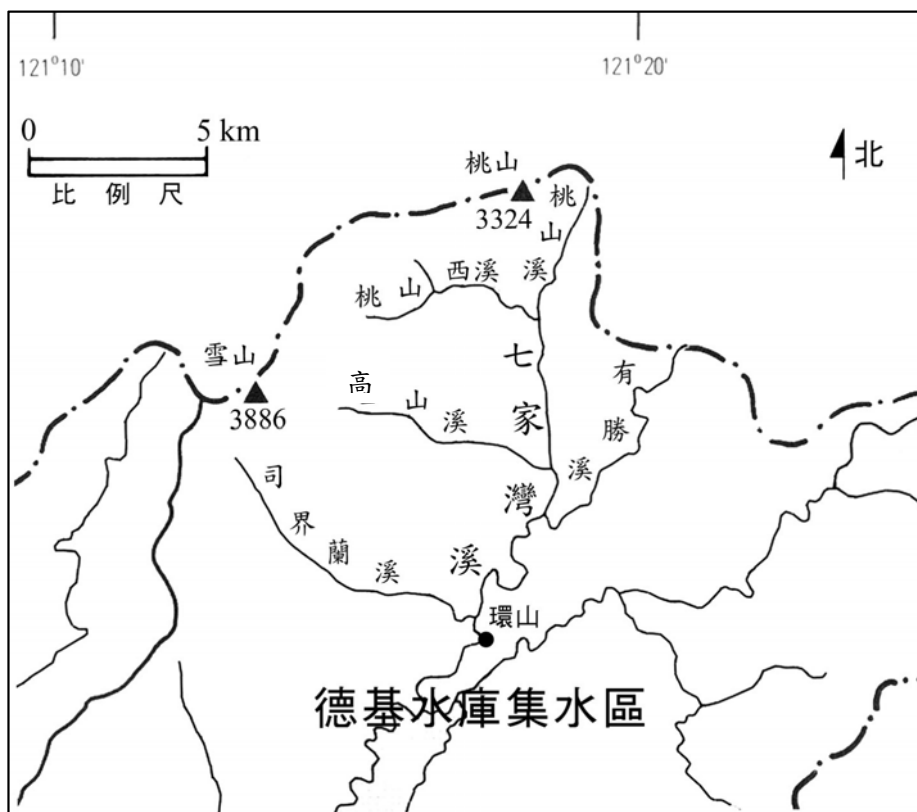


圖 1-1、雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖。

為了長期監測目的依循 2005~2009 年 WLTERM 計畫所設立的監測系統與永久測站，長期監測，為一般監測目標，已有資料庫及國際通用格式。本計畫雖為先期調查，但基於監測七家灣溪一號攔砂壩改善前後、必須考慮拆壩後之效益評估，因此，樣區保持一致性。本計畫另因特殊監測目的增加七家灣溪一號壩上下游各 100 m 處設置測站 #12 及 #13，以監測七



家灣溪一號攔砂壩改善前後的生態環境，如其河床底質多為礫石及鵝卵石，也是拆壩棲地改善的影響。全部測站為桃山北溪（#1）、桃山西溪（#2）、二號壩（#3）、一號壩（#4）、一號壩上游（#12）、一號壩下游（#13）、繁殖場（#5）、高山溪（#8）、及有勝溪（#9）等8處。此外，考慮到拆壩後水流對兩岸造成的衝擊可能不同，因此各測站又分別於兩岸設置三重覆樣區，順河下游方向定義為左岸（L）及右岸（R）。除有勝溪之外，其餘測站左岸皆為陡。

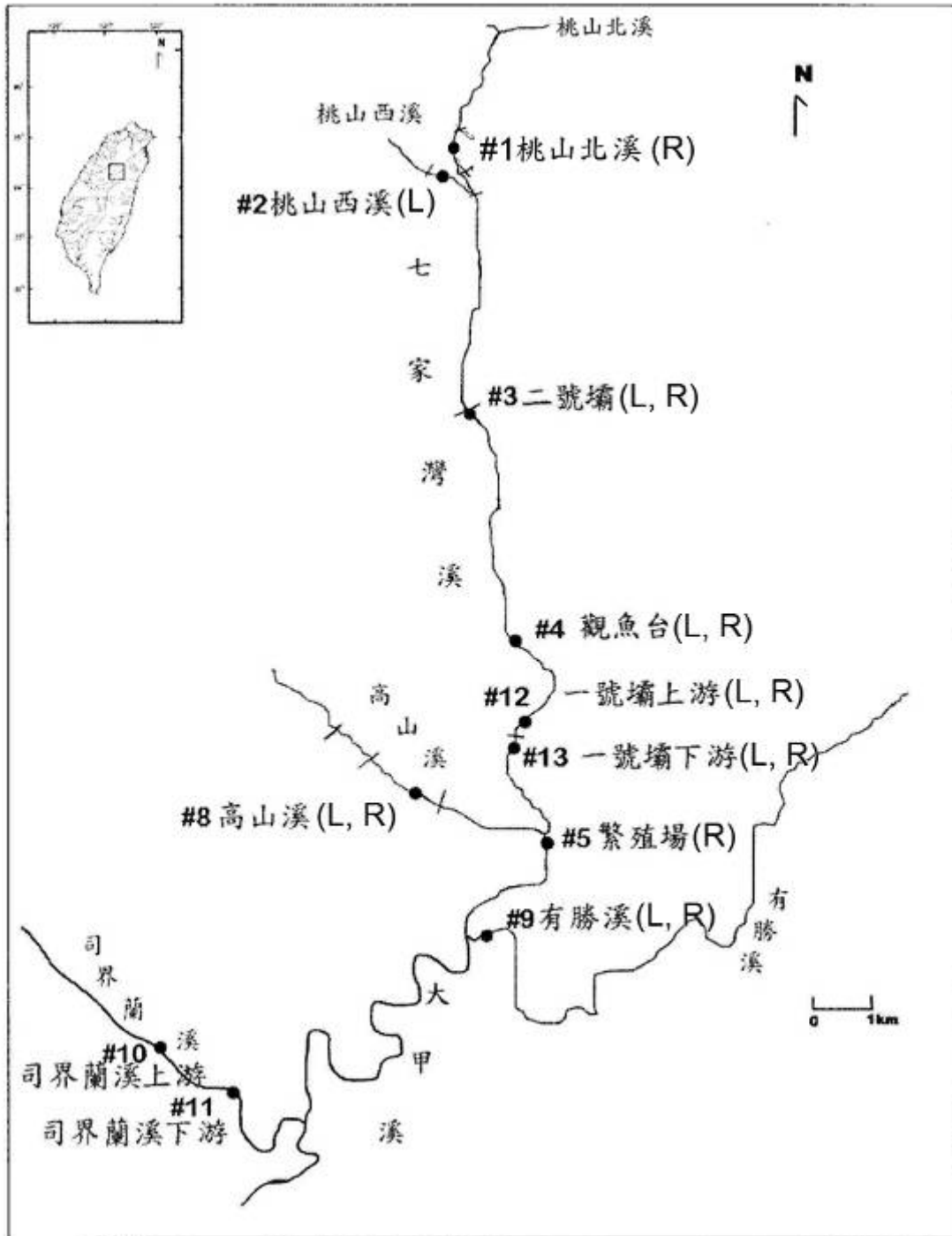


圖1-2、武陵地區溪流各測站相對位置圖。

#### 第四節 濱水帶整合性生物調查共同採樣頻度

在武陵地區溪流生態監測頻度，依Yu and Lin (2009) 針對該地區石附生藻類的季節性變化可區分為春(3月)、夏(4~10月)、秋(11月)與冬(12~2月)四季。因此本計畫將在乾季枯水時為每季監測一次，即2、3~4、10~11月共三次。夏季颱風季節時頻度增為兩次，分別為颱風季節前1次(6月)，以及第一次直接侵襲武陵地區之颱風後1次(通常是7~8月間，監測颱風洪水效應)，所以一整年監測頻度總計為5次，但視實際需要增加監測頻度。司界蘭溪2個共同測站之生態監測，將於2月枯水期進行年度監測與整體評估。河道地形測量預計於2、3~4及10月實施，其中1次之七家灣溪調查範圍為全河道調查。台灣櫻花鉤吻鮭除於共同樣區及共同時間計數觀測外，預計於6月及10月進行全流域計數調查。

## 第五節 濱水帶整合性生物調查計畫研究方法

### 生態監測作業方法

監測 (monitoring) 為一種瞭解環境性態值變化過程與變化趨勢的方法，為提供瞭解生態系統狀況的重要手段 (Spellerberg, 1991)。

監測系統 (monitoring system) 乃指經過一段時間週期，經由觀察與測量發現其變化情形及預測發展趨勢之系統 (IUFRO, 1992)，其主要功能在針對時間過程中，自然生態資源的自然及人為活動影響所造成的變化，作一系列調查或觀測 (馮豐隆、黃志成, 1993)。

陸域生態系之監測因目標不同，方法各異，但為了整合各類生物及非生物之因子，以供長期大尺度之比較，因此必需設置永久樣區 (permanent plot) 在相同空間位置取樣，來觀察不同時間進程或間隔上，依相同的方法重覆取得數據，以供分析其時間序列下之生態變化 (IUFRO, 1992)。

Noss (1990) 提出以生物多樣性監測所建立的系統流程，包含了下列元素：(1) 界定監測目標、(2) 決定欲監測的指標、(3) 歷年資料的評估、(4) 取樣設計、(5) 資料收集、(6) 資料分析、解釋與評估、(7) 結果與建議的傳遞、(8) 資訊的保存等 8 項。其中步驟(1)到(3)屬於常見的設計或構想的草創階段，步驟(4)屬於計劃 (planning) 階段，(5)到(8)則是資訊傳送 (delivery) 階段 (Smyth & James, 2004)。

本 SOP 綜合上述文獻之流程，建構監測系統之流程步驟如下圖 (圖 1-3) (馮等, 2009) 作為規劃監測計畫之準則，同時儘量遵照林幸助等 (2009c) 之《濕地生物多樣性監測系統標準作業程序》手冊所敘等標準作業程序進行 (圖 1-4)。期待能從擬定計畫策略與目標，執行密集現地監測作業，到監測結果的評估、報告與查核，以及建立更新與國際接軌的生態資料庫，不同機構之研究人員於武陵地區七家灣流域的野外監測項目與採樣方法，亦可藉此整合武陵地區生物多樣性與生態資料，持續更新武陵地區生態資料庫，讓資料標準化及一致性，增進長期累積資料，以及長時間測站間相互比較的效能。依監測計畫之目標尺度不同加以分析武陵溪流生態系重點族群是否改變 (Change in the population)；重點群聚結構是否改變 (Community structural change)；群聚功能是否改變 (Community functional change)；以及整個生態系是否有改變 (Whole ecosystem effects)。期望藉此統一 WLTERM 計畫對武陵地區現況了解，以及經營管理與棲地復育成效例如此次拆攔砂壩的評估，可提供經營管理依據。

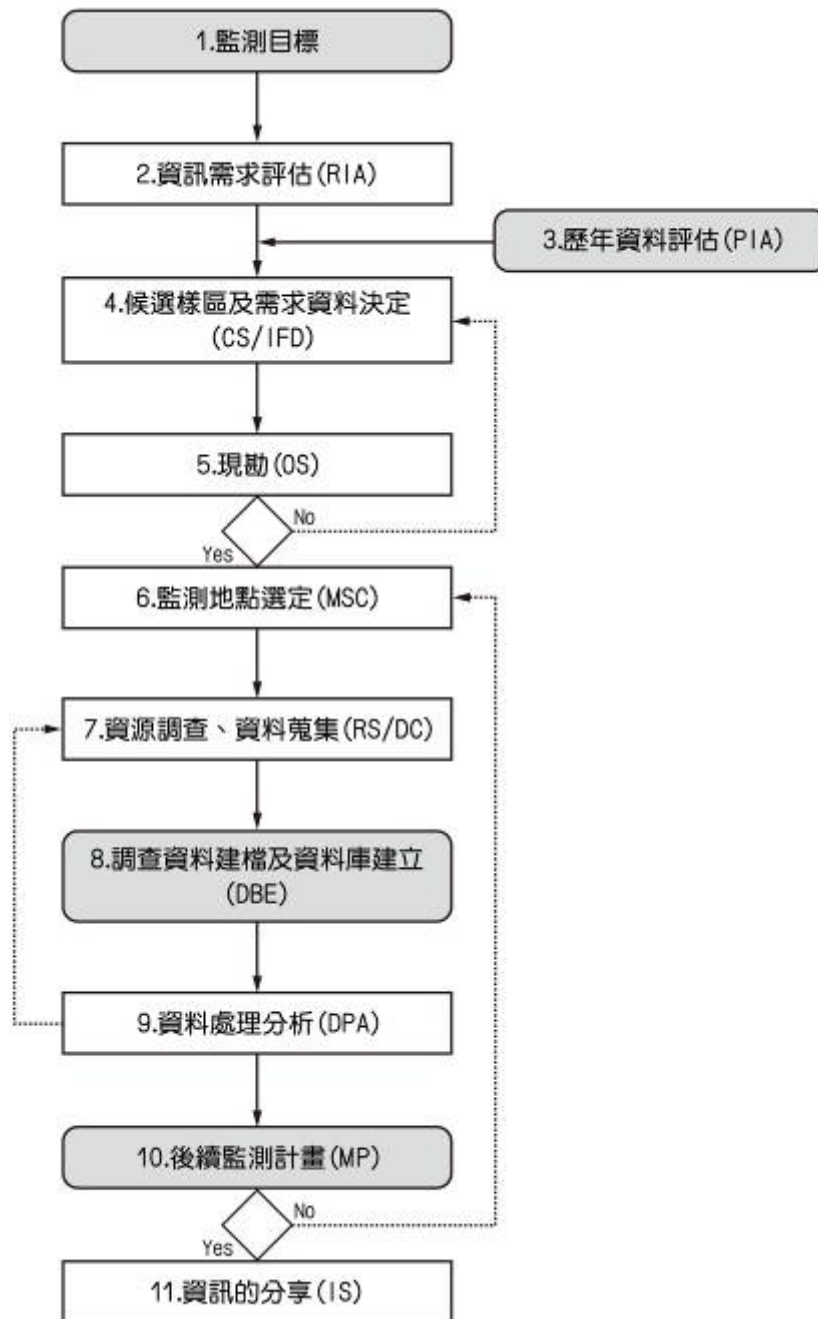


圖 1-3、陸域生態系生物多樣性監測系統標準作業程序流程圖。

### 溪流與濱水帶水陸生態系交互作用食物鏈或食物網模式

生物群聚之生態功能及結構，一般包括初級消費食物鏈 (primary consumer, Pc)、次級消費食物鏈 (secondary consumer, Sc) 及分解者食物鏈 (decomposer, D) 之主要架構。其中初級消費者為植食性 (phytophagous, Ph)，依取食行為特性又可分為嚼食性、吸食性 (含挫吸)、舐吮式、潛食性與蛀食性等；而次級消費者包括捕食性 (predaceous, Pr) 及寄生性 (parasites, Pa)，此兩功能群亦可能在更高階之消費食物鏈扮演重要角色。分解者又分為植物性分解者

(decomposer, De) 及動物性分解者 (saprophagous, Sa)。主要以濱水帶棲地(riparian habitat) 的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類為中心的食物及物質循環模式分析之。

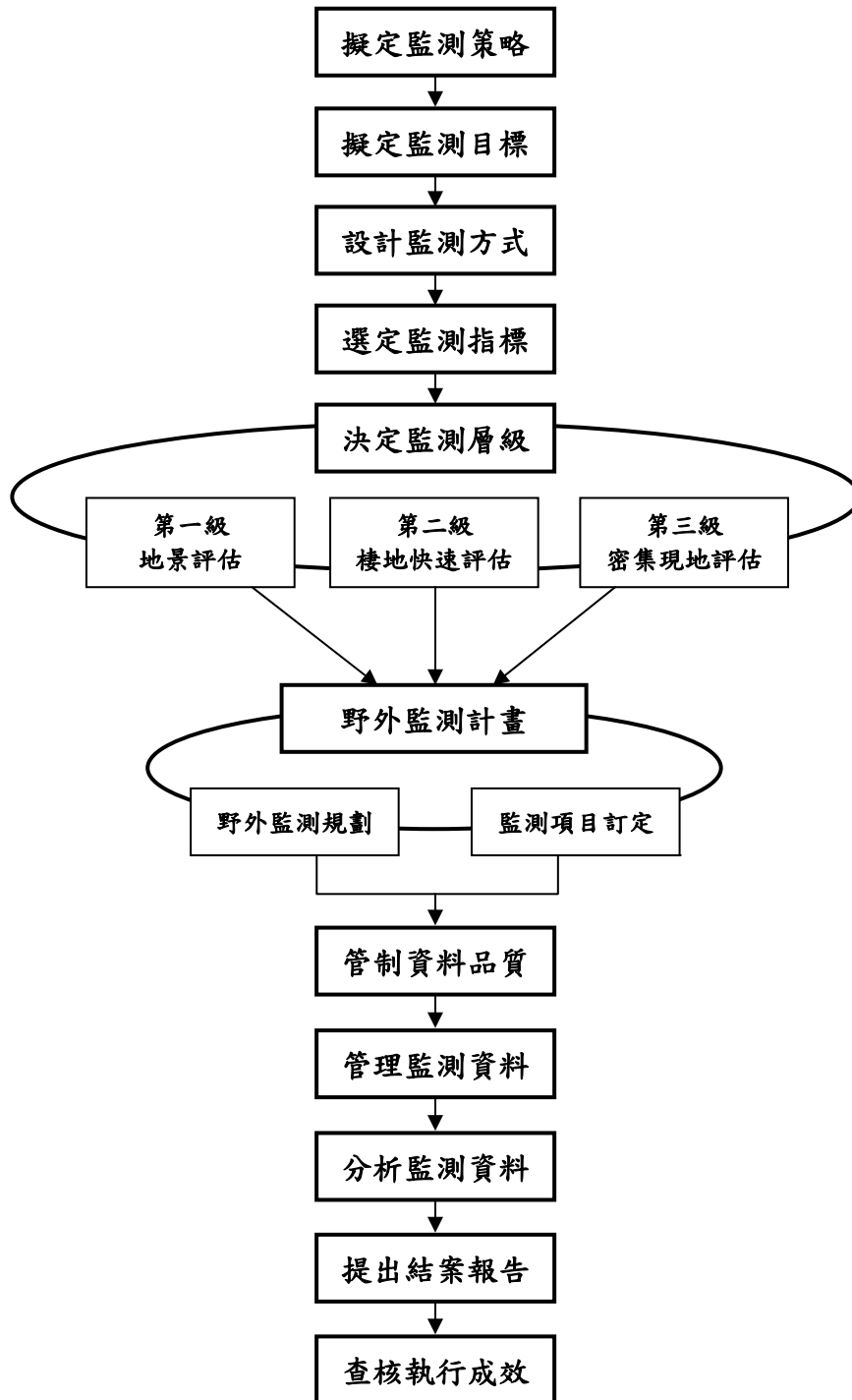


圖 1-4、武陵長期生態監測系統作業流程圖。

參考昆蟲群聚生物量之估算方法(楊正澤，未發表)，以生物量估計肉食性及植食性食物

鏈之生物量傳遞量之計算等方法，以便達到食物網模式建立之目標。分析濱水帶植群之覆蓋度、重要值、植群組成改變，是否影響昆蟲群聚，進而探討影響植食性為中心之食物網及肉食性為中心之食物網之生物量變化。

利用食餌種類及生物量和取(捕)食者如蛙類及鳥類之體重關係式，推估取(捕)食者體重和體型對食餌需求量之關係。除了食物塔各營養層的結構當作棲地特性指標外，可以由拆壩前後之濱水帶植群變化和昆蟲群聚的結構性與功能性改變，了解濱岸生物組成隊溪流之源與匯的關係，進而探討濱水帶跨界生態系之生態過程及其健康程度。

## 第六節 整合計劃研究之原理與內容

本計劃之主要原理是，利用溪流與濱水帶水陸生態系交互作用過程中，食物鏈或食物網模式的變化，當做環境變化之指標，以此作為一號壩拆霸後之衝擊指標，藉以評估拆霸等生態系經營管理時，對棲所影響生物群聚集旗隊目標物種可能的長短期影響，做合理評估。生物學研究的兩個途徑，其一為生物物種途徑(organism approach)，其二為棲所途徑 (habitat approach)，本計劃主要探討陸生生物在拆霸前後之變化，目標是受衝擊的指標物種，屬於特殊監測，也屬於棲所途徑的研究，其生物群規劃範圍，則是依據武陵地區已經完成的經常性一般監測結果之有資料者，選取植群，昆蟲，兩生，爬蟲，鳥類等類群，另外加非昆蟲無脊椎動物之初步調查，以下依整合生物調查各子計畫，初步期中報告分章節如下，。

## 第二章 七家灣溪濱岸陸生昆蟲調查

楊正澤、郭雅惠、王心浩、林嘉勇

國立中興大學昆蟲學系

### 摘要

關鍵字：濱水帶昆蟲群聚，指標生物群，拆壩，衝擊區，陸域與水域跨界

### 一、研究緣起

七家灣溪一號攔砂壩壩體拆除，改善棲地對瀕臨絕種的陸封型台灣國寶魚櫻花鉤吻鮭，預期造成的立即衝擊及長遠影響，需要監測資料以供評估，以生態系生物多樣性監測標準作業程序之原則，進行特殊監測，針對濱岸生物之可能受影響者，如植群、昆蟲及非昆蟲無脊椎、兩生爬蟲及鳥類等重點監測項目加以整合。繼續利用2005~2009年武陵地區生態研究與模式建構(WLTERM)所需的一般監測專門設立的永久測站，編號#1至 #11。本計畫為了上述目的，特別在一號壩的上下游可能衝擊河段各再追加一個測站，先期持續長期一般監測。最終目標是拆壩後之棲地管理成效評估，棲地改善前後需要比較，因此樣站之設置兼顧拆壩前一般監測及效果評估的特殊監測。

### 二、研究方法及過程

依2005年之方法延續使用，每測站設樣區，每樣區分三個小樣區，樣區內之設定採集調查方法及樣區附近掃網及枯落物採集法，分別敘述如下：

1. 設定採集法 (installed)
  - A. 掉落式陷阱杯 (pit-fall, PF)
  - B. 黃色黏蟲紙 (yellow sticky papers, YSP)
  - C. 花生醬誘集器 (peanut butter bait trap, PBT)
  - D. 吊網 (moth trap, MOT) 以及鳳梨皮 (pineapple, PA)
  - E. 誘蚊產卵器 (Ovitrap, OT)
2. 非設定採集法 (non-installed)
  - A. 捕網 (aerial nets, AN)
  - B. 掃網 (sweeping net, SWP)



- C. 枯落物收集 (litters, LIT)
- a. D. 柏氏漏斗分離法 (Berlese funnel method)
- E. 剪取枝條 (Cutting twig)
- F. 蚊卵誘集器

### 3. 存證標本編號保存及蒐藏

收標本後之存證標本，依吊網 (moth trap, MOT)、鳳梨皮 (pineapple, PA)、掉落式陷阱杯 (pit fall, PF)、黃色黏蟲紙 (yellow sticky paper, YSP)、及花生醬誘集器 (peanut butter bait trap, PBT)都要和掃網 (sweeping net, SWP)、捕網 (aero nets, AN)、枯落葉物搜集 (litters, LIT)、徒手採集 (free hand pick-up, HP) 等代碼寫出每一件存證標本之編碼，以便日後再比對，編碼系列：“採集日期—研究站—樣區—調查 (採集方法)—形態種標號 (筆數)—個體數”，未來可利用條碼系統管理以便應用。浸液標本保存在 70—75%酒精中，而黃色黏蟲紙則以隔網分隔後放在冰箱低溫冷藏庫，以防止發霉，延長保存期限，提高可用性，增加利用價值。

### 4. 昆蟲資源調查室內工作流程

- a. 分蟲→編標本碼→登錄採集資料 (如採集日期、地點、方法、採集者)，詳細請參考秦等 (2004) 之報告。

- b. 鑑定→填鑑定資料表。鑑定方法及參考資料請參考楊正澤等 (2002)，另增補列於參考文獻 (余清金等, 1998; 楊平世、范義彬、蕭祺暉, 2002; 虞國躍、王效岳, 1999; Hausmann and Miller, 2000; Hohuryukan, 1994; Miller, 1995; Miller and Hammond, 2000)。

- c. 輸入資料庫。

## 三、重要發現

武陵地區濱水帶樣區昆蟲群聚結構，2010年四月至八月調查結果，目級前四名優勢的昆蟲排序為CmDCpHy，經 2004~2006 年調查分析結果，2004年4月至2006年8月止，以吊網、陷阱杯、掃網及枯落物收集等調查結果累計150,403隻，共分為22目，已鑑定189科。濱水帶昆蟲指標群經 2004~2006 年調查分析結果，各分類群中前四目的昆蟲為彈尾目 (Collembola)、鞘翅目 (Coleoptera)、雙翅目 (Diptera)、膜翅目 (Hymenoptera)，特將此簡稱為 CmCpDHy，2004 年其排的資料則指標群是 CmDCpHy。楊正澤等 (2007) 之報告得知，由濱水帶各測站之指標群昆蟲組成百分比可見，優勢各目昆蟲指標群在測站 #1、#2 及 #5，七家灣溪各站之變化較大，而測站 #8 (高山溪) 及測站 #9 (有勝溪) 則較小。總和累積2004到2008年的結果，為DCmCpHy則是一個基準，2010年的結果的變化，只是彈尾目 (Cm) 和雙

翅目 (D) 的順序差異，前四名依然相同，這四個優勢目在武陵地區當作指標群應是可以應用的，但排序則會受到環境影響。

#### **四、主要建議事項**

研究區範圍及武陵全區的危險性極具威脅性的昆蟲，包括一種吸血性庫蠓及胡蜂對於人員的侵擾，也在本計劃報告中討論，提供國家公園管理之參考，這些棲息地為濱水帶，建議未來在拆壩後的衝擊，應該一併考慮，因此，非樣區的觀察監測，應該另外加強，以主題式進行調查研究，並提出因應方案。

時程：近期，負責單位：雪霸國家公園管理處

無中、長期建議。

## ABSTRACT

The riparian insect community structure of Wuling has been studied since 2004-2006, by the permanent sampling plots with method of various from swept net, moth trap, pit-fall trap and litters collecting etc and carried out the result totally 150,403 individuals of the insect were collected. In that collection, there are 22 orders and 189 families were identified. According to the result of 2010, the top-4 dominant orders of insects in this area are, Collembola, Diptera, Coleoptera and Hymenoptera, code as CmDCpHy. Although in 2004, top-4 are Collembola, Diptera, Coleoptera, and Hymenopter, CpDCmHo. The report of 2007 shown that the dominant insect indicator groups various and changed eventually in the sampling sites of Cijiawan stream, i. e., #1, #2, and #5. And the top-4 orders are DCMCpHy based upon the accumulated data from 2004 to 2008. It is obviously, the community structure as index and evaluated indicator groups is the potential methodology available for indicating the response of riparian insect community to the environmental change. More over, the observation out of sampling plots system like as on a given plant *Rubus parviaraliifolius* Hayata for the flowering visitors and specially the baiting midge *Culicoides* sp. and paper wasp *Vespa* sp. is mentioned in the report as the alarm message for the management to prevent from the dangerous and disturbance of people who are working and hiking in this area.

【 Keywords 】 riparian insect community, indicator group, dam removal, impact area, terrestrial-stream inter-system

## 一、前人研究

從 2005 年開始，雪霸國家公園管理處為實質整合性生物資源調查，推動「武陵地區長期生態監測暨生態模式 (WLTERM)」整合計畫，依食物網結構具體整合七家灣溪相關研究題目，於共同測站與共同時間進行採樣，開始監測各項生物及非生物因子之時空動態變化 (林幸助等, 2005)，並擬定長期目標從小到大建構不同尺度之生態模式，其中陸域昆蟲因應中尺度發展出濱水帶固定調查樣區，第二年並引進植群調查，隨後又擴大昆蟲調查範圍，尺度達到集水區最上游，及其範圍之最高海拔，昆蟲子題增加雪山沿途之掃網採集，至此，對於擴大尺度的全流域 (whole catchment) 生態系研究終於成形，由於生態調查圍繞在以鮭魚為中心的研究設計 (protocol) 再因子分析時缺乏整合又無大尺度之生態過程思維，使得所有環境因子之能量及物質循環只能有短程及直接之生物交互作用之結果。2007 年 WLTERM 計畫擴大尺度整合溪流中其他水生生物前兩年所累積量化資料，完成武陵地區溪流水域生態系食物網模式以及食物鏈能量流營養階層傳輸與呼吸模式 (鄭侑展, 2007)；然而陸域與水域之跨界交流一直到 Chiu et al, (2009) 之鳥類及水生昆蟲的交互作用，並開始探討颱風洪水對於棲地與水生生物的衝擊 (林幸助等, 2007)。該計畫估算出武陵地區台灣櫻花鉤吻鮭當前生態承載量約為 4600 尾，與 2008 年及 2009 年颱風較少的常年鮭魚族群數量 5321 尾及 4545 尾符合。更重要的是該報告中發現七家灣溪之支流高山溪拆除攔砂壩改善棲地後對台灣櫻花鉤吻鮭族群有正成長的效益 (Chung et al., 2008)。

2008 年七月的卡玫基、鳳凰及九月的辛樂克三個颱風的影響，造成高山溪、七家灣溪與共同樣區河道與地貌上的改變。整體而言，颱風對河床造成明顯的沖淤改變，對大部分的河道而言，淤多於沖。以木質殘材在高山溪四號壩與三號壩間所形成的殘材壩，架構損壞，則河道高程差有明顯降低之趨勢。2007 年高山溪二號壩口有殘材阻礙，適度清除殘材與淤積砂石；一年後 2008 年十一月份木質殘材間隙已被砂石填滿，可視為一完整之殘材壩。2009 年在高山溪與七家灣溪匯流口上游 100 公尺處發現另一天然殘材壩。七家灣溪二號壩在歷經長時間的沖淤變化後，十一月份調查顯示壩體前後已無明顯高差，河道較寬廣，故大水過後流心變動大，且河道與地貌的變化頗為劇烈。上述研究結果可以當作本計劃研究時比較攔砂壩及自然的殘材壩影響溪流及濱岸生物影響程度之參考基準。

2009 年開始，武陵地區邁入生態系經營管理的新階段。WLTERM 計畫依循從 2004 年武陵長期生態監測研究與模式建構 (WLTERM) 計畫所設立的監測系統與永久測站，轉型進行生態監測並整合重點項目，特別是建立七家灣溪一號防砂壩改善前的背景資料 (林幸助等, 2009b)，該計畫發現高山溪殘材壩已明顯地限制了鮭魚群的自由移動，因此儘速處理促成鮭魚棲息地連續性及完整性之目標。

這些研究更能確保後續監測之資料庫達到長期與共享的目的，由中央研究院生物多樣性

研究中心邵廣昭研究員建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫，已收集 15 綱 98 目 370 科 706 種 60642 筆生物資料，2501 筆水質資料，1634 筆藻類與有機碎屑資料，9136 筆溫度監測資料，以及 1369 流量模擬資料 (<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>)。

雖然水棲昆蟲種類變化不大，但受颱風干擾大，尤其是水質優良的指標物種受颱風影響更明顯。連續 6 年數據 (2003~2008 年) 看出，生物量以位於七家灣溪二號壩測站為最多。每年年初為高峰，但 2005~2006 年的生物量明顯減少，可能是因為流量暴增對水棲昆蟲群聚之影響。2007 上半年因 2006 年下半年洪流較小，使得生物量回復至較高水準，但是 2007 年下半年洪流造成生物量低迷，並且延續至 2008 年。以上水生昆蟲的例子也說明颱風造成流量的改變，再度說明拆壩後水流速度及水量甚至流心的改變，造成水生生物及濱岸生物微棲所的危尺度演替，達到穩定前對各生物因子造成影響的監測，需要歷年資料來構建食物網或食物鏈模型供未來之應用。

溪流底棲藻類為武陵溪流最主要基礎生產者。微小附生藻類以最適合本身生存的方式選擇適當的環境生長，它們有些能夠在急流中緊貼石頭表面生長，有些則偏好最適流速 (optimum current velocity) 的緩流處，又因為溪流底質如 Cattaneo et al. (1997) 在加拿大渥太華研究底質大小對藻類分布及豐度的影響，使得微藻群聚在溪流中呈現特定的分布模式。這個結果影響水生昆蟲的分布，兩生類之蝌蚪分布，也將影響溪流鳥類的覓食活動，藻類在溪流中附著的基礎。在洪泛期間，底質的體積大小決定對抗水流的能力，也間接左右了附生藻類賴以生長環境的穩定度，而最後可能決定了生物量及物種的組成。

在濱水帶之濱岸植群樹幹上及底層地被層上之苔蘚及地衣之分布也可能造成對其他相關生物類群分布之影響，例如半水生之菱蝗以苔蘚及地衣為食物，這些蝗蟲類也是其他蛙類及爬蟲類在陸域活動時之食餌，這一個食物鏈在拆壩之後可能因為河道變成較寬廣，故大水過後流心變動大，且河道與地貌的變化頗為劇烈，植群分布改變微棲地特性，導致於苔蘚及地衣分布改變，聯帶對取食的初級消費者植食性昆蟲之分布及族群變動模式改變。這些陸域生物群聚在濱水帶的傳遞能量方式扮演重要角色，因此，歷年調查標準方法及長期之前人研究結果，正可以提供本計劃可以針對問題，達到重點調查監測之目的，應用在拆壩工程之影響評估，本計畫雖為先期之背景調查，但依本原先本團隊長期調查及監測之本意，未來拆壩後之衝擊及效益之影響，一定也可以順利達到目的。

昆蟲的分布及組成受棲地植群影響，以關刀溪森林生態系而言，棲地性質相似之地被植群昆蟲組成相近，而相鄰兩樣區之昆蟲相卻不相同 (楊淑燕，1996 與楊正澤，2001)，由此可見，昆蟲受不同棲地植群影響頗深 (Hance et al, 1991)。

### 森林生態系昆蟲群聚

昆蟲群聚與棲地有密切的關係，生態系中以營養的關係來看，生產者、消費者與分解者

之間的關係密不可分。而在不同的棲地環境下，隨著環境因子如氣候、土壤、地形及海拔高度，孕育出不同的植群結構，對昆蟲而言，植群提供了不同的資源，因此生活於其間的昆蟲種類組成也不相同，植食性昆蟲因食物的需求，會隨著植群變化，兩者交互作用長期演化成為今日的生態結構，在生態系中，常因底層的生產者結構改變，初級消費者及次級消費者隨之變動，導致整個昆蟲群聚結構的改變 (Kim, 1993)。在關刀溪森林生態系中，林下植群會影響昆蟲的組成，可利用昆蟲對林下環境進行長期生態之監測 (楊淑燕, 1996)。森林經營管理時，林下植群移除，如除草或清除掉藥物，會影響昆蟲的生物多樣性 (Azuma *et al.*, 1997)。利用掃網法採集，發現植食性昆蟲之種類組成與植群及海拔高度有關 (Ribeiro *et al.*, 1998)。在美國西南方的老針葉林乃至熱帶雨林，時間、空間，以至冠層結構的差異，會影響冠層節肢動物甚至無脊椎動物群聚 (Schowalter and Ganio, 1998;1999)。食蚜蠅及步行蟲兩類昆蟲在半天然林比較豐富，多樣性高於人造林的棲地，此研究同時發現植群結構及環境因子可用來評估昆蟲的多樣性 (Humphrey *et al.*, 1999)。研究顯示植群的差異，會改變地底層的溼度，而影響地棲昆蟲的組成 (Clouse, 1999)。昆蟲在生態系中，種類及數量極多，生態棲位多樣化，和動植物互動頻繁，關係密切，生態上扮演重要的生態角色 (Tigar and Osborne, 1999; Basset and Novotny, 1999; Collett and Neumann, 1995)。昆蟲調查的結果可作為棲地監測與生態定位之用 (Kim, 1993)。

### 濱水帶樣區昆蟲群聚結構

武陵地區濱水帶樣區昆蟲群聚結構，經 2004~2006 年調查分析結果(楊正澤等, 2007)，2004 年 4 月至 2006 年 8 月止，武陵地區中尺度濱水帶昆蟲調查，偶數月在測站 1、2、5、8、9 分別各設了 3 個小樣區，以吊網、陷阱杯、掃網及枯落物收集等調查結果累計 150,403 隻，共分為 22 目，已鑑定 189 科。

昆蟲各目組成，因為濱水帶之待分解掉落物資源較多、水分充足、地表潮濕，分解者適存。因此雙翅目及彈尾目的數量遠大於其他各目，其次則為鞘翅目及膜翅目，2007 年的資料也顯示出此一特性，樣區附近穩定的森林，可能是土壤昆蟲優勢群的彈尾目最多的原因。而雙翅目的數量最多，原因除了附近的果園栽培區之外，偏好潮濕環境的蚋可能也是重要原因。值得注意的是司界蘭溪雖然其監測僅執行兩次，但其昆蟲組成與七家灣溪各測站差異並不大。

濱水帶昆蟲指標群經 2004~2006 年調查分析結果，各分類群中前四目的昆蟲為彈尾目 (Collembola)、鞘翅目 (Coleoptera)、雙翅目 (Diptera)、膜翅目 (Hymenoptera)，特將此簡稱為 CmCpDHy，2004 年其排列為 CmDHCp，2005 年及 2006 年均為 DCmCpHy，應該是較穩定的模式。2007 的資料則指標群是 CmDCpHy。而各測站之指標群昆蟲組成百分比可見指標群各目在測站 1、2 及 5(七家灣溪)變化較大，而測站 8(高山溪)及測站 9(有勝溪)則較小。顯見 CmCpDHy 之組成足以當作各測站昆蟲指標群，但排序則會受到環境影響(楊正澤等，

2007)。

楊正澤等 (2007)各指標昆蟲之相對生物量在 2007 年的昆蟲組成分析當中，於每一形態種加入體長之測量值評估其生物量，做為指標昆蟲在生態流量的相對重要性。在彈尾目的特性當中，其長寬比通常為 3:1 到 5:1；雙翅目之蚊為 4:1，蠅為 2:1；鞘翅目變化較大，自瓢蟲的 1:1 到天牛的 4:1；膜翅目主要組成為姬蜂及小繭蜂其比值為 2:1 到 6:1；同翅目則為 2:1 到 3:1。在此長寬之相對比例下，將這些指標昆蟲依此比例相乘推估其相對生物量。各指標昆蟲依體長換算出來之相對生物量大小，資料顯示，雖然彈尾目昆蟲個體雖少，但數量頗多其相對生物量也是很可觀，在鞘翅目的個數雖不一定最多，但其相對生物量卻是最高的。各目昆蟲之中，個體數最多的是雙翅目，是因大量的果蠅及蕈蚋等小型昆蟲數量多所造成，2007 年各月已調查之昆蟲雖然尚未鑑定至科，但初步發現果蠅類可能是主要組成。至於水生昆蟲中成蟲為陸生的，除毛翅目外，蜉蝣目及積翅目則少有記錄，主要可能與調查方法有關。各測站的昆蟲也顯示出一些共同的趨勢，彈尾目、雙翅目及膜翅目數量均較多，但鞘翅目則並非每一測站均有大量出現，此可能與各測站的林相組成有關係。各目昆蟲在各測站的組成結構應可加以比較應用提供生態干擾監測之指標。

#### 濱水帶與高海拔昆蟲指標群

指標群昆蟲以優勢之前四名在濱水帶為 CmDCpHy，雖然在各測站順序有差，但基本上均為此四個目。但在高海拔 2,500-3,800m 之間各樣區調查結果雖只用掃網採集，然而其優勢四個目昆蟲則是 DHmHyCm，其中 Hm 則是同翅目 (Homoptera)，此二地區差異最大處為同翅目，原因應該是高海拔地區箭竹及芒草等寄主植物的關係，所以目前採用這些指標群應可應用於武陵地區之昆蟲群聚監測。2004-2006 各季節昆蟲群聚之比較如圖 2-1，圖中 2005 年的颱風造成採得的昆蟲科科級數目大量減少，其中濱水帶的分解者如隱翅蟲個體數大量降低，說明颱風帶來大量雨水，刷洗河岸的枯落物，直到第二年初才回復，河流搬運造成昆蟲群聚結構上及族群動態影響應擲得重視 (楊正澤、陳昇寬。未發表)。

#### 濱水帶昆蟲群聚

昆蟲的分布及組成受棲地植群影響，以關刀溪森林生態系而言，棲地性質相似之地被植群昆蟲組成相近，而相鄰兩樣區之昆蟲相卻不相同 (楊淑燕，1996 與楊正澤，2001)，由此可見，昆蟲受不同棲地植群影響頗深 (Hance et al, 1991)。

昆蟲群聚與棲地有密切的關係，生態系中以營養的關係來看，生產者、消費者與分解者之間的關係密不可分。而在不同的棲地環境下，隨著環境因子如氣候、土壤、地形及海拔高度，孕育出不同的植群結構，對昆蟲而言，植群提供了不同的資源，因此生活於其間的昆蟲種類組成也不相同，植食性昆蟲因食物的需求，會隨著植群變化，兩者交互作用長期演化成為今日的生態結構，在生態系中，常因底層的生产者結構改變，初級消費者及次級消費者隨

之變動，導致整個昆蟲群聚結構的改變 (Kim, 1993)。在關刀溪森林生態系中，林下植群會影響昆蟲的組成，可利用昆蟲對林下環境進行長期生態之監測 (楊淑燕, 1996)。森林經營管理時，林下植群移除，如除草或清除掉藥物，會影響昆蟲的生物多樣性 (Azuma *et al.*, 1997)。利用掃網法採集，發現植食性昆蟲之種類組成與植群及海拔高度有關 (Ribeiro *et al.*, 1998)。在美國西南方的老針葉林乃至熱帶雨林，時間、空間，以至冠層結構的差異，會影響冠層節肢動物甚至無脊椎動物群聚 (Schowalter and Ganio, 1998;1999)。食蚜蠅及步行蟲兩類昆蟲在半天然林比較豐富，多樣性高於人造林的棲地，此研究同時發現植群結構及環境因子可用來評估昆蟲的多樣性 (Humphrey *et al.*, 1999)。研究顯示植群的差異，會改變地底層的溼度，而影響地棲昆蟲的組成 (Clouse, 1999)。昆蟲在生態系中，種類及數量極多，生態棲位多樣化，和動植物互動頻繁，關係密切，生態上扮演重要的生態角色 (Tigar and Osborne, 1999; Basset and Novotny, 1999; Collett and Neumann, 1995)。昆蟲調查的結果可作為棲地監測與生態定位之用 (Kim, 1993)。

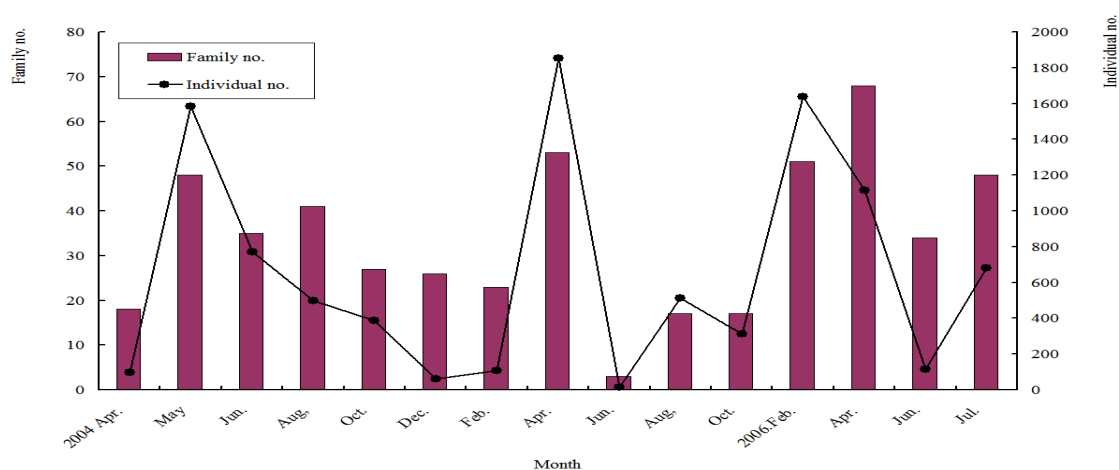


圖 2-1、2004 年 4 月到 2006 年 7 月武陵地區濱水帶之昆蟲相科級與個體數變動。



## 二、研究方法

依 2005 年之方法延續使用，每測站設樣區，每樣區分三個小樣區，樣區內之設定採集調查方法及樣區附近掃網及枯落物採集法，分別敘述如下：

### 1. 設定採集法 (installed)

#### A. 掉落式陷阱杯 (pit-fall, PF)

地棲昆蟲如跳蟲等躍起碰到遮蓋物掉入或地面步行者，直接掉入裝有固定液（代用福馬林，neutral buffer Formalin）之 500 c.c. 水杯中。一周後前往查看，將其倒入塑膠罐（直徑 7.3cm、高 7.5cm）中保存，並標明收集日期、樣區名稱與採集方法。

#### B. 黃色黏蟲紙 (yellow sticky papers, YSP)

昆蟲飛行時主動或被動靠近而黏上，樣區內找出一株樣株並於樹幹上 100cm 和 200cm 二處，約在胸高 (D) 與舉手高 (U)，以釘鎗固定在樹幹上或捲成圓筒狀吊在樹叢中，收取時以塑鋼網為隔板，放在黏膠面，避免黏在一起傷及標本，以測站和小區為單位，裝入 10 號夾鏈袋中，保存於冷藏庫。

#### C. 花生醬誘集器 (peanut butter bait trap, PBT)

採集如灶馬及蟋蟀等直翅類昆蟲 (Yang et al., 1994)，而蜚蠊目及部分雙翅目均能在此調查方法中出現。

#### D. 吊網 (moth trap, MOT) 以及鳳梨皮 (pineapple, PA)

誘集蛾類等鱗翅目及果實蠅等雙翅目昆蟲，用以採集植物性腐果分解者。針對較高海拔之採集點；分別在 3,300 公尺左右的黑森林及圈谷下方 3,600 公尺之黑森林另進行吊網的昆蟲收集。吊網於一個星期後再前往收集。

#### E. 誘蚊產卵器 (Ovitrap, OT)

誘集蚊科或其他可於狹小水域產卵之昆蟲。考慮到蚊科可能為蛙類重要食物來源，因此為建構更完整的食物網，於本年度新增此調查方法。

### 2. 非設定採集法 (non-installed)

#### A. 捕網 (aerial nets, AN)

網口直徑 50cm，網袋深度為直徑的 1.5—2 倍。設計宜輕巧，市售彈簧框伸縮柄之捕網攜帶方便。網布可用珠羅紗，蚊帳紗或絹紗等製作。使用時須迎著昆蟲飛來的方向撲去，然後輕轉網柄將網袋之下半截甩上，摺疊於平置之網口上，將網內所採得之昆蟲裝入瓶內，並標明採集日期、地點與採集方法。

#### B. 掃網 (sweeping net, SWP)

濱水帶之樣區，以掃網採集樣區附近灌叢上活動的昆蟲，與捕網之製作相似，掃集之後網袋甩上方法如捕網，再將蟲子裝入 10 號夾鏈袋中，並標明採集日期、地點與採集方法。

#### C. 枯落物收集 (litters, LIT)

以柏氏漏斗分離植物分解者及土棲昆蟲。

#### D. 柏氏漏斗分離法 (Berlese funnel method)

柏氏漏斗製作，以現成碾米或碾豆漿用不銹鋼漏斗。

- b. 採得落葉裝入採樣袋（12 號夾鏈袋）。
- c. 採得腐植土裝入塑膠袋再裝入採樣袋同 a。
- d. 採得樣品編號以塑膠片（布條）奇異筆寫好標籤放入袋中（不宜以鉛筆書寫於紙條上）。
- e. 以 60 w 燈泡照射 3-5 天，為求快速可以分批經常更替並注意檢查以免起火燃燒。
- f. 收集標本浸泡於酒精中，標上標籤（以鉛筆書寫於撕不破紙）。
- g. 如無法一次處理完，分批放入漏斗照射處理（存放不宜太久，以免昆蟲死亡無法分離）。

#### E. 剪取枝條 (Cutting twig)

為配合植食性昆蟲的採集及其取食量調查，利用 45cm 深之網袋，套住植物枝條或植株，剪斷後放入十號封口袋，攜回後調查計算昆蟲及葉片枝條之食痕及食量估算。

#### F. 蚊卵誘集器

### 3. 存證標本編號保存及蒐藏

收標本後之存證標本，依吊網（moth trap, MOT）、鳳梨皮（pineapple, PA）、掉落式陷阱杯（pit fall, PF）、黃色黏蟲紙（yellow sticky paper, YSP）、及花生醬誘集器（peanut butter bait trap, PBT）都要和掃網（sweeping net, SWP）、捕網（aero nets, AN）、枯落葉物搜集（litters, LIT）、徒手採集（free hand pick-up, HP）等代碼寫出每一件存證標本之編碼，以便日後再比對，編碼系列：“採集日期—研究站—樣區—調查（採集方法）—形態種標號（筆數）—個體數”，未來可利用條碼系統管理以便應用。浸液標本保存在 70—75%酒精中，而黃色黏蟲紙則以隔網分隔後放在冰箱低溫冷藏庫，以防止發霉，延長保存期限，提高可用性，增加利用價值。

### 4. 昆蟲資源調查室內工作流程

- c. 分蟲→編標本碼→登錄採集資料（如採集日期、地點、方法、採集者），詳細請參考秦等（2004）之報告。
- d. 鑑定→填鑑定資料表。鑑定方法及參考資料請參考楊正澤等（2002），另增補列於參考文獻（余清金等，1998；楊平世、范義彬、蕭祺暉，2002；虞國躍、王效岳，1999；Hausmann and Miller, 2000；Hohuryukan, 1994；Miller, 1995；Miller and Hammond, 2000）。
- e. 輸入資料庫。

### 三、結果與討論

八月為止，昆蟲群聚個體數百分比以彈尾目(37.26%)最多，雙翅目(28.78%)次之，其中值得注意的是纓翅目(10.06%)及嚙蟲目(7.68%)在4月的調查結果分別為第三及第四名，需要再以各樣區之百分比來看，這可能是不同採集方法應用之結果，也可能是特別的樣區植群結構，經6月及8月的結果加入，這兩目已不再是前四名，取而代之的是鞘翅目及膜翅目。因此，在調查基礎上，和歷年資料比較可以長期監測之指標的方式不只是指標群，而且是群聚結構，本研究的優勢目前四名排列，單年的累積結果分別為2004年CpDCmHo，2005年起均為DCmCpHy，2008年為CpDHycm，因為研究區的重點地區移到雪山的掃網為主，而且主持人及研究主題有些調整，但總和累積到2010年的結果，為DCmCpHy則是一個基準，2010年的結果有些變化，但只是彈尾目(Cm)和雙翅目(D)的順序差異，前四名依然相同，這四個優勢目在武陵地區當作指標群應是可以進一步評選其中的指標物種(群)或科群，已供監測之應用的。

#### 各測站昆蟲群聚之比較

以4月到8月的成果，各測站的各目昆蟲群聚組成分佈如圖2-3，而群聚的整體結構如前所述(圖2-2)的組成可見，前四名之後各目的比例均極低，皆低於10%。

相較於2005年4月調查之共同樣區，桃山北溪(#1)、桃山西溪(#2)、繁殖場(#5)、高山溪(#8, L)及有勝溪(#9, R)，2010年4月昆蟲個目之個體數明顯較多(表2-1)，且同翅目、嚙目及纓翅目個體數也較2005年4月多(圖2-4)，原因尚待追查，目前推測可能與氣候條件差異有關。由2005年同月份比較之結果，高山溪昆蟲各目個體數差異不大，但組成上差異顯著。2010年以膜翅目居多，纓翅目居次，而2005年4月則以彈尾目優勢，在2010年卻極少，也許4月只是一次的採樣及三重複中的一個，所以代表性不高。但如果以現在樣區的狀況和2005年比較，因為2007年的颱風及豪大雨，河床改變很大，很多樣區都權宜在附近新設，所以應該也可以考慮，此差異變化與樣區地貌改變有關。又有勝溪的雙翅目兩年均為優勢目，其優勢前3目依比例為鞘翅目及彈尾目，和七家灣溪的繁殖場的情形相似，然而彈尾目的個體數遠超過雙翅目，由此可見七家灣溪濱水帶地表有機質提供較穩定的地表層或落葉層所提供的棲環境。這代表河床表面曾有段相當長的安定期，未來水流改變可能會受衝擊而有改變，若河道流心改變，濱水帶的地表狀態受影響棲息於其上的小昆蟲，不易移動，自然受到影響。

2010年4月與2005年4月資料，以相對應的測站來比較如表2-3，包括測站#1(桃山北溪，#1-R)、測站#2(桃山西溪，#2-L)、測站#5(繁殖場，#5-R)、測站#8(高山溪，#8-L)及測站#9(有勝溪，#9-R)，2010年4月昆蟲個體數總共2,108隻，較2005年4月1,012隻多。

2010年4月各測站總個體數如表2-4，目前僅完成第一筆重覆資料。除去只以掃網(SWP)

採集之 8 號測站小徑（高山溪小徑，#8-path），以 4 號測站右岸（觀魚台，#4-R）1022 隻最多，佔 15.98%，9 號測站左岸（有勝溪，#9-L）90 隻最少，僅佔 1.41%。

### 累計歷年調查昆蟲科級多樣性

累積科數由 2004 年 4 月起至 2006 年 8 月止總共 189 科，2010 年共 204 科，新增 15 科，分別為黑石蠅科(Capniidae)、刺石蠅科(Styloperlidae)、斑腿蝗科(Catantopidae)、草蠹科(Conocephalidae)、絲椿科(Berytidae)、土椿科(Cydnidae)、大眼長椿科(Geocoridae)、避債蛾科(Psychidae)、豆象科(Bruchidae)、偽瑣微蟲科(Discolomidae)、熊蜂科(Bombidae)、擬網蚊科(Deuterophlebiidae)、細果蠅科(Diastatidae)、樹脂蠅科(Ropalomeridae)及沼蠅科(Sciomyzidae)，就各目來說，以雙翅目增加 4 科最多（附錄一）。

各目昆蟲依其分類系統有其理論上的科數（表 2-5），依昆蟲學會（原中華昆蟲學會）之科級以上分類群名錄為基礎，可見武陵地區各目之間之理論科數百分比，鞘翅目 181 科最高（19.7%），鱗翅目和雙翅目相近，分居二、三位（13.5%及 13.2%），然而，實際採得之科數百分比則是雙翅目最多（24.41%），鞘翅目其次（20.66%），鱗翅目則只占 5.63%。

### 利用群聚結構監測

針對一號壩拆除工程，比較壩上（#12）與壩下（#13）昆蟲組成，發現壩上昆蟲個體數較多（圖 2-5），河面行水區及河床結構將可能影響濱水帶的植物群落，影響上層的植被枯落物掉落後的堆積模式間接或直接影響濱岸昆蟲群聚。如表 2-2，縷翅目首次成為優勢目的前三名，除了壩上（#12）135 隻之外，還有其他測站縷翅目數量比以往多，因此縷翅目也是 4 月分總個體數百分比第三名。原因尚待繼續追查，關於縷翅目的食性錐尾亞目（Terebrantia）以植食性為主，管尾亞目（Tubulifera）除植食性外，多為枯落物分解者。

以 4 月的優勢目而言，縷翅目個體數特別多（605 隻），和 6 月及 8 月（40 隻）比較，遠遠高出 10 倍以上，由此證明 4 月的突發性的大量縷翅目可能與落葉層的分解者為主，將縷翅目分科做一分析，管尾亞目的管尾薊馬科（Phlaeothripidae）主要為分解者，根據全世界薊馬種數約有 10% 為植食性作物害蟲，而主要為 Thripidae 科，因此 4 月到 8 月的結果 Phlaeothripidae 261 隻而 Thripidae 只有 43 隻。

彈尾目昆蟲個體小，而且聚集在地表土壤及落葉層陰暗潮濕的棲地，而濱水帶正是最適合的環境，然而由生物量的計算則是非常微量。個體數由 4 月的 2881 隻降到 6 月的 606 隻，都已明顯下降，一方面因為落葉枯枝因為水量提高而減少，可能因為流水將枯落葉帶走，因此，以各樣區的 4-8 月個體數變化，應該是上游少下游多，然而結果顯示並不是全然如此，這應該就是有特定的樣站特別適合彈尾目生活。

雙翅目為第二優勢（圖 2-2），雙翅目也有大部分是分解者，個體在 6 月略少，而 8 月上升，因為 8 月又是結果期，落果增加，果蠅類又有其他分解者出現，因此，和彈尾目不同的

是，季節變化並不大，但是颱風及洪水則造成 8 月以後的枯落物流失，分解者減少，在 2008 年以前極為明顯。

鞘翅目及膜翅目個體數變化在季節間穩定，可以當作拆霸後的各測站間變化的指標，當然兩岸之衝擊也可以利用穩定的鞘翅目及膜翅目來監測。

以霸上霸下的昆蟲數量而言，除了 4 月份的分析之外累積 4 至 8 月的成果，依然趨勢相同。然而左右岸的差異變小了，因此，先前以為左右岸隔離的情形已不成立。

### 採集方法差異性探討

目前已處理吊網 (MOT)、鳳梨皮 (PA)、掉落式陷阱杯 (PF)、枯落物收集 (LIT)、掃網 (SWP) 及花生醬誘集器 (PBT)。其中以掉落式陷阱杯採得昆蟲個體數最多，佔 45.38%，共 2,902 隻，依次為枯落物收集佔 23.06% 共 1475 隻；吊網佔 21.58% 共 1380 隻；鳳梨皮佔 4.21% 共 269 隻；掃網佔 3.53% 共 226 隻；花生醬誘集器佔 2.24% 共 143 隻。採得科數吊網 47 科 (圖 2-6)、掃網 46 科、掉落式陷阱杯 43 科、枯落物收集 35 科，花生醬誘集器及鳳梨皮則較少，分別只有 19 科與 6 科。

