

PG10012-0330

武陵地區溪流生態系復育監測與研究 成果報告

受委託者：國立中興大學

研究主持人：林幸助

協同主持人：王筱雯、林鶯熹、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、
郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲、蔡尚憲（按姓氏筆
劃排列）

執行單位：國立中興大學生命科學系

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國一百零一年十二月

（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	XII
圖次	XVI
研究計畫分工項目	XXVIII

第一章 資料整合

中文摘要	1-1
英文摘要	1-12
一、前言	1-15
(一)計畫緣由	1-15
(二)七家灣溪一號防砂壩壩體改善工程	1-18
(三)計畫目標	1-23
二、材料與方法	1-25
(一)研究測站	1-25
(二)採樣頻度	1-25
(三)各計畫採樣方法	1-27
三、成果	1-30
(一)各子計畫成果	1-30
(二)整合成果	1-40
四、結論與建議	1-46
(一)結論	1-46
(二)建議	1-48
五、參考文獻	1-52
圖	1-58

第二章 藻類研究

中文摘要	2-1
英文摘要	2-4
一、前言	2-7
二、材料與方法	2-11

目次

(一) 採集時間與測站	2-11
(二) 石附生藻類監測	2-12
(三) 有機碎屑收集	2-15
三、結果	2-17
(一) 歷年石附生藻生物量時空變化	2-17
(二) 水中傳輸有機物質(CPOM)與底層有機物的蓄存量(FBOM)	2-18
(三) 水中總傳輸物質	2-19
(四) 拆壩對石附生藻類的影響	2-20
四、討論	2-25
五、結論與建議	2-32
(一) 結論	2-32
(二) 建議	2-33
六、參考文獻	2-34
圖	2-41

第三章 物理棲地研究

中文摘要	3-1
英文摘要	3-3
一、前言	3-4
(一) 計畫範圍與執行期間	3-4
(二) 計畫流程及方法	3-4
二、材料與方法	3-6
(一) 河道地形變化趨勢	3-6
(二) 物理棲地組成	3-6
三、結果	3-7
(一) 高山溪河道變化調查	3-7
(二) 七家灣溪河道斷面調查	3-8
(三) 高山溪及七家灣溪物理棲地分析	3-8
(四) 七家灣溪生態共同採樣區分析	3-9
四、結論與建議	3-12

(一) 結論.....	3-12
(二) 建議.....	3-12
五、參考文獻.....	3-14
表	3-17
圖	3-26
第四章 水質研究	
中文摘要.....	4-1
英文摘要.....	4-4
一、前言.....	4-5
(一) 研究緣起	4-5
(二) 研究目的	4-5
(三) 文獻回顧	4-5
二、材料與方法.....	4-11
(一) 採樣地點介紹	4-11
(二) 水質分析方法	4-12
三、結果.....	4-15
四、討論.....	4-16
(一) 七家灣溪流例行性水質監測.....	4-16
(二) 一號壩壩體改善密集監測	4-19
(三) 山溝及排水溝之水質監測	4-20
(四) 8.1 公頃回收農用地之水質監測	4-22
五、結論與建議.....	4-23
(一) 結論.....	4-23
(二) 建議.....	4-23
六、參考文獻	4-25
表	4-27
圖	4-35
第五章 七家灣溪一號壩壩體改善工程水文泥砂監測	

目次

中文摘要.....	5-1
英文摘要.....	5-4
一、前言.....	5-6
(一) 計畫緣起及目的.....	5-6
(二) 文獻回顧.....	5-7
(三) 工作內容及預期目標.....	5-8
二、材料與方法.....	5-9
(一) 研究範圍.....	5-9
(二) 監測內容.....	5-9
三、結果.....	5-13
(一) 現地監測調查結果.....	5-13
(二) 定點儀器監測結果.....	5-17
四、泥砂運移行為解析與討論.....	5-20
五、結論與建議.....	5-23
(一) 結論.....	5-23
(二) 建議.....	5-24
六、參考文獻.....	5-25
表.....	5-27
圖.....	5-28

第六章 濱岸植群監測

中文摘要.....	6-1
英文摘要.....	6-5
一、計畫緣由.....	6-10
二、前人研究.....	6-12
三、研究地區.....	6-17
四、研究方法.....	6-17
(一)、調查方法.....	6-17
(二)、分析方法.....	6-20
五、結果與討論.....	6-26

(一)、濱岸地景監測	6-26
(二)、七家灣溪濱岸植群之植物組成	6-29
(三)、8.1 公頃回收農地植群監測	6-42
六、結論與建議	6-51
七、參考文獻	6-54
表	6-65
圖	6-84
第七章 水棲昆蟲研究	
中文摘要	7-1
英文摘要	7-3
一、前言	7-5
二、材料與方法	7-9
三、結果	7-11
(一) 物種數及個體數	7-11
(二) 多樣性	7-12
(三) 棲地評比	7-12
(四) 群聚結構	7-13
(五) 司界蘭溪	7-13
(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響	7-14
四、討論	7-16
(一) 物種數及個體數	7-16
(二) 多樣性	7-16
(三) 棲地評比	7-17
(四) 農地回收政策已具有成效	7-18
(五) 司界蘭溪	7-18
(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響	7-18
(七) 全球氣候變遷對溪流生態系的衝擊	7-19
五、結論與建議	7-21
六、參考文獻	7-23

目次

表	7-27
圖	7-40

第八章 陸棲昆蟲研究

中文摘要	8-1
英文摘要	8-5
一、前言	8-6
(一) 森林生態系昆蟲群聚	8-8
(二) 武陵地區濱水帶樣區昆蟲群聚結構	8-7
(三) 濱水帶與高海拔昆蟲指標群	8-9
(四) 濱水帶昆蟲群聚的生態地位	8-10
(五) 濱水帶雙翅目蚊科和蠓科昆蟲群聚	8-10
二、材料與方法	8-12
三、結果	8-15
(一) 昆蟲群聚組成	8-15
(二) 採集方法評估	8-15
(三) 積水水域昆蟲群聚	8-16
(四) 植物癭	8-16
(五) 拆壩前後的影響	8-17
四、討論	8-19
五、結論與建議	8-21
(一) 結論	8-21
(二) 建議	8-21
六、參考文獻	8-23
表	8-33
圖	8-37

第九章 兩生、爬蟲類研究

中文摘要	9-1
英文摘要	9-3

一、前言	9-4
二、研究方法	9-7
(一) 長期監測	9-7
(二) 蝌蚪食砂實驗	9-8
三、結果	9-9
四、討論	9-12
五、結論與建議	9-14
六、參考文獻	9-16
表	9-19
圖	9-25
第十章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析	
中文摘要	10-1
英文	10-4
一、前言	10-7
二、材料與方法	10-11
三、調查結果	10-13
(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果	10-13
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果	10-16
(三) 臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布	10-19
四、討論	10-21
(一) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化	10-21
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果	10-22
(三) 氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討	10-23
五、結論與建議	10-26
(一) 結論	10-26
(二) 建議	10-27
六、參考文獻	10-30
表	10-34
圖	10-41

第十一章 鳥類研究

中文摘要.....	11-1
英文摘要.....	11-3
一、前言.....	11-5
二、材料與方法.....	11-6
(一)研究地區.....	11-6
(二)研究方法.....	11-6
三、調查結果.....	11-8
(一) 溪流鳥類族群監測.....	11-8
(二) 拆壩對兩種常見溪鳥之影響.....	11-9
(三) 河鳥繁殖調查.....	11-9
(四) 河鳥繫放和回收紀錄.....	11-10
(五) 8.1 公頃回收農地調查.....	11-10
四、討論.....	11-12
(一) 長期監測.....	11-12
(二) 拆壩對兩種常見溪鳥之影響.....	11-13
(三) 河鳥繁殖.....	11-14
(四) 河鳥繫放和回收紀錄.....	11-14
(五) 8.1 公頃回收農地調查.....	11-15
五、結論與建議.....	11-16
(一) 結論.....	11-16
(二) 建議.....	11-16
六、參考文獻.....	11-18
表.....	11-20
圖.....	11-24

第十二章 生態資料庫建構

中文摘要.....	12-1
英文摘要.....	12-3

一、前言.....	12-4
二、材料及方法.....	12-5
三、結果.....	12-6
四、討論與結論.....	12-8
五、研究成果與建議.....	12-8
圖	12-9
附錄一 期中簡報會議紀錄	
附錄二 期末簡報會議紀錄	

表次

表 3-1 高山溪三號壩上游床面平均坡降表	3-17
表 3-2 高山溪二號壩上游床面平均坡降表	3-17
表 3-3 高山溪一號壩上游床面平均坡降表	3-17
表 3-4 高山溪一號壩下游床面平均坡降表	3-17
表 3-5 觀魚臺測站床面平均坡度表	3-17
表 3-6 七家灣溪一號壩上游平均坡降表	3-17
表 3-7 七家灣溪一號壩下游平均坡降表	3-17
表 3-8 新繁殖場測站床面平均坡度表	3-17
表 3-9 棲地底質分類表	3-18
表 3-10 2012 年 3 月高山溪各河段底質環境類型分佈	3-18
表 3-11 2012 年 6 月高山溪各河段底質環境類型分佈	3-18
表 3-12 2012 年 10 月高山溪各河段底質環境類型分佈	3-18
表 3-13 觀魚臺測站底質環境類型分佈	3-19
表 3-14 七家灣溪一號壩上游底質環境類型分佈	3-19
表 3-15 七家灣溪一號壩下游底質環境類型分佈	3-19
表 3-16 新繁殖場測站底質環境類型分佈	3-19
表 3-17 棲地環境類型分析	3-19
表 3-18 2012 年 3 月高山溪棲地環境類型分佈	3-20
表 3-19 2012 年 6 月高山溪棲地環境類型分佈	3-20
表 3-20 2011 年 10 月高山溪棲地環境類型分佈	3-20
表 3-21 觀魚臺測站棲地環境類型分佈	3-20
表 3-22 七家灣溪一號壩上游棲地環境類型分析	3-21
表 3-23 七家灣溪一號壩下游棲地環境類型分析	3-21
表 3-24 新繁殖場測站棲地環境類型分析	3-21
表 3-25 桃山北溪測站平均坡度表	3-21
表 3-26 桃山北溪測站底質環境類型分佈	3-21
表 3-27 桃山北溪測站棲地環境類型分佈	3-22
表 3-28 桃山西溪測站平均坡度表	3-22

表 3- 29	桃山西溪測站底質環境類型分佈	3-22
表 3- 30	桃山西溪測站棲地環境類型分佈	3-22
表 3- 31	萬壽橋測站平均坡度表	3-22
表 3- 32	萬壽橋測站底質環境類型分佈	3-22
表 3- 33	萬壽橋測站棲地環境類型分佈	3-23
表 3- 34	迎賓橋測站平均坡度表	3-23
表 3- 35	迎賓橋測站底質環境類型分佈	3-23
表 3- 36	迎賓橋測站棲地環境類型分佈	3-23
表 3- 37	有勝溪測站平均坡度表	3-23
表 3- 38	有勝溪測站底質環境類型分佈	3-23
表 3- 39	有勝溪測站棲地環境類型分佈	3-24
表 3- 40	司界蘭溪上游測站平均坡度表	3-24
表 3- 41	司界蘭溪上游測站底質環境類型分佈	3-24
表 3- 42	司界蘭溪上游測站棲地環境類型分佈	3-24
表 3- 43	司界蘭溪下游測站平均坡度表	3-24
表 3- 44	司界蘭溪下游測站底質環境類型分佈	3-24
表 3- 45	司界蘭溪下游測站棲地環境類型分佈	3-25
表 3- 46	密集監測河段大小礫石（大於 25.6cm）之比例變化(%)	3-25
表 4-1	採樣地點地理座標	4-27
表 4-2	水體樣品保存	4-27
表 4-3	地面水體分類及水質標準	4-28
表 4-4	歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準	4-28
表 4-5	101 年 02 月溶解態分析數據	4-29
表 4-6	101 年 03 月溶解態分析數據	4-30
表 4-7	101 年 04 月溶解態分析數據	4-31
表 4-8	101 年 06 月溶解態分析數據	4-32
表 4-9	101 年 08 月溶解態分析數據	4-33
表 4-10	101 年 10 月溶解態分析數據	4-34
表 5-1	穿越線量測結果	5-27
表 6-1	七家灣溪濱岸測站土地利用型表	6-65

表次

表 6-2	七家灣溪濱岸植群之線截樣區屬性表	6-65
表 6-3	2012 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種	6-66
表 6-4	2012 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種	6-66
表 6-5	2012 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種	6-67
表 6-6	2012 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種	6-68
表 6-7	七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010~2012 年春、秋季之喬木層	6-69
表 6-8	七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010-2012 年春、秋季之地被層	6-70
表 6-9	2010~2012 年影響臺灣之颱風	6-71
表 6-10	8.1 ha 回收農地植群樣區屬性表	6-72
表 6-11	2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種	6-73
表 6-12	2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種	6-74
表 6-13	2012 年冬季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種	6-75
表 6-14	2012 年春季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種	6-76
表 6-15	2011~2012 年 8.1 ha 回收農地樣區地被層之歧異度指數	6-77
表 6-16	8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區屬性表	6-78
表 6-17	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之優勢種	6-79
表 6-18	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之優勢種	6-80
表 6-19	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之四種豐富度 模式的 χ^2 適合度檢定	6-82
表 6-20	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之四種豐富度 模式的 χ^2 適合度檢定	6-82
表 6-21	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度指數	6-82
表 6-22	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度指數	6-83
表 6-23	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度指數	6-83
表 6-24	2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度指數	6-83
表 7-1	武陵地區於 2012 年之水棲昆蟲資源組成及個體數	7-27
表 7-2	司界蘭溪於 2012 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數	7-29
表 8-1	101 年武陵地區昆蟲調查樣區延續採樣回收率	8-33
表 8-2	不同延續採樣方法所採得分類群	8-33
表 8-3	武陵地區昆蟲調查 2004 年至 2012 年優勢目指標分類群	8-34

表 8-4	武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2012 年 10 月昆蟲數量調查	8-35
表 8-5	七家灣溪濱水帶蚊幼蟲孳生源調查	8-36
表 8-6	七家灣溪濱水帶庫蠓調查	8-36
表 9-1	2012 年各測站棲地因子數值	9-19
表 9-2	2012 年各測站各種蛙類總數、平均吻肛長、平均體重、生物量及 測站生物量所有種類合計	9-20
表 9-3	2012 年各測站蛙類數目與密度	9-22
表 9-4	2012 年兩生類調查各測站蝌蚪總數、平均全長、平均體重、平均 期數、生物量、密度	9-24
表 10-1	2012 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果	10-34
表 10-2	2012 年七家灣溪一號壩壩體改善後魚類密集監測調查結果	10-35
表 10-3	2011~2012 年七家灣溪一號壩壩體改善後魚類密集監測魚類總量	10-36
表 10-4	2009 年 2 月至 2012 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善臺灣櫻花 鉤吻鮭密集監測樣點調查結果	10-37
表 10-5	2009 年 2 月至 2012 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善台灣鏟領魚 密集監測樣點調查結果	10-38
表 10-6	2002 年至 2012 年七家灣溪中游河段(一號壩~三號壩)台灣鏟領魚 族群數量變化表	10-39
表 10-7	2011 年秋季與 2012 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果	10-40
表 11-1	2012 年 1 月-10 月武陵地區溪流鳥類調查，2 月及 6 月份因豪雨無 調查資料。	11-20
表 11-2	2012 年河烏巢位監測紀錄	11-22
表 11-3	2011 年繫放幼鳥在 2012 年目擊回收紀錄	11-23
表 11-4	2003-2012 年河烏繁殖資料。	11-23
表 11-5	2011-2012 年 8.1 公頃回收農地鳥況調查	11-23

圖次

圖 1-1	本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊之武陵地區	1-58
圖 1-2	拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖	1-59
圖 1-3	拆壩前、後主要物理棲地以及濱岸植群的改變	1-59
圖 1-4	濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖	1-60
圖 1-5	雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖	1-61
圖 1-6	武陵地區溪流各測站相對位置圖	1-62
圖 1-7	七家灣溪拆壩重點測站不同採樣時間點流速變化	1-63
圖 1-8	#4、#12、#13、#5 測站濁度與總懸浮物質不同採樣時間點變化	1-64
圖 1-9	葉綠素 a 濃度每週變化	1-65
圖 1-10	水蟲密度每月變化	1-66
圖 1-11	蝌蚪生物量每月變化	1-67
圖 1-12	魚類隻數每月變化	1-68
圖 1-13	鳥類隻數每月變化	1-69
圖 1-14	生物與非生物因子拆壩後恢復時間軸示意圖	1-70
圖 2-1	本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區	2-41
圖 2-2	共同樣站相對位置圖	2-42
圖 2-3	2006 年 6 月至 2012 年 10 月，七家灣溪與支流之歷年瀨區石附生藻類生物量曲線圖	2-43
圖 2-4	2006 年 6 月至 2012 年 2 月間，司界蘭溪瀨區石附生藻類生物量曲線圖	2-44
圖 2-5	一號壩上、下游歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖	2-45
圖 2-6	七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)粗顆粒有機物傳輸量 ...	2-46
圖 2-7	七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)粒底層細顆有機物蓄存量	2-47
圖 2-8	七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)。a.總懸浮物質。b.有機物無灰乾重	2-48
圖 2-9	七家灣溪(a.) #4 以及#5 測站；(b.) #12 以及#13 測站總懸浮物質中所含有機物比例	2-49
圖 2-10	2010~2012 年，拆壩重點四測站之石附生藻類單位葉綠素 a、b、c 月	

變化柱狀圖	2-50
圖 2-11 2006 年至 2012 年間，主要影響武陵地區之颱風總雨量柱狀圖與 2009 年至 2012 年間，拆壩重點測站之夏季最高水溫分布情形	2-51
圖 2-12 2009 至 2012 年拆壩重點測站石附生藻類之一階導數檢定	2-52
圖 2-13 拆壩前、後一個月內，一號壩上、下游(測站#12 與測站#13)之石 附生藻類的恢復力	2-53
圖 2-14 拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺 (測站#13)之細曲殼藻屬與膠柄著生型矽藻相對豐度變化曲線圖	2-54
圖 2-15 拆壩前後，一號壩上游 100 公尺與一號壩下游 100 公尺之平貼著生、 直立著生與移動型矽藻之相對豐度變化曲線圖	2-55
圖 2-16 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)絲狀綠藻相對豐度變化曲線圖	2-56
圖 2-17 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)藍綠菌相對豐度變化曲線圖	2-57
圖 3- 1 本年度研究基本流程圖	3-26
圖 3- 2 三號壩上游斷面高程剖面圖	3-26
圖 3- 3 高山溪斷面 3-R 剖面高程.....	3-27
圖 3- 4 高山溪斷面 3-T 剖面高程.....	3-27
圖 3- 5 高山溪三號壩上之河道示意圖.....	3-27
圖 3- 6 二號壩上游斷面高程剖面圖	3-27
圖 3- 7 高山溪斷面 2-C 剖面高程.....	3-28
圖 3- 8 高山溪斷面 2-H 剖面高程.....	3-28
圖 3- 9 高山溪斷面 2-M 剖面高程	3-28
圖 3- 10 高山溪斷面 2-Q 剖面高程	3-28
圖 3- 11 高山溪二號壩上河道示意圖.....	3-28
圖 3- 12 一號壩上游斷面高程剖面圖	3-29
圖 3- 13 高山溪斷面 1-B 剖面高程.....	3-29
圖 3- 14 高山溪斷面 1-E 剖面高程.....	3-29
圖 3- 15 高山溪斷面 1-K 剖面高程.....	3-29
圖 3- 16 高山溪斷面 1-N 剖面高程.....	3-29

圖次

圖 3- 17 高山溪一號壩上河道示意圖	3-30
圖 3- 18 一號壩下游斷面高程剖面圖	3-30
圖 3- 19 高山溪斷面 0-C 剖面高程.....	3-30
圖 3- 20 高山溪斷面 0-F 剖面高程.....	3-30
圖 3- 21 高山溪斷面 0-L 剖面高程.....	3-31
圖 3- 22 高山溪斷面 0-O 剖面高程	3-31
圖 3- 23 高山溪一號壩下至匯流口之河道示意圖	3-31
圖 3- 24 高山溪棲地環境類型分佈圖	3-31
圖 3- 25 高山溪底質類型分佈圖.....	3-32
圖 3- 26 七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺處高程剖面圖	3-32
圖 3- 27 七家灣溪斷面 7-4 剖面高程.....	3-33
圖 3- 28 七家灣溪斷面 7-10 剖面高程.....	3-33
圖 3- 29 七家灣溪斷面 7-40 剖面高程.....	3-33
圖 3- 30 七家灣溪三號壩至二號壩測量點位示意圖	3-33
圖 3- 31 七家灣溪二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺剖面高程	3-34
圖 3- 32 七家灣溪斷面 7-47 剖面高程.....	3-34
圖 3- 33 七家灣溪二號壩上 400 公尺處至二號壩下 200 公尺示意圖.....	3-35
圖 3- 34 七家灣溪二號壩下游 200 公尺至一號壩上剖面線.....	3-35
圖 3- 35 七家灣溪二號壩至一號壩上測量點位示意圖	3-36
圖 3- 36 七家灣溪一號壩上游密集監測剖面高程	3-36
圖 3- 37 七家灣溪一號壩下游密集監測剖面高程	3-37
圖 3- 38 一號壩上 40m 處剖面高程	3-37
圖 3- 39 一號壩下 50m 處剖面高程	3-37
圖 3- 40 七家灣溪一號壩特定斷面對時間關係圖	3-38
圖 3- 41 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型百分比圖	3-38
圖 3- 42 七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型百分比圖	3-39
圖 3- 43 七家灣溪一號壩下游密集監測棲地類型百分比圖	3-39
圖 3- 44 七家灣溪一號壩下游密集監測底質類型百分比圖	3-40
圖 3- 45 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型網格圖.....	3-40
圖 3- 46 七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型網格圖.....	3-40

圖 3- 47 七家灣溪共同樣區位置分佈圖.....	3-41
圖 3- 48 桃山北溪 4-1 斷面剖面高程.....	3-41
圖 3- 49 桃山北溪 4-3 斷面剖面高程.....	3-41
圖 3- 50 桃山北溪棲地分佈類型百分比圖	3-41
圖 3- 51 桃山北溪底質分佈類型百分比圖	3-42
圖 3- 52 桃山西溪 2-1 斷面剖面高程.....	3-42
圖 3- 53 桃山西溪 2-2 斷面剖面高程.....	3-42
圖 3- 54 桃山西溪棲地分佈類型百分比圖	3-42
圖 3- 55 桃山西溪底質分佈類型百分比圖	3-43
圖 3- 56 觀魚臺 3-1 斷面剖面高程	3-43
圖 3- 57 觀魚臺 4-2 斷面剖面高程	3-43
圖 3- 58 觀魚臺棲地分佈類型百分比圖.....	3-43
圖 3- 59 觀魚臺底質分佈類型百分比圖.....	3-44
圖 3- 60 新繁殖場 5-1 斷面剖面高程.....	3-44
圖 3- 61 新繁殖場 5-2 斷面剖面高程.....	3-44
圖 3- 62 新繁殖場棲地分佈類型百分比圖	3-45
圖 3- 63 新繁殖場底質分佈類型百分比圖	3-45
圖 3- 64 萬壽橋測站 6-2 斷面剖面高程.....	3-45
圖 3- 65 萬壽橋測站 6-5 斷面剖面高程.....	3-45
圖 3- 66 萬壽橋棲地分佈類型百分比圖.....	3-46
圖 3- 67 萬壽橋底質分佈類型百分比圖.....	3-46
圖 3- 68 迎賓橋測站 7-1 斷面剖面高程.....	3-46
圖 3- 69 迎賓橋測站 7-3 斷面剖面高程.....	3-46
圖 3- 70 迎賓橋棲地分佈類型百分比圖.....	3-47
圖 3- 71 迎賓橋底質分佈類型百分比圖.....	3-47
圖 3- 72 有勝溪測站 9-1 斷面剖面高程.....	3-48
圖 3- 73 有勝溪測站 9-2 斷面剖面高程.....	3-48
圖 3- 74 有勝溪棲地分佈類型百分比圖.....	3-48
圖 3- 75 有勝溪底質分佈類型百分比圖.....	3-48
圖 3- 76 司界蘭溪上游測站 10-1 斷面.....	3-49

圖次

圖 3-77 司界蘭溪上游測站 10-8 斷面.....	3-49
圖 3-78 司界蘭溪上游測站棲地分佈類型百分比圖	3-49
圖 3-79 司界蘭溪上游測站底質分佈類型百分比圖	3-49
圖 3-80 司界蘭溪下游測站 11-1 斷面.....	3-50
圖 3-81 司界蘭溪下游測站 11-2 斷面.....	3-50
圖 3-82 司界蘭溪下游測站棲地分佈類型百分比圖	3-50
圖 3-83 司界蘭溪下游測站底質分佈類型百分比圖	3-50
圖 4-1 雪霸國家公園	4-35
圖 4-2 氮素循環過程	4-35
圖 4-3 流程圖	4-36
圖 4-4 採樣地點位置圖	4-36
圖 4-5 武陵地區溪流 pH 值變化.....	4-37
圖 4-6 武陵地區溪流導電度值變化.....	4-37
圖 4-7 武陵地區溪流溫度值變化	4-38
圖 4-8 武陵地區溪流溶氧值變化	4-38
圖 4-9 武陵地區溪流濁度值變化	4-39
圖 4-10 武陵地區溪流 SiO ₂ 值變化	4-39
圖 4-11 武陵地區溪流 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-40
圖 4-12 武陵地區溪流 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-40
圖 4-13 武陵地區溪流 SO ₄ ²⁻ 值變化.....	4-41
圖 4-14 武陵地區溪流 Cl ⁻ 值變化.....	4-41
圖 4-15 武陵地區溪流 PO ₄ ³⁻ 值變化.....	4-42
圖 4-16 武陵地區溪流 NH ₄ ⁺ -N 值變化.....	4-42
圖 4-17 武陵地區溪流 TOC 值變化.....	4-43
圖 4-18 一號壩壩體改善 pH 值變化	4-43
圖 4-19 一號壩壩體改善導電度值變化.....	4-44
圖 4-20 一號壩壩體改善溫度值變化	4-44
圖 4-21 一號壩壩體改善溶氧值變化	4-45
圖 4-22 一號壩壩體改善濁度值變化	4-45
圖 4-23 一號壩壩體改善 SiO ₂ 值變化.....	4-46

圖 4-24 一號壩壩體改善 NO_3^- -N 值變化	4-46
圖 4-25 一號壩壩體改善 NO_2^- -N 值變化	4-47
圖 4-26 一號壩壩體改善 SO_4^{2-} 值變化	4-47
圖 4-27 一號壩壩體改善 Cl^- 值變化	4-48
圖 4-28 一號壩壩體改善 PO_4^{3-} 值變化	4-48
圖 4-29 一號壩壩體改善 NH_4^+ -N 值變化	4-49
圖 4-30 一號壩壩體改善 TOC 值變化	4-49
圖 4-31 山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較	4-50
圖 4-32 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較	4-50
圖 4-33 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較	4-51
圖 4-34 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較	4-51
圖 4-35 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較	4-52
圖 4-36 山溝與七家灣溪測站之 SiO_2 值比較	4-52
圖 4-37 山溝與七家灣溪測站之 NO_3^- -N 值比較	4-53
圖 4-38 山溝與七家灣溪測站之 NO_2^- -N 值比較	4-53
圖 4-39 山溝與七家灣溪測站之 SO_4^{2-} 值比較	4-54
圖 4-40 山溝與七家灣溪測站之 Cl^- 值比較	4-54
圖 4-41 山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較	4-55
圖 4-42 山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+ -N 值比較	4-55
圖 4-43 山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較	4-56
圖 4-44 8.1ha 回收農用地 pH 值變化	4-56
圖 4-45 8.1ha 回收農用地導電度值變化	4-57
圖 4-46 8.1ha 回收農用地溫度值變化	4-57
圖 4-47 8.1ha 回收農用地溶氧值變化	4-58
圖 4-48 8.1ha 回收農用地濁度值變化	4-58
圖 4-49 8.1ha 回收農用地 SiO_2 值變化	4-59
圖 4-50 8.1ha 回收農用地 NO_3^- -N 值變化	4-59
圖 4-51 8.1ha 回收農用地 NO_2^- -N 值變化	4-60
圖 4-52 8.1ha 回收農用地 SO_4^{2-} 值變化	4-60
圖 4-53 8.1ha 回收農用地 Cl^- 值變化	4-61

圖次

圖 4-54	8.1ha 回收農用地 PO_4^{3-} 值變化	4-61
圖 4-55	8.1ha 回收農用地 NH_4^+-N 值變化.....	4-62
圖 4-56	8.1ha 回收農用地 TOC 值變化.....	4-62
圖 5-1	沖積型河川穩定概念示意圖	5-28
圖 5-2	壩體移除後河相演變時間示意圖	5-28
圖 5-3	壩體移除後河床變化示意圖	5-28
圖 5-4	七家灣溪斷面分佈圖	5-29
圖 5-5	向量內插法示意圖	5-29
圖 5-6	S23 斷面變化圖	5-30
圖 5-7	S26 斷面變化圖	5-30
圖 5-8	S31 斷面變化圖	5-30
圖 5-9	S37 斷面變化圖	5-31
圖 5-10	K 斷面變化圖	5-31
圖 5-11	Z 斷面變化圖	5-31
圖 5-12	S17-1 斷面變化圖	5-32
圖 5-13	縱斷面比較圖	5-32
圖 5-14	上游沖刷土方量	5-33
圖 5-15	粒徑採樣	5-34
圖 5-16	觀魚台、兆豐橋及迎賓橋三測站水位資料	5-35
圖 5-17	觀魚台及萬壽橋測站濁度資料	5-35
圖 5-18	七家灣溪拆壩案例的河道演變修正模式	5-36
圖 5-19	七家灣溪拆壩後河道演變之持續變動	5-36
圖 6-1	七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖	6-84
圖 6-2	濱岸植群之線截樣區設置示意圖	6-85
圖 6-3	觀魚臺(#4)測站之土地利用型	6-86
圖 6-4	一號壩上游(#12)測站之土地利用型	6-86
圖 6-5	一號壩上游(#13)測站之土地利用型	6-87
圖 6-6	繁殖場(#5)測站之土地利用型	6-87
圖 6-7	武陵地區生態氣候圖	6-88
圖 6-8	桃山西溪測站(#2)-1 濱岸地景照相監測	6-89

圖 6-9 桃山西溪測站(#2)-2 濱岸地景照相監測	6-90
圖 6-10 桃山北溪(#1)及桃山西溪(#2)測站交匯處之濱岸地景照相監測	6-91
圖 6-11 二號壩(#3)測站濱岸地景照相監測.....	6-92
圖 6-12 觀魚臺(#4)測站濱岸地景照相監測.....	6-93
圖 6-13 一號壩上游(#12)測站濱岸地景照相監測	6-94
圖 6-14 一號壩壩體改善前後之濱岸地景照相監測	6-95
圖 6-15 一號壩下游(#13)測站(FCU)之濱岸地景照相監測	6-96
圖 6-16 一號壩下游(#13)測站兆豐橋上游之濱岸地景照相監測.....	6-97
圖 6-17 一號壩下游(#13)測站兆豐橋下游之濱岸地景照相監測.....	6-98
圖 6-18 高山溪(#8)測站-1 濱岸地景照相監測	6-99
圖 6-19 高山溪(#8)測站-2 濱岸地景照相監測	6-100
圖 6-20 繁殖場(#5)測站濱岸地景照相監測.....	6-101
圖 6-21 有勝溪收費口(#9)測站濱岸地景照相監測.....	6-102
圖 6-22 2012 年春季線截樣區地被層之矩陣群團分析.....	6-103
圖 6-23 2012 年秋季線截樣區地被層之矩陣群團分析.....	6-104
圖 6-24 2010-2012 年觀魚臺(#4)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化	6-105
圖 6-25 2010-2012 年一號壩上游(#12)測站地被層之不同季節的歧異度指數變 化	6-106
圖 6-26 2010-2012 年一號壩下游(#13)測站地被層之不同季節的歧異度指數變 化	6-107
圖 6-27 2010-2012 年繁殖場(#5)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化	6-108
圖 6-28 2012 年春季七家灣溪線截樣區地被層之降趨對應分析圖	6-109
圖 6-29 2012 年春季七家灣溪線截樣區地被層之典型對應分析圖	6-109
圖 6-30 2011 年七家灣溪濱岸植群演替推估圖	6-110
圖 6-31 2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析	6-111
圖 6-32 2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析	6-111
圖 6-33 2012 年冬季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析	6-112
圖 6-34 2012 年春季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析	6-112
圖 6-35 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區群團分析	6-112
圖 6-36 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區喬木層之不同植群型的	

歧異度指數變化	6-113
圖 6-37 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區地被層之不同植群型的 歧異度指數變化	6-114
圖 7-1 武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖	7-40
圖 7-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量	7-40
圖 7-3 武陵地區溪流測站之臺灣鈎吻鮭中大體型昆蟲食餌數量變化圖	7-41
圖 7-4 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index.....	7-41
圖 7-5 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數	7-42
圖 7-6 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 MDS 分析。圖標數字表示樣站編號.	7-42
圖 7-7 2003 至 2012 年武陵地區溪流測站水棲昆蟲之取食功能群組成	7-43
圖 7-8 司界蘭溪測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index.....	7-43
圖 7-9 司界蘭溪測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數.....	7-44
圖 7-10 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量	7-44
圖 7-11 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index....	7-45
圖 7-12 一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之 MDS 分析.....	7-45
圖 8-1 101 年昆蟲調查樣區(A)延續採樣(B) 增加採樣方法	8-37
圖 8-2 101 年各項採集方法所獲得的昆蟲量.....	8-38
圖 8-3 101 年各項採集方法所獲得的昆蟲量.....	8-38
圖 8-4 101 年誘蟲燈的採集分類群.....	8-39
圖 8-5 101 年 2-10 月昆蟲數量變化	8-39
圖 8-6 武陵地區#12 一號壩上和#13 一號壩下總蟲數與雙翅目蟲數	8-40
圖 8-7 101 年採集雙翅目蚊科昆蟲.....	8-40
圖 8-8 武陵地區台灣二葉松植物癭.....	8-41
圖 8-9 武陵地區台灣胡桃葉植物癭.....	8-42
圖 8-10 武陵地區台灣狹葉櫟植物癭.....	8-42
圖 8-11 同翅目蚜蟲造成艾草的植物癭	8-43
圖 8-12 拆壩後，左側河床的高差，成了蝶類活動的蝶道	8-43
圖 8-13 今年 8 月蘇拉颱風後一號壩上的河道、環境改變	8-43
圖 9-1 2012 年各月份環境因子比較圖	9-25
圖 9-2 2012 年各月份兩生類平均密度	9-26

圖 9-3	2012 年各月份蝌蚪平均期數	9-27
圖 9-4	不同處理組蝌蚪體內無機物含量	9-27
圖 9-5	不同處理組蝌蚪的成長發育變化	9-28
圖 9-6	不同處理組蝌蚪的消化速率	9-29
圖 9-7	不同處理組蝌蚪食物量的變化	9-29
圖 9-8	拆壩前後壩上、壩下測站蝌蚪的形值變化	9-30
圖 9-9	2004-2012 年各月份兩生類的蛙與蝌蚪密度變化	9-31
圖 9-10	2006-2012 年各測站兩生類的蛙密度變化	9-32
圖 9-11	2006-2012 年各測站兩生類的蝌蚪密度變化	9-33
圖 10-1	武陵地區長期生態監測暨生態模式建立之調查樣站位置圖	10-41
圖 10-2	七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善前之環境照	10-42
圖 10-3	七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善後之環境照	10-43
圖 10-4	1987 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化圖	10-44
圖 10-5	1995 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭各齡級族群結構變化趨勢 圖	10-45
圖 10-6	1995 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭各齡級數量變化圖	10-46
圖 10-7	2012.10.10 日於桃山西溪樣站所記錄的台灣鏟頰魚	10-47
圖 10-8	2011.06.17 日於一號壩下游樣站所拍攝到標放的鮭魚	10-47
圖 10-9	2012.02.15 日所拍攝的高山溪匯流口前殘材壩	10-48
圖 10-10	2012.04.24 日所拍攝的高山溪匯流口前崩塌之殘材壩	10-48
圖 10-11	2012 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百 分比	10-49
圖 11-1	研究樣區示意圖	11-24
圖 11-2	2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 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。	11-25
圖 11-3	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪河鳥數量變化	11-25
圖 11-4	2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 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	11-26
圖 11-5	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪鉛色水鵝數量變化	11-26
圖 11-6	2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎	

圖次

	賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鶉數量月變化	11-27
圖 11-7	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪紫嘯鶉數量變化.....	11-27
圖 11-8	2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 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	11-28
圖 11-9	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪小剪尾數量變化.....	11-28
圖 11-10	2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎 賓橋至六號壩以及高山溪的綠蓑鶯數量月變化.....	11-29
圖 11-11	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪綠蓑鶯數量變化...	11-29
圖 11-12	2006 年 1 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 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	11-30
圖 11-13	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪鴛鴦數量變化	11-30
圖 11-14	2008 年的 2-11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六 號壩以及高山溪的白鵝鴿數量月變化	11-31
圖 11-15	2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪白鵝鴿數量變化...	11-31
圖 11-16	河烏在拆壩前(2011 年 1-4 月)、拆壩後(2011 年 6-9 月)、2012 上半 年(1-5 月)和 2012 下半年(7-10 月)上下游總數量變化	11-32
圖 11-17	鉛色水鶉在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、 拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)上下游總數量變化。	11-32
圖 11-18	河烏在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、拆 壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)的上下游的數量比值變化	11-33
圖 11-19	鉛色水鶉在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、 拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)上下游的數量比值變化	11-33
圖 11-20	河烏二號巢在去年拆壩前後和今年的巢位離水高度比較	11-34
圖 11-21	2011 和 2012 年七家灣溪和有勝溪河烏巢位示意圖	11-35
圖 11-22	2003-2011 年七家灣溪每月河烏數量和前月最大溪水流量關係圖	11-36
圖 11-23	2003-2012 七家灣溪河烏巢數和前一年最大洪水流量關係圖	11-36
圖 11-24	七家灣溪和有勝溪岩壁和 2012 年巢位分布圖	11-37
圖 12-1	武陵衛星影像全圖	12-9
圖 12-2	武陵衛星影像高解析影像	12-9
圖 12-3	由衛星影像查詢調查資料操作範例	12-10

圖 12-4	LSID 格式	12-11
圖 12-5	武陵資料 LSID 範例	12-11

研究計畫分工項目

計畫項目	主持人	服務機構/系所	職稱	計畫內容
總計畫及子計畫 1	林幸助	中興大學生命科學系	特聘教授	藻類研究、資料整合與生態模式分析
子計畫 2	葉昭憲	逢甲大學水利工程與資源保育學系	副教授	物理棲地研究
子計畫 3	官文惠	明志科技大學環境與安全衛生工程系	副教授	水質研究
子計畫 4	王筱雯	成功大學水利及海洋工程學系	助理教授	水文泥沙監測
子計畫 5	蔡尚惠	環球科技大學環境資源管理系	助理教授	濱岸植群監測
子計畫 6	郭美華	中興大學昆蟲系	副教授	水棲昆蟲研究
子計畫 7	林鶯熹 楊正澤	元培科技大學醫學檢驗生物技術系 中興大學昆蟲系	助理教授 教授	陸棲昆蟲研究
子計畫 8	吳聲海	中興大學生命科學系	副教授	兩生類研究
子計畫 9	曾晴賢	清華大學生物資訊與結構生物研究所	教授	魚類研究
子計畫 10	孫元勳	屏東科技大學野生動物保育所	教授	鳥類研究
子計畫 11	邵廣昭	中央研究院生物多樣性研究中心	研究員	生態資料庫建構

第一章 資料整合

林幸助¹、王筱雯²、林鶯熹³、吳聲海¹、官文惠⁴、邵廣昭⁵、孫元勳⁶、
郭美華⁷、曾晴賢⁸、張顥嚴¹、楊正澤⁷、葉昭憲⁹、蔡尚惠¹⁰

1. 國立中興大學生命科學系
2. 國立成功大學水利及海洋工程學系
3. 元培科技大學醫學檢驗生物技術系
4. 明志科技大學環境與安全衛生工程系
5. 中央研究院生物多樣性研究中心
6. 國立屏東科技大學野生動物保育所
7. 國立中興大學昆蟲系
8. 國立清華大學生物資訊與結構生物研究所
9. 逢甲大學水利工程與資源保育學系
10. 環球技術學院環境資源管理系

中文摘要

一、前言與目的

雪霸國家公園最重要的任務是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。因此本計畫的主要目標在進行長期生態監測，便可藉由生態模式整合分析長期生態資料，以瞭解武陵溪流的長期生態現象與過程。本計畫以武陵地區溪流與司界蘭溪為研究地點，依循自 2005 年武陵長期生態監測研究與模式建構(WLTERM)所設立的永久測站，持續監測並整合重點監測項目，包括棲地、水文、泥沙、水質、藻類、濱岸植被、水棲與陸棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等時空動態變化資料，尤其是七家灣溪一號防砂壩拆除後生態環境的變化。具體目標為：1. 監測七家灣溪一號防砂壩壩體改善與棲地改善工程生態變化；2. 瞭解臺灣櫻花鉤吻鮭生物與環境的控制因子，確保臺灣櫻花鉤吻鮭優質之生活環境；3. 長期監測溪流生態系食物網主要生物組成之變化，並瞭解各生物間相關性，以及各生物在生態系之重要性，確保武陵地區生物多樣性；4. 長期監測影響溪流生態系主要人為以及自然環境因子之變化，並了解各環境因子對於各生物之影

響；5. 藉由過去歷年監測資料做比較，瞭解武陵地區的長期生態過程與機制；6. 提供生態研究的科學資料，做為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略之參考；7. 利用生態模式整合監測資料，預測環境變遷或人為干擾對於武陵溪流生態系之影響；8. 持續建立武陵地區生態資料庫。

【關鍵字】 臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、防砂壩、壩體改善、生態模式、生態資料庫

二、材料與方法

持續整合從 2005 年以來所累積的資料。本研究共設有十個共同測站，其中司界蘭溪上、下游僅作乾季(2 月)年度監測。其餘測站分別於二、四、六、八、十及十二月，共六次採樣時間，涵蓋#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 七家灣溪觀魚台、#12 七家灣溪一號壩上游、#13 七家灣溪一號壩下游、#5 七家灣溪繁殖場、#8 高山溪與#9 有勝溪等。

(一) 藻類及有機碎屑

各測站石附生藻類監測，於不同微棲地(瀨、流、潭)隨機撿取 3 個 20 cm 左右大小相近溪底石頭樣本。刮下石頭表面的藻類，以丙酮溶液萃取，以分光光度計測量萃取液之吸光值後，計算所含葉綠素 a、b 與 c 濃度。微棲地的分類則依據福祿數判別。同時在每一測站的取樣河段上、下游河流橫斷面各放置 3 個攔網，連續 24 小時收集攔截到的有機物樣本，帶回實驗室後將收集到有機碎屑進行分類；過濾水體中總懸浮物質以及底層蓄存有機物的收集，帶回實驗室後烘乾、秤重以及灰化。

(二) 物理棲地

對共同測站之河道進行斷面測量及物理棲地調查，包括河道縱橫向變化、棲地組成、粒徑分佈之現況並進行分析探討，提供給予其它子計畫環境因子參考。最後結合現場調查和先前研究，提出河道變化趨勢與環境改變之關連性。

(三) 水質監測

首先進行當地背景資料收集，包括該區各種的土地利用型態、面積、七家灣溪水文特性與雨量資料，依週遭林地的土地利用與農田的分佈採取溪流上、下游及匯流口處做為七家灣溪流域內各溪流的測站點，再進行檢定分析與因素分析，以利找出影響臺灣櫻花鉤吻鮭的相關水質參數與重新分配水質參數的權重，建立一個能快速反應該區溪流水質情況的新指標。

採集方法為河川水體採樣，實驗的分析方法依河川水質分析方法進行樣品的分析。在現場的水質分析項目有 pH、溶氧、導電度等三個項目，實驗室測定項目為生化需氧量、濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、總磷、磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等 11 個分析項目。

(四) 水文泥沙監測

利用攝影機記錄壩體改善前中後歷程的攝影系統採用高解析度的IP Camera與中低解析度的Trail Camera兩種。在水中濁度方面，利用濁度計持續監測壩體改善過程溪水濁度變化。同時，使用水位計本研究於七家灣溪一號壩上下游監測範圍內共設有水位測站三處，設置地點分別為觀魚台右岸處、兆豐橋及萬壽橋上，水位計測值與現地實際水深進行率定以求得實際水位。

(五) 濱岸植群

以線截樣區、臨時樣區以及照相監測進行資料收集，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，求得重要值指數，可瞭解各種植物於樣區中所占之重要性。物種豐富度則利用 Simpson 豐富度指數進行運算，將所有調查以及計算得到的參數進行 Pearson 相關分析，以進一步瞭解濱岸植群與環境因子之關連性

(六) 陸棲昆蟲

每測站設三個小樣區，以掉落式陷阱杯、黃色黏蟲紙、花生醬誘集器、吊網及鳳梨皮進行捕捉。同時輔以捕網、掃網、枯落物收集、柏氏漏斗分離法及剪取枝條採集。依不同採集方法進行存證標本的編號保存及蒐藏。

(七) 水棲昆蟲

持續生態監測並建立武陵地區水棲昆蟲相生態資料庫，以水棲昆蟲群聚結構和功能為研究主題，並且以多樣性指數、RBP II 指數及 MDS 分析進行評估各永久測站水質、棲地變化及水棲昆蟲群聚結構變動，並探討颱風及攔沙壩所造成棲地之改變對水棲昆蟲的影響，以作為集水區經營管理之參考指標。

(八) 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。於每條測線上溪水兩端距岸邊 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。生物量之調查則分為蝌蚪與蛙類兩類不同方法。蝌蚪的調查於日間完成而青蛙調查則是在夜間進行。

(九) 魚類

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於六月及十月間進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，以浮潛方式目視辨別魚種和計算魚數，並分別記錄各調查溪段一齡幼魚、二齡中型成魚及三齡以上大型成魚的

數量、分佈與棲地型態，以瞭解去年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化以作進一步的分析。

(十) 鳥類

在溪流水況安全無虞下每月沿溪調查一次，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和年齡。為便於個體辨識和領域範圍界定，架設鳥網(黑色，網目 2-5 cm)及小型蓋網。每月視人力多寡，架設 2-4 面鳥網於山陰處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間集中在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照。領域範圍係以緩慢靠近個體驅使其至邊界後折返的動作來的界定或以邊界的領域防衛行為來標示。

(十一) 生態資料庫建構

本計畫所收集之原始生態調查資料，採用中央研究院生物多樣性研究中心設計的『通用生態調查資料格式』，作為本計畫原始生態調查資料的格式。『生態調查資料格式』，主要以國際通用的達爾文核心欄位(Darwin Core 2.0)及 ABCD Schema 為基礎，並配合中文資料的需求，作適度的修改。

(十二) 資料分析

將 2010-2012 年的生物調查數量，依採樣時間及地點，分別為七家灣溪一號壩上游(#4 觀魚台以及#12 一號壩上游)與下游(#13 一號壩下游以及#5 繁殖場)，進行資料分析。利用一階導數分析方法，將生物因子轉換為單位時間內的變化量進行分析，數量正負值代表變化量在這段時間內有遞增或遞減現象，說明生物在這段期間數量是增加或減少。再利用拆壩前的物種數量或是生物量的平均值，作為判斷拆壩後物種數量或是生物量是否恢復之基準。

三、成果

1. 流速是拆壩後最明顯發生改變的環境因子。從流速的結果可以發現，拆壩時間點的選擇是一個重要的決策，因為選在季節性降雨時期，可以使流速增加的干擾如同季節性降雨所造成的洪水事件，對於長期適應溪流流況的水生生物而言，能將拆壩的影響降到最低。
2. 附生藻類生物量的趨勢變化顯示，在環境穩定的時期，附生藻類生物量呈現較小波動的季節性變化，因此於環境穩定期間藻類生物量可以大量累積。當降雨或是較大的洪水事件發生時，生物量驟降至幾乎沒有藻類，因此在藻類生物量的變化量上有較大的波動趨勢。
3. 拆壩對於不同分類群水棲昆蟲的影響並不一致。拆壩期間的干擾使壩體下游測站的雙翅目以及蜉蝣目受到直接干擾而降低密度，推論是對工程影響較敏感的物種。鞘翅目以及積翅目對於拆壩的干擾而言不但沒有明顯密度下降的趨勢，反而上升，推論牠們可以抵抗砂石直接的覆蓋，因此受到影響可能小於雙翅目以及蜉蝣目。毛翅目的生物量在四個測站有相同趨勢，且在拆壩期間的密度波動趨勢是增加，顯示毛翅目對於拆壩的干擾較不敏感。
4. 水棲昆蟲的生物量趨勢不論在拆壩前、後，都有相同的波動幅度，且波動範圍皆維持在拆壩前的平均值範圍內，代表不管有沒有受到拆壩的影響，水棲昆蟲的生物量趨勢變動符合季節性的變化；只有在拆壩期間生物量趨勢顯示較大的波動(雙翅目以及蜉蝣目為減少的趨勢)。對於水棲昆蟲而言，主要的干擾是在拆壩工程進行期間。
5. 梭德氏赤蛙的蝌蚪在拆壩前就有一波生物量增加高峰，然後生物量減少，推論是因為蝌蚪族群變態成青蛙後離開水域環境，所以拆壩工程對於梭德氏赤蛙蝌蚪的影響程度低。
6. 魚類的移動能力佳，可以主動迴避拆壩工程所帶來的干擾。從結果發現臺灣櫻花鉤吻鮭和臺灣鏟頰魚，在拆壩後的壩上游測站有數量增加的現象，顯示魚類可以透過拆壩的缺口往上游移動。繁殖場測站魚類數量大幅度的波動，推論與此測站位於七家灣溪和高山溪的匯流口有關，因為河流的沖刷、運移作用，使得壩體下游的砂石堆積較為嚴重，而且魚類的移動能力佳，可以主動迴避干擾狀況，因此在兩條溪流匯流處會有數量變動較大的情況發生。可

能往七家灣溪更上游移動，另外也可能往高山溪移動來躲避擾動。

7. 拆壩干擾並不會直接影響溪鳥的數量變化，但可能會透過食物網由下而上的階梯效應而受到影響。在拆壩 13 個月後，鳥類的數量變化雖然有波動的現象，但仍維持拆壩前的水準，顯示拆壩的干擾對於鳥類而言，影響仍不大。
8. 從生物與環境因子的恢復時間來看。雖然可以在拆壩後的短期內看出生物或是環境因子恢復的時間，但是從長期來看，拆壩的影響對於不同物種的影響結果不盡相同。例如，藻類雖然可以在很短的時間內恢復拆壩前的生物量，但是要恢復到跟拆壩前相同的種類組成需要花 1 個月的時間。此外，拆壩與拆壩後降雨的共伴效應與洪水事件大小和頻率與其對生物的影響也息息相關。而此可知，拆壩的長期效應可能在未來將逐漸顯現，勢必透過食物網的過程影響到整個生態系。從現場調查也可以發現，壩體上游濱岸地形的劇烈變化隨著溯源侵蝕正不斷發生中，未來濱岸生態系可能因此受到影響。

四、結論與建議

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會武陵農場、農委會林務局保育組、
台中市政府

1. 2011 年壩體拆除至今，石附生藻類生物量受拆壩的影響的回復時間約兩週。然而以季節性變化而言，藻類生物量在壩下游經過約半年才恢復，此一情況與降雨息息相關。因此拆壩時間點的選擇與雨季的配合是很重要的。拆壩一個月後，石附生藻類生物量在一號壩上游 100 公尺因溯源侵蝕所受干擾大於一號壩下游，因此壩上游溪岸底質穩定度應可作為拆壩考量之一。
2. 人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，亟需控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，以降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。
3. 原出現於高山溪之各殘材壩，已因年初管理處之裁切及暴雨事件而消失；但在一號壩口亦出現一根直徑 1 公尺之殘材，建議先予以裁切以避免日後形成殘材壩。
4. 根據河道演變模式(Channel Evolution Model)，拆壩後的河川沖淤變化包括大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變等。台灣山高河陡，洪水事件較為極端，七家灣溪案例與國外案例相較之下，河相演變複雜且速度快。國外所發展並已應用在不同案例之河相演變模式雖能作為台灣拆壩後之河相演變參考基礎，但不足以描述如七家灣溪案例在不同強度水文事件下之變動性與複雜性，因此建議於豐水期間針對河道狀況需做持續性的觀察以做應對。
5. 2010~2011 年春、秋季調查中，地被層外來歸化種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢；然 2012 年春季調查則改以一號壩下游(#13)測站樣區 216 的豆瓣菜較優勢。是故建議密切監控外來歸化種入侵的可能性。
6. 回收農地之經營管理，建議基於復育生態學之原理，除植物外，並結合

土壤養分(合理化性質)、真菌、動物等進行監測，進行刈草、植林試驗(配合必要之土壤改良)，以營造複層林及維持生態多樣性。

7. 司界蘭溪由 2005 年開始至今的監測結果，顯示相當穩定，建議將監測頻度拉長為 3 年一次，可將人力資源移轉至其他具監測價值的溪流。
8. 在園區妥善維護下，近幾年櫻花花況甚佳，吸引眾多遊客造訪，然卻也造成兩棲爬蟲路死個體增加，尤其二、三月正值蛙類繁殖季，大量成蛙移至溪邊交配，經常在遷移過程中遭車輛輾斃，亟需管控園區遊客人數、減少車流量，或有適當之解說及勸導，即可降低路死數量。
9. 本研究指出水中含砂量增加會對蝌蚪造成影響，因此建議未來在鄰近溪流施工時，應避免陸上砂石注入或對溪流產生激烈擾動，或選擇對溪流生態系影響較小的時間，以減低砂礫沉降對水域生態系的影響。
10. 高山溪匯流口殘材壩之倒木因之前已做切割分段之處理並用人力拖曳，於四月被大水沖垮形成魚類可自由通過之廊道。另外高山溪二號破壩堆積之殘材壩與其上游大型倒木仍造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，建議立即拆除。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷。若只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。
11. 針對研究人員及遊客被蚊蟲叮咬問題，建議可宣導人員穿著淺色長袖、長褲，或採用提供防蚊液以做好個人防護措施。
12. 回收農地的棲地復原過程可以是消極式的自然演替或積極式的人工栽植，或改良土壤性質，建議可將樣區劃分進行不同復原試驗作業，以建立本區日後回收農地的棲地復原標準作業程序。
13. 為因應資料長期保存及國際資料交換的需求，調查資料應以國際通用的 XML 格式保存。

(二) 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農

場、南投林區管理處

1. 此次壩體改善工程是河川復育工程上很難得的經驗，配合上長期生態的監測資料，可為未來類似河川復育工程進行生態調查時建立監測的標準作業程序，建議可將壩體改善過程與生態監測作業流程集結成書，以為河川復育工程樹立良好之典範。
2. 一號壩上游到觀魚台之間的藻類會在沒有颱風洪水的時候大量生長，與水體營養鹽濃度有關，水體硝酸鹽濃度的提升，會導致藻類大量繁生，當水溫升高時，藻類累積的現象更明顯，因此必須長期控管武陵茶園的硝酸鹽排放量。
3. 有勝溪水溫及營養鹽濃度均高於七家灣溪其他測站，建議復育有勝溪濱岸土地利用方式，降低耕作農地比例，增加林地面積，俾利鮭魚生存棲地之拓展。
4. 防砂壩改善後將對壩體上下游河道產生影響，若無其它因素干擾（木質殘材或崩塌地），河道環境及棲地組成之變化需要一年半到三年的時間才可達到大致穩定之狀態。然而，七家灣溪一號壩體較高且河道條件與前例有顯著差異，為能確實掌握其變化歷程，建議針對一號壩上下游河道局部地形與棲地之變化進行長期性持續監測。
5. 過河道環境衝擊評估，了解壩體改善後對物理棲地與人為活動之影響，依據監測評估資料，提出環境維護與適應性管理之建議。
6. 為了工作人員與遊客的安全，需要注意虎頭蜂(mot)、蚊子、蠓類等昆蟲。至於 2010 年 6 月份出現於#3 測站的庫蠓和 2011 年#13 遊客疑似被蠓類叮咬，本研究以人誘集調查至今並未再發現，但以誘蟲燈可誘集到庫蠓，因此還需要園方注意。
7. 國家公園中任何可能影響動物生態的工程規劃，應先調查該環境中各類群生物的分布與活動週期，並依據調查結果擬定適合的工程時間，盡可能將對生物的干擾降至最低。
8. 目前有勝溪沿岸仍有大規模農業活動，產生的農藥肥料以及廢棄物污染勢必對七家灣溪之生態有所影響，建議逐步將有勝溪納入國家公園範圍加以管理，確保武陵地區溪流生態之健全。
9. 目前國際上正在推行使用 IPT 整合生物多樣性原始調查資訊，未來應注意其發展，以適時跟上國際腳步。

10. 去年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行長期(五年)魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據。
11. 武陵地區雖飽受雨季侵擾，特別是自 2004 年起，每四年遭逢一次之月最大日降水量大於 380 mm，然七家灣溪原本之良好植群覆蓋，以及具有極佳抗性及彈性的濱岸植物組成與結構，使之能持續穩定水溫，並有助於七家灣溪流生態系的能量流轉與養分循環。此外由水棲昆蟲 10 年數據可看出，流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例則會增加，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初，因此土地利用類型需考慮以能增加水留存量且不易被洪水移除為主，並達減緩暴增流量之效為佳。如此一來，可減少暴雨過後對水棲昆蟲群聚之衝擊，再者提升植被的恢復力(如豐富的 C₃ 植物)可供濾食性水棲昆蟲取食，同時為鮭魚陸域補足食餌，因此鮭魚的食物來源獲得維持。臺灣櫻花鉤吻鮭之食性組成中，水、陸棲昆蟲比例約為 3:2，且陸棲昆蟲中又以植食性昆蟲為主。職是之故，建議未來應再瞭解濱岸區之不同生物組成間的關係，並建構七家灣溪濱岸生態系模式。

ABSTRACT

1. Introduction and objective

The most important mission of Shei-Pa National Park is to conserve the natural resources, especially the Formosan landlocked salmon, which is distributed only in the streams of the Wuling basin. However, this recreation area is exploited intensively for agricultural activities and tourism. In order to understand the population dynamics of the Formosan landlocked salmon and identify the driving forces, it is imperative to study in a holistic view by constructing the ecosystem models and to examine the interactions between biotic communities and environmental factors in the basin. We develop a collaborative long-term program to monitor and model the changes in physical habitats, water quality, periphyton, riparian plants, aquatic and riparian insects, amphibians, fish and birds following the previous monitoring framework of WLTERM. We focused on monitoring changes before, during, and after the 1st dam removal of the Cijiawan Stream. The specific aims of this ecosystem-scale project are: 1. To monitor the ecological dynamics after removal of the 1st dam and improvement of stream habitat in the Cijiawan Stream; 2. To understand the driving forces of the population dynamics and to ensure the better habitat of the Formosan salmon; 3. To monitor the compartmental dynamics of stream food web and to understand the relationships between species and the importance of each species in the ecosystem for ensuring biodiversity in Wuling basin; 4. To monitor human impacts and environmental factors influencing the stream ecosystems; 5. To understand long-term ecological processes and the mechanisms of the Wuling streams by comparing with previous data; 6. To provide scientific data for developing the policy for sustainable management in the future; 7. To integrate data by using ecological modeling and to predict the effects of land use, climate change and anthropogenic disturbance; 8. To update the WLTERM scientific database.

【Keywords】 the Formosan salmon; the Cijiawan Stream; Dam; Dam removal; Ecological model; Ecological database

2. The results of Integration

1. There was obvious change in current velocity after the dam-removal.

Because high current velocity in the raining season resembled the disturbance after dam-removal, it is important to decide when to remove the dam. The current policy is good for adapted organisms in stream.

2. Turbidity and Total suspended matter (TSM) can be used as good indicator in stream, when there is high turbidity above 30 NTU. In contrast, TSM is more important than turbidity when stream was in low turbidity.
3. The fluctuation of periphyton biomass indicated the environmental changes. The periphyton biomass had small fluctuation in the period of stable environment. In the period of unstable environment, there was large fluctuation of periphyton biomass.
4. Different taxa of aquatic insects reacted differently after dam-removal. The Diptera and Ephemeroptera were sensitive to the dam-removal, but the Coleoptera and Plecoptera were not. The Trichoptera was not influenced by dam-removal, but it was sensitive to the environmental change.
5. Before and after dam-removal, the density fluctuations of aquatic insects showed similar pattern. The densities of aquatic insects were affected during the period of dam-removal.
6. The influence of dam-removal to tadpole was small, because they metamorphosized and left stream system before the dam-removal.
7. The result of the fish biomass indicated that *Oncorhynchus masou formosanus* and *Varicorhinus barbatulus* could swim to upper stream through the gap of the 1st dam after dam-removal. The large fluctuation of fish individual numbers indicated that the movements of the fish had increased in downstream.
8. After dam-removal, the small fluctuation of bird individual numbers indicated that birds were only slightly affected through the energy transfers of food webs.
9. The periphyton, aquatic insects and fish showed similar fluctuation pattern after dam-removal, indicated that these organisms had adapted to natural flow regimes. This result suggests that the organisms could avoid the effect of disturbance after dam-removal.

10. The results of the organisms biomass suggest that the biomass might be recovery in short-term after dam-removal. However, the community of aquatic organisms may be affected in long-term after dam-removal. Such change may result in the alternation of riparian ecosystem functioning which is what we concern in the future.