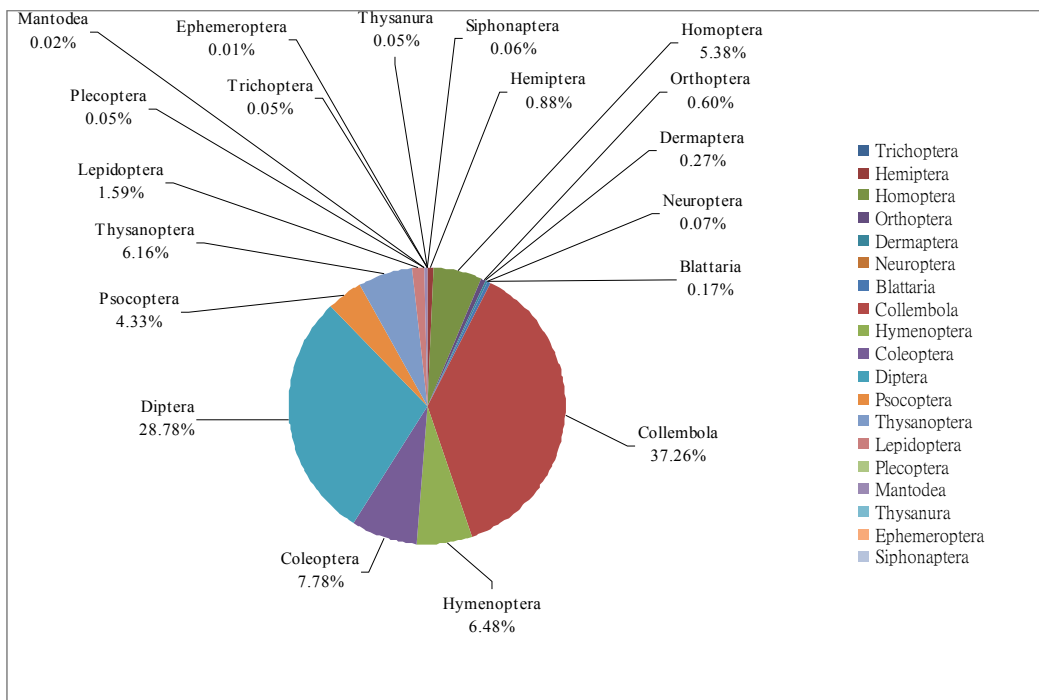


圖 2-2. 武陵地區 2010 年 4 月至 8 月昆蟲各目個體數百分比。

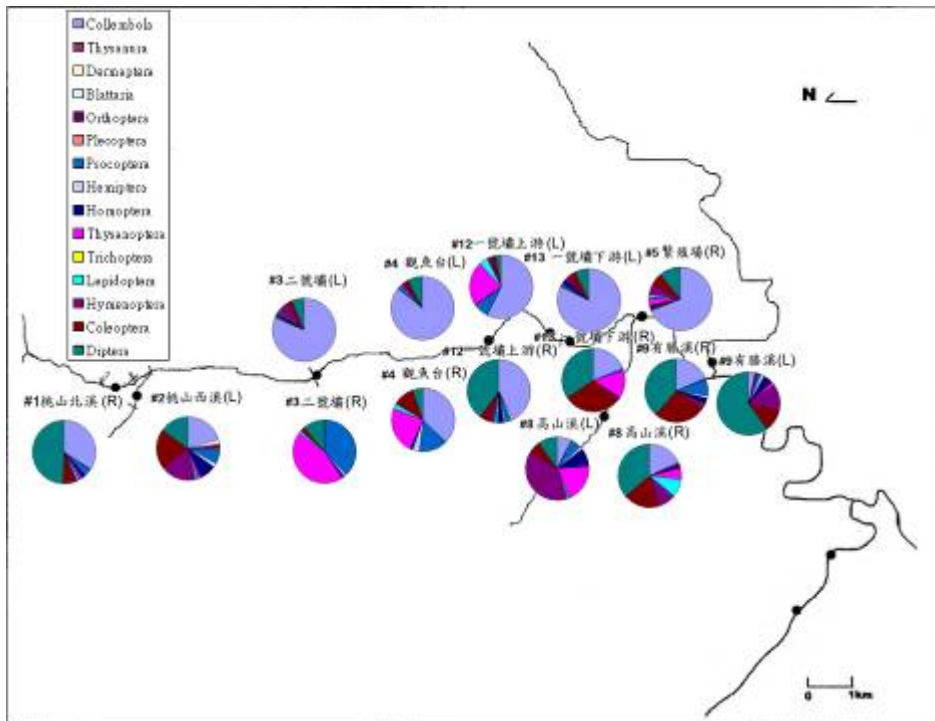


圖 2-3. 武陵地區 2010 年 4 月各測站昆蟲目級多樣性。

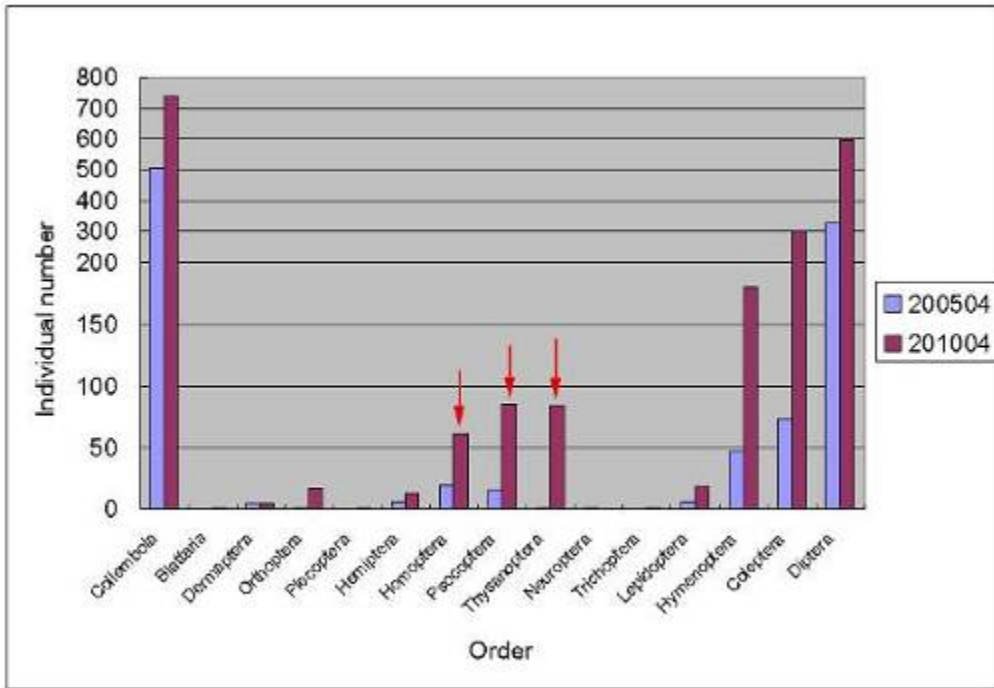


圖 2-4. 武陵地區 2005 年與 2010 年 4 月份昆蟲各目個體數差異。

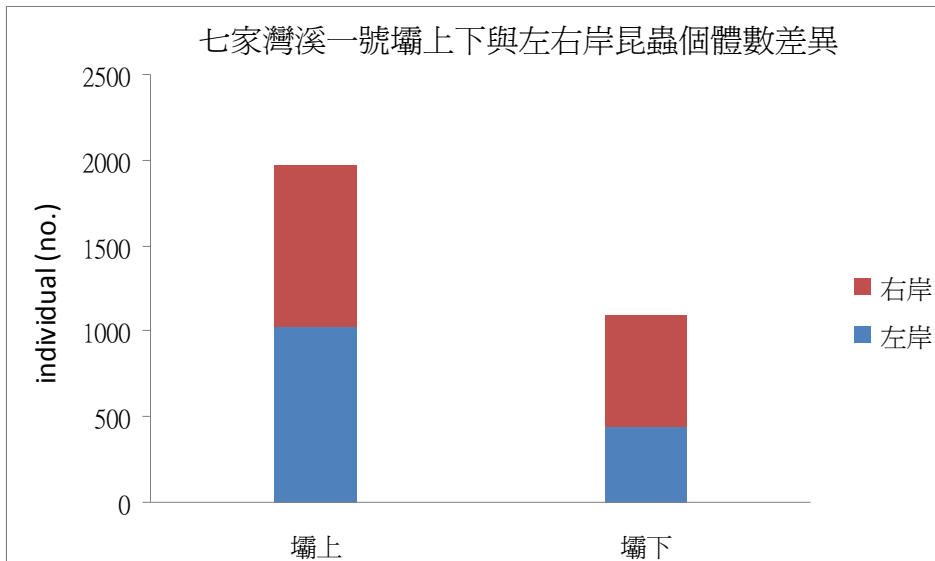


圖 2-5. 2010 年 4 月至 8 月七家灣溪一號壩上下及左右昆蟲個體數差異。

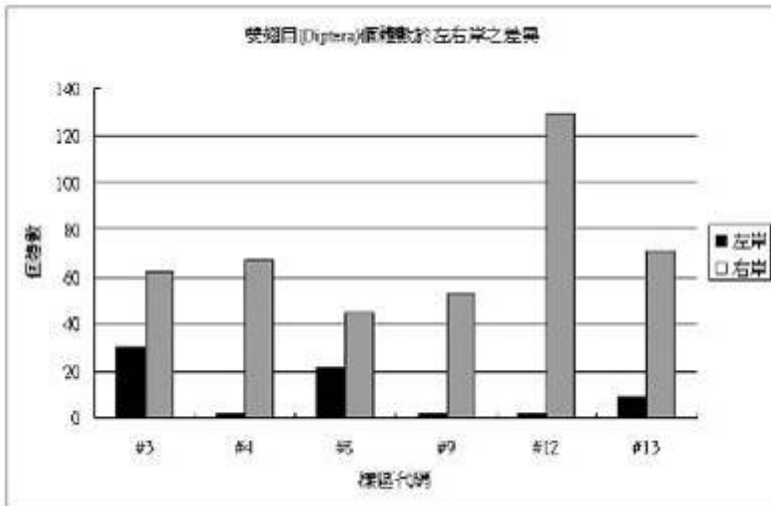


圖 2-6. 吊網採得雙翅目個體數左右岸之差異

表 2-1. 武陵地區 2010 年 4-8 月一號壩上下昆蟲目級個體數組成

		壩上	壩下
彈尾目	Collembola	520	266
纓尾目	Thysanura	0	2
禿翅目	Plecoptera	0	1
革翅目	Dermaptera	3	0
嚙目	Psocoptera	50	4
半翅目	Hemiptera	7	0
同翅目	Homoptera	13	10
纓翅目	Thysanoptera	135	10
毛翅目	Trichoptera	1	0
鱗翅目	Lepidoptera	30	0
膜翅目	Hymenoptera	18	7
鞘翅目	Coleoptera	36	33
雙翅目	Diptera	152	44
TOTAL		965	377



表 2-2. 武陵地區 2005 及 2010 年 4 月分各測站昆蟲組成目級個體數比較表

	2005						2010					
	1-R	2-L	5-R	8-L	9-R	SUBTOTAL	1-R	2-L	5-R	8-L	9-R	SUBTOTAL
Collembola	77	220	0	201	9	507	238	37	381	17	68	741
Blattaria	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
Dermaptera	5	0	0	0	0	5	0	4	0	1	0	5
Orthoptera	0	1	0	0	1	2	2	4	9	0	2	17
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	1		0	0	1
Psocoptera	16	0	0	0	0	16	26	13	3	13	31	86
Hemiptera	0	5	0	0	1	6	2	4	0	3	4	13
Homoptera	4	0	0	12	3	19	13	15	2	23	9	62
Thysanoptera	0	0	0	1	0	1	12	3	21	48	1	85
Neuroptera	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Lepidoptera	4	0	0	2	0	6	7	2	6	2	1	18
Hymenoptera	7	32	0	4	4	47	9	33	31	96	11	180
Coleptera	9	44	0	10	10	73	44	37	36	15	97	299
Diptera	121	73	7	4	123	328	345	27	61	24	141	598
TOTAL	244	376	7	234	151	1012	698	180	552	243	365	2108

表 2-3. 武陵地區 2010 年 4 月各測站昆蟲個體數

測站及樣區代碼	個體數	百分比
1-R-1	668	10.44%
2-L-1	542	8.47%
3-L-1	362	5.66%
3-R-1	918	14.35%
4-L-1	125	1.95%
4-R-1	1022	15.98%
5-R-1	552	8.63%
8-L-1	244	3.81%
8-R-1	152	2.38%
8-path-1	18	0.28%
9-L-1	90	1.41%
9-R-1	281	4.39%
12-L-1	627	9.80%
12-R-1	338	5.28%
13-L-1	135	2.11%
13-R-1	322	5.03%
TOTAL	6396	100.00%

表 2-4. 武陵地區 2004 至 2010 年濱水帶測站各目之科級相對多樣性

目名	理論科數		實採科數		科級相對 多樣性%
	科數	百分比	科數	百分比	
Collembola	8	0.87%	8	3.76%	100.00%
Dipulura	7	0.76%	1	0.47%	14.29%
Thysanura	6	0.65%	1	0.47%	16.67%
Ephemeroptera	23	2.51%	1	0.47%	4.35%
Plecoptera	11	1.20%	2	0.94%	18.18%
Orthoptera	21	2.29%	9	4.23%	42.86%
Phasmida	11	1.20%	1	0.47%	9.09%
Blattaria	28	3.05%	3	1.41%	10.71%
Dermaptera	10	1.09%	2	0.94%	20.00%
Isoptera	6	0.65%	1	0.47%	16.67%
Psocoptera	37	3.99%	9	4.23%	24.32%
Thysanoptera	5	0.55%	3	1.41%	60.00%
Hemiptera	77	8.40%	19	8.92%	24.68%
Homoptera	66	7.20%	17	7.98%	25.76%
Neuroptera	11	1.20%	3	1.41%	27.27%
Mecoptera	8	0.87%	1	0.47%	12.50%
Trichoptera	39	4.25%	1	0.47%	2.56%
Lepidoptera	124	13.52%	12	5.63%	9.68%
Coleoptera	181	19.74%	44	20.66%	24.31%
Hymenoptera	99	10.80%	22	10.33%	22.22%
Diptera	121	13.20%	52	24.41%	42.98%
Siphonaptera	18	1.96%	1	0.47%	5.56%
TOTAL	917	100.00%	213	100.00%	-

表 2-5. 2010 年 4 月至 8 月昆蟲目級個體數組成

目/ 中名	目/ 學名	201004	201006	201008	Total
毛翅目	Trichoptera	2	1	3	6
半翅目	Hemiptera	36	42	21	99
同翅目	Homoptera	109	339	154	602
直翅目	Orthoptera	24	18	25	67
革翅目	Dermaptera	18	9	3	30
脈翅目	Neuroptera	-	7	1	8
蜚蠊目	Blattaria	3	12	4	19
彈尾目	Collembola	2881	606	682	4169
膜翅目	Hymenoptera	266	257	202	725
鞘翅目	Coleoptera	424	278	168	870
雙翅目	Diptera	1456	703	1061	3220
嚙目	Psocoptera	462	12	10	484
纓翅目	Thysanoptera	605	44	40	689
鱗翅目	Lepidoptera	85	44	49	178
積翅目	Plecoptera	3	3	-	6
螳螂目	Mantodea	-	2	-	2
總尾目	Thysanura	3	-	3	6
蜉蝣目	Ephemeroptera	-	1	-	1
蚤目	Siphonaptera	-	7	-	7

附錄一、武陵地區 2010 年 4 月各測站昆蟲各科個體數

Order	Family	1-R-1	2-L-1	3-L-1	3-R-1	4-L-1	4-R-1	5-R-1	8-L-1	8-R-1	8-path-1	9-L-1	9-R-1	12-L-1	12-R-1	13-L-1	13-R-1	TOTAL
Collembola	Entomobryidae	22	-	5	2	10	6	85	-	7	2	2	18	4	2	8	15	185
	Hypogastruridae	143	32	222	185	11	856	224	9	16	1	1	48	329	135	52	163	2430
	Isotomidae	29	-	11	-	1	1	33	-	-	-	-	-	20	1	19	1	116
	Onychiuridae	2	1	-	-	24	4	24	7	4	7	7	-	17	-	-	-	90
	Sminthuridae	1	-	20	-	1	-	15	1	-	-	-	1	7	5	5	2	58
	Tomoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Thysanura	Machinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	3
Blattaria	Blattellidae	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	4
Orthoptera	Catantopidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Conocephalidae	2	3	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	8
	Gryllacridae	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Rhaphidophoridae	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	1	-	-	-	-	10
	Tetrigidae	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	3
Dermaptera	Forficulidae	-	4	3	-	-	4	-	1	-	-	1	-	2	3	-	-	18
Plecoptera	Capniidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Styloperlidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2
Psocoptera	undetermined	9	12	4	276	18	25	3	13	-	-	19	29	39	11	3	1	462
Hemiptera	Anthocoridae	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	Berytidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
	Cydnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
	Geocoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
	Lygaeidae	2	3	1	8	3	-	-	2	-	-	1	3	3	2	-	-	28
	Miridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Reduviidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Homoptera	Aphilidae	1	-	1	7	-	-	2	18	-	8	1	-	1	-	8	-	47
	Aphiloidea	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
	Cercopidae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	5

	Cicadellidae	7	13	3	2	1	1	-	4	1	3	-	3	2	7	1	2	50
	Cixiidae	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Delphacidae	4	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	5	-	-	-	-	10
	Issidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Psyllidae	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	2	1	-	1	-	-	6
Thysanoptera	Thripidae	-	3	-	-	28	-	-	2	-	-	2	-	-	-	-	8	43
	Phlaeothripidae	11	-	1	328	2	7	21	46	9	-	-	1	135	-	-	1	562
Trichoptera	undetermined	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
Lepidoptera	Noctuidae	6	8	1	3	1	-	2	-	3	-	-	1	1	2	-	-	28
	Psychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
	Pyralidae	-	-	1	5	1	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	10
	Tortricidae	1	1	-	-	2	1	3	2	11	-	-	-	22	3	-	-	46
Hymenoptera	Apidae	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Bombidae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Chalcidoidea	1	1	1	-	1	4	7	3	3	-	2	2	6	4	2	2	39
	Formicidae	3	23	34	1	-	1	19	93	11	1	2	-	-	4	1	6	199
	Ichneumonidae	1	2	1	-	1	-	5	-	-	1	1	3	3	1	-	1	20
	Vespidae	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	6
Coleoptera	Biphyllidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
	Bruchidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Cantharidae	2	1	2	2	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	13
	Carabidae	-	1	-	-	1	5	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	11
	Chrysomelidae	6	4	2	3	1	-	-	1	1	1	-	-	8	-	2	-	29
	Cleridae	1	-	3	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	7
	Curculionidae	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	6
	Discolomidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Elateridae	-	5	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8
	Eucinetidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

	Lathridiidae	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	5
	Leiodidae	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	Nitidulidae	37	3	-	3	1	1	17	10	18	-	3	44	2	4	1	8	152
	Oedemeridae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Pselaphidae	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4
	Staphylinidae	23	13	1	8	6	14	16	1	8	-	1	51	4	14	8	10	175
	Tenebrionidae	-	1	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	1	-	-	-	5
Diptera	Agromyzidae	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Anthomyiidae	16	12	-	1	1	7	-	21	9	1	3	2	-	-	2	-	75
	Cecidomyiidae	2	1	1	-	2	-	2	-	-	-	2	-	2	-	1	-	13
	Ceratopogonidae	-	-	1	-	-	5	1	-	-	1	1	-	-	1	-	-	10
	Chironomidae	2	-	-	3	1	2	8	1	-	-	1	2	-	-	-	4	24
	Cryptochetidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Deuterophlebiidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
	Diastatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
	Dolichopodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
	Drosophilidae	190	333	17	57	1	52	19	2	26	-	32	43	1	92	5	65	934
	Empididae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	4	1	-	-	1	7
	Ephydriidae	99	2	1	1	-	1	9	-	4	-	3	4	-	17	2	10	153
	Heleomyzidae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
	Lauxaniidae	3	14	2	1	-	1	3	-	-	-	-	2	-	3	1	-	30
	Muscidae	2	23	6	11	-	14	2	1	1	1	-	1	2	5	-	5	74
	Mycetophilidae	3	2	-	3	-	2	1	-	6	-	-	2	1	9	-	1	30
	Phoridae	8	1	2	1	1	1	3	-	1	-	1	-	6	3	2	2	32
	Pipunculidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3
	Ropalomeridae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	Sciaridae	-	2	3	1	-	1	9	-	8	-	-	4	2	1	6	2	52
	Sciomyzidae	13	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

Sphaeroceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
Stratiomyidae	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	4
Syrphidae	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	5
Tipulidae	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<b>SUBTOTAL</b>	<b>671</b>	<b>537</b>	<b>362</b>	<b>918</b>	<b>127</b>	<b>1021</b>	<b>552</b>	<b>243</b>	<b>152</b>	<b>28</b>	<b>90</b>	<b>284</b>	<b>627</b>	<b>338</b>	<b>135</b>	<b>322</b>	<b>6396</b>







### 第三章 七家灣溪濱岸植物調查

蔡尚惠、劉建慧、王志強、廖冠茵、黃柔境、戴嘉慧、陳家銘

張志誠、林信州、陳泰安、洪美嘉、江振彰、鄭朝正

環球科技大學環境資源管理系

#### 摘要

關鍵詞：七家灣溪、濱岸植群、動態、種豐富度、地形、演替

#### 一、研究緣起

七家灣溪是臺灣櫻花鉤吻鮭的重要棲地，為使其族群得以延續，保護森林溪流生態系乃是當務之急。又為對溪流生態系進行最有效之管理，必須建立起完善的生態系模式。而本研究即監測調查濱岸植群之物種組成、分布與結構的變化，以提供生態系經營決策所需資訊。

#### 二、研究方法及過程

為瞭解濱岸帶之環境梯度對植群之影響，於觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)等測站，設置 211-218 等 8 條線截樣區。線截樣區的長軸與河道垂直，延伸至左右岸河階或邊坡上，寬度為 25 m，長度則視河階寬度為 20-130 m 之間；各線截樣區內劃分  $5 \times 25 \text{ m}^2$  的次樣區，進行喬木層之每木調查；再於各次樣區內之靠上游邊界劃分出 2 個  $5 \times 5 \text{ m}^2$  之小區，進行地被層植物調查，為瞭解線截樣區地被植群的結構與動態。且為更進一步瞭解環境因子對濱岸植群的影響，同時量測其濱岸寬度及其距溪面之高度。

為配合武陵地區長期生態研究，於整合計畫之桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、高山溪(#8)，以及有勝溪(#9)等測站(其中有勝溪測站為生態監測之對照測站)，沿溪床設置編號 121-128 等 8 個臨時樣區；各樣區皆由 10 個  $5 \times 5 \text{ m}^2$  之小區組成。此外，上述植群調查凡樣區內之樹木胸徑大於 1 cm 者，列入喬木層，逐株

予以量計胸高直徑，記錄種類；其他胸高直徑小於 1 cm 之喬、灌木、草本、蕨類等皆列為地被層；調查樣區內植群之喬木層植物種類與胸高直徑，並估計地面地被層植物之覆蓋度，且進行照片拍攝、植物標本採集以及名錄建立等工作。

上述植群原始調查資料之植物種類經編碼建檔後，使用以 CLIPPER 程式語言所撰寫之程式，將其轉換為資料庫格式，求得各物種之重要值指數，採用 Motika *et al.* (1950) 之相似性指數，進行矩陣群團分析，以繪製樹形圖，以對濱岸植群加以分類。此外，為瞭解各測站及不同季節之多樣性變化；採用蔡尚惠與呂金誠(2008)所開發之「生物歧異度分析系統」，求算濱岸植群之 Simpson 豐富度指數。另以降趨對應分析、典型對應分析將植群資料進行排序分析，藉由植群分布推估植群與環境間的關聯。

### 三、重要發現

- (一)本研究共記錄維管束植物 64 科 135 屬 190 種(含種以下分類群)，即蕨類植物 9 科 15 屬 20 種，裸子植物 1 科 2 屬 3 種，雙子葉植物 48 科 103 屬 149 種，單子葉植物 6 科 15 屬 18 種；其中以菊科植物之物種數為最多。此外，以相似性指數 17% 為臨界值，可將地被層區分為臺灣澤蘭型、五節芒型、臺灣蘆竹型，以及圓果冷水麻型等四型；而其中圓果冷水麻型係分佈於區內較為潮濕之環境。
- (二)線截樣區調查中以一號壩上游測站(#12)之濱岸最寬，其次為繁殖場測站(#5)。此外，臺灣赤楊與濱岸環境具有某種程度的依賴性，或可作為濱岸帶的指標物種，其次則為大葉溲疏及水麻。另地被層植物則以五節芒為主，在高光量的環境下，五節芒以耐旱且植株生長快速的特性使其佔有優勢；又因 2010 年洪氾干擾甚少，故淺根性草本臺灣澤蘭於溪床開闊地生長旺盛。此外，臺灣赤楊小苗亦於地被層調查中佔有優勢，其他如褐毛柳、臺灣二葉松及水麻等未來會形成喬木者，其小苗散布於樣區內。
- (三)多數線截樣區之總覆蓋面積隨距溪遠近具先增後減的趨勢，顯示於鄰近溪水區域因所受干擾大，植群較難建立，總覆蓋面積小；而當洪氾影響較小之處，先驅植物大量增長，總覆蓋面積達到高峰，另至林分鬱閉處，因陽

性植物的覆蓋面積大量減少，致使總覆蓋面積下降。此外，因 2010 年洪氾干擾為少，七家灣溪濱岸之地被層植物生長良好，且以臺灣澤蘭及五節芒最優勢，在向陽開闊地，大量增生的五節芒造成植群總覆蓋面積大為增加，然偶壓迫到其他物種生長，種豐富度反會降低，僅具如梨山小蓑衣藤、臺灣何首烏等具攀附能力的藤本，或如小金櫻、小柗葉懸鉤子與白毛懸鉤子等蔓性灌木較能保有優勢。而當冬季(2 月)至春季(4 月)間之五節芒的地上部死亡，覆蓋面積大量減少，使林地出現空隙，其他物種又得以生長拓殖，使其種豐富度上升。又至夏季(8 月)時五節芒再快速生長而形成優勢，使種豐富度下降。

(四)總覆蓋面積、物種數皆與岩石裸露率具顯著性的效應。除洪氾頻率會反應在岩石裸露率上之外，岩石的覆蓋也會阻礙植物生長，因此，在濱岸帶岩石裸露率高的區域通常植群數量較少，是故總覆蓋面積與物種數都會受到影響。又距溪高度與距溪距離對物種數有顯著效應。若以微地形能反應洪氾頻率，則洪氾干擾頻率適中的情況下，會提高物種數，然太高或太低的洪氾干擾頻率會使物種數減少，此一結果也與中度干擾假說相符。是故七家灣溪的濱岸植群與水文關係密切，在反覆地洪氾干擾下，除維持使植群維持在以臺灣赤楊、臺灣二葉松等先驅樹種為優勢的亞極盛相，使植群隨著微地形產生不同性質的變化與特性，又典型對應分析結果顯示，由高頻率洪氾區域往低頻率洪氾區域之植群分布趨勢為：1 年生草本植物、2 年生至多年生草本植物、灌木至喬木。而綜合過去植群排序分析結果可推估「七家灣溪濱岸植群之演替模式」，瞭解濱岸與微環境之間的關聯性。

(五)2010 年調查中主要以演替初期為主，即當河床裸露地剛受破壞時，首先是各種能適應高熱、乾旱的植物小苗進入，形成小苗型的植群；其後於相對光量高的環境則以能快速生長的臺灣澤蘭為優勢，形成臺灣澤蘭型，而相對光量低的環境會形成臺灣何首烏型；又當環境改變時較適宜其他物種生存，此時會形成五節芒與其他物種各佔優勢的情形，如於相對光量低的區域形成五節芒-咬人貓亞型，另於相對光量高的區域，五節芒大量增長，形成五節芒優勢亞型。另當喬木層植物生長遮蔽光線，五節芒逐漸減少，於

相對光量高的區域形成五節芒-大葉洩疏-臺灣紫珠亞型，而相對光量低的區域則形成以五節芒與蔓性灌木為主的五節芒-小柃葉懸鉤子亞型，進而形成以蔓性灌木為主的小柃葉懸鉤子型或小金櫻型；此外，若喬木層植物持續增長，在相對光量高的生育地則形成臺灣二葉松-臺灣赤楊亞型，而在相對光量低的生育地常為蓮草-臺灣紫珠型。

#### 四、主要建議事項

##### (一)武陵地區植群監測：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退輔會、臺中縣政府

2010年較2009年溪床受洪氾作用影響甚小，故溪床上植物可穩定生長；植群結構與河岸微地形息息相關，而地被層植物對環境變化較為敏感，是故地被層植物分布或可作為微氣候環境的指標。如於觀魚台(#4)、一號壩上游測站(#12)，以及繁殖場(#5)測站等皆具有大片裸露河床；而濱岸裸露地若無植群覆蓋，在陽光直射的情況下將使溪水溫度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭族群之生長。另外來種植物如加拿大蓬、羊蹄等，雖於線截樣區內為數不多，但在線截樣區的調查中發現外來種植物確有可能入侵濱岸植群的潛力，且愈靠近人為干擾區域，此現象愈為明顯。因此，本研究建議後續濱岸植群監測重點為濱岸植群之微環境影響，農地回收後之植群演替變化，以及外來種植物入侵潛力的監控。

##### (二)濱岸地景監測：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退輔會、臺中縣政府

由14處樣點2-12月之每2個月的定點濱岸照相監測結果得知，落葉性喬木於春分時從新芽展露冒出新葉；至4月「清明」時，天氣日漸暖和，枝葉都萌芽蓬勃生長茂盛；又6月「芒種」時，濱岸植物始開花結果；8月「立秋」時，部分植物果實成熟掉落，部分則吸引動物前來覓食；另10月「寒露」時，天氣開始轉涼，部分植物開始變色轉黃轉紅；12月「大雪」時，青楓及臺灣紅榨槭的葉子已轉為

豔麗的紅色，而部分大喬木如臺灣赤楊已開始落葉準備度冬。建議未來仍應以此14處樣點持續定期監測，以瞭解七家灣溪一號壩壩體拆除前後，其對上、下游濱岸地景之影響及變化。

## ABSTRACT

Cijiawan stream in Wuling area is the important habitat to Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Vegetation composition and structure are the important factors for the riparian ecosystem and could provide the information for decision making for the riparian vegetation management.

In order to realize the change of composition, structure, and characteristic of riparian vegetation, 8 transect plots were set at the surveying stations Fish-watching Platform (#4), Upstream Dam 1 (#12), Downstream Dam 1 (#13), and Taiwanese Salmon Center (#5). Besides, we set 8 temporary plots at the surveying stations Taoshang North Stream in the major segment of Cijiawan Stream, Taoshang West Stream (#2), Dam 2 (#3), Kaoshan Stream (#8), and Yousheng Stream (#9) to operate in coordination with the longterm ecological research in Wuling area. The results revealed that there were 190 species, 135 genera, and 64 families of vascular plants recorded in our research area. The understory vegetation types included *Eupatorium formosanum* type, *Miscanthus floridulus* type, *Arundo formosana* type, and *Pilea rotundinucula* type. *Alnus formosana* was related to riparian vegetation. It could be regarded as an index species of riparian zone. The most dominant species on the understory was *Miscanthus floridulus*, and the seedlings of *Alnus formosana* were also dominant on the understory. The covering areas of most transect plots increased first with the farness away from the stream, and then decreased with the nearness to the stream. It was told that the disturbance was more near the stream, and the vegetation built up hardly. So its covering area was small. As the effect was less away from the stream, the covering area of pioneer plants increased in a great deal. However, the covering area decreased on the dense stand because there were less sun-living plants. The riparian zone with destructive disturbance produced gaps for other species. Thus it enhanced the species abundance. It corresponded to Intermediate Disturbance Hypothesis. We realized that the species number would decrease with the flood disturbance frequency, both too high and too low. The



classic distribution of vegetation sequence was annuals, biennials to perennials and shrubs to trees in order from the highly frequent flooded area to lowly one. The hydrology brings up the specialty of riparian vegetation. We found that the riparian vegetation of Cijiawan Stream was close to the hydrology. The vegetations were different with the changes and characteristics of micro-landforms. They were also different from adjacent vegetations. “The succession model of the riparian vegetation of Cijiawan Stream” was set up after integrating the results gained from vegetation cluster analysis to figure out the relationship between the riparian vegetation and micro-environment. Our investigation in 2010 was on the first stage of succession. The seedlings of heat-enduring and drought-enduring species anticipated to colonize on the exposed riverbed and became the vegetation of seedling type. Depending on the relative light quantity, the dominant species of understory was substituted by *Miscanthus floridulu*. On the other hand, the plants of overstory grew continuously to make the habitat transform into *Pinus formosana*-*Alnus formosana* subtype or *Callicarpa formosana*-*Tetrapanax papyriferus* type.

The flood of 2010 affected the riverbed much less than it of 2009, so the plants grew stably. The vegetation structure was closely linked with the riparian micro-environment. The plants of understory were more sensitive to the change of environment. Therefore, the distribution of understory plants could be regarded as an index to micro-climate environment. We found that the exotic species possessed high potential to invade into the riparian vegetation. The closer to the human-disturbanced area, the more obvious the phenomenon is. For this reason, we suggested to keep monitoring the micro-environment of riparian vegetation mainly, the successive change of the vegetation on the reclaimed farmlands, and the control of the invasive potential of exotic species. From our photo-monitoring, we saw that deciduous trees sprouted new leaves in February “Chunfen,” trees flourished in April “Chingming,” plants flowered and fruited in June “Mangchung,” some plants fell their matured fruit and some attracted animals to forage in August “Lichow,” part of plants turned into yellow or red in October “Hanlu,” and *Acer serrulatum* and *Acer morrisonense* already turned into bright red while certain trees like *Alnus formosana* started to be

defoliated in December “Dashuey.” Monitoring the changes of landscape on the constant plots deserves to continue to understand the affects from ante- and post-removing Dam 1 of Cijiawan Stream.

**【Keywords】** Cijiawan Stream, riparian vegetation, dynamics, species abundance, landform, succession

## 一、計畫緣由

雪霸國家公園最重要功能之一，即為自然資源保育，因此，其轄區內所劃設多處的生態保護區與特別景觀區，佔園區總面積三分之二以上，特別是大甲溪上游武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus* Jordan & Oshima)保護區。臺灣櫻花鉤吻鮭是冰河時期的孑遺生物，屬陸封型的寒帶鮭鱒魚類，然能存活於地處熱帶與亞熱帶之季風氣候區的臺灣島嶼，為演化學中生物地理學的重大發現(汪靜明，1994)。由於其具有重要的學術價值，而族群數量稀少到瀕臨絕種的程度，且分布範圍侷限於七家灣溪、高山溪與桃山北溪(曾晴賢，2001)。因此，1984年7月依「文化資產保存法」第49條及施行細則第72條之規定，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，將其列為重要文化資產之一；又其現存棲息地的七家灣流域，1999年由行政院農業委員會依據「野生動物保護法」，公告為「櫻花鉤吻鮭野生動物保護區」。

雪霸國家公園管理處自成立以來，持續進行各項鮭魚、水質等多項調查監測，為保育臺灣櫻花鉤吻鮭不遺餘力。於2009年武陵地區長期生態監測結果指出，七家灣溪一號壩至觀魚台段為鮭魚主要棲息地，而於一號壩以下的鮭魚族群，因防砂壩阻隔而無法自由通行。另2007年「七家灣溪壩體改善研究評估」計畫指出，七家灣溪沿岸防砂壩改善優先順序以一號壩為最優先辦理。為擴大珍稀瀕危物種—臺灣櫻花鉤吻鮭的族群交流，管理處自2009年起進行壩體改善作業會勘，並積極邀集學者及相關單位研擬改善措施，預定於100年辦理七家灣溪一號壩壩體改善工程。又考量壩體改善可能影響七家灣溪濱岸植群(riparian vegetation)與生物，擬針對濱岸植群、陸生昆蟲、兩生爬蟲類及鳥類等項目進行調查，瞭解工程施作前的棲地環境因子，以提供工程施作規劃設計之參考。

濱岸植群特指生長在濱岸帶的植群，由於介在陸域生態系與水域生態系，受到兩者的環境因素共同影響，使濱岸植群有別於陸域植群。濱岸植群的特殊性來自於與水文條件的密切關係。Lyon and Gross (2005)在研究中發現，濱岸植群因為反覆的洪氾(flood)干擾，使植群維持在以先驅樹種為主體的演替(succession)階段，且不同類型的植群的分布，與土壤中的 $\text{NO}_3$ 濃度、鹽基飽和

度(base saturation)以及地形(坡度、距河面高度)呈顯著相關。又江明喜等(2002)對濱岸植群豐多度(richness)格局進行分析，發現溪流寬度、洪氾頻率是影響濱岸植群豐多度變異的重要因子。

濱岸植群往往由具有忍受或逃避干擾能力的樹種，或演替初期的樹種組成，其種類之結構與分布受到地形與微氣候影響呈現梯度變化。隨著洪氾強度與頻度的差異，濱岸植群沿著濱岸帶的截面(transverse)呈現梯度變化，在洪氾干擾相似的梯度上，具有相同或相似的組成與結構，並且隨著洪氾的定期干擾，濱岸植群的演替維持在一動態平衡的狀態。Corenblit *et al.*(2007)將溪流洪氾對植群演替之影響提出一簡單的模式，鄰近溪邊的植群受水文干擾的影響最大，有時土壤基質會隨著洪氾流失，使植群覆蓋率降低，空隙增加，因而反覆地處在植群拓殖(vegetation recruitment)的階段，種類以草本植物與木本小苗為主；在水文干擾程度中等的區域，由於洪氾強度較低，一些較能夠耐受洪氾、生長快速的先驅樹種(pioneer plant)得以建立生長，處於植群建立(vegetation establishment)的階段；在水文干擾程度低的區域，土壤基質與植群受干擾影響小，因此植群能夠順利演替，先驅樹種逐漸被取代；此一模式顯示濱岸植群、水文以及微地形三者間會相互影響，並具有密切的關聯性。因此，為瞭解濱岸植群與微環境間的關係，本研究著重於七家灣溪濱岸植群監測，瞭解其物種組成、分布與結構的變化，並調查濱岸植群之重要組成分(component)，並探究微環境梯度變化與濱岸植群的關聯性。

## 二、前人研究

濱岸帶(riparian zone)是陸域生態系與水域生態系之間的生態過渡帶(ecotone)，廣義濱岸帶指的是靠近溪岸或河岸，其植物群落包括組成、植物種類豐富度及土壤濕度與等高的植物群落明顯不同的的區域，也就是受溪流直接影響的植群(Carleson and Wilson, 1985)。狹義的濱岸帶為河流與陸地交界處，直至河水影響消失的地帶(Gregory *et al.*, 1991)。Nilsson and Svedmark (2002)將影響濱岸植群變化的主要因素分成3個主要層面—水文(hydrology)、廊道(corridor)與地景(landscape) (表 3-1)，並指出水文條件影響濱岸植群的主要因素，且規律與穩定的洪氾有助於物種多樣性的維持與林分更新，也提高林分對環境敏感性(sensitivity)。Harper and Macdonald (2001)在研究中指出，濱岸植群隨著與溪流的距離增加呈現梯度變，表現出明顯的邊緣效應(edge effect)。

Strange *et al.* (1999)指出由於溪流的定期洪氾，使濱岸植物(riparian plant)三角葉楊族群得以順利更新，進而提供濱岸鳥類的棲地與食物。而 Nilsson and Svedmark (2002)認為水文條件是影響濱岸植群的主要因素，定期定量的洪氾干擾有助於維持濱岸植群的更新與物種多樣性。此外，因為洪氾定期干擾，使濱岸植群的物種多半具有抵抗(resistance)或逃避(refuge)干擾之能力(Bendix and Hupp, 2000; Jansson *et al.*, 2000; Corenblit *et al.*, 2007)。由此可見，洪氾干擾對濱岸植群具有舉足輕重的影響力。

干擾是相對於平衡(equilibrium)的觀念，其構成因生物體與環境而異。Sousa (1984)在進行干擾對自然群落結構的影響研究中，將干擾定義為：一個非連續性、間斷性的機會，使一個或數個族群或個體被傷害、置換，也直接或間接創造了新的個體或族群。另 Pickett and White (1984)則將干擾定義為；一個非連續事件，在其發生的時間內會擾亂生態系、群落或族群之結構，以及改變資源、基質的有效性或物理環境。簡而言之，干擾即是在某一時間尺度的平衡狀態下，破壞平衡的事件，其時間與空間尺度則視觀察對象有所變化。

干擾可分為人為干擾(human disturbance)與自然干擾(natural disturbance)兩類。自然干擾包含洪氾、颱風、龍捲風、火、閃電、火山爆發、地震、病蟲害、

山崩、溫度劇烈變化及乾旱等，這些自然界之事件會擾亂濱岸生態系之結構及功能，而生態系對干擾之反應視生態系自身之相對穩定性、抵抗性及彈性而定，在大部分無人為干擾之情況下，生態系並不需給予額外特別的復育工作，便能依賴其自體的彈性逐漸恢復系統水準(顧玉蓉，2007)。因此，干擾不盡然只是破壞植群結構與擾亂生長，有時是更新(regeneration)及復育(restoration)的媒介。

干擾頻率(frequency)、強度(intensity)及規模(areal extent)可影響物種歧異度(species diversity)。干擾強度愈增加，愈容易消除更多的個體、物種或再拓殖所需的食物資源；若干擾頻率大於競爭率，則歧異度可能會保持在高水準，干擾規模愈大，則愈容易消除更多的個體，導致潛在拓殖者降低(Huston, 1979)。中度干擾假說(intermediate disturbance hypothesis)首由 Connell (1978)提出，如圖 3-1 所示，此假說指出頻繁的干擾、強度極高或規模極大之干擾可能摧毀大部分生物社會(community)的物種，族群將由能在頻繁干擾期間棲息或完成生命史(life cycle)的物種組成，使物種歧異度降低；不頻繁的干擾、強度極低或規模極小之干擾不太影響生物社會的物種，族群最後會以最具競爭力的物種為主體，物種歧異度因而趨減；而在中度干擾下，干擾的間隔時間較長，使多數物種得以生存，但是間隔時間又不會長到出現競爭效應，使各物種皆能共存。

濱岸植群定期受到洪氾干擾，使植群的物種歧異度得以維持。Fayolle *et al.* (1998)在法國西南方 Durance River 的研究指出，藉由控制不同流量將干擾程度進行分類，其研究結果顯示在 Mallemort 水庫下游固定放流量樣區的生物多樣性最低，此種干擾頻率及強度都低，此水量控制類型對生態影響最為嚴重；而在水庫更下游處有支流注入變動流量之樣區的生物多樣性為中等，此種干擾頻率及強度都高，干擾程度屬於中等；而水庫上游流量為較自然變動之樣區，其種歧異度最高。Jansson *et al.* (2000)針對瑞典鄰近的溪流進行沿線調查，其中三條溪的相互比較，其中 Torne River 與 Kalix River 溪流沒有人工堤壩，水量流動較為自然，而 Lule River 的水流受堤壩限制，水流流量變動較大；結果顯示流量未受限制的 Torne River 與 Kalix River，豐多度皆高於 Lule River，且具有顯著差異。Jansson *et al.* (2000)認為，此一現象是因為在水壩控制下，水流流量變動太大，濱岸環境呈現不穩定狀態，物種難以適應，因此豐多度較低。顯示

濱岸植群因為適度的洪氾干擾而具有較高的種歧異度，當干擾程度太大或消失時，物種歧異度隨之下降，此一現象與中度干擾假說相符。

中度干擾假說亦可在濱岸植群的格局下證實。Lite *et al.* (2005)針對氾濫平原的植物與水文關係進行研究中，利用河道寬度與溪水流量計算各樣區的水流功率(water power)，結果顯示草本植群豐多度在一定限度之下，與水流功率成正相關；過極限值以後，過大的水流功率反而使植群豐多度下降，顯示適當的洪氾干擾使草本物種具有較高的豐多度，在洪氾干擾程度較低的區域，則以具有較高競爭能力的物種佔去大部分資源，使草本層的豐多度下降，而在洪氾頻率大的區域，則遭受毀滅性破壞使種豐多度下降。

隨著洪氾強度與頻度的差異，濱岸植群沿著濱岸帶的截面呈現梯度變化，在洪氾干擾相似的梯度上，具有相同或相似的組成與結構，並且隨著洪氾的定期干擾，濱岸植群的演替維持在一動態平衡的狀態。Corenblit *et al.* (2007)將溪流洪氾對植群演替之影響提出一簡單的模式(圖 3-2)，鄰近溪邊的植群受水文(洪氾)干擾的影響最大，有時土壤基質會隨著洪氾流失，使植群覆蓋率降低，空隙增加，因而反覆地處在植群拓植的階段，種類以草本植物與木本小苗為主；在水文干擾程度中等的區域，由於洪氾強度較低，一些較能夠耐受洪氾，生長快速的先驅樹種得以建立生長，處於植群建立的階段；在水文干擾程度低的區域，植群受干擾影響小，因此植群能夠順利演替，先驅樹種逐漸被取代。Hooke *et al.* (2005)認為洪氾對濱岸植群演替最重要的影響有兩個層面，一是洪氾干擾會改變河道地形，進而破壞已經建立的濱岸植群，使濱岸帶出現裸露地，進而引發次級演替；其次是洪氾的沖刷與沈積作用，會幫助一些物種的種子傳播，也會淘汰掉一些無法適應洪氾環境的物種，使一些物種保持其優勢度。Bendix and Hupp (2000)針對亞利桑那州(Arizona State)的 Agua Fria River，進行洪氾對濱岸植群影響之研究，其研究指出濱岸植群的優勢種隨著水流功率與距地下水位高度而有所變化；在接近溪流，河川功率(stream power)大的區域，僅樹幹柔軟具有彈性的樹種如加州赤楊(*Alnus rhombifolia*)與紅柳(*Salix laevigata*)或生長快速的樹種如棉白楊(*Populus fremontii*)能抵抗洪氾危害，順利地更新生長，進而形成優勢族群。當樣區上游建築堤壩，使洪氾干擾強度、頻度降低後，其他樹種

入侵，使依賴洪氾更新的加州赤楊、紅柳與棉白楊優勢度降低，甚至滅絕消失。Shafroth *et al.* (2002)在水流受到堤壩限制的溪流進行研究，並調查多枝檉柳 (*Tamarix ramosissima*)、棉白楊、*S. gooddingii*，以及草本植物 *Baccharis salicifolia*、*Tessaria sericea* 等 5 種濱岸優勢植物的小苗數量，結果顯示在堤壩建立後，5 種優勢植物的小苗數量都逐年減少，顯示洪氾干擾能促進這些優勢植物更新，並在濱岸帶保持優勢，一旦水流受到限制，植群因為更新困難，植相有所變動。因此，定期的洪氾干擾使濱岸植群持續地重複拓殖、建立與干擾 3 個步驟，呈現以先驅樹種為主的亞極盛相(sub-climax)。

蔡尚惠(2008)利用馬可夫模式，分析七家灣溪濱岸之地景變遷；而為瞭解濱岸植群之組成與結構變化，於桃山北溪(#1)、桃山西溪(#2)、一號壩(#4)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)以及有勝溪(#9)等 6 處測站，分別設置 12 個永久樣區，並於 2008 年乾季完成地被層植物複查。另為瞭解濱岸之環境梯度對植群的影響，又於桃山北溪(#1)、二號壩(#3)、一號壩(#4)以及繁殖場(#5)等測站，設置編號 201-208 等 8 條線截樣區；此外，2008 年七家灣溪濱岸之土地利用共分為 23 型，其中以臺灣二葉松(*Pinus taiwanensis*) (PT)最多，面積為 1,080.98 ha；其次依序是紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)-鐵杉(*Tsuga chinensis*) (CFTC)，面積為 167.28 ha，臺灣黃杉(*Pseudotsuga wilsoniana*)-鐵杉(PWTC)為 125.92 ha，臺灣二葉松-臺灣赤楊(*A. formosana*)-臺灣黃杉-栓皮櫟(*Quercus variabilis*)-楓香(*Liquidambar formosana*) (PAPQA)為 111.55 ha；此外，武陵地區之果菜園 (fruit-and-vegetable farm) (FV)面積減少為 11.10 ha (0.53%)。而由 1995、2008 年之濱岸地景變遷分析中得知；土地利用之維持率依序為依序為臺灣二葉松 (PT)、紅檜-鐵杉(CFTC)、臺灣黃杉(PW)、臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*) (JC)、果菜園(FV)、臺灣赤楊(AF)；其中維持率最高者之臺灣二葉松達 78.99%，又最低之臺灣赤楊(*A. fomosana*)為 0.00%，而果菜園(FV)亦僅 5.17%。此外，七家灣溪濱岸植群中 2007-2008 年的地被層植物組成並無明顯變化；且生物多樣性頗高，特別是有勝溪(#9)、高山溪(#8)、桃山西溪(#2)測站。另 2007 年各樣區之喬木層生物量皆大於 2005 年；其中以桃山西溪(#2)、高山溪(#8)測站最高，而桃山北溪(#1)、一號壩(#4)測站較低；另地被層生物量多是濕季大於乾季。此外，



喬木層植物之淨初級生產量以桃山北溪測站(#1)最低；又地被層淨初級生產量中，2007-2008 年地被層的淨初級生產量較低於 2005 年。

由線截樣區之調查結果得知，七家灣溪濱岸之喬木層植物，以臺灣赤楊最為優勢，其次為臺灣二葉松，且地被層植物中，亦不乏此二樹種之小苗，顯示其能適應濱岸環境，且更新良好；另地被層植物中以五節芒(*Miscanthus floridulus*)為各線截樣區共同的優勢植物。此外，郭礎嘉(2009)為進一步瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，故將各季的線截樣區地被層植物以 5×5 m<sup>2</sup> 的小區為單位進行群團分析。其中，冬季時許多物種尚未萌芽生長，而夏、秋季時，洪氾影響使部分樣區植群改變，致使 4 季的分析結果略有不同。在植群分型上為求完整，應以物種數最多的季節為主。而植物種類數量最多者為夏季，其次為春季，然而夏季時許多鄰近溪流的樣區受洪氾影響，樣區內植被流失，是故以春季的資料進行植群分型。在相似性指數 1%可將所有小區區分成兩群。一群是較遠離溪水，地被層植物較完整的小區。另一群位於河床裸露地，地被層多以小苗為主的小區。由於以小苗為主的小區變異量太大，覆蓋度面積不多，在地被植群分型上不宜與其他小區共同討論，故將其獨立討論。其他 134 個小區以相似性指數 17%為臨界值，可將地被層分成五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)、臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)、小椏葉懸鉤子型 (*Rubus parviaraliifolius* type)、臺灣何首烏型(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum* type)、小金櫻型(*Rosa taiwanensis* type)，以及小苗型(Seedlings type)等 7 型；茲分述如下：

#### I. 五節芒型

本型廣泛分布於各線截樣區內的向陽開闊地，為本研究中最優勢的地被植群型。由於五節芒於生長旺盛時，常有 2-3 m 高，在區內密集叢生，遮蔽光源，使其他物種在五節芒底下難以生存，故本型的優勢物種除了五節芒外，其他多以具攀緣能力的梨山小蓑衣藤(*Clematis gouriana* subsp. *lishanensis*)、臺灣何首烏(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum*)等藤本植物，或蔓性灌木如小金櫻(*Rosa taiwanensis*)、白絨懸鉤子(*Rubus niveus*)以及小椏葉懸鉤子(*R.*

*parviaraliifolius*)等居多。

## II. 臺灣蘆竹型

本型位於向陽之環境，包含的樣區不多，主要優勢物種除了臺灣蘆竹(*Arundo formosana*)外，尚有蔓黃菀(*Senecio scandens*)、臺灣白木草(*Comanthosphace formosana*)、臺灣款冬(*Petasites formosanus*)等。

## III. 臺灣澤蘭型

本型位於河床裸露地上，為洪氾過後植群建立具有一定規模的主要植群型。在本調查中顯示，臺灣澤蘭(*Eupatorium formosanum*)於河床裸露地上適應良好，並在濕季時能快速拓展族群，形成優勢。優勢物種除了臺灣澤蘭外，尚有艾(*Artemisia indica*)、小葉藜(*Chenopodium serotinum*)、臺灣馬桑(*Coriaria japonica* subsp. *intermedia*)等。

## IV. 小柃葉懸鉤子型

本型常位於具有完整植群的第一河階上，主要集中於線截樣區 201 的右岸。除小柃葉懸鉤子外，尚有五節芒、大葉溲疏(*Deutzia pulchra*)、臺灣款冬等優勢物種。生育地內常有稀疏喬木形成遮蔽，使五節芒生長受到抑制，而小柃葉懸鉤子的攀緣能力亦使其保有優勢。

## V. 臺灣何首烏型

本植群型常位於具有完整植群的第一河階與河床裸露地間的推移帶，光線與土壤水分充足。除了臺灣何首烏外，尚有森氏山柳菊(*Hieracium morii*)、臺灣款冬等優勢物種。

## VI. 小金櫻型

本植群型位於較遠離溪流的小區，環境與小柃葉懸鉤子型類似，生育地內有稀疏喬木形成遮蔭，使區內的五節芒受到抑制。優勢物種除了小金櫻外，仍有五節芒、臺灣款冬、白絨懸鉤子。

## VII. 小苗型

本植群位於河床裸露地。植物覆蓋少，光量較強，以臺灣澤蘭、梨山小蓑衣藤、野茼蒿(*Conyza sumatrensis*)、絲綿草(*Gnaphalium luteoalbum*)、臺灣赤楊、大葉溲疏、臺灣二葉松等植物小苗為主要組成。

### 三、研究地區

七家灣溪位於臺中縣和平鄉，屬於雪霸國家公園境內，為臺灣櫻花鉤吻鮭主要之生育環境。本研究以七家灣溪為主軸，北起桃山瀑布，南至七家灣溪匯入大甲溪之交叉點，東側以羅葉尾山(2,717 m)經武佐野群山(2,368 m)之稜線為界，西側以第一道山脊之主要分界，匯合之溪流為桃山西溪、桃山北溪、高山溪及有勝溪，總面積約為2,092.27 ha，此即為七家灣溪濱岸植群監測之研究範圍(圖3-3)。此外，武陵地區平均海拔為1,734 m，年均溫為13.8°C，年降雨量為1,700 mm。全年雨量豐沛，4-10月為極溼潤期，其餘月份皆為相對濕潤期。月均溫以1月最低(8.25°C)，最高則發生於8月(17.75°C)。本研究中的乾、濕季，是以相對觀點定義，將雨量相對來說較少的11-2月視為乾季(23.7%)，而4-10月視為濕季(68.5%)。

## 四、研究方法

本研究蒐集雪霸國家公園武陵地區七家灣流域過去之空間與屬性資料，包括地理環境、氣候、地質土壤、林班圖、2003-2005 年航空照片，以及像片基本圖(1:5,000, 1:25,000)等資料，以瞭解研究區之環境概況。另外對相關研究文獻亦加以蒐集、整理。又此整合計畫目標係配合武陵地區長期生態研究，並期掌握七家灣溪一號壩改善前後對七家灣溪及其濱岸生態系的影響；而其測站及取樣測站為桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)，以及有勝溪(#9)等 8 處；取樣時間為 2、4、6、10、12 月，以及夏季颱風前後共 6 次左右。茲將調查與分析方法說明如下：

### (一)調查方法

#### 1.線截樣區

為瞭解濱岸帶之環境梯度對植群之影響，於觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)等 4 個測站，如圖 3-3 所示共設置 211-218 等 8 條線截樣區(transect plot)。線截樣區的設置方法參考自 Hibbs and Bower (2001) 於 Oregon Coast 進行之濱岸植群研究。而如圖 3-4 所示；線截樣區的長軸與河道垂直，延伸至左右岸河階或邊坡上，寬度為 25 m，長度則視河階寬度而異，約為 20-130 m 之間；又各線截樣區內再劃分  $5 \times 25 \text{ m}^2$  的次樣區(sub-plot)，以便進行喬木層之每木調查，再於各樣區內之靠上游處劃分出  $5 \times 5 \text{ m}^2$  之小區，進行地被層植物調查。而為瞭解線截樣區地被層的結構與動態，於 4 月(春季)、10 月(秋季)加以調查。且為更進一步瞭解環境因子對濱岸植群的影響，同時量測其距濱岸寬度及其距溪面之高度。

#### 2.臨時樣區

為配合武陵地區長期生態研究，另於整合計畫之桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、高山溪(#8)，以及有勝溪(#9)等 4 個測站；其中有勝溪測站為生態監測之對照測站，沿溪床設置編號 121-128 等 8 個臨時樣區(圖 3-3)；各樣區皆由 10

個  $5 \times 5 \text{ m}^2$  之小區組成，且各樣區皆以全球衛星定位系統(global position system, GPS)加以定位。

上述植群調查凡樣區內之樹木胸徑大於 1 cm 者，列入喬木層，逐株予以量計胸高直徑(diameter at breast height, DBH)，記錄種類；其他胸高直徑小於 1 cm 之喬、灌木、草本、蕨類等皆列為地被層；調查樣區內植群之喬木層植物種類與胸高直徑，並估計地面地被層植物之覆蓋度(coverage)，另並進行照片拍攝、植物標本採集及名錄建立等工作。

### 3. 照相監測

每 2 個月對各測站進行定點照相監測，至目前共設立桃山西溪(#2)-1、桃山西溪(#2)-2、桃山西溪(#2)與桃山北溪(#1)交匯處、七家灣溪二號壩(#3)、一號壩上游(#12)、一號壩、一號壩下游(FCU)、兆豐橋上游測站(#13)、兆豐橋下游測站、高山溪測站(#8)-1、高山溪測站(#8)-2、觀魚台測站(#4)、繁殖場測站(#5)及收費站旁有勝溪測站(#9)等 14 處樣點，以瞭解七家灣溪一號壩壩體改善前後，其壩體上下游濱岸植群之影響及變化。

## (二) 分析方法

### 1. 物種組成及矩陣群團分析法

原始調查資料之植物種類經編碼建檔後，使用以 CLIPPER 程式語言所撰寫之程式(COMB.PRG, CLUSTER.EXE)，將其轉換為資料庫格式，求得各物種於各樣區之密度(density)、頻度(frequency)和優勢度(dominance)，再轉換為相對密度(relative density)、相對頻度(relative frequency)及相對優勢度(relative dominance)，而三者加總而得之重要值指數(importance value index, IVI)，即可瞭解各種植物於樣區中所占之重要性。又地被層植物之重要值指數係為相對頻度、相對覆蓋度(relative coverage)的總和。此外，矩陣群團分析法(matrix cluster analysis, MCA)係以各植物於各樣區中之重要值指數為計算基礎；研究中採用 Motika *et al.* (1950)之相似性指數(index of similarity, IS)，首先計算兩兩樣區間之相似性指數，將相似性最高之二樣區合併為一合成樣區，再計算合併後之合成

樣區與其他樣區間之相似性指數，如此依次合併，直至所有樣區合併至一合成樣區為止，各連結相似性指數繪製樹形圖(dendrogram)，以對濱岸植群加以分類。

## 2. 種豐富度分析

為瞭解各測站及不同季節之多樣性變化；研究中參考蔡尚惠等(2010)所使用之Simpson豐富度指數( $D_{SM}$ ，式1)，而此種豐富度指數之求解，係採用蔡尚惠與呂金誠(2008)以Visual Basic程式語言，所撰寫之「生物歧異度分析系統」的套裝軟體運算之。

$$D_{SM} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (1)$$

式中  $p_i$  = 第  $i$  種物種之個體數占總個體數之比例，即各物種之可能率

## 3. 植群序列分析

### (1) 降趨對應分析

降趨對應分析(detrended correspondence analysis, DCA)屬於間接梯度分析法(indirect gradient analysis)，其基本運算與交互平均法(reciprocal averaging, RA)相同，係採用加權平均法的反覆計算，且進行降趨(derending)之步驟，即以重新刻劃(rescaling)消除軸端壓縮 (compression of axis ends)，並於第 2 軸以後的運算中，在每次反覆加權平均的計算時均進行降趨之步驟，以降低拱形效應(arch effect)，使分析結果更為理想。

### (2) 典型對應分析

典型對應分析(canonical correspondence analysis, CCA)屬於直接梯度分析法(gradient analysis)，其基本運算與交互平均法相同，仍採用加權平均法的反覆計算，其所得之結果能表現出環境因子與植群間的關係。

## 五、結果與討論

### (一) 七家灣溪濱岸植群植物組成

本研究於線截及臨時樣區內，共記錄維管束植物 64 科 135 屬 190 種(含種以下分類群)；其中蕨類植物 9 科 15 屬 20 種，裸子植物 1 科 2 屬 3 種，雙子葉植物 48 科 103 屬 149 種，單子葉植物 6 科 15 屬 18 種(附錄 1、2)。本年度調查結果可知菊科(Compositae)植物係調查中種數為最多者，因適應力強耐受性高，種子結實量多，為孔隙中常見風力傳播或授粉之先驅植物種類，有較佳之散布能力(江政人，2004)。菊科植物亦為臺灣歸化植物中種類最多之前三科(張芷熒，2007)。

### (二) 線截樣區群團分析與植物組成

#### 1. 群團分析

為瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，將線截樣區地被層植物以  $5 \times 5 \text{ m}^2$  的小區為單位進行矩陣群團分析(圖 3-5)。以相似性指數 17% 為臨界值，將地被層分為臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)、五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)，以及圓果冷水麻型(*Pilea rotundinucula* type)；而其中圓果冷水麻型處於研究區內較為潮濕之環境。並與 2008 年夏季比較得知；其將地被層分為五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)、臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)、小椏葉懸鉤子型(*Rubus parvialifolius* type)、臺灣何首烏型(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum* type)、小金櫻型(*Rosa taiwanensis* type)，以及小苗型(seedlings type)等七型之差異不大。

#### (1) 臺灣澤蘭型

本型位於河床裸露地上，為洪氾過後隨即可建立具一定規模之主要植群型。而臺灣澤蘭於河床裸露地上適應良好，並於濕季時能快速拓展族群且形成優勢，為本研究中最優勢之地被層植群型，且 2010 年因較無受洪氾干擾，故其生長良好；而其他優勢植物為艾、加拿大蓬及臺灣何首烏等。



## (2) 五節芒型

分布於各線截樣區內之向陽開闊地。由於五節芒生長可達 2-3 m 高，在區內可密集叢生而遮蔽光源，使其他物種在五節芒下難以生存，故本型的優勢物種除五節芒外，其他多以具攀緣能力的梨山小蓑衣藤、臺灣何首烏等藤本植物，或大葉溲疏、虎杖(*Polygonum yunnanense*)及秋鼠麴草(*G. hypoleucum*)等為主要優勢種。

## (3) 臺灣蘆竹型

本型位於潮濕、向陽之環境，於研究中較少，其主要優勢植物除臺灣蘆竹外，尚如頂芽狗脊蕨(*Woodwardia unigemmata*)、南五味子(*Kadsura japonica*)、褐毛柳(*S. fulvopubescens*)及臺灣馬桑等。

## (4) 圓果冷水麻型

本型僅為一號壩下游測站(#13)，其所處之岩壁上植物覆蓋度較高，溪床受遮蔽較顯著，故環境較為潮濕，主要優勢物種除圓果冷水麻外，尚如太魯閣薔薇(*R. pricei*)、頂芽狗脊蕨、小木通(*Clematis lasiantha*)、青牛膽，以及大葉鳳尾蕨(*Pteris cretica*)等。