一、前言

(一) 計畫緣由

雪霸國家公園位於臺灣中部偏北，自然資源豐富，生物多樣性高。在 1937 年日據時代即有將此區及太魯閣地區合併納入「次高太魯閣國家公園」之芻議。內政部自 1987 年開始進行本區自然資源之調查、分析與研究後，認為本區具備成立國家公園之價值與必要，乃由行政院核定「雪霸國家公園範圍」，研擬「雪霸國家公園計畫」，於 1992 年七月成立雪霸國家公園管理處。雪霸國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅尾山，北抵境界山，總面積 76,850 公頃，涵括新竹縣五峰鄉和尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中市和平區，屬於亞熱帶高山型國家公園(圖 1-1)。雪霸國家公園的自然資源中，最具有特色的是發現於大甲溪上游武陵地區的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*)。牠是冰河時期的子遺生物，屬於陸封型的寒帶鮭鱒魚類，但卻能存活於地處熱帶與亞熱帶之臺灣，是演化生物地理學的重大發現(汪靜明，1994)。在 50 年前整個大甲河流域上游支流均可見到鮭魚的蹤影，但如今魚群數量大幅減少，自然分布範圍只侷限於武陵地區七家灣溪、高山溪與桃山北溪(林幸助等，2008)。由於具有重要的學術價值，因此政府於 1984 年七月依「文化資產保存法」，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，又稱為「國寶魚」。其現存棲地的七家灣溪，在 1999 年由行政院農委會依據「野生動物保育法」，公告為野生動物保護區。因為七家灣溪動植物資源豐富，2007 年 10 月營建署又列為國家級濕地。2008 年 1 月國科會生物多樣性行動方案推動小組將武陵溪流建議為生態熱點，為長期生態研究重點區域。

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺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)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總迄今已超過百項之多(雪霸國家公園，2000)。然而在此之前，量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助，2002)，而且濱岸棲地(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)。在溪流生

態系中，這些生物可能都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係。對於這些生物的瞭解，不但有生物學上的意義，也能對武陵溪流生態系的運作，有更進一步的認識。武陵長期生態監測研究與模式建構(WLTERM)已針對這類附屬生物作初步量化工作(林幸助等，2008)，並發現其食物網中之基礎生產者—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。

雪霸國家公園區內的集水區也是臺灣中部地區水資源的主要供應區，但山坡地的超限利用及濫墾的現象會使水質受到污染。大甲溪德基水庫因上游山坡的墾植蔬果，導致水土流失，水庫的壽命減短。而過度的使用肥料與農藥，也使水庫的水質呈現優養化，使得水資源的供應及品質受到潛在的威脅。武陵溪流生態系受濱溪岸土地利用之影響甚鉅。根據王敏昭(2003)對武陵地區土地利用型態調查之研究成果顯示，七家灣溪沿岸之農業行為與人為活動已對水質有所影響。營養鹽在水中之不同分佈型態，如溶解態及底泥態，決定其對生物之毒性或被生物攝食之可能性。農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息之溪流。林幸助等(2008)已發現七家灣溪沿岸的點源污染源，主要來自於觀魚台附近的山溝水，因流經果四與果五區果園與露營區而有高濃度硝酸鹽。山溝水所流入的七家灣溪一號壩及三號壩間是臺灣櫻花鉤吻鮭數量最豐富之溪段，因此亟需進行此點源污染源的生態監測。

物理棲地的改變對於溪流生物影響更是明顯。在美國聯邦跨部會河川復育工作團隊(FISRWG，1998)所完成之「河川廊道復育」中指出，對河川生態系具有重要互動關係之非生物因子，包括流況、水溫、遮蔽、溶氧量、pH 值及河床底質等項。河川物理棲地類型直接受河川底質之粒徑組成所影響，而河川底質則與河川流量、河床坡度及泥砂來源息息相關。颱風洪水使武陵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。Hsu et al. (2010) 整合分析 WLTERM 長期監測資料，發現影響臺灣櫻花鉤吻鮭數量變動最主要因素是水中物理化學因子，其次是底質組成。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，以改善水溫升高與鮭魚族群阻隔之衝擊。Chung et al. (2008)發現改善防砂壩對於臺灣櫻花鉤吻鮭的族群成長有正面效益。其可能原因除了將阻礙鮭魚游動之障礙移除外，改善壩體後因淤沙移除而使得溪流大小漂石(直徑 > 25.6 cm)比例增加，因大石邊際層阻抗水流，進而提升鮭魚抗颱風洪水之能力。近年來，雪霸國家公園管理處

亦分別對七灣溪防砂壩改善順序以及七家灣溪一號防砂壩改善進行研究(葉昭憲, 2007、2008), 並預定於 2011 年中施工, 因此亟需監測防砂壩改善改善前中後對於溪流生態環境的影響。

溪流中流量往往為溪流生物的主要影響因子。降雨及流量除直接影響棲地環境, 包括河床型態、流速、水溫等, 也影響著營養鹽的循環、交換與流域內營養鹽收支平衡, 更會對臺灣櫻花鉤吻鮭的食物鏈造成影響, 亦有可能對棲地底質造成影響。除了流量之外, 水溫亦是影響臺灣櫻花鉤吻鮭生殖(12°C)與生存(16°C)的重要環境因子(林幸助等, 2008)。柳中明與蕭代基(2009)在氣候變遷國家通訊報告中指出, 21 世紀末臺灣地區的平均溫度值相對於 20 世紀末的平均溫度, 約將增溫 2.3°C ; 較嚴重的情境下, 可能將增加到 2.5°C ; 在溫室氣體排放顯著減緩的情境下, 仍可能上升 1.5°C 。因此監測七家灣溪流域水溫, 尤其是季節性變化與極端事件如颱風洪水的衝擊, 配合臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查, 將有助於瞭解棲地水溫環境之變化, 並藉此掌握臺灣櫻花鉤吻鮭可能活動之範圍。藉由實際觀測之水溫資料, 瞭解各種影響水溫變化機制, 如濱岸植被覆蓋度之遮蔽效應、人工壩體的增溫效應以及氣溫或輻射增溫的速率, 對於保育臺灣櫻花鉤吻鮭是必要基礎, 並可因應全球氣候變遷狀態下可能發生的問題並提供可能因應方案。

對武陵溪流生態系影響最大的是颱風所帶來的洪水(林幸助等, 2008)。颱風對溪流生物的群聚、食性與死亡率均有顯著的影響(Wiley and Joseph, 1994)。柳中明與蕭代基(2009)指出臺灣地區過去百年豪大雨頻率呈現增加趨勢, 來襲颱風數量從 20 世紀中每年約有 3.3 個, 在 2000 年以後明顯增加為每年約 5.7 個。2004 年 8 月艾利颱風挾著豐沛雨量, 重創七家灣溪生態環境, 濱岸植被和附生藻類受到嚴重破壞, 溪床變寬且上升, 深潭減少, 對當地生態系的造成衝擊。2005 年全年豪雨不斷, 從 3 月雲、7 月強烈颱風海棠, 8 月中度颱風馬莎、輕度颱風珊瑚、強烈颱風泰利, 9 月強烈颱風龍王等接連多次的風災侵襲。這兩年連續的颱風對七家灣溪物理棲地、水質與生物的組成和數量的改變和回復所需時間長短, 值得深入探討。2006 年夏天至 2007 年春天又發生聖嬰現象(資料來源: 中央氣象局)。夏天颱風的減少, 暖冬加上春雨, 皆對武陵溪流生態系造成影響。2008 年已見到水生生物數量的回升, 但復因 9 月颱風使得溪流生物數量再次下降, 2009 年又再次回升, 且持續到 2010 年。在全球暖化衝擊

下，IPCC(2007)預測未來全球暖化將持續加速，且異常極端洪流將變得頻繁，臺灣地區颱風所導致的洪流將明顯變多。颱風影響的持續觀測將有助於管理單位對於大自然干擾的因應處理策略和教育解說。

為瞭解長期生態過程與環境變遷對武陵地區生態系之影響，本計畫將利用生物、物理棲地與化學水質所建立之資料，透過建構生態模式、空間統計或其他多變值分析方法，描述環境棲地之時空演變過程，瞭解環境變化(包含自然及人為因素)對於生態系之互動關聯，因此有必要以整合計畫的方式長期監測，以便能夠提供雪霸國家公園管理處在武陵溪流生態系管理上之參考及依據。

(二) 七家灣溪一號防砂壩壩體改善工程

多年來的調查結果分析顯示，天然災害如颱風、梅雨，對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群的威脅最大，經常會影響整個鮭魚族群的數量與分布變化。加上此地甚多防砂壩阻隔的重疊效應，往往使得被洪水沖到下游的鮭魚無法再回到上游地區，影響族群的天然分布。於 2011 年颱風季前進行改善的七家灣溪一號防砂壩，拆壩過程對於生態系勢必造成衝擊。Hart et al. (2002)曾對於拆壩後溪流生態系所發生的時空動態變化進行預測(圖 5)。在拆壩初期，沉積物傳輸的量變大，水位下降，同時因為物理棲地的改變，生物相也會改變。拆壩數十年後，當河道逐漸穩定後，原本河道覆蓋的區域在水位下降後，濱岸植群逐漸演替，河道周圍逐漸恢復自然樣貌。在空間上，因為少了壩體的阻隔，增加了魚類往上游移動的頻率。Nakamura and Komiyama (2010)研究發現在壩體拆除後，鮭魚在壩體上、下游之間移動頻率有增加的現象；因為鮭魚移動頻率的增加，壩體上游流域棕熊捕食鮭魚的頻率也隨之增加。因此拆壩除了改變溪流內的生物活動之外，同時增加水域以及陸域食物網的連結。Hart et al. (2002)提到拆壩在長期來說，對於溪流生態系的保存以及保育有很大的生態效益，但是在壩體移除的過程可能有相反的影響。因此可以透過拆壩前、中與後，溪流生態系水文、物理棲地、生物族群與群集時空動態的研究，尋求減輕對生態系造成衝擊的最佳方法。

在水文與物理棲地方面，對於生態功能下降或喪失的河川，美國國家研究委員會(National Research Council, 1992)的水棲生態復育小組(Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy)認為只要針對造成此情形之溪流壓力加以改善，即可達到復育溪流的目的。在河川

棲地復育工作之最基本要求，是增加河川在型態、水文及輸砂等方面之局部變異。在理想狀況下，棲地改善工程應針對渠道穩定(包括河床及河岸)、水力狀態之影響(如流速或水深)、以及河道之暴雨含量等三方向加以評估(Hey, 1996)。其中，增加河川型態之多樣性不僅有助於河川本身之承載力，並且能提供魚類生命週期中各階段所需之棲息環境(Hsu et al., 2010)。多樣性之河川型態也可提供給河川周圍賴以生存的動植物所需的自然歧異性，直接或間接地對所欲保育的河川生物提供更佳的棲息環境(Larsen, 1996)。對於壩體改善或拆壩所產生之環境變化及影響，近年來已有許多相關研究。Doyle et al. (2003)認為壩體移除後，自原堰壩處被運移之泥砂比例介於 10%至 80%，且大部份是發生在移除後的第一年。Loranga and Aggett (2005)之分析結果顯示透過數年的流量控制，可在無損水質或孵育棲地狀況下將所儲蓄之泥砂，在壩體改善後輸送完畢。Roberts et al. (2007)評估發現 2.5 公尺高的公有混凝土壩移除後，土壤污染情況輕微，泥砂輸送與洪水災害之衝擊極小。然而 Hart et al.(2002)曾提出壩體移除可能增加洪災、外來物種之擴張、污染土壤之傳送及增加下游泥砂量等影響。Grant and Bromley (2007)則認為對淤滿壩體之移除，會啟動一連串的河道地形變化過程，包括在原淤積區之侵蝕深槽重現、下刷與側向擴展以及泥砂迅速輸送至下游，而向下輸送的泥砂則促進其它河道地形之調整，包含填補深潭、沙洲及河道淤砂以及底質細粒化等。這些變化的時間長度與輸送泥砂量及移除後河川流量有密切相關。Cantelli et al. (2007)除發展理論與數值模式以預測下切河道寬度與深度之沖蝕進展外，也藉渠槽試驗發現所謂「沖蝕窄化」(erosional narrowing)的深槽下切演變現象。

溪流底棲藻類為武陵溪流最主要基礎生產者。在溪段空間尺度下，Biggs (1996)認為水流、底質、營養物質交換為影響藻種組成及生物量的主要變因，其中水流為最直接的影響因子。Stevenson(1996)也認為水流是影響底棲藻類群聚變異最重要的因子。對溪流中的生物來說，水流為持續不斷的擾動來源，但是水流對藻類生物量的累積並非總是負面的，因為水流也會增加細胞間營養物質的傳輸，刺激新陳代謝，進而使得生物量累積更快，因此有所謂之最適流速(optimum current velocity)。相較於洪氾的干擾，拆壩干擾所影響的規模較大，衝擊應該較大。國外研究發現，拆壩過程附生藻類生物量隨即下降，就短期的尺度而言，附生藻類在幾週過後即可回復至拆壩前的水準(Orr et al., 2008)。然而，就長期的

尺度來看，拆壩後藻類生物量的年平均生物量反而較往年低(Orr et al., 2008)。此外，Thomsom et al.(2005)的研究則指出，拆壩後影響藻類生物量的主要原因為溪流底質穩定度，拆壩的七個月後，隨著河床底質的穩定，藻類生物量才能恢復至拆壩前的水準。因此，以生態系的尺度來看，拆壩對於藻類生物量的影響程度不大。然而若改以族群的角度來看，不同的底質環境，應該會有不同的藻種生長，也就是附生藻的種類組成在拆壩後可能會發生改變。這個改變會不會透過食物網的能量傳輸進而影響溪流中的高階消費者，需要研究加以探討。

除了溪流自生性藻類外，異生性的濱岸植群是溪流生態系另一個重要的食物來源。濱岸植群介於陸域與水域生態系間，受到兩者環境共同影響，與水文密切相關。Shafroyh et al. (2002)發現拆壩後壩體上游以及下游會有裸露的濱岸可供植群拓殖(圖 6)，壩體下游河道則因為拆壩造成大量沉積物累積而導致濱岸裸露，而壩體上游河道則是因為水位降低而導致濱岸裸露。雖然七家灣溪一號壩的壩體上游與此狀況不同，不過可以預期拆壩後，流水帶走淤砂，同樣會有大片裸露的濱岸可供植群拓殖。因此拆壩所造成的影響程度將大於洪氾的干擾，同時濱岸植群演替的過程可能會與洪氾干擾的過程不同。

溪鳥是一群利用溪流做為覓食棲地的生物，以溪流或濱岸帶的生物為食物來源。七家灣溪流域的溪鳥族群種類豐富，在 2010 年 2-5 月的調查發現溪鳥族群組成與歷年(2004-2008)所調查的族群組成差異不大。並於 2010 年 2 月透過無線電追蹤在一株二葉松(*Pinus taiwanensis*)的殘幹上，發現黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)的巢。黃魚鴉是臺灣櫻花鉤吻鮭在野外的天敵之一，瞭解黃魚鴉的生態習性是臺灣櫻花鉤吻鮭生態保育上的重要環節。透過黃魚鴉育雛的調查，得以瞭解黃魚鴉在繁殖期的習性。在離鳥離巢前的食物種類觀察調查發現：黃魚鴉雛鳥的食物中主要是臺灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)，大約是佔觀察記錄到食物種類的 47.9%，其次是盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)約佔 44.7% (楊正澤等 2010)，顯示溪流及濱岸帶的生物是黃魚鴉在繁殖期的重要食物來源，也說明溪鳥與溪流生態系密切的相關性。拆壩的干擾並不會直接影響鳥類棲息的棲地，而是經由溪流的食物來源，間接的由下而上控制(bottom-up control)影響鳥類的活動。拆壩對溪鳥來說雖非立即影響，但透過食物網傳遞，溪鳥對於拆壩的影響可能不同於溪流或濱岸帶的生物，這部分需要長期的調查研究才可加以瞭解。

綜觀以上，拆壩的影響對於在濱岸帶活動的生物來說，首先會反應出濱岸帶

在物理棲地的改變(圖 6)，接著是不同濱岸植群的演替階段所提供不同棲所或是食物來源。在拆壩初期立即的干擾，造成濱岸帶水文狀況的改變，同時累積於濱岸帶的枯落物會被溪水沖刷帶走，可預期會對在濱岸帶活動的生物造成影響。

水棲昆蟲為臺灣櫻花鉤吻鮭主要食物。上野(1937)調查12尾櫻花鉤吻鮭胃內容物，其中96%為昆蟲，水棲昆蟲更佔74%。在農委會與雪霸國家公園管理處支持下，陸續有武陵地區水棲昆蟲相與相關生態的研究報告(黃國靖，1987；楊平世等，1986；楊平世及謝森和，2000)。楊平世及謝森和(2000)報導1985-1986年及1995-1996年兩個年度間水棲昆蟲數量下降約至原有之半。惟此結果是否足以代表棲地逐年劣化趨勢或僅為個別年度差異，實有賴於長期的監測資料。2003年至今長期的監測，武陵溪流水棲昆蟲達6目40科70物種(Taxa)，種類相當豐富。就物種數及科數而言，七家灣溪棲地並沒有劣化(林幸助等，2009b)。以快速生物評估法(Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)進行棲地評估，各測站介於無損害到中度損害之間(林幸助等，2005~2009)。

臺灣櫻花鉤吻鮭的族群數量調查資料相對於其他生物而言較為詳盡。在1986年紀錄646尾，1987年紀錄1,757尾(林曜松等，1988；1990)。隨後因天然環境破壞，族群數量開始減少，至1991年冬天僅存600尾左右(林曜松等，1991)。自1992至1994年間，缺乏例行的族群數量監測，其數量和分佈範圍之變化未有精確的追蹤記錄。直到1994年5月，在雪霸國家公園管理處的委託下，始重新進行鮭魚族群普查(曾晴賢，1994)。歷年結果綜合如下：

1. 颱風會造成臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量遽減1/3左右，並且將上游族群沖到下游，導致上游魚群減少而下游魚群增加。如此將使上游族群基因庫縮減，增加近親交配之可能，導致族群日趨衰弱；而下游族群可能由於棲息條件不佳，導致出生率下降，死亡率提高。
2. 颱風造成幼魚之死亡率高於成魚。幼魚無論在游泳、覓食、忍飢及躲避災害等各方面的能力均劣於成魚，因此對於優良棲地與避難所的需求也就更為殷切。
3. 比較颱風前後各防砂壩間族群數量之變化。在每一個壩與壩之間，魚群傾向於集中在最靠近防砂壩下沖蝕潭附近的河段。推測原因可能是因棲地較為良好。而秋季魚群集中的程度較春季為高，可能是為求較低水溫產卵，而使魚群往上游低水溫河段移動，但卻因受阻於防砂壩而造成族群更加集中之現象。

4. 在颱風與防砂壩共同作用之下，臺灣櫻花鉤吻鮭族群的存續已面臨嚴苛的考驗。因此高落差之防砂壩或殘材壩應予以拆除或改善，促進上下游臺灣櫻花鉤吻鮭的基因庫，以避免臺灣櫻花鉤吻鮭滅絕。

戴永禛(1992)亦認為防砂壩對鮭魚族群有四點影響，包括幼鮭較易受到環境變動的影響而升高死亡率；防砂壩阻礙了被暴雨沖刷至下游的鮭魚回到上游的機會；鮭魚在七家灣溪的分佈經由棲息地惡化而改變；具有適合棲地的溪段減少，因而增加小鮭魚族群局部絕滅的機率。

颱風侵襲及防砂壩阻隔使得上游溪段的鮭魚族群數量呈現銳減的趨勢，而下游較高水溫及防砂壩的阻隔又使那些不幸遭暴雨沖至下游溪段的個體幾乎喪失活存的機會。兩大自然力與防砂壩設施，使得近年來臺灣櫻花鉤吻鮭的族群分佈逐漸緊縮至中游一號壩至三號壩間的溪段。由於上游溪段的水溫較為穩定，是臺灣櫻花鉤吻鮭棲息與繁殖良好棲所。為解決防砂壩所帶來的災害放大效應及使遭暴雨帶離適當棲地的鮭魚能有機會回到原棲所，雪霸國家公園管理處於2000~2001年陸續改善高山溪上游的四座防砂壩。四號壩改善後即發現臺灣櫻花鉤吻鮭的分佈隨即擴展至棲地更多樣的上游河段，顯現改善防砂壩對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的直接幫助(Chung et al., 2007)。

七家灣溪拆壩的短期效應與許多國外拆壩的經驗相同。首先最先影響的是壩體下游的棲地狀況，同時魚類的生物量以及豐度會隨之下降；壩體上游則有相對生物量增加的現象(Gardner et al. 2011)。壩體拆除後，在壩體上游的底棲無脊椎動物 EPT group (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera)的豐度和密度比拆壩前有較高現象；在壩體下游，底棲無脊椎動物的豐度和密度都在拆壩後立即下降。結果顯示不論是在上游還是下游，拆壩後會降低優勢指數而增加多樣性指數(Kil and Baeb 2012)。在壩體下游直接受到拆壩的干擾，大型無脊椎動物的數量會立即下降，但是卻不會影響物種的組成，Renöfält et al. (2012) 認為這是在調查的短期內可預期的現象；但是，應該有較長時間尺度的研究，拆壩後續的影響才會陸續浮現。Burroughs et al. (2011) 在拆壩後三年的連續監測發現。壩體會改變溪流魚類的棲地、提高魚類族群密度。隨著壩體的移除，因為沉降作用以及大量的細顆粒傳輸會造成下游棲地的狀況惡化，可能導致某些魚類密度下降。這個狀況與 Doyle et al. (2005)的預測一樣，魚類的族群會受到拆壩後地質條件恢復的速度所限制，同時影響族群連結性。雖然三年過後河道仍持續在改

變，但是隨著逐漸輸出的沉積物，下游棲地的狀況可能會持續改善。作者也提到雖然拆壩的利益可能無法在很快的時間展現，但是魚類的棲地確實明顯改善。

七家灣溪進入拆壩後的第二年的監測，隨著河道持續發展，拆壩後的長期效應逐漸顯現。從國外的研究調查也發現，拆壩對於溪流總體的效應來說是好的，尤其是針對魚類棲地改善的部分，但是國外研究長期監測也發現，即使過了三年，拆壩後的河川仍不斷的在作用。文獻也有提到颱風對於下游流域會有改善的狀況，我們可以發現在今年(2012)的蘇拉颱風，造成整個地貌改變，同時讓生物的數量都減少，可以看出在拆壩後遭遇較大洪水事件時，環境與生物發生的變化，未來更長時間尺度下，可能發生規模更大的洪水事件，對於濱岸生態系乃至於整個武陵河谷的影響是需要密切觀察的。因此，需要較長時間尺度的研究，才能完整瞭解拆壩干擾對於溪流生態系的影響。

(三) 計畫目標

本計畫具體研究內容及擬解決問題為：

1. 按照濕地生物多樣性監測系統標準作業程序(林幸助等, 2009c)，監測武陵地區流域的長期生態過程，探討其變化機制。
2. 監測武陵地區七家灣溪一號防砂壩壩體拆除與棲地改善工程之前、過程中與之後之生態環境變化。
3. 臺灣櫻花鉤吻鮭族群、年齡層與歷年動態變化之分析。
4. 探討臺灣櫻花鉤吻鮭與生態系統之食物來源，比較七家灣溪一號防砂壩壩體拆除與棲地改善工程前後之差異。
5. 鳥類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
6. 溪流與濱岸兩生類、哺乳類與爬蟲類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
7. 溪流水棲昆蟲群集、生物量與歷年動態變化之分析。
8. 濱岸昆蟲群集、生物量與歷年動態變化之分析。
9. 濱岸植群、覆蓋度、枯枝落葉量與歷年動態變化之分析。
10. 溪流藻類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
11. 溪流粗顆粒與細顆粒有機碎屑在七家灣溪一號防砂壩壩體拆除與棲地改善工程之前、過程中與之後之變化，並與歷年變化作比較分析。
12. 溪流水質與歷年動態變化之分析，至少需包括 pH、導電度、濁度、生化需

氧量、總磷、氨氮、硝酸氮與亞硝酸氮等項目。

13. 溪流水文與輸砂量在七家灣溪一號防砂壩壩體拆除與棲地改善工程之前、過程中與之後之變化。
14. 溪流物理棲地與歷年動態變化之分析，至少需包括河道斷面、棲地底質與棲地類型。
15. 建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫。
16. 需將所收集生態與環境資料作整合分析，並依食物網架構作綜合研判。
17. 武陵地區經營管理(保育、育樂、教育)策略之擬訂。

因此，本計畫的工作重點項目除了長期監測與研究包括棲地、水質與藻類、濱岸植被、水棲與陸棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等主要溪流與濱岸生物群集外，將繼續發展生態與環境模式，尤其是跨生態系統之溪流水域與濱岸之水陸域生態系之交互作用(圖 2)。最終目的是期望所建構之生態模式具有實際預測環境變遷與人為活動干擾之能力，並與生態監測資料相輔助，提供作為武陵地區溪流生態系管理之決策參考。

二、材料與方法

(一) 研究測站

武陵地區位於臺灣中部，其中主要溪流為七家灣溪，與司界蘭溪匯集後即成為大甲溪上游，皆屬於德基水庫集水區。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 7)，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(圖 1)。南北走向呈葫蘆形的狹長谷地，終年平均氣溫為 15°C 左右。

依循在 2005 年 WLTERM 計畫所設立的監測系統與永久測站，長期監測並整合先前研究所篩選出之重點監測項目，包括棲地、水質、藻類、濱岸植被、水棲與陸棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等時空動態變化資料，尤其是監測七家灣溪一號防砂壩改善前後、武陵農場山溝水點源污染源以及 2006 年 8.1 公頃農地回收後的生態環境變化。計畫研究重點將在武陵地區三條主要溪流 6 個長期固定測站(圖 8)，包括桃山西溪武陵吊橋上游之桃山西溪測站(測站#2)、七家灣溪二號壩測站(測站#3)、觀魚台測站(測站#4)與臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖場測站(測站#5)、高山溪一號壩之高山溪測站(測站#8)以及有勝溪下游靠近遊憩區收費站之有勝溪測站(測站#9)。桃山西溪測站於桃山西溪之武陵吊橋前方約 50 m 處，河床底質為巨石，礫石及鵝卵石，上游有一防砂壩；二號壩測站位於 2006 年武陵農場 8.1 公頃果菜園農地回收復育地之下游，河床底質為礫石及鵝卵石；觀魚台測站位於武陵地區農業區的下流處，雪霸國家公園管理處往上游的河段，其河床底質也多为礫石及鵝卵石；繁殖場測站在高山溪及七家灣溪的匯流處，新建繁殖場旁的河段，河道較為寬闊，河床底質多为礫石及鵝卵石；高山溪測站位於高山溪已拆防砂壩上游方向 50 m，河床底質含砂量較高，且兩岸植被較密，陽光不易透入；有勝溪測站在有勝溪旁之農業區的下流處，河床底質多为泥砂、礫石及鵝卵石。高度優養化之有勝溪，附生藻類繁生，可與寡營養鹽之高山溪測站相對照；測站#2、#3、#4、#5 皆屬於七家灣溪，其中測站#2 與測站#8 類似，但測站#4 經過農業區之果園、茶園與菜園，與測站#1 之有勝溪類似，可以相對照，藉以探討不同環境因子對主要生物群集之影響。測站#5 為七家灣溪與高山溪之匯流處，可用以檢視匯流效應。本計畫同時在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防砂壩改善前的生態環境背景資料，其河床底質也多为礫石及鵝卵石。

(二) 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。臺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。

針對七家灣溪一號壩壩體拆除前、中與後，將增加部分樣站之採樣頻度。將分為三個時期：拆壩前、拆壩中以及拆壩後：預計5月進行拆壩作業，因此在拆壩前的3及4月各進行一次採樣(每月)。拆壩後為6月4日、6月11日及6月19各進行一次採樣，爾後7月、8月、9月以及10月進行採樣。

(三)各計畫採樣方法

下列為各子計畫材料方法之概述。詳細材料方法，請參照各子計畫章節。

A. 藻類級有機碎屑

1. 石附生藻類生物量與群集測定

各測站石附生藻類監測，於不同微棲地(瀨、流、潭)隨機撿取 3 個 20 cm 左右大小相近溪底石頭樣本。刮下石頭表面的藻類，以丙酮溶液萃取，以分光光度計測量萃取液之吸光值後，計算所含葉綠素 *a*、*b* 與 *c* 濃度。微棲地的分類則依據福祿數判別。

2. 水中有機粗顆粒碎屑傳輸

在每一測站的取樣河段上、下游河流橫斷面各放置 3 個攔網，連續 24 小時收集攔截到的有機物樣本，帶回實驗室後將收集到有機碎屑進行分類。

3. 溪流底層有機物蓄存量

以舒博氏水網定面積擾動底質，採集 3 個樣本，將有機碎屑收集至網中，將大片的有機碎屑挑出帶回實驗室分析，剩餘細顆粒再進一步過篩出細顆粒態有機碳，再以灰化爐處理。

4. 總懸浮物質

配合拆壩工程分為拆壩前、拆壩中以及拆壩後進行水樣採集，樣品經烘乾秤重後，再以灰化爐處理。

B. 物理棲地

對共同測站之河道進行斷面測量及物理棲地調查，包括河道縱橫向變化、棲地組成、粒徑分佈之現況並進行分析探討，提供給予其它子計畫環境因子參考。最後結合現場調查和先前研究，提出河道變化趨勢與環境改變之關連性。

C. 水質監測

首先進行當地背景資料收集，包括該區各種的土地利用型態、面積、七家灣溪水文特性與雨量資料，依週遭林地的土地利用與農田的分佈採取溪流上、下游及匯流口處做為七家灣溪流域內各溪流的測站點，再進行檢定分析與因素分析，以利找出影響臺灣櫻花鉤吻鮭的相關水質參數與重新分配水質參數的權重，建立一個能快速反應該區溪流水質情況的新指標。

採集方法為河川水體採樣，實驗的分析方法依河川水質分析方法進行樣品的分析。在現場的水質分析項目有pH、溶氧、導電度等三個項目，實驗室測定項目為生化需氧量、

濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、總磷、磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等11個分析項目。

D. 水文泥沙監測

- 1.利用攝影機記錄壩體改善前中後歷程的攝影系統採用高解析度的IP Camera與中低解析度的Trail Camera兩種。
- 2.利用濁度計持續監測壩體改善過程溪水濁度變化。
- 3.使用水位計本研究於七家灣溪一號壩上下游監測範圍內共設有水位測站三處，設置地點分別為觀魚台右岸處、兆豐橋及萬壽橋上，水位計測值與現地實際水深進行率定以求得實際水位。

E. 濱岸植群

以線截樣區、臨時樣區以及照相監測進行資料收集，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，求得重要值指數，可瞭解各種植物於樣區中所占之重要性。物種豐富度則利用 Simpson 豐富度指數進行運算，將所有調查以及計算得到的參數進行 Pearson 相關分析，以進一步瞭解濱岸植群與環境因子之關連性

F. 陸棲昆蟲

延續使用 2005 年之方法，每測站設樣區，每樣區分三個小樣區，以掉落式陷阱杯、黃色黏蟲紙、花生醬誘集器、吊網及鳳梨皮進行捕捉。同時輔以捕網、掃網、枯落物收集、柏氏漏斗分離法及剪取枝條採集。依不同採集方法進行存證標本的編號保存及蒐藏。

G. 水棲昆蟲

持續生態監測並建立武陵地區水棲昆蟲相生態資料庫，以水棲昆蟲群聚結構和功能為研究主題，並且以多樣性指數、RBP II 指數及 MDS 分析進行評估各永久測站水質、棲地變化及水棲昆蟲群聚結構變動，並探討颱風及攔沙壩所造成棲地之改變對水棲昆蟲的影響，以作為集水區經營管理之參考指標。

H. 兩生類

每一測站於 50m 內設 3 條測線，日間於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上溪水兩端距岸邊 1m 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。生物量之調查則分為蝌蚪與蛙類兩類不同方法。蝌蚪的調查於日間完成而青蛙調查則是在夜間進行。

I. 魚類

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於六月及十月間進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，以浮潛方式目視辨別魚種和計算魚數，並分別記錄各調查溪段一齡幼魚、二齡中型成魚及三齡以上大型成魚的數量、分佈與棲地型態，以瞭解去年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化以作進一步的分析。

J. 鳥類

在溪流水況安全無虞下每月沿溪調查一次，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和年齡。為便於個體辨識和領域範圍界定，架設烏網(黑色，網目 2-5 cm)及小型蓋網。每月視人力多寡，架設 2-4 面烏網於山陰處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間集中在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照。領域範圍係以緩慢靠近個體驅使其至邊界後折返的動作來的界定或以邊界的領域防衛行為來標示。

K. 生態資料庫建構

本計畫所收集之原始生態調查資料，採用中央研究院生物多樣性研究中心設計的『通用生態調查資料格式』，作為本計畫原始生態調查資料的格式。『生態調查資料格式』，主要以國際通用的達爾文核心欄位(Darwin Core 2.0)及 ABCD Schema 為基礎，並配合中文資料的需求，作適度的修改。

L. 資料分析

將 2010-2012 年的生物調查數量，依採樣時間及地點，分別為七家灣溪一號壩上游(#4 觀魚台以及#12 一號壩上游)與下游(#13 一號壩下游以及#5 繁殖場)，進行資料分析。利用一階導數分析方法，將生物因子轉換為單位時間內的變化量進行分析，數量正負值代表變化量在這段時間內有遞增或遞減現象，說明生物在這段期間數量是增加或減少。再利用拆壩前的物種數量或是生物量的平均值，作為判斷拆壩後物種數量或是生物量是否恢復之基準。

三、成果

(一)各子計畫成果

1. 2006 年至 2012 年五年的長期監測的結果顯示，七家灣溪主流三測站(二號壩、觀魚台與繁殖場)的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量的高峰值都有逐漸攀升的趨勢，皆於 2011 年達到最高。然而 2012 年六月的泰利颱風與八月的蘇拉颱風大量降雨導致藻類銳減，二號壩測站在今年的春天出現歷年最高值的 91.1 mg m^{-2} ，高於往年藻類生物量高峰值約一倍。七家灣溪主流測站仍以觀魚台生物量最高。
2. 七家灣溪主流中下游的繁殖場測站，石附生藻類葉綠素 *a* 生物量每年大致上會出現兩個高峰值，分別在春季(四月)與冬季(十二月)。2012 年，七家灣溪主流測站除了二號壩於十月較高之外，今年受颱風將與影響導致藻類生物量相當。
3. 支流的部份顯示，高山溪五年來的石附生藻類生物量並無增加趨勢。桃山西溪的藻類生物量於 2011 年略高於往年但 2012 年與往年相近。此外，今年有勝溪的葉綠素 *a* 生物量在春季達到 186.5 mg m^{-2} ，為五年間春季最高值，隨後因六月份與八月份颱風降雨導致夏季藻類生物量大致低於往年。
4. 司界蘭溪的石附生藻類大致上趨勢與七家灣溪類似，葉綠素 *a* 濃度都呈現逐漸攀升的趨勢，下游明顯比上游高，在今年二月達到歷年高峰。由五年監測的結果可發現，除了高山溪的石附生藻類年趨勢較為穩定之外，降雨與颱風頻度對武陵地區石附生藻類扮演決定性角色。
5. 粗顆粒有機物(CPOM)的傳輸量主要受到季節性降雨影響，在拆壩四個重點測站有相同的傳輸量趨勢。總懸浮物質在拆壩四個重點測站有相同的濃度趨勢，但是可以進一步從當中所含有機物比例，看出較大季節性降雨後溪流因為拆壩後河川的沖刷、運移作用的影響。不論是溪流中傳輸的粗顆粒有機物以及總懸浮物質，或是蓄存在底質的細顆粒有機物，雖然靠近壩體的測站會有部分影響，但是整體來說，季節性降雨還是主要影響溪流有機物傳輸量或是蓄存量的重要因子。
6. 拆壩對七家灣溪一號壩下游石附生藻類生物量的影響大約只有兩週。一號壩上游 100 公尺處則因溯源侵蝕與降雨，大約拆壩後半年後藻類開始大量生

- 長且趨勢與觀魚台一致。繁殖場測站較不受拆壩影響，趨勢同樣與觀魚台一致。2012年四個拆壩重點測站的石附生藻類生物量皆相當，可見石附生藻類生物量受降雨洪水事件會比拆壩的影響更明顯。
7. 在石附生藻類群集組成部分，優勢藻類於一號壩上、下游100公尺兩測站在拆壩後一個月趨勢一致，且都以過去生長於瀨區主要矽藻中的細曲殼藻屬 (*Achnantheidium* spp.)與膠柄著生型矽藻(stalked diatoms)為優勢。
 8. 今年度以高山溪三號壩上游250 m處殘材壩體深潭為斷面起始點進行量測作業。高山溪在二號壩址與一號壩下之殘材壩，在人為進行裁切作業後，其壩體已被沖毀；然而，高山溪二號壩與下游河道依舊存在約2.5公尺的高低差，而高山溪一號壩下之殘材壩被沖毀，無高程落差。
 9. 七家灣溪一號壩體改善持續調查，結果顯示在夏季雨季過後，觀魚台並無顯著變化；一號壩上游及下游因颱風事件，高程、棲地及底質皆有劇烈變動，上、下游棲地分別轉為以淺瀨及緩流為主的類型，上游底質則從粗顆粒的粗石轉變為較細顆粒的碎石類型，下游底質則是以細顆粒的卵石、碎石為主；新繁殖場高程受到颱風事件影響，高程抬高，棲地轉以緩流為主而底質則轉以卵石、碎石為主。
 10. 七家灣溪一號壩改善後，河道已形成連續通道，一號壩上游流心線隨時間變化產生向源侵蝕，根據調查結果發現，向源侵蝕現象已達壩上約150公尺；一號壩下游因壩體基腳產生高程落差，在壩口處形成深度超過1.7公尺的沖刷坑。特定斷面的高程變化(圖2-38)以及棲地變化仍需長期追蹤。
 11. 本研究以七家灣溪一號壩上游1.2公里(觀魚台)至下游1.8公里(迎賓橋)之三公里河段為監測範圍。為完整紀錄壩體改善前中後之歷程，本研究除了縱橫斷面、棲地繪製、穿越線等現場調查外，並搭配成功大學水利及海洋工程學系王筱雯研究團隊所購置與架設之攝影機、濁度計、水位計等儀器之監測資料予以分析探討。
 12. 因受今年度六月份梅雨與泰利颱風影響，在2012年7月22日斷面測量結果可看出上游溯源侵蝕到達400公尺，下游淤積段則延伸至約400公尺處。2012年8月蘇拉颱風後，於2012年9月9日測量結果可看出上游侵蝕段繼續向上游延伸到達約800公尺，下游淤積終點則約略到達壩下游900公尺處。
 13. 從壩體移除到目前為止，約近二十萬立方公尺的泥砂被沖刷至下游，此土方

量亦包含上游河道邊坡崩塌後進入河道之泥砂，其主要堆積於壩下900公尺內之河道。

14. 水質監測結果顯示，武陵地區大部分溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。
15. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其他溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其他溪流有關。
16. 武陵地區各溪流的硝酸鹽氮含量，在七家灣溪中游觀魚臺明顯比上游桃山西溪高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮濃度為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為輸入之硝酸鹽對武陵地區溪流有一定程度之影響。
17. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。
18. 山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於 2.3~10.9 mg/L；排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於 1.1~7.6 mg/L。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，顯示該區域水質受人為活動影響，故持續的管理與改善仍有其必要性。
19. 8.1 公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到 99 年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚台(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從 2.2mg/L 縮小至 0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。
20. 由 1969~2011 年之資料所繪製的生態氣候圖得知；武陵地區之乾、濕季明顯，年降雨量為 2,034 mm，降雨多集中於每年的 3~10 月，屬於特濕期(P)，而自 11 月後降雨明顯減少，至翌年 2 月為乾燥季節，係屬相對潮濕期(H)。此外，由 2010~2011 年正射影像圖之土地利用型結果得知；四測站皆以植群覆蓋比例為最高，尤以觀魚臺(#4)測站之植群覆蓋比例為最高(80.9%)；而裸露地比例以一號壩上游(#12)測站(31.3%)為最高，且僅一號壩下游(#13)

測站有果菜園覆蓋(4.9%)，另建物覆蓋比例以一號壩下游(#13)測站為最高(9.9%)，又溪面(河道)覆蓋比例則以繁殖場(#5)測站為最高(9.6%)。

21. 因雨季干擾，致使 2012 年秋季線截樣區內僅記錄維管束植物 19 科 25 屬 26 種，又比較 2010 年春季時記錄 91 種，秋季 119 種，2011 年春、秋季皆為 76 種，2012 年春季則記錄 96 種，顯見在環境穩定的條件下，濱岸植物種類亦已呈現穩定的更迭。此外，綜合比較 2010~2012 年六期調查之植群分型結果得知；五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型等長期為濱岸地被層主要植群型。職是之故，藉由七家灣溪濱岸植群之演替模式，可推估不同環境及干擾下之植群動態！
22. 線截樣區之喬木層歧異度以 2010 年春季及 2012 年春季最高。此外，地被層植物之總種數及種豐富度指數變化中，不同時期、測站間、不同時期及測站間均具顯著差異；即 2010 年秋季、2012 年春季之地被層歧異度較高，而一號壩上游(#12)測站之地被層歧異度較高。因此，綜上植物種類、植群型及歧異度的分析結果得知；一號壩壩體改善前後對濱岸植群之組成及結構並無明顯影響！
23. 8.1 ha 回收農地之植群監測中，發現樣區內土壤之 pH 值均接近中性。2012 年春季共記錄維管束植物 15 科 25 屬 30 種；而原栽植樹種則以區集 A 之山櫻花為主。另地被層植物以禾本科種數為最多，其次為菊科，比較四季調查皆以此二科為主要優勢。此外，除大扁雀參與加拿大蓬，潛在外來歸化種尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、白頂飛蓬、黑麥草等。
24. 以相似性指數=65%為臨界值，皆可將 8.1 ha 回收農地之地被層分為大扁雀麥型、加拿大蓬型，而秋季另分出棒頭草型。此外，由地被層植群歧異度分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。以春季最高，而區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。
25. 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群之樣區內土壤的 pH 值均接近酸性，共記錄維管束植物 41 科 60 屬 74 種(含種以下分類群)；喬木層植物主要為栽植的紅檜、臺灣二葉松、香杉及木荷，而地被層植物以薔薇科植物種數最多，其

次為菊科與鱗毛蕨科。此外，8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群各樣區內喬木層植物組成在矩陣群團分析下，以相似性指數=55%為臨界值，可分為栓皮櫟型及臺灣二葉松型。

26. 各站所採獲水棲昆蟲物種數逐年微量增加，但是數量與生物量下降。水棲昆蟲歷經了 2003 年無颱風的年度，數量及生物量於 2004 年 2 月達到高峰，但往後幾年也明顯受到颱風季節及梅雨季節所造成的洪流影響而呈現下降趨勢，影響隔年水棲昆蟲組成拓殖回復之方向。
27. 由歷年中大型食餌數據也證實了洪流對昆蟲群聚結構及組成之衝擊(郭，2009)，不過可能 2009 年洪流較為減弱，2010 年至 2012 年之拓殖回復，又復見長鬚石蛾 *Stenopsychidae* 之增加(大體形物種)及黑管石蛾 *Uenoidae* 之採獲記錄，我們認為毛翅目這二物種可作為極端洪流的生物指標。今年又見大型洪流的發生，受此影響，預測明年有可能中大型食餌數相對減少。
28. 農業區下游之觀魚台測站於 2006 年農地回收後，水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較以往及大部分其他測站為高，多樣性指數及 RBPII 數值波動上下限區間範圍已提升，棲地評比已提升至優良測站，且二號壩測站(農業區旁)，多樣性變高及棲地評比變優，證實農地回收政策已具有成效。
29. 水棲昆蟲密度的 MDS 分析，顯示有勝溪測站為一類群，而其他站為另一類群，表示有勝溪測站的群聚結構和其他各站較不相似，然而 2009~2012 年開始和其他測站於 MDS 分析圖中具有交集，表示其和其他測站有相似度提高的現象。除了有勝溪測站外，各站的群聚結構變動方向具一致性，流量暴增可能為驅使力量。但是受到今年的颱風影響，再度轉移至 2005 年~2009 年間的群聚結構，明年將可能重演嚴重干擾後的群聚結構變遷。
30. 一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，且壩體下游兩測站受到影響較上游兩測站來的大。
31. 拆壩後再遭受到大雨引起的洪水衝擊為另一重要事件，此洪水除了本身的

影響力，會結合拆壩再重演一次負面直接影響，加深此次洪水的衝擊。可能還有間接的、慢性的長期衝擊：例如水棲昆蟲的棲息環境的改變，引起食物鏈和生態結構的逐步變化，從生態系食物鏈傳遞的角度來看，應長期追蹤(5年以上)及全面監測(永久測站)。

32. 2010 年的結果顯示四個優勢目，雙翅目 (D)、彈尾目 (Cm)、膜翅目 (Hy) 與鞘翅目 (Cp)，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和採樣方法所影響。增加 BLT 讓優勢分類群變成雙翅目、彈尾目、膜翅目和鞘翅目。
33. 根據延續性調查結果，與以往比較變化不大，而今年新增加的雙翅目研究目前對於幼蟲的採集有初步的結果，在一些暫時性水域和溪流水灣處可以找到三種蚊幼蟲，多以鳥類及其他野生動物為血緣，暫與人類疾病無關。
34. 拆壩前後陸棲昆蟲的優勢種並無改變，但地貌的改變造成一號壩上游產生新的蝶道，使得蝴蝶的飛行的路徑改變。
35. 七家灣流域的蛙類群聚由盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙組成，本年度十個測站共捕捉蛙類 200 隻、蝌蚪 425 隻。今年颱風頻繁，影響水中蝌蚪的族群數量，八月所有測站總計僅撈到 1 隻蝌蚪。今年的調查，沒有發現任何爬蟲類動物。
36. 蝌蚪在攝食過程中經常吞入砂粒，比較有/無投砂對梭德氏赤蛙蝌蚪營養攝取的影響。結果發現投砂組之蝌蚪體內含砂量增加，成長、發育及消化速率明顯下降，顯示食砂會減少蝌蚪的營養攝取。一號壩工程所產生的短期擾動，可能造成下游蝌蚪食砂量增加，影響其成長與發育。
37. 長期監測結果顯示，梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍的成、幼體在時、空間分布上各有不同。在時間尺度上，梭德氏赤蛙常於年末出現，盤古蟾蜍則較集中於年初；在空間分布上，盤古蟾蜍蝌蚪多出現於有勝溪樣站，梭德氏赤蛙蝌蚪密度以七家灣流域高於有勝溪。兩者成體多分布於下游測站。
38. 2012 年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示與歷年資料差異不大，四月份過後由於有新生幼魚的加入而比二月份有更多鮭魚紀錄，十月份的調查顯示出蘇拉颱風過後，各樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量皆有降低。相較於過去幾年的調查結果，高山溪樣站調查結果發現有較多的鮭魚記錄。另外，在上游樣站的二號破壩，於一號壩工程改善後，去 (2011)

年 10 月開始記錄到一尾台灣鏟頰魚之後，今年持續有穩定的紀錄，顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。

39. 今（2012）年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,479 尾，為歷年新高。其中一齡小魚有 1,545 尾，二齡中型鮭魚有 2,910 尾，三齡大型成魚則有 1,024 尾。族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，顯示今年七月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。
40. 今（2012）年秋季普查結果顯示，受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾，跟颱風前相比減少了約三分之一。其中一齡小魚有 1,253 尾，二齡中型鮭魚有 1,852 尾，三齡大型成魚則有 659 尾。族群結構仍然呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，在將來族群復原的速度上應仍屬相當樂觀。
41. 七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集監測與鮭魚普查結果顯示出，已有部分上標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可通過一號壩上溯至上游河段到達三號壩前，而在二號壩以上的河段所發現的台灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現的台灣鏟頰魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段；而高山溪殘材壩前河段魚類數量有較明顯增加的趨勢，直至七家灣溪主流漸趨穩定之後則又漸漸恢復以往的數量，以及在蘇拉颱風過後因主流受到擾動此處魚類數量又增加，這些跡象顯示高山溪殘材壩前河段提供臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚壩體改善時以及七家灣溪主流受到干擾時一個良好的庇護所。
42. 由歷年結果看來，去（2011）年一號壩壩體改善之後，從去年秋季以後開始到今（2012）年整體的台灣鏟頰魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在今年四月崩解之後仍無台灣鏟頰魚之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，水溫仍保持在較低溫有關。
43. 由於前兩年七家灣溪沒有較大的洪水事件，今年上半年河烏和鉛色水鵝族群都維持去年的水準，位在近年來的高點。今年 8 月的蘇拉颱風導致河烏和鉛色水鵝數量下降，但河烏數量下降可能只是短暫的避難行為，在隔月數量立

即回復，鉛色水鶉的數量則回升較慢。

44. 由於今年受到蘇拉颱風影響，預期明年河烏繁殖巢數會低於今年。
45. 2011年5月一號壩拆除後，土石沖刷造成6-9月間下游1-500m的河烏數量下降，而今年8月蘇拉颱風則導致一號壩上游向源侵蝕嚴重，影響上游1-500m的河烏族群。鉛色水鶉整體數量變化受拆壩影響不大，但蘇拉颱風過後上游1-500m的數量也略微下降。
46. 今年開始調查有勝溪的溪鳥族群，河烏族群趨勢與七家灣溪不同，颱風前後河烏數量並無變化，且冬季數量較少，鉛色水鶉族群趨勢與七家灣溪類似。
47. 一號壩下游去年有4對河烏繁殖，今年只有3對且最靠近一號壩的巢未下蛋，可能是受拆壩影響，另兆豐橋下游巢位因砂石堆積，距離水面的高度降低，增加巢被沖走的風險。
48. 今年在七家灣溪共發現9對河烏繁殖，8對繁殖成功，離巢28隻幼鳥為歷年最高。有勝溪發現5個巢也都繁殖成功，離巢18隻幼鳥，有勝溪巢數較少可能原因是適合築巢的岩壁不足。今年離巢河烏幼鳥目擊回收率較低，可能是春雨較多導致死亡率比去年高。
49. 回收農地森林演替緩慢，尚無森林鳥類進駐。
50. 本年度收集水生昆蟲資料1149筆、水質資料60筆、藻類資料906筆，鳥類資料86筆，植物資料4274筆，魚類資料276筆、兩棲類資料32筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共83031筆(涵蓋16綱103目422科911種生物物種)，水體環境資料共2635筆(包括水質、硝酸鹽、基本元素通量)，藻類與有機碎屑調查記錄共3638筆，環境溫度監測資料9136筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)以及河川流量模擬推估資料1369筆。
51. 流速是拆壩後最明顯發生改變的環境因子。從流速的結果可以發現，拆壩時間點的選擇是一個重要的決策，因為選在季節性降雨時期，可以使流速增加的干擾如同季節性降雨所造成的洪水事件，對於長期適應溪流流況的水生生物而言，能將拆壩的影響降到最低。
52. 附生藻類生物量的趨勢變化顯示，在環境穩定的時期，附生藻類生物量呈現較小波動的季節性變化，因此於環境穩定期間藻類生物量可以大量累積。當

降雨或是較大的洪水事件發生時，生物量驟降至幾乎沒有藻類，因此在藻類生物量的變化量上有較大的波動趨勢。

53. 拆壩對於不同分類群水棲昆蟲的影響並不一致。拆壩期間的干擾使壩體下游測站的雙翅目以及蜉蝣目受到直接干擾而降低密度，推論是對工程影響較敏感的物種。鞘翅目以及積翅目對於拆壩的干擾而言不但沒有明顯密度下降的趨勢，反而上升，推論牠們可以抵抗砂石直接的覆蓋，因此受到影響可能小於雙翅目以及蜉蝣目。毛翅目的生物量在四個測站有相同趨勢，且在拆壩期間的密度波動趨勢是增加，顯示毛翅目對於拆壩的干擾較不敏感。
54. 水棲昆蟲的生物量趨勢不論在拆壩前、後，都有相同的波動幅度，且波動範圍皆維持在拆壩前的平均值範圍內，代表不管有沒有受到拆壩的影響，水棲昆蟲的生物量趨勢變動符合季節性的變化；只有在拆壩期間生物量趨勢顯示較大的波動(雙翅目以及蜉蝣目為減少的趨勢)。對於水棲昆蟲而言，主要的干擾是在拆壩工程進行期間。
55. 梭德氏赤蛙的蝌蚪在拆壩前就有一波生物量增加高峰，然後生物量減少，推論是因為蝌蚪族群變態成青蛙後離開水域環境，所以拆壩工程對於梭德氏赤蛙蝌蚪的影響程度低。
56. 魚類的移動能力佳，可以主動迴避拆壩工程所帶來的干擾。從結果發現臺灣櫻花鉤吻鮭和臺灣鏟頰魚，在拆壩後的壩上游測站有數量增加的現象，顯示魚類可以透過拆壩的缺口往上游移動。繁殖場測站魚類數量大幅度的波動，推論與此測站位於七家灣溪和高山溪的匯流口有關，因為河流的沖刷、運移作用，使得壩體下游的砂石堆積較為嚴重，而且魚類的移動能力佳，可以主動迴避干擾狀況，因此在兩條溪流匯流處會有數量變動較大的情況發生。可能往七家灣溪更上游移動，另外也可能往高山溪移動來躲避擾動。
57. 拆壩干擾並不會直接影響溪鳥的數量變化，但可能會透過食物網由下而上的階梯效應而受到影響。在拆壩 13 個月後，鳥類的數量變化雖然有波動的現象，但仍維持拆壩前的水準，顯示拆壩的干擾對於鳥類而言，影響仍不大。
58. 從生物與環境因子的恢復時間來看。雖然可以在拆壩後的短期內看出生物或是環境因子恢復的時間，但是從長期來看，拆壩的影響對於不同物種的影響結果不盡相同。例如，藻類雖然可以在很短的時間內恢復拆壩前的生物量，但是要恢復到跟拆壩前相同的種類組成需要花 1 個月的時間。此外，拆壩與

拆壩後降雨的共伴效應與洪水事件大小和頻率與其對生物的影響也息息相關。而此可知，拆壩的長期效應可能在未來將逐漸顯現，勢必透過食物網的過程影響到整個生態系。從現場調查也可以發現，壩體上游濱岸地形的劇烈變化隨著溯源侵蝕正不斷發生中，未來濱岸生態系可能因此受到影響。

(二) 整合成果

1. 環境因子

流速、濁度(NTU)及總懸浮物質(TSM)

流速是拆壩後最明顯發生改變的環境因子(圖 1-7)，#4 以及#12 測站在拆壩前、後，流速大致維持在 0.5 m s^{-1} 的值；#13 以及#5 測站在拆壩後則有明顯流速增加的現象。#13 測站位於壩體下游 100 公尺，直接受到拆壩的影響而有流速突增的現象，約略在拆壩 100 天後回到穩定的狀況，但是此時的流速已經比拆壩前增加約 1.5 倍的流速。#5 測站是距離壩體下游較遠的測站，這個測站的流速在拆壩後有提高的現象，拆壩後維持在 1.0 m s^{-1} 的高流速狀況，是拆壩前的 2 倍流速。整體來看，在拆壩的時間點，不受拆壩影響的#4 測站也有流速提高的波峰，這說明拆壩當時伴隨季節性的降雨，因而提高流速。從流速的結果可以發現，拆壩時間點的選擇是一個重要的決策，因為選在季節性降雨時期，可以使流速增加的干擾如同季節性降雨所造成的洪水事件；對於生存在溪流中的水生生物而言，因為長期適應溪流流況，所以會有生活史適應、行為適應以及型態適應等生存策略(Lytle and Poff 2004)。配合水生生物的生物量來看，為了因應季節性的洪水時期，在 4 月就會有一波生物量的發生，然後羽化(水蟲)或是變態(蝌蚪)離開溪流系統，這是屬於生活史適應的方式。因為拆壩時間點選擇在季節性降雨期間，所以可以將拆壩的影響降到最低。

濁度的結果(圖 1-8)顯示只有在壩體下游測站，在施工期間有較高的濁度，施工結束後濁度隨即下降，四個測站之後即有相同的濁度趨勢，顯示出整體流域的濁度變化。總懸浮物質在拆壩期間有符合高濁度有較高的濃度，但是可以發現#12 測站在施工期間濁度不高但是卻有很高的 TSM 濃度；同樣的狀況也發生在拆壩後 200-300 天，而且四個測站都有相同的現象，TSM 可以用來作為溪流狀況的指標，拆壩期間顯示出只受工程影響的下游測站，在一般時期則顯示出整體流域的 TSM 濃度變化。另外一方面，濁度是由光學方法進行分析，而 TSM 則是秤量所濾的物質重量，因此在光學測到很小濁度卻有很高的 TSM 濃度時，推論是因為較細小顆粒的砂粒，雖然在濁度測量上很小，但是砂粒的重量可能比同體積的有機物高，因此才會出現濁度很低卻有較重 TSM 濃度的狀況。從以上的結果可以發現，當濁度大於 30 NTU 時，不論是濁度或是 TSM 都可以作為環境指標的依據；相反地，在溪水很清澈、濁度很低的狀況下，TSM 的分析是一個

重要的指標，因為可藉由 TSM 去看，雖然在低濁度狀況下，細砂可能對於生物造成的影響。

2. 生物因子

附生藻類

由圖 1-9 的藻類週變化量可以發現；拆壩前，附生藻類生物量的趨勢變化在四個測站沒有劇烈的變動，與拆壩前沒有較大的洪水事件有關；在環境穩定的時期，附生藻類生物量顯示較小波動的季節性變化。拆壩後，在四個測站都發現生物量趨勢波動變大的現象，尤其以#13 測站的波動較為劇烈，顯示在壩體下游 100 公尺直接受到拆壩影響而有明顯的生物量下降現象。而#4 測站因為沒有受到拆壩影響，所以較為劇烈的波動為季節性變化，顯示在拆壩前、後 50 週的期間，分別為環境穩定以及變動的季節性變化。從拆壩前的藻類生物量平均值作為判別干擾恢復的依據，可以發現除了#4 以及#13 測站在拆壩後超過平均值的狀況，#13 測站的生物量降低為拆壩干擾的直接影響；而#4 測站則與穩定的環境和降雨有關，可以發現在環境穩定期間藻類生物量可以大量累積，但是遇到降雨或是較大的洪水事件，生物量驟降至幾乎沒有藻類生物量，因此在藻類生物量的變化量上有一個較大的趨勢波動。拆壩後，除了#4 測站有較大的波動外，四個測站有相同的藻類生物量波動趨勢。

水棲昆蟲

不同水蟲 taxa 對於拆壩的反應各有不同。雙翅目以及蜉蝣目 (圖 1-10a、1-10b) 的生物量趨勢顯示拆壩期間，在壩上游測站生物量為增加，在下游則是減少的趨勢；推論這兩群水蟲對於拆壩的干擾較敏感。從圖 1-10a、1-10b 的#13 以及#5 測站的波動可以發現，與藻類在#13 測站的波動趨勢相同，在拆壩的短期影響內拆壩的干擾為立即性影響，可能不是透過食物網的關係(藻類生物量減少)而造成水蟲密度減少，推論是與藻類一樣直接受到拆壩干擾而降低密度。而拆壩期間混濁的溪水同時影響更下游#5 測站的水蟲密度，一樣在拆壩期間有下降的趨勢，因為受到砂石覆蓋的影響，在這個測站的雙翅目受到的影響更勝於蜉蝣目。從拆壩前的密度平均值來看，這兩個物種除了在拆壩期間有較大的趨勢波動，在拆壩後 2-3 個月即可恢復到拆壩前的趨勢波動範圍，且雙翅目以及蜉蝣目

在四個測站的波動趨勢亦相同。

鞘翅目以及積翅目 (圖 1-10c、1-10d)在四個測站有相同的生物量趨勢，而不同波動的幅度顯示在上游測站有相對較高的生物量，此結果與藻類生物量趨勢相同，代表平時#4 測站的環境較穩定，但是遇到較大的降雨或是洪水事件時，就會造成生物量較大波動的情形發生。積翅目因為#4 在拆壩期間有大量增加 (2000 individual m^{-2})的現象所以有較大的尺度的波動，#12、#13 以及#5 測站的變化量在密度 200 (individual m^{-2})之間，所以看起來幾乎沒有波動的趨勢。然而整體來說鞘翅目以及積翅目對於拆壩的干擾而言不像雙翅目以及蜉蝣目在拆壩期間有明顯密度下降的趨勢，反而為上升趨勢，推論這樣趨勢波動與藻類相同。高密度的鞘翅目以及積翅目族群在#4 測站可以透過泊集的方式補充下游損失的族群量；同時，牠們可以抵抗砂石直接的覆蓋，因此受到影響可能小於雙翅目以及蜉蝣目。

毛翅目 (圖 1-10e)的生物量在四個測站有相同趨勢，且在拆壩期間的密度波動趨勢是增加，顯示毛翅目對於拆壩的干擾較不敏感；但是在拆壩後的波動趨勢反而較大，這可能說明毛翅目對環境變動是較敏感的。從藻類的生物量資料來看，拆壩前、後可以分為環境穩定以及環境變化兩種水文條件，而毛翅目密度同樣也反映出這樣的波動趨勢。因為毛翅目會以石頭、細枝條作巢來保護自己，避免受到外界的干擾。所以在拆壩期間密度增加，代表毛翅目能抵抗干擾而增加存活。而拆壩後密度波動的增加代表在環境穩定時，因為有巢的保護毛翅目數量可以達到較高的密度；但是遇到較大洪水事件時，失去巢的保護的毛翅目相對來講較脆弱，因此在數量上會有驟減的現象，也就導致族群的密度有一個較大波動的現象。

整體來說，水蟲的生物量趨勢不論在拆壩前、後，顯示有相同的波動幅度，且波動範圍皆落在拆壩前的平均值內，代表不管有沒有受到拆壩的影響，水蟲的生物量趨勢變動符合季節性(前、後)的變化；只有在拆壩期間生物量趨勢顯示較大的波動(雙翅目以及蜉蝣目為減少的趨勢)，對於水蟲而言，主要的干擾是在拆壩工程進行期間。

蝌蚪

盤古蟾蜍的蝌蚪生物量有很大的波動(圖 1-11b)，這可能與捕獲的數量有

關，因為盤古蟾蜍的蝌蚪在#4、#12、#13 以及#5 測站不是穩定的族群量，所以會造成有捕獲記錄就會有增加的生物量趨勢，沒有捕獲就是減少的趨勢，而造成生物量變化量大幅變動。梭德氏赤蛙的蝌蚪生物量變化量波動在拆壩期間的#12 以及#13 測站有較大的波動現象，其餘時間生物量變化量都有拆壩前的水準。從圖 1-11a 也可以發現，梭德氏赤蛙的蝌蚪在拆壩前就有一波生物量增加高峰，然後是生物量減少，推論是因為蝌蚪族群變態成青蛙後離開水域環境，所以在拆壩後對於梭德氏赤蛙蝌蚪的影響程度很低。拆壩後梭德氏赤蛙蝌蚪生物量變化量有增加的趨勢，推論是由上游被沖帶下來的蝌蚪個體增加了生物量。

魚類

魚類的移動能力佳，可以主動迴避拆壩工程所帶來的干擾；同時，我們也預期魚類可以透過拆壩的缺口自由移動。臺灣櫻花鉤吻鮭的族群數量趨勢(圖 1-12a) 在拆壩前、後的趨勢波動呈現一致狀況；#4 和#13 測站在拆壩期間數量變化波動很小，#12 和#5 測站在拆壩期間則有較大數量變化波動的情形。因為#4 測站不受拆壩影響所以波動的趨勢很小，而#13 測站則是因為事先將壩下的鮭魚移至繁殖場保護，所以數量變化同樣較小。#12 測站在拆壩期間有數量增加的趨勢變化，代表在拆壩後，鮭魚利用壩體缺口移動的情形增加，進而加大趨勢的波動幅度。除了#5 測站外，其餘三個測站數量變化在拆壩後 1 個月到 2012 年 10 月為止，數量變化的波動都在拆壩前的數量平均值間，顯示族群數量恢復穩定。#5 測站在拆壩後仍有較大的波動幅度，推論此測站於七家灣溪和高山溪的匯流口，因為拆壩後河川的沖刷、運移作用，使得壩體下游的砂石堆積較為嚴重，又因為魚類的移動能力佳可以主動迴避干擾狀況，因此在兩條溪流匯流處會有數量變動較大的情況發生；一是往七家灣溪更上游移動，另外也可能往高山溪移動來躲避較糟流況。從趨勢圖(圖 1-12b)的結果可以發現臺灣鏟頰魚族群原本在壩體上游並沒有調查記錄，拆壩後#4 以及#12 測站的魚類數量增加，游期以#12 測站有較高的數量波動(150 隻)，顯示壩體的缺口確實能提供魚類一條自由移動的通道；#13 以及#5 測站除了在拆壩工程期間有較大的波動外，魚類數量趨勢在拆壩前、後有相同的波動幅度。這兩種魚類在#13 測站的數量變化波動都很小，推論在#13 測站在拆壩後是很不穩定的棲地，因此對於魚類而言可能是為了通過壩體缺口而被觀察記錄到，因此數量的波動在調查期間數量差別很小。

鳥類

拆壩干擾並不會直接影響溪鳥的數量變化，我們認為溪鳥會透過食物網從食物由下而上的過程而受到影響。河鳥以及鉛色水鴨的族群數量變化在拆壩前、後呈現不同的趨勢(圖 1-13a、1-13b)。壩體上游的河鳥族群數量在拆壩前、後，數量趨勢波動較一致；在壩體下游則是在拆壩期間有較大幅度的波動，顯示在拆壩期間以水蟲為主要食物來源的河鳥，面對環境的變動在族群數量上會有波動較大的情形發生。鉛色水鴨的族群數量在壩體上游以及下游在拆壩後都有大幅度下降的趨勢，推論與拆壩沒有直接關係，因為水蟲的數量除了雙翅目以及蜉蝣目在壩體下游有數量下降的趨勢外，其餘水蟲皆無明顯受到拆壩的影響，因此鉛色水鴨的數量下降並非直接受到拆壩影響。再者，鉛色水鴨的食性多以陸棲昆蟲為主，與水域環境的連結不如河鳥密切。整體來說，鳥類的隻數每月變化量的波動仍在拆壩前的數量平均值水準，這代表鳥類雖然有數量波動的情況，可能與拆壩後食物來源變化有關，也可能由於拆壩後擴張的河床棲地有關。然而，在拆壩後 13 個月，鳥類的數量變化仍維持拆壩前的水準，顯示拆壩的干擾至目前為止對於鳥類而言，影響仍不大。

食物網

從食物網的觀點來看，除了拆壩期間之外，藻類的生物量變化量波動趨勢與雙翅目和蜉蝣目密度變化量波動相同，這代表在拆壩期間，這些溪流底層的生物受到拆壩干擾不盡相同。流速增加可能減少附生藻類的生物量(圖 1-9；#12)，相同的，#12 測站雙翅目和蜉蝣目的密度變化量有小幅度降低(圖 1-10a、1-10b；#12)。#12 測站位於施工便道的橋下游，通過涵管的溪水流速有變快，而高流速第一時間可能反應在藻類生物量上，而水蟲雖然移動較慢，在流速增加時有他們躲避高流速的防禦機制，因此受到的影響較藻類小。不同於高流速的影響，在#13 測站則是濁度增加的干擾，藻類跟雙翅目和蜉蝣目水棲昆蟲有相反的影響。高濁度的溪流狀況下雖然會有大量的泥沙覆蓋，但是對於藻類而言，只是覆蓋而沒有高流速的剪力，藻類仍能維持在石頭表面上；而水蟲則會因為泥沙覆蓋而造成環境缺氧的狀況。從食物網來看，拆壩期間藻類和植食性水蟲的波動並不是透過食物的關係，而是兩者都直接受到拆壩干擾，因此呈現不同趨勢。再者，拆壩後的

數量波動可以視為食物網關係的波動，這個食物鏈波動趨勢的恢復時間大約是在拆壩後 2-3 個月。

再看到襍翅目、鞘翅目以及毛翅目的變化量，發現與植食性水蟲有類似數量波動趨勢。圖 1-10 可以發現，在拆壩期間只有雙翅目和蜉蝣目的趨勢為負向，顯示同樣受到拆壩的影響，不同的水蟲對於干擾抵抗的能力不同。而拆壩後的波動趨勢相同也代表同一個採樣時間內，所有水蟲具有相同的密度波動趨勢，因此推論在七家灣溪的水蟲並沒有存在獵物與掠食者之間的延遲效應。這可能是因為台灣高山溪流特性，坡度很陡、流速很快，再加上 6 月份開始的颱風季節，使得溪流的環境時常處在變動的狀況，推論長期適應這樣溪流狀況的水蟲，牠們數量會集中在颱風季節前發生。因此，拆壩後的數量波動也符合食物網的波動狀況。臺灣櫻花鉤吻鮭同樣長期適應這樣的溪流狀況，所以除了拆壩期間的數量波動外，拆壩後的鮭魚數量與牠的食物來源水蟲有相同數量波動。但是在#5 測站鮭魚的數量波動趨勢與水蟲不同，且有較大的波動現象，這原因如前所述與高山溪和七家灣溪匯流有關。