## 2. 植物組成

本計畫線截樣區之次樣區以右岸為起始，向左岸依序編號，線截樣區的基本資料如表 3-2 所示。而依照各河段的河階寬度不同，觀魚台測站(#4)之樣區 211 共設立 4 個次樣區，右濱岸寬度 18.8 m，左濱岸為岩壁；而同測站之樣區 212 設立 4 個次樣區，右濱岸寬度 12.1 m，左濱岸同為岩壁。又一號壩上游測站(#12)之樣區 213 設立 26 個次樣區，右濱岸寬度為 92.1 m，左濱岸寬度為 26.6 m；而樣區 214 設立 26 個次樣區，右濱岸寬度 83.3 m，左濱岸寬度 36.5 m。另一號壩下游測站(#13)之樣區 215 右濱岸寬度為 9.1 m，左濱岸寬度 12.5 m；而樣區 216 右濱岸寬度 6.7 m，左濱岸寬度為 9.6 m，二區各設立 6 個次樣區。此外，繁殖場測站(#5)之樣區 217 右濱岸寬度 4.1 m，左濱岸寬度 22.5 m；而樣區 218 右濱岸寬度 1.3 m，左濱岸寬度為 11.7 m，兩樣區各設立 8 個次樣區。綜上得知；一號壩上游測站(#12)之濱岸最寬，其次為繁殖場測站(#5)。

將各測站之喬木層植物的重要值指數(IVI)大於 30 者列為優勢種，而地被層植物的重要值指數大於 10 者則遴選為優勢種植物(表 3-3、表 3-4)；茲依各測站分述如下：

#### 1. 觀魚台測站(#4)

本研究之線截樣區 211、212 的地形為溪岸沖積扇，容易受洪氾侵襲，是故喬木、地被層植物鮮少，區內大半為石礫沈積。本次秋季調查線截樣區左岸之喬木層優勢樹種由重要值可知為臺灣赤楊(於樣區 211 的 IVI 值為 135.79，樣區 212 的 IVI 值為 158.53)、川上氏鵝耳櫪(*Carpinus kawakamii*) (於樣區 211 的 IVI 值為 70.54)、水麻(*Debregeasia orientalis*) (於樣區 211 的 IVI 值為 50.37)及大葉溲疏(於樣區 211 的 IVI 值為 33.26)；而右岸為陡峭岩壁，因此區內無喬木層植物，與春季調查時並無明顯差別。根據郭礎嘉(2009)之鄰近線截樣區 203，其左岸之喬木層優勢樹種為臺灣赤楊、褐毛柳；而右岸之喬木層優勢樹種為臺灣赤楊、臺灣二葉松。同郭礎嘉(2009)線截樣區 204 之左岸喬木層優勢植物為臺灣赤楊、臺灣二葉松，而右岸同為陡峭岩壁，是故區內無喬木層植物。

本樣區於秋季調查時依照重要值可知地被層優勢為木本植物小苗臺灣赤楊(於樣區 211 的 IVI 值為 33.15)更新生長情況良好，草本植物以梨山小蓑衣藤(於樣區 211 的 IVI 值為 15.32，樣區 212 的 IVI 值為 26.29)、臺灣何首烏(於樣區 211 的 IVI 值為 29.34，樣區 212 的 IVI 值為 24.49)、臺灣澤蘭(於樣區 211 的 IVI 值為 11.88，樣區 212 的 IVI 值為 10.45)、野苧蒿(於樣區 211 的 IVI 值為 10.15，樣區 212 的 IVI 值為 25.29)、褐毛柳(於樣區 211 的 IVI 值為 12.99)、秋鼠麴草(於樣區 211 的 IVI 值為 10.75)及芒(*M. sinensis*) (於樣區 211 的 IVI 值為 31.00)等，與前次春季調查時地被組成以五節芒、臺灣蘆竹、火炭母草(*P. chinense*)、串鼻龍(*C. grata*)、山薔薇(*R. sambucina*)及虎婆刺(*R. croceacanthus* var. *croceacanthus*) 等為優勢有明顯的不同。根據郭礎嘉(2009)之鄰近線截冬季時左岸之地被層優勢植物如五節芒、臺灣何首烏、藤胡頹子(*Elaeagnus glabra*)、海螺菊(*Ellisiophyllum pinnatum*)以及梨山小蓑衣藤。右岸由於石礫層較厚，冬季時溪岸上幾乎沒有植物生長，直至邊坡附近方有植被覆蓋，地被層優勢植物如五節

芒、臺灣蘆竹以及臺灣赤楊。

#### (2)一號壩上游測站(#12)

線截樣區 213 及 214 位於此測站之大面積沖積扇，區內大多為石礫沈積，兩岸河床約寬 130 m，共調查 13 個 10×25 m<sup>2</sup> 樣區，此區易受洪氾侵襲，左岸與右岸喬木層優勢樹種皆以臺灣赤楊(於樣區 213 的 IVI 值為 198.90，樣區 214 的 IVI 值為 300.00)為主，其次為臺灣二葉松(於樣區 213 的 IVI 值為 43.49)。地被層植物以五節芒(於樣區 213 的 IVI 值為 45.49，樣區 214 的 IVI 值為 24.30)、臺灣澤蘭(於樣區 213 的 IVI 值為 16.24，樣區 214 的 IVI 值為 30.20)、臺灣赤楊(於樣區 213 的 IVI 值為 14.67，樣區 214 的 IVI 值為 24.09)、加拿大蓬(*C. canadensis*) (於樣區 214 的 IVI 值為 11.57)及艾(於樣區 213 的 IVI 值為 13.63，樣區 214 的 IVI 值為 27.13)為優勢，其中以臺灣赤楊之小苗更新情況良好。

#### (3)一號壩下游測站(#13)

線截樣區 215 及 216 位於兆豐橋上游，區內兩旁為小面積石礫沈積，距溪高約 1.2 m，兩岸河床共約寬 30 m，共調查 3 個 10×25 m<sup>2</sup> 樣區，左岸與右岸喬木層優勢樹種重要值得知，主要以水麻(於樣區 215 的 IVI 值為 202.54)、阿里山榆(*Ulmus uyematsui*) (於樣區 216 的 IVI 值為 126.78)、朴樹(*Celtis sinensis*) (於樣區 215 的 IVI 值為 37.70，樣區 216 的 IVI 值為 41.39)及褐毛柳(於樣區 216 的 IVI 值為 70.97)為主，其次為臺灣赤楊(於樣區 215 的 IVI 值為 43.24)及海州常山(*Clerodendrum trichotomum*)。地被層植物以圓果冷水麻(於樣區 215 的 IVI 值為 25.95，樣區 216 的 IVI 值為 68.50)、頂芽狗脊蕨(於樣區 215 的 IVI 值為 17.48)、臺灣蘆竹(於樣區 215 的 IVI 值為 14.78)、臺灣澤蘭(於樣區 215 的 IVI 值為 14.59，樣區 216 的 IVI 值為 10.68)、艾(於樣區 215 的 IVI 值為 13.66)、太魯閣薔薇(於樣區 215 的 IVI 值為 10.03)及木賊(*Equisetum ramosissimum*)為優勢(於樣區 215 的 IVI 值為 10.35，樣區 216 的 IVI 值為 10.33)。

#### (4)繁殖場測站(#5)

線截樣區 217、218 二區右岸喬木層優勢植物為臺灣赤楊(於樣區 217 的 IVI

值為 300.00，樣區 218 的 IVI 值為 268.91)，而左岸多大塊礫石，缺乏土壤，樣區內並無喬木植物生長；地被層以臺灣赤楊(於樣區 217 的 IVI 值為 28.17，樣區 218 的 IVI 值為 23.35)、臺灣澤蘭(於樣區 217 的 IVI 值為 14.64，樣區 218 的 IVI 值為 17.06)、臺灣蘆竹(於樣區 217 的 IVI 值為 13.85，樣區 218 的 IVI 值為 14.01)、艾(於樣區 217 的 IVI 值為 13.56，樣區 218 的 IVI 值為 16.50)、五節芒(於樣區 217 的 IVI 值為 10.04)、芒(於樣區 218 的 IVI 值為 14.18)、木賊(於樣區 217 的 IVI 值為 12.42)及波葉山蚂蝗(*Desmodium sequax*) (於樣區 218 的 IVI 值為 10.49)等。依照郭礎嘉(2009)線截樣區 207 在冬季時左岸地被層優勢植物如五節芒、臺灣何首烏、臺灣澤蘭、艾、木賊、擬烏蘇里瓦韋(*Lepisorus pseudo-ussuriensis*)、笑靨花(*Spiraea prunifolia* var. *pseudoprunifolia*)、瓦韋(*L. thunbergianus*)、臺灣蘆竹以及大葉溲疏；而右岸石礫堤防，缺乏土壤，鄰近人為活動頻繁，故地被層植物多外來種，優勢植物如臺灣何首烏、臺灣澤蘭、臺灣赤楊、艾、野苧蒿、波葉山蚂蝗、木賊、黃花月見草(*Oenothera glazioviana*)、紅菽草(*Trifolium pratense*)以及絲綿草等。

由線截樣區調查結果比較觀魚台測站(#4)與 2009 年調查鄰近樣區之喬木層得知，其優勢樹種皆為臺灣赤楊、臺灣二葉松等；而地被層優勢為臺灣赤楊小苗及梨山小蓼衣藤等與 2009 年之調查以臺灣赤楊小苗、五節芒及臺灣何首烏等，並無明顯之差別。繁殖場測站(#5)與 2009 年調查時主要皆以五節芒及臺灣赤楊小苗為優勢，亦並無明顯之差別。濱岸喬木層植物部分，主要以臺灣赤楊最為優勢，在武陵地區主要分布於溪谷沖積扇(郭城孟，1995；徐憲生，2006)，其水分輸導能力高，且具根瘤能固定空氣中游離之氮素，並具有高光合速率，高葉片導度與廣溫性之特性(廖天賜，1998)，此可能是臺灣赤楊在高光度，水分含量差異大的濱岸環境，具有優勢的因素。顯示臺灣赤楊與濱岸環境具有某種程度的依賴性，或可作為濱岸帶的指標物種，其次則為大葉溲疏及水麻；另地被層植物則以五節芒為主，在高光量的環境下，五節芒以耐旱且植株生長快速的特性使其佔有優勢。此外，臺灣赤楊小苗亦於地被層調查中佔有優勢，其他如褐毛柳、臺灣二葉松及水麻等未來會形成喬木者，其小苗散布於樣區內。

### (三)地被層多樣性變化

地被層植物對環境的敏感度高，較易受干擾之影響。為瞭解七家灣溪濱岸植群垂直於河道之梯度變化，計算各線截樣區的種豐富度指數，並比較春秋兩季之差異。而為突顯各小區間的細微變化，故採用強調稀有種之 Simpson 豐富度指數；茲將分析結果述明如下(表 3-5)：

#### 1. 觀魚台測站(#4)

本年度所調查之線截樣區 211 (圖 3-6)與線截樣區 212 (圖 3-7)，主要皆以小區 1 植物覆蓋較高，春季以五節芒、火炭母草及臺灣蘆竹等草本植物為優勢，至秋季時，因樣區內五節芒死亡，故整體覆蓋度下降，以臺灣赤楊小苗及梨山小蓑衣藤等為主要優勢，因今年春季至秋季武陵地區並未受到較大雨量，溪床上之沖刷相對較少，而使溪床上植物生長與覆蓋度稍微提高，其樣區植物種類也有增加，Simpson 豐富度指數維持在 0.8 左右。

2009 年調查時鄰近線截樣區 203 中之小區 4、5 為溪流的位置，其左岸地被層受前年洪氾影響，地被層植物稀少；而右岸雖具大片之河床裸露地，卻幾無任何植物生長，直至距溪水平面較高的溪岸邊坡方才有植物生長。線截樣區 203-sp-1 左岸為易受洪氾侵襲的區域，接近山壁邊界處的 1、2 小區具較大的喬木生長，對土壤基質的保存略有助益。冬、春、夏季時地被層總覆蓋面積低，而 Simpson 豐富度指數高(圖 3-8)。秋季時左岸的土壤基質完全被沖刷流失，甚至露出底層岩盤，是故沒有任何植群覆蓋；而右岸僅溪岸邊坡的 12、13 小區具植群生長，且以五節芒與臺灣蘆竹為最優勢種，故總覆蓋面積於冬季時最高，春季時隨著五節芒的面積減少下降，至夏季時略為提昇，當秋季時受到洪氾影響再次下降；另右岸的 Simpson 豐富度指數於四季皆較低，僅在洪氾過後的秋季略為提昇。

線截樣區 203-sp-2 與 203-sp-1 相似，然 203-sp-2 受洪氾影響較大。左岸的地被層植物稀疏，地被層總覆蓋面積低，而 Simpson 豐富度指數高。夏、秋季時左岸的土壤基質完全被沖刷流失，是故沒有任何植群覆蓋；另右岸僅溪岸邊坡的 12、13 小區有植群生長，且第 12 小區的植群稀少，其種豐富度較高。冬季時第 13 以五節芒最為優勢；然春季時五節芒減少而使總覆蓋度降低，Simpson

豐富度指數增加。夏季時因受洪氾干擾，部分小區土崩落，除五節芒的面積減少外，產生的孔隙使其他物種得以生長拓殖，故 Simpson 豐富度指數增加；又秋季時的情況與夏季類似。

線截樣區 204、203 相似；皆為洪氾影響甚大的區域，尤以左岸最為明顯。由圖 3-9 得知線截樣區 204-sp-1 於冬季時之左岸的總覆蓋面積，隨著距溪水平距離而增加，Simpson 豐富度指數則無明顯趨勢，又左岸僅 13、14 小區具濱岸植物，而第 14 小區位於邊坡環境陰暗潮濕，是故植群較為完整，Simpson 豐富度指數亦較高。春季時左岸的第 1 小區植群大量生長，總覆蓋面積提高，然物種間未形成競爭，故 Simpson 豐富度指數仍維持在 0.6 以上；另右岸的河床裸露地上，開始有小苗萌發，然其覆蓋面積不大，又位於邊坡的第 14 小區則無太大的變動。夏季時左岸的河階受溪水侵蝕，地被層植物隨著土壤基質流失，是故植群總覆蓋面積大量減少，Simpson 豐富度指數下降；另右岸石礫沖積扇上原有一些植物小苗，亦遭受沖刷流失，然位於邊界的第 14 小區未受影響。秋季時洪氾再次造成左岸河階的破壞，邊界的第 1 小區僅存些許植物；另右岸河床裸露地上亦無小苗生存，而右岸邊坡的第 14 小區仍未受太大的影響，僅是總覆蓋面積減少些許。

## 2. 一號壩上游測站(#12)

線截樣區 213、214 之植物覆蓋秋季多以較春季為高，其中樣區 214 之 4b 至 7a 等 6 小區，因部分植物死亡使得覆蓋度稍微降低。春季以五節芒、艾、臺灣澤蘭及加拿大蓬等草本植物為優勢，至秋季時線截樣區 213 和 214 之開闊地，則以菊科植物之臺灣澤蘭、艾及加拿大蓬等藉由大量種子及生長快速，於此樣區穩定生長(圖 3-10、圖 3-11)，故 Simpson 豐富度指數仍維持在 0.8 左右。

## 3. 一號壩下游測站(#13)

線截樣區 215、216，其中小區 215-1b 至 215-2b 與 216-1b 至 2b 為溪流區，春季以艾、五節芒及臺灣何首等草本植物為優勢，至秋季時線截樣區 215 和 216 因環境較為潮濕，則以圓果冷水麻、臺灣澤蘭及木賊為優勢，本線截樣區因溪床地較窄，且大多為較大石礫堆積，植物生長不易，大多生長於溪床與岸壁間

處，但整體 Simpson 豐富度指數維持在 0.8 左右(圖 3-12、圖 3-13)。

#### 4. 繁殖場測站(#5)

線截樣區 217、218 中，小區 217-3a 至 217-5a 為開闊之溪床地，於秋季調查時植物覆蓋度大幅增加，以五節芒、臺灣澤蘭、臺灣赤楊及臺灣何首烏等植物為優勢，此線截樣區右岸為人工堆砌的石塊堤岸溪床窄短，易受溪流沖刷，樣區內植物主要生長於左岸，地形則是沖積扇至陡坡有較寬廣之溪床，且不易受溪流沖刷干擾，臺灣赤楊小苗穩定生長，且因部分開闊地使得一些物種得以進入生長，故種類及覆蓋相對提高，故 Simpson 豐富度指數仍維持在 0.8 以上(圖 3-14、圖 3-15)。

參考 2009 年鄰近調查之線截樣區 207 區右岸同為人工堆砌的石塊堤岸，左岸地形亦是沖積扇至陡坡，故左右岸植群覆蓋具極大差異。由圖 3-16 得知線截樣區 207-sp-1 左岸陡坡處之 1-3 小區皆具較高的植群覆蓋，且隨距溪距離而增加，又因林分較鬱閉，其地被層植物組成與其他樣區不同，然四季皆無太大的變化，Simpson 豐富度指數亦是如此。春季時位於灘地上的小區 4-7 具小苗萌發，然夏季時植群遭受沖刷流失，右岸僅最邊緣的堤岸上有植物，其總覆蓋面積、Simpson 豐富度指數於四季間皆無太大變化。此外，線截樣區 207-sp-2 的地形與 207-sp-1 相似，然植物組成略有不同。冬季時左岸陡坡處的 1-3 小區皆具較高的植物覆群，且隨著距溪距離而增加。春季時左岸由於區內之五節芒的數量下降，使總覆蓋面積隨之減少，而河床裸露地上有小苗萌發。夏季時植群增長使總覆蓋面積增加，河床裸露地上的小苗則因洪氾干擾而流失。秋季時左岸的第 1 小區由於植群中一年生的植物及蕨類植物的死亡，使總覆蓋面積下降，四季之 Simpson 豐富度指數皆無太大的變化；另右岸僅最邊緣的堤岸上有植物，其四季間總覆蓋面積或 Simpson 豐富度指數皆無明顯變化。

線截樣區 208 之右岸亦為石塊堤岸，僅草本植物生長，而左岸與樣區 206 之右岸相似，左岸中間的第 3、4 小區原為河道，然因溪流改道之故，僅為小逕流；而原二河道中間夾著一植群生長旺盛之砂灘地，其中尤以五節芒為最，由圖 3-17 得知植群覆蓋度呈現峰狀，以中間之砂灘地最高，左右兩端遞減，而

Simpson 豐富度指數則呈現相反的趨勢。此外，線截樣區 208-sp-1 於冬季時之左岸的地被層覆蓋以五節芒為主，總覆蓋面積自砂灘地中央向兩旁遞減，中間舊河道處無植物生長。夏季時部分小區因五節芒面積減少，使總覆蓋面積減少，Simpson 豐富度指數上升，而位於舊河道之 3、4 小區，以及為河床裸露地之第 13 小區內因小苗萌發，而具較高的 Simpson 豐富度指數。夏季時五節芒大量增長，使總覆蓋面積提高，多數樣區的 Simpson 豐富度指數下降；然部分樣區的優勢物種除五節芒，尚如藤本的串鼻龍、梨山小蓑衣藤，以及小栲葉懸鉤子、白毛懸鉤子等蔓性灌木，是故五節芒的增長並未壓迫到此種物種的生長空間，是故仍具高種豐富度；另因洪氾影響使舊河道(3、4 小區)、河床裸露地(第 13 小區)上小苗流失。秋季時大部分小區內的總覆蓋面積下降，Simpson 豐富度指數亦隨之減少；另右岸僅位邊緣堤岸之 15、16 小區具植群覆蓋，而四季之總覆蓋面積、Simpson 豐富度指數皆無太大變化。

線截樣區 208-sp-2 於冬季時之左岸的地被層覆蓋以五節芒為主，總覆蓋面積自砂灘地島中央往兩旁遞減，中間舊河道處無植物生長。夏季時五節芒數量減少，然其孔隙因為虎杖、艾、野苧蒿等物種佔據，故總覆蓋面積並未減少，Simpson 豐富度指數沒有變化或略為提高；另位於舊河道之 3、4 小區，以及河床裸露地的 13 小區內有小苗萌發，故其 Simpson 豐富度指數較高夏季時五節芒大量增長，使總覆蓋面積提高，多數樣區之 Simpson 豐富度指數下降。秋季時大部分小區內的總覆蓋面積下降，Simpson 豐富度指數亦隨之下降；而右岸僅位邊緣的堤岸的 15、16 小區有植物，而其總覆蓋面積、Simpson 豐富度指數於四季間皆無明顯變化。

物種豐富度為一相對值，豐富度提高並不一定代表其物種數量增加，因此，若結合絕對值資料如總覆蓋面積，考量資料的質與量，更能全面瞭解各線截樣區之地被層植群中物種組成的季節變化。植群的覆蓋度、結構與空間分布具有密切關聯(Breshears, 2006)。綜合線截樣區的優勢物種及覆蓋面積變化可得知，多數樣區之總覆蓋面積隨距溪遠近具先增後減的趨勢，顯示於鄰近溪水區域因所受干擾大，植群較難建立，總覆蓋面積小；而當洪氾影響較小之處，先驅植物大量增長，總覆蓋面積達到高峰，另至林分鬱閉處，因陽性植物的覆蓋面積



大量減少，致使總覆蓋面積下降。此外，因 2010 年洪氾干擾為少，七家灣溪濱岸之地被層植物生長良好，且以臺灣澤蘭及五節芒最優勢，在向陽開闊地，大量增生的五節芒造成植群總覆蓋面積大為增加，然偶壓迫到其他物種生長，種豐富度反會降低，僅具如梨山小蓑衣藤、臺灣何首烏等具攀附能力的藤本，或如小金櫻、小柗葉懸鉤子與白毛懸鉤子等蔓性灌木較能保有優勢。而當冬季(2月)至春季(4月)間之五節芒的地上部死亡，覆蓋面積大量減少，使林地出現空隙，其他物種又得以生長拓殖，使其種豐富度上升。又至夏季(8月)時五節芒再快速生長而形成優勢，使種豐富度下降。

地被層植物之生命週期短，對環境變化的敏感性高，定期的洪氾侵襲，使濱岸植群反覆地建立與破壞，持續處於演替初期。春季至秋季常具二次大規模的洪氾干擾，分別發生於春夏、夏秋之際。夏季通常是植群生物量的高峰期，然而亦是洪氾干擾的高峰期，使易受洪氾影響的區域反而呈現春季總覆蓋面積較夏季高的現象。當植群受到毀滅性的破壞時，樣區內物種流失，種豐富度下降；然部分樣區在區內受洪氾干擾後，雖其總覆蓋面積減少，而種豐富度卻提高，顯示強度大的洪氾雖會破壞植群，但適當的干擾能減少優勢種之優勢度，使地被層出現孔隙，而其他物種則具較多的生長空間，當尚未形成競爭壓力前，種豐富度會上升，此即與中度干擾假說之理論相符。此外，Nilsson and Svedmark (2002)曾提及適度的洪氾干擾使濱岸植群具較高的生物多樣性，且有助於林分更新，然強度太大的洪氾則無助於植群的建立，研究中發現雖然濱岸植群雖具有護岸能力，但是有一定的極限。

由近幾年線截樣區的調查結果得知，2010 年較 2009 年溪床受洪氾作用影響甚小，故溪床上植物可穩定生長；植群結構與河岸微地形息息相關，而地被層植物對環境變化較為敏感，是故地被層植物分布或可作為微氣候環境的指標。如於觀魚台(#4)、一號壩上游測站(#12)及繁殖場(#5)測站具有大片裸露河床；濱岸裸露地若無植群覆蓋，在陽光直射的情況下將使溪水溫度上升，影響櫻花鉤吻鮭族群之生長，因此，良好的植群覆蓋是鮭魚及其他動物生存的基石。另外來種植物如加拿大蓬、羊蹄等，雖於線截樣區內為數不多，但在線截樣區的調查中發現外來種植物確有可能入侵濱岸植群的潛力，且愈靠近人為干擾區

域，此現象愈為明顯。職是之故，本研究建議後續濱岸植群監測重點為濱岸植群之微環境影響，以及外來種植物入侵潛力的監控。

#### (四)濱岸植群臨時樣區

為配合七家灣河流域長期生態監測，於桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)等 4 個測站，共設置 8 個臨時樣區(表 3-8)；而各臨時樣區喬木層植物的重要值指數大於 30 者，地被層植物的重要值指數大於 10 者選為優勢種植物(表 3-9、表 3-10)。並參考蔡尚惠等(2010)七家灣溪濱岸植群鄰近樣區之植物組成，以瞭解所調查之現況差異。

##### 1. 桃山西溪測站(#2)

樣區位於武陵橋上游左岸，為小面積石礫沈積，共設置 2 個 10×25 m<sup>2</sup> 臨時樣區 121、122，喬木層優勢樹種皆以臺灣赤楊、銳葉高山櫟(*Q. tatakaensis*)為主，其次為蓮草。地被層植物以五節芒、大葉溲疏、臺灣蘆竹、藤胡頹子、臺灣澤蘭、臺灣赤楊小苗、臺灣何首烏、秋鼠麴草及虎婆刺為優勢。此外，比較蔡尚惠等(2010)調查樣區永久樣區之植物組成中，喬木層優勢植物為臺灣二葉松、栓皮櫟(*Quercus variabilis*)以及米飯花(*Vaccinium bracteatum*)，並伴生臺灣赤楊、臺灣八角金盤；另地被層之優勢種植物 2 月(乾季)時為五節芒、小葉鐵仔(*Myrsine africana*)，而 8 月(濕季)則為五節芒、高山破傘菊(*Syneilesis subglabrata*)以及臺灣懸鉤子，又二季皆伴生臺灣蘆竹。此外，臨時樣區喬木層有栓皮櫟、高山英蒨(*Viburnum propinquum*)；而臨時樣區地被層有五節芒、沿階草(*Ophiopogon intermedius*)、長柄瓦韋(*Lepisorus monilisorus*)、臺灣蘆竹、高山英蒨及臺灣羊桃(*Actinidia chinensis* var. *setosa*)。

##### 2. 二號壩測站(#3)

此樣區位於七家灣溪二號壩下游右岸，為小面積石礫沈積，共設置 2 個 10×25 m<sup>2</sup> 臨時樣區 123、124，喬木層樹種以臺灣赤楊為主；地被層植物以臺灣澤蘭、臺灣赤楊小苗、艾、加拿大蓬、五節芒、裂葉蔓黃菀(*S. scandens* var. *incisus*)、漢紅魚腥草(*Geranium robertianum*)、臺灣何首烏及木賊等為優勢。此

外，比較蔡尚惠等(2010)調查臨時樣區之喬木層優勢植物為臺灣二葉松、米飯花(*Vaccinium bracteatum*)、臺灣赤楊、阿里山榆、大葉溲疏及栓皮櫟；而地被層優勢植物為五節芒、臺灣蘆竹、咬人貓、沿階草、臺灣崖爬藤及山薔薇。

### 3. 高山溪測站(#8)

此樣區位於高山溪一號壩上游右岸，為小面積石礫沈積，共設置 2 個 10×25 m<sup>2</sup> 臨時樣區 125、126，喬木層樹種以臺灣赤楊為主；地被層植物以五節芒、臺灣澤蘭、臺灣赤楊小苗、茵陳蒿、臺灣二葉松小苗、艾、頂芽狗脊蕨及臺灣何首烏等為優勢。此外，比較蔡尚惠等(2010)調查臨時樣區之喬木層中，具臺灣二葉松、栓皮櫟、馬銀花(*Rhododendron ovatum* var. *ovatum*)、尖葉槭(*Acer insulare*)、高山藤繡球(*Hydrangea aspera*)、臺灣赤楊、臺灣胡桃及紅檜，並伴生山龍眼(*Helicia formosana*)、狹葉高山櫟(*Cyclobalanopsis stenophylloides*)、山胡椒(*Litsea cubeba*)、楓香、臺灣黃杉、臺灣八角金盤(*Fatsia polycarpa*)、銳葉柃木(*Eurya acuminata*)、臺灣紫珠等；而地被層為五節芒、細葉杜鵑(*R. noriakianum*)、紅毛杜鵑(*R. rubropilosum*)、咬人貓、尖葉耳蕨(*Polystichum parvipinnulum*)、沿階草、臺灣福王草(*Notoseris formosana*)，以及石韋(*Pyrrrosia lingua*)，並伴生臺灣蘆竹。

### 4. 有勝溪測站(#9)

此樣區位於武陵農場收費站旁有勝溪右岸，共設置 2 個 10×25 m<sup>2</sup> 臨時樣區 127、128，喬木層樹種以臺灣紫珠、海州常山、阿里山榆、高山藤繡球及蓮草為主。地被層植物以頂芽狗脊蕨、青楓(*A. serrulatum*)小苗、臺灣蘆竹、透莖冷水麻(*P. pumila*)、串鼻龍、山菊(*Farfugium japonicum*)及穆子(*Eleusine coracana*)等為主要優勢。此外，比較蔡尚惠等(2010)調查永久樣區之植物組成中，喬木層優勢植物為臺灣二葉松、臺灣赤楊、海州常山，以及大頭茶(*Gordonia axillaris*)，並伴生臺灣八角金盤、山胡椒、西施花(*R. ellipticum*)等；另 2、8 月之地被層優勢植物主要皆為臺灣蘆竹、頂芽狗脊蕨，並伴生五節芒。

### (五)濱岸地景照相監測

參考 Fujiwara and Saito (2005)藉由固定式攝影機監測地景之變遷。於 2010 年 2 月開始，每 2 個月進行定點照相監測，共設立 14 處樣點。而由表 3-11 中 2-12 月之照片得知，落葉性喬木於春分時從新芽展露冒出新葉；至 4 月「清明」時，天氣日漸暖和，枝葉都萌芽蓬勃生長茂盛；又 6 月「芒種」時，濱岸植物始開花結果；8 月「立秋」時，部分植物果實成熟掉落，部分則吸引動物前來覓食；另 10 月「寒露」時，天氣開始轉涼，部分植物開始變色轉黃轉紅；12 月「大雪」時，青楓及臺灣紅榨槭(*A. morrisonense*)的葉子已轉為豔麗的紅色，而部分大喬木如臺灣赤楊已開始落葉準備度冬。茲將各樣點之濱岸植物變化分述如下：

自七家灣溪流域上游起之樣點 1 為桃山西溪-1，以及樣點 2 之桃山西溪-2，其主要優勢植物為臺灣赤楊，至 12 月時已開始落葉，地被層以五節芒、大葉溲疏及臺灣蘆竹。此外，樣點 3 為桃山西溪與桃山北溪交匯處，其主要優勢植物為臺灣赤楊、阿里山榆、川上氏鵝耳櫪及青楓等，至 12 月時葉子已開始轉黃。

樣點 4 為七家灣溪二號壩測站(#3)，其主要優勢植物為臺灣赤楊、臺灣二葉松及青楓，地被層優勢植物則以艾、臺灣澤蘭及臺灣赤楊為主，至 12 月時部分地被層一年生植物結實後已乾枯；而樣點 5 為觀魚台，其主要優勢植物為臺灣赤楊、臺灣二葉松等，又至 12 月時臺灣赤楊亦已開始落葉。此外，樣點 6 為一號壩上游測站(#12)，其主要優勢植物為臺灣赤楊，地被層優勢植物為臺灣澤蘭、五節芒等。而樣點 7 為一號壩，以及樣點 8 之一號壩下游測站(#13, FCU)，其主要優勢植物為臺灣赤楊、阿里山榆及川上氏鵝耳櫪等落葉性樹種，地被層以五節芒及藤胡頹子為主，至 12 月時已有樹種開始轉紅。另樣點 9 為兆豐橋上游(#13)，其主要優勢樹種為水麻、臺灣赤楊為主，地被層以圓果冷水麻、艾及頂芽狗脊蕨等為優勢種。又樣點 10 位於兆豐橋下游，其主要優勢植物臺灣赤楊、臺灣二葉松等，地被層優勢植物為臺灣澤蘭、五節芒等。

樣點 11 為高山溪-1，以及樣點 12 為高山溪-2，其主要優勢植物為臺灣赤楊及臺灣二葉松等，地被層植物為臺灣赤楊小苗、臺灣二葉松小苗、臺灣澤蘭及茵陳蒿等。另樣點 13 位於繁殖場測站(#5)，其主要優勢植物為臺灣赤楊、阿

里山榆及川上氏鵝耳櫪等落葉性樹種，地被層則以五節芒、臺灣澤蘭及艾等為優勢種，而由 12 月監測得知阿里山榆或川上氏鵝耳櫪的葉子已轉為黃色至紅色。此外，樣點 14 為收費站旁有勝溪測站(#9)，其主要優勢植物為臺灣赤楊、臺灣二葉松、青楓、臺灣紫珠及阿里山榆等。建議未來仍應以此 14 處樣點持續定期監測，以瞭解七家灣溪一號壩壩體拆除前後，其對上、下游濱岸植群之影響及變化。

## 六、結論與建議

- (一)本研究共記錄維管束植物 64 科 135 屬 190 種(含種以下分類群)，即蕨類植物 9 科 15 屬 20 種，裸子植物 1 科 2 屬 3 種，雙子葉植物 48 科 103 屬 149 種，單子葉植物 6 科 15 屬 18 種；其中以菊科植物之物種數為最多。此外，以相似性指數 17%為臨界值，可將地被層區分為臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)、五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)，以及圓果冷水麻型(*Pilea rotundinucula* type)等四型；而其中圓果冷水麻型係分佈於區內較為潮濕之環境。
- (二)線截樣區調查中以一號壩上游測站(#12)之濱岸最寬，其次為繁殖場測站(#5)。此外，臺灣赤楊與濱岸環境具有某種程度的依賴性，或可作為濱岸帶的指標物種，其次則為大葉溲疏及水麻。另地被層植物則以五節芒為主，在高光量的環境下，五節芒以耐旱且植株生長快速的特性使其佔有優勢；又因 2010 年洪氾干擾甚少，故淺根性草本臺灣澤蘭於溪床開闊地生長旺盛。此外，臺灣赤楊小苗亦於地被層調查中佔有優勢，其他如褐毛柳、臺灣二葉松及水麻等未來會形成喬木者，其小苗散布於樣區內。
- (三)多數線截樣區之總覆蓋面積隨距溪遠近具先增後減的趨勢，顯示於鄰近溪水區域因所受干擾大，植群較難建立，總覆蓋面積小；而當洪氾影響較小之處，先驅植物大量增長，總覆蓋面積達到高峰，另至林分鬱閉處，因陽性植物的覆蓋面積大量減少，致使總覆蓋面積下降。此外，因 2010 年洪氾干擾為少，七家灣溪濱岸之地被層植物生長良好，且以臺灣澤蘭及五節芒最優勢，在向陽開闊地，大量增生的五節芒造成植群總覆蓋面積大為增加，然偶壓迫到其他物種生長，種豐富度反會降低，僅具如梨山小蓑衣藤、臺灣何首烏等具攀附能力的藤本，或如小金櫻、小柗葉懸鉤子與白毛懸鉤子等蔓性灌木較能保有優勢。而當冬季(2 月)至春季(4 月)間之五節芒的地上部死亡，覆蓋面積大量減少，使林地出現空隙，其他物種又得以生長拓殖，使其種豐富度上升。又至夏季(8 月)時五節芒再快速生長而形成優勢，使種豐富度下降。

(四)2010年較2009年溪床受洪氾作用影響甚小，故溪床上植物可穩定生長；植群結構與河岸微地形息息相關，而地被層植物對環境變化較為敏感，是故地被層植物分布或可作為微氣候環境的指標。如於觀魚台(#4)、一號壩上游測站(#12)，以及繁殖場(#5)測站等皆具有大片裸露河床；而濱岸裸露地若無植群覆蓋，在陽光直射的情況下將使溪水溫度上升，進而影響櫻花鉤吻鮭族群之生長。另外來種植物如加拿大蓬、羊蹄等，雖於線截樣區內為數不多，但在線截樣區的調查中發現外來種植物確有可能入侵濱岸植群的潛力，且愈靠近人為干擾區域，此現象愈為明顯。職是之故，本研究建議後續濱岸植群監測重點為濱岸植群之微環境影響，以及外來種植物入侵潛力的監控。

(五)總覆蓋面積、物種數皆與岩石裸露率具顯著性的效應。除洪氾頻率會反應在岩石裸露率上之外，岩石的覆蓋也會阻礙植物生長，因此，在濱岸帶岩石裸露率高的區域通常植群數量較少，是故總覆蓋面積與物種數都會受到影響。又距溪高度與距溪距離對物種數有顯著效應。若以微地形能反應洪氾頻率，則洪氾干擾頻率適中的情況下，會提高物種數，然太高或太低的洪氾干擾頻率會使物種數減少，此一結果也與中度干擾假說相符。是故七家灣溪的濱岸植群與水文關係密切，在反覆地洪氾干擾下，除維持使植群維持在以臺灣赤楊、臺灣二葉松等先驅樹種為優勢的亞極盛相，使植群隨著微地形產生不同性質的變化與特性，又典型對應分析結果顯示，由高頻率洪氾區域往低頻率洪氾區域之植群分布趨勢為：1年生草本植物、2年生至多年生草本植物、灌木至喬木。而綜合過去植群排序分析結果可推估「七家灣溪濱岸植群之演替模式」，瞭解濱岸與微環境之間的關聯性。

(六)2010年調查中主要以演替初期為主，即當河床裸露地剛受破壞時，首先是各種能適應高熱、乾旱的植物小苗進入，形成小苗型的植群；其後於相對光量高的環境則以能快速生長的臺灣澤蘭為優勢，形成臺灣澤蘭型，而相對光量低的環境會形成臺灣何首烏型；又當環境改變時較適宜其他物種生存，此時會形成五節芒與其他物種各佔優勢的情形，如於相對光量低的區域形成五節芒-咬人貓亞型，另於相對光量高的區域，五節芒大量增長，形

成五節芒優勢亞型。另當喬木層植物生長遮蔽光線，五節芒逐漸減少，於相對光量高的區域形成五節芒-大葉溲疏-臺灣紫珠亞型，而相對光量低的區域則形成以五節芒與蔓性灌木為主的五節芒-小椴葉懸鉤子亞型，進而形成以蔓性灌木為主的小椴葉懸鉤子型或小金櫻型；此外，若喬木層植物持續增長，在相對光量高的生育地則形成臺灣二葉松-臺灣赤楊亞型，而在相對光量低的生育地常為蓮草-臺灣紫珠型。

(七)於 2010 年 2 月起，針對 14 處樣點，進行每 2 個月之定點濱岸照相監測結果得知，落葉性喬木於春分時從新芽展露冒出新葉；至 4 月「清明」時，天氣日漸暖和，枝葉都萌芽蓬勃生長茂盛；又 6 月「芒種」時，濱岸植物始開花結果；8 月「立秋」時，部分植物果實成熟掉落，部分則吸引動物前來覓食；另 10 月「寒露」時，天氣開始轉涼，部分植物開始變色轉黃轉紅；12 月「大雪」時，青楓及臺灣紅榨槭的葉子已轉為豔麗的紅色，而部分大喬木如臺灣赤楊已開始落葉準備度冬。建議未來仍應以此 14 處樣點持續定期監測，以瞭解七家灣溪一號壩壩體拆除前後，其壩體上、下游濱岸地景之影響及變化。

## 參考文獻

- 田永柔、鄧書麟、呂福原、何坤益、張坤城，2005。嘉義縣低海拔地區崩塌地先驅植群之調查研究。中華林學季刊 38(1), 49-65。
- 江明喜、鄧紅兵、唐濤、蔡慶華，2002。香溪河流域河岸帶植物群落物種豐富度格局。生態學報 22(5), 629-635。
- 江政人，2004。臺灣中部地區崩塌地植被恢復之研究。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，61 pp。
- 汪靜明，1994。子遺的國寶—臺灣櫻花鉤吻鮭專集。雪霸國家公園解說教育叢書。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，185 pp。
- 林昭遠，2009。雪山地區高山生態系整合研究—集水區環境資料建置及應用。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，68 pp。
- 林昭遠、林承漢、周文杰，2005。七家灣溪濱水區植生緩衝帶配置寬度之研究。水土保持學報 37(3), 209-220。



- 徐憲生，2006。七家灣溪濱岸植群監測與地景變遷。國立中興大學森林系碩士論文，臺中市。
- 張芷莢，2007。臺灣地區歸化植物侵略性評估系統之建立。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，94 pp。
- 郭城孟，1995。七家灣溪潛在植被之研究，雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 郭礎嘉，2009。七家灣溪濱岸植群動態。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，125 pp。
- 陳志豪、陳明義、陳文民、陳恩倫，2009。合歡溪流域植群分類與製圖。林業研究季刊 30(1), 1-15。
- 陳德仁、李金玲、許炳修、陳和田、薛燕璘、呂福原，2007。臺大實驗林沙里仙區楠櫛林帶之臺灣赤楊植群研究。中華林學季刊 40(2), 165-183。
- 陳樹群、趙益群，2008。山區河川漂流木堆積型態之研究—以高山溪流集水區為例。第六屆海峽兩岸山地災害與環境保育學術研討會 A-30。
- 曾晴賢，2001。櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 黃婷璟，2004。濱溪植物在推移帶分布狀態及其耐受性適生之研究。中華大學土木工程學系碩士班論文，新竹市。
- 雷祖強，2006。雪霸國家公園生態評估模式之建立—以災害崩塌潛勢與地景干擾為例。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，110 pp。
- 廖天賜，1998。臺灣赤楊生態生理之基礎研究。國立中興大學植物學研究所博士論文，臺中市。
- 趙偉成，2003。洪水頻率與河畔植生關係之研究於臺灣南部地區。國立成功大學水利及海洋工程研究所碩士論文，臺南市。
- 蔡尚惠，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立—七家灣溪濱岸植群監測與地景變遷(III)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣，83 pp。
- 蔡尚惠、呂金誠，2008。生物歧異度分析系統，第二版。環球技術學院，雲林縣。
- 蔡尚惠、徐憲生、呂金誠。2010。七家灣溪濱岸植群之組成與結構。林業研究季刊 32(1), 19-38。

謝長富、謝宗欣、林淑梅，1989。德基水庫溫暖帶雨林之結構及演替，臺灣省立博物館半年刊 42(2), 77-90。

蘇鴻傑，1987。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。

顧玉蓉，2007。溪流結構物對生態影響之定量評估。國立成功大學水利及海洋工程研究所博士論文，臺南市。

Bendix, J., Hupp, C.R., 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydro. Proce.* 14(16-17), 2977-2990.

Breshears, D.D., 2006. The grassland–forest continuum: trends in ecosystem properties for woody plant mosaics? *Front. Ecol. Environ.* 4(2), 96-104.

Carleson, D., Wilson, L., 1985. Report of the riparian habitat technical task force. Final Report to Oregon Department of Forestry and Oregon Department of Fish and Wildlife. Salem, OR, USA.

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.

Corenblit, D.E., Steiger, T.J., Gurnell, A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth-Sci. Rev.* 84(1), 56-86.

Cushman, S. A., K. S. McKelvey, C. H. Flather and K. McGarigal (2008) Do forest community types provide a sufficient basis to evaluate biological diversity? *Front. Ecol. Environ.* 6(1), 13-17.

Fayolle, S., Cazaubon, A., Comte, K., Franquet, E., 1998. The intermediate disturbance hypothesis: application of this concept to the response of epilithion in a regulated mediterranean river (Lower-Durance, South Eastern France). *Archiv. Fuer. Hydro.* 143(1), 57-77.

Fujiwara, A., Saito, K. 2005. Making and utilizing sequential video archives recorded with long term fixed video cameras. XXII IUFRO World Congress in Brisbane, Queensland, Australia; Poster board No. 817.

Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparain zones: focus on links between land and water. *Bioscience* 41(8), 540-551.

Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82(3), 649-659.

Hibbs, D.E., Bower, A.L., 2001. Riparian forests in Oregon Coast Range. *For. Ecol. Manage.* 154, 201-203.

Hooke, J.M., Brookes, C.J., Duane, W., Mant, J.M., 2005. A simulation of morphological, vegetation and sediment changes in ephemeral streams. *E. S. Proce. Land.* 30, 845-866.

Hsieh, C.F., Hsieh, T.H., Lin, S.M., 1989. Structure and succession of the warm-temperate rain forest at Techi Reservoir. *J. Tai. Mus.* 42, 77-89.

Huston, M., 1979. A general hypothesis of species diversity. *The Ame. Natural.* 113(1), 81-101.

Izsák, J., Papp, L., 2000. A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity. *Ecological Modelling* 130, 151-156.

Jansson, R., Nilson, C., Dynesius, M., Andersson, E., 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecolog. Applic.* 10(1), 203-204.

Kamisako, M., Sannoh, K., Kamitani, T., 2007. Does understory vegetation reflect the history of fluvial disturbance in a riparian forest? *Ecol. Res.* 22(1), 67-74.

Lin, C.Y., Chou, W.C., Lin, W.T., 2002. Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case study on the Chi-Jia-Wang stream, Taiwan, *Journal of Environmental Management* 66, 269-280.

Lite, S.J., Bagstad, K.J., Stromberg, J.C., 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *J. Arid. Env.* 63, 785-813.

Lyon, J., Gross, N.M., 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *For. Ecol. Manage.* 204, 267-278.

McCune, B., Mefford, M.J., 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0 MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.*

- Motika, J., Dobrzanski, B., Zawadski, S., 1950. Wstepne badania nad lakami poludniowoschodniej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English). *Annals of the University Marie Curie-Sklodowska, Section E 5 (13)*: 367-447.
- Nilsson, C., Svedmark, M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environ. Manage.* 30(4), 468-480.
- Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 123-129.
- Petranka, J.W., Smith, C.K., 2005. A functional analysis of streamside habitat use by southern Appalachian salamanders: Implications for riparian forest management. *For. Ecol. Manage.* 210, 443-454.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. 1984. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, USA, 472 pp.
- Rood, S.B., Samuelson, G.M., Braatne, J.H., Gourley, C.R., Hughes, F.M.R., Mahoney, J.M., 2005. Managing river flows to restore floodplain forests. *Front. Ecol. Environ.* 3(4), 193-201.
- Shafroth, P.B., Stromberg, J.C., Patten, D.T., 2002. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecol. Appl.* 12(1), 107-123.
- Sousa, W.P., 1984. The role of disturbances in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15, 353-391.
- Strange, R.W., Murphy, L.M., Dodd, F.E., Abraham, Z.H.L., Eady, R.R., Smith, B.E.S., Hasnain, S., 1999. Structure and kinetic evidence for an ordered mechanism of copper nitrite reductase. *J. Mol. Biol.* 287(5), 1001-1009.
- Welsh, H.H. Jr, Hodgson, G.R., Karraker, N.E., 2005. Influences of the vegetation mosaic on riparian and stream environments in a mixed forest-grassland landscape in "Mediterranean" northwestern California. *Ecography* 28, 537-551.
- Yang, K.C., Lin, J.K., Hsieh, C.F., Huang, C.L., Chang, Y.M., Kuan, L.H., Su, J.F., Chiu, S.T., 2008. Vegetation pattern and woody species composition of a broad-leaved forest at the upstream basin of Nantzuhsienhsi in mid-southern Taiwan. *Taiwania* 53(4), 325-337.

表 3-1. 影響濱岸植群變化之機制與其生態反應(Nilsson and Svedmark, 2002)

特性變化		生態反應
1.水流(水文)		
1.1 強度/頻率 變動增加		植群與有機質的沖刷量增加
	水流穩定	外來植物入侵
		減少沖積平原的沉積物
		減少干擾，影響種子傳播與林分更新
1.2 時間	喪失季節性的洪氾	植物更新與植物生長率降低
1.3 時期	長期低水位	植群多樣性與覆蓋降低
		生理壓力導致植物生長率下降、形變甚至死亡
	長期洪氾	植群改變
1.4 變化率	河道的變化	濱岸植群遭受沖刷流失
2.廊道		
2.1 破碎化	長形廊道因壩堤或溪水的切割而破碎化	植群破碎化，減少植物遷徙
3.地景間影響		
3.1 連接	濱岸帶與周遭林地沒有連結	植群多樣性與生態完整性降低
3.2 干擾	干擾系統的改變	植群與地景之多樣性降低

表 3-2. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查的線截樣區屬性表

線截樣區	樣區 97 座標		海拔高 (m)	左、右濱岸寬度 (m)	距溪面高 (m)	樣區所在測站
	X	Y				
211	281566	2696307	1,780	0+18.8	1.5	觀魚台(#4)
212	281549	2696296	1,780	0+12.1	1.6	觀魚台(#4)
213	281535	2695437	1,719	26.6+92.1	1.6	一號壩上游(#12)
214	281529	2695406	1,750	36.5+83.3	1.6	一號壩上游(#12)
215	281698	2694720	1,740	12.5+ 9.1	1.2	一號壩下游(#13)
216	281721	2694707	1,738	9.6+ 6.7	1.3	一號壩下游(#13)
217	281815	2694194	1,711	22.5+ 4.1	2.1	繁殖場(#5)
218	281756	2694200	1,748	11.7+ 1.3	0.3	繁殖場(#5)

表 3-3. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區喬木層之優勢植物(IVI>30 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	211	212	213	214	215	216	217	218
大葉溲疏	<b>33.3</b>	0.0	18.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
川上氏鵝耳櫪	<b>70.5</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
水麻	<b>39.6</b>	0.0	0.0	0.0	<b>202.5</b>	<b>30.6</b>	0.0	13.6
朴樹	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>37.1</b>	<b>41.4</b>	0.0	0.0
阿里山榆	0.0	0.0	9.9	0.0	0.0	<b>126.8</b>	0.0	0.0
青苧麻	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
海州常山	0.0	25.3	0.0	0.0	0.0	<b>30.3</b>	0.0	0.0
疏果海桐	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
賊仔樹	0.0	22.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	<b>43.5</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	<b>135.8</b>	<b>158.5</b>	<b>198.9</b>	<b>300.0</b>	<b>43.2</b>	0.0	<b>300.0</b>	<b>268.9</b>
臺灣胡桃	20.8	21.9	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣馬桑	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	23.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	10.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	14.9	0.0	17.1	<b>71.0</b>	0.0	17.5

表 3-4. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區地被層之優勢植物(IVI>10 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	211	212	213	214	215	216	217	218
刀傷草	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大莞草	0.0	0.0	1.3	1.2	0.0	0.0	5.4	0.0
大葉南蛇藤	0.0	0.0	0.8	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0
大葉馬兜鈴	0.0	0.0	0.3	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉溲疏	1.8	0.0	2.9	0.3	5.6	0.0	1.6	0.0
大葉鳳尾蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0
小木通	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0
小白花鬼針	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
小白頭翁	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
小椏葉懸鉤子	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	0.0	6.8	0.0
小葉灰藿	0.0	0.0	0.7	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
小葉鼠李	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
小蔓黃菀	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
山白蘭	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山肉桂	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山枇杷	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山胡椒	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山菊	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	6.4	1.6	0.0
五節芒	0.0	0.0	<b>45.5</b>	<b>24.3</b>	0.0	4.1	<b>10.0</b>	5.5
五葉長穗木通	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0
有骨消	0.0	0.0	0.5	0.0	2.2	3.2	0.0	0.0
分枝鼠麴草	0.0	0.0	0.2	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0
天門冬	3.1	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
太魯閣薔薇	0.0	0.0	3.3	0.0	10.0	6.9	0.0	3.3
木苧麻	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
木賊	0.0	<b>17.4</b>	3.1	7.3	<b>10.4</b>	<b>10.3</b>	<b>12.4</b>	7.8
毛刺懸鉤子	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
毛雞屎藤	0.0	0.0	2.5	0.4	0.0	0.0	1.0	0.0
水麻	1.7	0.0	1.7	2.2	1.8	6.7	0.8	3.4
火炭母草	0.0	0.0	2.9	5.8	0.0	<b>13.8</b>	0.8	0.0
加拿大蓬	4.1	2.8	4.1	<b>11.6</b>	5.7	3.0	3.6	2.5
玉山毛蓮菜	0.0	0.0	1.1	1.6	0.0	0.0	0.0	2.5
白頂飛蓬	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0



(續)表 3-4. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區地被層之優勢植物(IVI>10 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	211	212	213	214	215	216	217	218
石韋	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
光果南蛇藤	0.0	2.4	0.6	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0
光果龍葵	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0
光風輪	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
全緣貫眾蕨	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.9	0.0	0.9
尖葉槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
早熟禾	0.0	0.0	0.2	1.0	0.0	0.0	0.9	0.0
朴樹	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0
羊蹄	0.0	<b>14.8</b>	0.2	1.5	2.3	0.0	2.4	1.7
艾	4.2	9.6	<b>13.6</b>	<b>27.1</b>	<b>13.7</b>	9.7	<b>13.6</b>	<b>16.5</b>
西洋蒲公英	3.3	5.4	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.8
芒	<b>31.0</b>	0.0	2.5	8.8	0.0	0.0	9.3	<b>14.2</b>
豆瓣菜	0.0	0.0	0.0	0.7	1.6	0.0	0.7	0.0
波葉山螞蝗	3.8	0.0	3.2	4.1	0.0	0.0	5.9	<b>10.5</b>
狗筋蔓	0.0	2.8	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
虎杖	0.0	0.0	4.7	5.0	0.0	0.0	2.2	9.9
虎婆刺	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
金劍草	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
阿里山榆	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0
阿里山薊	0.0	0.0	0.5	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
青牛膽	0.0	0.0	2.9	0.0	4.1	6.9	0.0	1.0
青楓	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	2.4
南五味子	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	0.0	0.0	0.0
咬人貓	0.0	0.0	0.7	0.4	4.0	0.0	0.7	0.0
昭和草	0.0	2.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
秋鼠麴草	<b>10.8</b>	2.5	5.2	<b>10.0</b>	0.0	0.0	2.6	1.8
紅果薹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
苦滇菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
風輪菜	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
姬蕨	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
琉璃草	1.7	2.8	4.6	6.0	0.0	0.0	0.7	0.8
笑靨花	0.0	0.0	0.8	0.0	3.5	0.0	0.7	4.1
臭椿	3.3	5.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
茵陳蒿	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	1.7	5.3

(續)表 3-4. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區  
地被層之優勢植物(IVI>10 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	211	212	213	214	215	216	217	218
高山薔薇	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0
斜方複葉耳蕨	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
梨山小蓑衣藤	<b>15.3</b>	<b>26.3</b>	6.3	1.2	7.1	2.9	6.4	3.4
疏果海桐	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
疏花繁縷	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
野苧蒿	<b>10.2</b>	<b>25.7</b>	8.0	3.1	0.0	5.8	5.3	2.7
頂芽狗脊蕨	0.0	0.0	0.5	0.0	<b>17.5</b>	2.9	8.5	5.8
喜岩堇菜	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
棒頭草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0
短角冷水麻	1.7	2.8	0.2	0.4	0.0	0.0	0.7	0.8
短莖宿柱薑	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0
絞股藍	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
華南薯蕷	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
華鳳了蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0
酢漿草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
黃菀	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
黑龍江柳葉菜	0.0	0.0	0.2	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
圓果冷水麻	0.0	0.0	1.7	0.0	<b>26.0</b>	<b>68.5</b>	0.0	1.9
奧瓦韋	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
落新婦	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	1.6
葶蘆	0.0	0.0	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
鼠麴草	4.4	0.0	1.2	3.7	0.0	2.8	4.7	2.4
對生蹄蓋蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.7	0.0
漢紅魚腥草	0.0	0.0	0.0	1.4	1.7	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	0.5	0.3	0.0	0.0	2.1	9.5
臺灣八角金盤	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0
臺灣白木草	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	<b>29.3</b>	<b>24.5</b>	7.8	3.0	5.3	9.0	10.0	12.7
臺灣赤楊	<b>33.2</b>	0.0	<b>14.7</b>	<b>24.1</b>	1.7	2.8	<b>28.2</b>	<b>23.4</b>
臺灣紅榨槭	3.3	10.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.8
臺灣粉條兒菜	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣馬桑	0.0	0.0	0.5	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0
臺灣馬蘭	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣崖爬藤	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

(續)表 3-4. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各線截樣區  
地被層之優勢植物(IVI>10 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	211	212	213	214	215	216	217	218
臺灣紫珠	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣澤蘭	<b>11.9</b>	<b>10.5</b>	<b>16.2</b>	<b>30.2</b>	<b>14.6</b>	<b>10.7</b>	<b>14.6</b>	<b>17.1</b>
臺灣懸鉤子	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣蘆竹	0.0	0.0	3.2	0.4	<b>14.8</b>	0.0	<b>13.9</b>	<b>14.0</b>
臺灣鱗毛蕨	0.0	0.0	0.2	0.0	2.2	2.9	0.0	0.0
廣葉鋸齒雙蓋	0.0	0.0	0.0	0.4	2.2	0.0	0.0	0.0
槭葉石韋	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
歐洲黃菀	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蔓黃菀	4.8	0.0	0.2	0.0	1.8	0.0	2.0	3.1
褐毛柳	<b>13.0</b>	6.0	0.0	0.0	6.6	3.3	0.7	3.7
龍葵	0.0	6.5	0.7	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
擬烏蘇里瓦韋	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
繁縷	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
薄葉牛皮消	0.0	<b>12.0</b>	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
薄瓣懸鉤子	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0
雞屎藤	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鐵掃帚	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0

表 3-5. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查線截樣區 2010 年春季及秋季之 Simpson 豐富度指數

樣區	春季		秋季	
	總種數	Simpson 豐富度指數	總種數	Simpson 豐富度指數
211	20	0.858	23	0.903
212	14	0.913	23	0.916
213	44	0.892	81	0.964
214	33	0.879	51	0.932
215	33	0.950	33	0.954
216	28	0.951	25	0.947
217	33	0.901	46	0.947
218	27	0.929	37	0.947

表 3-6. 2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析之結果

微環境因子	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Distance from stream	-0.806	0.216	0.000
High above stream	- 0.164	-1.061	0.000

表 3-7. 2009 年春季七家灣溪濱岸地被層植群典型對應分析之結果

微環境因子	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Stoniness	- 0.563	- 0.104	0.478
Percent of full sunlight	- 0.795	0.011	- 0.181
Distance from stream	0.318	0.016	0.099
High above stream	- 0.022	0.749	0.172

表 3-8. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查的臨時樣區屬性表

臨時樣區	樣區 97 座標		海拔 (m)	樣區所在測站
	X	Y		
121	281156	2699162	1,881	桃山西溪(#2)
122	281187	2699157	1,896	桃山西溪(#2)
123	281434	2697436	1,815	二號壩(#3)
124	281443	2697421	1,815	二號壩(#3)
125	281345	2694719	1,785	高山溪(#8)
126	281364	2694700	1,773	高山溪(#8)
127	281490	2693450	1,694	有勝溪(#9)
128	281490	2693477	1,718	有勝溪(#9)

表 3-9. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區喬木層之優勢植物(IVI>30 以粗體表示)

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	121	122	123	124	125	126	127	128
山櫻花	0.0	23.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
阿里山榆	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>80.2</b>
海州常山	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>144.2</b>
高山藤繡球	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>42.4</b>
裡白蔥木	0.0	23.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	<b>116.8</b>	<b>172.1</b>	<b>300.0</b>	<b>300.0</b>	<b>300.0</b>	<b>300.0</b>	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>300.0</b>	0.0
蓮草	0.0	<b>56.9</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>33.2</b>
褐毛柳	0.0	23.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
銳葉高山櫟	<b>183.2</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

表 3-10. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區地被層(IVI>10)之優勢植物

植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	121	122	123	124	125	126	127	128
刀傷草	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大扁雀麥	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉溲疏	<b>11.5</b>	<b>20.0</b>	1.6	0.0	1.9	0.0	0.0	1.8
大葉鳳尾蕨	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9
小木通	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6
小實女貞	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
山桔梗	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
山菊	0.0	1.7	6.0	0.0	1.4	0.0	10.7	2.8
山薔薇	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
山櫻花	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	<b>16.2</b>	<b>29.2</b>	6.7	<b>18.5</b>	<b>20.6</b>	<b>59.5</b>	4.8	2.3
有骨消	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
天門冬	0.0	0.0	7.5	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0
木賊	0.0	4.5	3.1	<b>10.3</b>	0.0	0.0	5.0	5.5
毛蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	1.8
水花菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1
水麻	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
火炭母草	0.0	1.2	7.1	8.9	5.6	0.0	4.6	1.7
加拿大蓬	3.4	3.6	<b>16.8</b>	<b>14.8</b>	3.1	7.2	7.6	4.8
玉山女貞	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
玉珊瑚	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
瓦韋	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
白花三葉草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
光果南蛇藤	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
光果龍葵	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
尖葉耳蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0
羊蹄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3
艾	0.0	2.7	<b>19.8</b>	<b>34.5</b>	<b>36.6</b>	<b>12.0</b>	2.5	3.5
西洋蒲公英	2.9	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.8
串鼻龍	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>11.6</b>	0.0
虎杖	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	1.9	2.2	0.0
虎婆刺	<b>13.1</b>	0.0	0.0	2.0	5.1	0.0	0.0	0.0
金劍草	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
長行天南星	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9