綜合以上，七家灣溪的生物從藻類、水蟲到鮭魚有數量(生物量)上相同的波動趨勢，反應出長期適應環境的結果，整體來說拆壩對於大部分的生物而言影響僅在工程進行期間，工程結束後，即可恢復到拆壩前的波動趨勢，代表此次拆壩工程已將拆壩的影響降至最低。

從生物與非生物因子的恢復時間來看(圖 1-14)。雖然可以在拆壩後的短期內看出生物或是非生物因子恢復的時間，但是長期來看，拆壩的影響對於不同生物物種的影響結果不盡相同。例如，藻類雖然可以在很短的時間內恢復拆壩前的生物量，但是要恢復到跟拆壩前相同的種類組成需要花 1 個月。此外，拆壩與拆壩後降雨的共伴效應與洪水事件大小和頻率與其對生物的影響也息息相關。而此可知，拆壩的長期效應可能未來逐漸顯現，可能透過食物網的過程去影響到整個生態系。從現場調查也可以發現，壩體上游濱岸地形的劇烈變化隨著溯源侵蝕不斷發生中，顯見未來濱岸生態系可能受到的改變。

四、結論與建議

(一) 結論

1. 流速是拆壩後最明顯發生改變的環境因子。從流速的結果可以發現，拆壩時間點的選擇是一個重要的決策，因為選在季節性降雨時期，可以使流速增加的干擾如同季節性降雨所造成的洪水事件，對於長期適應溪流流況的水生生物而言，能將拆壩的影響降到最低。
2. 濁度與總懸浮物質都可以用來作為溪流狀況的指標。當濁度大於 30 NTU 時，不論是濁度或是總懸浮物質都可以作為環境指標的依據；相反地，在溪水清澈、濁度低的狀況下，總懸浮物質的分析是更重要的指標，可作為判斷低濁度環境中細砂可能對於生物所造成影響。
3. 附生藻類生物量的趨勢變化顯示，在環境穩定的時期，附生藻類生物量呈現較小波動的季節性變化，因此於環境穩定期間藻類生物量可以大量累積。當降雨或是較大的洪水事件發生時，生物量驟降至幾乎沒有藻類，因此在藻類生物量的變化量上有較大的波動趨勢。
4. 拆壩對於不同分類群水棲昆蟲的影響並不一致。拆壩期間的干擾使壩體下游測站的雙翅目以及蜉蝣目受到直接干擾而降低密度，推論是對工程影響較敏感的物種。鞘翅目以及積翅目對於拆壩的干擾而言不但沒有明顯密度下降的趨勢，反而上升，推論牠們可以抵抗砂石直接的覆蓋，因此受到影響可能小於雙翅目以及蜉蝣目。毛翅目的生物量在四個測站有相同趨勢，且在拆壩期間的密度波動趨勢是增加，顯示毛翅目對於拆壩的干擾較不敏感。
5. 水棲昆蟲的生物量趨勢不論在拆壩前、後，都有相同的波動幅度，且波動範圍皆維持在拆壩前的平均值範圍內，代表不管有沒有受到拆壩的影響，水棲昆蟲的生物量趨勢變動符合季節性的變化；只有在拆壩期間生物量趨勢顯示較大的波動(雙翅目以及蜉蝣目為減少的趨勢)。對於水棲昆蟲而言，主要的干擾是在拆壩工程進行期間。
6. 梭德氏赤蛙的蝌蚪在拆壩前就有一波生物量增加高峰，然後生物量減少，推論是因為蝌蚪族群變態成青蛙後離開水域環境，所以拆壩工程對於梭德氏赤蛙蝌蚪的影響程度低。
7. 魚類的移動能力佳，可以主動迴避拆壩工程所帶來的干擾。從結果發現臺灣

櫻花鉤吻鮭和臺灣鏟頰魚，在拆壩後的壩上游測站有數量增加的現象，顯示魚類可以透過拆壩的缺口往上游移動。繁殖場測站魚類數量大幅度的波動，推論與此測站位於七家灣溪和高山溪的匯流口有關，因為河流的沖刷、運移作用，使得壩體下游的砂石堆積較為嚴重，而且魚類的移動能力佳，可以主動迴避干擾狀況，因此在兩條溪流匯流處會有數量變動較大的情況發生。可能往七家灣溪更上游移動，另外也可能往高山溪移動來躲避擾動。

8. 拆壩干擾並不會直接影響溪鳥的數量變化，但可能會透過食物網由下而上的階梯效應而受到影響。在拆壩 13 個月後，鳥類的數量變化雖然有波動的現象，但仍維持拆壩前的水準，顯示拆壩的干擾對於鳥類而言，影響仍不大。
9. 從食物網的觀點來看，七家灣溪的生物從藻類、水蟲到鮭魚有數量(生物量)上相同的波動趨勢，反應出長期適應環境的結果。整體來說拆壩對於大部分的生物而言影響僅在工程進行期間。工程結束後，大都可恢復到拆壩前的波動趨勢，代表從目前所收集的資料來看，此次拆壩工程對於溪流生態系的影響已降至最低。
10. 從生物與環境因子的恢復時間來看。雖然可以在拆壩後的短期內看出生物或是環境因子恢復的時間，但是從長期來看，拆壩的影響對於不同物種的影響結果不盡相同。例如，藻類雖然可以在很短的時間內恢復拆壩前的生物量，但是要恢復到跟拆壩前相同的種類組成需要花 1 個月的時間。此外，拆壩與拆壩後降雨的共伴效應與洪水事件大小和頻率與其對生物的影響也息息相關。而此可知，拆壩的長期效應可能在未來將逐漸顯現，勢必透過食物網的過程影響到整個生態系。從現場調查也可以發現，壩體上游濱岸地形的劇烈變化隨著溯源侵蝕正不斷發生中，未來濱岸生態系可能因此受到影響。

(二) 建議

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會武陵農場、農委會林務局保育組、
台中市政府

1. 2011 年壩體拆除至今，石附生藻類生物量受拆壩的影響的回復時間約兩週。然而以季節性變化而言，藻類生物量在壩下游經過約半年才恢復，此一情況與降雨息息相關。因此拆壩時間點的選擇與雨季的配合是很重要的。拆壩一個月後，石附生藻類生物量在一號壩上游 100 公尺因溯源侵蝕所受干擾大於一號壩下游，因此壩上游溪岸底質穩定度應可作為拆壩考量之一。
2. 人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，亟需控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，以降低七家灣流域中下游之營養鹽濃度。
3. 原出現於高山溪之各殘材壩，已因年初管理處之裁切及暴雨事件而消失；但在一號壩口亦出現一根直徑 1 公尺之殘材，建議先予以裁切以避免日後形成殘材壩。
4. 根據河道演變模式(Channel Evolution Model)，拆壩後的河川沖淤變化包括大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變等。台灣山高河陡，洪水事件較為極端，七家灣溪案例與國外案例相較之下，河相演變複雜且速度快。國外所發展並已應用在不同案例之河相演變模式雖能作為台灣拆壩後之河相演變參考基礎，但不足以描述如七家灣溪案例在不同強度水文事件下之變動性與複雜性，因此建議於豐水期間針對河道狀況需做持續性的觀察以做應對。
5. 2010~2011 年春、秋季調查中，地被層外來歸化種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢；然 2012 年春季調查則改以一號壩下游(#13)測站樣區 216 的豆瓣菜較優勢。是故建議密切監控外來歸化種入侵的可能性。
6. 回收農地之經營管理，建議基於復育生態學之原理，除植物外，並結合土壤養分(合理化性質)、真菌、動物等進行監測，進行刈草、植林試驗

(配合必要之土壤改良)，以營造複層林及維持生態多樣性。

7. 司界蘭溪由 2005 年開始至今的監測結果，顯示相當穩定，建議將監測頻度拉長為 3 年一次，可將人力資源移轉至其他具監測價值的溪流。
8. 在園區妥善維護下，近幾年櫻花花況甚佳，吸引眾多遊客造訪，然卻也造成兩棲爬蟲路死個體增加，尤其二、三月正值蛙類繁殖季，大量成蛙移至溪邊交配，經常在遷移過程中遭車輛輾斃，亟需管控園區遊客人數、減少車流量，或有適當之解說及勸導，即可降低路死數量。
9. 本研究指出水中含砂量增加會對蝌蚪造成影響，因此建議未來在鄰近溪流施工時，應避免陸上砂石注入或對溪流產生激烈擾動，或選擇對溪流生態系影響較小的時間，以減低砂礫沉降對水域生態系的影響。
10. 高山溪匯流口殘材壩之倒木因之前已做切割分段之處理並用人力拖曳，於四月被大水沖垮形成魚類可自由通過之廊道。另外高山溪二號破壩堆積之殘材壩與其上游大型倒木仍造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，建議立即拆除。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷。若只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。
11. 針對研究人員及遊客被蚊蟲叮咬問題，建議可宣導人員穿著淺色長袖、長褲，或採用提供防蚊液以做好個人防護措施。
12. 回收農地的棲地復原過程可以是消極式的自然演替或積極式的人工栽植，或改良土壤性質，建議可將樣區劃分進行不同復原試驗作業，以建立本區日後回收農地的棲地復原標準作業程序。
13. 為因應資料長期保存及國際資料交換的需求，調查資料應以國際通用的 XML 格式保存。

(二) 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處

1. 此次壩體改善工程是河川復育工程上很難得的經驗，配合上長期生態的監測資料，可為未來類似河川復育工程進行生態調查時建立監測的標準作業程序，建議可將壩體改善過程與生態監測作業流程集結成書，以為河川復育工程樹立良好之典範。
2. 一號壩上游到觀魚台之間的藻類會在沒有颱風洪水的時候大量生長，與水體營養鹽濃度有關，水體硝酸鹽濃度的提升，會導致藻類大量繁生，當水溫升高時，藻類累積的現象更明顯，因此必須長期控管武陵茶園的硝酸鹽排放量。
3. 有勝溪水溫及營養鹽濃度均高於七家灣溪其他測站，建議復育有勝溪濱岸土地利用方式，降低耕作農地比例，增加林地面積，俾利鮭魚生存棲地之拓展。
4. 防砂壩改善後將對壩體上下游河道產生影響，若無其它因素干擾（木質殘材或崩塌地），河道環境及棲地組成之變化需要一年半到三年的時間才可達到大致穩定之狀態。然而，七家灣溪一號壩體較高且河道條件與前例有顯著差異，為能確實掌握其變化歷程，建議針對一號壩上下游河道局部地形與棲地之變化進行長期性持續監測。
5. 過河道環境衝擊評估，了解壩體改善後對物理棲地與人為活動之影響，依據監測評估資料，提出環境維護與適應性管理之建議。
6. 自 2004 年調查至今雙翅目昆蟲為主要優勢分類群，本研究今年對曾經發現蠓類叮咬的部分以人誘集調查至今並未再發現，但於一號壩上、一號壩下和繁殖場近水邊處設置誘蟲燈可獲得庫蠓。推論雪霸國家公園管理處的生態保育工作良好，使得野生動物族群穩定，讓偶吸人血的雙翅目吸血昆蟲回歸以野生動物為血源。另推論可能因拆壩時造成濱水帶棲地改變，使得生活在濱岸的雙翅目昆蟲往兩岸更高陸地尋找暫時性水域而發生偶吸人血的情形。因此，建議管理處有機會可對此問題再作進一步研究。
7. 國家公園中任何可能影響動物生態的工程規劃，應先調查該環境中各類群生物的分布與活動週期，並依據調查結果擬定適合的工程時間，盡可能將對生物的干擾降至最低。
8. 目前有勝溪沿岸仍有大規模農業活動，產生的農藥肥料以及廢棄物污染勢必對七家灣溪之生態有所影響，建議逐步將有勝溪納入國家公園範圍加以管理，確保武陵地區溪流生態之健全。
9. 目前國際上正在推行使用 IPT 整合生物多樣性原始調查資訊，未來應注意其

發展，以適時跟上國際腳步。

10. 去年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行長期(五年)魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據。
11. 武陵地區雖飽受雨季侵擾，特別是自 2004 年起，每四年遭逢一次之月最大日降水量大於 380 mm，然七家灣溪原本之良好植群覆蓋，以及具有極佳抗性及彈性的濱岸植物組成與結構，使之能持續穩定水溫，並有助於七家灣溪流生態系的能量流轉與養分循環。此外由水棲昆蟲 10 年數據可看出，流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例則會增加，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初，因此土地利用類型需考慮以能增加水留存量且不易被洪水移除為主，並達減緩暴增流量之效為佳。如此一來，可減少暴雨過後對水棲昆蟲群聚之衝擊，再者提升植被的恢復力(如豐富的 C₃ 植物)可供濾食性水棲昆蟲取食，同時為鮭魚陸域補足食餌，因此鮭魚的食物來源獲得維持。臺灣櫻花鉤吻鮭之食性組成中，水、陸棲昆蟲比例約為 3:2，且陸棲昆蟲中又以植食性昆蟲為主。職是之故，建議未來應再瞭解濱岸區之不同生物組成間的關係，並建構七家灣溪濱岸生態系模式。

五、參考文獻

- Biggs B.J.F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. *In*: Stevenson RJ et al. (eds.) Algal Ecology, Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Burroughs B. A., Hayes, D.B., Klomp, K.D., Hansen, J.F. and Mistak, J. (2010) The Effects of the Stronach Dam Removal on Fish in the Pine River, Manistee County, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 139:1595–1613.
- Cantelli, A., Wong, M., Parker, G. and Paola, C. 2007. Numerical model linking bed and bank evolution of incisional channel created by dam removal. Water Resources Research, VOL. 43, W07436, doi:10.1029/2006WR005621.
- Chiu, M.-C. & Kuo, M.-H. (2012) Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. Ecological Entomology, 37, 145-154.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S. and Yang, C.H. 2007. Stage-structured population matrix models for the formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) in Taiwan. The Raffles Bulletin of Zoology, 14: 151-160.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yeh, C.H. and Yang, C.H. 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. Zoological Studies, 47: 25-36.
- Doyle, M.W., Harbor, J.M. and Stanley, E.H. 2003. Toward Policies and Decision-Making for Dam Removal, Environmental Management 31(4), pp. 453–465.
- Evans, J.E. , 2007 , Sediment Impacts of the 1994 Failure of IVEX Dam (Chagrin River, NE Ohio): A Test of Channel Evolution Models, Journal of Great Lakes Research, 33(sp2):90-102.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. ISBN-0-934213-59-3.
- Gardner, C., Coghlan JR, S.M., Zydlewskia, J. and Saunders R. (2011)

- Distribution and abundance of stream fishes in relation to barriers: Implications for monitoring stream recovery after barrier Removal. *River Res. Applic.* DOI: 10.1002/rra.1572.
- Grant, G. and Bromley, C. 2007. Geomorphic responses to dam removal: New insights from flume and field experiments. ESA/SER Joint Meeting, August 5-10. San Jose McEnery Convention Center, San Jose, California.
- Hart, D., Johnson, T., Bushaw-Newton, K., Horwitz, R., Bednarek, A. Charles, D., Kreeger, D. and Velinsky, D. 2002. Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. *BioScience* 52(8): 669-681.
- Hey R.D. 1996. Environmentally sensitive river engineering, *in*: Petts GE and Calow P (eds.), *River Restoration: Selected Extracts from the Rivers Handbook*, Blackwell Science Ltd.
- Hsu, C.B., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., Kuan, W.H., Kuo, M.H. and Lin, H.J. 2010. Habitat use by the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Aquatic Biology*, 10(3): 227-239
- IPCC. 2007. Summary for policymakers. *in*: Solomon S, et al. (eds), *Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, United Kingdom and New York, USA
- Kil, H.K. and Baeb, Y.J. (2012) Effects of low-head dam removal on benthic macroinvertebrate communities in a Korean stream. *Animal Cells and Systems*. 16: 69–76.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd ed. Addison Wesley Longman, INC. 620 pp.
- Larsen P. 1996. Restoration of river corridors: German experiences, *in*: Petts GE and Calow P (eds.), *River Restoration: Selected Extracts from the Rivers Handbook*, Blackwell Science Ltd.
- Lytle D. A. and Poff N. L. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 94–100.
- Leopold L.B. 1969. Landscape esthetics. *Natural History*, 78:37-44.
- Liao, L.-Y., Chiu, M.-C., Huang, Y.-S. & Kuo, M.-H. (2012) Size-dependent

- foraging on aquatic and terrestrial prey by the endangered Taiwan Salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Zoological Studies*, 51, 671-678.
- Loranga, M.S. and Aggett, G. 2005. Potential sedimentation impacts related to dam removal: Icicle Creek, Washington, U.S.A.. *Geomorphology* 71: 182–201.
- Ludwing, J.A. and Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing*. John Wiley & Sons. 338pp.
- Nakamura, F. and Komiyama, E. 2010. A challenge to dam improvement for the protection of both salmon and human livelihood in Shiretoko, Japan's third Natural Heritage Site. *Landscape Ecol Eng* 6:143-152
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*, National Academy Press, Washington, D.C..
- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L., and Stanley, E.H. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in coldwater stream. *River. Res. Applic.* 24:804-822
- Pizzuto J., 2002. *Effects of Dam Removal on River Form and Process*, *Bio-Science*, August 2002 Vol. 52 No.8.
- Renöfält, B.M., Lejon, A.G., Jonsson, M. and Nilsson, C. 2012. Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-size Swedish stream. *River reasech and applications*. DOI: 10.1002/rra.2592.
- Roberts, S.J., Gottgens, J.F., Spongberg, A.L., Evans, J.E. and Levine, N.S. 2007. *Assessing Potential Removal of Low-Head Dams in Urban Settings: An Example from the Ottawa River, NW Ohio*. *Environmental Assessment* . 39: 113–124.
- Shafroth, P.B., Friendman, J.M., Auble, G.T., Scott, M.L. and Braatne, J.H. 2002. Potential responses of riparian vegetation to dam removal. *Bioscience*. 52:703-712.
- Stevenson, R.J. 1996. The stimulation and drag of current. Pages 321-340. *in*: Stevenson RJ, et al. (eds). *Algal Ecology, Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California, USA

- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. and Winter, D.M. 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24:192–207
- Tsao, E.H.S. 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked Salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Ph. D. Dissertation of Colorado State University. Fort Collins, Colorado, USA. 213pp.
- Wang, C.M.J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. PhD Thesis, Department of Animal Ecology, Iowa State University. 138pp.
- Wiley, J.W., and Joseph, Jr. J.M. 1994. The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conservation International*, 3: 319-349.
- 上野益三。1937。臺灣大甲溪の鱒關の食性と寄生蟲。臺灣博物館學會學報，27(116)：153-159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。
- 呂光洋。2002。雪霸國家公園兩生爬蟲類調查研究—武陵地區。內政部營建署雪霸國家公園管理處九十一年度研究報告。
- 汪靜明。1994。子遺的國寶—臺灣櫻花鉤吻鮭專集。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 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、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頁。
- 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、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、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲。2010。武陵地區生態系長期監測與研究。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 林曜松、張崑雄、張瓊文、張耀文。1990。武陵農場魚類研究教育中心初步規劃。農委會79年生態研究第002號: 40頁。
- 林曜松、張崑雄、詹榮桂。1991。臺灣大甲溪上游產陸封性鮭魚的現況。農委會林業特刊第39號: 166-172頁。
- 林曜松、曹先紹、張崑雄、楊平世。1988。櫻花鉤吻鮭生態之研究(二)族群分布與環境因子間關係之研究。行政院農委會77年生態研究第012號: 93頁。
- 林曜松、楊平世、黃國靖、謝森和。1987。武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究。行政院農業委員會林業特刊第一三號: 57-78頁。
- 柳中明、蕭代基(主編)。2009。國家通訊報告—氣候變遷趨勢、衝擊、脆弱度評估與調適措施。行政院環境保護署, 台北。
- 袁孝維。1995。武陵地區登山步道沿線野生動物景觀資源調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

- 雪霸國家公園管理處。2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計劃總檢討。
- 雪霸國家公園管理處。2000。與國家公園有約保育研究成果展-摘要簡冊。
- 雪霸國家公園編印。2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計畫總檢討。
- 曾晴賢、楊正雄。2001a。復育放流與防砂壩拆除對於七家灣溪櫻花鉤吻鮭族群的影響。雪霸國家公園委託研究計劃。
- 曾晴賢、楊正雄。2001b。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九十年年度研究報告。
- 曾晴賢。1994。櫻花鉤吻鮭族群調查與觀魚台附近河床之改善研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 黃國靖。1987。七家灣溪水棲昆蟲相及其生態研究。國立臺灣大學植物病蟲害研究所碩士論文。
- 楊正澤。2001。臺灣昆蟲分類人力普查與鑑定服務網絡構築。跨世紀臺灣昆蟲學研究之進展研討會。pp. 175-191。
- 楊正澤、吳聲海、孫元勳、蔡尚惠。2010。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 期中報告書。雪霸國家公園管理處。
- 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、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。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集。151-177頁。
- 楊淑燕。1996。關刀溪森林生態系下植群與昆蟲相之關係。國立中興大學植物學研究所碩士論文。
- 葉昭憲。2007。七家灣溪壩體改善研究評估，逢甲大學水利工程學系。
- 葉昭憲。2008。七家灣溪一號防砂壩壩體改善之試驗研究，逢甲大學水利工程與資源保育學系。
- 戴永禎。1992。臺灣櫻花鉤吻鮭之族群生態學研究。國立臺灣大學動物學研究所博士論文。

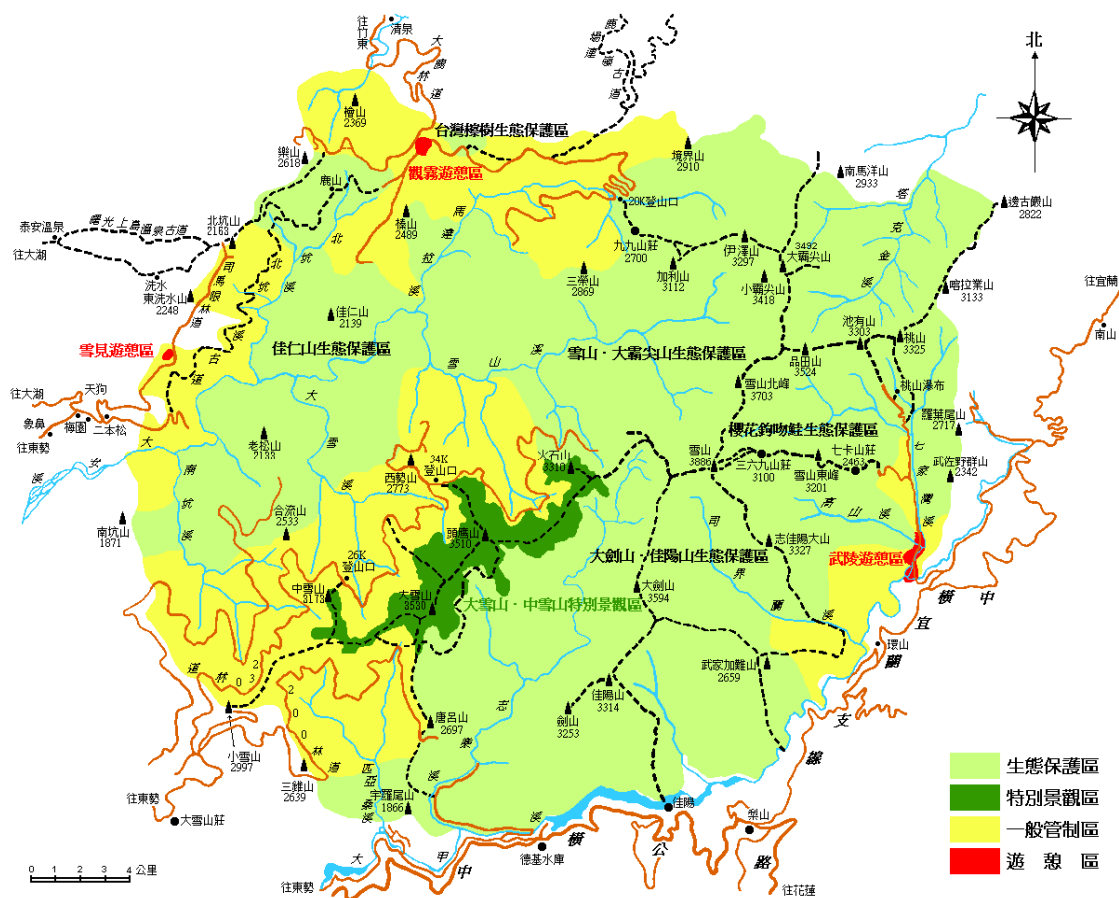


圖 1-1. 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊之武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)

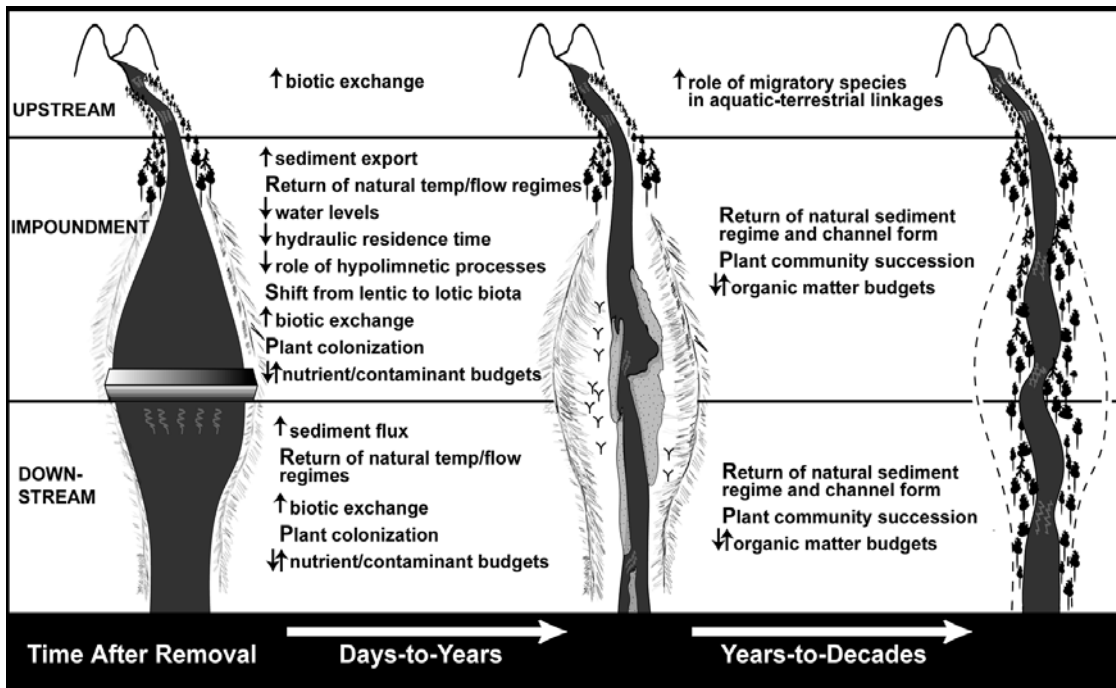


圖 1-2 拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖。(Hart et al. 2002)

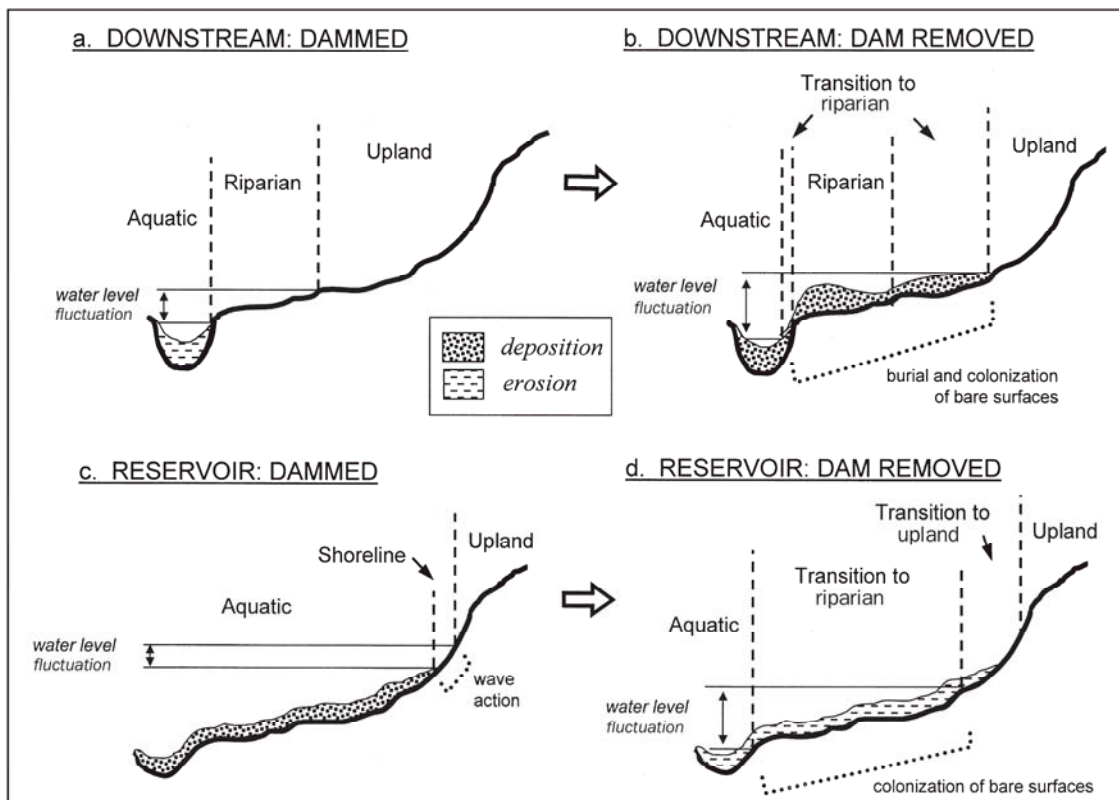


圖 1-3 拆壩前、後主要物理棲地以及濱岸植群的改變。(Shafroth et al. 2002)

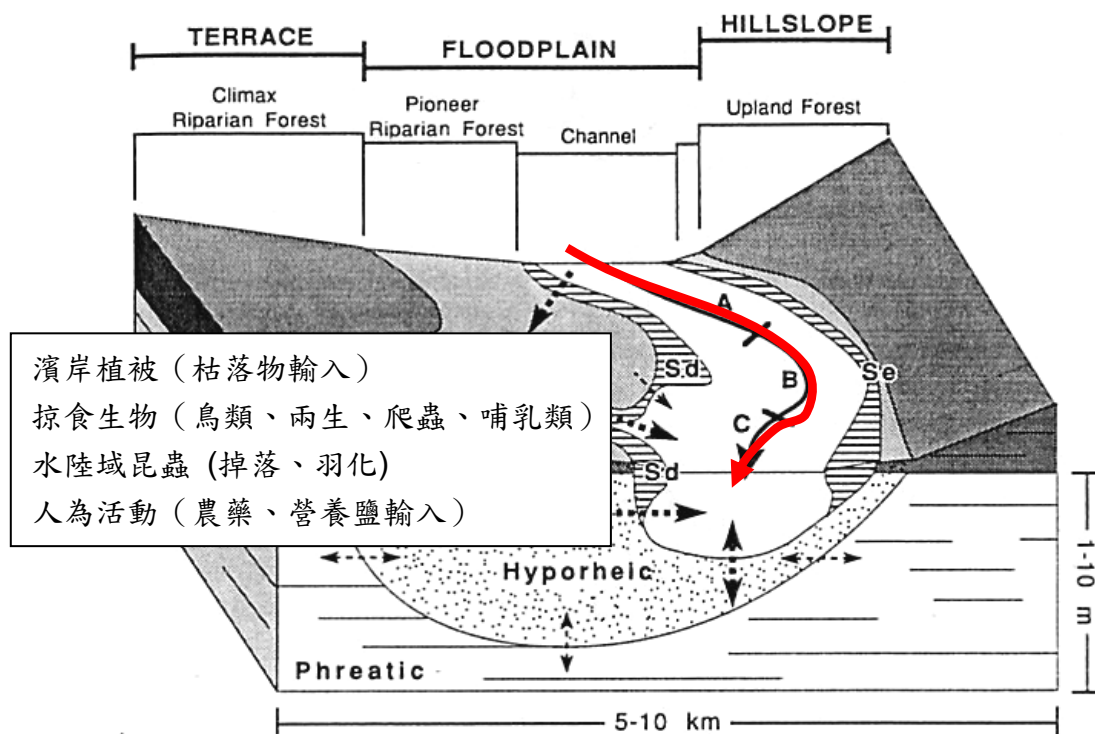


圖 1-4 濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖

(資料來源：本研究資料)

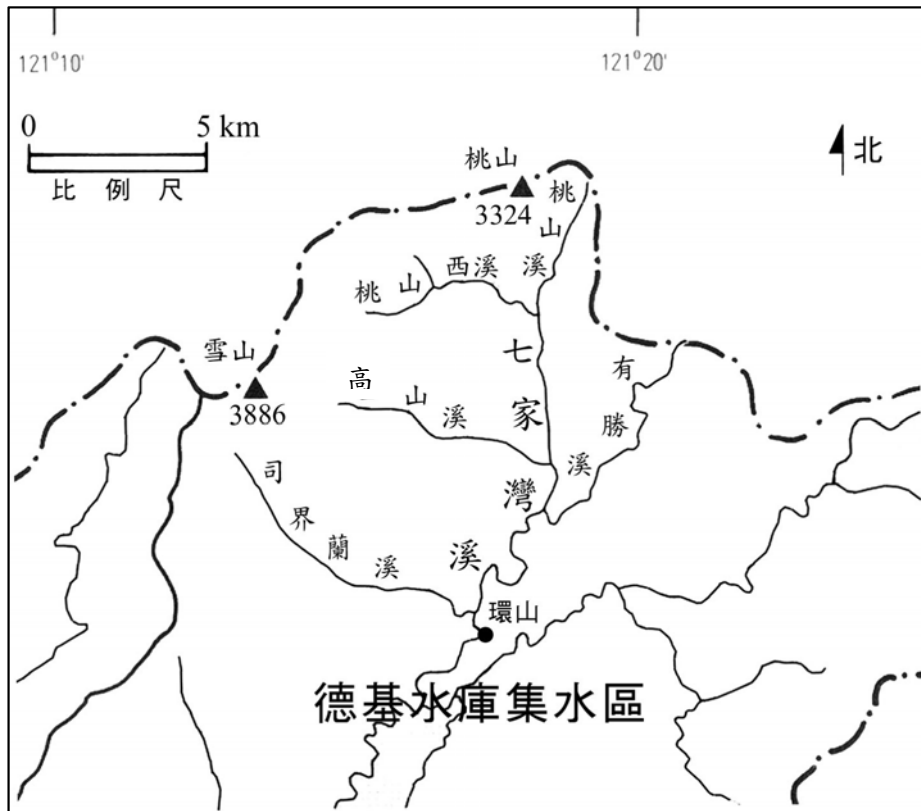


圖 1-5 雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖
(資料來源：本研究資料)

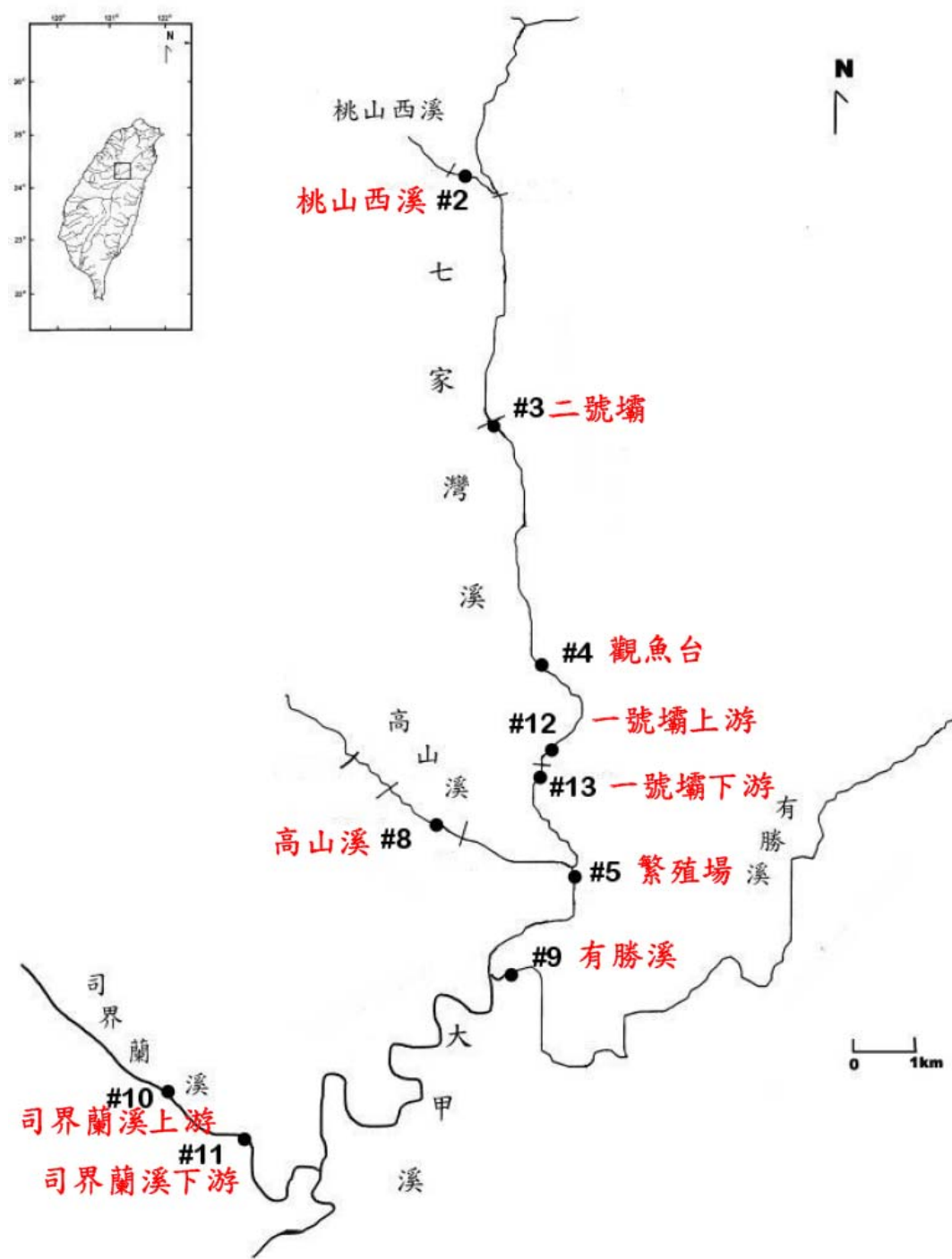


圖 1-6 武陵地區溪流各測站相對位置圖
(資料來源：本研究資料)

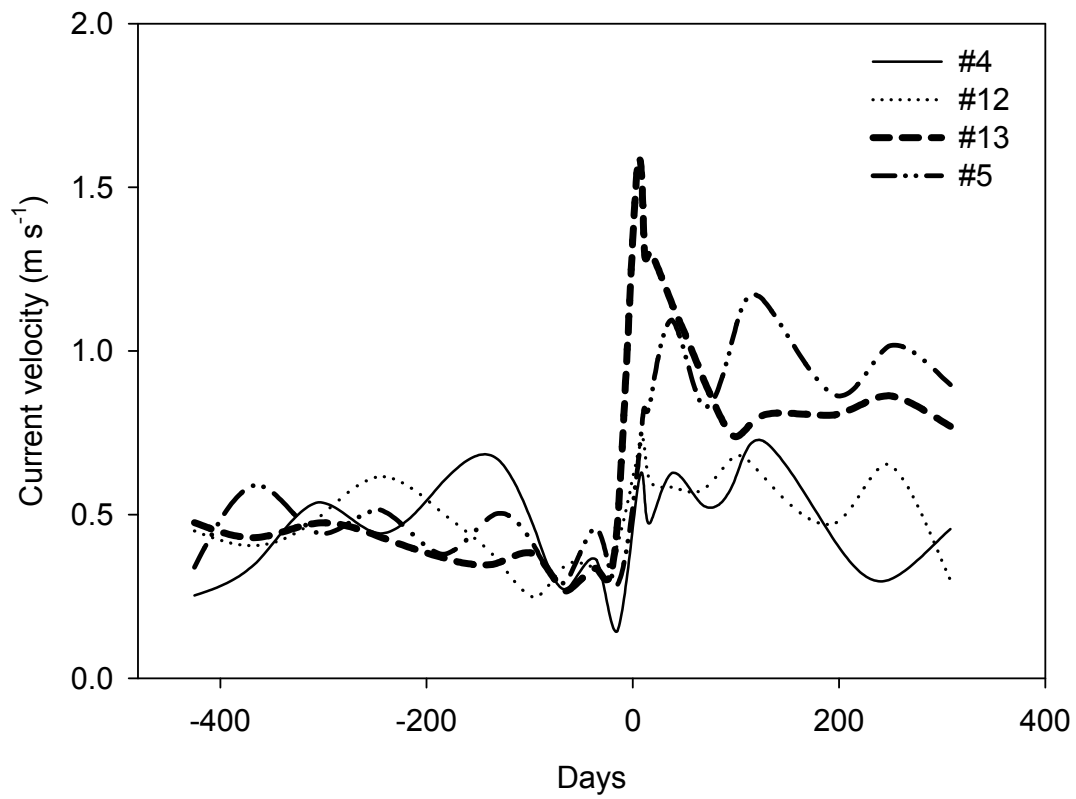


圖 1-7 七家灣溪拆壩重點測站不同採樣時間點流速變化。天數 0 為拆壩時間點。
(本研究資料)

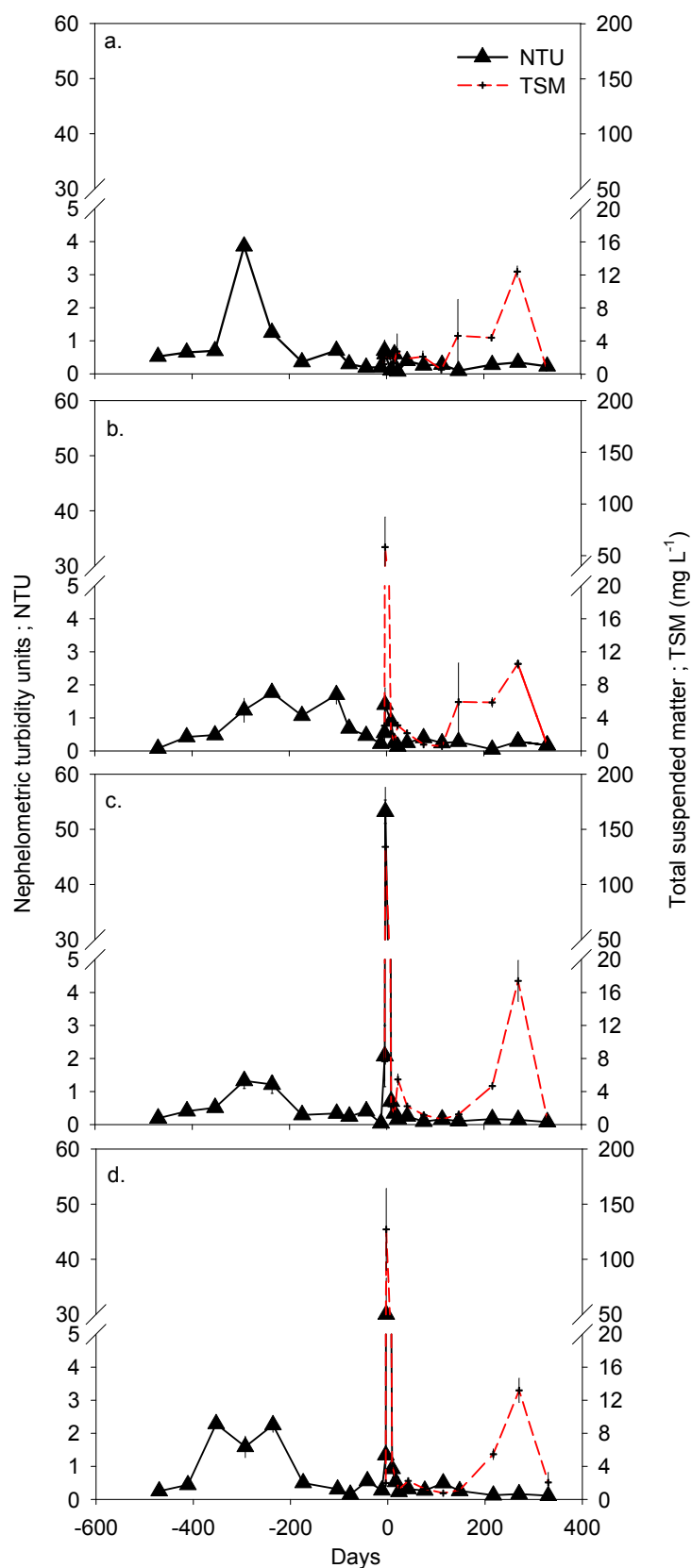


圖 1-8 (a.)#4、(b.)#12、(c.)#13、(d.)#5 測站濁度(NTU)與總懸浮物質(TSM)不同採樣時間點變化。天數 0 為拆壩時間點。(本研究資料)

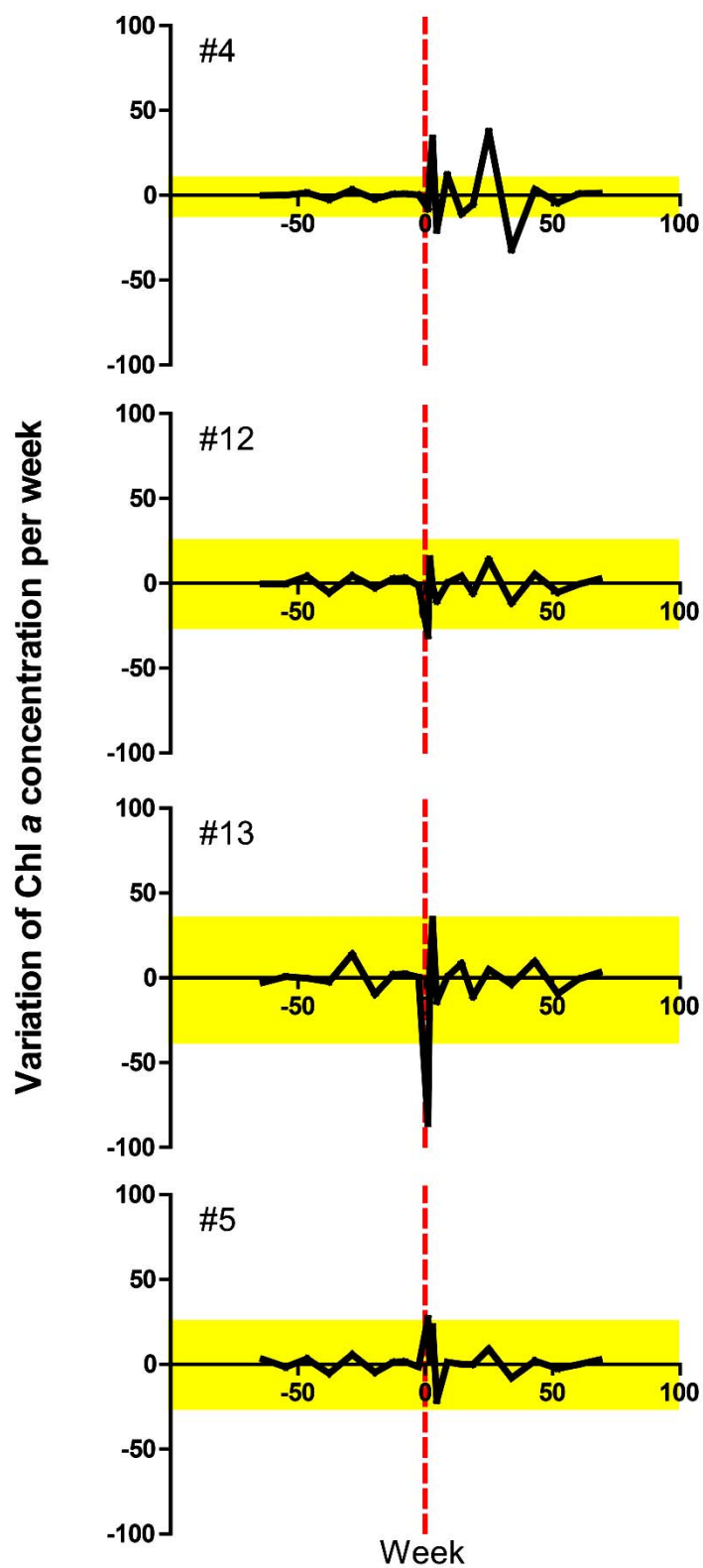


圖 1-9 葉綠素 a 濃度每週變化。色塊區域為拆壩前藻類生物量平均值的正負值，
虛線代表拆壩時間點。(本研究資料)

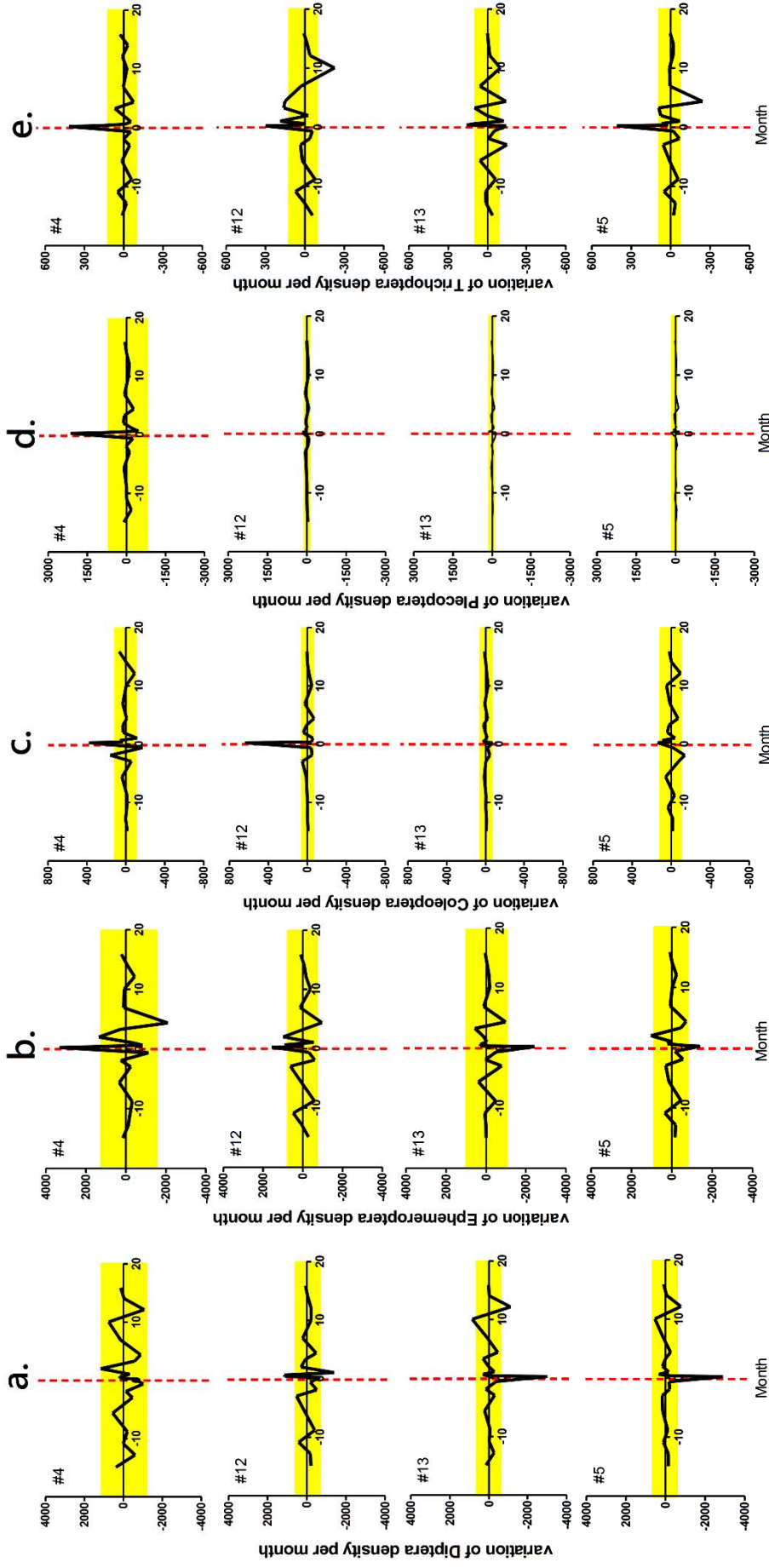


圖 1-10 水蟲密度每月變化。a.雙翅目；b.蜉蝣目；c.鞘翅目；d.襀翅目；e.毛翅目。色塊區域為拆壩前水蟲密度平均值的正負值，虛線代表拆壩時間點。(本研究資料)

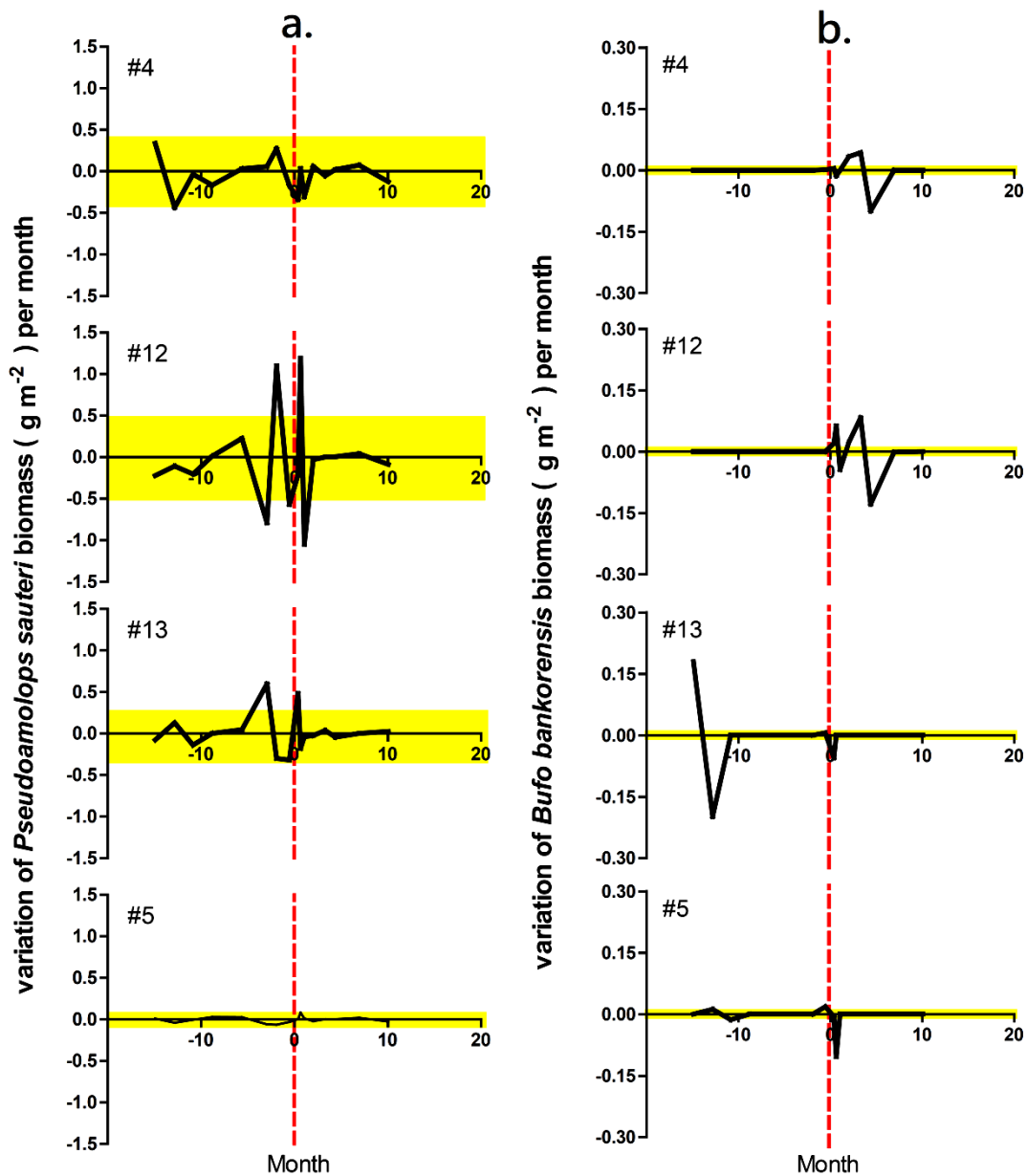


圖 1-11 蝌蚪生物量每月變化。a.梭德氏赤蛙蝌蚪；b.盤古蟾蜍蝌蚪。色塊區域

為拆壩前蝌蚪生物量平均值的正負值，虛線代表拆壩時間點。

(本研究資料)

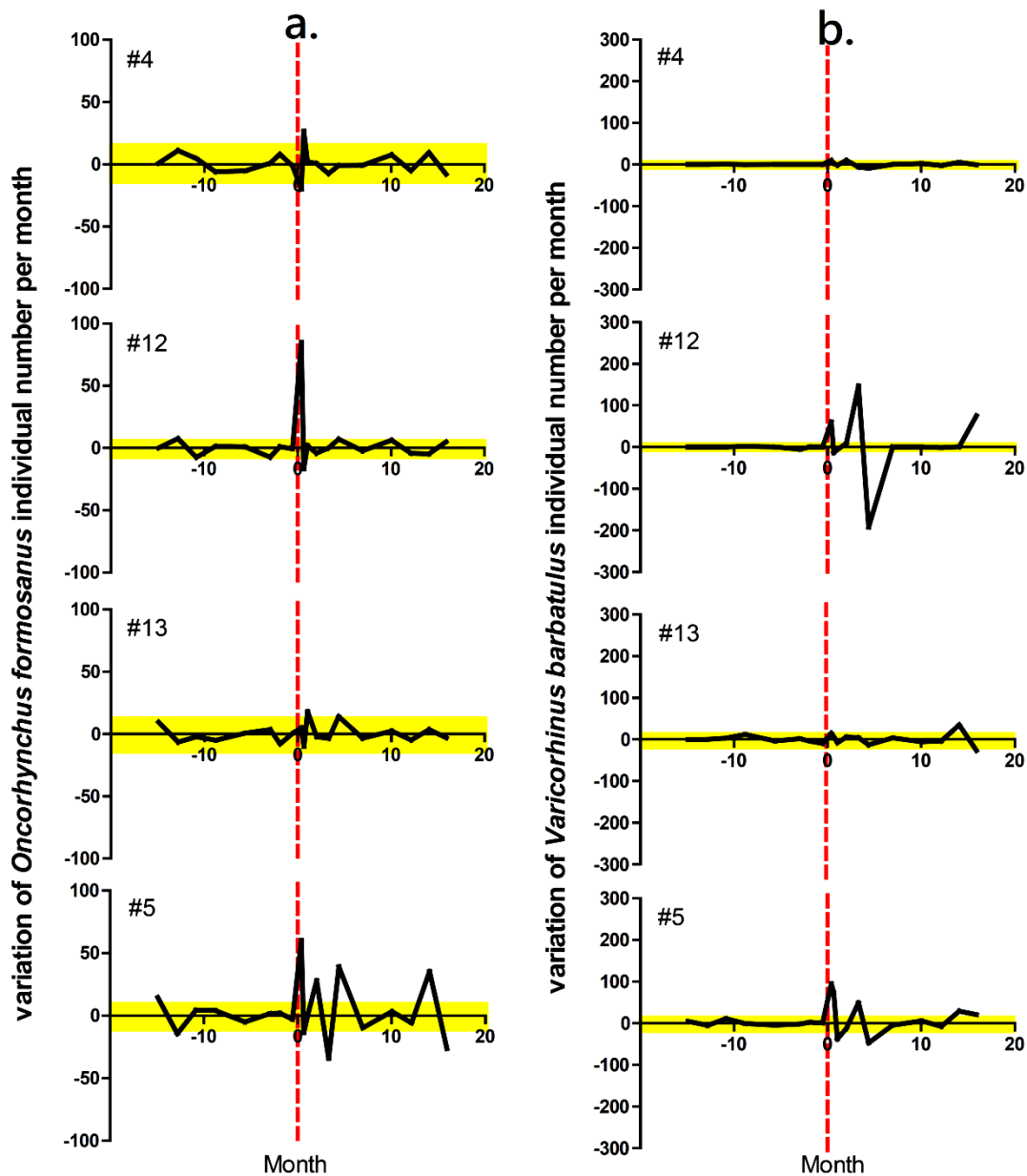


圖 1-12 魚類隻數每月變化。a.臺灣櫻花鉤吻鮭；b.臺灣鏟頰魚。色塊區域為拆壩前魚類隻數平均值的正負值，虛線代表拆壩時間點。(本研究資料)

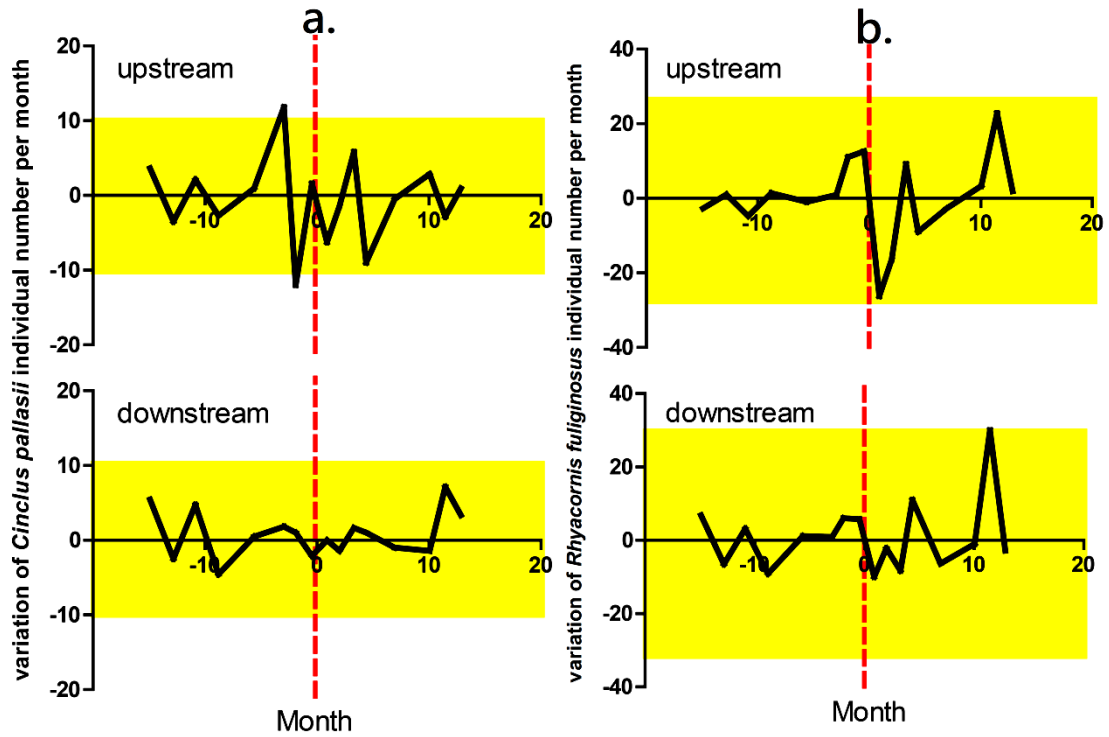


圖 1-13 鳥類隻數每月變化。a.河鳥；b.鉛色水鶉。色塊區域為拆壩前鳥類隻數平均值的正負值，虛線代表拆壩時間點。(本研究資料)。



圖 1-14 生物與環境因子拆壩後恢復時間軸示意圖。(本研究資料)

第二章 藻類研究

林幸助、莊怡麗、張顥嚴、林良瑾

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：生態監測、壩體改善工程、藻類生物量、碎屑傳輸、流速

一、研究緣起

雪霸國家公園最重要的任務是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。因此本計畫的主要目標在進行長期生態監測，藉由生態模式整合分析長期生態資料，以瞭解武陵溪流的長期生態現象與過程。本計畫以武陵地區溪流與司界蘭溪為研究地點，依循於2005年武陵長期生態監測研究(WLTERM)所設立的永久測站，持續長期監測並整合重點監測項目，包括水溫、流量、物理棲地、水質、藻類、沿岸植被、水生昆蟲、魚類與小型哺乳動物等時空動態變化資料。除了長期生態對於藻類的監測外，今年的重點著重在2011年五月底七家灣溪一號壩拆除後，石附生藻類生物量的長期(一年後)變化過程。透過基礎生產者的採樣調查，瞭解拆壩對於食物網結構與功能的影響。

二、研究方法及過程

今年本研究共有十個測站，其中七家灣溪設有六個測站，司界蘭溪兩個測站，高山溪與有勝溪各一個測站，2012年已進行二月、四月、六月、八月與十月共五次的例行性採樣與司界蘭溪上游與下游兩測站二月的年度監測。監測項目為各溪段不同微棲地之石附生藻類生物量。拆壩工程影響的採樣調查測站為觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)，主要針對藻類生物量與群集組成、水中傳輸有機物及底層細顆粒有機物。

三、重要發現

2006 年至 2012 年五年的長期監測結果顯示，七家灣溪主流三測站(二號壩、觀魚台與繁殖場)的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量的高峰值都有逐漸攀升的趨勢，於 2011 年達到最高。然而 2012 年六月的泰利颱風與八月的蘇拉颱風大量降雨導致藻類銳減，二號壩測站在今年的春天出現歷年最高值的(91.1 mg m^{-2})，高於往年藻類生物量高峰值約一倍。整體而言，七家灣溪主流測站仍以觀魚台生物量最高。另一方面，在七家灣溪主流中下游的繁殖場測站，石附生藻類葉綠素 *a* 生物量每年大致上會出現兩個高峰值，分別在春季(四月)與冬季(十二月)。2012 年，七家灣溪主流測站除了二號壩於十月較高之外，今年受颱風降雨影響導致藻類生物量的值相近。支流的部份顯示，高山溪五年來的石附生藻類生物量並無增加趨勢。桃山西溪的藻類生物量於 2011 年略高於往年但 2012 年與往年相近。今年有勝溪的葉綠素 *a* 生物量在春季達到 186.5 mg m^{-2} ，為五年間春季最高值，隨後因六月與八月颱風降雨導致夏季藻類生物量大致低於往年。司界蘭溪的石附生藻類趨勢與七家灣溪類似，葉綠素 *a* 濃度都呈現逐漸攀升的趨勢，下游明顯比上游高，在今年二月達到歷年高峰。由五年監測的結果可發現，除了高山溪的石附生藻類年趨勢較為穩定之外，降雨與颱風頻度對武陵地區石附生藻類扮演了決定性角色。

粗顆粒有機物(CPOM)的主要受到季節性降雨影響，在拆壩四個重點測站有相同的趨勢。總懸浮物質在拆壩四個重點測站也有相同的濃度趨勢，但是可以進一步從當中所含有機物比例，看出較大降雨後溪流因為拆壩後河流沖刷搬運作用的影響。不論是溪流中傳輸的粗顆粒有機物以及總懸浮物質，或是蓄存在底質的細顆粒有機物，雖然靠近壩體的測站會有部分影響，但是整體來說，季節性降雨還是主要影響溪流有機物傳輸量或是蓄存量的重要因子。

拆壩對七家灣溪一號壩下游石附生藻類生物量的影響大約只有兩週。一號壩上游 100 公尺處則因溯源侵蝕，大約拆壩半年後藻類開始大量生長，且趨勢與更上游之觀魚台一致。更下游之繁殖場測站較不受拆壩影響，趨勢同樣與觀魚台一致。2012 年四個拆壩重點測站的石附生藻類生物量之值皆相近，可見石附

生藻類生物量受降雨洪水事件會比拆壩的影響更明顯。在石附生藻類群集組成部分，優勢藻類於一號壩上、下游 100 公尺兩測站在拆壩後一個月趨勢一致，且都以過去生長於瀨區主要矽藻中的細曲殼藻屬(*Achnantheidium* spp.)與膠柄著生型(stalked diatoms)為優勢。

四、主要建議事項

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處。

1. 2011 年拆壩至今，石附生藻類生物量受拆壩的影響的回復時間約兩週。然而以季節性變化而言，藻類生物量在壩下游經過約半年才恢復，此一情況與降雨息息相關。因此拆壩時間點的選擇與雨季的配合是很重要的。拆壩一個月後，石附生藻類生物量在一號壩上游 100 公尺因溯源侵蝕所受干擾大於一號壩下游，因此壩上游溪岸底質穩定度也可作為拆壩考量之一。

(二) 長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處。

1. 拆壩是河川復育工程上難得的經驗，配合上長期生態的監測資料，可為未來類似工程進行生態調查時建立監測的標準作業程序，建議可將拆壩過程與生態監測作業流程集結成書，以為河川復育工程樹立良好之典範。
2. 一號壩上游到觀魚台之間的藻類會在沒有颱風洪水的時候大量生長，與水體營養鹽濃度有關，水體硝酸鹽濃度的提升，會導致藻類大量繁生，當水溫升高時，藻類累積的現象更明顯，因此必須長期控管武陵茶園的硝酸鹽排放量。

ABSTRACT

Keywords: ecological monitoring, dam removal, periphyton biomass, CPOM flux, velocity

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) is an endangered endemic species, which is distributed only in the basin of Chichiawan Stream of Central Taiwan. The basin has been assigned as a wildlife protection area and wetland of national importance. In order to understand ecological processes and controlling factors, long-term ecological research and ecological modeling in the Wuling area (WLTERM) was initiated in 2005. Major biological communities and environmental factors were routinely monitored at permanent sites in the basin. Periphyton which is the most important primary producers in the streams is the main target of this subproject. The objective of the integrated project this year is the effects of removal of the first dam of the Chichiawan Stream on trophic structure and functioning by monitoring changes in periphyton through the Formosan salmon and birds before and after dam removal.