(續)表 3-10. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區地被層(IVI>10)之優勢植物










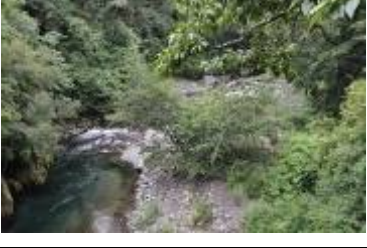








植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	121	122	123	124	125	126	127	128
長柄冷水麻	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0
阿里山紫花鼠	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0
阿拉伯婆婆納	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
青牛膽	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6
青楓	1.1	0.0	4.6	4.8	0.0	0.0	<b>21.2</b>	7.7
咬人貓	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8
昭和草	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
秋鼠麴草	<b>13.5</b>	0.0	7.3	2.9	7.7	1.9	0.0	0.8
紅莖獼猴桃	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
苦滇菜	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0
海州常山	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.5
海螺菊	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
烏蘇里山馬薯	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
狹葉櫟	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0
笑靨花	0.0	0.0	0.0	2.0	1.7	4.3	0.0	0.0
茵陳蒿	0.0	0.0	8.5	0.0	9.6	<b>24.5</b>	0.0	0.0
高山倒提壺	0.0	0.0	0.0	0.0	4.7	0.0	0.0	1.1
高山藤繡球	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	1.8
高粱泡	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9
斜方複葉耳蕨	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6	0.0
梨山小叢衣藤	8.5	7.0	1.6	0.0	4.0	0.0	2.5	0.8
深山蹄蓋蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9
疏果海桐	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.8
疏花繁縷	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
粗毛鱗蓋蕨	1.2	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0
透莖冷水麻	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>18.6</b>
頂芽狗脊蕨	1.1	4.4	4.4	0.0	<b>14.2</b>	0.0	<b>70.0</b>	<b>37.1</b>
麥門冬	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
絞股藍	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	0.0
絲綿草	0.0	4.6	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0
華鳳了蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.8
裂葉蔓黃菀	1.5	2.9	6.5	<b>15.0</b>	0.0	0.0	4.3	2.0
黃鵪菜	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	2.6
黑麥草	1.2	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0
圓果冷水麻	1.1	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	1.4

(續)表 3-10. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程之濱岸植群調查各臨時樣區地被層(IVI>10)之優勢植物

















植物種類	各樣區植物之重要值指數							
	121	122	123	124	125	126	127	128
源一木	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
裡白忍冬	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
裡白蔥木	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
裡白懸鉤子	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鼠麴草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.7
漢紅魚腥草	0.0	3.7	3.5	<b>10.6</b>	0.0	0.0	2.2	0.0
臺灣二葉松	5.2	<b>23.7</b>	0.0	0.0	1.3	<b>15.2</b>	0.0	0.0
臺灣何首烏	<b>15.9</b>	8.7	8.9	<b>13.4</b>	<b>10.1</b>	4.4	2.2	6.5
臺灣赤楊	<b>14.0</b>	6.6	<b>21.0</b>	<b>14.1</b>	<b>11.3</b>	<b>22.3</b>	0.0	0.0
臺灣胡桃	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0
臺灣馬桑	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	2.3	0.0	0.0
臺灣高山莢蒾	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣款冬	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0
臺灣黃杉	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0
臺灣黃堇	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣澤蘭	<b>18.8</b>	5.5	<b>43.9</b>	<b>37.3</b>	<b>35.0</b>	<b>30.9</b>	0.0	2.9
臺灣懸鉤子	2.4	9.9	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
臺灣蘆竹	7.2	<b>17.1</b>	5.0	2.0	0.0	6.5	9.8	<b>19.3</b>
廣東葶蘆	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	2.5
廣葉鋸齒雙蓋	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	5.3
槭葉石韋	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	8.8	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	2.3
褐毛柳	1.1	1.3	4.6	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0
豬殃殃	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5
樺葉莢蒾	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0
穆子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>10.9</b>
龍葵	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
薄葉牛皮消	2.2	2.7	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.8
雙花龍葵	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	0.0
雞屎藤	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
鵝兒腸	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
藤胡頹子	<b>20.7</b>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鵲不踏	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0
彎果黃堇	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8













表 3-11. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查(照相監測)

日期	1. 桃山西溪(#2)-1	2. 桃山西溪(#2)-2	3. 桃山北溪(#1)與桃山西溪(#2)
2010/02			
2010/04			
2010/06			
2010/08			
2010/10			
2010/12			


















(續)表 3-11. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查(照相監測)

日期	4. 二號壩(#3)	5. 觀魚台(#4)	6. 一號壩上游(#12)
2010/02			
2010/04			
2010/06			
2010/08			
2010/10			
2010/12			











(續)表 3-11. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查(照相監測)

日期	7. 一號壩	8. 一號壩下游(FCU) (#13)	9. 兆豐橋上游(#13)
2010/02			
2010/04			
2010/06			
2010/08			
2010/10			
2010/12			

(續)表 3-11. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查(照相監測)

日期	10. 兆豐橋下游	11. 高山溪測站(#8)-1	12. 高山溪測站(#8)-2
2010/02			
2010/04			
2010/06			
2010/08			
2010/10			
2010/12			

(續)表 3-11. 七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程—先期生態及棲地調查(照相監測)

日期	13. 繁殖場(#5)	14. 有勝溪測站(#9)
2010/02		
2010/04		
2010/06		
2010/08		
2010/10		
2010/12		

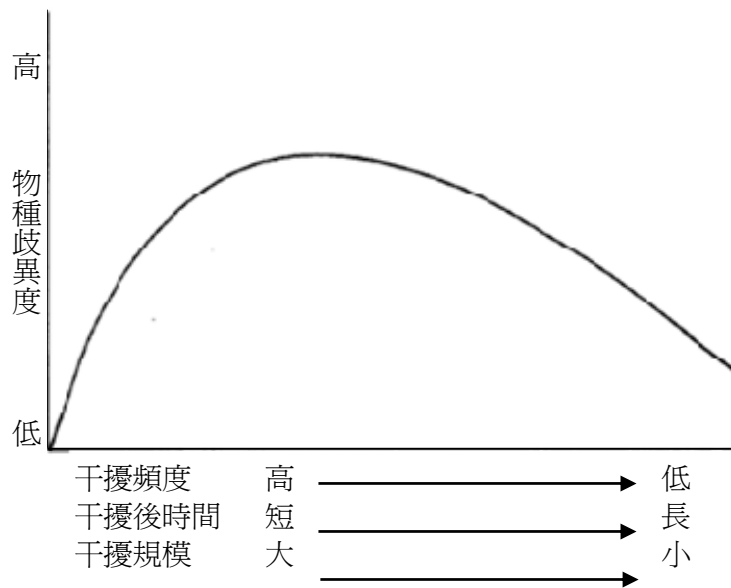


圖 3-1. 中度干擾假說(intermediate disturbance hypothesis)示意圖(Connell, 1978)

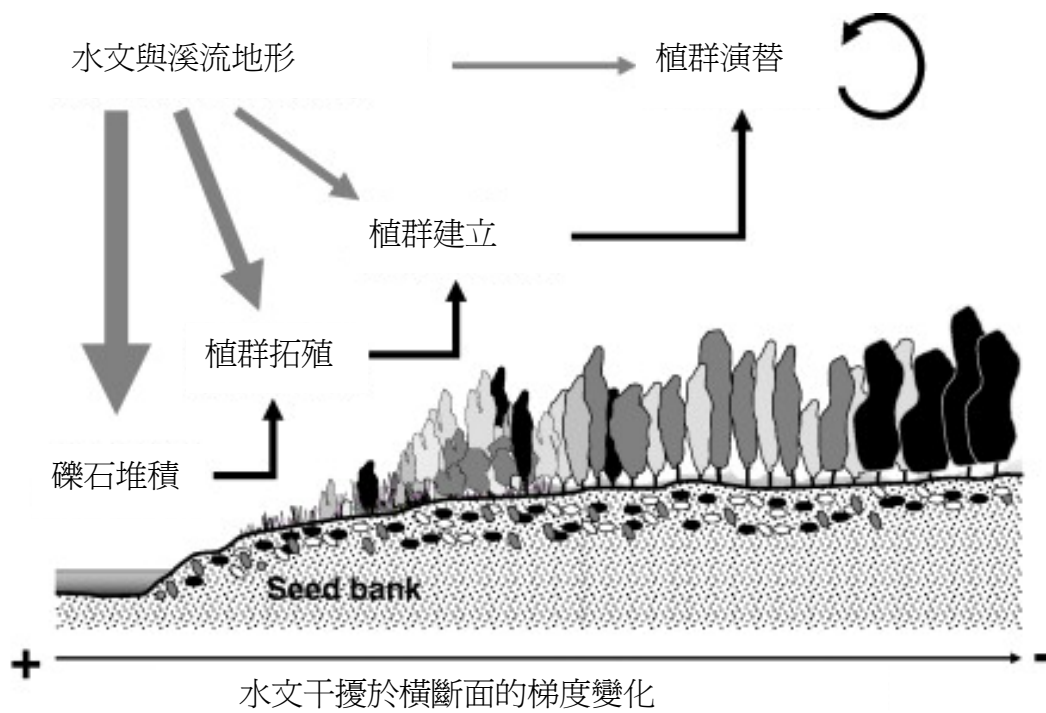


圖 3-2. 濱岸植群演替模式與空間結構示意圖(Corenblit *et al.*, 2007)

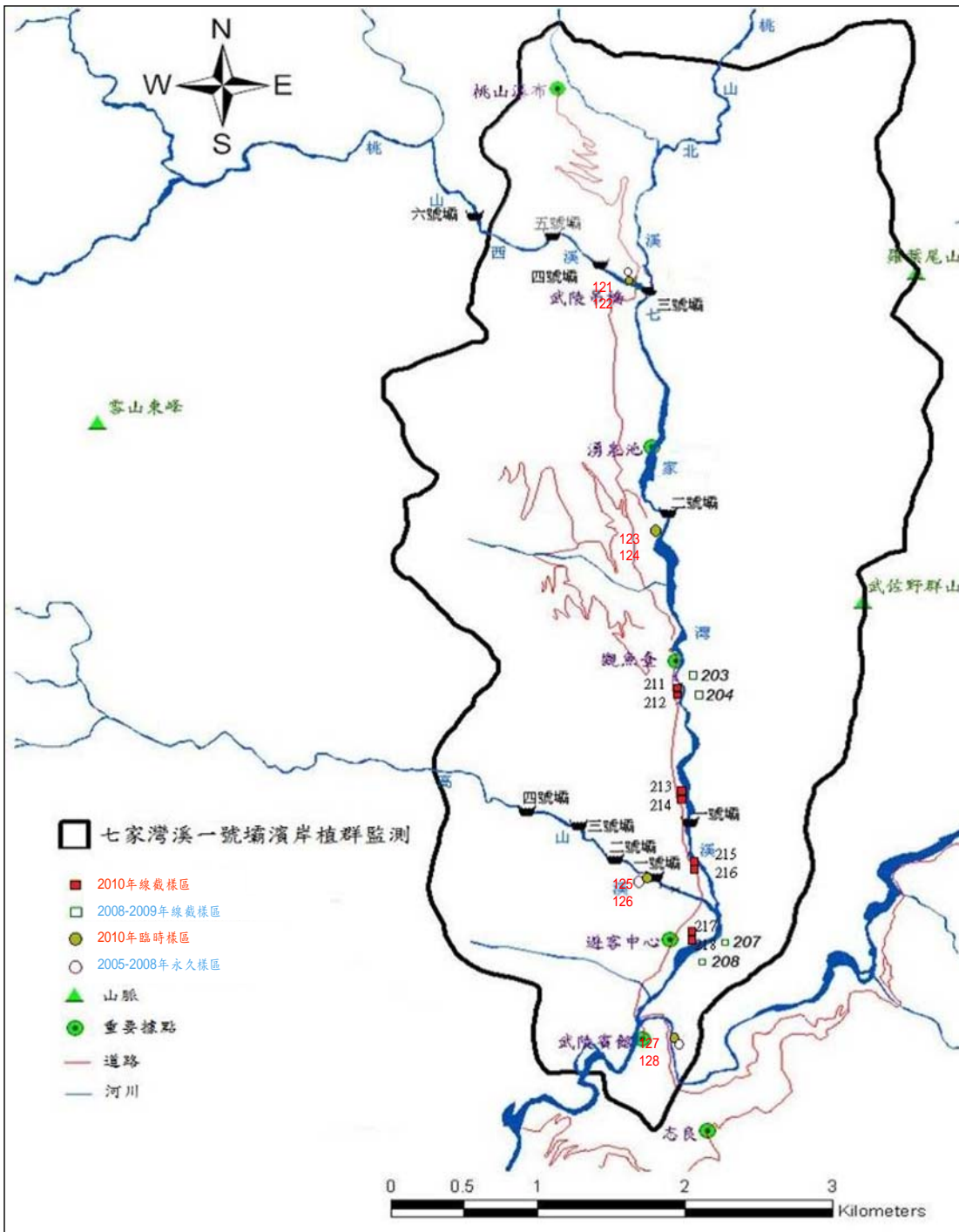


圖 3-3. 七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖

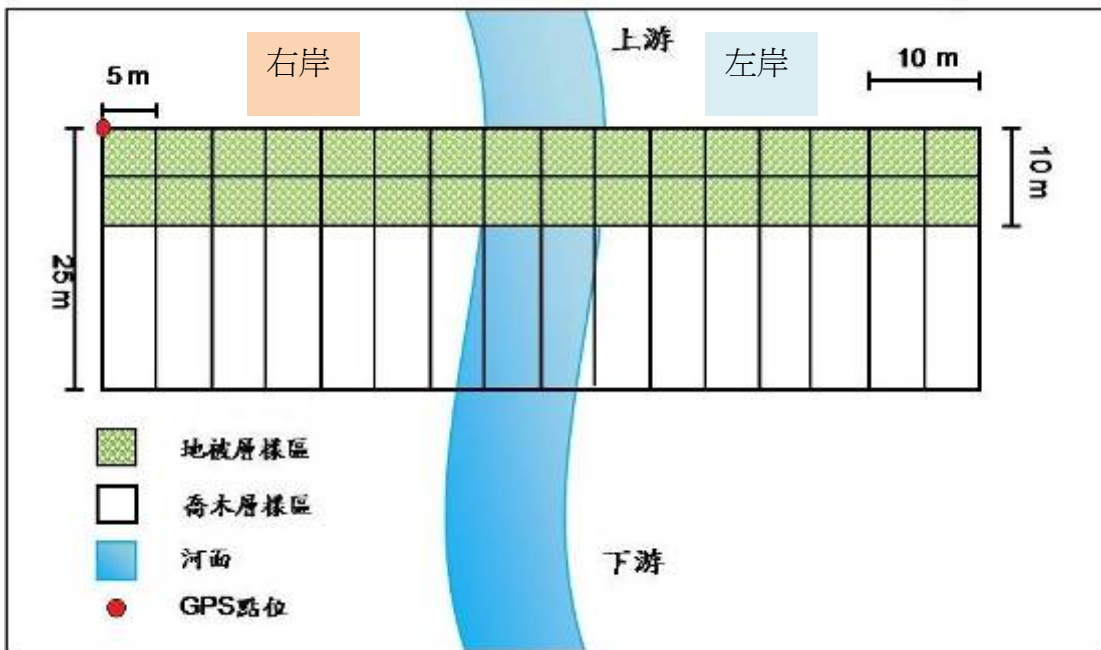


圖 3-4. 七家灣溪濱岸植群之線截樣區設置示意圖

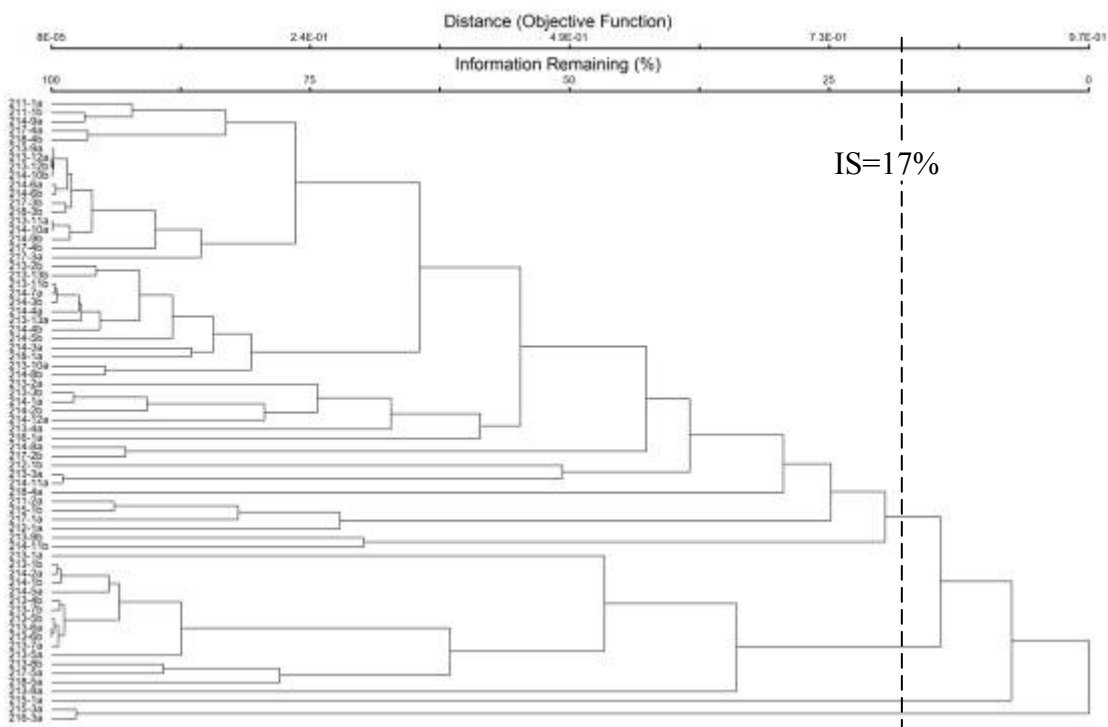


圖 3-5. 2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區之群團分析



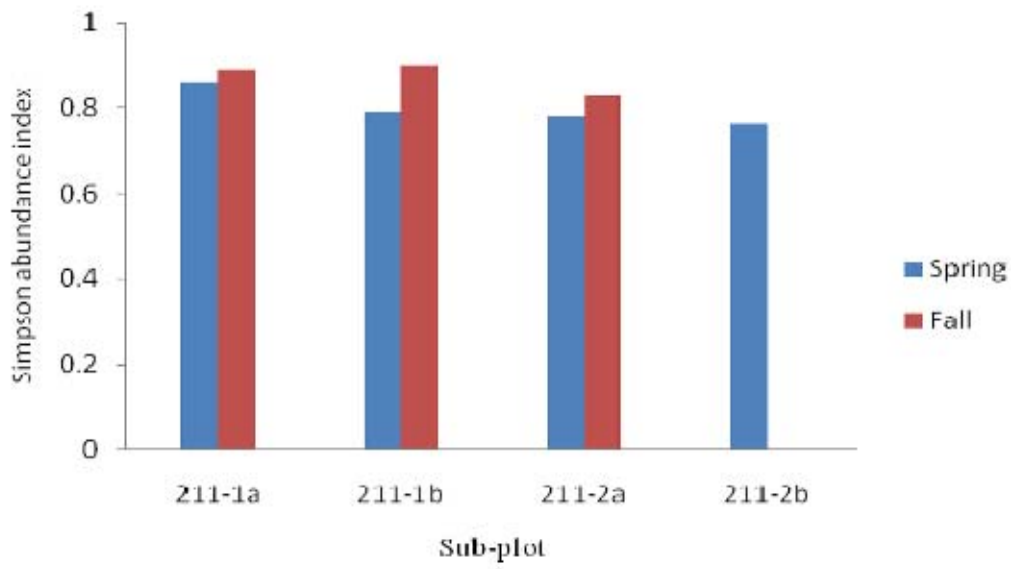
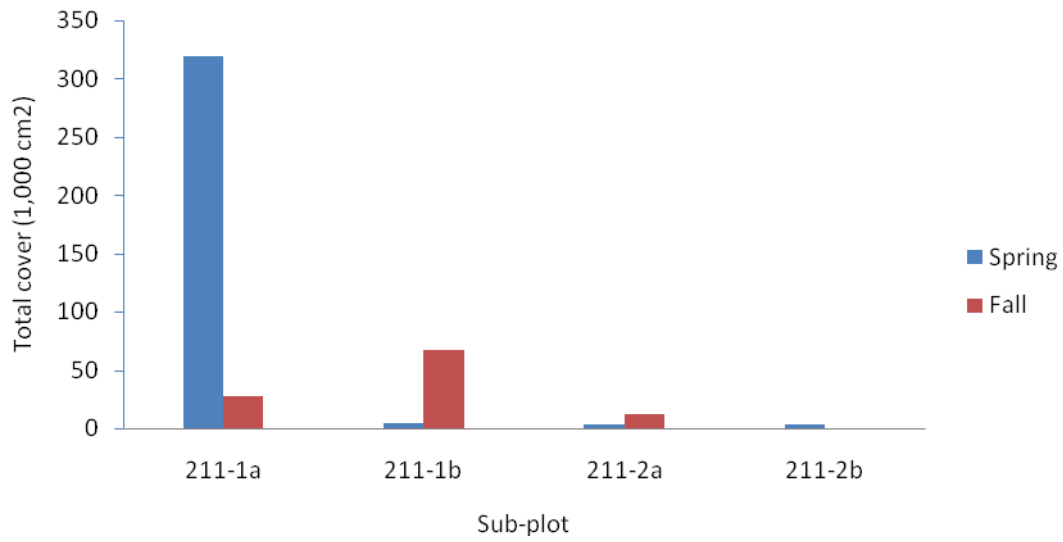


圖 3-6. 2010 年線截樣區 211 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化

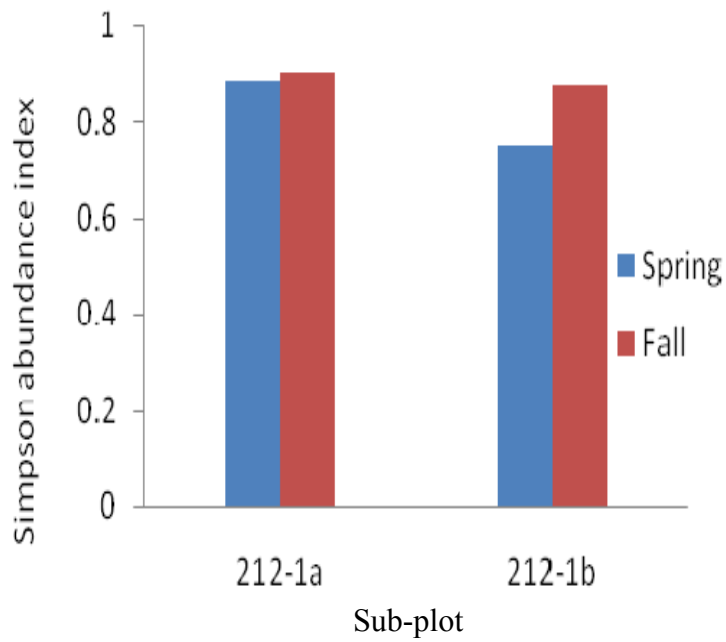
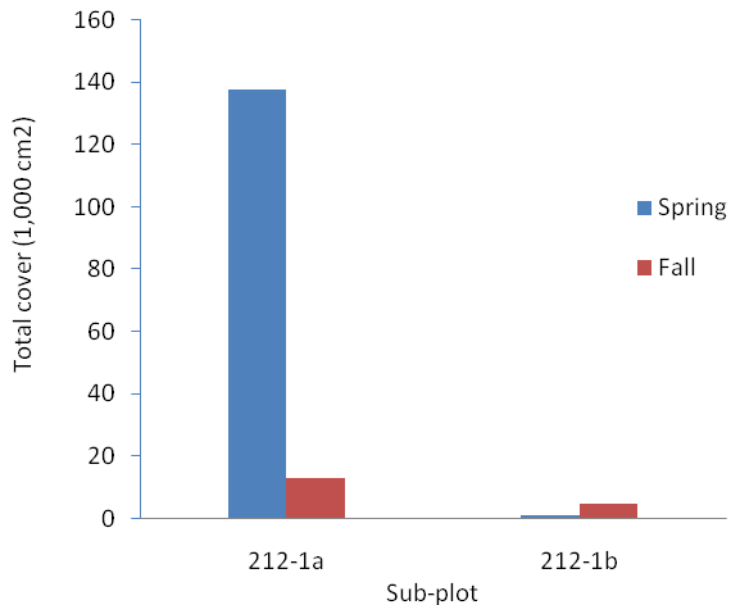
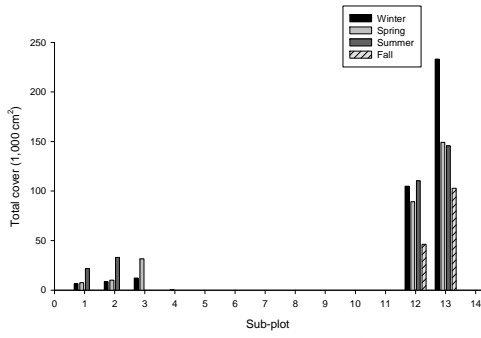
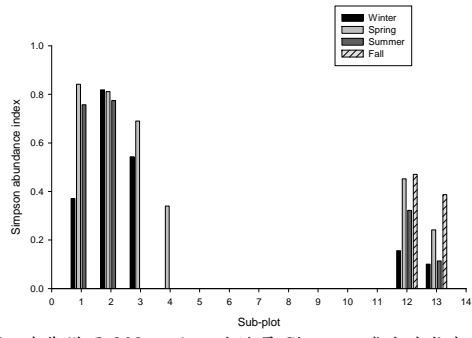


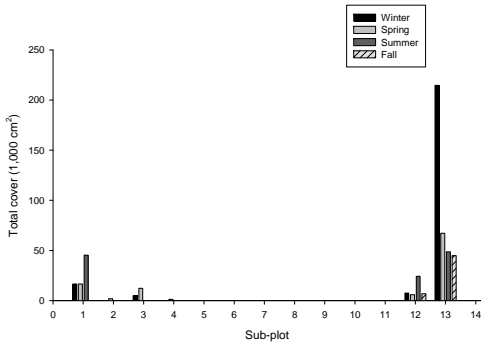
圖 3-7. 2010 年線截樣區 212 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化



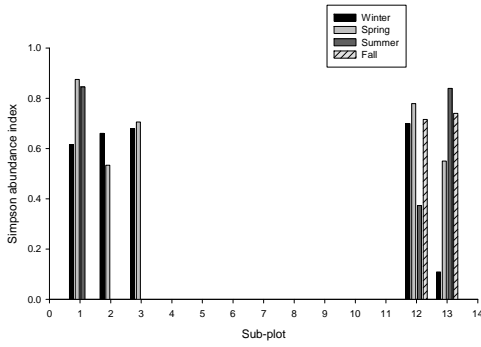
a1. 線截樣區 203-sp-1 之地被層植物覆蓋度變化



a2. 線截樣區 203-sp-1 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

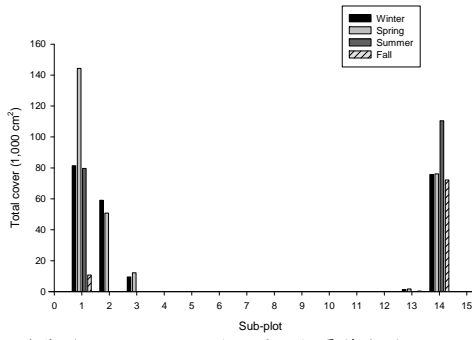


b1. 線截樣區 203-sp-2 之地被層植物覆蓋度變化

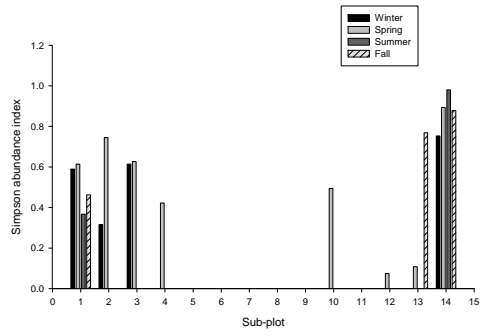


b2. 線截樣區 203-sp-2 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

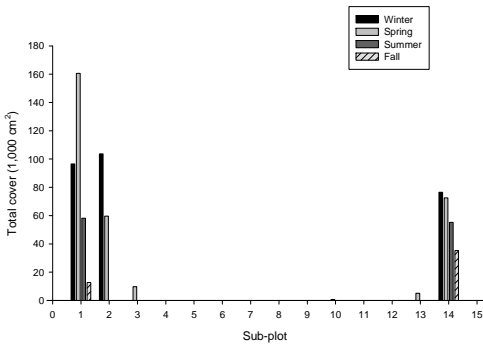
圖 3-8. 2009 年觀魚台測站(#4)線截樣區 203 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化



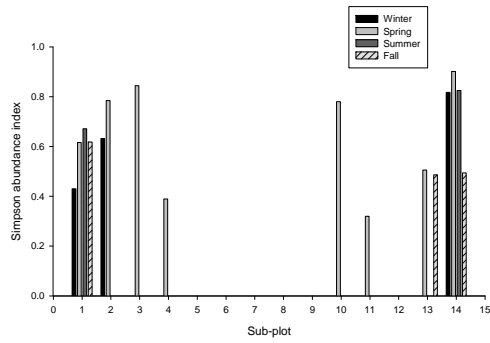
a1. 線截樣區 204-sp-1 之地被層植物覆蓋度變化



a2. 線截樣區 204-sp-1 之地被層 Simpson 豐富度指數變化



b1. 線截樣區 204-sp-2 之地被層植物覆蓋度變化



b2. 線截樣區 204-sp-2 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

圖 3-9. 2009 年觀魚台測站(#4)線截樣區 204 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化

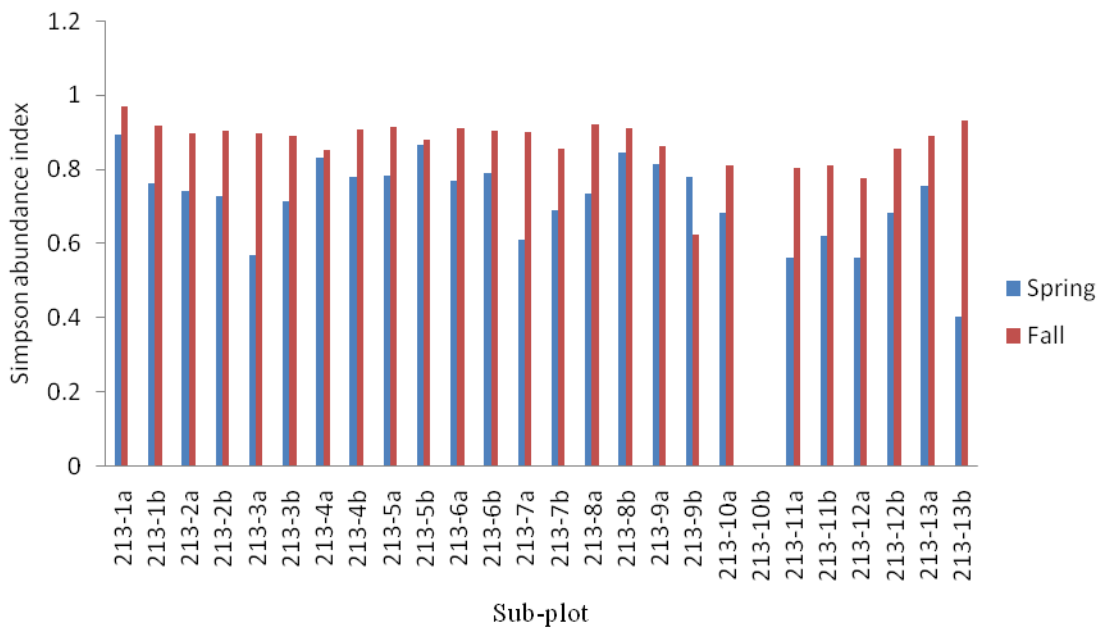
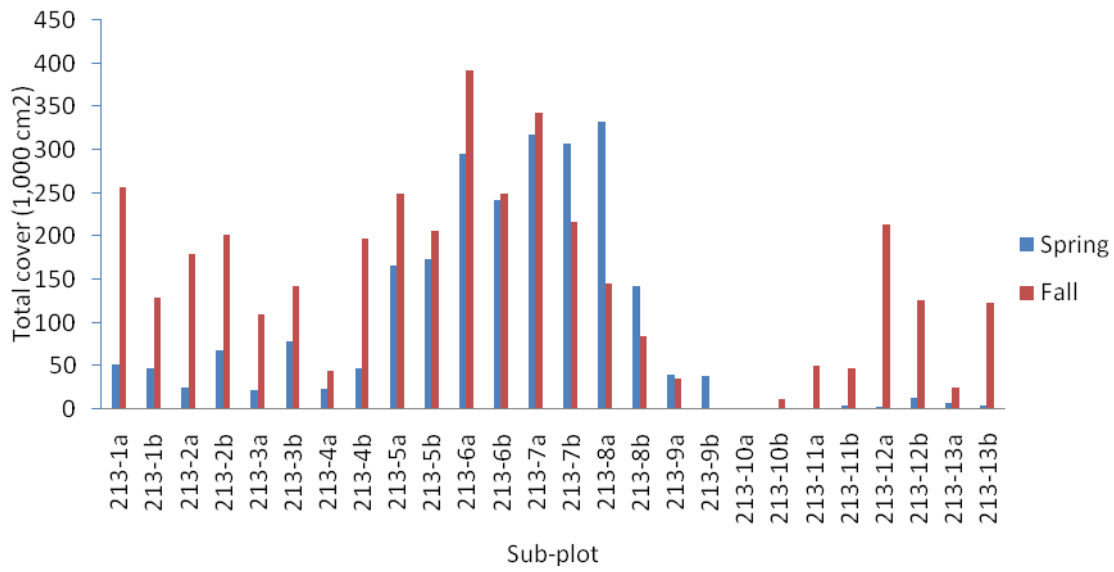


圖 3-10. 2010 年線截樣區 213 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化

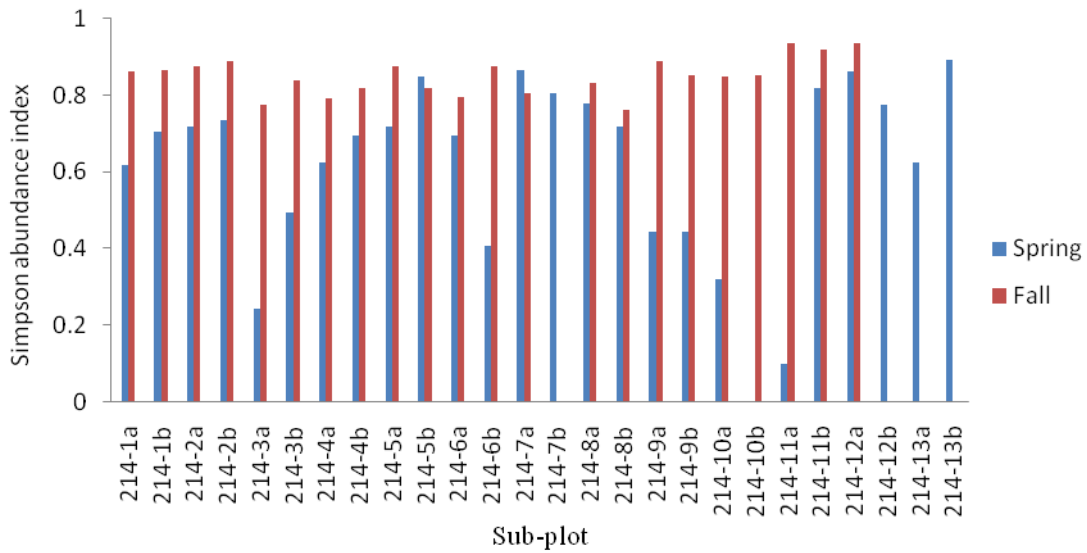
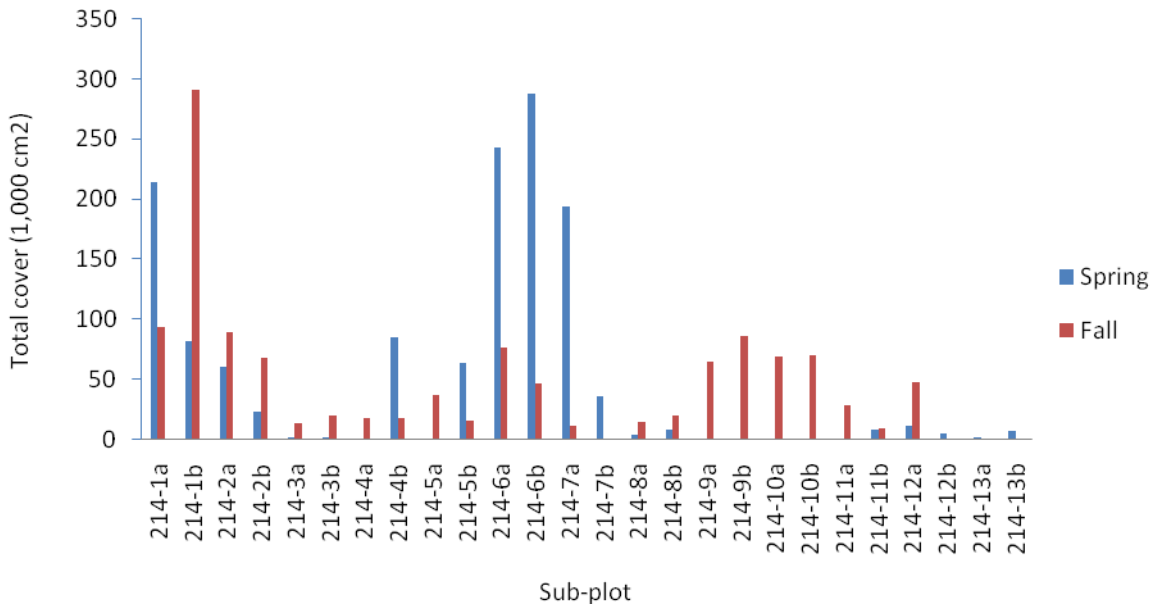


圖 3-11. 2010 年線截樣區 214 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化

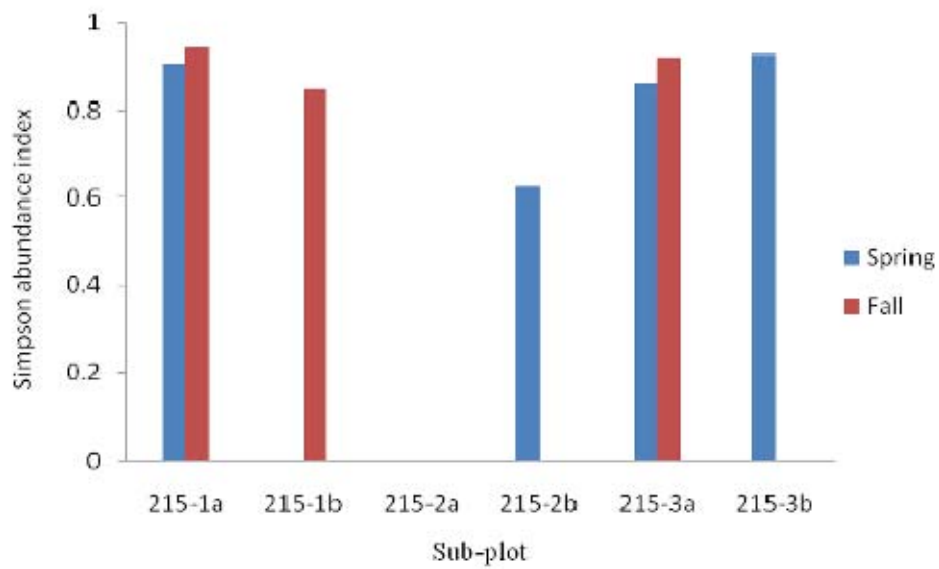
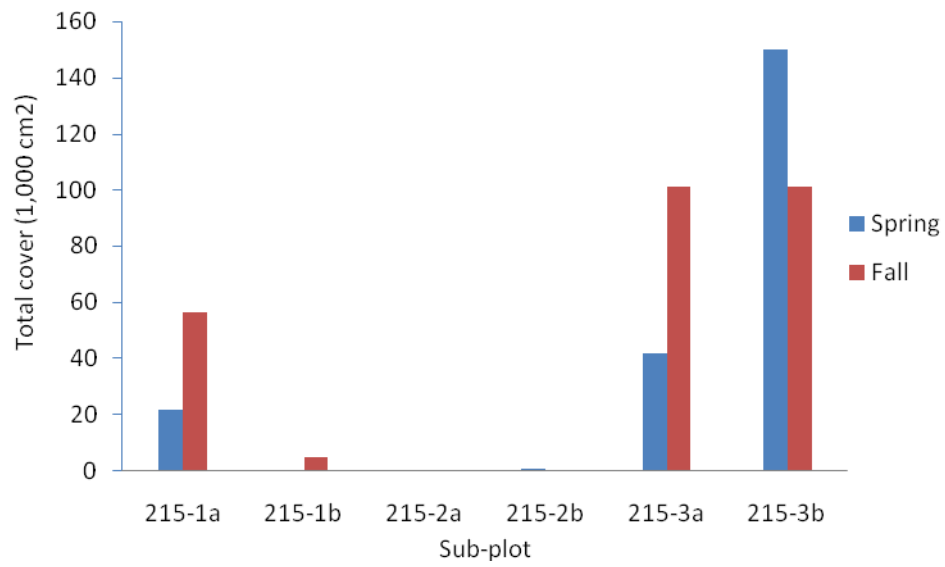


圖 3-12. 2010 年線截樣區 215 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化

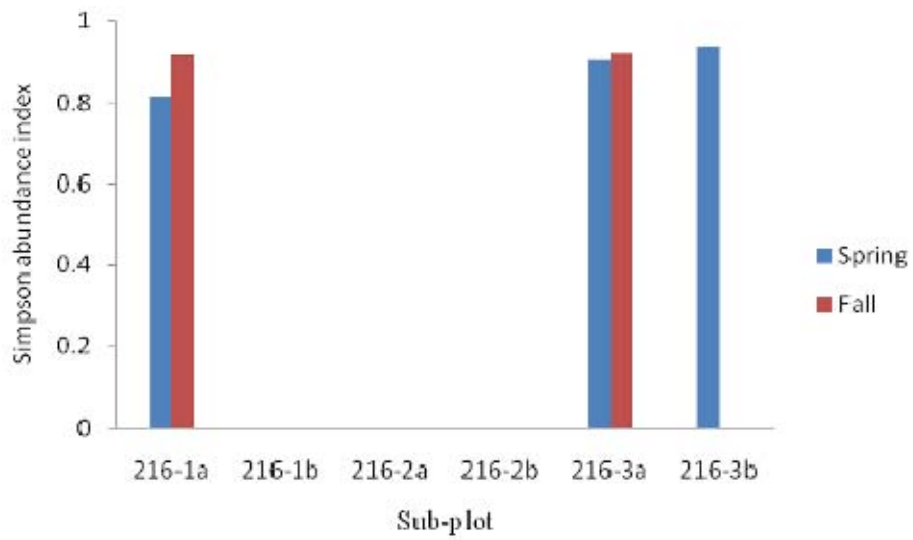
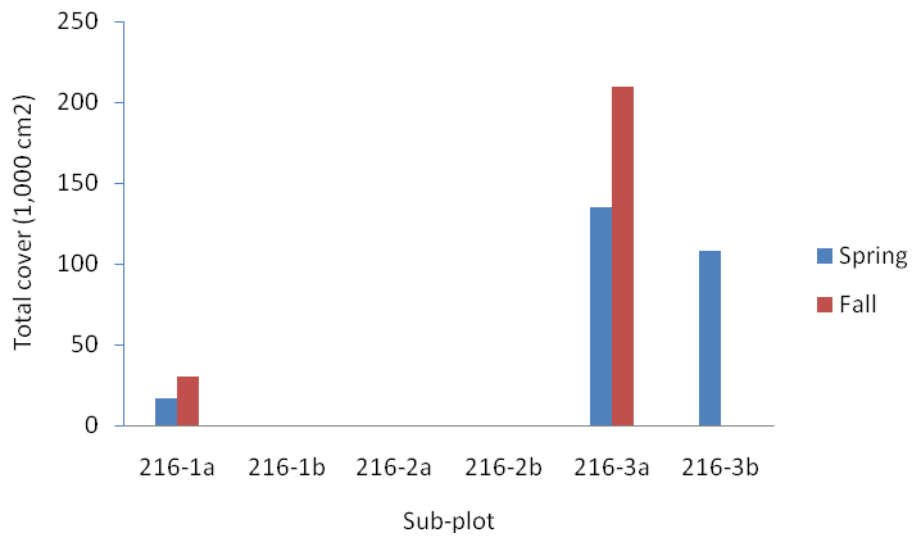


圖 3-13. 2010 年線截樣區 216 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化



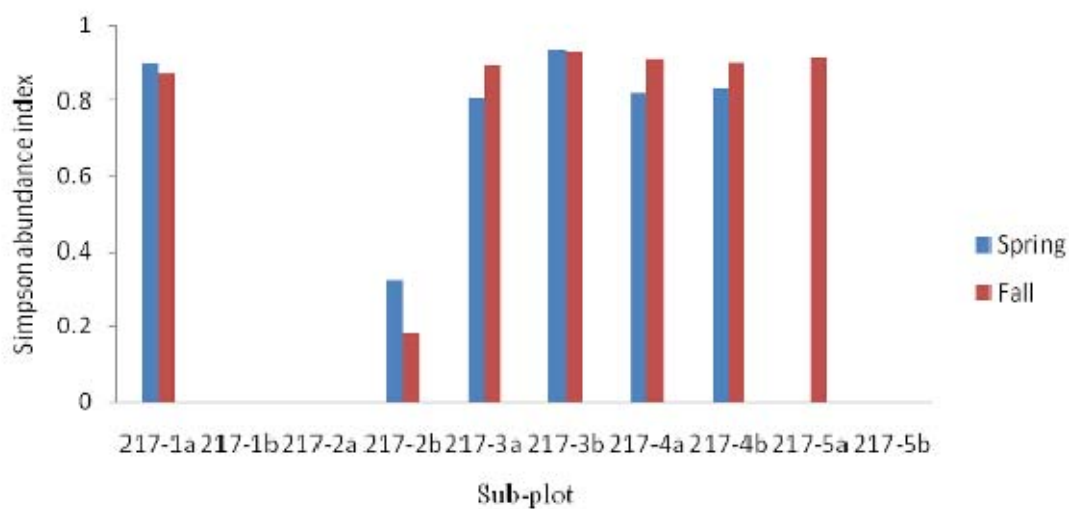
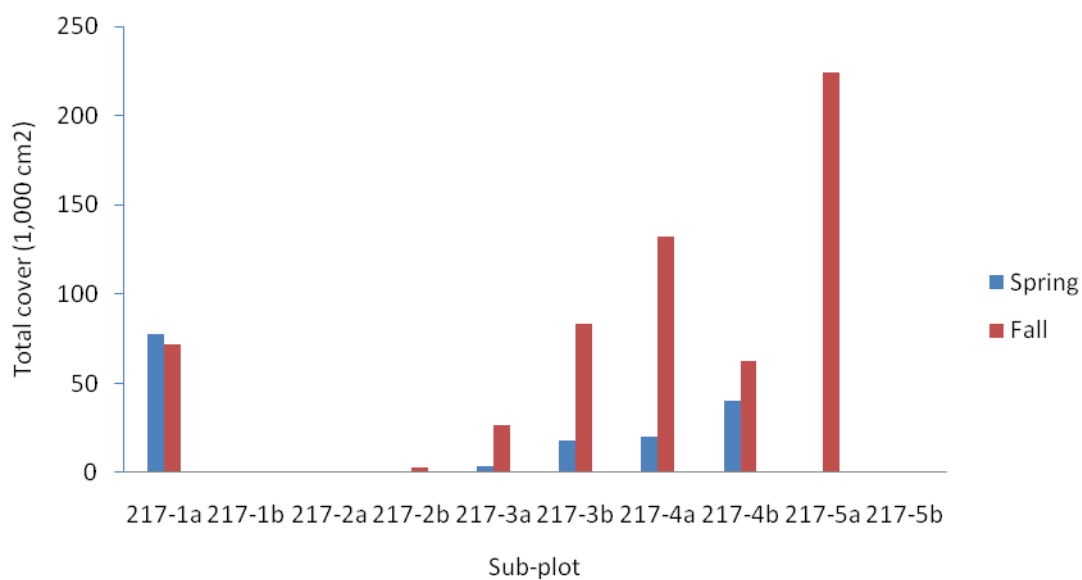


圖 3-14. 2010 年線截樣區 217 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化

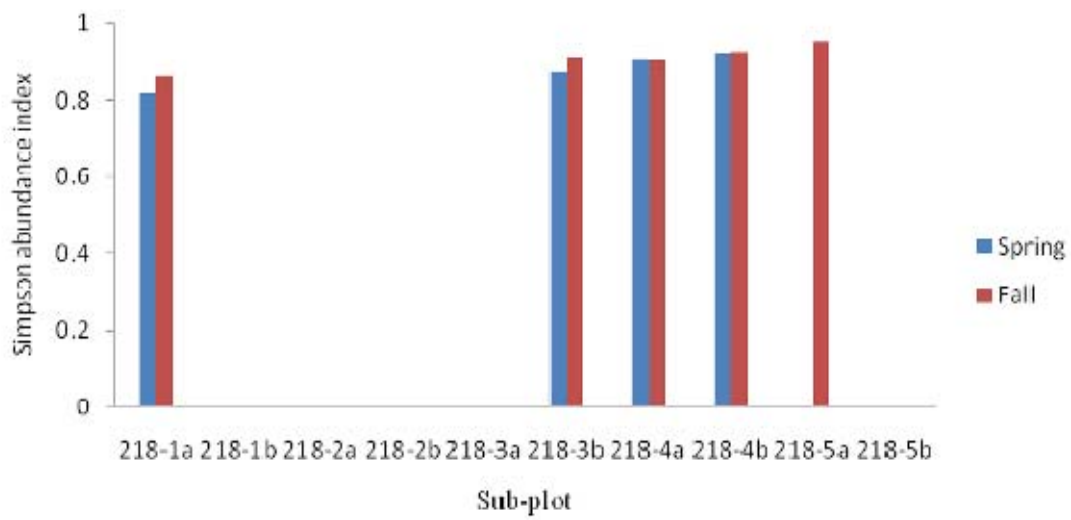
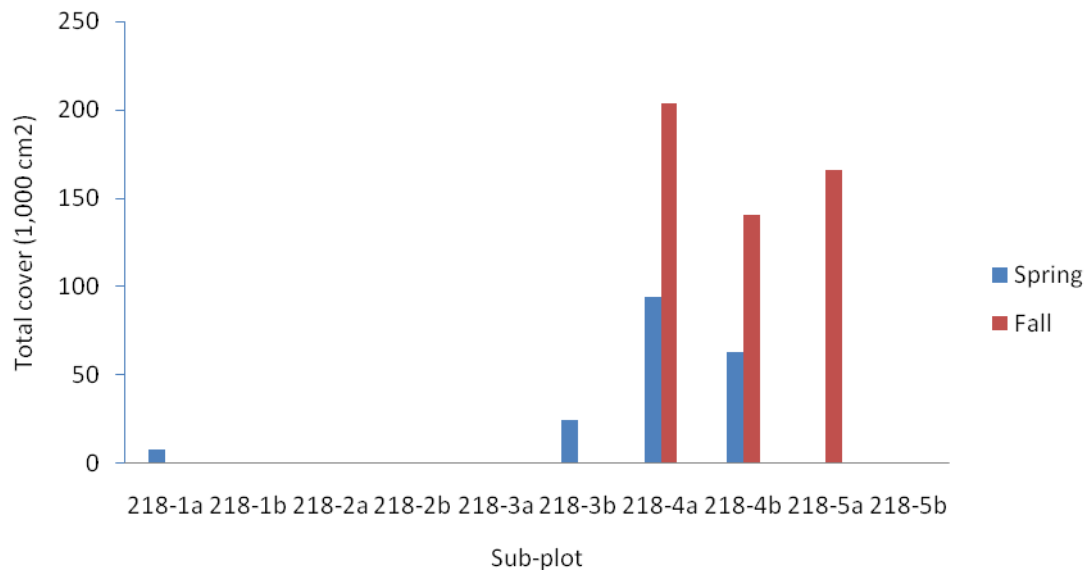
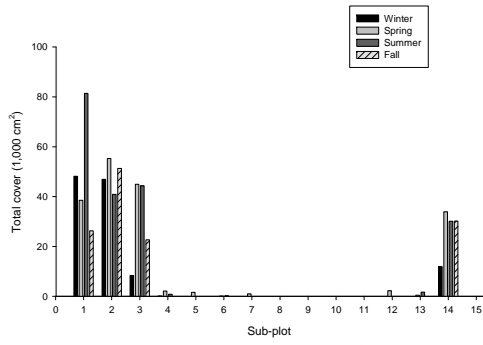
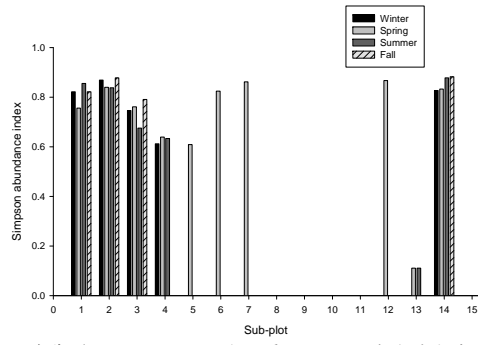


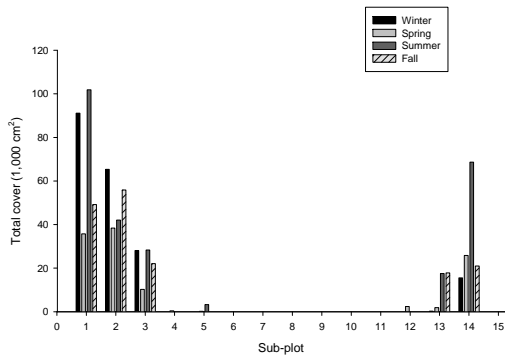
圖 3-15. 2010 年線截樣區 218 之地被層植物覆蓋度及 Simpson 豐富度指數變化



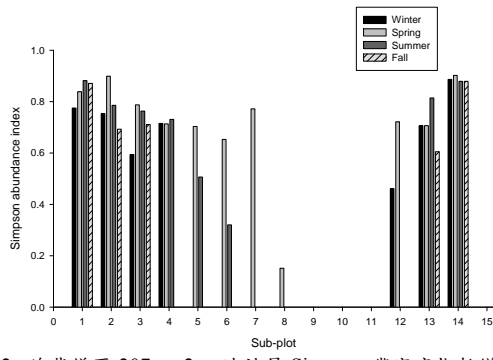
a1. 線截樣區 207-sp-1 之地被層植物覆蓋度變化



a2. 線截樣區 207-sp-1 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

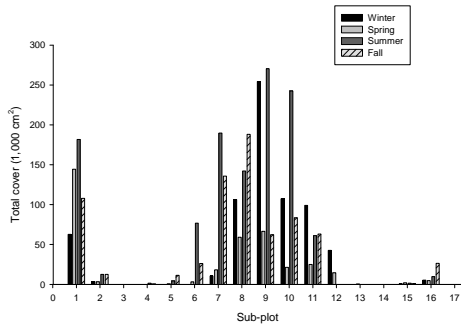


b1. 線截樣區 207-sp-2 之地被層植物覆蓋度變化

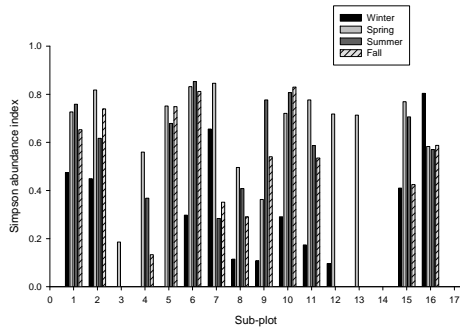


b2. 線截樣區 207-sp-2 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

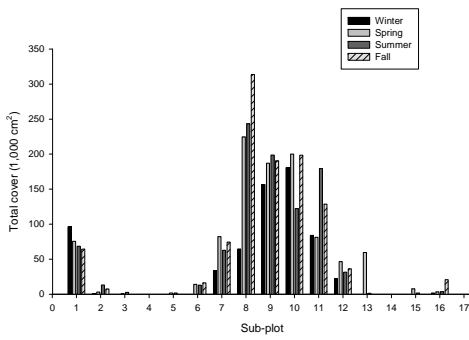
圖 3-16. 2009 年繁殖場測站(#5)線截樣區 207 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化



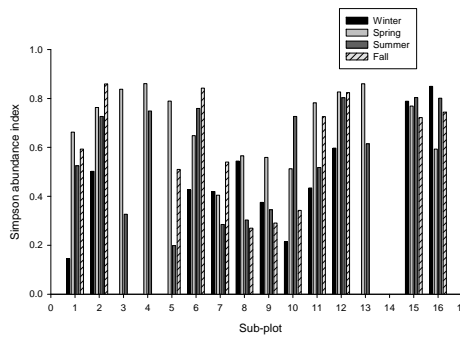
a1. 線截樣區 208-sp-1 之地被層植物覆蓋度變化



a2. 線截樣區 208-sp-1 之地被層 Simpson 豐富度指數變化



b1. 線截樣區 208-sp-2 之地被層植物覆蓋度變化



b2. 線截樣區 208-sp-2 之地被層 Simpson 豐富度指數變化

圖 3-17. 2009 年繁殖場測站(#5)線截樣區 208 之地被層植物覆蓋度變化及 Simpson 豐富度指數變化



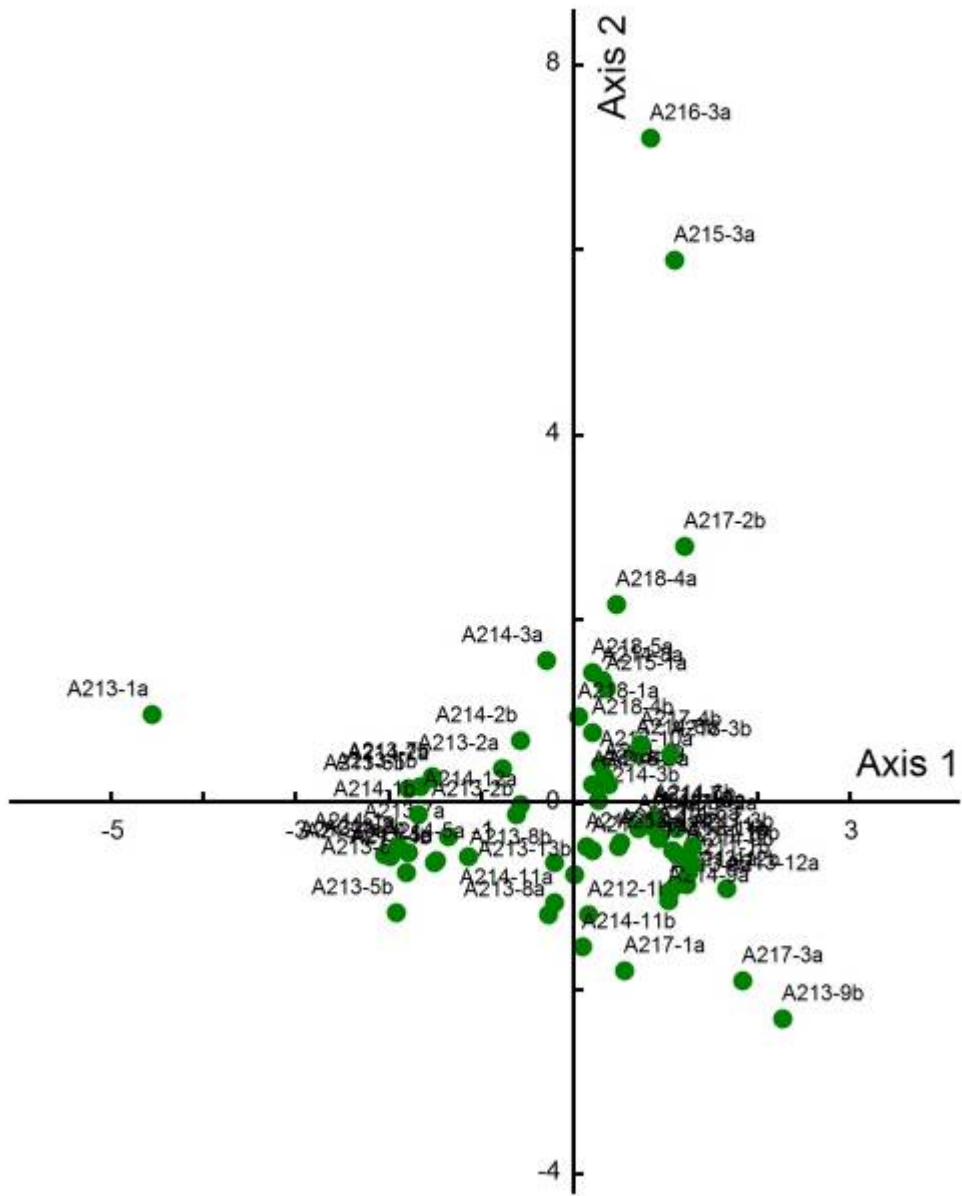


圖 3-19. 2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖

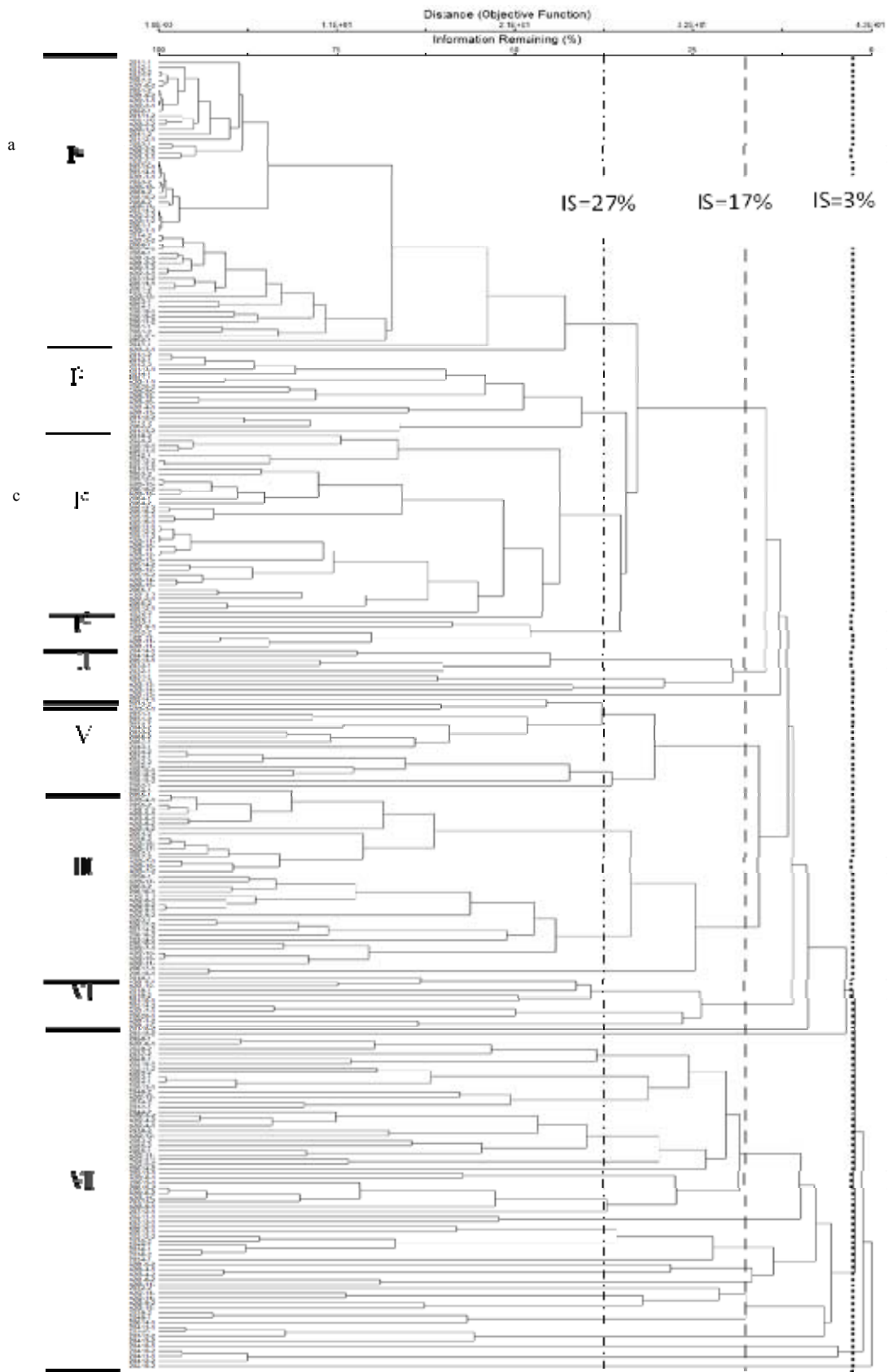


圖 3-20. 2008、2009 年春季之被層群團分析圖

註：2009 年的調查資料於樣區編號前加「n」以做區別；另 IS 為相似性指數(index of similarity)

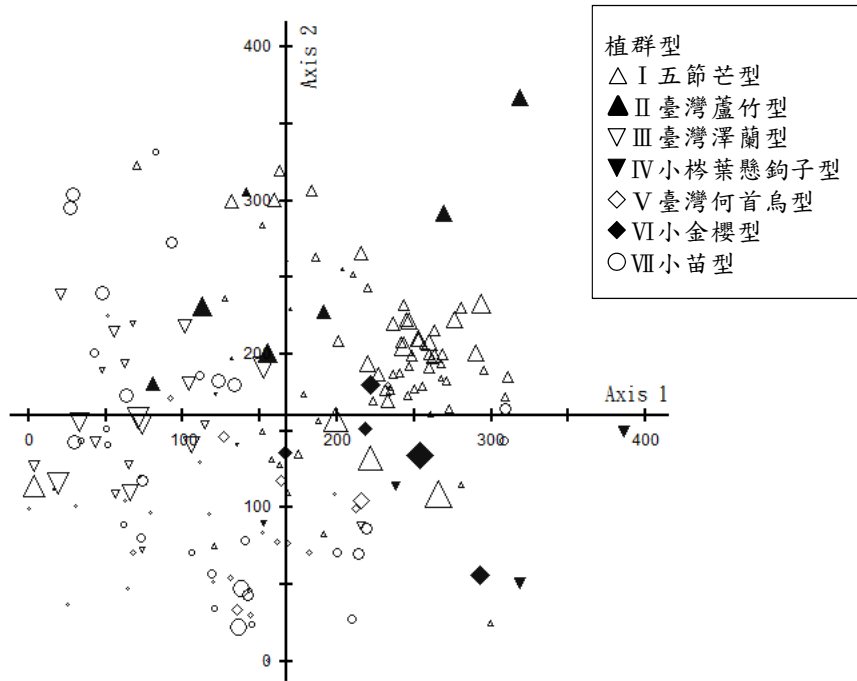


圖 3-21. 2008 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區之降趨對應分析的排序圖；圖示大小即表距溪水平距離(unit: m)

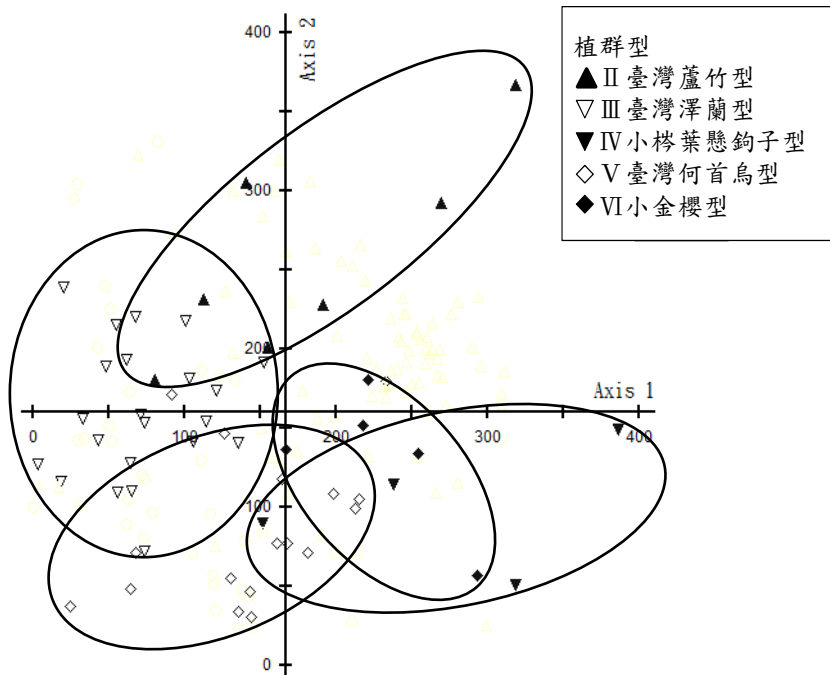


圖 3-22. 2008 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區降趨對應分析之排序圖，僅顯示 II-VI 型



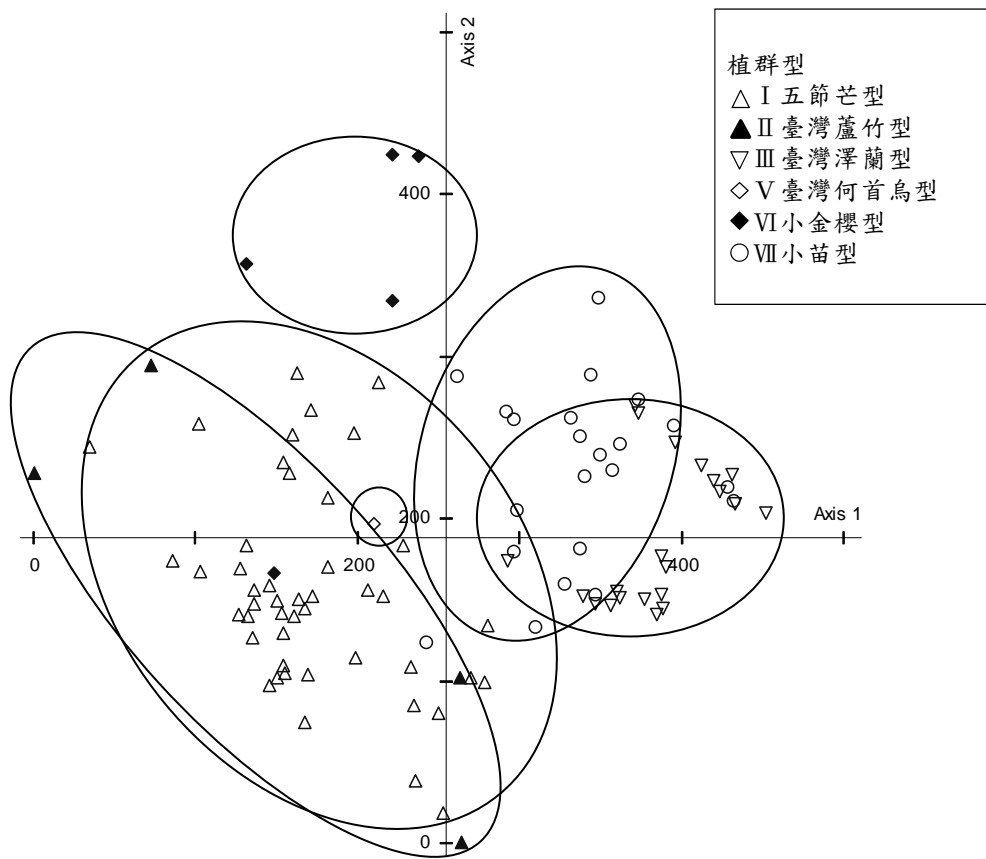


圖 3-23. 2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區降趨對應分析之排序圖

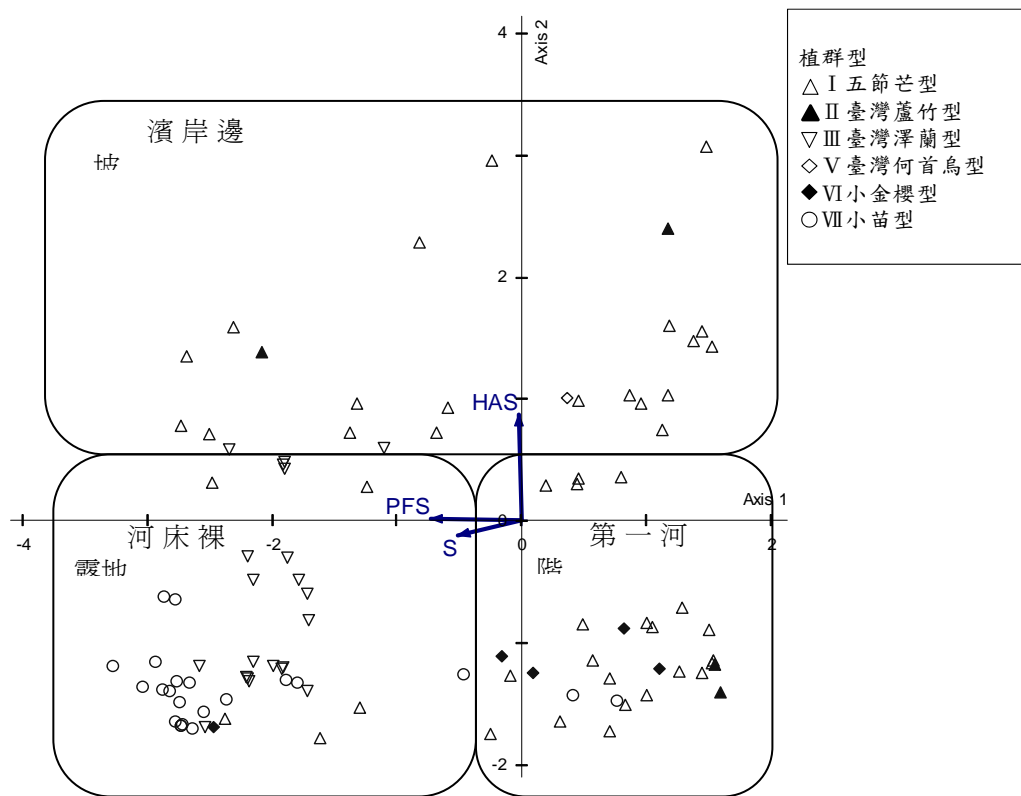


圖 3-24. 2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層小區典型對應分析之排序圖  
 註：S 為岩石裸露率、PFS 為相對光量、HAS 為距溪高度

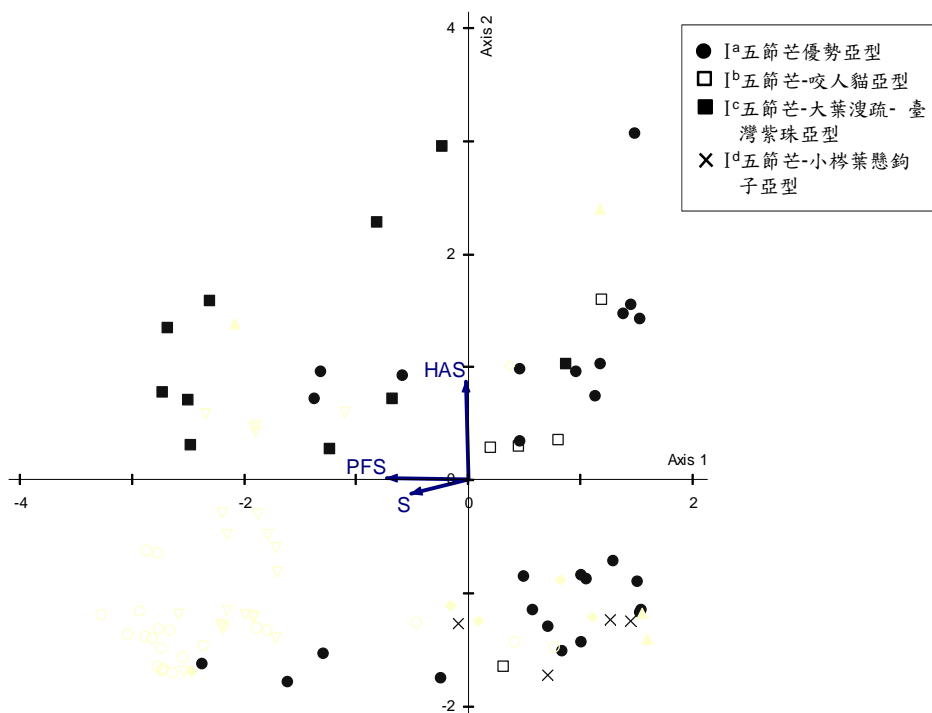


圖 3-25. 2009 年春季七家灣溪線截樣區地被層五節芒之四亞型小區典型對應分析之排序圖  
 註：S 為岩石裸露率、PFS 為相對光量、HAS 為距溪高度



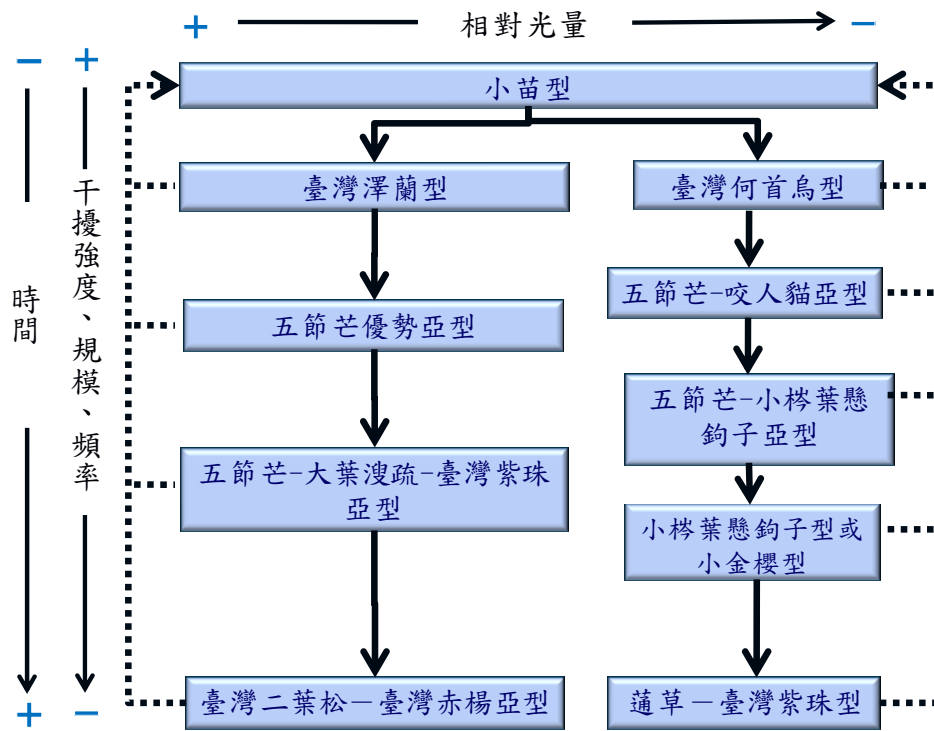


圖 3-27. 七家灣溪濱岸植群演替推估圖

## 附錄 1. 武陵地區七家灣溪濱岸植群調查之植物名錄

### 一、蕨類植物 PTERIDOPHYTE

1. EQUISETACEAE 木賊科
  - (1) *Equisetum ramosissimum* Desf. 木賊
2. DENNSTAEDTIACEAE 碗蕨科
  - (2) *Hypolepis punctata* (Thunb.) Mett. 姬蕨
  - (3) *Microlepia speluncae* (L.) Moore 熱帶鱗蓋蕨
  - (4) *Microlepia strigosa* (Thunb.) Presl 粗毛鱗蓋蕨
3. PTERIDACEAE 鳳尾蕨科
  - (5) *Pteris cretica* L. 大葉鳳尾蕨
4. ADIANTACEAE 鐵線蕨科
  - (6) *Coniogramme intermedia* Heiron. 華鳳了蕨
5. BLECHNACEAE 烏毛蕨科
  - (7) *Woodwardia unigemmata* (Makino) Nakai 頂芽狗脊蕨
6. DRYOPTERIDACEAE 鱗毛蕨科
  - (8) *Arachniodes rhomboides* (Wall. ex Mett.) Ching 斜方複葉耳蕨
  - (9) *Cyrtomium falcatum* (L. f.) C. Presl 全緣貫眾蕨
  - (10) *Dryopteris formosana* (H. Christ) C. Chr. 臺灣鱗毛蕨
  - (11) *Polystichum parvipinnulum* Tagawa 尖葉耳蕨
7. THELYPTERIDACEAE 金星蕨科
  - (12) *Cyclosorus acuminatus* (Houtt.) Nakai ex H. Ito 毛蕨
8. ATHYRIACEAE 蹄蓋蕨科
  - (13) *Athyrium oppositipinnum* Hayata 對生蹄蓋蕨
  - (14) *Athyrium pycnosorum* H. Christ 深山蹄蓋蕨
  - (15) *Diplazium dilatatum* Blume 廣葉鋸齒雙蓋蕨
9. POLYPODIACEAE 水龍骨科
  - (16) *Lepisorus obscure-venulosus* (Hayata) Ching 奧瓦韋
  - (17) *Lepisorus pseudo-ussuriensis* Tagawa 擬烏蘇里瓦韋
  - (18) *Lepisorus thunbergianus* (Kaulf.) Ching 瓦韋
  - (19) *Pyrrosia lingua* (Thunb.) Farw. 石韋
  - (20) *Pyrrosia polydactyla* (Hance) Ching 槭葉石韋

### 二、裸子植物 GYMNOSPERM

10. PINACEAE 松科
  - (21) *Pinus morrisonicola* Hayata 臺灣五葉松
  - (22) *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松
  - (23) *Pseudotsuga wilsoniana* Hayata 臺灣黃杉

### 三、被子植物 ANGIOSPERM

#### (一) 雙子葉植物 DICOTYLEDON

11. JUGLANDACEAE 胡桃科
  - (24) *Juglans cathayensis* Dode 臺灣胡桃

12. SALICACEAE 楊柳科  
 (25) *Salix fulvopubescens* Hayata 褐毛柳
13. BETULACEAE 樺木科  
 (26) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino 臺灣赤楊  
 (27) *Carpinus kawakamii* Hayata 川上氏鵝耳櫪
14. FAGACEAE 殼斗科  
 (28) *Cyclobalanopsis stenophylloides* (Hayata) Kudo & Masam. ex Kudo 狹葉櫪  
 (29) *Quercus tatakaensis* Tomiya 銳葉高山櫪
15. ULMACEAE 榆科  
 (30) *Celtis sinensis* Pers. 朴樹  
 (31) *Ulmus uyematsui* Hayata 阿里山榆
16. URTICACEAE 蕁麻科  
 (32) *Boehmeria densiflora* Hook. & Arn. 木苧麻  
 (33) *Boehmeria nivea* (L.) Gaudich var. *tenacissima* (Gaudich.) Miq 青苧麻  
 (34) *Debregeasia orientalis* C. J. Chen 水麻  
 (35) *Pilea angulata* (Bl.) Bl. 長柄冷水麻  
 (36) *Pilea aquarum* Dunn subsp. *brevicornuta* (Hayata) C. J. Chen 短角冷水麻  
 (37) *Pilea pumila* (L.) A. Gray 透莖冷水麻  
 (38) *Pilea rotundinucula* Hayata 圓果冷水麻  
 (39) *Urtica thunbergiana* Sieb. & Zucc. 咬人貓
17. POLYGONACEAE 蓼科  
 (40) *Polygonum chinense* L. 火炭母草  
 (41) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum* (Ohwi) Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏  
 (42) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖  
 (43) *Rumex crispus* L. var. *japonicus* (Houtt.) Makino 羊蹄
18. CARYOPHYLLACEAE 石竹科  
 (44) *Cucubalus baccifer* L. 狗筋蔓  
 (45) *Stellaria aquatica* (L.) Scop. 鵝兒腸  
 (46) *Stellaria media* (L.) Vill. 繁縷  
 (47) *Stellaria saxatilis* Buch.-Ham. 疏花繁縷
19. CHENOPODIACEAE 藜科  
 (48) *Chenopodium serotinum* L. 小葉灰藿
20. SCHISANDRACEAE 五味子科  
 (49) *Kadsura japonica* (L.) Dunal 南五味子  
 (50) *Schisandra arisanensis* Hayata 北五味子
21. LAURACEAE 樟科  
 (51) *Cinnamomum insulari-montanum* Hayata 山肉桂  
 (52) *Litsea cubeba* (Lour.) Persoon 山胡椒
22. RANUNCULACEAE 毛茛科  
 (53) *Anemone vitifolia* Buch.-Ham. ex DC. 小白頭翁  
 (54) *Clematis gouriana* Roxb. ex DC. subsp. *lishanensis* Yang & Huang 梨山小蓑衣藤

- (55) *Clematis grata* Wall. 串鼻龍  
 (56) *Clematis lasiandra* Maxim. 小木通
23. LARDIZABALACEAE 木通科  
 (57) *Akebia longeracemosa* Matsum. 五葉長穗木通
24. ARISTOLOCHACEAE 馬兜鈴科  
 (58) *Aristolochia kaempferi* Willd. 大葉馬兜鈴
25. ACTINIDIACEAE 獼猴桃科  
 (59) *Actinidia rubricaulis* Dunn 紅莖獼猴桃
26. FUMARIACEAE 紫堇科  
 (60) *Corydalis ophiocarpa* Hook. f. & Thoms. 彎果黃堇  
 (61) *Corydalis tashiroi* Makino 臺灣黃堇
27. CRUCIFERAE=BRASSICACEAE 十字花科  
 (62) *Cardamine impatiens* L. 水花菜  
 (63) *Cardamine hirsuta* L. var. *formosana* Hayata 臺灣碎米薺  
 (64) *Nasturtium officinale* R. Brown 豆瓣菜  
 (65) *Rorippa cantoniensis* (Lour.) Ohwi 廣東葶藶  
 (66) *Rorippa indica* (L.) Hiern 葶藶
28. SAXIFRAGACEAE 虎耳草科  
 (67) *Astilbe longicarpa* (Hayata) Hayata 落新婦  
 (68) *Deutzia pulchra* Vidal 大葉溲疏  
 (69) *Hydrangea aspera* D. Don 高山藤繡球
29. PITTOSPORACEAE 海桐科  
 (70) *Pittosporum illicioides* Makino 疏果海桐
30. ROSACEAE 薔薇科  
 (71) *Eriobotrya deflexa* (Hemsl.) Nakai f. *deflexa* 山枇杷  
 (72) *Prunus campanulata* Maxim. 山櫻花  
 (73) *Rosa cymosa* Tratt. 小果薔薇  
 (74) *Rosa pricei* Hayata 太魯閣薔薇  
 (75) *Rosa sambucina* Koidz. 山薔薇  
 (76) *Rosa taiwanensis* Nakai 小金櫻  
 (77) *Rosa transmorrisonensis* Hayata 高山薔薇  
 (78) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *croceacanthus* 虎婆刺  
 (79) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *glaber* Koidz. 薄瓣懸鉤子  
 (80) *Rubus formosensis* Ktze. 臺灣懸鉤子  
 (81) *Rubus lambertianus* Ser. ex DC. 高粱泡  
 (82) *Rubus mesogaeus* Focke 裡白懸鉤子  
 (83) *Rubus parviaraliifolius* Hayata 小椗葉懸鉤子  
 (84) *Rubus pungens* Camb. var. *oldhamii* (Miq.) Maxim. 毛刺懸鉤子  
 (85) *Rubus sumatranus* Miq. 腺萼懸鉤子  
 (86) *Spiraea prunifolia* Sieb. & Zucc. var. *pseudoprunifolia* (Hayata) Li 笑靨花
31. LEGUMINOSAE=FABACEAE 豆科  
 (87) *Desmodium sequax* Wall. 波葉山螞蝗  
 (88) *Lespedeza cuneata* (Dumont d. Cours.) G. Don. 鐵掃帚  
 (89) *Lespedeza thunbergii* (DC.) Nakai subsp. *formosa* (Vogel) H. Ohashi 毛胡枝子

- (90) *Trifolium repens* L. 白花三葉草  
 (91) *Hylodesmum podocarpum* (DC.) H. Ohashi & R. R. Mill subsp.  
*oxyphyllum* (DC.) H. Ohashi & R. R. Mill 小山蚂蝗
32. OXALIDACEAE 酢漿草科  
 (92) *Oxalis corniculata* L. 酢漿草
33. GERANIACEAE 牻牛兒苗科  
 (93) *Geranium robertianum* L. 漢紅魚腥草
34. RUTACEAE 芸香科  
 (94) *Tetradium glabrifolium* (Champ. ex Benth.) T. Hartley 賊仔樹
35. SIMAROUBACEAE 苦木科  
 (95) *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle var. *tanakai* (Hayata) Sasaki 臭椿
36. CORIARIACEAE 馬桑科  
 (96) *Coriaria japonica* A. Gray subsp. *intermedia* (Matsum.) Huang &  
 Huang 臺灣馬桑
37. ANACARDIACEAE 漆樹科  
 (97) *Rhus succedanea* L. 山漆
38. ACERACEAE 槭樹科  
 (98) *Acer kawakamii* Koidzumi 尖葉槭  
 (99) *Acer morrisonense* Hayata 臺灣紅榨槭  
 (100) *Acer serrulatum* Hayata 青楓
39. CELASTRACEAE 衛矛科  
 (101) *Celastrus kusanoi* Hayata 大葉南蛇藤  
 (102) *Celastrus punctatus* Thunb. 光果南蛇藤  
 (103) *Euonymus carnosus* Hemsl. 源一木
40. RHAMNACEAE 鼠李科  
 (104) *Rhamnus parvifolia* Bunge 小葉鼠李
41. VITACEAE 葡萄科  
 (105) *Ampelopsis brevipedunculata* (Maxim.) Traut. var. *hancei* (Planch.)  
 Rehder 漢氏山葡萄  
 (106) *Tetrastigma umbellatum* (Hemsl.) Nakai 臺灣崖爬藤
42. ELAEAGNACEAE 胡頹子科  
 (107) *Elaeagnus glabra* Thunb. 藤胡頹子
43. VIOLACEAE 堇菜科  
 (108) *Viola adenostrix* Hayata 喜岩堇菜
44. CUCURBITACEAE 葫蘆科  
 (109) *Gynostemma pentaphyllum* (Thunb.) Makino 絞股藍  
 (110) *Thladiantha nudiflora* Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽
45. ONAGRACEAE 柳葉菜科  
 (111) *Epilobium amurense* Hausskn. 黑龍江柳葉菜
46. ARALIACEAE 五加科  
 (112) *Aralia bipinnata* Blanco 裡白蔥木  
 (113) *Aralia decaisneana* Hance 鵲不踏  
 (114) *Fatsia polycarpa* Hayata 臺灣八角金盤  
 (115) *Tetrapanax papyriferus* (Hook.) K. Koch 蓮草
47. UMBELLIFERAE=APIACEAE 繖形科  
 (116) *Torilis japonica* (Houtt.) DC. 竊衣



48. OLEACEAE 木犀科  
 (117) *Ligustrum morrisonense* Kanehira & Sasaki 玉山女貞  
 (118) *Ligustrum sinense* Lour. ex Dence 小實女貞
49. ASCLEPIADACEAE 蘿藦科  
 (119) *Cynanchum boudieri* H. Lev. & Vaniot 薄葉牛皮消
50. RUBIACEAE 茜草科  
 (120) *Galium spurium* L. f. *vaillantii* (DC.) R. J. Moore 豬殃殃  
 (121) *Paederia cavaleriei* H. Lev. 毛雞屎藤  
 (122) *Paederia foetida* L. 雞屎藤  
 (123) *Rubia lanceolata* Hayata 金劍草
51. BORAGINACEAE 紫草科  
 (124) *Cynoglossum alpestre* Ohwi 高山倒提壺  
 (125) *Cynoglossum furcatum* Wallich 琉璃草
52. VERBENACEAE 馬鞭草科  
 (126) *Callicarpa formosana* Rolfe 臺灣紫珠  
 (127) *Clerodendrum trichotomum* Thunb. 海州常山
53. LABIATAE = LAMIACEAE 唇形科  
 (128) *Clinopodium gracile* (Benth.) Kuntze 光風輪  
 (129) *Clinopodium chinense* (Benth.) Kuntze 風輪菜  
 (130) *Mesona chinensis* Benth. 仙草  
 (131) *Salvia arisanensis* Hayata 阿里山紫花鼠尾草  
 (132) *Comanthosphace formosana* Ohwi 臺灣白木草
54. SOLANACEAE 茄科  
 (133) *Solanum nigrum* L. 龍葵  
 (134) *Solanum pseudocapsicum* L. 玉珊瑚  
 (135) *Solanum americanum* Miller 光果龍葵  
 (136) *Lycianthes biflora* (Lour.) Bitter 雙花龍葵
55. SCROPHULARIACEAE 玄參科  
 (137) *Ellisiophyllum pinnatum* (Wall. ex Benth.) Makino 海螺菊  
 (138) *Veronica persica* Poir. 阿拉伯婆婆納
56. CAPRIFOLIACEAE 忍冬科  
 (139) *Lonicera hypoglauca* Miq. 裡白忍冬  
 (140) *Sambucus chinensis* Lindl. 有骨消  
 (141) *Viburnum betulifolium* Batal. 樺葉英蒨  
 (142) *Viburnum urceolatum* Sieb. et Zucc. 臺灣高山英蒨
57. CAMPANULACEAE 桔梗科  
 (143) *Peracarpa carnosus* (Wall.) Hook. f. & Thomson 山桔梗
58. COMPOSITAE = ASTERACEAE 菊科  
 (144) *Artemisia capillaris* Thunb. 茵陳蒿  
 (145) *Artemisia indica* Willd. 艾  
 (146) *Aster taiwanensis* Kitam. 臺灣馬蘭  
 (147) *Aster ageratoides* Turcz. 山白蘭  
 (148) *Bidens pilosa* L. var. *minor* (Blume) Sherff 小白花鬼針  
 (149) *Cirsium arisanense* Kitam. 阿里山薊  
 (150) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬  
 (151) *Conyza sumatrensis* (Retz.) Walker 野苧蒿

- (152) *Crassocephalum rubens* (Juss. ex Jacq.) S. Moore 昭和草  
 (153) *Erigeron annuus* (L.) Pers. 白頂飛蓬  
 (154) *Eupatorium formosanum* Hayata 臺灣澤蘭  
 (155) *Farfugium japonicum* (L.) Kitam. 山菊  
 (156) *Gnaphalium hypoleucum* DC. 秋鼠麴草  
 (157) *Gnaphalium involucreatum* Forst. var. *ramosum* DC. 分枝鼠麴草  
 (158) *Gnaphalium luteoalbum* L. 絲綿草  
 (159) *Gnaphalium luteoalbum* L. subsp. *affine* (D. Don) Koster 鼠麴草  
 (160) *Petasites formosanus* Kitam. 臺灣款冬  
 (161) *Picris hieracioides* L. subsp. *morrisonensis* (Hayata) Kitam.  
 玉山毛蓮菜  
 (162) *Saussurea deltoidea* (DC.) C. B. Clarke 臺灣青木香  
 (163) *Senecio nemorensis* L. var. *dentatus* (Kitam.) H. Koyama 黃菀  
 (164) *Senecio scandens* Buch.-Ham. ex D. Don var. *scandens* 蔓黃菀  
 (165) *Senecio scandens* Buch.-Ham. ex D. Don. var. *incisus* Franch.  
 裂葉蔓黃菀  
 (166) *Senecio vulgaris* L. 歐洲黃菀  
 (167) *Senecio crataegifolius* Hayata 小蔓黃菀  
 (168) *Sonchus oleraceus* L. 苦蕒菜  
 (169) *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers 西洋蒲公英  
 (170) *Youngia japonica* (L.) DC. 黃鵪菜  
 (171) *Ixeridium laevigatum* (Blume) J. H. Pak & Kawano 刀傷草  
 (172) *Pterocypsela indica* (L.) C. Shih 鵝仔草

## (二) 單子葉植物 MONOCOTYLEDON

### 59. LILIACEAE 百合科

- (173) *Aletris formosana* (Hayata) Sasaki 臺灣粉條兒菜  
 (174) *Asparagus cochinchinensis* (Lour.) Merr. 天門冬  
 (175) *Liriope spicata* (Thunb.) Lour. 麥門冬

### 60. DIOSCOREACEAE 薯蕷科

- (176) *Dioscorea collettii* Hook. f. 華南薯蕷

### 61. SMILACACEAE 菝葜科

- (177) *Smilax riparia* A. DC. 烏蘇里山馬薯

### 62. CYPERACEAE 莎草科

- (178) *Carex baccans* Nees 紅果薹  
 (179) *Carex breviculmis* R. Br. 短莖宿柱薹  
 (180) *Carex brunnea* Thunb. 莎草  
 (181) *Scirpus ternatanus* Reinw. ex Miq. 大莞草

### 63. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

- (182) *Arundo formosana* Hack. 臺灣蘆竹  
 (183) *Bromus catharticus* Vahl 大扁雀麥  
 (184) *Eleusine coracana* (L.) Gaertn. 稈子  
 (185) *Lolium perenne* L. 黑麥草  
 (186) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.  
 五節芒  
 (187) *Miscanthus sinensis* Andersson 芒

- (188) *Poa annua* L. 早熟禾  
(189) *Polypogon fugax* Nees ex Steud. 棒頭草  
64. ARACEAE 天南星科  
(190) *Arisaema consanguineum* Schott 長行天南星

附錄 2. 武陵地區七家灣溪一號壩調查之植物名錄各分類群統計表

類別	科數	屬數	種數(含以下分類群)
蕨類植物	9	15	20
裸子植物	1	2	3
被子植物	54	118	167
雙子葉植物	48	103	149
單子葉植物	6	15	18
總計	64	135	190

## 第四章 七家灣溪濱岸兩生及爬蟲類種類及數量調查

吳聲海、張文宏、蔡慧珊、林奕甫、蔡俊興、鍾朝仁、陳帝溶、盧宜岑、楊茵洳

蘇珊慧、洪敏瑜、賴志偉、張承雅、王思懿、陳穎萱、張馨方

國立中興大學生命科學系

### 摘要

關鍵字：兩生類、爬行類、水生非昆蟲無脊椎動物、濱岸

#### 一、研究緣起

七家灣溪及其支流高山溪流域是已知櫻花鉤吻鮭僅存的棲息地，早期為保護德基水庫上游水土保持工作，共築有十座攔砂壩，另有副壩與破壩。壩體可能造成阻隔，故許多保育人士主張拆壩，以提供櫻花鉤吻鮭各溪段的族群可自由交流及洄游。本研究為七家灣溪一號壩拆壩工程之先期計畫，監測一號攔砂壩改善前後的生態環境變化，建立先期背景資料；並延續2005~2008年武陵長期生態監測研究與模式建構（WLTERM）的研究，再度調查監測，比較拆壩後對濱岸陸域生態系的兩生爬行動物與對水域非昆蟲無脊椎動物的影響。

#### 二、研究方法及過程

測站為與武陵長期生態監測研究與模式建構（WLTERM）計畫相通之共同測站，並於一號壩上下游各增設一站，共為八個測站：桃山西溪（#2）、二號壩（#3）、觀魚台（#4）、一號壩上游（#12）、一號壩下游（#13）、繁殖場（#5）、高山溪（#8）、及有勝溪（#9）。每一測站於50 m內設3條測線，日間進行環境因子測量、蝌蚪與水生非昆蟲無脊椎動物調查；夜間進行青蛙調查。於日間及夜間調查時，在各測站沿岸搜尋爬蟲類。

#### 三、重要發現

在七家灣溪流域的蛙類有梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙等3種，均為典型溪流生植物種。2005年以後，數次在十月及次年四月間的大雨對蝌蚪數量造成較大的衝擊。2008年生殖季節時，梭德氏赤蛙數目在七家灣溪、高山溪和有勝溪減少。盤古蟾蜍在2007及2008年的數目也少於前三年的調查。而蝌蚪密度受水文環境影響明顯，將會是重要的監測生物類群。五年來在武陵地區共發現爬蟲類13種（蛇類11種、蜥蜴2種），所有爬蟲類的出現記錄均集中在四月至十月。蛇類之多樣性明顯較蜥蜴類高。水生非昆蟲無脊椎動物部份，2004年的調查顯示軟體動物與扁形動物在各測站均是數量最多的動物；在2006年，環節動物和節肢動物的水螅數量較多，動物類群的數目少於2004年。

- (一)、2010年兩生類成蛙調查在八個測站蛙共捕捉319隻個體，種類由多至少分別為梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙與莫氏樹蛙。梭德氏赤蛙數量於十月最高，盤古蟾蜍則是八月最多。七家灣溪流各測站之成蛙生物量差異顯示在一號壩上游所有測站(#2、#3、#4、#12)之生物量顯著低於一號壩下游所有測站(#13、#5、#8、#9)。全年皆有捕獲梭德氏赤蛙之蝌蚪，二月有最高的數量及最小的發育期數，顯示為度冬後之蝌蚪。盤古蟾蜍蝌蚪則在四月至八月發現。梭德氏赤蛙蝌蚪數量以二月觀魚台測站(#4)最多，盤古蟾蜍則為九月的有勝溪測站(#9)。斯文豪氏赤蛙蝌蚪於十月時在繁殖場測站(#5)捕獲1隻，為2004年七家灣溪兩生類調查起始以來的第二筆紀錄。
- (二)、爬行類動物在2010年發現4種蛇，數量由多至少為高砂蛇(*Euprepiophis mandarina*)、紅斑蛇(*Dinodon rufozonatum*)、紅竹蛇(*Oreocryptophis porphyracea*)、與臭青公(*Elaphe carinata*)，總共7隻。截至2010年底，武陵地區總共記錄105筆蛇類資料，以紅斑蛇數量最多，占蛇類組成百分比的74.29%。
- (三)、水生非昆蟲無脊椎動物部份，本年共採集到9種，分屬節肢動物門、蛛形綱的水蠅與水蜘蛛、倍足綱的馬陸、甲殼綱的等足目與端足目，及扁形動物門的渦蟲與軟體動物門的錐實螺、囊螺與扁蝸，其中以水蠅所佔比例最大，其數量最多的測站為有勝溪測站(#9)。比較三次(2004年、2006年與本年)調查，水生非昆蟲無脊椎動物的種類與數量的年變化呈現隨雨季接近而增高，待雨季後種類及數量皆驟減的變動方式。

#### 四、主要建議事項

水蠅歷年來一直是本地區優勢且穩定出現的水生非昆蟲無脊椎動物。其多樣性及數量在台灣溪流豐富，單在武陵地區七家灣溪流就有11種尚未被鑑定的新種，值得進行持續、深入且具系統性的分類與生態研究。

時程：近期，負責單位：雪霸國家公園管理處

## 一、前言

七家灣溪及其支流高山溪流域是已知櫻花鉤吻鮭僅存的棲息地，早期為保護德基水庫上游水土保持工作，共築有十座攔砂壩，另有副壩與破壩。壩體可能造成阻隔，故許多保育人士主張拆壩，以提供櫻花鉤吻鮭各溪段的族群可自由交流及洄游。本研究為七家灣溪一號壩拆壩工程之先期計畫，監測一號攔砂壩改善前後的生態環境變化，建立先期背景資料；並延續 2005~2008 年武陵長期生態監測研究與模式建構 (WLTERM) 的研究，再度調查監測，比較拆壩後對濱岸陸域生態系的兩生爬行動物與對水域非昆蟲無脊椎動物的影響。

### (一) 兩生類

七家灣溪流域的蛙類有梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙等三種，均為典型溪流生物種。2004-2008 的調查中，十月梭德氏赤蛙最多，盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙則較常出現於四月及七月。梭德氏赤蛙蝌蚪在一月為渡冬後正待成長的蝌蚪，四月起在七家灣溪各站都出現即將變態個體。四月及七月在溪流有大量盤古蟾蜍蝌蚪；四月多為剛孵化個體，七月則為發育期數較後期的大型個體。一、二月溪流中的盤古蟾蜍蝌蚪期數也較後期，應為渡冬後的蝌蚪。斯文豪氏赤蛙蝌蚪數量稀少，在五年的調查中僅撈獲 1 隻蝌蚪。

2006-2008 年兩生類的數量及密度都顯著比 2004-2005 年低。此外，梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍五年雄性體型逐漸增加。一個可能是這兩種雄性個體進入生殖族群的數量變少，使生殖個體都是年齡較大且體型較大的。另一可能是所有個體的生長速度增加造成體型較大（可能因為溫度變暖）。

2002 及 2003 年的少雨，不但造成七家灣溪水少，藻類增多，就連水中的渦蟲及蚯蚓數目都極高。2004 年雨量增加，但未影響蝌蚪數目。但從 2005 年以後，數次在十月及次年四月間的大雨對蝌蚪數量造成較大的衝擊。2008 年生殖季節時，梭德氏赤蛙數目在七家灣溪、高山溪和有勝溪減少。盤古蟾蜍在 2007 及 2008 年的數目也少於前三年的調查。以數量最多的梭德氏赤蛙來看五年來的情況：在 2004 年，蝌蚪的生長從二月到六月，到六月還可捕獲很多蝌蚪。但從 2005 年起，四月以後幾乎沒有梭德氏赤蛙的蝌蚪。各年春季出現的巨大水量，可能是造成近年梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍數量減少的主要原因。一號壩拆除工程，勢必將改變該溪段之水文型態，而蝌蚪密度受水

文環境影響明顯，將會是重要的監測生物類群。

## (二) 爬蟲類

自 2004-2008 年，五年來在武陵地區共發現爬蟲類十三種（蛇類 11 種、蜥蜴 2 種），所有爬蟲類的出現記錄均集中在四月至十月。蛇類之多樣性明顯較蜥蜴類高，數量也明顯多於蜥蜴類，其中紅斑蛇是數量最多的蛇種，紅斑蛇喜好出沒於溪岸，為七家灣溪濱岸地區最常發現之爬蟲類。

## (三) 水生非昆蟲無脊椎動物

2004 年和 2006 年分別執行過非昆蟲無脊椎動物的調查。在 2004 年，軟體動物、扁形動物、在各測站均是數量最多的動物；在 2006 年，環節動物和節肢動物的水螅數量較多，動物類群的數目也是少於 2004 年。這些動物雖然在生物量和種類數目都比不上水生昆蟲，但是多樣性的變遷也仍然反應了溪流環境的改變。



## 二、材料與方法

本年度計畫採樣頻率為二月、四月、六月、十月及夏天颱風侵襲後共五次。測站選定「武陵地區生態系長期監測與研究 (WLTERM)」計畫之永久樣站，並於一號壩上下游各增設一個測站，因此總共設置八個測站，包括桃山西溪 (#2)、二號壩 (#3)、觀魚臺 (#4)、一號壩上游 (#12)、一號壩下游 (#13)、繁殖場 (#5)、高山溪 (#8)、及有勝溪 (#9)。

### (一) 兩生類

每一測站於 50 m 內設 3 條測線，日間於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上兩端距岸邊 1 m 處及溪水面中央測量三組環境因子，包括水深、流速、水溫、覆蓋度，取平均值代表該測線之環境因子數值。

生物量之調查分為蝌蚪與蛙類兩個項目。蝌蚪於日間調查：每一測站以測量棲地因子相同的測線為穿越線，在線內撈取蝌蚪。每條穿越線為 1 m 寬，以 D 型水撈網 (BioQuip DR7412D；網框寬 32 cm，網目 20\*24 mesh (150 mm))，撈取一趟蝌蚪，將此密度 (蝌蚪隻數/1m\*溪寬) 乘以 1.451 後即可與 2004-2008 年之監測資料比較。蝌蚪於採集後先浸於 chloretone 麻醉，計算數目、記錄種類，依測線分別裝瓶，再以 10% 福馬林溶液固定。蝌蚪攜回實驗室後鑑定發育期數 (Gosner, 1960)，測量體長，並利用 2004 年實驗所得之最佳公式，由體長估計體重。

夜間的青蛙調查，於每一測站 50 m 長的溪段，在夜間青蛙活動時段，沿一岸溪畔以手電筒搜尋並徒手捕捉所有發現之青蛙，搜尋趟數為一次，搜尋範圍為離水 5 m 之內。單位面積隻數乘以 3.785 後即可與 2004-2008 年之資料比較。捕捉到之青蛙分辨種類並記錄性別、體長後於原溪段放回。

### (二) 爬行類

於日間及夜間調查時，於各測站沿岸搜尋爬蟲類。所發現的個體，均記錄種類、性別、生殖狀況、體溫、體長、體重等動物生理狀況，另以衛星定位儀定位，並測量氣溫、底質溫度，記錄週圍環境因子 (底質種類、植被類型等)，注射晶片後釋放。

### (三) 水生非昆蟲無脊椎動物

每一測站於 50 m 內設 3 條測線；於每條測線各設兩個採集點，分別為左岸離岸一公尺處與測線正中央處。每一採集點固定採集  $0.5 \times 0.5 \text{ m}^2$  之底面積，使用 D 型水生採集網 (BioQuip DR7412D；網框寬 32 cm，網目 20×24 mesh (150 mm))，攪動底層一趟，採集所有的生物。採集後測量每一點的流速、水深、水溫、酸鹼度、導電度、溶氧、底石分布 ( $1 \times 1 \text{ m}^2$ ，每隔 50 cm 一數值，共九個數值) 等共七個數值為該點之環境因子，並定義棲地類型。渦蟲挑出以 Steinmann's fluid (一份水、一份濃硝酸、一份溶於飽和氯化汞水溶液之 5% 氯化鈉) 殺死

後固定於加入甘油的 80%酒精 (Ball & Sluys, 1990)；蚯蚓以福馬林固定；非渦蟲與蚯蚓的其他生物，將其過濾後放入 70%酒精保存。回實驗室後將樣本挑出，分成水生昆蟲與非昆蟲兩大類，再鑑定種類與計數。

### 三、結果

#### (一) 兩生類

2010 年全年五次採樣各測站之各項環境因子敘述性統計資料見表 1。

七家灣溪流域蛙組成以梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙三種典型溪流型生植物種為主。本年度八個測站蛙類總共捕捉 319 隻個體，捕獲量由多至少分別為梭德氏赤蛙 199 隻、盤古蟾蜍 105 隻、斯文豪氏赤蛙 6 隻與莫氏樹蛙 1 隻（莫氏樹蛙僅於十月份捕獲 1 隻，後文不另詳述）。本年度梭德氏赤蛙於八月、十月進入溪流環境求偶與生殖，發現數目較多（八月 85 隻；十月 91 隻），捕獲之個體多數為雄性（雌雄比分別為八月 1:11；十月 1:10.4）。顯示八月到十月為蛙類活動高峰期（圖 4-1 a）。盤古蟾蜍於二月到十月皆可發現，數量由二月漸增，至八月發現最多（48 隻），而八月多數為剛變態上岸的小蛙（42 隻）（表 4-2）。斯文豪氏赤蛙在四月到十月皆有捕獲，且數量隨月份遞增（圖 4-1 a）。各測站蛙類生物量如表 3-3，一號壩上游（#12）全年生物量顯著比一號壩下游（#13）低，以一號壩為界，一號壩上游所有測站（#2、#3、#4、#12）生物量，顯著低於一號壩下游（#13、#5、#8、#9）所有測站生物量（圖 3-2）。

梭德氏赤蛙蝌蚪全年均可捕獲（圖 4-1 b），捕獲數量由二月 91 隻漸降至八月 14 隻。其中，二月捕獲的蝌蚪多數期數未超過 30 期（圖 4-3），由蝌蚪體長月份成長變化推估（圖 4-4），為度冬後待成長的蝌蚪。由蝌蚪期數分布可知二月到八月之間，蝌蚪逐漸長大、變態而離開水域；十月蝌蚪數量增加為 30 隻，皆為小期數個體（25-29 期），且剛孵化個體（25 期）佔多數，可知繁殖季已為樣站補充新生個體（圖 4-3）。盤古蟾蜍蝌蚪在四到八月可捕獲（圖 4-1 b）。其中，四月皆為小期數蝌蚪（26-28 期）（圖 4-3），為剛孵化個體，有勝溪測站（#9）發現最多（92 隻）；六月數量最多，共 181 隻，從小期數到大期數都有（26-40 期），各測站中亦為有勝溪測站（#9）最多，共 166 隻（表 4-4）；八月蝌蚪數量較少，僅有 5 隻，但期數皆較大。斯文豪氏赤蛙蝌蚪於十月時在繁殖場測站（#5）捕獲 1 隻，為調查起始（2004 年 2 月）以來第二筆紀錄（表 4-4）。

#### (二) 爬行類

2010 年發現 4 種蛇，數量由多至少為高砂蛇（*Euprepiophis mandarina*）3 隻、紅斑蛇（*Dinodon rufozonatum*）2 隻、紅竹蛇（*Oreocryptophis porphyracea*）1 隻、臭青公（*Elaphe carinata*）1 隻，總共 7 隻個體。於六月夜間調查期間，在武陵路 4.5 公里處捕捉到 1 隻公的紅竹蛇，吻肛長 72cm，體重 136g。於八月夜間調查期間，在繁殖場測站（#5）及有勝溪測站（#9）各捕捉到 1 隻紅斑蛇，性別分別為幼體與雄性成體，吻肛長分別為 33cm 及 66.8cm，體重則為 12g 及 120g。在武陵茶莊門口，捕捉到 1 隻高砂蛇雌性成體，吻肛長 75.5cm，體重 138g。另在萬壽橋下目擊 1 隻臭青公。於十一月調查期間，在接近楓林小徑步道口目擊 2 隻高砂蛇幼蛇。

截至 2010 年，武陵地區總共記錄 105 筆蛇類資料，共計有台灣標蛇（*Achalinus formosanus*）、標蛇（*Achalinus niger*）、紅斑蛇（*Dinodon rufozonatum*）、臭青公（*Elaphe*

*carinata*)、高砂蛇 (*Euprepiophis mandarina*)、赤腹松柏根 (*Oligodon ornatus*)、紅竹蛇 (*Oreocryptophis porphyracea*)、錦蛇 (*Orthriophis taeniura*)、過山刀 (*Ptyas dhumnades*)、史丹吉氏斜鱗蛇 (*Pseudoxendon stejnegeri*)、台灣赤煉蛇 (*Rhabdophis tigrinus*)、阿里山龜殼花 (*Ovophis monticola*) 等 12 種，以紅斑蛇數量最多，占蛇類組成百分比的 74.29% (圖 4-5)。

### (三) 水生非昆蟲無脊椎動物

2010 年全年五次採樣各測站之各環境因子的敘述性統計資料見表 3-5，全年各環境因子波動情形見圖 3-9。10 月桃山西溪流速變低，有勝溪不變，其他測站則升高，各測站溶氧量則皆在 10 月降至最低點。

本年共採集到九種非昆蟲水生無脊椎動物，分屬節肢動物門、蛛形綱的水蠅與水蜘蛛、倍足綱的馬陸、甲殼綱的等足目與端足目，及扁形動物門的渦蟲與軟體動物門的錐實螺、囊螺與扁蝸 (表 4-6)。九種中，以水蠅所佔比例最大 (圖 4-10)，全年 240 次採樣中，有 130 次有採集到水蠅；本年前四次採樣，除了高山溪測站 (#8) 在 2 月及 4 月沒有採集到任何水蠅外，其餘各站皆有水蠅出現的記錄。數量最多的測站為有勝溪測站 (#9)，在 4 月有 163 隻。然而 10 月的採集，只在桃山西溪測站 (#2) 與一號壩上測站 (#12) 分別採集到 4 隻與 1 隻。種類最多的月份是 4 月，10 月的採集在種類與數量與前四次相較皆明顯變少 (表 4-6)。

與 2004 年及 2006 年的調查結果相較，本年的種類與數量都有減少 (圖 4-11、圖 4-12)。2004 年有最多的種類及數量，單一測站數量最高是 2006 年 2 月在繁殖場測站，該點採集到 1589 隻絲蚯蚓 (盧等，2004)，種類最多是 2004 年 2 月及 4 月的有勝溪測站，有 9 種 (林等，2006)。本年的單一測站最高種類則是 3 種，10 月則只有 3 個測站有採集到動物 (表 4-6)。三年調查呈現的年變化是雨季來臨前數量最高，雨季後種類及數量驟減的變動方式 (圖 4-11、圖 4-12)。

水蠅為七家灣溪地區優勢且穩定出現的水生非昆蟲無脊椎動物。觀察其三年調查數量的變動，2004 年數量最高 (圖 4-13)，單一測站最高數量出現在該年的 11 月，在桃山西溪測站與一號壩測站皆採集到 341 隻 (盧等，2004)。比較 2004 年與本年各測站水蠅的單位面積隻數，可觀察到其密度亦在雨季後下降 (圖 4-14)。

#### 四、討論

本年度，為了解七家灣溪一號壩拆除對濱岸陸域生態系的影響，增設了一號壩上游(#12)及一號壩下游(#13)兩個測站。而目前進入第七年的兩生類長期監測研究中，本年度八測站歷年資料的比較，蛙與蝌蚪的平均密度(隻/m<sup>2</sup>)，都以有勝溪明顯高於七家灣溪(圖 4-6)。有勝溪與其他測站相比，前者水溫高、流速慢、水較淺，流速平緩的溪段距離較長，是理想的兩生類產卵場(吳等，2008)。生殖季節到來，四月即可觀察到大量盤古蟾蜍蝌蚪。本年度四月份，亦有同樣的現象。且各年度蛙類與蝌蚪密度皆高於七家灣溪各測站平均，應與有勝溪沿岸農業區，肥料殘留造成水中藻類增生，進而提供大量蝌蚪食物有關(吳等，2008)。

由兩生類密度變遷來看，2009 年蛙密度較往年高，今年蛙類密度只略低於 2004-2006 年的蛙類密度，比 2007-2008 年高。蝌蚪密度於 2004-2005 年顯著比 2006-2007 年高，(圖 4-7)。有勝溪棲地與七家灣棲地有顯著的不同，將有勝溪與七家灣溪分開來看，有勝溪蛙密度在 2004-2005 年最高，於 2007-2008 年最低，2009 年蛙密度回升，2010 年稍再降低(圖 4-8 a)；蝌蚪密度則是在 2004 年最高，2008 年與 2010 年密度回升，而 2006 年與 2009 年因未做全年度的採樣，所以無法做更詳細的討論。七家灣溪蛙密度 2006 年最高，今年次高，其他年份皆低；蝌蚪密度在 2004-2005 年最高，2005 後半年以後直到今年蝌蚪密度皆低(圖 4-8 b)，可能與 2006 年後春季與冬季的大水有關，造成蝌蚪密度低。

本年度爬蟲類調查方式採用 2008 年方式，只在進行蛙類與蝌蚪調查時沿路目視搜尋，努力量及搜尋範圍低於 2007 年，所以調查到的爬蟲類數量較少。今年二月及四月氣溫仍低，未達爬蟲類活動季節，故未捕獲任何個體。於六月到十一月共調查到四種蛇，7 隻個體，今年以高砂蛇數量最多(3 隻)。2008 年以前所有爬蟲類的出現記錄均在四月至十月，但在今年四月尚無紀錄，在十一月初有兩筆爬蟲類紀錄，可能是今年十一月氣溫較高所致。

水生非昆蟲無脊椎動物部份，各測站中以有勝溪測站(#9)的動物類群數量最多。有勝溪測站的環境因子與其他七家灣溪主流測站差異較大，其流速較慢、水深較淺，水溫則較高(圖 4-9)。在可能對這些動物類群產生影響的化學環境因子如導電度與溶氧量方面，有勝溪測站亦與其他測站有較大差異。若觀察全年環境因子，在 10 月則有較明顯的波動情形。

武陵地區七家灣河流域之前分別於 2004 年與 2006 年進行過非昆蟲水生無脊椎動物的調查。與前兩次的調查相較，本年這些動物類群的種類與數量皆變少；04 年與 06 年大量出現的蚯蚓，及 04 年的渦蟲與軟體動物中的螺類，在本年數量則變得很少甚至沒有出現(表 4-6)，然而，在 2006 年的調查中，即出現某些動物類群減少或未採集到(圖 4-11)的情形。此外倍足綱的馬陸並非水棲，全年亦只在 2 月有勝溪測站採集到 1 隻，應是自濱岸陸域環境掉落至

水體中被採集到，故之後相關分析皆未將馬陸納入。

動物種類及數量的歷年波動圖說明年各測站種類數量的變動情形 (圖 4-11、圖 4-12)。波動狀況顯示當夏季雨季來臨，若有洪峰暴雨，導致流量變動時，則在秋季這些動物的種類及數量即明顯降低，待流量恢復正常後再緩慢回升，04 年與 06 年皆可觀察到這樣的波動，本年則在 10 月時有明顯降低。04 年初與年底及 06 年初的高峰乃採集中有渦蟲、蚯蚓與水螅等動物大量出現的結果，這些動物除了水螅外，本年的五次調查中皆沒有採集到。

水螅歷年來一直是本地區優勢且穩定出現的水生非昆蟲無脊椎動物。其多樣性及數量在臺灣溪流豐富，單在武陵地區七家灣溪流域就有 11 種尚未被鑑定的新種 (盧等, 2004)，值得進行持續、深入且具系統性的分類與生態研究。

## 五、結論

- (一)、七家灣河流域沿溪主要蛙類組成為梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙三種。
- (二)、2004-2010年蛙與蝌蚪的平均密度皆以有勝溪高於七家灣溪。
- (三)、蛙密度2004-2006年高，2007-2008年受前年蝌蚪數量少的影響，蛙密度最低，2009年蛙密度最高，今年高於2007-2008年但比2009年低。蝌蚪密度於2004-2005年最高，2006年後蝌蚪密度皆低。
- (四)、今年爬蟲類出現的月份延後。
- (五)、本年共採集到9種非昆蟲水生無脊椎動物，以水螅所佔比例最大。
- (六)、比較三次(2004年、2006年與本年)調查，水生非昆蟲無脊椎動物的種類與數量的年變化呈現隨雨季接近而增高，待雨季後種類及數量驟減的變動方式。

### 參考文獻

- 盧重成、黃秋平、柯伶樺。2004。七家灣溪非昆蟲底棲無脊椎動物群聚組成。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 吳聲海。2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立—兩生類生活史及食性研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 林幸助、廖美齡、溫佩珍、鐘豐昌。2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立-溪流生態系食物來源與模式建構。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、施習德、孫元勳、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2006。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、高樹基、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、高樹基、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- Ball, I.R., R. Sluys. 1990. *Turbellaria: Tricladida: Terricola*. pp. 137-145. In D.L. Dindal. ed. Soil Biology Guide. John Wiley & Sons, New York.
- Beard, K.H., K.A. Vogt, A. Kulmatiski. 2001. Top-down effects of a terrestrial frog on forest nutrient dynamics. *Oecologia*. 244: 583-593.
- Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging Anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*. 16: 183-190.