In total, there were 10 study sites. Two of them were located in the Sikairan Stream and the periphyton was annually monitored only in February. Periphyton at other sites were monitored every two months, including Taoshan West Stream, the second dam, Fish observation desk, the upstream of the first dam, the downstream of the first dam, Breeding center, Gaoshan Stream and Yousheng Stream. Periphyton biomass and community structure were also monitored in different habitats at each site. After dam removal, Fish observation desk, the upstream of the first dam, the downstream of the first dam and Breeding Center were our major monitoring sites. In addition to periphyton, coarse particulate organic matter (CPOM) and fine benthic organic

matter (FBOM) were also monitored.

Most of the station had the highest average biomass in June, among which the river has the largest increase in Yousheng Stream, especially in 2011; algal biomass of Taoshan West Stream is higher in winter and spring than in summer as usual. However, algal biomass of Taoshan West Stream and Gaoshan Stream peaked at about 1.5 times in December 2011 for the past 5 years. The upstream of Sikairan Stream had biomass increased significantly, but decrease in downstream. Overall the trends is different from 2010, most of the algal biomass had increase in each station in 2011. The algal biomass was higher in Yousheng Stream, from 2006 to 2011. In the months of April to June each station had a greater periphyton biomass. In 2012, periphyton biomass decreased at all study sites and had similar patterns in the Wulin area. Therefore, typhoons and floods became the most important driving factors controlled the algal biomass in these subtropical mountain streams.

CPOM flux was affected by the seasonal precipitation, where the flux had the same trend at four sites. At the same time, the stream was observed to have higher concentrations of total suspended matter (TSM) and ash free dry mass (AFDM). However, the proportion of AFDM in TSM was much lower in the downstream of the first dam and Breeding Center. This suggests that dam removal will cause downstream sites to have more sand and stone.

Before the dam-removal, annual pattern of periphyton biomass shows both upstream and downstream of the first dam had lower biomass in summer, but the downstream of the first dam had the greater biomass. After dam-removal in 2011, periphyton biomass decreased immediately at downstream site #13 then recovered to pre-removal within 2 weeks. Little periphyton biomass was found at the upstream of the first dam after dam

removal due to scouring. In addition, the small adnate diatom genera, *Achnantheidium*, and the stalked form diatoms (e.g. *Reimeria sinuata*) were dominant both at upstream and downstream of the dam after half year of the removal. Our results indicated the recovering period of dominant algal species after the dam removal was about 200 days.

In summary, the recovery time of periphyton biomass is about 2 weeks after the dam removal, however, monthly pattern indicates that periphyton biomass was lower in downstream of the first dam within 4 months after the dam-removal.

The project comes to immediate strategies:

1. The recovery time of periphyton biomass is about 2 weeks after the first dam removal. Monthly variations show that precipitation is the main factor decreased algal biomass after the first dam removal. Therefore, in making any dam removal decision, it is important to receive background information of precipitation, wet or dry seasons.
2. The disturbance of dam removal was mainly due to scouring at upstream sites. Therefore, the stability of sediment and substratum along the riparian upstream of the dam is an important consideration when deciding to removal a dam.

The project comes to long-term strategies:

1. Dam removal is an important river restoration method, but its experience and data is very limited. We should be able to establish standard operating procedures for stream ecological monitoring, and the monitoring experience would be a good example for river restoration and management.

一、前言

雪霸國家公園位於臺灣中部偏北，自然資源豐富，生物多樣性高。在 1937 年日據時代即有將此區及太魯閣地區合併納入「次高太魯閣國家公園」之芻議。內政部自 1987 年開始進行本區自然資源之調查、分析與研究後，認為本區具備成立國家公園之價值與必要，乃由行政院核定「雪霸國家公園範圍」，研擬「雪霸國家公園計畫」，於 1992 年七月成立雪霸國家公園管理處。雪霸國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅尾山，北抵境界山，總面積 76,850 公頃，涵括新竹縣五峰鄉和尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中市和平區，屬於亞熱帶高山型國家公園(圖 2-1)。雪霸國家公園的自然資源中，最具有特色的是發現於大甲溪上游武陵地區的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*)。牠是冰河時期的子遺生物，屬於陸封型的寒帶鮭鱒魚類，但卻能存活於地處熱帶與亞熱帶之臺灣，是演化生物地理學的重大發現(汪靜明，1994)。在 50 年前整個大甲溪流域上游支流均可見到鮭魚的蹤影，但如今魚群數量大幅減少，自然分布範圍只侷限於武陵地區七家灣溪、高山溪與桃山北溪(林幸助等，2008)。由於具有重要的學術價值，因此政府於 1984 年七月依「文化資產保存法」，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，又稱為「國寶魚」。其現存棲地的七家灣溪，在 1999 年由行政院農委會依據「野生動物保育法」，公告為野生動物保護區。因為七家灣溪動植物資源豐富，2007 年十月營建署又列為國家級濕地。2008 年一月國科會生物多樣性行動方案推動小組將武陵溪流建議為生態熱點，為長期生態研究重點區域。

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺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)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總迄今已超過百項之多(雪霸國家公園, 2000)。然而在此之前，量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助, 2002)，而且濱岸棲地(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)。在溪流生態系中，這些生物可能都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係。對

於這些生物的瞭解，不但有生物學上的意義，也能對武陵溪流生態系的運作，有更進一步的認識。武陵長期生態監測研究與模式建構(WLTERM)已針對這類附屬生物作初步量化工作(林幸助等，2008)，並發現其食物網中之基礎生產者—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。

雪霸國家公園區內的集水區也是臺灣中部地區水資源的主要供應區，但山坡地的超限利用及濫墾的現象會使水質受到污染。大甲溪德基水庫因上游山坡的墾植蔬果，導致水土流失，水庫的壽命減短。而過度的使用肥料與農藥，也使水庫的水質呈現優養化，使得水資源的供應及品質受到潛在的威脅。武陵溪流生態系受濱溪岸土地利用之影響甚鉅。根據王敏昭(2003)對武陵地區土地利用型態調查之研究成果顯示，七家灣溪沿岸之農業行為與人為活動已對水質有所影響。營養鹽在水中之不同分佈型態，如溶解態及底泥態，決定其對生物之毒性或被生物攝食之可能性。農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息之溪流。林幸助等(2008)已發現七家灣溪沿岸的點源污染源，主要來自於觀魚台附近的山溝水，因流經果四與果五區果園與露營區而有高濃度硝酸鹽。山溝水所流入的七家灣溪一號壩及三號壩間是臺灣櫻花鉤吻鮭數量最豐富之溪段，因此亟需進行此點源污染源的生態監測。

物理棲地的改變對於溪流生物影響更是明顯。在美國聯邦跨部會河川復育工作團隊(FISRWG，1998)所完成之「河川廊道復育」中指出，對河川生態系具有重要互動關係之非生物因子，包括流況、水溫、遮蔽、溶氧量、pH 值及河床底質等項。河川物理棲地類型直接受河川底質之粒徑組成所影響，而河川底質則與河川流量、河床坡度及泥砂來源息息相關。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。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，以改善水溫升高與鮭魚族群阻隔之衝擊。Chung et al. (2008)發現拆除防砂壩對於臺灣櫻花鉤吻鮭的族群成長有正面效益。其可能原因除了將阻礙鮭魚游動之障礙移除外，拆除壩體後因淤沙移除而使得溪流大小漂石(直徑 > 25.6 cm)比例增加，因大石邊際層阻抗水流，進而提升鮭魚抗颱風洪水之能力。近年來，雪霸國家公園管理處亦分別對七灣溪防砂壩改善順序以及七家灣溪一號防砂壩改善進行研究(葉昭憲，2007、2008)。因此，由於 2011 年 5 月 30 日已完成的七家灣溪一號壩拆除工程，針對此工程是亟需監測改善前後對於溪流生態環境的影

響。

Hart et al. (2002)對於拆壩後溪流生態系所發生的時空動態變化進行預測。在拆壩初期，沉積物傳輸的量變大，水位下降，同時因為物理棲地的改變，生物相的改變也增加；拆壩數十年後，當河道逐漸穩定時，原本河道覆蓋的區域在水位下降後，濱岸植群逐漸演替，河道周圍逐漸恢復自然樣貌。在空間上，因為少了壩體的阻隔，增加了魚類往上游移動的頻率。Hart et al. (2002)在文中同時提到「拆壩的動作在長期來說，可預見對於溪流生態系的保存以及保護有很大的生態效益，但是在壩體移除的過程可能會有相反的影響，因此可以透過拆壩前、後，溪流生態系水文、物理棲地、生物族群以及生物群集時空動態的研究，尋求可預測以及減輕對生態系造成衝擊的最佳方法。」

物理環境的改變是壩體移除過程中最快速且明顯的改變，Grant and Bromley (2007)則認為對淤滿壩體之移除啟動一連串的河道地形變化過程，包括在原淤積區之侵蝕深槽重現、下刷、側向擴展以及導致泥砂的迅速潰送至下游，向下輸送的泥砂則增進其它的河道地形調整，包含填補深潭、沙洲及河道淤砂及細粒化，這些變化的時間長度則與輸送泥砂量及移除後河川流量序列有關。對溪流中的藻類而言，溪流底質是藻類在溪流中附著的基礎。在洪氾期間，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。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，他們將底質分為 sand, fine gravel, gravel, cobble, boulders 五個等級，結果發現不僅單位生物量在大小不同底質上存在差異，藻類的生長型式組成也隨著底質大小不同而改變。絲狀與貼附性藻種的比例隨著底質變大而增加，而移動浮游性藻種則在較細的底質有較重要的組成。

Uehlinger (1991)在瑞士常發生季節性洪氾的山區溪流研究底質大小與生物量的關係，指出對於常有洪水事件的溪流，較大底質往往有較高的生物量，而此現象可能說明了較大底質提供藻類一個較穩定的生長基地。國外研究發現，拆壩過程附生藻類受到嚴重的干擾生物量隨即下降，但是在幾個禮拜過後，生物量又可以

恢復到與拆壩前沒有差別(Thomsom et al. 2005, Orr et al. 2008)，推論與底質改善有關。以生態系的尺度來看，拆壩對於藻類生物量的影響程度不大，若改以族群的角度來看，不同的底質環境，會有不同的藻種生長。換句話說，雖然附生藻生物量沒有受到影響，但是附生藻的藻種組成在拆壩後發生改變，而這個改變會不會透過食物網的能量傳輸進而影響溪流中的高階消費者，本研究將針對 2011 年五月已完成的七家灣溪一號壩拆壩工程，持續監測研究並探討拆壩後藻類生物量變化與群集組成的差異。

因此，本計畫的研究重點如下：

1. 持續監測七家灣溪、高山溪以及有勝溪等樣點之石附生藻生物量變化。
2. 持續監測並探討 2011 年七家灣溪一號壩拆壩工程後，溪流基礎生產者受到工程影響的結果。

二、材料與方法

(一) 採集時間與測站

本計畫在偶數月(其中包含乾季與濕季),每兩個月一次的例行採樣頻度,即二、四、六、十、十二月共 5 次。夏季颱風季節時頻度增為兩次,分別為颱風季節前 1 次(六月),以及第一次直接侵襲武陵地區之颱風後 1 次(通常是七月至八月間,監測颱風洪水效應),所以一整年監測頻度總計為 6 次。目前採樣已進行至今年十月。司界蘭溪兩個共同測站之生態監測,已於二月枯水期進行年度監測與整體評估。

今年本計畫共設有 10 個測站(圖 2-2)。**#10** 司界蘭溪上游、**#11** 下游兩測站僅於二月進行年度監測。這是因為司界蘭溪匯入大甲溪,在過去曾為臺灣櫻花鉤吻鮭魚苗放流地點。司界蘭溪上游測站位於環山部落,為一開闊測站,附近無農業干擾,今年由於上游河道變寬,原本的採測站因棲地改變,因此改往下游 50 公尺處設為本測站;司界蘭溪下游兩岸為農業耕作區,河道因中間沙丘一分為二,左側河道為流速極高的區域,為考量人員安全僅採集河道右側的瀨區。

七家灣溪共設有 6 個測站,由上游至下游分別為**#2** 桃山西溪、**#3** 二號壩、**#4** 觀魚台、**#12** 一號壩上游、**#13** 一號壩下游、**#5** 繁殖場。其測站特性分述如下:

#2 桃山西溪: 位於武陵吊橋下方,可清楚區分瀨、流、潭三個微棲地。

#3 二號壩: 已受損二號壩體下游約 100 公尺處,具有深潭與急流。

#4 觀魚台: 原測站名為一號壩,但實際上一號壩位於觀魚台下游約 1 公里處,故將此測站改為觀魚台,有清楚的瀨、流、潭區,為一開闊測站。2012 年八月蘇拉颱風大雨沖刷後導致棲地類型改變,之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。

#12 一號壩上游: 為一個開闊地形,河道位於右岸,右側有些許植被覆蓋,瀨、潭區明顯,流區位於潭的下游。2012 年六月泰利颱風大量降雨後使棲地改變,故之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。

#13 一號壩下游: 兩岸為陡峭的岩壁,相較於一號壩上游,此測站較為鬱閉,有明顯的

瀨與潭區，流區較不明顯。(2011 年拆壩後一週，因棲地改變因此只區分為近壩(原流區)與遠壩(原瀨區)。近壩處約為壩下 50 公尺，遠壩處約為壩下 150 公尺。)

#5 繁殖場： 為一開闊地形，河道寬度是調查測站中最寬的地區，瀨、流區明顯可見，潭區較不明顯，受礫石覆蓋。(2011 年拆壩後兩週，因棲地改變因此只區分為樣站範圍 100 公尺內的上游(原流區)與下游(原瀨區)。

另外兩個測站屬於七家灣溪支流，分別為#8 高山溪與#9 有勝溪。高山溪為鬱閉的測站，此測站僅有瀨區，流速較快。相對於高山溪，有勝溪則為流速較慢的瀨區，且為人為干擾最頻繁的區域。歷年監測資料顯示，有勝溪有較高的營養鹽濃度，藻類相與上述測站有明顯的差異。

(二) 石附生藻類監測

1. 石附生藻類生物量

七家灣溪流域各測站多以中等尺度的瀨區、流區與潭區為石附生藻類的主要棲地單元，故本研究於不同微棲地中，依據樣區底質大小，隨機撿取具有樣區粒徑代表性的石頭，每個棲地有三重複。由於司界蘭溪上及下游、高山溪及有勝溪僅有瀨區類型的棲地，故於各測站上、下游各隨機採集 3 顆石頭。且瀨區多為大石頭分布，故採樣時僅採集粒徑大小次於大石頭且可搬動的石塊。之後於河岸邊將採集的石頭以牙刷刮取面積約為 16~25 cm² 的藻樣、記錄採集面積，以當地測站之溪水將藻樣收集至採集瓶並定量藻液體積。最後將採集到的石附生藻類樣本迅速置入低溫避光保冷袋中保存至帶回實驗室進行分析。

在實驗室中，將藻液以均質機均質後，吸取 10 ml (視濃度而增減並記錄之)藻液以玻璃纖維濾紙(ADVANTEC, GF-75)進行抽氣過濾，並以 90%丙酮溶液進行葉綠素萃取。萃取過程遮光並置於 4°C 冰箱中，靜置隔夜後，於 24 小時內以分光光度計(HITACHI, U-2001)測定葉綠素 a、b 與 c 濃度，設定波長為 630 nm、647 nm、664 nm、750 nm。將此濃度除以刮取的藻樣面積，即為石附生藻單位面積生物量。公式如下：

$$[\text{Chl } a] = 11.85 \times E664 - 1.54 \times E647 - 0.08 \times E630$$

$$[\text{Chl } b] = -5.43 \times E664 + 21.03 \times E647 - 2.66 \times E630$$

$$[\text{Chl } c1+c2] = -1.67 \times E664 - 7.6 \times E647 + 24.53 \times E630$$

[Chl a] = 葉綠素 a 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

[Chl b] = 葉綠素 b 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

[Chl c1+c2] = 葉綠素 c 濃度，單位為 $\mu\text{g ml}^{-1}$

E664 = 波長 664 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E647 = 波長 647 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E630 = 波長 630 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

(Jeffrey and Humphrey 1975)

2. 石附生藻類群集分析

每次採樣之石附生藻類均質液在萃取葉綠素完畢之後，以 4% 的福馬林固定之，作為日後鑑定與計數之樣本。石附生藻類鑑定樣本之計數分為矽藻與軟藻(soft algae，主要為絲狀綠藻與藍綠菌)兩大類。石附生藻類鑑定與計數使用干擾式位相差顯微鏡，於 1000 倍之油鏡下進行 (Zeiss, JENAVAL-DIC, Germany)。首先，鏡檢各藻類樣本，以建立完整的藻屬記錄資料(check-list)。而後將各樣本之均質液製作於玻片上，每片玻片計數至少 500 個矽藻細胞，若為軟藻或絲狀藍綠菌則以條單位(unit)計數。石附生藻類分類群定義至藻屬，鑑定方式依據 Round et al. (1990)、Entwisle et al. (1997)、Kelly (2000)與 Bellinger and Sigeo (2010)。計數之後分別計算矽藻、軟藻的相對豐度，矽藻以生活型(life form)表示，軟藻則以絲狀或球狀綠藻或藍綠菌表示。矽藻的生活型主要可分為以下六類：

(1)細曲殼藻屬(*Achnantheidium*)：細胞較小，能在較高流速的環境中生長，為武陵地區歷年之主要優勢屬。

(2)平貼生長型(adnate form)：排除細曲殼藻屬後，主要包括曲殼藻屬(*Achnanthes*)、卵形藻屬(*Cocconeis*)、微曲殼藻屬(*Planothidium*)與 *Psammothidium*。

(3)直立型(erect form)：主要包括等片藻屬(*Diatoma*)與脆桿藻屬(*Fragilaria*)。

(4)鏈狀生長型(filamentous form)：直鏈藻屬(*Melosira*)，屬於演替後期出現的矽藻種類。

(5)移動型(motile form)：包括舟型藻屬(*Navicula*)、菱形藻屬(*Nitzschia*)與麥爾藻屬(*Mayamaea*)。

(6)膠柄著生型(stalked form)：橋彎藻屬(*Cymbella*)、內絲藻屬(*Encyonema*)、異極藻屬(*Gomphonema*)、異橋彎藻屬(*Reimeria*)與彎楔藻屬(*Rhoicosphenia*)。

而軟藻部分主要以絲狀綠藻中的剛毛藻屬(*Cladophora*)、水綿屬(*Spirogyra*)、軟絲藻屬(*Ulothrix*)與絲狀藍綠藻中的顫藻科中的顫藻屬(*Oscillatoria*)、鞘絲藻屬(*Lyngbya*)及席藻屬(*Phormidium*)為主要優勢藻屬。本計畫目前分析完成之石附生藻屬樣本為一號壩上游、下游兩測站，包括拆壩前的5月13日至2011年十二月，共有九個時間點。此外，為探討石附生藻類在一號壩拆除後的恢復情形，以 Sørensen's index 計算各種藻類生活型的恢復力(resilience; Legendre and Legendre 1998, Schneck and Melo 2012)。恢復力的值介於0~1之間，回復力等於1即代表壩上游測站與壩下游測站有完全相同的藻類組成，因此可用以探討在干擾前、後藻類相改變的程度與回復與否。其公式如下：

$$\text{Sørensen's index} = 2*a / (2a + b + c)$$

a: 一號壩上游測站#12 與一號壩下游測站#13 共同都出現的藻屬總數。

b: 一號壩上游測站#12 出現的藻屬總數。

c: 一號壩下游測站#13 出現的藻屬總數。

各種藻類生活型的恢復力計算由拆壩前17天的5月13日、拆壩後的6月4日、6月11日、6月18日至拆壩後第38天的7月7日，共五個時間點。

3. 統計檢定

以重複測量雙向變方分析(2-way RM ANOVA)檢測2010(拆壩前一年)、2011年(拆壩當年)與2012(拆壩後一年)年間拆壩重點測站石附生藻類葉綠素a、b、c之差異。因

子中的年效應為檢測三年間生物量是否有差異，當只有年效應顯著，但是年間生物量有顯著差異，且季節性變化趨勢相同。採樣月份則為重複測量的時間，當月份有顯著差異代表有明顯季節變化或高峯值。若年與月份間有顯著交互作用的情況則為年份之間的藻類趨勢不同，需分別探討之。事後檢定使用 Bonferroni post test，檢測導致顯著差異的月份與年份為何。由於 2012 年目前採樣至十月，故十二月的部份只比較 2010 與 2011 年。另一方面，為比較拆壩前後石附生藻類的波動情形有無改變，使用一階導數檢定法 (the first derivative test) 檢測之。一階導數檢定法之目的為尋求極值，當其值為正值則代表生物量呈現增加趨勢，當其值為負值則代表其值為減少趨勢。本研究以天數為單位檢測石附生藻類生物量的變化情形，用以了解拆壩前、後藻類生物量波動趨勢是否有改變。統計軟體皆使用 Prism 5.0 (GraphPad Software, inc. 2007)。

(三) 有機碎屑收集

1. 水中傳輸有機粗顆粒碎屑 (coarse particle organic matter ; CPOM)

在每一測站的取樣河段上、下游河流橫斷面各放置 3 個攔網 (開口 25cm × 25cm、網目 1mm)，以錨釘與繩索平均固定在匯流口河道的橫斷面上，連續 24 小時收集攔截到的有機物樣本。帶回實驗室後將收集到有機碎屑進行分類，大略分為：葉片、枝條、藻類、水苔以及其他，其他的部分包含碎葉、碎枝條、羽毛等不易辨識的有機物。

2. 溪流底層蓄存量 (fine benthic organic matter ; FBOM)

以舒柏氏水網 (Surber net, 30cm × 30cm 開口、網目 250 μ m) 定面積擾動底質，採集 3 個樣本，將有機碎屑收集至網中，將大片的有機碎屑挑出，帶回實驗室分析，剩餘細顆粒再進一步過篩出細顆粒態有機碳 (FBOM, Fine benthic particulate organic matter ; 250 μ m ~ 1 mm 之間)。以 ADVANTEC GF-75 的玻璃纖維濾紙進行抽氣過濾，樣品經烘乾秤重後，再以灰化爐已 400 $^{\circ}$ C，4hr 灰化處理，乾重以及灰化重之重量差值即為水中每公升所含有機物之無灰乾重 (ash free dry mass ; AFDM)。

3. 總懸浮物質(total suspended matter ; TSM)

以 1000 ml PE 瓶收集水樣，每個樣點採取 5 個重複數，採樣時間配合拆壩工程進行，分為拆壩前、拆壩中以及拆壩後進行樣品採集。待回實驗室後，以 ADVANTEC GF-75 的玻璃纖維濾紙進行抽氣過濾，樣品經烘乾秤重後，再以灰化爐已 400°C，4 h 灰化處理，乾重以及灰化重之重量差值即為水中每公升所含有機物之無灰乾重(AFDM)。

三、結果

(一) 歷年石附生藻生物量時空變化

2006 年六月至 2012 年十月間長期監測的結果顯示，七家灣溪主流三個測站(二號壩、觀魚台與繁殖場)的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量的高峰值都有逐漸攀升的趨勢，皆於 2011 年達到最高(圖 2-3)。然而 2012 年六月的泰利颱風與八月的蘇拉颱風大量降雨導致藻類銳減，而觀魚台與繁殖場在 2012 年十月已恢復往年水準。二號壩測站在今年的春天出現歷年最高值的 91.1 mg m^{-2} ，高於往年藻類生物量高峰值約一倍，且今年夏季雖有颱風影響，十月的藻類生物量仍然高於往年。整體而言，七家灣溪主流測站仍以觀魚台生物量最高，2006 至 2010 年間藻類生物量的高峰週期都發生於六月到十月間，然而 2011 年冬季則與往年趨勢異常，葉綠素 *a* 濃度高達 316.0 mg m^{-2} ，約為往年的 20 倍之多。另一方面，在七家灣溪主流中下游的繁殖場測站，石附生藻類葉綠素 *a* 生物量每年大致上會出現兩個高峰值，分別在春季(四月)與冬季(十二月)。雖然 2011 年的繁殖場石附生藻類生物量高於往年，2012 年春天的峰值與歷年相近，之後受到颱風影響而降低，且於十月恢復。

七家灣溪源頭測站桃山西溪的石附生藻類生物量於 2011 年的十二月達到 73.0 mg m^{-2} ，創下歷年新高，且於 2012 年四月間都維持高峰(圖 2-3)，今年六月至十月則因降雨降低藻類生物量。高山溪的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量趨勢與其他測站較為不同。整體看來五年的監測結果顯示高山溪的石附生藻類生物量並無增加趨勢，這是因為在 2011 年下半年間，高山溪的石附生藻類並不如其他測站出現大量繁生的狀況。高山溪的石附生藻類生物量的季節變化也較其他測站為規律，大致上都於冬季與夏季(受颱風影響則除外)出現兩次峰值。然而，今年十月份高山溪的石附生藻類生物量比往年十月略高。石附生藻類生物量最高的測站仍為有勝溪(圖 2-3)，今年有勝溪的葉綠素 *a* 生物量在春季時達到 186.5 mg m^{-2} ，為五年間春季最高值，隨後因六月份與八月份颱風降雨導致夏季藻類生物量大致

低於往年。整體而言，只有高山溪測站的石附生藻類生物量波動較為穩定，而其他測站受降雨或颱風事件影響較為明顯，2012 年的石附生藻類生物量皆大幅減少。

司界蘭溪的石附生藻類大致上趨勢與七家灣溪類似，葉綠素 *a* 濃度都呈現逐漸攀升的趨勢(圖 2-4)。司界蘭溪上、下游測站的葉綠素 *a* 濃度皆於今年二月達到歷年高峰，分別為 36.5 mg m^{-2} 與 164.9 mg m^{-2} ，尤其在司界蘭溪下游藻類生物量增加的情況更為明顯，約為歷年五倍之多。整體看來，五年的監測結果顯示司界蘭溪下游生物量自 2009 年之後開始高於上游，上、下游都於今年達到最高生物量。

一號壩上、下游 100 公尺測站於 2009 年開始監測至今年十月。一號壩上游 100 公尺處，除了 2010 年夏季因降雨較少導致的峰值之外，則大致以冬春季的十二月至隔年四月有較高的生物量(圖 2-5)。2011 年，一號壩上游因拆壩後溯源侵蝕與六月底米雷颱風導致夏季石附生藻類生物量偏低，但於十二月出現歷年高峰 117.1 mg m^{-2} 為往年高峰的兩倍之多。今年春季，一號壩上游的石附生藻類生物量已恢復往年水準，之後因颱風降雨直至十月又大量生長且高於往年十月。一號壩下游 100 公尺測站的結果顯示，2010 年至 2011 年六月間的季節性變化明顯，分別在冬季十二月與夏季六月有兩個高峰值，因此一號壩下游雖然受到拆壩影響，但是在拆壩後的六月藻類生物量的值仍恢復至以往相近。雖然壩下游的藻類生物量在 2011 年十二月明顯低於壩上，但 2012 年壩上、下游的藻類生物量與趨勢皆相近。

(二) 水中傳輸有機物(CPOM)與底層有機物的蓄存量(FBOM)

粗顆粒有機物的傳輸量沒有受到拆壩的影響(圖 2-6)，從結果可以發現，#5 測站有較多的傳輸量，這是因為#5 測站位於較下游，同時匯集高山溪的傳輸物質，因此相對其他測站有較高的傳輸量；而壩上下 100 公尺(#12 以及#13)傳輸量相對較少，從樣品處理過程可以發現，這兩個測站所攔到的物質中，砂石所佔

的比例很高，這也說明了在拆壩後#12 以及#13 測站因未受到拆壩影響造成有機物傳輸量下降的現象。#4 測站會有少數趨勢相反的狀況，對照藻類的資料可以發現，採樣當時都是藻類生物量大量增生的時期；現場採樣也發現，大量的藻類會卡住攔網，造成網目被塞住，有可能因此而造成傳輸量的低估。雖然四各色佔有一些傳輸量上的差異存在，但是整體而言，這四個拆壩重點測站的有機物傳輸量有相同的趨勢，也顯示雖然拆壩會對較靠近壩的兩個測站有影響，但是整體流域的作用仍大於拆壩的影響。

底層有機物的蓄存量主要受到水流帶動以及溪流微棲地的影響，從圖 2-7 可以發現四個測站並沒有蓄存量的趨勢，#5 測站會有較高的蓄存量，這可能跟當地的植被覆蓋度較高有關；#13 測站雖然植被覆蓋度也很高，但是因為河川作用較高，所以落葉停留在溪流的時間較短，因此有較低的蓄存量。但是在較大水流量的洪水事件過後(2012/10/29)，四個測站有相同的蓄存量，這說明水流確實是影響蓄存量的重要因子。