表 4-1、2010 年兩生類調查各月各測站環境因子之敘述性統計資料 (平均值±標準差)

樣區	水寬(m)	水深(m)	流速(m/s)	覆蓋度 (%)	水溫(°C)	底石平均	底石平均標準差
二月							
2	10.27±1.17	0.42±0.07	0.39±0.13	0.43±0.23	8.63±0.28	4.79±0.12	1.02±0.26
3	20.47±4.25	0.42±0.08	0.26±0.15	0.45±0.17	9.91±0.13	5.08±0.24	0.99±0.17
4	14.83±6.39	0.52±0.25	0.41±0.16	0.47±0.09	9.38±0.34	4.36±0.79	1.37±0.27
5	22.02±5.79	0.40±0.04	0.58±0.22	0.35±0.04	11.02±1.41	4.52±0.73	1.47±0.18
8	8.00±1.56	0.37±0.09	0.50±0.24	0.79±0.05	11.47±0.29	3.16±1.03	1.33±0.82
9	9.66±2.57	0.27±0.06	0.34±0.17	0.57±0.07	11.46±0.16	4.60±0.60	1.63±0.17
12	8.88±1.50	0.45±0.11	0.55±0.18	0.08±0.11	10.99±1.11	3.98±0.50	1.05±0.70
13	12.05±1.61	0.42±0.06	0.53±0.16	0.44±0.09	13.26±0.02	3.91±0.55	1.50±0.33
四月							
2	11.33±1.99	0.45±0.12	0.23±0.08	0.44±0.13	10.62±2.11	4.47±0.80	1.14±0.13
3	18.87±4.99	0.42±0.04	0.24±0.04	0.50±0.11	11.97±0.30	4.82±0.70	1.02±0.47
4	15.07±6.74	0.45±0.22	0.38±0.29	0.45±0.14	12.64±0.61	4.71±0.42	0.76±0.10
5	20.91±7.34	0.41±0.11	0.33±0.14	0.37±0.08	13.09±0.24	3.92±0.05	1.48±0.18
8	9.62±0.43	0.38±0.11	0.54±0.24	0.78±0.14	12.26±0.59	4.14±0.96	1.39±0.64
9	8.57±2.13	0.22±0.08	0.22±0.01	0.45±0.13	14.43±0.06	4.67±0.80	0.59±0.17
12	8.72±1.40	0.41±0.10	0.56±0.16	0.12±0.14	13.19±0.02	5.05±0.13	0.43±0.12
13	11.15±2.31	0.38±0.12	0.42±0.11	0.49±0.09	13.21±0.74	4.45±0.73	1.29±0.28
六月							
2	12.51±3.22	0.40±0.06	0.37±0.15	0.47±0.20	12.63±0.29	4.22±0.32	1.25±0.25
3	18.72±4.55	0.56±0.17	0.47±0.31	0.67±0.03	14.80±0.09	4.91±0.23	1.35±0.27
4	14.98±6.12	0.44±0.13	0.56±0.21	0.60±0.10	14.94±0.05	4.14±0.19	1.20±0.10
5	20.77±8.48	0.36±0.13	0.77±0.24	0.58±0.03	16.02±0.28	4.66±0.74	1.43±0.40
8	7.87±1.55	0.32±0.04	0.62±0.18	0.88±0.09	14.68±0.22	3.41±0.45	1.14±0.37
9	8.70±2.88	0.21±0.09	0.43±0.13	0.52±0.07	16.14±0.48	4.50±0.50	1.26±0.15
12	9.00±1.32	0.59±0.05	0.62±0.23	0.17±0.09	16.90±0.20	4.85±0.63	1.09±0.09
13	12.03±1.53	0.47±0.04	0.76±0.19	0.60±0.03	15.87±0.46	4.74±0.94	1.12±0.20
八月							
2	9.05±1.46	0.45±0.17	0.30±0.26	0.39±0.17	14.74±1.05	4.85±0.67	0.98±0.22
3	19.24±5.58	0.42±0.06	0.35±0.14	0.51±0.10	16.89±0.24	5.08±0.07	1.06±0.13
4	13.66±4.94	0.43±0.23	0.35±0.02	0.40±0.18	19.42±2.25	4.17±0.39	1.07±0.29
5	20.15±8.97	0.38±0.08	0.42±0.33	0.27±0.07	18.39±1.37	3.59±0.61	1.76±0.49
8	8.45±0.21	0.31±0.07	0.37±0.23	0.80±0.13	16.63±0.95	3.01±0.77	1.50±0.13
9	9.33±2.35	0.23±0.13	0.37±0.21	0.48±0.11	17.76±2.13	3.63±0.84	1.56±0.46
12	8.42±1.34	0.39±0.02	0.35±0.14	0.09±0.14	16.92±0.37	4.47±0.50	0.84±0.15
13	12.63±1.31	0.39±0.05	0.36±0.13	0.51±0.11	16.88±1.47	3.90±0.49	1.48±0.51



表 4-1 (續)

樣區	水寬(m)	水深(m)	流速(m/s)	覆蓋度 (%)	水溫(°C)	底石平均	底石平均 標準差
十月							
2	10.13±0.99	0.42±0.09	0.27±0.08	0.33±0.20	14.33±0.28	4.48±0.47	1.21±0.26
3	17.53±6.20	0.43±0.14	0.74±0.15	0.44±0.09	14.13±0.46	3.62±0.25	1.00±0.10
4	15.73±5.30	0.39±0.11	0.60±0.06	0.31±0.11	16.38±1.77	3.33±0.46	1.00±0.33
5	20.93±8.05	0.44±0.05	0.63±0.29	0.37±0.11	17.62±0.20	5.01±0.66	0.94±0.45
8	7.60±0.96	0.30±0.02	0.43±0.07	0.84±0.11	14.00±1.16	4.15±0.24	1.07±0.24
9	9.80±2.41	0.32±0.04	0.49±0.16	0.56±0.03	19.82±0.13	4.51±0.19	1.48±0.19
12	9.90±0.26	0.42±0.08	0.52±0.26	0.13±0.20	17.78±0.16	4.13±0.06	0.77±0.12
13	11.37±3.30	0.46±0.10	0.64±0.18	0.61±0.11	16.18±0.32	3.90±0.94	1.30±0.41

表 4-2、2010 年各測站成蛙數目與密度 (隻/m<sup>2</sup>)

二月

測站	梭德氏赤蛙				盤古蟾蜍				斯文豪氏赤蛙				總數	密度
	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計		
2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.004
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	3	0	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0.036
12	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	2	0.008
13	4	0	0	4	2	1	0	3	0	0	0	0	7	0.028
小計	8	0	6	14	3	2	0	5	0	0	0	0	19	
平均	1	0	0.75	1.75	0.38	0.25	0	0.63	0	0	0	0	2.38	0.010

四月

測站	梭德氏赤蛙				盤古蟾蜍				斯文豪氏赤蛙				總數	密度
	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計		
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	3	0	0	3	0	2	1	3	0	0	0	0	6	0.024
8	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0.004
9	1	2	1	4	3	1	0	4	0	0	0	0	8	0.032
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	0	1	3	0.012
小計	4	2	1	7	3	6	1	10	1	0	0	1	18	
平均	0.50	0.25	0.13	0.88	0.38	0.75	0.13	1.25	0.13	0	0	0.13	2.25	0.009

六月

測站	梭德氏赤蛙				盤古蟾蜍				斯文豪氏赤蛙				總數	密度
	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計		
2	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	2	0.008
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0.004
5	0	0	0	0	2	2	1	5	0	0	0	0	5	0.020
8	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	4	0.016
9	1	0	1	2	5	0	1	6	0	0	0	0	8	0.032
12	0	0	0	0	1	2	1	4	0	0	0	0	4	0.016
13	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	2	4	0.016
小計	1	0	1	2	10	8	6	24	2	0	0	2	28	
平均	0.13	0.00	0.13	0.25	1.25	1.00	0.75	3.00	0.25	0	0	0.25	3.50	0.014

表 4-2 (續)

八月

測站	梭德氏赤蛙				盤古蟾蜍				斯文豪氏赤蛙				總數	密度
	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計		
2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0.004
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	15	1	0	16	0	0	4	4	0	0	0	0	20	0.080
5	17	2	4	23	0	2	7	9	0	2	0	2	34	0.136
8	9	1	3	13	0	0	2	2	0	2	0	2	17	0.068
9	0	0	0	0	0	0	17	17	0	0	0	0	17	0.068
12	16	1	4	21	2	0	0	2	0	0	0	0	23	0.092
13	9	1	2	12	2	0	11	13	1	0	0	1	26	0.104
小計	66	6	13	85	4	2	42	48	1	4	0	5	138	
平均	8.25	0.75	1.63	10.63	0.50	0.25	5.25	6.00	0.13	1	0	0.63	17.25	0.069

十月

測站	梭德氏赤蛙				盤古蟾蜍				斯文豪氏赤蛙				總數	密度
	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計	雄	雌	幼	小計		
2	6	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0.024
3	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.008
4	16	1	0	17	0	1	0	1	0	0	0	0	18	0.072
5	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	3	0.012
8	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0.004
9	49	3	0	52	1	0	12	13	0	0	2	2	67	0.268
12	10	3	0	13	0	1	0	1	0	0	0	0	14	0.056
13	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	3	4	0.016
小計	83	8	0	91	3	3	12	18	1	2	3	6	115	
平均	10.38	1.00	0.00	11.38	0.38	0.38	1.50	2.25	0.13	0	0	0.75	14.38	0.058

表 4-3、2010 年各月各測站各種類成蛙總數、平均吻肛長 (mm)、平均體重 (g)、生物量 (g/m<sup>2</sup>) 及測站生物量 (g/m<sup>2</sup>) (所有種類合計)

測站	種類	總數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
二月						
2	梭德氏赤蛙	1	43.10	6.48	0.026	0.026
3	-	0	0	0	0	0
4	-	0	0	0	0	0
5	-	0	0	0	0	0
8	-	0	0	0	0	0
9	梭德氏赤蛙	9	26.02±5.58	1.83±1.00	0.066	0.066
12	盤古蟾蜍	2	57.15±4.74	20.15±5.06	0.161	0.161
13	盤古蟾蜍	3	55.13±5.28	18.21±5.53	0.219	0.266
13	梭德氏赤蛙	4	32.09±1.20	2.94±0.29	0.047	
四月						
2	-	0	0	0	0	0
3	-	0	0	0	0	0
4	-	0	0	0	0	0
5	盤古蟾蜍	3	53.92±30.27	26.47±22.44	0.318	0.348
5	梭德氏赤蛙	3	30.23±1.25	2.51±0.28	0.030	
8	盤古蟾蜍	1	49.90	13.17	0.053	0.053
9	盤古蟾蜍	4	45.33±2.55	9.89±1.69	0.158	0.188
9	梭德氏赤蛙	4	26.88±2.69	1.85±0.46	0.030	
12	-	0	0	0	0	0
13	盤古蟾蜍	2	55.93±10.57	19.71±10.85	0.158	0.321
13	斯文豪氏赤蛙	1	75.90	40.89	0.164	
六月						
2	盤古蟾蜍	2	55.18±6.33	18.28±6.29	0.146	0.146
3	-	0	0	0	0	0
4	盤古蟾蜍	1	37.70	5.59	0.022	0.022
5	盤古蟾蜍	5	44.02±13.32	10.77±5.80	0.215	0.215
8	盤古蟾蜍	4	53.98±10.71	18.27±9.77	0.292	0.292
9	盤古蟾蜍	6	46.31±17.74	14.25±11.98	0.342	0.356
9	梭德氏赤蛙	2	24.33±11.42	1.74±1.79	0.014	
12	盤古蟾蜍	4	50.00±17.25	16.74±12.53	0.268	0.268
13	盤古蟾蜍	2	25.35±1.91	1.68±0.38	0.013	0.294
13	斯文豪氏赤蛙	2	72.10±0.85	35.05±1.24	0.280	

表 4-3 (續)

測站	種類	總數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
八月						
2	盤古蟾蜍	1	27.90	2.23	0.009	0.009
3	-		0	0	0	0
4	盤古蟾蜍	4	42.94±7.67	8.93±4.26	0.143	0.393
4	梭德氏赤蛙	16	35.52±2.79	3.90±0.93	0.250	
5	盤古蟾蜍	9	29.18±12.15	3.99±5.51	0.144	0.665
5	梭德氏赤蛙	23(22)	31.62±7.48	3.14±1.65	0.277	
5	斯文豪氏赤蛙	2	63.40±27.29	30.46±31.76	0.244	
8	盤古蟾蜍	2	27.08±10.22	2.49±2.41	0.020	0.526
8	梭德氏赤蛙	13	30.30±9.74	3.04±2.14	0.158	
8	斯文豪氏赤蛙	2	75.08±19.27	43.50±30.86	0.348	
9	盤古蟾蜍	17	13.61±2.71	0.28±0.20	0.019	0.019
12	盤古蟾蜍	2	56.83±5.48	19.88±5.78	0.159	0.361
12	梭德氏赤蛙	21	28.22±7.83	2.40±1.36	0.202	
13	盤古蟾蜍	13	31.60±10.00	4.29±4.69	0.223	0.569
13	梭德氏赤蛙	12	32.95±7.17	3.44±1.46	0.165	
13	斯文豪氏赤蛙	1	78.50	45.25	0.181	
十月						
2	梭德氏赤蛙	6	34.38±2.10	3.55±0.59	0.085	0.085
3	梭德氏赤蛙	2	34.08±0.60	3.45±0.16	0.028	0.028
4	盤古蟾蜍	1	58.10	20.97	0.084	0.370
4	梭德氏赤蛙	17	34.13±3.81	3.56±1.27	0.242	
4	莫氏樹蛙	1	47.25	11.00	0.044	
5	盤古蟾蜍	1	54.00	16.77	0.067	0.329
5	梭德氏赤蛙	1	49.10	9.19	0.037	
5	斯文豪氏赤蛙	1	84.40	56.25	0.225	
8	盤古蟾蜍	1	48.40	12.00	0.048	0.048
9	盤古蟾蜍	13	18.82±8.72	1.25±2.70	0.065	0.738
9	梭德氏赤蛙	52	32.92±3.02	3.20±0.93	0.666	
9	斯文豪氏赤蛙	2	20.60±2.83	0.84±0.34	0.007	
12	盤古蟾蜍	1	58.05	20.91	0.084	0.303
12	梭德氏赤蛙	13	36.01±5.84	4.22±2.02	0.220	
13	盤古蟾蜍	1	49.80	13.09	0.052	0.483
13	斯文豪氏赤蛙	3	67.17±24.83	35.91±31.35	0.431	

附註：括號內數量為實際平均與計算生物量之數量。

表 4-4、2010 年各月兩生類調查各測站蝌蚪總數、平均全長 (mm)、平均體重 (g)、平均期數、生物量 (g/m<sup>2</sup>)、密度 (隻/m<sup>2</sup>)

測站	種類	總數	平均全長	平均體重	平均期數	生物量	平均密度
二月							
2	梭德氏赤蛙	3	29.85±4.74(2)	0.35±0.18	28.0±1.4(2)	0.068	0.292
3	梭德氏赤蛙	16	28.12±6.84(14)	0.33±0.26	27.9±3.4	0.229	0.782
4	梭德氏赤蛙	28	28.76±7.12(23)	0.36±0.25	27.7±2.1(27)	0.561	1.888
5	梭德氏赤蛙	2	33.88±21.04	0.88±1.14	30.5±7.8	0.080	0.091
8	梭德氏赤蛙	7	28.39±6.57	0.33±0.21	28.1±2.2	0.291	0.875
9	梭德氏赤蛙	6	38.70±8.83	0.94±0.88	31.3±4.1	0.583	0.621
12	梭德氏赤蛙	19	32.78±9.75(16)	0.60±0.50	29.8±4.2(18)	1.081	2.140
13	梭德氏赤蛙	10	24.90±3.92	0.20±0.11	26.0±1.2	0.166	0.830
四月							
2	梭德氏赤蛙	8	28.83±6.26	0.34±0.21	30.4±3.5	0.243	0.706
3	梭德氏赤蛙	10	31.10±8.64	0.48±0.38	30.6±5.4	0.256	0.530
4	梭德氏赤蛙	35	34.18±8.25(31)	0.64±0.44	33.1±6.6(32)	1.307	2.323
5	梭德氏赤蛙	4	33.48±12.99(3)	0.69±0.83	31.7±8.1(3)	0.100	0.191
8	-					0	0
9	盤古蟾蜍	92	15.66±2.39(90)	0.04±0.02	26.7±0.7	0.440	11.314
9	梭德氏赤蛙	5	39.28±3.31	0.85±0.24	37.2±5.5	0.494	
12	梭德氏赤蛙	12	31.30±7.63(11)	0.47±0.32	31.2±4.2(11)	0.594	0.048
13	盤古蟾蜍	1	10.65	0.01	26.0	0.001	0.090
13	梭德氏赤蛙	7	34.56±7.81	0.63±0.40	32.6±5.9	0.397	
六月							
2	盤古蟾蜍	1	12.50	0.02	26.0	0.001	0.080
2	梭德氏赤蛙	5	29.95±2.56	0.35±0.10	33.2±3.5	0.138	
3	盤古蟾蜍	4	15.46±4.27	0.05±0.04	27.3±1.0	0.010	0.214
3	梭德氏赤蛙	3	29.87±3.33	0.35±0.12	32.3±2.3	0.055	
4	梭德氏赤蛙	11	34.94±4.82	0.60±0.21	36.9±4.9	0.438	0.734
5	盤古蟾蜍	10	17.89±3.25(8)	0.07±0.03	27.8±1.1	0.025	0.482
5	梭德氏赤蛙	1	31.45	0.40	43.0	0.019	
8	梭德氏赤蛙	1	36.40	0.64	40.0	0.082	0.127
9	盤古蟾蜍	166	28.06±4.07(156)	0.27±0.12	33.6±3.6	4.908	19.080
12	梭德氏赤蛙	5	36.97±3.00	0.69±0.18	38.0±3.7	0.384	0.556
13	梭德氏赤蛙	5	35.78±3.99	0.63±0.23	38.2±5.9	0.263	0.416

附註：括號內數量為實際計算數量，平均全長、平均體重與生物量實際計算數量相同。

表 4-4 (續)

測站	種類	總數	平均全長	平均體重	平均期數	生物量	平均密度
八月							
2	-					0	0
3	盤古蟾蜍	1	25.15	0.18	31.0	0.009	0.052
3	梭德氏赤蛙	2	26.43±10.64	0.29±0.31	29.5±6.4	0.030	
4	梭德氏赤蛙	9	33.22±8.29	0.56±0.30	38.0±7.2	0.372	0.659
5	梭德氏赤蛙	2	22.88±3.01	0.14±0.06	27.0±1.4	0.014	0.099
8	-					0	0
9	盤古蟾蜍	4	30.59±3.73	0.35±0.13	38.8±2.1	0.150	0.429
9	梭德氏赤蛙	1	14.50	0.03	25.0	0.003	
12	-					0	0
13	-					0	0
十月							
2	梭德氏赤蛙	6	17.03±1.32(3)	0.05±0.01	25.0±0.0	0.016	0.592
3	梭德氏赤蛙	4	19.13±2.80	0.08±0.04	25.3±0.5	0.019	0.228
4	梭德氏赤蛙	1	25.85	0.21	27.0	0.013	0.064
5	梭德氏赤蛙	5	26.70±12.76(4)	0.39±0.48	26.2±1.6	0.075	0.239
5	斯文豪氏赤蛙	1	34.95	0.029	28.0	0.014	0.048
8	梭德氏赤蛙	11	20.20±6.14(9)	0.13±0.18	25.5±1.3	0.153	1.447
9	-					0	0
12	梭德氏赤蛙	3	20.57±2.67	0.10±0.05	26.0±1.0	0.031	0.303
13	-					0	0

附註：括號內數量為實際計算數量，平均全長、平均體重與生物量實際計算數量相同。

表 4-5、2010 年各月各測站水生非昆蟲無脊椎動物調查各測站環境因子之敘述性統計資料 (平均值±標準差)

	流速 (m/s)	水深 (m)	水溫 (°C)	pH	導電度 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	溶氧 (m/l)	底石 平均	底石平均 標準差
2010.02								
桃山西溪 (#2)	0.44±0.27	0.55±0.31	9.45±0.20	8.75±0.56	251.67±5.24	9.08±0.41	4.00±0.79	1.37±0.50
二號壩 (#3)	0.58±0.39	0.47±0.13	10.33±0.05	8.28±0.21	321.33±0.52	8.47±0.25	4.15±0.79	1.30±0.80
觀魚台 (#4)	0.58±0.28	0.59±0.28	9.87±0.05	8.15±0.09	319.83±30.33	8.35±0.13	2.96±0.76	0.94±0.53
一號壩上 (#12)	0.72±0.32	0.52±0.12	11.77±0.14	8.66±0.34	342.33±14.88	8.16±0.08	3.83±0.90	0.84±0.21
一號壩下 (#13)	0.48±0.21	0.51±0.09	12.82±0.15	8.33±0.11	355.17±0.41	8.25±0.05	4.20±0.45	1.27±0.49
繁殖場 (#5)	0.43±0.27	0.41±0.09	12.08±0.15	8.35±0.34	339.17±13.99	8.44±0.40	2.70±0.81	1.00±0.83
高山溪 (#8)	0.30±0.17	0.38±0.06	11.40±0.06	8.35±0.15	324.50±15.92	8.29±0.09	2.57±1.28	0.79±0.58
有勝溪 (#9)	0.39±0.17	0.29±0.13	11.42±0.04	8.23±0.04	516	8.29±0.10	2.94±0.34	0.79±0.23
2010.04								
桃山西溪 (#2)	0.20±0.17	0.57±0.18	10.75±0.05	8.52±0.21	226.83±3.87	10.33±0.57	4.22±0.40	0.98±0.58
二號壩 (#3)	0.16±0.14	0.32±0.13	11.98±0.04	9.65±0.43	351.50±2.74	8.76±1.41	4.85±1.49	0.56±0.54
觀魚台 (#4)	0.30±0.07	0.35±0.19	12.25±0.16	8.44±0.31	315.67±4.76	10.15±2.67	3.74±1.37	0.73±0.23
一號壩上 (#12)	0.49±0.28	0.43±0.17	13.17±0.19	8.57±0.44	334.50±3.33	8.21±0.06	4.20±0.75	0.64±0.30
一號壩下 (#13)	0.30±0.14	0.42±0.20	13.33±0.05	8.58±0.15	344.83±9.72	9.58±0.97	4.02±1.43	1.29±0.66
繁殖場 (#5)	0.20±0.19	0.36±0.08	12.87±0.05	9.46±0.31	381.33±0.82	8.11±0.09	3.33±0.89	1.10±0.53
高山溪 (#8)	0.38±0.28	0.47±0.10	12.18±0.08	8.32±0.17	256.17±1.83	12.56±1.50	3.78±1.39	1.27±0.75
有勝溪 (#9)	0.17±0.11	0.20±0.12	14.42±0.04	8.83±0.30	542.50±51.75	7.78±0.08	3.69±1.31	0.88±0.58



表 4-5 (續)

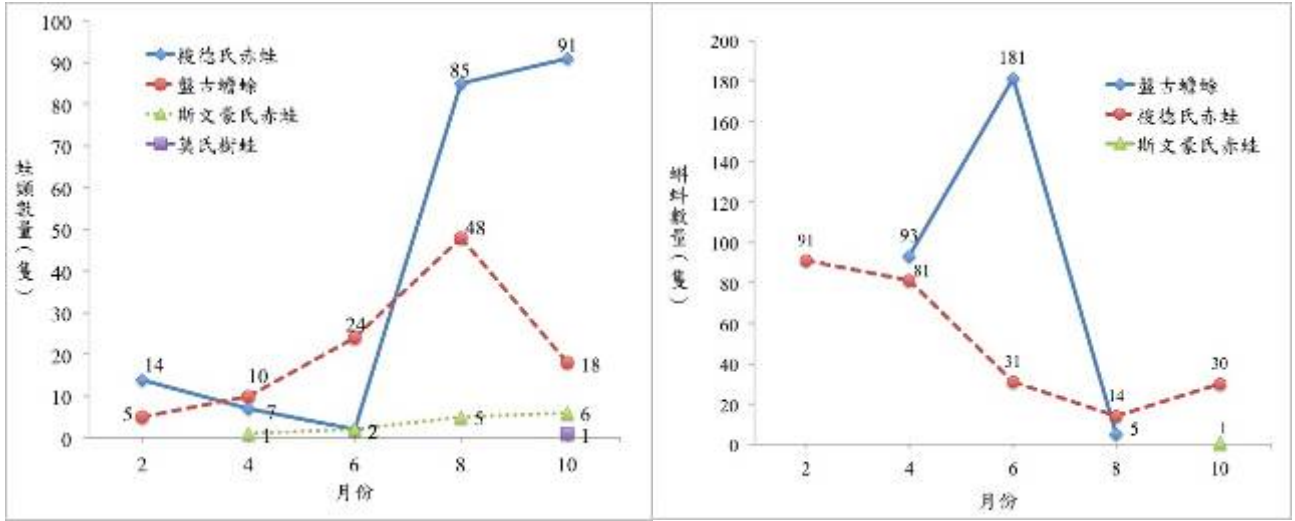
	流速 (m/s)	水深 (m)	水溫 (°C)	pH	導電度 ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	溶氧 (m/l)	底石 平均	底石平均 標準差
2010.06								
桃山西溪 (#2)	0.30±0.22	0.35±0.19	13.05±0.08	8.19±0.29	115.63±28.97	13.30±0.61	4.06±1.59	0.65±0.67
二號壩 (#3)	0.29±0.26	0.37±0.16	13.77±0.10	9.00±1.36	165.55±0.14	12.04±0.53	2.91±0.89	1.29±0.61
觀魚台 (#4)	0.50±0.45	0.30±0.15	13.92±0.12	7.64±0.04	118.92±62.51	11.72±0.73	3.67±1.10	0.67±0.54
一號壩上 (#12)	0.44±0.29	0.50±0.19	15.32±0.26	8.14±0.22	175.18±2.16	12.59±1.19	4.37±0.73	1.05±0.37
一號壩下 (#13)	0.42±0.43	0.46±0.11	15.37±0.21	8.30±0.46	183.17±0.38	10.45±0.55	4.50±1.21	0.78±0.75
繁殖場 (#5)	0.35±0.32	0.39±0.12	15.07±0.25	8.56±0.13	180.80±4.47	10.76±0.78	3.91±1.14	1.12±0.50
高山溪 (#8)	0.41±0.23	0.33±0.08	13.78±0.04	8.90±0.34	178.27±0.45	8.95±0.45	2.67±0.88	0.84±0.96
有勝溪 (#9)	0.19±0.11	0.24±0.09	16.60±0.09	8.61±0.36	313.67±0.52	8.70±0.29	3.35±0.45	0.83±0.63
2010.08								
桃山西溪 (#2)	0.19±0.11	0.44±0.18	14.92±0.26	8.55±0.44	158.78±0.34	9.69±0.51	3.35±0.66	1.03±0.51
二號壩 (#3)	0.16±0.07	0.47±0.13	16.95±0.23	8.24±0.12	204	8.38±0.72	4.19±0.86	1.01±0.32
觀魚台 (#4)	0.30±0.06	0.44±0.21	17.53±0.39	8.22±0.23	213	7.16±0.13	3.07±0.46	0.74±0.37
一號壩上 (#12)	0.26±0.15	0.42±0.19	16.55±0.19	7.98±0.07	213.00±0.63	7.86±0.41	3.63±0.94	0.58±0.52
一號壩下 (#13)	0.24±0.05	0.39±0.13	17.33±0.05	8.18±0.11	214.33±1.63	8.15±0.44	3.57±0.90	0.94±0.77
繁殖場 (#5)	0.27±0.14	0.36±0.11	17.65±0.08	8.27±0.06	204.83±1.17	8.46±0.86	3.07±0.65	1.09±0.59
高山溪 (#8)	0.30±0.25	0.28±0.08	15.95±0.10	8.00±0.02	177.18±0.16	8.03±0.09	3.43±0.93	0.78±0.58
有勝溪 (#9)	0.26±0.09	0.25±0.11	18.27±0.88	8.37±0.10	286.50±2.17	7.58±0.10	3.52±0.61	0.94±0.34
2010.10								
桃山西溪 (#2)	0.15±0.09	0.48±0.08	14.07±0.10	7.95±0.06	152.52±3.73	6.70±0.21	3.24±1.11	0.69±0.21
二號壩 (#3)	0.66±0.11	0.35±0.14	13.95±0.21	7.98±0.21	194.93±23.17	6.41±0.14	2.69±0.43	0.67±0.22
觀魚台 (#4)	0.51±0.09	0.33±0.20	15.58±0.29	7.98±0.07	218.17±0.41	6.44±0.09	2.43±0.58	0.55±0.30
一號壩上 (#12)	0.32±0.06	0.44±0.08	17.73±0.12	8.24±0.20	222.50±0.84	6.51±0.62	3.22±0.53	0.61±0.13
一號壩下 (#13)	0.36±0.06	0.51±0.11	16.15±0.27	8.22±0.23	228.17±0.41	6.33±0.10	3.24±0.79	0.96±0.47
繁殖場 (#5)	0.38±0.08	0.34±0.08	17.53±0.19	8.37±0.18	218.83±1.17	5.99±0.11	2.67±1.01	0.48±0.29
高山溪 (#8)	0.39±0.10	0.29±0.04	14.23±0.12	8.16±0.12	187.02±0.17	6.23±0.15	2.69±0.49	0.69±0.49
有勝溪 (#9)	0.26±0.03	0.33±0.10	19.83±0.15	8.23±0.09	290	5.55±0.11	3.19±1.16	0.71±0.28

表 4-6、2010 年七家灣溪各測站水生非昆蟲無脊椎動物類群與數量

	水螅	水蜘蛛	馬陸	端足目	等足目	渦蟲	錐實螺	囊螺	扁蝨	隻數合計	種類合計
桃山西溪 (#2)	43	1								44	2
二號壩 (#3)	7									7	1
觀魚台 (#4)	13			1						14	2
繁殖場 (#5)	8									8	1
高山溪 (#8)		2								2	1
有勝溪 (#9)	35		1							36	2
一號壩上 (#12)	16			3						19	2
一號壩下 (#13)	1					4				5	2
2010.04											
	水螅	水蜘蛛	馬陸	端足目	等足目	渦蟲	錐實螺	囊螺	扁蝨	隻數合計	種類合計
桃山西溪 (#2)	48	1								49	2
二號壩 (#3)	24									24	1
觀魚台 (#4)	12	1			1					14	3
繁殖場 (#5)	39									39	1
高山溪 (#8)										0	0
有勝溪 (#9)	163					1		1		165	3
一號壩上 (#12)	4									4	1
一號壩下 (#13)	7									7	1
2010.06											
	水螅	水蜘蛛	馬陸	端足目	等足目	渦蟲	錐實螺	囊螺	扁蝨	隻數合計	種類合計
桃山西溪 (#2)	3									3	1
二號壩 (#3)	16									16	1
觀魚台 (#4)	16									16	1
繁殖場 (#5)	25									25	1
高山溪 (#8)	20									20	1
有勝溪 (#9)	139						56		2	197	3
一號壩上 (#12)	10									10	1
一號壩下 (#13)	15									15	1

表 4-6 (續)

	水蝸	水蜘蛛	馬陸	端足目	等足目	渦蟲	錐實螺	囊螺	扁蝨	隻數合計	種類合計
2010.08											
桃山西溪 (#2)	28									28	1
二號壩 (#3)	10	1								11	2
觀魚台 (#4)	18									18	1
繁殖場 (#5)	4									4	1
高山溪 (#8)	3	1								4	2
有勝溪 (#9)	135						43		3	181	3
一號壩上 (#12)	21									21	1
一號壩下 (#13)	5									5	1
2010.10											
桃山西溪 (#2)	4									4	1
二號壩 (#3)		2								2	1
觀魚台 (#4)										0	0
繁殖場 (#5)										0	0
高山溪 (#8)										0	0
有勝溪 (#9)										0	0
一號壩上 (#12)	1									1	1
一號壩下 (#13)										0	0



(a)

(b)

圖 4-1、2010 年各月份各種類 (a) 成蛙數量 (隻) 與 (b) 蝌蚪數量 (隻)

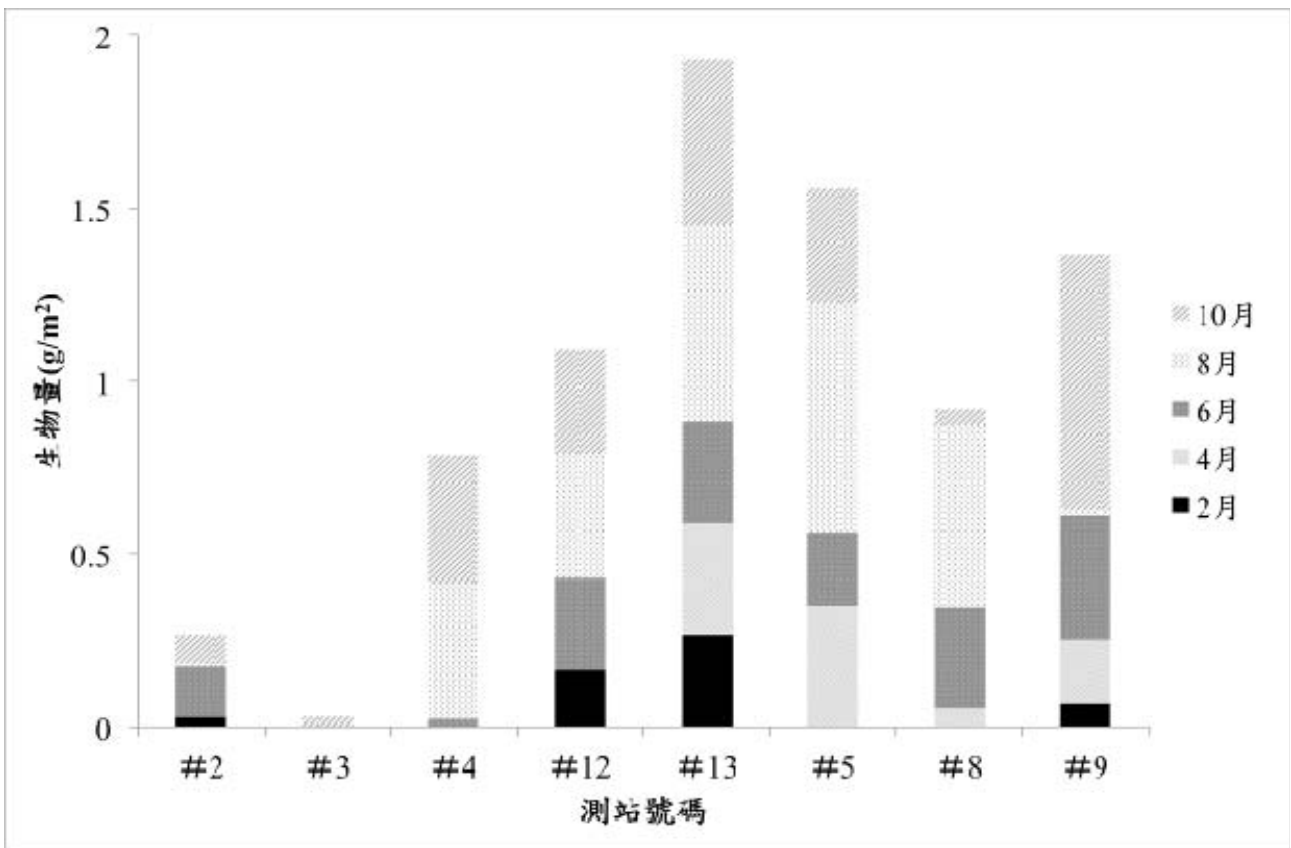


圖 4-2、2010 年兩生類各測站全年生物量 (g/m<sup>2</sup>)

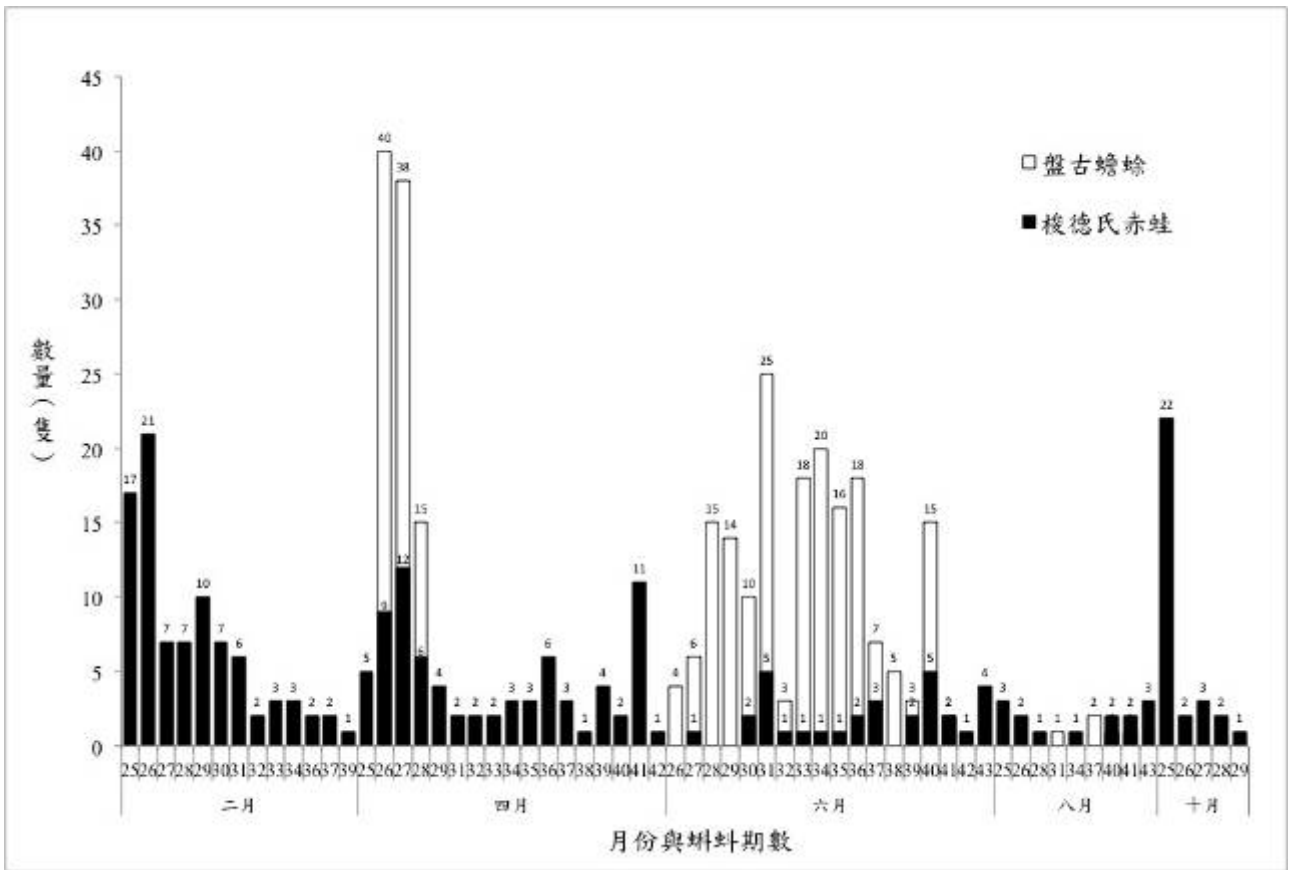


圖 4-3、2010 年各月份梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍蝌蚪期數分布

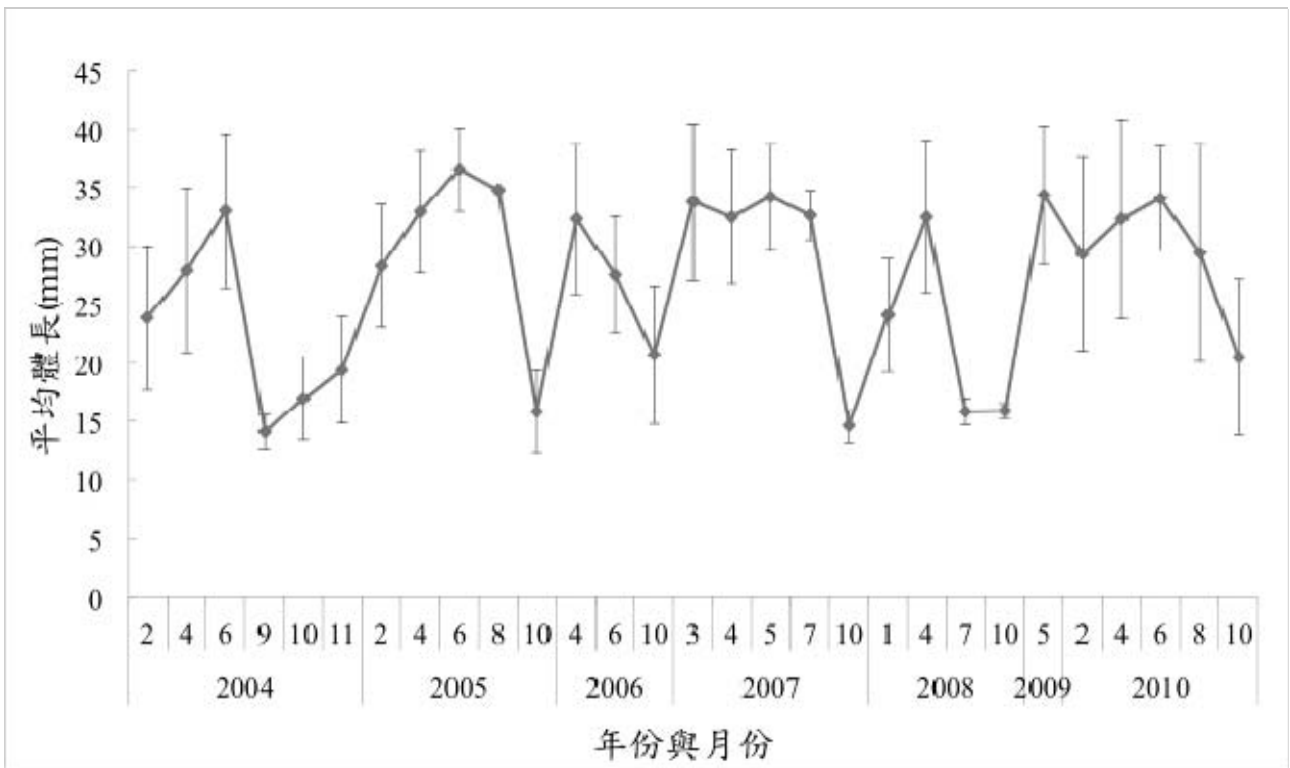


圖 4-4、2004 年至 2010 年各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均體長 (mm)

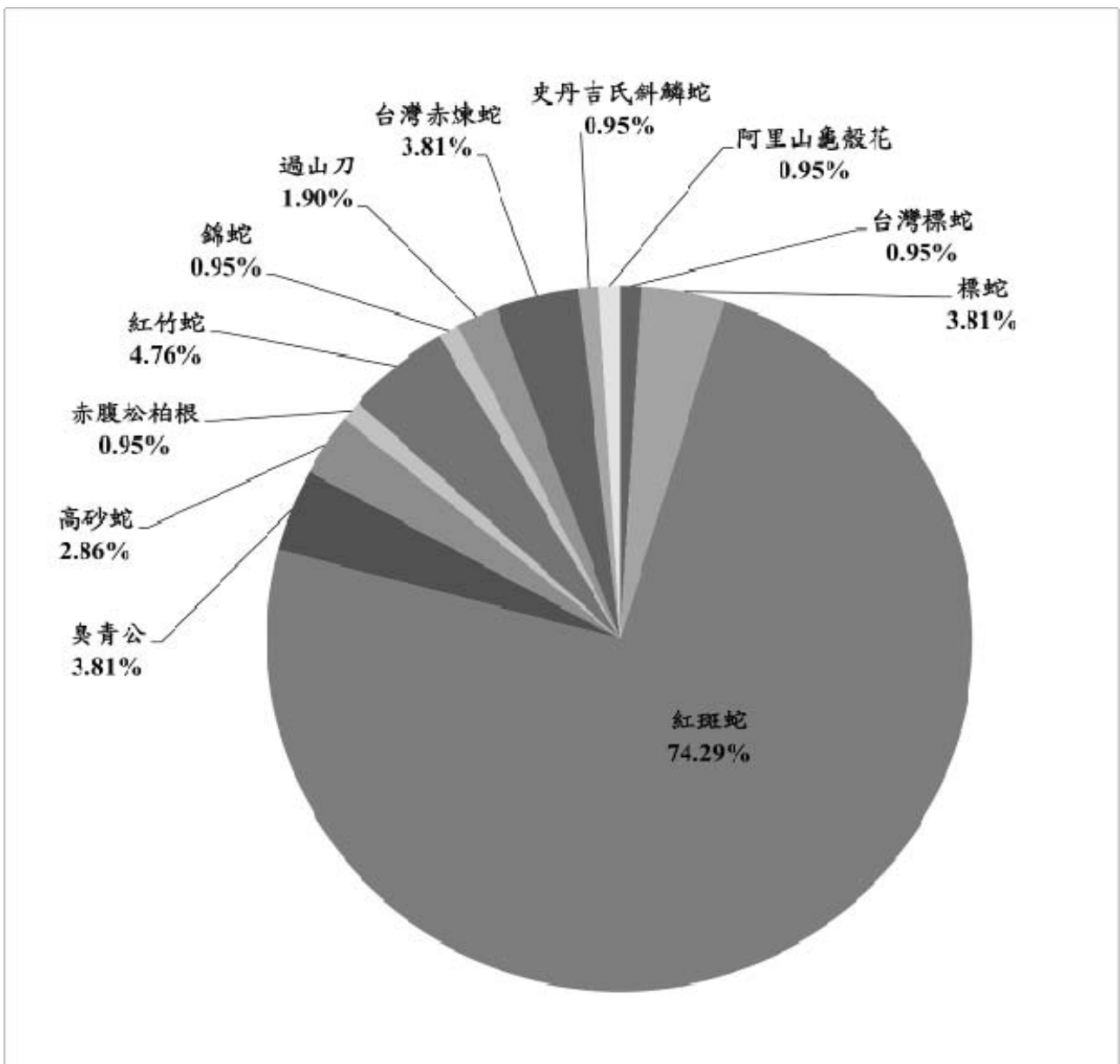
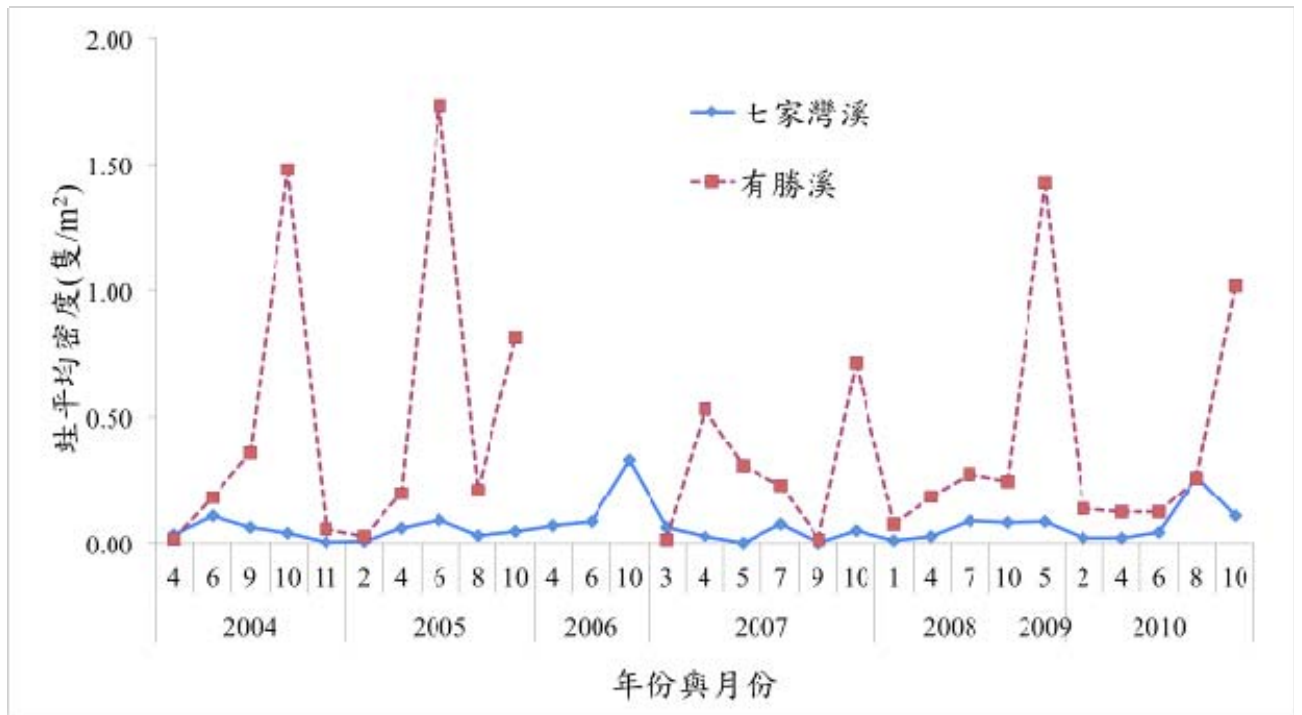


圖 4-5、2004 年至 2010 年歷年武陵蛇類組成百分比

(a)



(b)

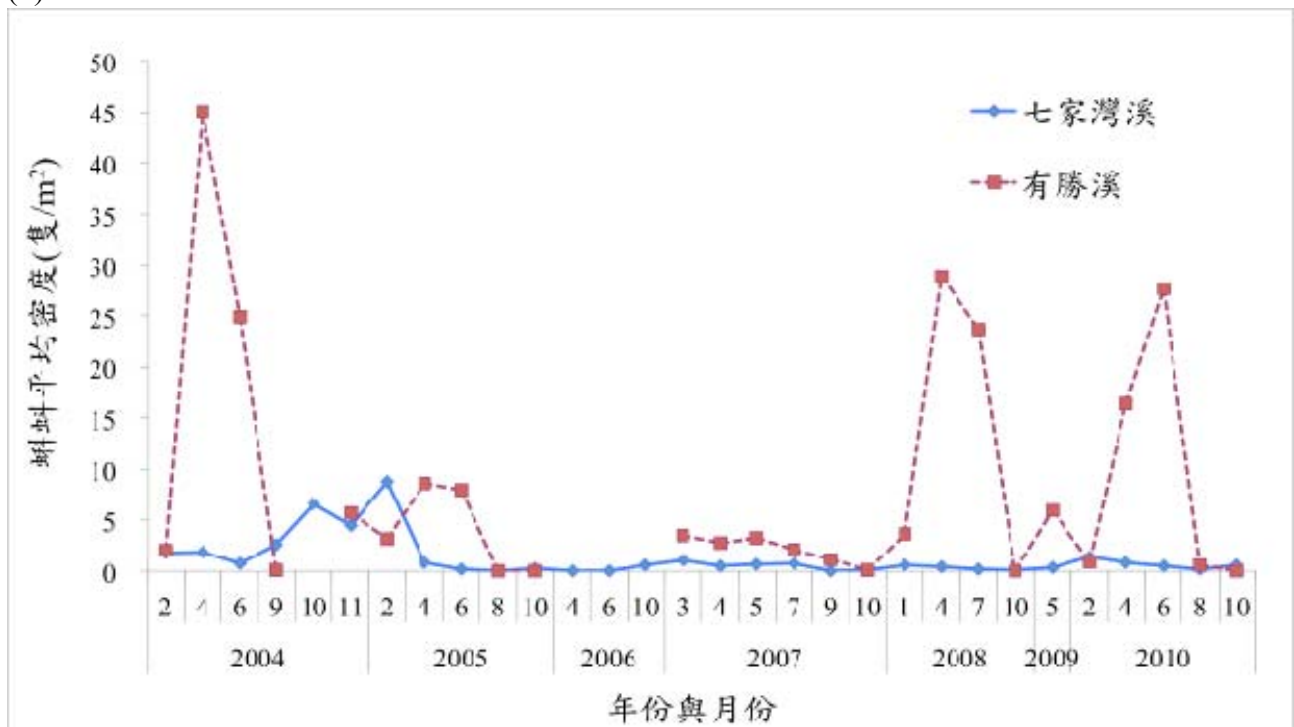


圖 4-6、2004 年至 2010 年兩生類調查，有勝溪測站與七家灣溪測站 (a) 成蛙與 (b) 蝌蚪平均密度 (隻/m<sup>2</sup>) 變化



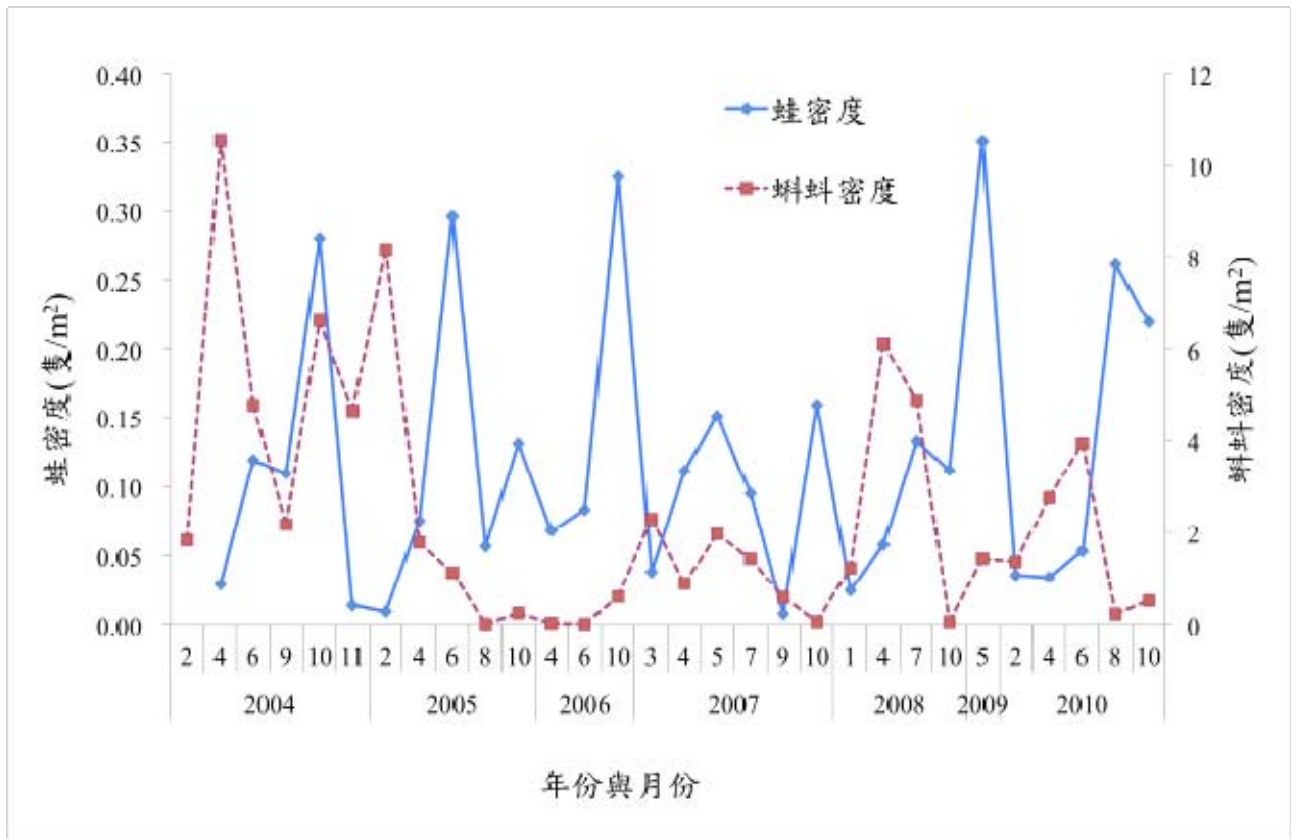
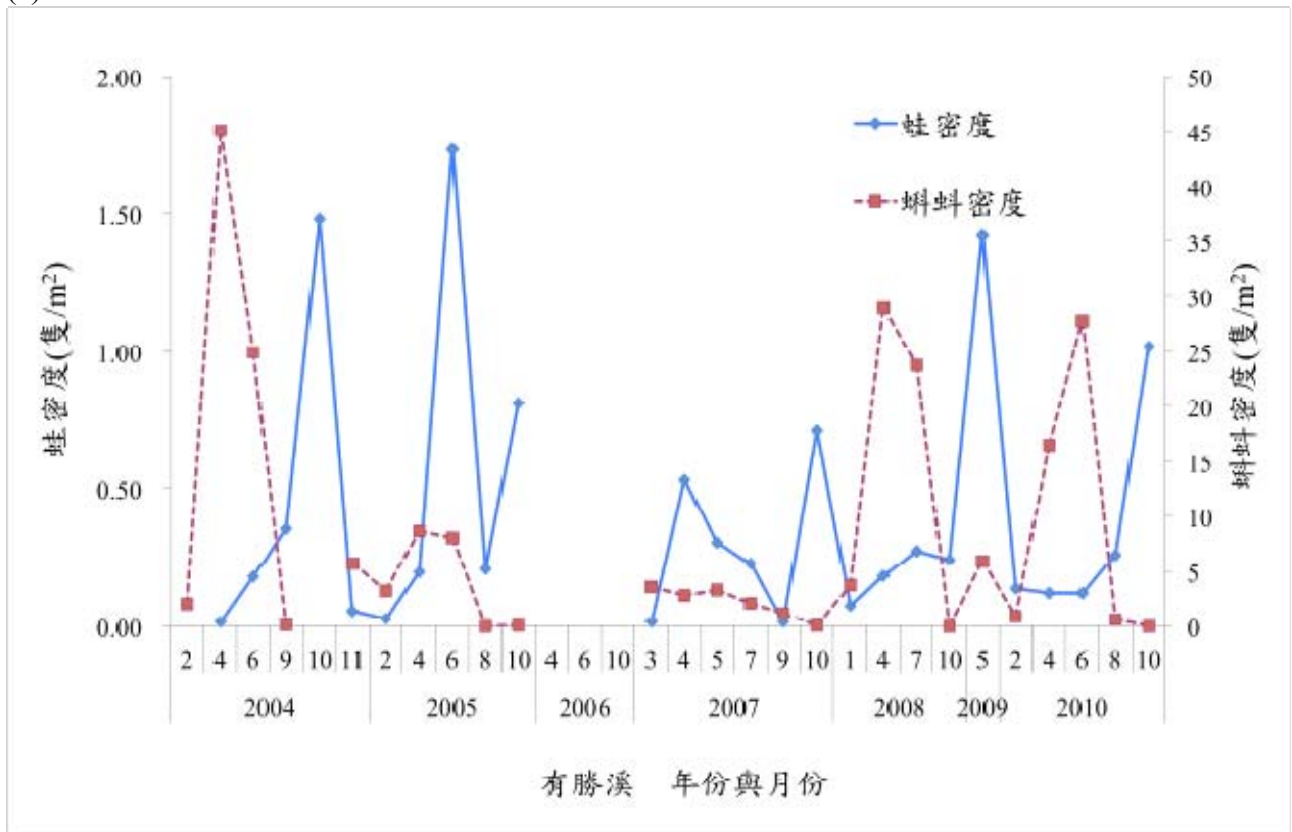


圖 4-7、2004 年至 2010 年兩生類調查，所有成蛙與蝌蚪密度 (隻/m<sup>2</sup>) 變化

(a)



(b)

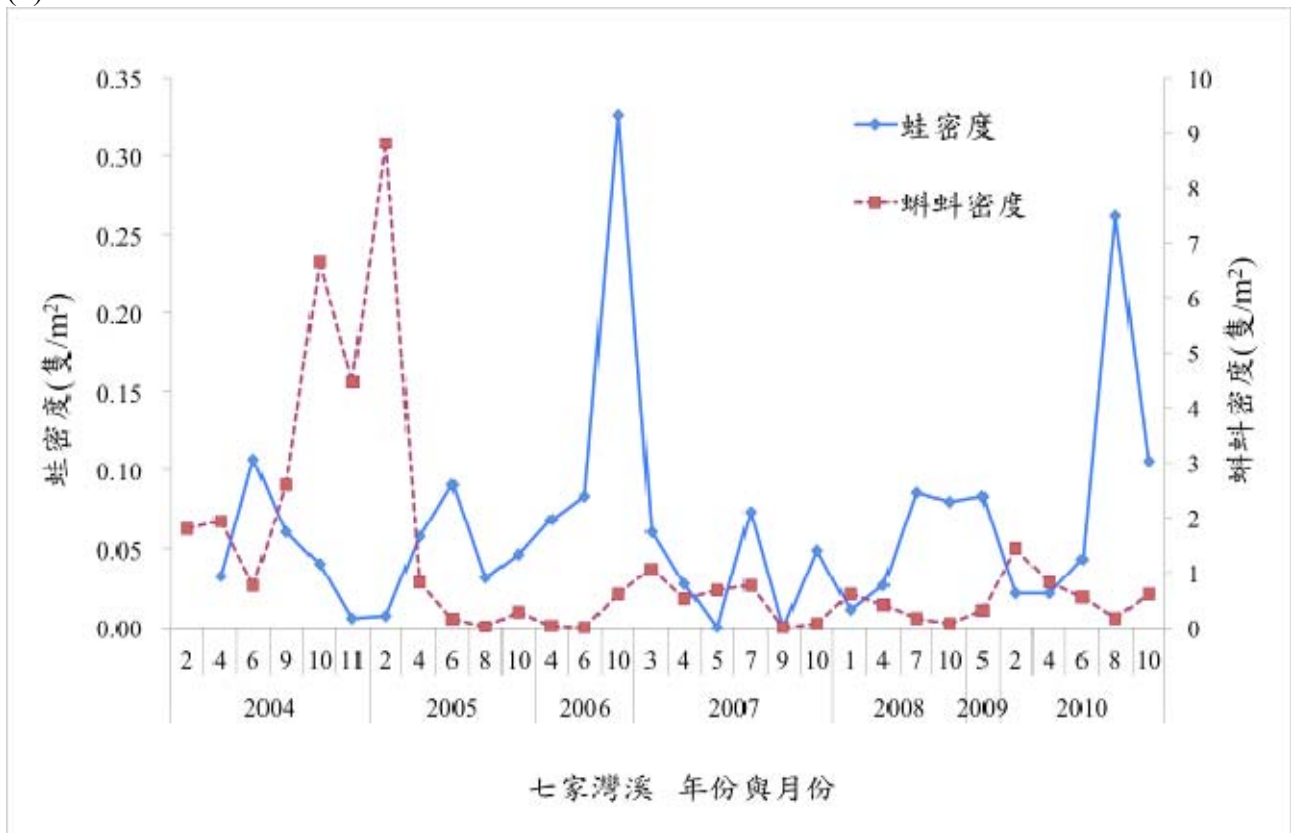


圖 4-8、2004 年至 2010 年兩生類調查，(a) 有勝溪測站與 (b) 七家灣溪各測站之成蛙與蝌蚪平均密度 (隻/m<sup>2</sup>) 變化

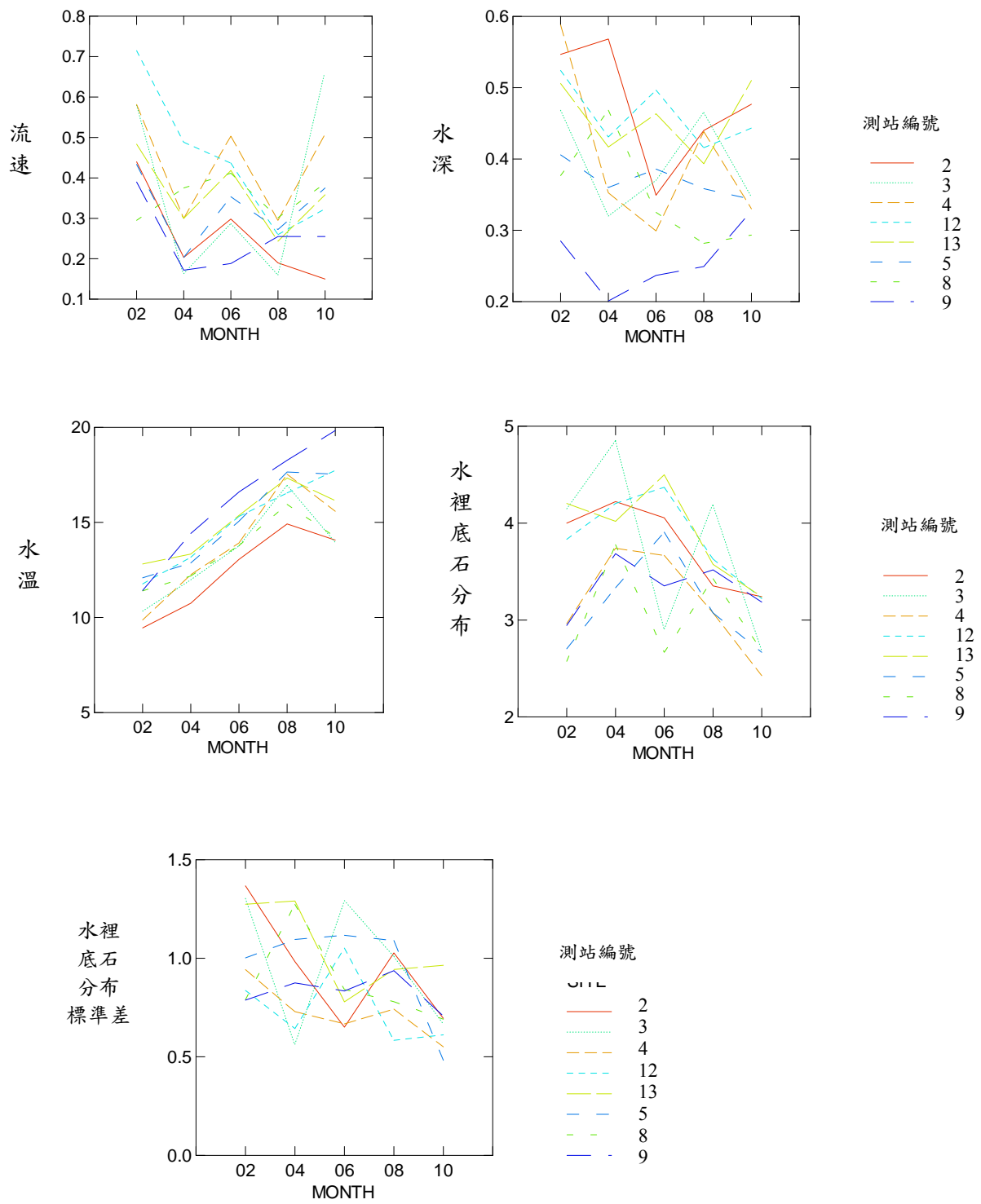


圖 4-9、2010 年七家灣溪各測站全年水生非昆蟲無脊椎動物調查之環境因子變化

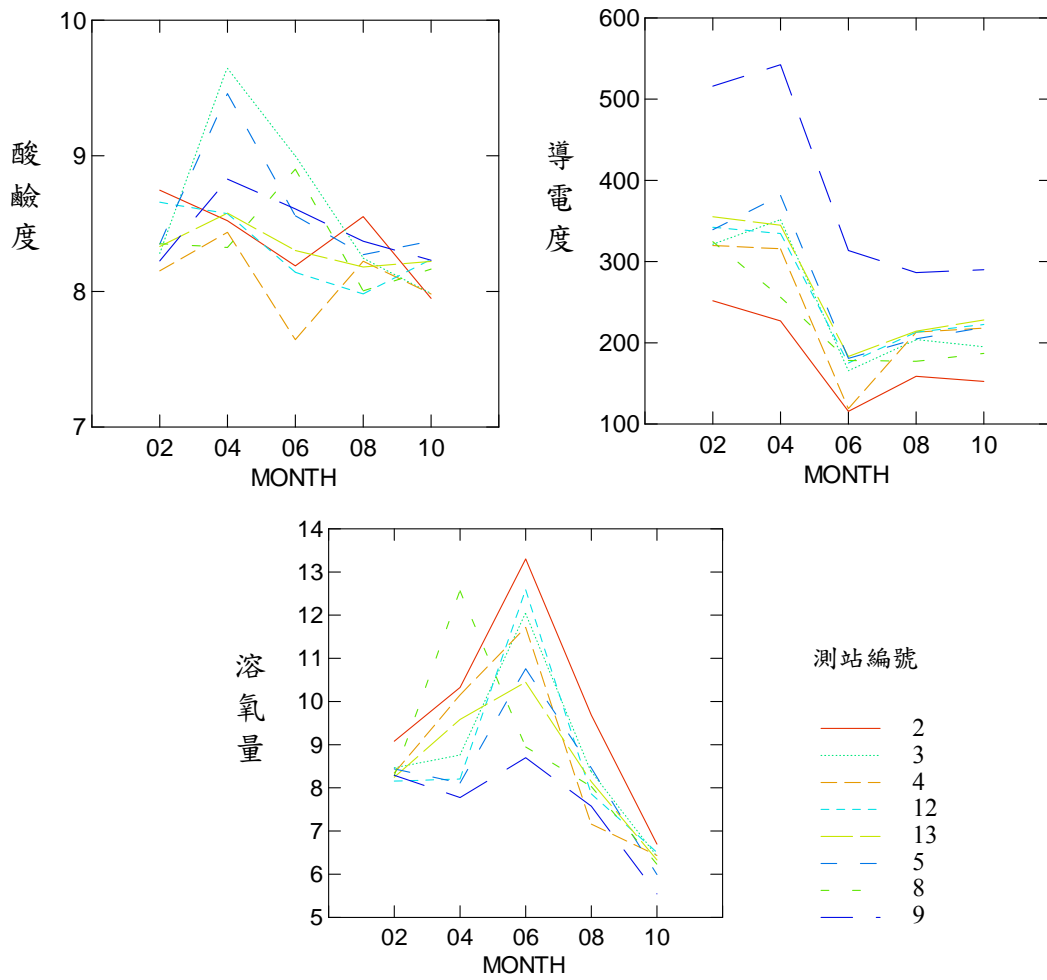


圖 4-9 (續)、2010 年七家灣溪各測站全年環境因子變化

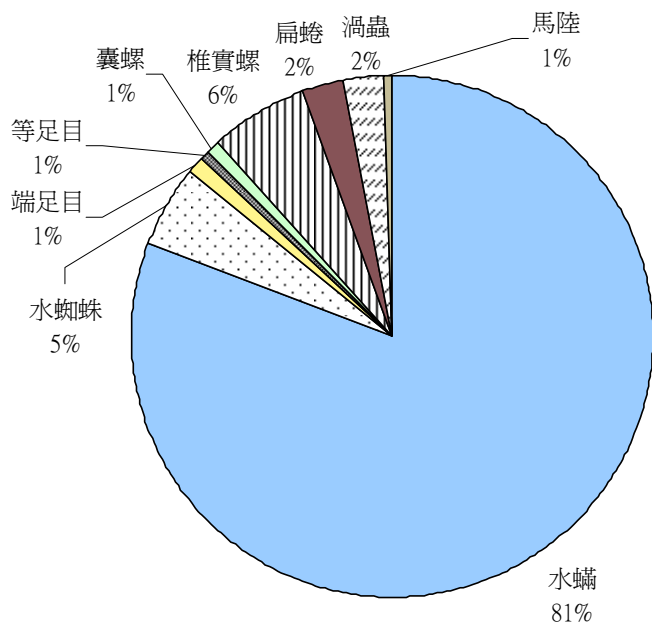


圖 4-10、2010 年七家灣溪地區水生非昆蟲無脊椎動物數量組成百分比

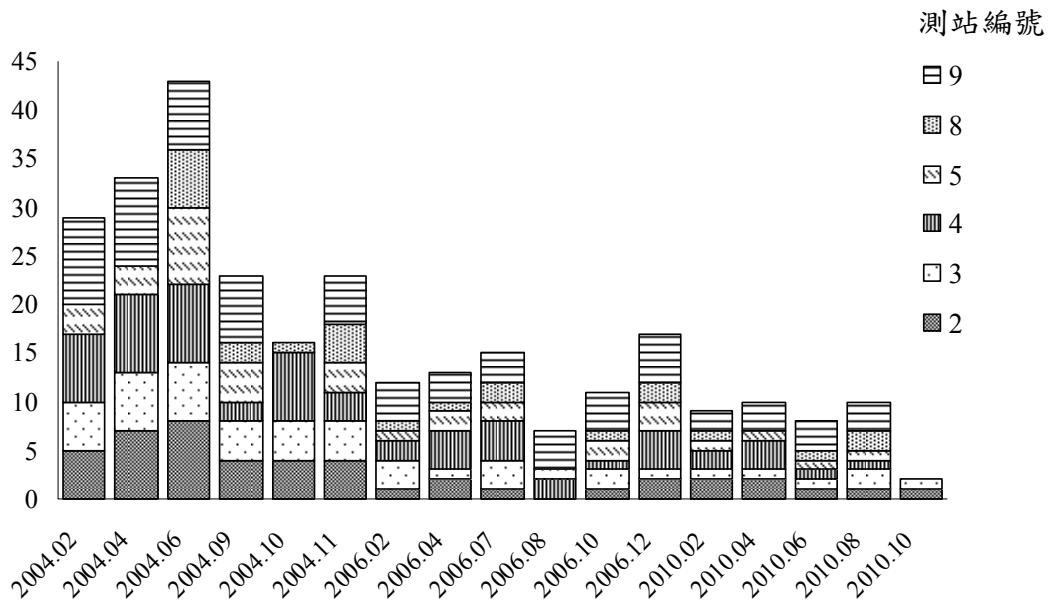


圖 4-11、2004 年、2006 年與 2010 年各月份各測站水生非昆蟲無脊椎動物種類

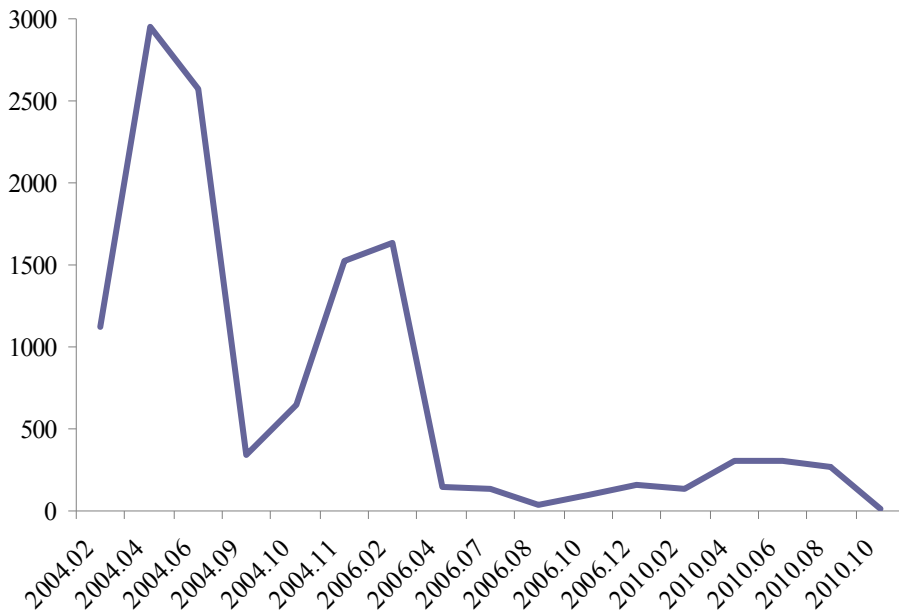


圖 4-12、2004 年、2006 年與 2010 年各月份水生非昆蟲無脊椎動物數量

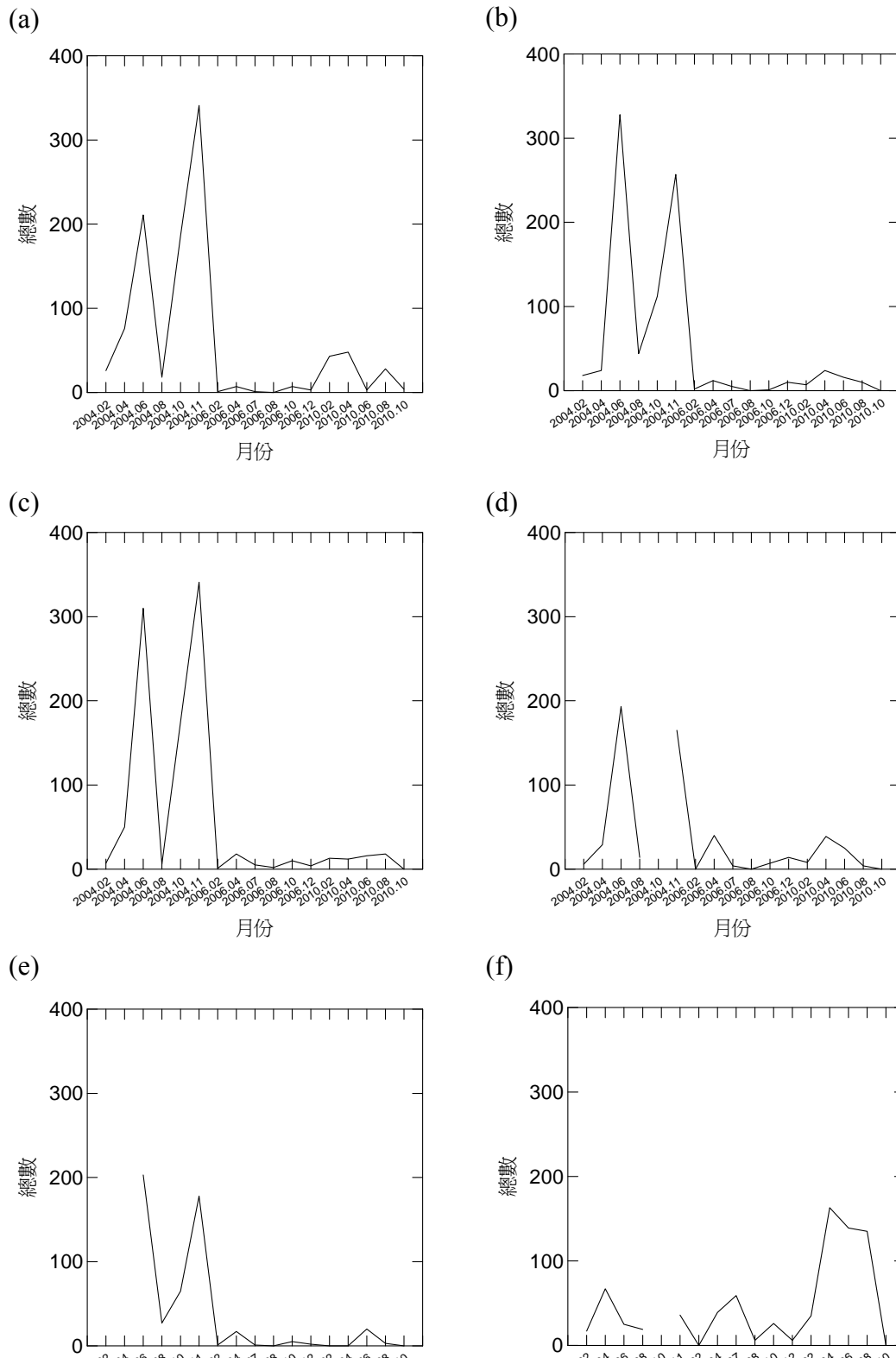
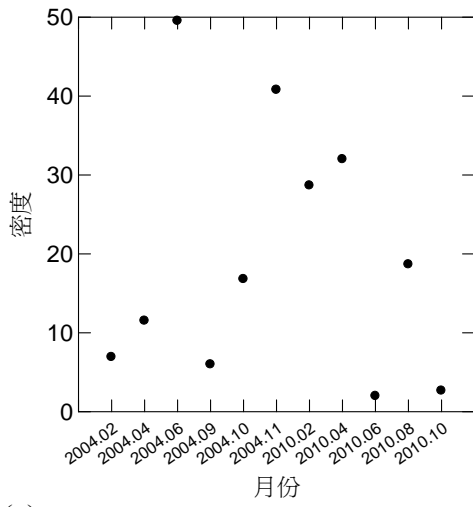
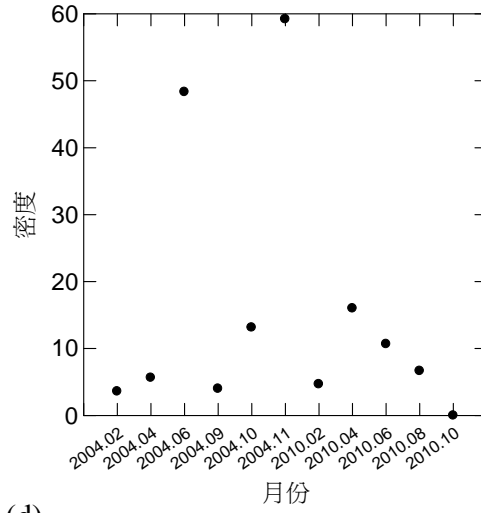


圖 4-13、2004 年、2006 年與 2010 年六測站之水蝨總數 (a) 桃山西溪、(b) 二號壩、(c) 一號壩、(d) 繁殖場、(e) 高山溪、(f) 有勝溪

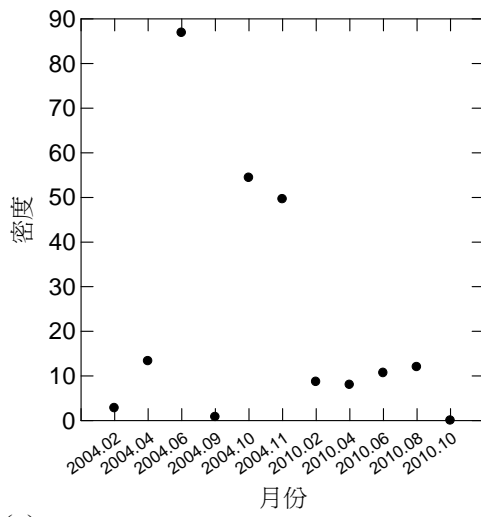
(a)



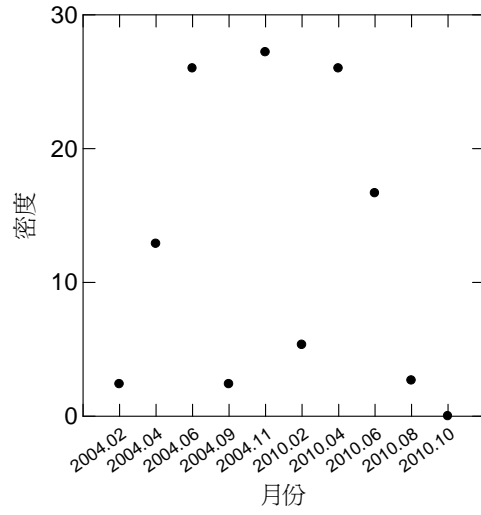
(b)



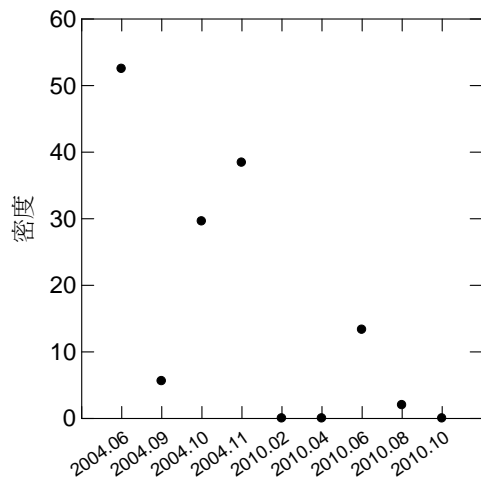
(c)



(d)



(e)



(f)

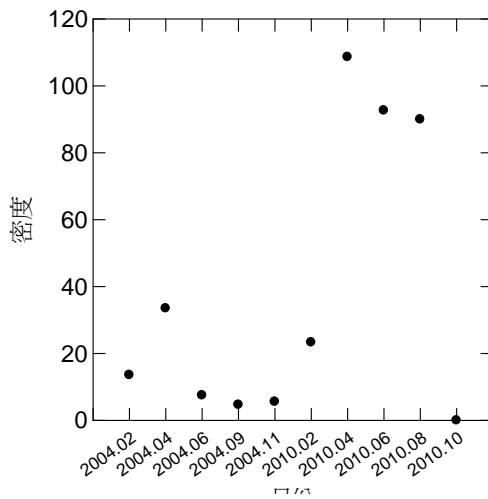


圖 4-14、2004 年與 2010 年兩年六測站之水蝨密度 (隻數/平方公尺) (a) 桃山西溪、(b)二號壩、(c)一號壩、(d)繁殖場、(e)高山溪、(f)有勝溪

## 第五章 七家灣溪濱岸鳥類相調查

孫元勳、汪辰寧、陳宏昌

屏東科技大學野生動物保育研究所

### 摘要

關鍵詞：溪鳥、食性、繁殖、拆壩、黃魚鴉

### 一、前言

七家灣溪一號壩預計明年颱風季前拆壩，希望改善國寶魚櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)的棲地，其對溪流鳥類數量和繁殖的影響是本研究的監測目的。

### 二、研究方法及過程

溪鳥族群監測樣線位在七家灣溪一號壩上、下游各 1750 m、4300 m。沿溪調查溪鳥數量和出現位置，找尋巢位及記錄繁殖情況，每月調查一次。另設陷阱捕捉黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)，無線電追蹤界定活動範圍和尋找巢位和觀察。

### 三、重要發現

今年溪鳥族群的波動大致和 2004-2008 年的模式很類似。3 月 19 日透過無線電追蹤在一株樹高約 30 m 的二葉松(*Pinus taiwanensis*)的殘幹上找到稀有溪鳥黃魚鴉的巢(巢高約 11 m)和 2 顆蛋並記錄其繁殖期習性。3 月 27、29 日兩隻雛鳥陸續孵化。雛鳥食物半數為台灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)，其次是兩棲類且幾乎清一色是盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)。5 月 23、27 日，也就是雛鳥 58 天後離巢。繁殖期間雌鳥和雄鳥的活動範圍長度各為 7.5 km、4.5 km，兩者活動範圍長度為 7.75 km。雌鳥的覓食地多在巢附近 250 m，雄鳥的覓食地點較遠。七家灣另有一對黃魚鴉，其中 9-11 月追縱母鳥目前活動範圍長度有 6.7 km，實際長度可能到更上游。

### 四、主要建議事項

1. 黃魚鴉是本島體型最大且生態習性獨特的貓頭鷹，以溪流為家，是國寶魚的天敵之一，故事張力十足，是解說教育極佳的題材。惟其族群量低，研究困難度較鴛鴦高，建議擬定針對其生態研究的計畫，並持續至少 4 年的期程。



時程：近期，負責單位：雪霸國家公園管理處。

2. 出版黃魚鴉生態相關的解說書籍，影帶或繪本。

時程：中、長期，負責單位：雪霸管理處。

## ABSTRACT

The Headquarter of Shepa Naitonla Park plans to demolish the Dam No. 1 to improve the habitat quality of Land-locked Salmon in Chichiawan Stream by the beginning of typhoon season next year. The aim of this study is to determine the effect of this practice on the number and breeding of stream birds in this stream. Populations of stream birds were surveyed along the stream from the confluence with Yosheng Stream upstream to the Dam No. 3 monthly. Additionally, one of the species, Tawny Fishing-owl (*Ketupa flavipes*), were trapped and radio-tracked to locate its nest and determine its home range.

The population trend of stream birds this year somewhat follow the pattern of 2004-2008. On 23 March, a nest, with two eggs, of Tawny Fishing-owl was located on the 11-m broken treetop of 30-m Taiwan red pine (*Pinus taiwanensis*). Owlets were hatched on 27 and 29 March, respectively. Diet of the nestling was composed about half of *Varicorhinus barbatulus*, which was followed by amphibians with *Bufo bankorensis* most exclusively. The two young birds fledged 58 days after hatching, on 23 and 27 May, respectively. The length of home ranges of the breeding male and female were about 7.5 km and 4.5 km, respectively, within a stream section of 7.75 km long. The female who mainly guarded the nest foraged nearer the nest, within 250 m, than the male. The female of another pair of birds dwelled on the Chichiawan Stream occupying a 6.7 km-long home range .

**【Keywords】** breeding, dam- demolishing, diet, stream bird, Tawny Fishing-owl

## 一、前言

七家灣溪是國寶魚櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)的重要棲地(林曜松等 1988)。櫻花鉤吻鮭稱得上是這條溪流生態系的代表性物種，其存在造就此溪獨特的生態系統，七家灣溪生態系或可稱為「櫻花鉤吻鮭生態系」。表面上，雖然此一明星物種看似與生物多樣性保育之精神背離，但櫻花鉤吻鮭對於七家灣溪生態系的保育，扮演舉足輕重的角色，這是因為扮演所謂的傘護種(Umbrella species)角色(Hunter 1996)。

台灣溪流構建許多攔砂壩，目的在降低溪流泥砂沖刷量，以延長水庫壽命，七家灣溪也不例外，整條七家灣溪就有 6 座攔砂壩。然而，攔砂壩不僅對魚類的洄游遷移構成層層障礙，也讓櫻花鉤吻鮭族群只能單向往下游擴散，無法上溯到上游河段(曾晴賢、楊正雄，2008)。有鑑於此，雪霸國家公園管理處在 1994 月至 2000 年 6 月間將高山溪的 4 座攔砂壩逐一拆除(葉昭憲等 2002)；研究後發現，拆壩處上游 200 m 的河道有明顯沖刷情形，且初期下游河道變化較為劇烈。

昔日本區有關拆壩對溪流生態影響的研究，係在已經進行拆壩工程的高山溪，不過監測項目僅針對櫻花鉤吻鮭族群，原因是因為該條溪流的鮭魚族群早在拆壩前即已啟動監測作業(曾晴賢 1998)。曾晴賢(1998)表示，高山溪櫻花鉤吻鮭族群數量變化和拆壩的關聯性雖然不甚緊密，但是拆壩卻能改善櫻花鉤吻鮭族群空間分布的窄化現象(曾晴賢、楊正雄 2008)。至於拆壩前後櫻花鉤吻鮭的天敵與非天敵鳥類族群數量和空間分布的影響，並無相關研究。

雪霸國家管理處規劃 2011 年颱風季前的 5-6 月進行七家灣溪一號壩拆除工作。這條溪自 2003 年起即有長期生態整合計畫在該處監測中，目前在櫻花鉤吻鮭與生物與非生物因子間的關聯性研究已經有初步結論，該監測計畫之物種調查部份除魚類外，還包括水棲昆蟲、兩棲類、昆蟲和鳥類(林幸助等 2009)。本整合計畫不僅可以再次探討拆壩對櫻花鉤吻鮭的影響，另外可同時得知溪鳥的反應，以及其與探討其他生物與非生物因子間的關聯。

為此，本研究之目的在於：(1)探討七家灣溪一號壩拆壩前後溪鳥數量的時空變化模式；(2)比較拆壩對溪鳥巢位利用和繁殖表現之差異；(3)探討前兩項與溪流棲地改變和食物組成的關聯。今年度的重點在建立拆壩前的背景資料並和歷年資料比對。

## 二、研究地區和方法

### (一)研究地區

研究地區位於雪霸國家公園境內的大甲溪上游七家灣溪(圖 5-1)。本區年均溫為 16.1°C，月均溫以 7 月最高(21.6°C)，1 月最低 (9.2°C)，降雨量可達 2,200 mm，雨量集中在 7-9 月，10-1 月雨量較少。七家灣溪流域沿岸土地利用型態包括遊憩區、果菜園、二葉松(*Pinus taiwanensis*)林、次生林和原始針闊葉林等生態系，交織而成。

2-6 月鳥類調查樣線區分成 3 段：1.七家灣溪和有勝溪匯流口(海拔 1,720 m)至一號壩，全長約 1,750 m，河道坡度約 2.3%；2.一號壩至二號壩(海拔 1,780 m)，全長約 2,700 m，河道坡度約 2%，河道寬度 8-40 m；2008 年 2 月；3.二-三號壩(海拔 1,880 m)之間，全長約 1,600 m。調查樣線每間隔 100 m 以噴漆標記，便於記錄目標出現位置。這條樣線二號壩以下到七家灣溪與有勝溪匯流口，主要是淺灘(54.5%)和急流(45.5%)(葉昭憲、林世弘 2008)。7 月以後配合七家灣溪長期生態監測作業，回復為七家灣溪(匯流口-六號壩)和高山溪(匯流口-三號壩)的調查。

### 三、調查方法

#### 1. 溪鳥族群調查

在溪流水況安全無虞下每月沿著調查樣線步行，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、性別、年齡和出現地點。

#### 2. 黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)捕捉、繫放與無線電追蹤

為便於界定領域範圍和搜尋巢位，研究者設置腳套陷阱在黃魚鴉出沒地點，每月進行15-20天的誘捕工作。初期先沿溪搜尋溪邊的黃魚鴉留下的痕跡，如排遺、食繭、食痕、羽毛...等。在得知其覓食地點後，在溪畔設置大小約1×0.5 m的箱網和誘餌，之後每兩天查看是否有被黃魚鴉利用的痕跡，一旦其前來利用便開啟陷阱進行捕捉。個體捕獲後進行基本型質測量、繫上鋁環及背負式無線電發報器(重量60克，壽命≥3年)。

無線電追蹤部分，使用三角定位方式來找出黃魚鴉的日棲點以及活動地點，計算其領域範圍和大小。繁殖期間研究者將有勝河流域每間隔250 m標記一個區段，以巢位為中心，上游區段(u1、u2、u3...)和下游區段(d1、d2、d3...)共計分為16個溪段。定位時間是從晚上7時開始，每2小時記錄一次活動地點，直到隔天早上5時。

#### 3. 黃魚鴉繁殖觀察

1-2月透過無線電追蹤確定母鳥夜間長時停留在森林時，在即將孵化前上巢確定蛋數，裝設夜間監錄系統，定時下載影片，記錄孵化日、孵化率、孵雛行為、育雛期餵食行為和食物內容、離巢日和成功離巢數以及離巢率。此外，幼鳥離巢前約一週進行繫放，以無線電追蹤離巢後的擴散行為。

## 四、結果

### (一)溪鳥族群監測

#### 1.河鳥

今年 2-6 月七家灣溪與有勝溪匯流口以上至七家灣溪三號壩，河鳥數量介於 9-21 隻。8-11 月回復全溪調查，期間河鳥數量最高的數量(37 隻)雖低於 2003 年(58 隻)、2006 年(42 隻)，但和 2004 年(36 隻)相當，但較 2005 年(32 隻)、2007 年(21 隻)、2008 年(16 隻)增加(圖 5-2)。

#### 2.鉛色水鵝

今年 2-6 月七家灣溪與有勝溪匯流口以上至七家灣溪三號壩，鉛色水鵝數量介於 74-111 隻，比往年同溪段略增。8-11 月回復全溪調查，期間鉛色水鵝數量最高的數量(118 隻)又再創新高，歷年同期最高數量：2003 年(93 隻)、2004 年(94 隻)、2005 年(67 隻)、2006 年(86 隻)、2007 年(86 隻)、2008 年(100 隻)(圖 5-3)。4-8 月鉛色水鵝亞成鳥出現在溪流，其中以 5 月記錄到最多 (表 5-1)。

#### 3.紫嘯鵝

今年 2-6 月七家灣溪與有勝溪匯流口以上至七家灣溪三號壩，紫嘯鵝數量介於 0-2 隻，少於 2008 年(5 隻)，和 2008 年之前的數量相近。8-11 月回復全溪調查，期間紫嘯鵝數量最高數量只有 1 隻，和歷年大致一樣，但 2003 年最多有 3 隻(圖 5-4)。

#### 4.小剪尾

今年 2-11 月小剪尾最多只有 4 隻(圖 5-5)，明顯少於歷年的紀錄。小剪尾數量在秋冬季開始增加(表 5-1)

#### 5.鴛鴦

今年 2-6 月七家灣溪與有勝溪匯流口以上至七家灣溪三號壩，鴛鴦數量介於 2-7 隻，7 隻的數字和 2008 年同期同溪段一樣，高於 2005-2006 年，但比 2004 年(11 隻)低。8-11 月回復全溪調查，期間鴛鴦數量最高達 13 隻，和 2006-2008 年大致一樣相同(11-15 隻)(圖 5-6)。

#### 6.白鵝鴿

今年 2-6 月七家灣溪與有勝溪匯流口以上至七家灣溪三號壩，白鵝鴿數量介於 1-7 隻。8-11 月回復全溪調查，期間白鵝鴿數量最高達 16 隻，高於 2008 年的 4 隻，白鵝鴿在 2008 年 1 月才開始出現在七家灣溪(圖 5-7)。

### (二)黃魚鴉生態

#### 1.成鳥繫放

繼 2009 年 10 月捕捉到母鳥「勝妹」(No.168)，2010 年 2 月 3 日再度在有勝溪發現黃

魚鵑的腳印，3月26日順利捕捉到公鳥「勝哥」(No.117)，9月2日在七家灣溪三號壩又捕捉到母鳥「灣妹」(No.137)(附錄1)。

## 2.活動範圍

### (1)有勝溪

從3月11日起6月1日，共計回收了173筆公鳥「勝哥」的繁殖季定位點，其活動區域沒有超出有勝溪流域，總長約7.75 km，巢位上游最遠曾至省道7號甲線46.5 km附近，距離5.25 km，巢位下游最遠處則接近有勝溪七家灣溪匯流口，距離2.5 km(圖5-8)。定位點分布上，「勝哥」的84個(49%)定位點位在巢位附近，雖然其在巢位上游所記錄到的點位(53點)比下游點位(36點)來得多，不過以定位點密度來看，下游的定位點密度(16點/km)高於上游(10.6點/km)(圖5-9)。

母鳥「勝妹」從1月20至6月1號共計回收了134筆繁殖季定位點。期間2月19日-4月22日因「勝妹」多待在巢中，因而沒有定位點資料。調查期間其活動範圍總長度僅有4.5 km，其中有勝溪流域涵蓋的長度僅3.5 km，最上游處約在省道7號甲線51.5 km之前，距離巢位不超過1 km，而最下游處則越過了有勝溪和七家灣溪匯流口，最遠至匯流口往七家灣溪上游約500 m處(圖5-8)。「勝妹」的定位點多數集中在巢位附近250 m(73點，61.9%)(圖5-9)。排除巢位附近的定位點，「勝妹」大多出現在下游區段(31點)，比出現在上游區段(20點)的機會要高，不過定位點密度後以上游較高(80點/km)。

### (2)七家灣溪

本流域主要為母鳥「灣妹」的地盤，目前已知的活動範圍涵蓋溪流段有桃山西溪下游、七家灣溪全段以及伊卡灣溪上游，總長約6.7 km(圖5-8)。其中在復育池-武陵賓館溪段與有勝溪「勝妹」的範圍重疊，重疊長度近1 km；「勝妹」在1、4、10月的時候曾前往七家灣溪下游復育中心一帶。

## 3.繁殖

本研究於2010年2月19日經由無線電的活動模式資料判斷雌鳥可能在孵卵。經發現巢位於有勝溪一棵約30 m高的二葉松主幹殘頂上，巢樹距離溪床約150 m，巢高離地面約11 m。雖然此二葉松主幹看似斷了相當久的時間，不過其側枝極為發達，所以巢上方樹仍有樹冠遮蔽。

3月23日研究者上樹架設監視器，發現巢中有兩顆蛋，正在孵卵的「勝妹」離巢，惟在研究人員離去後2小時內返回。3月27日02:00第一次聽到幼鳥細弱鳴聲，並於當日凌晨05:21母鳥短暫離巢時目擊到幼鳥已孵化，3月29日確認另一隻幼鳥已成功孵化。回推其產卵期介於2月7日-2月18日間。孵卵期間「勝妹」多數時間待在巢內，甚至有連續40小時

沒有離去的情形。即便離巢，母鳥最遲 15 分鐘內就會返回，6 次在巢外時間平均為 7.25 分鐘。3 月 31 日下午 6 點 40 分「勝妹」首次攜回獵物餵食幼鳥。之後其離巢時間及次數漸增，到幼鳥離巢前幾周甚至有整夜超過 11 個小時在巢外的紀錄(離開時間：17:00- 06:00)。期間「勝哥」通常都是將食物攜回的時候在巢邊稍作停留後隨即離去，未曾待在巢中超過 10 分鐘。

幼鳥離巢前共觀察到 407 筆餵食紀錄。可辨識獵物種類的 396 筆紀錄裏，有半數屬於魚類(208 隻，52.5%)，其次是兩棲類(169 筆，42.7%)，嚙齒類(16 筆，4%)和鳥類(3 筆，0.8%)。雌雄親鳥攜回的獵物組成有所差異( $\chi^2 = 132.9$ ,  $df=3$ ,  $p < 0.001$ , 圖 5-10)。227 筆(75.6%)來自「勝哥」，180 筆(24.4%)來自「勝妹」。「勝哥」帶回最多的為魚類(171 筆，76.3%)，「勝妹」則是兩棲類(129 筆，75%)。親鳥獵捕的魚類主要是台灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*) (180 隻)，其次是台灣纓口鰍(*Crossostoma lacustre*) (28 隻)；兩棲類除母鳥捉回的 1 隻梭德氏赤蛙(*Pseudoamolops sauteri*)外，其餘皆是盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*) (168 隻)；嚙齒類有黑腹絨鼠(*Eothenomys melanogaster*)，其餘種類待查；鳥類食物則有公鳥捉到的 1 隻河鳥和母鳥在同一天晚上帶回的約 1 個月大的鴛鴦(*Aix galericula*)幼鳥，共有 2 隻。

5 月 14 日先行上巢將兩隻幼鳥繫上腳環，5 月 25 日將晚孵化的「小勝」(No.199)繫上無線電發報器，「小勝」當天晚上離巢，但是先孵化的「大勝」(No.200)已先行在 23 日走至巢位上方枝條，27 日清晨在「大勝」移動到較低枝條後捕捉並繫上發報器並放回巢內，不到一天「大勝」也離巢。兩隻幼鳥待在巢中的時間同為 58 天，體重成長互有領先，離巢體重各約 1470、1420 g(圖 5-11)。令人氣餒的是，兩隻幼鳥的發報器分別在 5 月及 11 月脫落。可以確定的是其中一隻幼鳥 12 月仍在有勝溪活動。



## 五、討論

### (一)溪鳥族群監測

為更準確掌握拆壩對七家灣溪溪鳥影響，本次調查上半年並未涵蓋過去溪鳥監測計畫的高山溪、七家灣溪三號壩以上溪段，只集中在一號壩下游匯流口和上游三號壩。配合原地另一長期監測計畫，6月以後回復原來的樣線長度。2010年8-11月各溪鳥的族群和歷年相比，變化趨勢依種而異：

#### 1.河鳥

今年8-11月河鳥最大數量高於2007年、2008年(2009年沒有資料)。孫元勳等(2008)指出，七家灣秋季河鳥數會受當年颱風挾帶雨量和溪水暴漲程度所影響。2009-2010年本區並無明顯的雨量進入，可能是河鳥數量回升的原因。今年調查中，並沒有發現2003-2004年繫放的個體，主要是因為其平均年存活率只有49.7% (孫元勳等 2007)，以本區繫放的57隻成鳥來看，大約第7年，也就是2019-2010年，就會全部死亡，至於2006-2007年繫放的6隻幼鳥，目前尚未目擊的原因，主要是除了死亡以外，牠們另會散布到區外，過去2003-2004年繫放的23隻幼鳥，在2005-2008年期間也不過只有2隻幼鳥(8.69%)返鄉繁殖(孫元勳等 2008)。

#### 2.鉛色水鶉

鉛色水鶉一年中的數量以4-7月繁殖季最高，主要因為是離巢幼鳥加入(孫元勳等 2008)，今年繁殖季只調查三號壩以下溪段，所以數量較少，但8-11月的比較顯示今年的數量又高於歷年，延續過去的攀升模式。本區鉛色水鶉數量自2004年的艾莉颱風後逐年遞增，郭美華(2006)表示大型毛翅目被大量的雙翅目搖蚊科(Chironomidae)取代，整體生物量雖下降，但對以小飛蟲為主食的鉛色水鶉(王穎 1986)而言，或許對其族群成長是正面的。

#### 3.白鶉鴿

白鶉鴿在兩年開始出現在七家灣溪，且數量如鉛色水鶉般攀升，期間曾見幼鳥個體，由於白鶉鴿在本島也有候鳥族群，所以9月最多出現的16隻個體中是否有候鳥個體有待了解。

### (二)黃魚鴉生態

有勝溪黃魚鴉的活動範圍長度將近8 km，比Sun et al. (2000)在南勢溪有養鱒場分布的兩對黃魚鴉的活動範圍長度(6.7 km、5.7 km)還要長些。有勝溪黃魚鴉活動範圍較短的原因可能是欠缺人工食物的提供。雖然，七家灣溪「灣妹」的活動範圍目前和南勢溪很接近，可能是這裏有特有的櫻花鉤吻鮭族群分布，是有勝溪沒有的食物資源。然而，「灣妹」的活動範圍僅追蹤了兩個多月，實際長度是否上至桃山西溪更上游，有待後續追蹤。

Sun et al. (1997)曾經描述砂卡礑溪一對黃魚鴉的繁殖行為，但是當時沒有同步無線電追

蹤，所以無從得知親鳥活動地點之分布情形。有勝溪黃魚鴉母鳥多在巢附近活動，不像公鳥的覓食地點那麼遠，主要是體型較大的母鳥負責護巢工作，不能離巢太久，這是多數猛禽常見的分工現象(Newton 1990)。

3-5 月分有勝溪黃魚鴉雛鳥食物有半數是台灣鏟頰魚，此一結果異於低海拔黃魚鴉食繭中以甲殼類或兩棲類占大宗的情形(Wu et al. 2006)，同樣地和砂卡礑溪雛鳥食物中兩棲類占多數(80.9%)的食物組成不同(Sun et al. 1997)。有勝溪釣客少且不見毒電魚行為(揚正雄，個人通訊)，可能是台灣鏟頰魚密度較高的原因。

有勝溪黃魚鴉公鳥捉到台灣鏟頰魚的比例高於母鳥，其差異可能和扮演的角色有關。護巢主要由母鳥負責，所以多待在巢邊，在外獵捕的時間較短，可能因此無法捉到比較難獵捉的台灣鏟頰魚，因此才對行動遲緩的盤古蟾蜍下手。有勝溪黃魚鴉在該溪捉到的台灣鏟頰魚數量約是台灣纓口鰍的 6 倍多，這個比例是否只是反應這兩種魚類在溪裏的相對數量，有待有勝溪日後新增魚類調查樣站後，方能進行比對。

雖然有勝溪黃魚鴉母鳥偶而也會到七家灣溪下游活動，但是該溪一號壩下游並非櫻花鉤吻鮭族群的主要分布地(曾晴賢 2007)，或許是有勝溪巢沒有鮭魚食物紀錄的主因。至於棲息在櫻花鉤吻鮭故鄉的另一對黃魚鴉是否會以櫻花鉤吻鮭為主食，則有待後續了解。

黃魚鴉獵捕小鴛鴦是國內首次紀錄。本區之前曾有繫放的母鴛鴦被黃魚鴉獵捕的情形(孫元勳 2000)，而小鴛鴦被獵捕的月分正是其離巢的時間(孫元勳 2002)。

## 參考文獻

- 王穎，1986。台灣特有亞種鉛色水鴨的生態研究。師大生物學報 21: 15-39。
- 林幸助、徐崇斌、葉昭憲、官文惠、彭宗仁、高樹基、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、葉文斌、吳聲海、曾晴賢、孫元勳、邵廣昭，2009。武陵溪流生態系長期生態研究與生態模式建構。國立臺灣博物館學刊 62(4):13-24。
- 林曜松、楊平世、梁世雄、曹先紹、莊鈴川，1988。櫻花鉤吻鮭生態之研究(一)：魚群分布與環境因子關係之研究。行政院農業委員會，76 年生態研究第 023 號。66 頁。
- 曾晴賢，1998。櫻花鉤吻鮭族群監測和生態調查(一)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。79 頁。
- 曾晴賢、楊正雄，2008。櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，10-1-55 頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 孫元勳，2000。七家灣溪鴛鴦族群、生態調查(II)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 孫元勳，2002。七家灣溪鴛鴦族群、生態調查(IV)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

- 孫元勳、胡景程、曾建偉，2007。溪流鳥類群聚生態監測武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，11-1~30頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 孫元勳、曾建偉、陳建廷，2008。溪流鳥類群聚生態監測武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，11-1~30頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 葉昭憲、連惠邦、段錦浩，2002，高山溪防砂壩改善工程之實施與現況，國家公園學報 12(2): 191-203。
- 葉昭憲、林世弘，2008。物理棲地研究。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，2-1-26 頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- Chung L.-C., H.-J. Lin, S.-P. Yo, C.-S. Tzeng, C.-H. Yeh and C.-H. Yang. 2008 Relationship between the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus* population and the physical substrate of its habitat after partial dam removal from the Kaoshan Stream, Taiwan.
- Hunter, M. L., Jr. 1996. Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science, Inc.
- Newton, I. 1990. Population ecology of raptors. 2<sup>nd</sup> edition, Buteo Books, Vermillion, SD.
- Sun, Y., Y. Wang, and K. A. Arnold. 1997. Notes on a nest of Tawny Fish-Owls at Sakatang Stream, Taiwan. J. Raptor Research 31 : 387-389.
- Sun, Y., Y. Wang, and C. Lee. 2000. Habitat selection by tawny fish owl (*Ketupa flavipes*) in Taiwan. J. Raptor Research 34 : 102-107.
- Wu, H., Y. Sun, Y. Wang, and Y. Tseng. 2006. Food habits of Tawny Fish-Owls in Sakatang Stream, Taiwan. J. Raptor Research 40: 111-119。

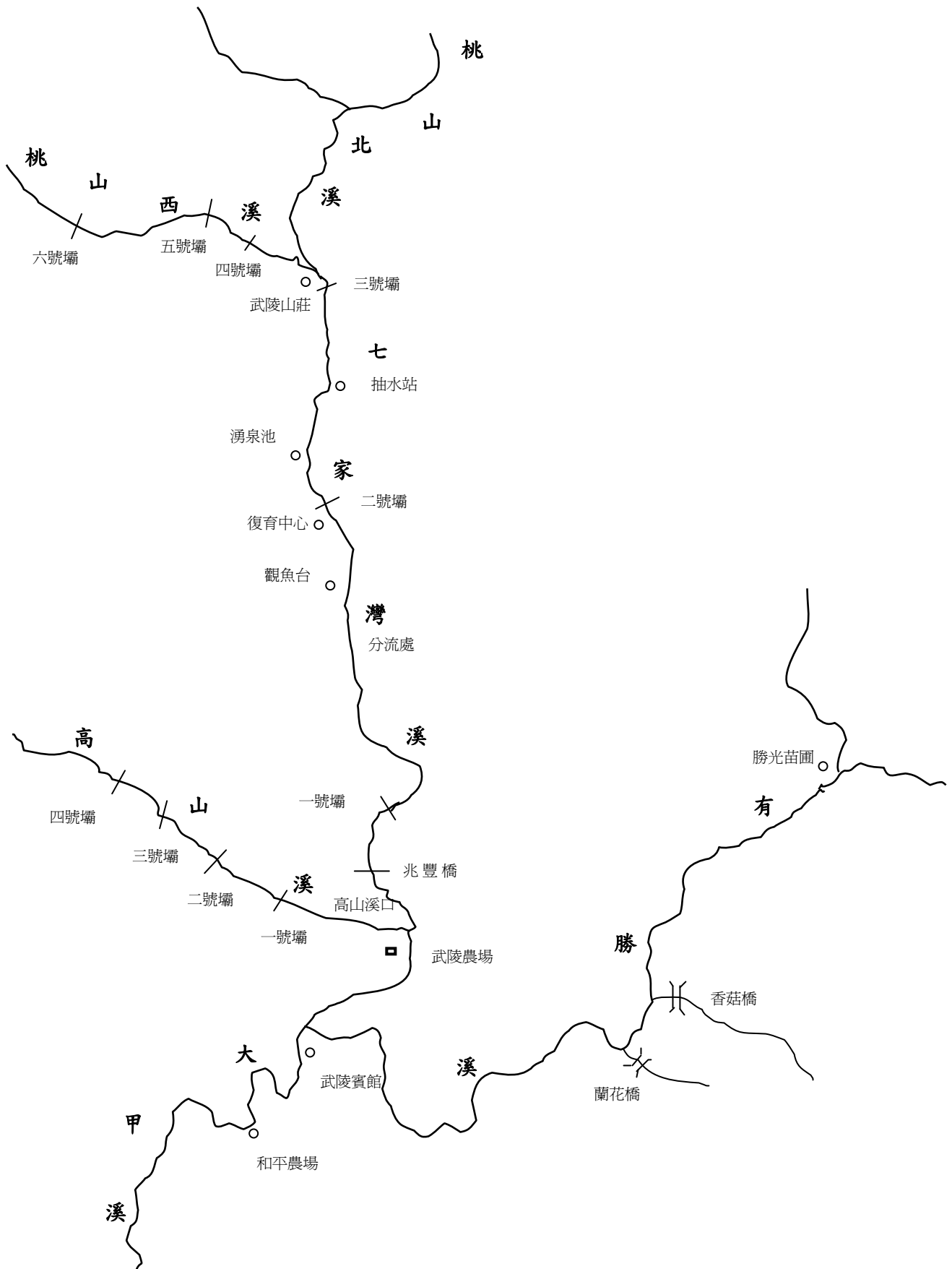


圖 5-1、研究地區示意圖。資料來源：本研究調查。

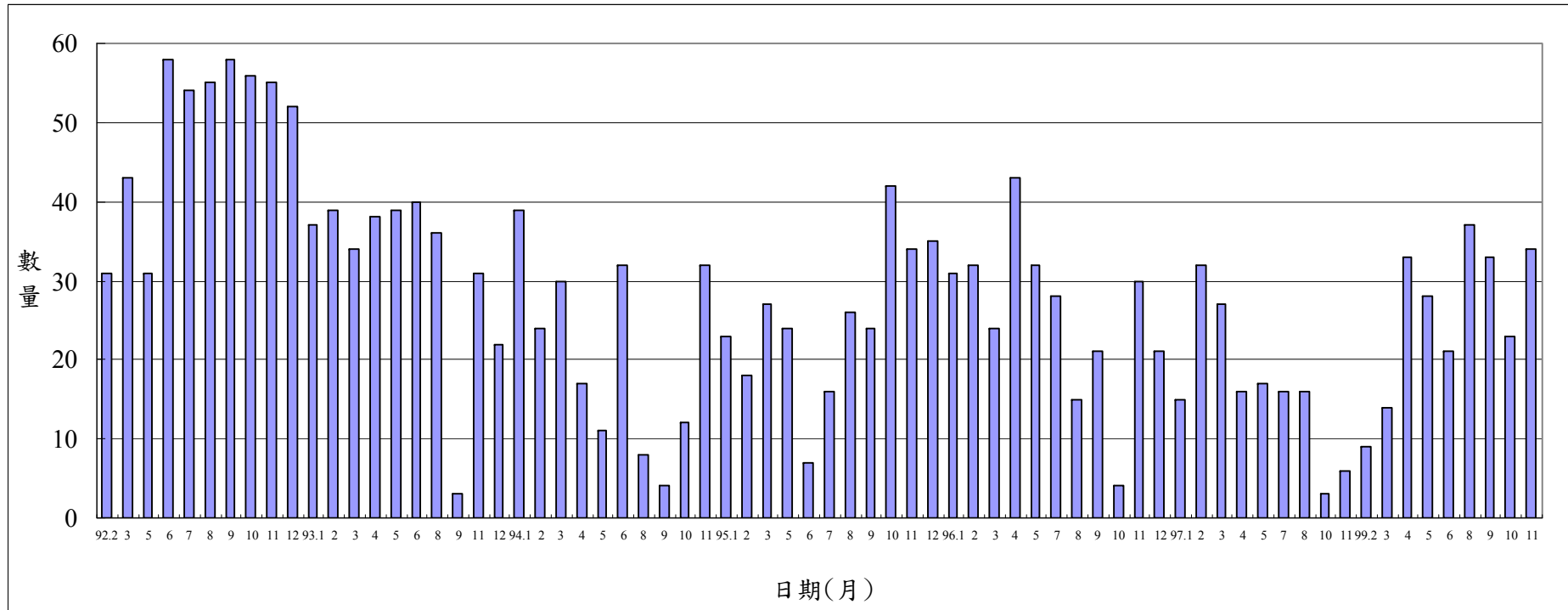


圖 5-2、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的河鳥數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

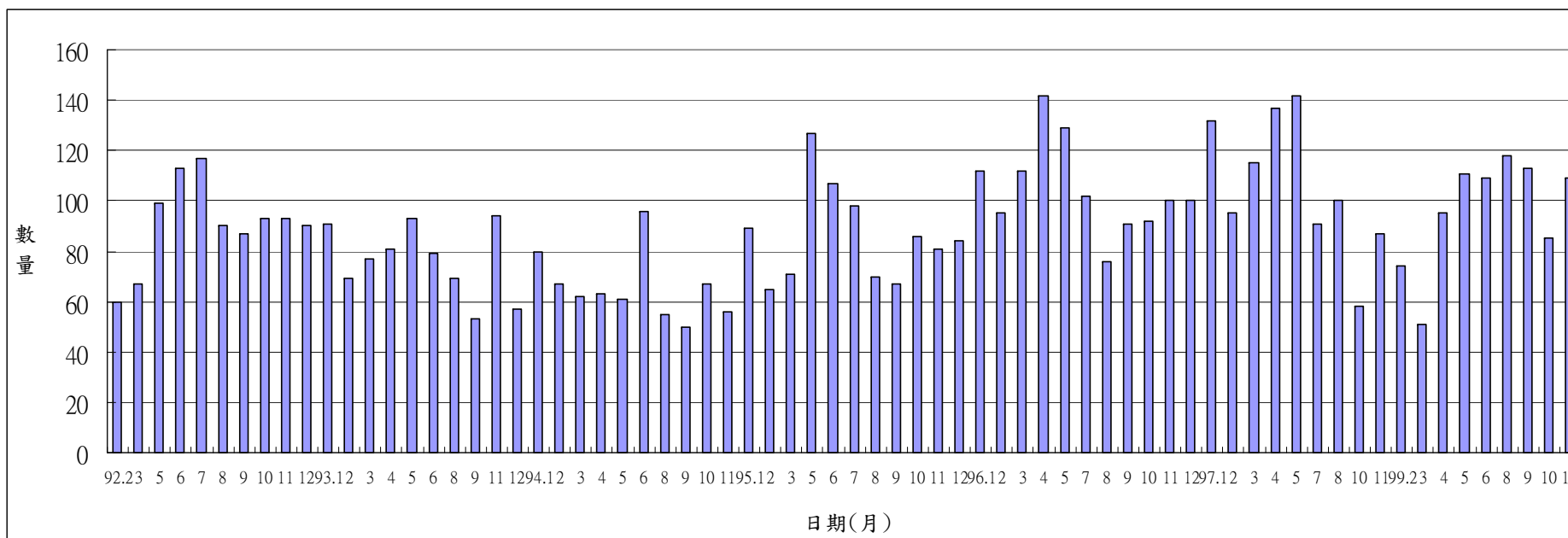


圖 5-3、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鉛色水鵝數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。



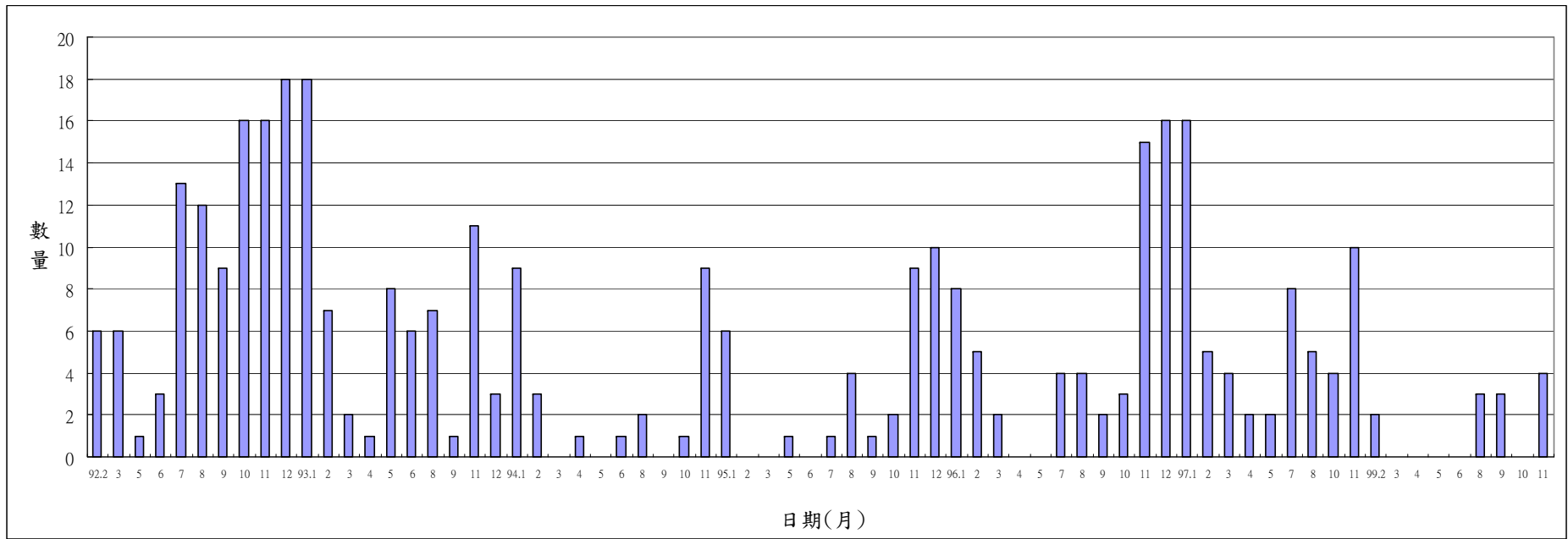


圖 5-5、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的小剪尾數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。



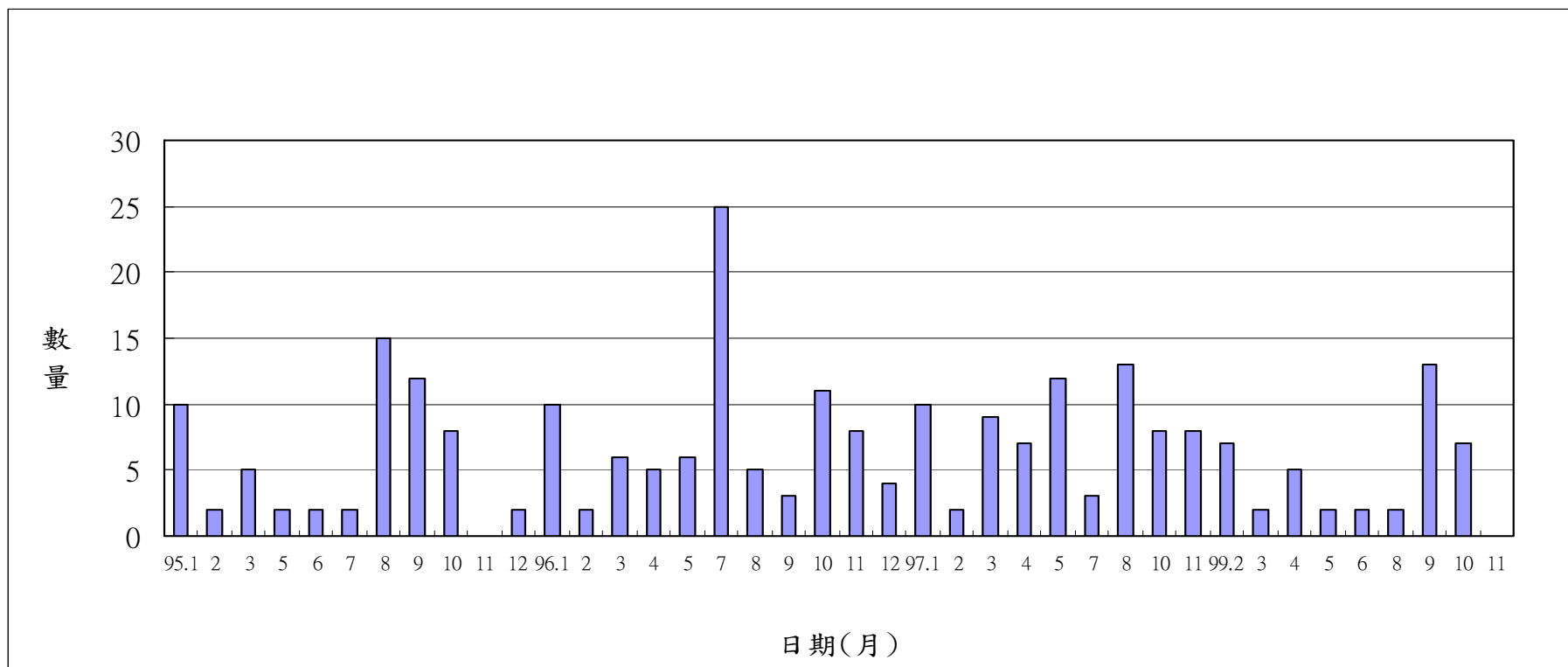


圖 5-6、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2-11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鴛鴦數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

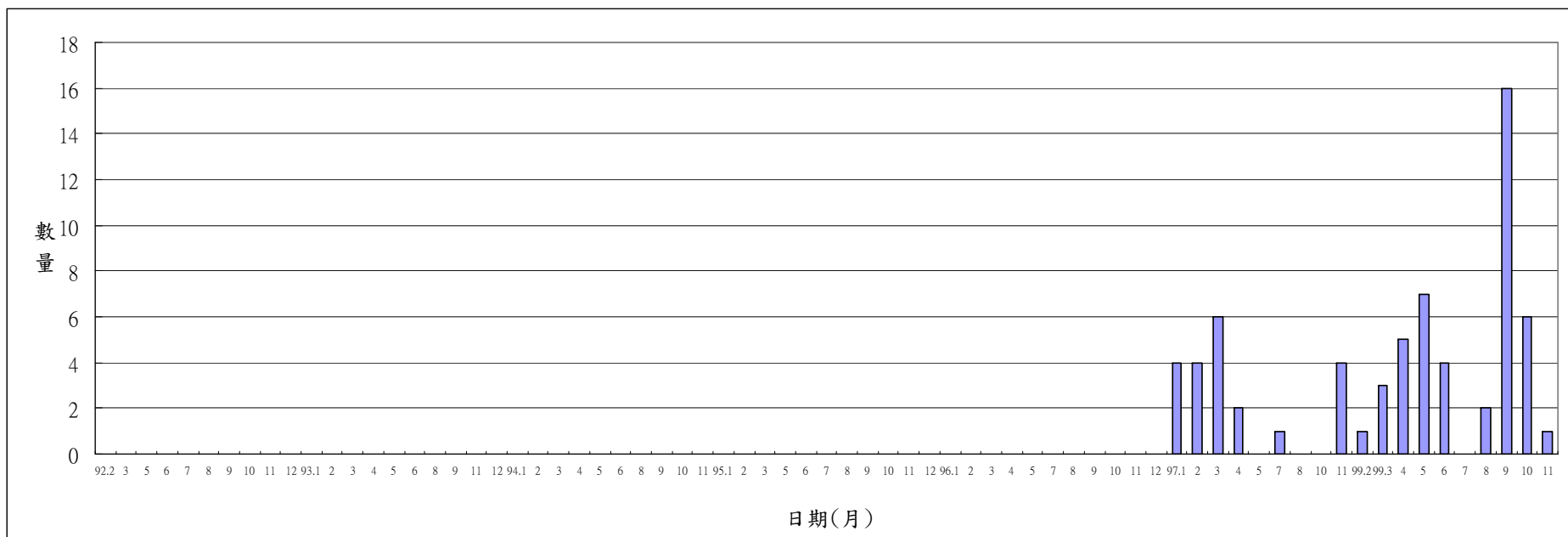


圖 5-7、2004 年-2008 年的 2 月至 5 月，以及 2010 年 2 月至 5 月七家灣溪迎賓橋至三號壩白鵲鴿數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料只從觀魚台至三號壩、2006 年 4 月無調查紀錄，以及 2010 年 2 月只從迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺、3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

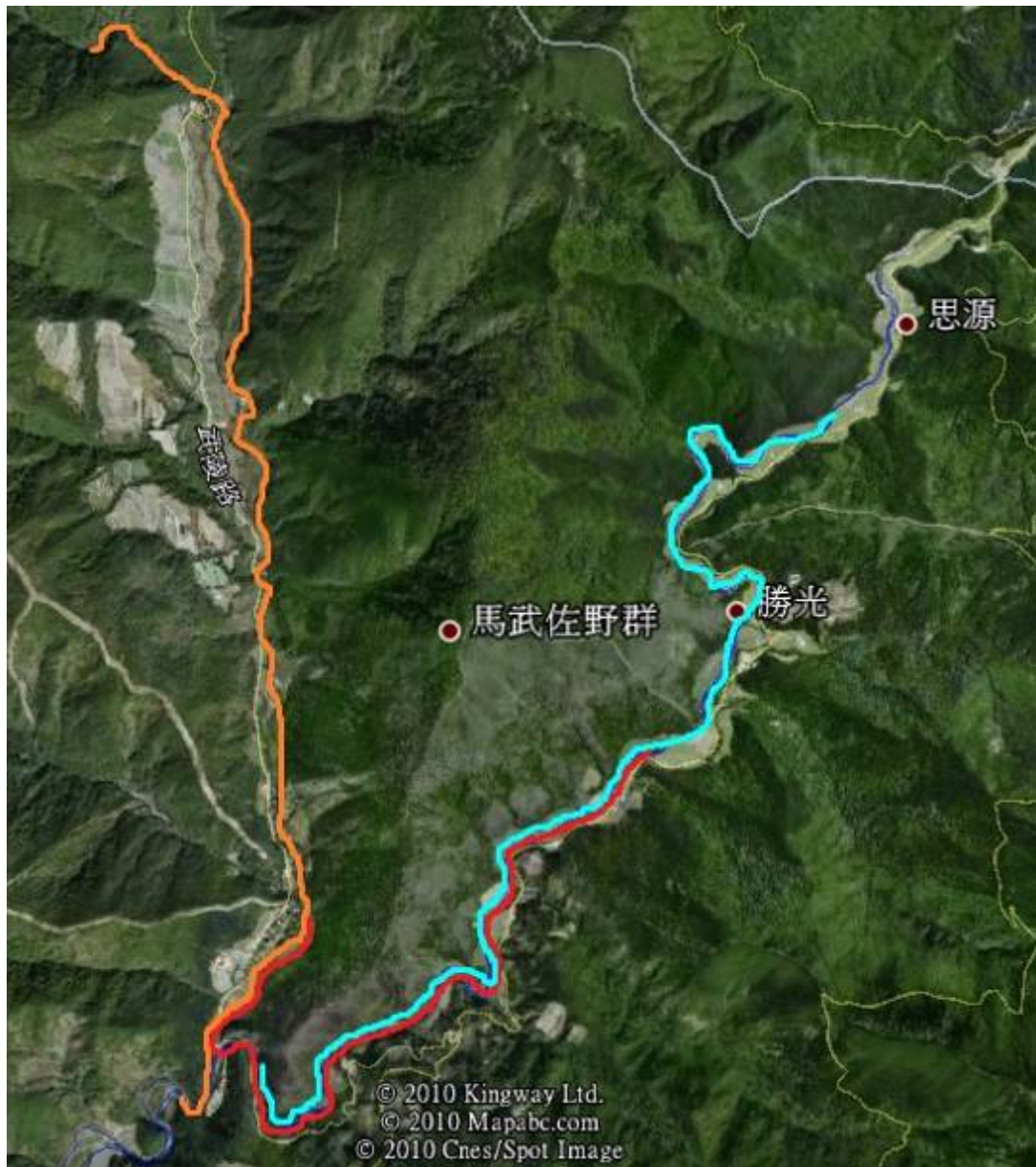


圖 5-8、2010 年三隻黃魚鵝成鳥在七家灣溪及有勝溪活動領域範圍圖。橘色為母鳥「灣妹」(9-11 月)，紅色是有勝溪的「勝妹」(1-6 月)，淡藍色是「勝妹」的配偶「勝哥」(3-6 月)。資料來源：本研究調查。

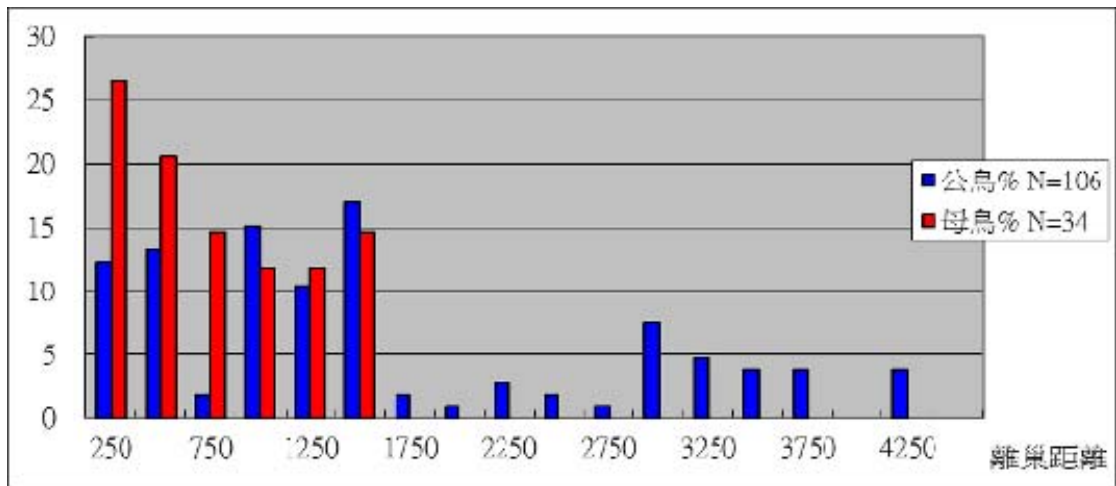


圖 5-9、2010 年 4-5 月有勝溪黃魚鴉親鳥離巢活動的直線距離。資料來源：本研究調查。

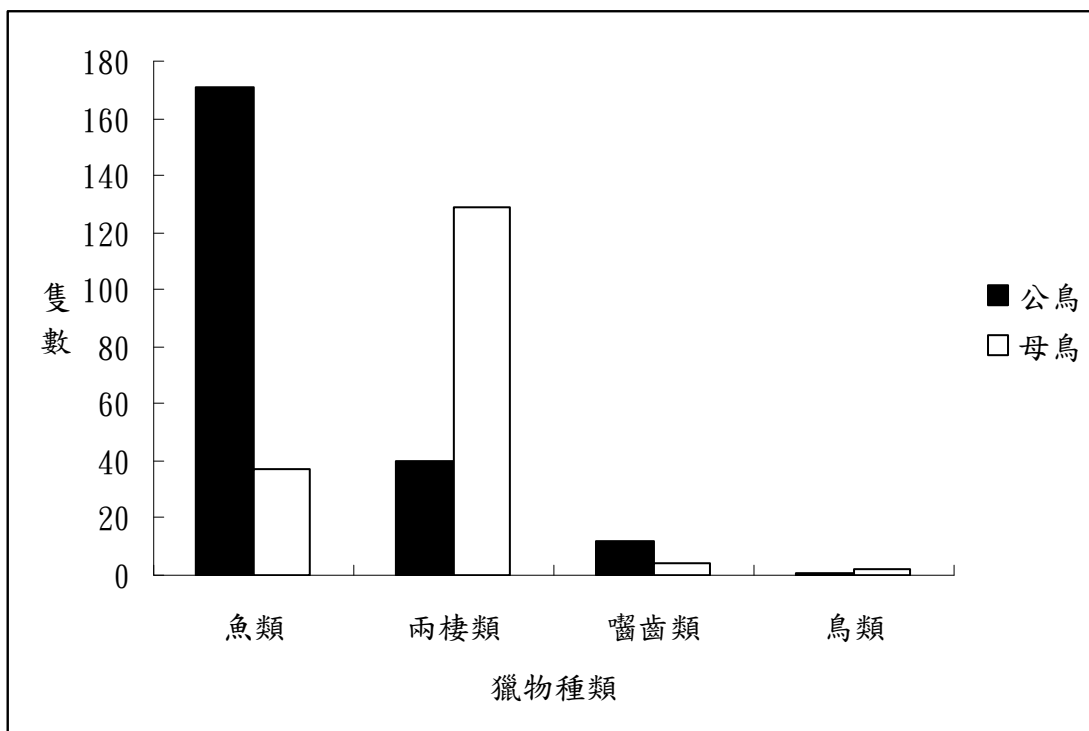


圖 5-10、2010 年 4-5 月有勝溪黃魚鴉親鳥餵食雛鳥各類食物的數量之比較。資料來源：本研究調查。

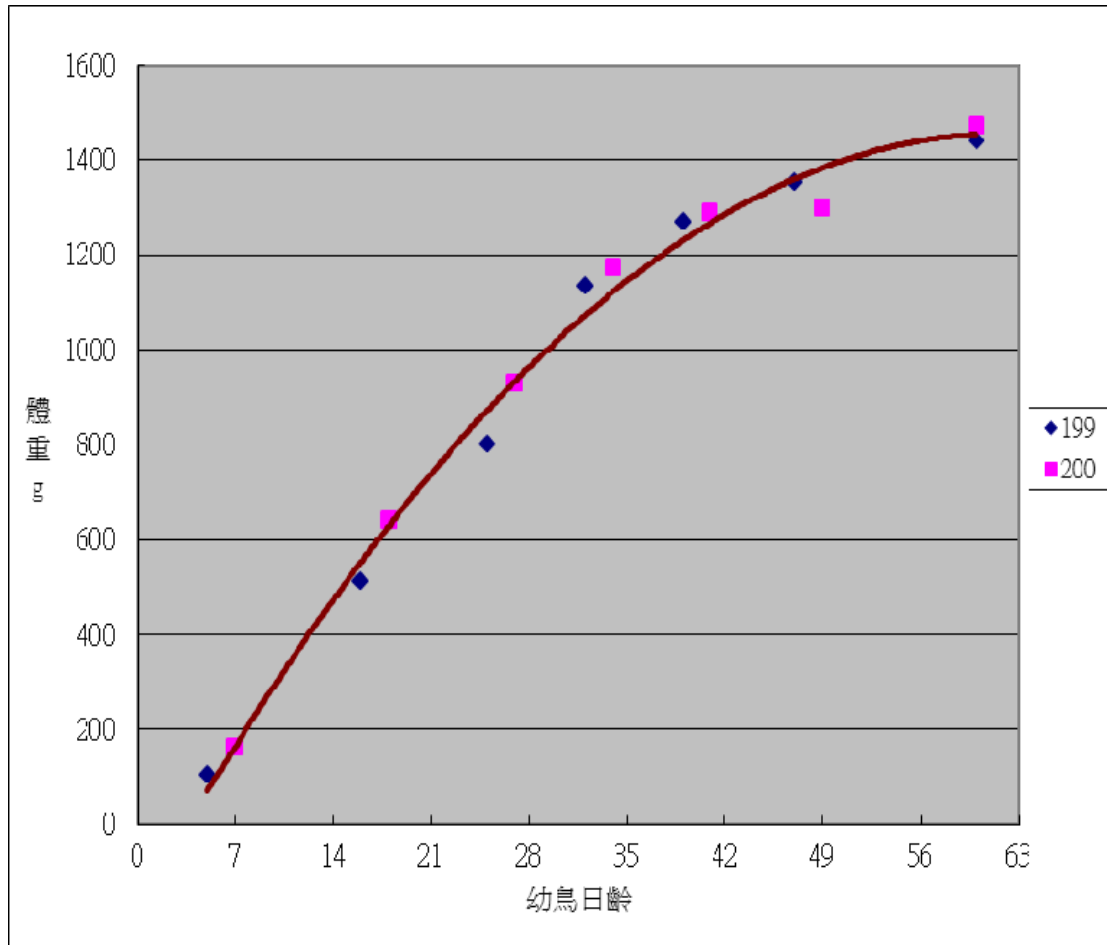


圖 5-11、有勝溪黃魚鴉幼鳥體重成長曲線圖。No.199 的「小勝」較 No.200 的「大勝」晚孵化兩天左右。資料來源：本研究調查。

表 5-1、2010 年 2 月-10 月武陵地區溪流鳥類調查(2 月：迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月：迎賓橋至觀魚台，4-6 月：迎賓橋至三號壩，8-11 月：迎賓橋至六號壩)。括號內數字為亞成鳥隻數。資料來源：本研究調查。

月份	鳥種	溪段					合計
		迎賓橋- 一號壩	一號壩- 二號壩	二號壩- 三號壩	三號壩- 六號壩	高山溪	
2 月	鴛鴦	3	4	-	-	-	7
	白鵲鴿	0	1	-	-	-	1
	灰鵲鴿	0	1	-	-	-	1
	河鳥	6	3				9
	小剪尾	2	0	-	-	-	2
	鉛色水鶇	37	37	-	-	-	74
3 月	鴛鴦	0	2	-	-	-	2
	白鵲鴿	0	3	-	-	-	3
	灰鵲鴿	0	1	-	-	-	1
	河鳥	5(1)	9	-	-	-	14(1)
	鉛色水鶇	28	23	-	-	-	51
4 月	鴛鴦	2	1	2	-	-	5
	白鵲鴿	0	3	2	-	-	5
	河鳥	14(2)	15	4	-	-	33(2)
	紫嘯鶇	1	0	0	-	-	1
	鉛色水鶇	31(6)	52(7)	12	-	-	95(13)
5 月	鴛鴦	0	2	0	-	-	2
	白鵲鴿	0	6	1	-	-	7
	灰鵲鴿	0	2	0	-	-	2
	黃鵲鴿	0	2	0	-	-	2
	河鳥	12(3)	8	8	-	-	28(3)
	紫嘯鶇	1	0	1	-	-	2
	鉛色水鶇	43(14)	45(10)	23(5)	-	-	111(29)
	未知鶇鴿科	0	0	1	-	-	1
6 月	鴛鴦	0	1	1	-	-	2
	白鵲鴿	1	1	2	-	-	4
	河鳥	7	10	4	5(1)	-	21(1)
	紫嘯鶇	0	0	0	1	-	1
	鉛色水鶇	33(2)	39(5)	14(1)	23(5)	-	109(13)
8 月	鴛鴦	0	0	1	0	1	2
	白鵲鴿	0	2	0	0	0	2

	河鳥	11	19	5	1	1	37
	小剪尾	1(1)	1	0	0	2(1)	3(2)
	紫嘯鶇	1	0	0	0	0	1
	鉛色水鶇	24	45	23(2)	13(1)	13	118(3)
9月	鴛鴦	0	0	13	0	0	13
	白鵲鴿	1	8	4	2	1	16
	灰鵲鴿	4	0	0	0	0	4
	河鳥	13	15	3	2	0	33
	小剪尾	0	1	0	0	2	3
	鉛色水鶇	22	50	20	13	8	113
10月	鴛鴦	0	7	0	0	0	7
	黃魚鴉	0	0	0	1	0	1
	白鵲鴿	2	1	3	0	0	6
	灰鵲鴿	0	1	0	0	0	1
	河鳥	5	9	5	1	3	23
	紫嘯鶇	0	0	0	1	0	1
	鉛色水鶇	27	25	12	11	10	85
11月	綠蓑鶇	2	0	0	0	1	3
	白鵲鴿	0	1	0	0	0	1
	灰鵲鴿	1	5	0	0	0	6
	河鳥	10	9	5	3	7	34
	小剪尾	0	0	0	2	2	4
	紫嘯鶇	0	0	0	0	1	1
	鉛色水鶇	28	39	12	14	16	109

-：沒有資料。

## 成果

透過無線電追蹤在有勝溪一株樹高約 30 m 的二葉松的殘幹上(高約 11 m)找到稀有物種黃魚鴉的巢和 2 顆蛋並記錄其繁殖期習性。有勝溪黃魚鴉雛鳥食物半數為台灣鏟頰魚，其次是兩棲類且幾乎清一色是盤古蟾蜍。雛鳥 58 天後離巢。繁殖期間有勝溪雌、雄親鳥的活動範圍長度各為 7.5 km、4.5 km，整體長度 7.75 km。雌鳥的覓食地多在巢附近 250 m，雄鳥的覓食地點較遠。七家灣溪另有一對黃魚鴉，目前追蹤的母鳥活動範圍長度為 6.7 km，實際長度可能到更上游。

## 建議

1. 黃魚鴉是本島體型最大且生態習性獨特的貓頭鷹，以溪流為家，是國寶魚的天敵之一，故事張力十足，是解說教育極佳的題材。惟其族群量低，研究困難度較鴛鴦高，建議擬定針對其生態研究的計畫，並持續至少 4 年的期程。

時程：近期，負責單位：雪霸國家公園管理處

2. 出版黃魚鴉生態相關的解說書籍，影帶或繪本。

時程：中、長期，負責單位：雪霸管理處



附錄 1. 黃魚鴉繫放資料

捕捉日期	捕捉時間	捕捉地	年齡	性別	重量 (g)	全頭長 (cm)	體長 (cm)	嘴長 (mm)	喙高 (mm)	跗蹠長 (mm)	自然翼長 (cm)	翼展 (cm)	翼寬 (cm)	尾長 (cm)
2009/8/12	00:55	七家灣溪一號壩	成鳥	母	2310	105.3	54.3	32.5	26.6	97.7	46.0	151	33.8	22.5
2010/3/10	21:00	有勝溪香菇橋	成鳥	公	2280	95.2	57.0	31.3	23.4	96.7	43.0	153	35.0	22.0
2010/09/02	19:00	七家灣溪抽水站	成鳥	母	2400	103.1	57.0	32.6	25.0	92.0	44.5	153	34.0	22.6

換羽情形	抱卵斑	虹膜色	金屬環號	發報器頻率	繫放者
體羽：大面積換羽；飛羽：P6、P7、S7、S8	無	黃.v7	右 168	164.182MHz	孫元勳、汪辰寧
無	無	黃.v7	左 117	164.161 MHz	汪辰寧
體羽：大面積換羽	無	黃.v6	右 137	164.103 MHz	汪辰寧

## 第六章 濱水帶以昆蟲群聚為中心之陸域生物調查及監測 (非樣區測站部份)

昆蟲在生態系的研究，已有多年的成果，近來許多學者在調查方法上多所參考，而且，群聚分析上採用科級分類群為生態單位(ecological unit)也已漸漸普遍使用，甚至已經被蜘蛛研究者在生態系研究中採用，至於生態功能群分析也漸漸普遍，對於以分析生物群聚特性當作生態系研究平台的觀念漸漸有了共識；加以近年來已經完成的生態系生物多樣性監測標準作業程序，並且已有其他報告發表，在同行中取得共同公認的標準方法，昆蟲的群聚研究也已經發展成標準方法，本研究將在此基礎上完成計畫。

生物群聚之生態功能及結構，一般包括初級消費食物鏈(primary consumer, Pc)、次級消費食物鏈(secondary consumer, Sc)及分解者食物鏈(decomposer, D)之主要架構。其中初級消費者為植食性(phytophagous, Ph)，依取食行為特性又可分為嚼食性、吸食性(含挫吸)、舐吮式、潛食性與蛙食性等；而次級消費者包括捕食性(predaceous, Pr)及寄生性(parasites, Pa)，此兩功能群亦可能在更高階之消費食物鏈扮演重要角色。分解者又分為植物性分解者(decomposer, De)及動物性分解者(saprophagous, Sa)。主要以濱岸棲地(riparian habitat)的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類為中心的食物及物質循環模式分析之。

參考昆蟲群聚生物量之估算方法(楊正澤，未發表)，以生物量估計肉食性及植食性食物鏈之生物量傳遞量之計算等方法，以便達到食物網模式建立之目標。分析濱岸植群之覆蓋度、重要值、植群組成改變，是否影響昆蟲群聚，進而探討影響植食性為中心之食物網及肉食性為中心之食物網之生物量變化。

利用食餌種類及生物量和取(捕)食者如蛙類及鳥類之體重關係式，推估取(捕)食者體重和體型對食餌需求量之關係。除了食物塔各營養層的結構當作棲地特性指標外，可以由拆壩前後之濱岸植群變化和昆蟲群聚的結構性與功能性改變，了解濱岸生物組成隊溪流之源與匯的關係，進而探討濱水帶跨界生態系之生態過程及其健康程度。

### 1. 昆蟲與植物之關係:

訪花及授粉昆蟲與食葉性等昆蟲的調查，以植物物候為基礎，在開花植物上採集及目視觀察，另建立昆蟲與植物之關係，以實務網為目標，植物以優勢植群為主，針對生長於濱水帶者為優先，另以調查時開花者為優先。以前其曾經觀察之植物為主，每次調查時另行進行非樣區之隨機觀察照相來紀錄供解說的內容素材。

### 2. 昆蟲與動物之關係:

A·兩生類之食餌調查，一號壩上游及下游之兩生類以穿越線調查，暫相同的位置，可以進行雙翅目昆蟲調查分析，假設兩者之間有密切關係，應該可以偵測出兩聲淚為何集中在

此區分佈，或者是此區密度較高，增加蚊類調查，搜尋樣區附近之非固定水體，分天然積水如樹洞，水窪，落葉層下，倒木下或中空樹幹等容易積水處；人工積水，如工程積水，水管空瓶，廢棄容器等。方法參考陸生昆蟲調查一章之非固定水體調查方法一節。

**B·動物排遺之分解者昆蟲及其他無脊椎動物調查**，在樣區附近採集動物糞便，排遺等，目前在調查期間發現一號壩下游處及觀魚台測站，何暗殺地上有大量的疑似山羌腳印，同時在該地區附近有糞便，在樹陰下有動物臥痕，因此，糞學的研究，值得應用在陸域與水域交互作用中，能量輸入的方式，在工作報告中，曾經論及是否與藻類的量上升有關。同為分解者的屍食者，有時是其他動物取時的殘害骸，如黃魚鴉捕食後吃剩的部份，暴露在濱岸帶，有時是已經死亡之屍體，在尚未被更近一部的分解者消化之前，可以調查其上之昆蟲，也可以計算其取時量與分解者之間的間接又間接的關係。

**C·台灣櫻花鉤吻鮭之食餌昆蟲調查**:以胃內含物分析，及水面漂流或掉落水面，或可能掉落水面之昆蟲為對象。可能掉落水面之昆蟲，包括濱水帶活動之植食性昆蟲(取食或棲息於濱水帶植物上)，捕食性昆蟲；築巢或求偶群集者等。

### 單一植群觀測昆蟲群聚

下列植群的昆蟲觀察有先前之比較，可以配合植物物候調查時，繼續觀察照相，如再配合掃網，分析後找出出現時間，很適合編寫成為單一植群觀測昆蟲群聚的解說教材。或許適合邀請解說志工們參與，可以作為環境監測的尖兵，也可以提供全民生物多樣性監測明確主題，以及鑑定及認知可行的生物群聚組成長期調查。

### 小蔥葉懸鉤子花開季節的訪客

在武陵昆蟲調查初期，曾經發表一文「繁花時節訪武陵」(楊正澤等 2005)，文中提到「端午仲夏，花海依舊，花香依舊，是花昆蟲的所為依舊，但昆蟲的種類，朝秦暮楚，這些花已非昨日黃花，而必須面對昆蟲，生張熟魏，半點花蜜萬蟲嗜，婀娜花姿萬蟲賞，花冠美色萬蟲倚，花叢粉味萬蟲藏。」2010年6月6-7日，也是端午節前一週，再度到武陵調查，此次針對七家灣溪一號壩拆霸的效果評估，進行先期特殊監測調查。在第三次調查時，來到高山溪，芒草長成兩公尺高，比二月及四月來的時候更茂密，比起二月份，四月的時候有一棵枯腐的倒木，橫躺在高山溪新設的右岸樣區外，六月來有變化的就是地上許多掉下的枝條上原來還生意盎然的地衣及松羅，如今已經枯乾，而有變形有破裂的情形。在這樣區外圍，正好是6年前，也就是2005年觀察昆蟲訪花活動情形的同一薔薇科植物小岑葉懸鉤子(*Rubus parviaraliifolius* Hayata)灌叢。花了相近的30分鐘努力度(efforts)，在這群叢中，詳細觀察，如有發現飛行訪花者則等待及拍照。以此結果，與前次2005年的調查比較，最大差別是，花

開的情形並未如前次茂盛，許多花含苞未放，包含又嫩新芽以較多，植物上的仿花者，熊蜂增多，由外形觀之，形態種至少四個，然而，蜜蜂則少了很多，金龜科的花潛金龜則量少，整體而言，小蔥葉懸鉤子群叢規模相當，週遭的植群一樣緊密雜在薔薇科的懸鉤子群叢中。

### 水麻結實累累，鮮豔果托誰來嚐？

高山溪樣區入河口，每次上上下下，經過身旁一叢水麻，平時均綠意盎然，六月調查時，發現結實累累，卻未見多種昆蟲尤其是蠅類或喜食汁液的甲蟲造訪。

水麻(*Debregeasia edulis* (Sieb. & Eucc) Wedd.)其中 *edulis* 便是課時的意思。果托可食，可能是鳥類最愛。水麻屬於蕁麻科(Urticaceae)植物，和沿山路沿河岸，潮濕陰暗處優勢的咬人貓在武陵地區均為優勢植物。這植物上常見細蝶也就是苧麻蛺蝶在植株上化蛹，幼蟲爬滿葉片，然而這個豐收的季節，只見金花蟲，食蚜虻，偶見蟻類，椿象及瓢蟲爬行其間。然而，咬人貓獨特的，植食性瓢蟲，則未見於此次的觀察中。

### 黃花滿樹頭，晨光耀眼誘小蟲

「繁花時節訪武陵」(楊正澤等 2005)，文中多花紫藤和金龜子一節中“多花紫藤(*Wisteria floribunda* DC.) (圖 Y) 據資料，此植物 4-6 月開花，5-8 月結實期，4 月份調查亦有金龜子訪花 (圖 YA)，2005 年 4 月份及 6 月份調查調查期間金龜子種類頗多，鑑定結果為 *Eucetoria* 屬，個體數未加計算，生物量及體型多樣性或值得深入調查。”2010 年四月造訪未見如次花朵盛開狀，到了六月，也未再見此情狀，也許開花期延後，也許因為長期的氣候異常，花旗也受影響，物候受氣候變遷時有所聞，也是植物學家共識的可能結果，然而這六年來的變化如何?常因為實驗科學掛帥，樣區調查味了量化數據，忽略了，日常所見的現象，隨時觀察的紀錄，隨機調查，有時這是全民生物多樣性調查的基礎，也是生物多樣性保育的最有效最真實的行動。這一次，發現工作站旁的路邊，生開的黃花叢中，昆蟲在晨光中飛舞，除了拍照外，這一次也動手，掃了 20 網，也就是一個掃網樣品，攜回鑑定，結果待分析，將在下一次報告。

### 流蘇樹花如四月雪

流蘇樹(*Chionanthus retusus* var. *serrulatus* Koidzumi) 花如女人裝飾品流蘇，英文名為 Chinese fringe tree，根據拉丁字，*chion* 是雪，而 *anthos* 則是花，因此花如雪，可能因為開花在四月的陽春，四月雪之名可能因此而來，根據呂福原等( )編著之台灣樹木解說(五)，除了上述之資訊外，更提到質地緻木材緻密而重，可能也因而有鐵樹之名加身。這次調查的流蘇樹正好沿七家灣溪，在兆豐橋下，往一號壩下游，未來拆壩後可能受衝擊的河段所設的新樣

區，正好用以探討，陸域昆蟲進入河水，成為櫻花鉤吻鮭的食餌，為何在胃含物中發現陸生昆蟲比例相當的高?這是正在另一計畫同時研究之中。所以，這類植物上的昆蟲組成與歸於胃含物之間的關係，值得對這類的植物覆蓋雨水中飄流的昆蟲加以調查，以供日後比對時之參考。

### 濱水灘區的澤蘭與昆蟲棲息

有勝溪調查時發現樣區附近，潮濕的灘地雖然沒有積水，大石頭上停棲雙翅目的蠅類，種類多，數量雖不多，但棲息普遍在草本植株上，可能因此造成，樣區內雙翅目個體數百分比最高的昆蟲分類群，形態種分析後，應該更能理解，雙翅目在濱水袋生態系，成為優勢分類群的理由。

在一號壩上游可能衝擊河段設了樣區，樣區濱水帶的灘區，積了一堆砂石，形成河中島，台灣赤楊已經長成一小片樹林，台灣赤楊的金花蟲，數量不多，卻很常見，其他隨物候變化，昆蟲之訪花者，棲息者皆可能輸入河水中，由陸域進入水域，成為水中的生物量來源，提高七家灣溪的生態系承載量，可能有利於櫻花鉤吻鮭的放流成功，或許也可以用來探討，國寶魚在七家灣溪的適應狀態。台灣赤楊及其小苗和芒草等草本植物長成茂密的混合植群，經過二月勘查，設了樣區，四月進行第二次調查，到了六月植群茂密，或因為曾有一周下雨，降雨是否造成氾濫，把設在河中島邊緣的樣區沖走了，不可得知，只好補設。在樣區附近，樹蔭下，澤蘭成群生長，植株中發現灰色的象鼻蟲，成對成三的聚集在張開的葉子基部。一碰就掉到地上，因為假死不動，又掉在灰白的砂石河床地上，不容易發現。

另在兆豐橋附近樣區，澤蘭上沒有象鼻蟲，卻發現花椿象，隨機調查在樣區附近的澤蘭植群幾叢植物，各株之間的出現機率，以及各植株上的花椿象個體數，即為發生頻度，這些象鼻蟲靠近河水行水區，可能掉落，漂浮在河水中，成為河中捕食性動物的可能食餌。因此，為了深入研究，也為了研究生態學等存證，採了一些標本做為存證及比對之用，又可以測量雌雄體長及體重計算生物量。由體型及斑紋和體色的分析，以便瞭解這種象鼻蟲及椿象等出現於此地點及此類植物上的專一性或隨機出現的事實及理由。

### 武陵地區發現大型的柄眼蠅

於2010年4月11日，在七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程---先期生態及棲地調查之子計畫(七家灣溪濱岸陸生昆蟲調查)的一號壩上方測站(#12)，右岸的第二個重覆的吊網，發現一隻體長超過1cm之柄眼蠅(Fig. 1.)，在中興大學昆蟲分類研究室計畫的標本號為20100411-MOT-#12-R-2-001。

經查資料，據台灣雙翅目昆蟲名錄(林飛棧、陳錦生，1999)，台灣之柄眼蠅紀錄有兩屬

兩種，分別為 *Pseudodiopsis detrahens* (Walker,1860)與 *Teleopsis quadriguttata* (Walker,1856)。  
*T. quadriguttata* 體長約為(雄)4.98 與(雌)5.21(MIHÁLY FÖLDVÁRI *et al.* 2007)，關於 *P. detrahens* 體長與其他相關之資料尚屬未知。

### 六月初調查慘遭吸血，疑為庫蠓屬(*Culicoides*)昆蟲肆虐

20100605 下午 6 時左右，天氣陰，於二號壩（舊繁殖場，3 號測站）遭大量蠓科叮咬。想起四月份調查時工作站同仁，曾經提出問題，當時描述，很難會意，只之可能是吸血性或外寄生引起過敏，因此特別採了數隻標本，經初步鑑定，應為庫蠓屬(*Culicoides*)。依據其翅較寬、C 脈延伸至翅後半、翅上具有白色或深斑，以及雌性吸血等特徵，應為庫蠓屬(*Culicoides*)。

庫蠓屬(*Culicoides*)與細蠓屬(*leptoconops*)及鉞蠓屬(*Forcipomyia*)的一些種類同為脊椎動物吸血者，大多吸食鳥類及哺乳類血液。有些庫蠓屬的種類為牛、羊寄生性線蟲、原生動物及病毒的傳播媒介。當然保育成效佳，野生動物族群高，但此蟲也造成國家公園工作人員及遊客之困擾。必要時保護工作人員的措施，應該注意。如有必要，建議應該進行詳細的物種極其族群動態調查，至少可以提出警訊，或標出危險程度不同的地帶，及其肆虐的時間，供民眾參可。另外，對於此蟲叮咬可能造成的過敏反應及症狀處裡，應與當地保健衛生相關部門，取得聯繫，建立有效的個案及事件之通報系統。

### 十月胡蜂巢掉落，流連不去，小心被攻擊

另有危險威脅遊客之胡蜂，在十月的調查中，昆蟲團隊在舊繁殖場，發現一個樹上掉下來的胡蜂窩，當時有調查人員兩名，遭受攻擊，當天雖經休息後，無大礙，但是仍要提醒團隊其他人員，特別注意。在十二月的調查中，仍然追蹤觀察，結果發現，壞掉的巢已經壓扁，但上面仍有成蟲停留，而且繼續重新築巢的現象，表面的覆蓋可見新的表面花紋，再度提醒，在中縣政府工作站旁，由缺口走入河床時，要特別留意左邊的石間草叢下。

根據 Covich and McDowell (1996) 在 *The food web of a tropical rain forest* 一書書中第 13 章 *The stream community* 一文中，舉證許多篇相關文獻，提出可靠的結論說，水陸食物網交互作用的關鍵影響因子有三：

1. Geomorphologic features of the catchment, such as the steep slope or slow slope of the elevation ;
2. intensity and frequency of rainfall events and high temporal variability of stream discharge regulate input and transport of detrital food supplies and slit ;
3. biogeographic parameters, especially the low diversity of consumers. 因此濱水帶生物群聚是複合水生與陸生環境的組成及功能，也是最能反應操控因子對環境所造成的影響，而濱水帶的

生物便是最適合當指標的一群生物以群聚結構當作反應的指標群更能對全面性及長期性影響進行評估。

表 6-1. 高山溪薔薇科植物小蔥葉懸鈎子 (*Rubus parviaraliifolius* Hayata) 灌叢昆蟲活動情形調查表

目	科	亞科或屬	調查時間		行為 (活動)			調查時間
			月份	形態種	訪花	食葉	捕食	月份
膜翅目	蜜蜂科	熊蜂科	20050612	1	v			
			20100607					
膜翅目	蜜蜂科	蜜蜂亞科	20050612	1	v			
			20100607					
膜翅目	蜜蜂科	沙蜂亞科	20050612	1	v			
			20100607					
膜翅目	蟻科	黑蟻亞科	20050612					
			20100607					
鞘翅目	象鼻蟲科	象鼻蟲亞科	20050612					
			20100607					
鞘翅目	菊虎總科	菊虎科	20050612	1	v			
			20100607					
鞘翅目	金龜子總科	金龜子科	20050612	1	v	?		
			20100607					
鞘翅目	象鼻蟲總科	象鼻蟲科	20050612					
			20100607					
鞘翅目	吉丁蟲科	姬吉丁蟲亞科	20050612					
			20100607					
鱗翅目	弄蝶科	弄蝶科	20050612	1	v			
			20100607					
			20050612					
			20100607					
雙翅目	食蟲虻科	食蟲虻科	20050612					v
			20100607					
雙翅目	食蚜虻科		20050612					
			20100607					
雙翅目	家蠅科		20050612					
			20100607					



## 參考書目

- 于丹 1995 激流植物群落生態學研究。水生生物學報 19(1): 31-39。
- 王成、徐化成、鄭均寶 1999 河谷土地利用格局與洪水干擾的關係。地理研究 18(3): 327-335。
- 王忠魁 1974 臺灣高山草原之由來及演進亞極群落之商榷。生物與環境專題研討會講稿集。中央研究院刊印。16 頁。
- 王敏昭 2003 七家灣溪沿岸土地各利用型態對溪流生態影響之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 王志強。2008。武陵地區原生植栽應用名錄調查分析及評選研究，雪霸國家公園管理處保育研究報告，苗栗縣。
- 王欣怡、盧光輝。2006。生態廊道在水土保持上的效益。資源科學 28(3), 193-199。
- 王薇、李傳奇。2003。河流廊道與生態修復。水利水電技術34(9), 56-58。
- 李奇峰、鄭興宗。2007。台灣產金花蟲科圖誌。四獸山昆蟲相調查網。台北縣淡水鎮。199 頁。
- 余清金、小林裕和、朱耀沂 1998 木生昆蟲博物館叢書《台灣生物圖鑑2》植食性金龜。木生昆蟲有限公司。台北市。263頁。
- 呂金誠 1999 武陵地區雪山主峰線植群調查與植栽應用之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處研究報告。
- 呂金誠 2002 雪山東峰火燒後玉山箭竹開花之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處九十一年度研究報告。27頁。
- 邱清安、林永發 2003 雪霸國家公園氣候環境之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗縣。
- 林永發、陳裕良、邱清安。2001。雪霸國家公園生態資料庫之建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 林幸助。2002。武陵地區生態系監測與模式建構規劃。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 林幸助。2003。武陵地區溪流藻類生產力之限制營養鹽。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 林幸助、楊小慧。2001。水域生態系模式的建構。中華藻類學會簡訊 5(2): 1-6。
- 林幸助、廖美齡、溫佩珍、鐘豐昌。2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立-溪流生態系食物來源與模式建構，內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、劭廣昭、施習德、孫元勳、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2006。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建

- 署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、高樹基、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、高樹基、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠。2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、徐崇斌、葉昭憲、官文惠、彭宗仁、高樹基、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、葉文斌、吳聲海、曾晴賢、孫元勳、邵廣昭。2009a。武陵溪流生態系長期生態研究與生態模式建構。國立臺灣博物館學刊, 62(4):13-23.
- 林幸助、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲。2009b。98年武陵地區長期生態研究。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、薛美莉、陳添水、何東輯。2009c。濕地生物多樣性監測系統標準作業程序。農委會特有生物研究保育中心。
- 林曜松、楊平世、梁世雄、曹先紹、莊鈴川。1988。櫻花鉤吻鮭生態之研究(一)：魚群分布與環境因子關係之研究。行政院農業委員會，76年生態研究第023號。66頁。
- 周華榮、肖篤寧。塔里木河中下游河流廊道景觀生態功能分區研究。干旱區研究 23(1), 16-20。
- 封福記、楊海軍、于智勇 2004 受損河岸生態系統近自然修復實驗的初步研究。東北師大學報自然科學版 36(1): 101-106。
- 胡俊毓 2001 關刀溪森林生態系華南鼬 (*Mustela sibirica*) 與長尾麝鼯 (*Crocidura kurodai*) 食餌昆蟲之碎片分析。國立中興大學昆蟲學系碩士論文。94頁。台中。
- 胡峻毓、楊正澤 2005a 美食天地—食餌、食蟲者與昆蟲(一)。農業世界雜誌 260: 60-66。
- 胡峻毓、楊正澤 2005b 美食天地—食餌、食蟲者與昆蟲(二)。農業世界雜誌 261: 71-75。
- 郭仕強 2002 台灣東部水璉海岸林生態系節肢動物群聚之探討。國立中興大學昆蟲系碩士論文。84頁。台中。
- 郭仕強、楊正澤、陳明義 2005 東台灣水璉海岸林生態系節肢動物群聚之探討。植物保護學會會刊 47(4): 319-335。
- 郭城孟 1995 七家灣溪潛在植被之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。臺中縣。45頁。
- 袁孝維、李瑞宗 2000 武陵、觀霧地區步道沿線野生動物資源調查。10-13 pp。櫻花鉤吻鮭保育研究研討會論文集。特有生物研究保育中心、雪霸國家公園管理處。312頁。
- 秦思源 楊正澤 陳明義 2004 臺灣中部荒廢農地昆蟲群聚與植物防疫。台灣昆蟲特刊 6: 293-305。
- 張光富 2000 浙江天童山區灌叢群落的物種多樣性及其與演替的關係。生物多樣性 8(3): 271-276。
- 張琪如 2004 河岸土地使用與植生緩衝帶特性對水質影響之研究—以七家灣溪濱水區為例。

中國文化大學景觀學系碩士論文。

- 莊俊逸、袁孝維、王亞男、吳星輝 2005 塔塔加地區土壤動物動態變化之初步研究。中華林學季刊 38(1): 19-35。
- 連裕益、楊平世 2000 台灣高山甲蟲之研究與展望。高山生態多樣性研討會。97-126 頁。太魯閣國家公園管理處。
- 陳玉峰 2002 塔塔加遊憩區及鄰近地區高地草原及其植群之變遷。國立臺灣博物館年刊 45: 35-82。
- 黃乙玉 2001 亞熱帶森林源頭溪流哈盆溪食物網之研究—穩定碳氮同位素分析之應用。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 曾晴賢。1998。櫻花鉤吻鮭族群監測和生態調查(一)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。79頁。
- 曾晴賢、楊正雄。2008。櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，10-1~55頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 夏禹九。2002a。太魯閣、雪霸國家公園生態廊道之研究—有勝溪上游土地利用、人為活動與植被現況的調查。內政部營建署太魯閣、雪霸國家公園管理處研究報告，44 pp。
- 夏禹九。2002b。太魯閣、雪霸國家公園生態廊道之研究—生態廊道概念與國外案例的整理及有勝溪上游空間資料的分析。內政部營建署太魯閣、雪霸國家公園管理處研究報告，26 pp。
- 徐憲生。2006。七家灣溪濱水帶植群監測與地景變遷。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，pp.111。
- 福田元次郎。1994（平成7年）。原色昆蟲圖鑑I, II。北隆館。日本東京。303頁。
- 張長義、王秋原、萬懿。1982。德基集水區土地利用變遷及其對環境衝擊之分析。國立台灣大學地理學研究報告 11, 1-14。
- 郭礎嘉。2009。七家灣溪濱水帶植群動態。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，pp.125。
- 郭礎嘉、曾喜育、曾彥學、蔡尚惠。2009。七家灣溪濱水帶植群與微環境之關聯性。中華林學會98年度學術論文發表會論文集，中華林學會、國立中興大學森林學系，臺中市，p.129。
- 黃文卿。2003。臺灣地區國家公園永續經營管理指標之研究—以玉山國家公園為例。國立臺灣大學園藝學研究所博士論文，臺北市，374 pp。
- 夏繼紅、嚴忠民 2004 生態河岸帶研究進展與發展趨勢。河海大學學報 32(3): 252-255。
- 楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢 1986 武陵農場河域之水棲昆蟲相與生態調查。農委會 75 年生態研究第 1 號。48 頁。
- 楊平世、范義彬、蕭祺暉 2002 台灣森林常見害蟲彩色圖鑑 2。行政院農業委員會林務局出版。238 頁。台北市。
- 楊平世、謝森和 2000 以水棲昆蟲之群聚結構及功能組成監測七家灣溪環境品質。櫻花鉤吻

- 鮭研究保育研討會論文集。151-177 頁。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。
- 楊正澤 2000 瑞岩溪野生動物重要棲息環境昆蟲相調查—森林下層永久樣區昆蟲調查及林道樣段。行政院農業委員會林務局保育研究系列-89-04 號。62 頁。
- 楊正澤 2003a 森林昆蟲群聚生態功能多樣性分析—以科級分類群為基礎。35-58 頁。「第四次野生動物研究與調查方法」研討會論文集。2003 年 11 月 07 日。台北。野生動物保護基金會編。104 頁。
- 楊正澤 2003b 香港大嶼山昆蟲相調查初報。61-79 頁。「第三次香港野生動植物現況與保育研討會—大嶼山離島的資料更新與生態保育」論文集。2003 年 12 月 19 日。香港。野生動物保護基金會編。127 頁。
- 楊正澤、陳明義 2005 森林服務業—生態系功能與昆蟲。農業世界雜誌 263: 74-82。
- 楊正澤、管力慶 2005 花花世界—顯花植物嗜花者與昆蟲。農業世界雜誌 259: 72-84。
- 楊正澤、陳明義、陳瑩娟、羅華娟 2005 老樹共和國—老樹、著生植物與昆蟲。農業世界雜誌 257: 74-86。
- 楊嘉文 1996 七家灣溪濱水區植生緩衝帶寬度之研究。國立中興大學水土保持學系碩士論文。
- 歐辰雄 2000 武陵、觀霧、雪見地區植群調查研究。38-41 頁。櫻花鉤吻鮭保育研究研討會論文集。特有生物研究保育中心、雪霸國家公園管理處。312 頁。
- 鄭紅兵、肖寶英、代力民、王慶禮、王紹先 2002 溪流粗木質殘體的生態學研究進展。生態學報 22(1): 87-93。
- 賴勇志 2001 地震前後斯文豪氏赤蛙族群動態之研究。彰化師範大學生物學系碩士論文。
- 葉昭憲、連惠邦、段錦浩。2002，高山溪防砂壩改善工程之實施與現況，國家公園學報 12(2): 191-203。
- 葉昭憲、林世弘。2008。物理棲地研究。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，2-1~26 頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 蔡尚惠，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立—七家灣溪濱水帶植群監測與地景變遷（III），pp.83。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 蔡尚惠、呂金誠 2004 生物歧異度分析系統，第一版。志祥科技股份有限公司，雲林縣。
- 蔡慶華、唐濤、鄭紅兵 2003 淡水生態系統服務及其評價指標體系的探討。應用生態學報 14(1): 135-138。
- 虞國躍、王效岳 1999 台灣瓢蟲彩色圖鑑。石佩妮出版。231 頁。
- 劉恒鍵 2002 台灣地區津田氏大頭竹節蟲 (*Megaacrania tsudi Shiraki*) (竹節蟲目：竹節蟲科) 之空間分布、野外生活史及取食行為特性調查。36 頁。
- Acker, S.A., Gregory, S.V., Lienkaemper, G., McKee, W.A., Swanson, F.J., Miller, S.D., 2003. Composition, complexity, and tree mortality in riparian forests in the central Western Cascades of Oregon. *For. Ecol. Manage.* 210, 443-454.

- Andreasen, J.K., ; O'Neill, R.V., Noss, R.,; Slosser, N.C., 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1(1), 21-35.
- Baschak, L.A., Brown, R.D., 1995. An ecological framework for the planning, design and management of urban river greenways. *Landscape and Urban Planning* 33(1-3), 211-225.
- Bendix, J., Hupp, C.R., 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydro. Proce.* 14 (16-17): 2977-2990.
- Bombino, G. Gurnell, A.M., Tamburino, V., Zema, D.A., Zimbone, S.M., 2008. Sediment size variation in torrents with checkdams: effects on riparian vegetation. *Ecological Engineering* 32: 166-177.
- Chung L.-C., H.-J. Lin, S.-P. Yo, C.-S. Tzeng, C.-H. Yeh and C.-H. Yang. 2008 Relationship between the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus* population and the physical substrate of its habitat after partial dam removal from the Kaoshan Stream, Taiwan.
- Corenblit, D.E., Steiger, T.J., Gurnell, A.M., 2007 Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth-Sci. Rev.* 84(1): 56-86.
- Covich, A. P., and W. H. McDowell. 1996. The stream community. *The Food Web Of a Tropical Rain Forest* (Edited by Reagan, D. P., and R. B. Waide). The University of Chicago Press. 616pp.
- Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Flather, C.H., McGariga, K., 2008 Do forest community types provide a sufficient basis to evaluate biological diversity? *Front. Ecol. Environ.* 6(1): 13-17.
- Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6(3), 543-553.
- Gordon, E., Meentemeyer, R.K., 2006. Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology* 82, 412-429.
- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41-49.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2001 Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology*, 82(3): 649-659.
- Hess, G.R., Fischer, R.A., 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55, 195-208.
- Hibbs, D.E., Bower, A.L., 2001. Riparian forests in Oregon Coast Range. *For. Ecol. Manage.* 154: 201-203.
- Hausmann, A. and Miller M. A. 2000. *Atlas der Raupen.* 95pp.
- Hohuryukan. 1994. *Illustrated Insectorum in Colour I.* 303pp. Tokyo, Japan.

- Holbrook, S. J., Carr, M. H. and Osenberg, C. W. 2003. Species-level identification of infaunal samples and the relationship between taxonomic aggregation and the Before-After/Control-impact Paired Series assessment design. Coastal Research Center, California. Pp. 1-34.
- Hooke, J.M., Brookes, C.J., Duane, W., Mant, J.M., 2005 A simulation of morphological, vegetation and sediment changes in ephemeral streams. *E. S. Proce. Land.* 30: 845-866.
- Hsieh, C.F., Hsieh, T.H., Lin, S.M., 1989. Structure and succession of the warm-temperate rain forest at Techí Reservoir. *J. Tai. Mus.* 42: 77-89.
- Jordán, F., Takács-Sánta, A., Molnár, I., 1999. A reliability theoretical quest for keystones. *Oikos* 86, 453-462.
- Kempton, R.A., Taylor, L.R., 1976. Models and statistics for species diversity. *Nature* 262, 818-820.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological Methodology*, 1st ed. Harper Collins Publishers, New York.
- Kubeš, J., 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning* 35(4), 231-240.
- Lamb, E.G., Mallik, A. U. and Mackereth, R. W.. 2003. The early impact of adjacent clearcutting and forest fire on riparian zone vegetation in northwestern Ontario. *For. Ecol. Manage.* 210: 443-454.
- Löw, J., 1988. Guidelines for territorial systems of ecological stability of the landscape in Czech. *Agroprojekt Brno, Prague*, 59 pp.
- Lyon, J., Gross, N.M., 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *For. Ecol. Manage.* 204: 267-278.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*, 1st ed. Princeton University Press, Princeton, 179 p.
- McAlpine, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J., Vovkeroth, J. R. and Wood, D. M. 1981. *Manual of Nearctic Diptera Volume 1*. Pp.1-669. Canadian Government Publishing Centre.
- McAlpine, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J., Vovkeroth, J. R. and Wood, D. M. 1981. *Manual of Nearctic Diptera Volume 2*. Pp.675-1332. Canadian Government Publishing Centre.
- McCune, B, Mefford, M.J., 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.0 MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McAlpin, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Tesky, H. J., Vockeroth, J. R. and D. M. Wood. 1981. *Manual of Nearctic Diptera, Vol. 1*. Canadian Government Publishing Centre. Ottawa, Ontario,

Canada. 669 pp.

McAlpin, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Tesky, H. J., Vockeroth, J. R. and D. M. Wood. 1987. Manual of Nearctic Diptera, Vol. 2. Canadian Government Publishing Centre. Ottawa, Ontario, Canada. 1332 pp.

McIntosh, R.P., 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48, 392-404.

Meier, K., Kuusemets, V., Luig, J. Mander, Ü., 2005. Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. Ecological Engineering 24(5), 531-537.

Mezquida, J.A.A., Fernandez, J.V.D., 2005. A framework for designing ecological monitoring programs for protected areas: a case study of the Galachos del Ebro nature reserve (Spain). Environmental Management 35, 20-33.

Miller, J. C. 1995 Caterpillars of Pacific Northwest Forest and Woodlands. 80pp.

Miller, J. C. and Hammond, P. C. 2000. Macromoths of Northwest Forest and Woodlands. 133pp.

Molnár, I., 1994. Developmental reliability and evolution. In: Beysens, D., Forga'cs, G., Gaill, F. (Eds.), Interplay of Genetic and Physical Processes in the Development of Biological Form. World Scientific, Singapore, pp. 161-167.

Motyka, J., Dobrzanski, B., Zawadski, S., 1950. Wstepne badania nad lakami poludniowoschodniej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English). Ann. Univ. M. Curie-Sklodowska, Sec. E. 5, 367-347.

Motyka, J., Dobrzanski, B., Zawadski, S., 1950. Wstepne badania nad lakami poludniowoschodniej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English). Sci. Env. 5: 367-347.

Nilsson, C., Svedmark, M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. Environ. Manage. 30 (4): 468-480.

Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. For. Ecol. Manage. 115(2-3), 135-146.

Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. Trends in Ecology & Evolution 21, 123-129.

Petranka, J. W. and Smith. C. K. 2005. A functional analysis of streamside habitat use by southern Appalachian salamanders: Implications for riparian forest management. For. Ecol. Manage. 210: 443-454.

- Rood, S.B., Samuelson, G.M., Braatne, J.H., Gourley, C.R., Hughes, F.M.R., Mahoney, J.M., 2005. Managing river flows to restore floodplain forests. *Front. Ecol. Environ.* 3(4): 193-201.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*, 1st ed. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Soulé, M.E., 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* 253, 744-750.
- SPSS Inc., 2002. *SPSS for Windows*, 11.5.0. SPSS Inc., USA.
- Su, H.J., 1985. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (III). A scheme of geographical climatic regions. *Quart. J. China. For.* 18(3), 33-44.
- Su, H.J., 1994. Species diversity of forest plants in Taiwan, *Bot. Ins. Academic Sinica Monograph Series* 14, 87-98.
- Su, Y.-Z., Zhao, W.-Z., Su, P.-X., Zhang, Z.-H., Wang, T., Ram, R., 2007. Ecological effects of desertification control and desertified land reclamation in an oasis–desert ecotone in an arid region: A case study in Hexi Corridor, northwest China *Ecological Engineering* 29(2), 117-124.
- Teder, T., Moora, M., Roosaluuste, E., Zobel, K., Partel, M., Koljalg, U., Zobel, M., 2007. Monitoring of biological diversity: a common-ground approach. *Conservation Biology* 21, 313-317.
- Viles, R.L., Rosier, D.J., 2001. How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes. *Landscape and Urban Planning* 55(1), 15-27.
- Wang, L., Wang, W.-D., Gong, Z.-G., Liu, Y.-L., Zhang, J.-J., 2006. Integrated management of water and ecology in the urban area of Laoshan district, Qingdao, China. *Ecological Engineering* 27(2), 79-83.
- White, R. E. 1983. *A field guide to the beetles of north America*. Houghton Mifflin Company, Boston, New York. 368 pp.
- Yang, K.-C., Lin, J.-K., Hsieh, C.-F., Huang, C.-L., Chang, Y.-M., Kuan, L.-H., Su, J.-F., Chiu, S.-T., 2008. Vegetation pattern and woody species composition of a broad-leaved forest at the upstream basin of Nantzuhsienhsi in mid-southern Taiwan. *Taiwania* 53(4): 325-337.
- Yang, J. T., Chao, J. T. and Liu, W. Y. 1994. Collecting crickets (Orthoptera: Gryllidae) by using peanut butter bait traps. *J. Orthoptera Research* 3: 87-89