(三) 水中總傳輸物質

總懸浮有機物和有機物無灰乾重有相同的趨勢(圖 2-8)，因為傳輸物越多時，當中所含有機物會越多。但是整體來說，除了拆壩期間有壩上以及壩下測站明顯的濃度差異外，其餘時期四個測站的濃度都有相同趨勢。顯示在拆壩工程後傳輸物很快就會恢復原來的狀態(數天)，拆壩後#12 以及#13 測站會因為河川作用而有較高擾動的狀況，但是四個測站在拆壩後 1 年(到 2012 年)的監測都是相同的趨勢，代表拆壩對於 TSM 的影響僅限於拆壩工程期間。#12 測站在 2012 年 8 月的採樣，因為有較大面積邊坡崩塌的現象，所以有機物含量有降低的現象。如果進一步從當中所含有機物比例來看(圖 2-9)；可以發現，拆壩後遇到較大洪水事件(颱風、梅雨)的時期，因為受到拆壩而有砂石量提高的壩下#13 測站，會有較低的有機物含量，顯示原本恢復平衡的溪流生態系，在較大的洪水事件過後，拆壩的效應又會顯示出來。但是，當溪流在流量穩定的一般狀態下，四個測站會有

相同的有機物含量趨勢，這代表整體流域有相同的傳輸物包含當中所含有機物。

綜合以上，不論是溪流中傳輸的 CPOM 以及 TSM，或是蓄存在底質的 FBOM，雖然靠近壩體的測站會有部分影響，但是整體來說，季節性降雨還是主要影響溪流有機物傳輸量或是蓄存量的重要因子。

(四)拆壩對石附生藻類的影響

1. 石附生藻類葉綠素生物量

不受拆壩影響的觀魚台測站，石附生藻類葉綠素 a、b、c 皆於 2011 年最高，皆有顯著年間與月份間的交互作用(2-way RM ANOVA, $p < 0.001$)，其中最高值發生於夏季六月至八月與冬季的十二月(圖 2-10)。此外，葉綠素 b 生物量的趨勢可發現 2011 年觀魚台的綠藻大量繁生，2010 年與 2012 年則無此狀況。

一號壩上游 100 公尺測站的藻類生物量在年份間變動較大，三年的高峰值發生的月份不一致，主要是因為 2010 年夏季無颱風而藻類大量繁生，2011 年拆壩後溯源侵蝕導致藻類生物量高峰值發生在冬季而非夏季，2012 年藻類生物量高峰值則發生於四月，可見一號壩上游在拆壩前、後受到主要受降雨影響。葉綠素 b 的結果則顯示今年在一號壩上游藻類生物量明顯低於前兩年，幾乎沒有綠藻生長(2-way RM ANOVA, $F = 2.84$, $p < 0.05$)，此外也顯示綠藻生物量的變異較大。葉綠素 c 趨勢與葉綠素 a 相似，都於 2011 年十二月達到最高(2-way RM ANOVA, $F = 2.75$, $p < 0.05$)。

2010 年一號壩下游 100 公尺測站的葉綠素 a 在冬季的二月間顯著高於 2011 年與 2012 年(2-way RM ANOVA, $F = 2.78$, $p < 0.05$)。以綠藻為主要貢獻者的葉綠素 b 濃度則於 2011 年六月顯著高於 2010 與 2012 年(2-way RM ANOVA, $F = 2.09$, $p < 0.05$)。葉綠素 c 與葉綠素 a 趨勢相近，於 2010 年二月較高(2-way RM ANOVA, $F = 3.19$, $p < 0.05$)。整體而言，2011 與 2012 年一號壩下游的藻類葉綠素含量季節變化較一致，在四至六月間有較高的值，以矽藻為優勢；2010 年藻類生物量較高，且於冬季繁生。

在最下游的繁殖場測站，葉綠素 *a* 濃度在年間與月份間有顯著交互作用 (2-way RM ANOVA, $F = 3.47$, $p < 0.01$)，導因於 2011 年六月與十二月的高峰值，且 2010 年與 2012 年的季節變化較為相似。由葉綠素 *b* 濃度的結果可發現，導致葉綠素 *a* 生物量差異的原因為綠藻，其濃度於 2011 年顯著高於其他兩年 (2-way RM ANOVA, $F = 2.66$, $p < 0.05$)。而以葉綠素 *c* 為主要貢獻者的矽藻生物量則以 2012 年最低，但在十月時與 2011 年相近，整體趨勢與葉綠素 *a* 相似 (2-way RM ANOVA, $F = 2.60$, $p < 0.05$)。

整體看來，觀魚台不受拆壩影響，在 2011 年能累積大量藻類。拆壩後，一號壩上游測站的綠藻明顯減少，至 2012 年尚無綠藻拓殖。一號壩下游測站藻類生物量皆以 2010 年冬季最高，2011 年與 2012 年趨勢相近，主要因 2011 年拆壩與 2012 年颱風降雨皆於夏季時降低藻類生物量。2011 年夏季在拆壩後二週綠藻明顯提升，但隨後至 2012 年十月都以矽藻為優勢。在拆壩後半年，一號壩下游測站的藻類生物量雖然在拆壩兩週後回復，但之後不如其他三個測站於十二月飆升。2012 年各測站的藻類葉綠素濃度的趨勢相近，可見降雨多寡與頻率對藻類生物量為主要的影響因素。2006 年至 2012 年五年間主要影響武陵地區的颱風數目與颱風期間總雨量顯示，2010 年至 2011 年間颱風數量與總降雨量皆明顯低於其他年份(圖 2-11)。另一方面，四個拆壩重點測站的夏季最高水溫於 2009 年至今逐年攀升，尤其以觀魚台最為明顯，與觀魚台石附生藻類藻類生物量生長且出現綠藻生物量增加的趨勢一致。

以一階導數檢定分析四個測站藻類生物量波動趨勢圖顯示(圖 2-12)，四個測站在 2009 年的藻類生物量波動最小。2010 年，四測站的波動趨勢階呈現夏季藻類生物量降低，春、冬季增加的趨勢，且以一號壩下游 100 公尺季節性變化較為明顯。在拆壩的 2011 年，藻類生物量波動最大的是不受拆壩影響的觀魚台測站，主要是因為藻類生物量在短期大量暴增的緣故。一號壩上游處的藻類生物量在拆壩期間波動明顯，但之後藻類波動情形趨於穩定。受拆壩直接影響的一號壩下游測站受拆壩影響的藻類波動最大，主要因為藻類在短短兩週即回復至拆壩

前的水準，因此只在拆壩後呈現負值之後立即有明顯較高的正向峰值，隨後波動範圍反而小於前幾年。最下游的繁殖場測站拆壩期間的波動狀況與一號壩下游相反，藻類生物量先增加後減少，但減少的原因為米雷颱風降雨所致，之後的波動與壩上兩測站類似，都因十二月藻類大量生長至今年下降而有較大的波動，並非導因於拆壩。整體而言，2011年下半年觀魚台、一號壩上游與繁殖場的石附生藻類生物量波動幅度變大是因為冬季藻類繁生的緣故，而一號壩下游的藻類生物量在拆壩後波動範圍較前幾年輕微，2012年的石附生藻類生物量變動範圍也較往年緩和。

2. 石附生藻群集組成

(1) 石附生藻類的恢復力

由 Sørensen Index 所計算出拆壩前與拆壩後一個月內的藻類回復力顯示，拆壩後第 12 日的回復力為零，乃因當時一號壩下游並無藻類生長的緣故(圖 2-13)。矽藻中的細曲殼藻屬(*Achnantheidium*)為過去七家灣溪主要的長年優勢藻屬，可以在水流較快的環境中生長，因此在拆壩後的回復力最好，於拆壩前後壩上游與壩下游皆同時出現。另一方面，在拆壩前，壩上、下游同時以矽藻為優勢，且有多種的矽藻生活型，包括細曲殼藻屬、平貼附著型、直立型、移動型與膠柄著生型。拆壩後兩週，壩上、下游則皆出現球狀藍綠菌、絲狀藍綠菌、細曲殼藻屬與膠柄著生型。

(2) 矽藻生活型的時空變化

回復力較佳的細曲殼藻屬與膠柄著生型矽藻都是一號壩上游與下游兩測站中相對豐度最高的優勢矽藻，因此在這兩個測站中都彼此呈現互相消長的趨勢(圖 2-14)。此外，拆壩後 5 天，壩上游與下游的細曲殼藻屬相對豐度皆同時增加，但之後的一個月內於上游和下游呈現相反趨勢，兩測站的細曲殼藻屬在拆壩後兩個月趨勢便呈現一致。至於膠柄著生型矽藻也有相同的情形，但是趨勢與細曲殼

藻屬相反。整體而言，拆壩後短期內壩上游的細曲殼藻屬優勢，壩下游則是以膠柄著生型為優勢，兩地的優勢矽藻趨勢在拆壩後兩個月恢復一致。

回復力較差的其他矽藻生活型的結果顯示於圖 2-15 中。其中壩下游平貼生長型矽藻的相對豐度在拆壩後二週開始出現，之後的波動受到降雨所影響而仍可回復，但是在壩上游則至拆壩後第 200 天才逐漸增加且與壩下游相近。直立生長型矽藻的相對豐度在壩上、下游呈現相反趨勢，也於拆壩後第 200 天趨於一致。此外，移動型矽藻喜好生長於底質較細且有泥沙淤積的機質上，而本研究的結果也顯示，拆壩之後的一個月，移動型矽藻的相對豐度在壩下游增加，而壩上游則沒有移動型矽藻生長。移動型矽藻的相對豐度也是一直到了拆壩後的第 200 天之後兩地趨勢一致，但仍然以壩下游較為優勢。整體而言，拆壩之後，回復力較差、非優勢的矽藻生活型較難在一號壩上游重新拓殖，推測是受溯源侵蝕影響導致底質不穩定之故。壩下游的非優勢矽藻生活型之相對豐度則受降雨影響較為明顯。

(3) 軟藻相對豐度

軟藻中的綠藻主要以軟絲藻(*Ulothrix*)與剛毛藻(*Cladophora glomerata*)為優勢。拆壩前，一號壩上、下游皆無綠藻，但在拆壩後一號壩下游的剛毛藻突然增加(圖 2-16)。此情形可能是因為原本調查的棲地皆於瀨區，而綠藻在一號壩上游多生長在壩體水泥基質且較少生長於卵石上，但是在拆壩之後，上游破碎的壩體水泥塊被帶至壩下游而使綠藻在短時間內出現於瀨區，而後又無法繼續拓殖所致。拆壩後兩個月，一號壩上游的綠藻相對豐度增加，主要以軟絲藻為優勢，之後又於拆壩過後 200 天有高峰值。整體而言，除了拆壩後兩週壩下游綠藻突然增加外，之後的壩上游軟藻中的綠藻相對豐度大致上比壩下高。

在藍綠菌的部份，雖然拆壩與米雷颱風降雨皆會降低球狀藍綠菌的相對豐度，但隨即可以回復(圖 2-17)。大致上球狀藍綠菌相對豐度的趨勢在壩上游與下游相似。然而可以發現在拆壩三個月後，上游的球狀藍綠菌便大量減少，此乃因

為上游以矽藻為主要優勢藻類，並於拆壩 200 天後大量生長(參見考藻類生物量之結果)，且在七家灣溪中的藍綠菌又為干擾後出現之藻種。另一方面，拆壩後的絲狀藍綠藻相對豐度於壩上游增加可能導因於拆壩後溯源侵蝕的干擾，而壩下游在拆壩後則扮演先驅物種的角色。整體而言，拆壩前一號壩上游並無藍綠菌，拆壩之後因干擾而出現，隨即在一個月之後減少，而在一號壩下游，無論拆壩前後皆有藍綠菌存在。

四、討論

武陵地區石附生藻類自 2006 年監測至今，五年的結果顯示，七家灣溪主流的藻類生物量有逐漸增加的趨勢，是因為 2010 年至 2011 年間沒有颱風或是大型洪水事件，又加上夏季最高水溫攀升的原因(圖 2-11)。支流部分只有高山溪的藻類生物量沒有明顯增加趨勢，反觀有勝溪去年生物量的高峰為往年的六倍，到了今年四月即達到往年生物量的高峰，顯示與近年的暖冬以及今年四月以前的低降雨量有關。這也說明降雨所造成的流域狀況改變會影響石附生藻類生物量，然而今年夏秋季有勝溪的藻類生物量卻又因颱風事件大幅減少，可見颱風降雨事件對武陵地區七家灣溪藻類生物量的影響極大。

從 TSM 中所含有機物比例可以清楚的看到拆壩後的短期影響以及長期影響，短期來說，因為受到拆壩的影響，水中的無機物質增加造成有機物比例大幅下降。推論影響有兩種作用可能，1.) 一號壩上游測站的水體有機物含量(%)有增高的現象，推論是由於施工期間的降雨，自然降雨會形成表面逕流或是入滲進入地表，流經過土壤後再進入溪水，會將平時蓄積在沿岸的有機物或是土壤中的有機物帶入水中，因而增加溪水總傳輸物質中細顆粒有機物的濃度；再從濁度資料來看，一號壩上游#4 以及#12 測站的濁度無明顯升高，因此水體中有機物含量(%)會有增加的趨勢。反觀 2.) 一號壩下游測站受到拆壩的影響，水中濁度增高，同時有高的 TSM，此時水中的 TSM 大部分都是施工而來的泥砂以及碎石。雖然自然降雨會增加水中有機物質的輸入，但是泥砂及碎石的含量卻遠高於這個輸入量，所以使得一號壩下游測站的有機物含量(%)在施工期間有下降的趨勢。

TSM 中所含有積物含量，在兩個颱風過後的採樣四個測站皆顯示相同趨勢，推論在自然作用的洪水發生時，不論在哪個樣點都會有相同有積物含量的趨勢，這部分屬於河川自然作用的過程。在進入到東北季風降雨的時期，拆壩的效應又會顯現，水中的無積物大量增加，這部分則屬於在拆壩後雖然有短期恢復的"穩定"現象，但是在長期的河川作用來說，長時期的降雨或是水文條件改變，如

溶雪造成流量增加，都有可能打破這種短期的“穩定”，而使得拆壩效應在 TSM 中所含有機物含量又再度顯現。推論雖然在拆壩後短期內溪流會回到一個暫時穩定的流況，但是長期來說會不斷受到環境變動的影響，預估需要數年到數十年的時間才有可能達到真正的穩定狀態。

整體來說，水中傳輸不論是甚麼形式的有機物，都是重要的食物來源。有機碎屑不像藻類一樣為了要適應環境的變化而有組成或是生物量改變的現象，這些有機物的特性是由流動的水體所賦予，有機碎屑反映出流域的狀況，因此必須從整體流域的尺度來看有機物的變化。拆壩改變溪流底質環境，也增加了傳輸量，但是工程的影響僅在很短的拆壩期間，工程結束後，整體溪流的流況又回復到一般流況，因此在四個測站的傳輸量都會顯示相同的趨勢變化。

本研究結果發現，拆壩的直接影響效應雖然會立即導致一號壩下游石附生藻類消失，但藻類生物量在拆壩後兩週便可回復。反觀一號壩上游測站因溯源侵蝕導致底質尚不穩定、加上米雷颱風降雨，直到拆壩半年後才恢復。然而，若以四個拆壩重點測站的趨勢比較，一號壩下游測站在拆壩後半年的藻類生物量不如其他測站明顯增加。以圖 2-5 的結果來看，拆壩前，一號壩下游的石附生藻類生物量高峰值較壩上高，但是在拆壩後至今年，壩上、下游相近。雖然近二十年來拆壩已經成為重要的環境復育議題，但是過去有關拆壩對石附生藻類影響的相關研究仍很少。目前只有兩篇研究提及拆壩在溫帶溪流中對藻類的影響 (Thomson et al. 2005, Orr et al. 2008)。此外，至今尚無有關熱帶與亞熱帶溪流拆壩如何影響石附生藻類的相關研究。Orr et al. (2008) 發現，在一座 2.5 公尺小型壩體拆除後的數週內藻類生物量會增加，但是增加的情形並未達到鄰近無建壩支流中的水準。然而在他們的研究中，是以磁磚吊掛培養藻類生長的方式，可能無法完全反映出當地拆壩後對藻類的影響程度。過去有關七家灣溪石附生藻類的研究顯示，洪水的影響往往會使藻類生物量的季節性變化不明顯 (Tsai et al. 2012, *submitted*)。林資沁與林幸助 (2011) 的藻類拓殖實驗亦顯示，繁殖場的石附生藻類可以在沒有洪水事件發生的狀況下於 22 天在野外中達到生物量的高峰。然而

颱風事件在過去七家灣溪好發於夏季 (Yu and Lin 2009), 而石附生藻類生物量可以在大約兩週後恢復至颱風發生前的水準(于, 2009), 這樣的結果也與此次一號壩拆除後, 壩下游 100 公尺測站的情形類似。

過去有關溪流石附生藻類在干擾過後回復情形的研究指出, 藻類拓殖的情形與當地溪流中藻類群集組成及底質的穩定度息息相關, 這些因素主要皆導因於流速(Steinman and McIntire 1990)。而拆壩的主要影響, 對上游而言有溯源親實作用, 對下游而言則因直接性的物理沖刷作用與上游沈積物被帶至下游的底質陳降與擾動。七家灣溪一號防砂壩拆除之後的兩個月內, 流速增加到大約 1.0 m s^{-1} 的極端流速(林幸助, 2011)。Flinders and Hart (2009)所建置的人工河道實驗顯示, 當流速大於 $>1.0 \text{ m s}^{-1}$ 才會顯著降低藻類生物量。近來相關的研究也顯示, 單以流速解釋洪水過後對藻類生物量的影響並不夠充份(Horner et al. 1990, Uehlinger 1991, Biggs 1996, Francoeur and Biggs 2006)。至於七家灣溪的石附生藻類生物量可以在短短兩週內回復, 可能是因為流速接近 1.0 m s^{-1} 時, 尚並不能完全將藻類沖刷殆盡。這是因為適應生長於高流速環境的藻層的基部細胞可以緊固基質生長。Biggs and Thomsen (1995)的研究也顯示流速接近 1.5 m s^{-1} , 時尚不能完全移除藻層固著於基質尚的的基部細胞。如此, 七家灣溪石附生藻類生物量得以在極端流速沖刷後迅速於兩週內回復。

今年四個拆壩重點測站的石附生藻類趨勢一致且葉綠素 *a* 濃度相近, 是因為六月與八月颱風大水沖刷而使藻類生物量無法大量累積。Uehlinger et al. (2003)曾報導, 洪水事件會降低藻類生物量, 但其回復情形的狀況又因洪水事件大小與頻率有關, 也因而是年間差異變大, 沒有明顯的年趨勢。武陵地區七家灣溪的石附生藻類與 Lake(2000)提出的脈衝干擾/脈衝回復模式(disturbance/pulse response model)類似, 石附生藻類生物量受洪水的影響甚大。因此在 Tsai et al. (2012, *submitted*)的研究中也提及, 沒有洪水事件干擾時, 有勝溪才會以水溫與營養鹽的因素為決定藻類生物量的重要因子。Mosisch and Bunn (1997)於亞熱帶雨林建置的實驗結果顯示, 單一高流量事件後, 藻類生物量約在 10 到 30 天

內可以回復至干擾前的水準。由七家灣溪一號壩下游 100 公尺的藻類生物量看來，拆壩事件大約也相當於過去一次七家灣溪洪水事件。反而在一號壩上游 100 公尺測站，藻類必須在溯源侵蝕效應減低、底質開始穩定之後才會回復，之後也以矽藻(葉綠素 c)為主要貢獻的藻類生物量。一號壩上游與下游 100 公尺處藻類生物量的趨勢在拆壩半年後才趨於一致。

反觀一號壩上游的觀魚台測站，由於其棲地環境水淺、植被覆蓋度較低，且不受拆壩事件干擾，因此關於台生物量可以在 2011 年大量累積，尤其是出現大量的綠藻(葉綠素 b)，而綠藻則較適應生長於低流速與高水溫、高營養鹽環境中。此外，下游的繁殖場測站並未受拆壩影響，其葉綠素 b 濃度在 2011 年顯著高於往年、葉綠素 c 濃度也於拆壩後下半年增加，可見繁殖場測站的棲地環境在沒有洪水事件的 2011 年並無直接受拆壩所影響。

由石附生藻類回復力的結果發現細曲殼藻屬為一號壩上、下游於拆壩前後都會存在的優勢矽藻，也是對洪水干擾耐受性較高的矽藻屬。在過去 Yu and Lin (2009)的研究中指出細曲殼藻屬是武陵地區七家灣溪主要的優勢藻類。由於細曲殼藻屬可以緊貼固著於基質尚，也為過去溪流相關研究中干擾後的資源耐受性藻種(resource-stressed species, Steinman and McIntire 1990)。Townsend and Hildrew (1994)也曾指出平貼附著型的矽藻生活型為附生藻類拓殖時競爭初期快速生長型的優勢藻種。由於七家灣溪為亞熱帶高山溪流，其特性主要為高流速的流況環境與頻受東北季風所干擾(Chiu et al. 2008)，此一現象也解釋為何細曲殼藻屬為七家灣溪主要的優勢矽藻。

另一方面，膠柄著生型矽藻也為七家灣溪的優勢矽藻生活型之一。由本研究一號壩上游與下游 100 公尺兩測站的結果可以發現，膠柄著生型矽藻與細曲殼藻屬彼此呈現消長的情形。這樣的狀況在過去一樣受洪水干擾的 Punt dal Gall 水庫情況相似(Uehlinger et al. 2003)。他們的研究結果發現，在第一次洪水發生過後，與七家灣溪優勢矽藻種相同的 *Achnanthydium biasolettianum* (蘇, 2009) 的相對豐度由原本的 > 60% 降至 20%; 而膠柄著生型的 *Gomphonema angustum*

由原本的 9% 增加為 49%。然而在早期研究發現，膠柄著生型藻類在溫帶溪流中被認為是干擾後藻類重新生長拓殖至中期的二期演替藻群(Steinman and McIntire 1990, Peterson and Stevenson 1992)，但是也有學者指出膠柄著生型中的異極藻屬為高流速耐受型藻類，主要是因為能夠以膠柄緊密固著於基質的緣故(Kociolek and Spaulding 2003)。Schneck et al. (2011)的研究則發現異極藻屬可以在平滑的基質上重新拓殖並快速生長。而在本研究中，膠柄生活型的主要優勢矽藻是異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)，其膠柄較短(較橋彎藻屬與異極藻屬短)，更不易受水流沖刷而脫落，且在拆壩後的一號壩下游 100 公尺測站大量出現。膠柄著生型矽藻除了以膠柄固著基質生長之外，由於膠質柄能容易在洪水沖刷後於石塊細縫中留存貼附，因此也可能解釋為何於拆壩後，其相對豐度可於壩下游增加。當流速可以把所有藻類沖刷殆盡時(包括耐高流速的細曲殼藻屬)，能留存於棲地中的藻種便會成為演替中優勢的角色。同時，蘇(2009)於七家灣溪的研究也發現異橋彎藻確實為瀨區耐高流速的優勢矽藻之一。O'Driscoll et al. (2012)的研究發現，石附生藻類受到洪水事件的影響之後會轉變為細曲殼藻、異極藻與異橋彎藻為優勢，與本計畫結果類似。此外他們的研究也指出，營養輸入不會造成藻種改變的原因是因為洪水造成的沖刷逆境，因此反而以導電度與酸鹼度為決定矽藻群集組成的主因。過去 Jowett and Biggs (1997)所發表的文獻中指出卵形藻屬與異橋彎藻可以在 $60-90 \text{ cm s}^{-1}$ 的高流速中生長，而 Soinenen (2004)也發現卵形藻與異橋彎藻在 1.0 m s^{-1} 的高流速中為優勢，而前提是溪水必須清澈而非濁度高的環境。至於此次一號壩拆除後，卵形藻的出現並非優勢，主要是因為卵形藻亦喜好附著於絲狀藻類表面，而且缺乏膠柄的構造，在拆壩之後極端水文與物理擾動的狀況下反而不如異橋彎藻有生存優勢。因此也再次反應為何拆壩後短膠柄型的異橋彎藻在壩下會成為一個月內的優勢矽藻。

回復力較差的矽藻種類中的移動型矽藻一般較喜好生長於粒徑較小的基質，如泥沙淤積的環境之中。本研究結果發現，拆壩後 12 天，移動型矽藻只於一號壩下游 100 公尺出現，且之後在米雷颱風後無法維持其相對豐度。這樣的

結果顯示，由上游帶至一號壩下游 100 公尺處的泥砂，使移動型藻類的相對豐度稍微增加，可是其原本就比較不耐高流速與降雨的影響，移動型藻類並無法成為優勢砂藻。此外，高流速的七家灣溪也是細顆粒的泥砂無法持續堆積在瀨的棲地中。而去年 WLTER 計畫中，王筱雯(2011)指出，拆壩後增加濁度的情況只維持一天左右，而且砂石並不會持續堆積在一號壩下游 100 公尺，反而會被高流速移除。因此，下游短暫移動型砂藻增加的狀況也有可能是一號壩上游原本生長在攔沙壩砂石底質中的種類。

本研究於分析石附生藻類群集時，將軟藻(soft algae)與砂藻分開討論，這是因為軟藻的結構與重要性在溪流藻類的研究中逐漸被重視。而軟藻又為大型肉眼可辨別之綠藻或絲狀藍綠菌，其生物體積與相對豐度必須與屬於微藻的砂藻分開。絲狀綠藻的結果顯示，一號壩上游 100 公尺在拆壩後的八月與十二月時軟絲藻的相對豐度增加。Tate et al. (1995)曾以放射性磷標定的方法發現，軟絲藻(*Ulothrix* sp.)可以快速吸收並利用水體中的磷酸鹽。此一現象可能可以解釋 2011 年拆壩後一號壩上游 100 公尺處軟絲藻增加的原因，而本研究子計畫去年的水質監測結果(官文惠，2011)也發現此兩個月份水中磷酸鹽濃度有提升的情形。過去在武陵七家灣溪並無特別報導過軟絲藻，而過去軟絲藻生長特性是相較於剛毛藻等喜好水溫較高的種類而言較適合在水溫較低的溪流中，且好發於秋季。也有學者指出秋天落葉分解會增加水中腐質酸，可以促使軟絲藻大量生長(Lokuhewage 2011)。另一方面，Wellnitz and Poff (2006)的在人工河道中的實驗顯示軟絲藻適應的流速是 $15-20 \text{ cm s}^{-1}$ 左右，這樣的流速又比七家灣溪來的緩慢許多，因此較有可能解釋軟絲藻生長的原因可能是磷酸鹽濃度升高的緣故。然而一號壩上游 100 公尺測站的葉綠素 *b* 濃度並無明顯反應出綠藻增加的情況，此乃因為軟藻在一號壩上游原本就不多，只是因為軟絲藻在綠藻與藍綠菌中的相對豐度較高的緣故。

原本一號壩上游 100 公尺並無藍綠菌，而拆壩後藍綠菌的相對豐度增加，約於三個月後消失。一號壩下游 100 公尺則是拆壩前後皆有藍綠菌出現，尤其拆

壩一個月後絲狀藍綠菌相對豐度增加且高於一號壩上游。七家灣溪的優勢絲狀藍綠菌主要都屬於顫藻科(Oscillatorioidae)。其中的鞘絲藻屬(*Lyngbya*)可以基部細胞緊密固著基質表面形成短叢狀構造，因此也被指出是七家灣溪洪水過後的先驅物種(Yu and Lin 2009)。此外，對於藻食性水棲昆蟲的蜉蝣與石蠶而言，藍綠菌並不是良好的食物來源，也不利於作為棲所(Quinn and Hickey 1990, Suren 2005)。此外，藍綠菌也會產生並釋放某些二次代謝產物進而降低水棲昆蟲的生殖能力(Leflaive and Ten-Hage 2007)，並不利於水棲昆蟲消化(Allan 1995)。然而，拆壩後藍綠菌相對豐度增加的情形並不會對水棲昆蟲攝食造成太大的影響，因為藍綠菌大量生長於流速緩慢的環境中，才會導致藻類相單一化，而限制水棲昆蟲的攝食資源(Suren and Riis 2010)。在高流速的七家灣溪，藻類在拆壩後的回復情形還是以過去優勢的細曲殼藻屬與膠柄著生型矽藻為優勢，主要藻種的改變也僅限於回復力較差的矽藻，因此不致於影響捕食藻類的水棲昆蟲。

總而言之，拆壩對七家灣溪一號壩下游石附生藻類生物量的影響大約只有兩週。一號壩上游 100 公尺處則因溯源侵蝕與降雨，大約拆壩後半年後藻類開始大量生長且趨勢與觀魚台一致。繁殖場測站較不受拆壩影響，趨勢同樣與觀魚台一致。2012 年四個拆壩重點測站的石附生藻類生物量的值皆相近，可見石附生藻類生物量受降雨洪水事件會比拆壩的影響更明顯。在石附生藻類群集組成部分，優勢藻類於一號壩上、下游 100 公尺兩測站在拆壩後一個月趨勢一致，且都以過去生長於瀨區主要矽藻中的細曲殼藻屬與膠柄著生型為優勢。此外，由五年監測的結果可發現，除了高山溪的石附生藻類年趨勢較為穩定之外，降雨與颱風頻度對武陵地區石附生藻類扮演決定性角色。

五、結論與建議

(一) 結論

五年的長期監測的結果顯示，七家灣溪主流三測站的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量逐漸攀升，皆於 2011 年達到最高。然而 2012 年六月的泰利颱風與八月的蘇拉颱風大量降雨導致七家灣溪主流測站的藻類銳減，但二號壩測站在 2012 年的春天出現歷年最高值的 91.1 mg m^{-2} ，高於往年藻類生物量高峰值約一倍。支流的部份顯示，高山溪五年來的石附生藻類生物量並無增加趨勢。桃山西溪的藻類生物量於 2011 年略高於往年但 2012 年與往年相近。此外，今年有勝溪的葉綠素 *a* 生物量在春季達到 186.5 mg m^{-2} ，為五年間春季最高值，隨後因六月份與八月份颱風降雨導致夏季藻類生物量大致低於往年。司界蘭溪的石附生藻類大致上趨勢與七家灣溪類似，葉綠素 *a* 濃度都呈現逐漸攀升的趨勢，下游明顯比上游高，在今年二月達到歷年高峰。由五年監測的結果可發現，除了高山溪的石附生藻類年趨勢較為穩定之外，降雨與颱風頻度對武陵地區石附生藻類扮演決定性角色。

粗顆粒有機物(CPOM)的傳輸量主要受到季節性降雨影響，在拆壩四個重點測站有相同的傳輸量趨勢。總懸浮物質在拆壩四個重點測站有相同的濃度趨勢，但是可以進一步從當中所含有機物比例，看出較大季節性降雨後溪流因為拆壩後河川作用的影響。不論是溪流中傳輸的粗顆粒有機物以及總懸浮物質，或是蓄存在底質的細顆粒有機物，雖然靠近壩體的測站會有部分影響，但是整體來說，季節性降雨還是主要影響溪流有機物傳輸量或是蓄存量的重要因子。

拆壩對七家灣溪一號壩下游石附生藻類生物量的影響大約只有兩週。一號壩上游 100 公尺處則因溯源侵蝕與降雨，大約拆壩後半年後藻類開始大量生長且趨勢與觀魚台一致。繁殖場測站較不受拆壩影響，趨勢同樣與觀魚台一致。2012 年四個拆壩重點測站的石附生藻類生物量的值皆相近，可見石附生藻類生物量受降雨洪水事件會比拆壩的影響更明顯。優勢藻類於一號壩上、下游 100

公尺兩測站在拆壩後一個月趨勢一致，且都以過去生長於瀨區主要矽藻中的細曲殼藻屬(*Achnantheidium* spp.)與膠柄著生型(stalked diatoms)為優勢。

(二) 建議

立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處。

1. 2011 年拆壩至今，石附生藻類生物量受拆壩的影響的回復時間約兩週。然而以季節性變化而言，藻類生物量在壩下游經過約半年才恢復，此一情況與降雨息息相關。因此拆壩時間點的選擇與雨季的配合是很重要的。拆壩一個月後，石附生藻類生物量在一號壩上游 100 公尺因溯源侵蝕所受干擾大於一號壩下游，因此壩上游溪岸底質穩定度也可作為拆壩考量之一。

長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：農委會林務局保育組、台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、南投林區管理處。

1. 拆壩是河川復育工程上很難得的經驗，配合上長期生態的監測資料，可為未來類似工程進行生態調查時建立監測的標準作業程序，建議可將拆壩過程與生態監測作業流程集結成書，以為河川復育工程樹立良好之典範。
2. 一號壩上游到觀魚台之間的藻類會在沒有颱風洪水的時候大量生長，與水體營養鹽濃度有關，水體硝酸鹽濃度的提升，會導致藻類大量繁生，當水溫升高時，藻類累積的現象更明顯，因此必須長期控管武陵茶園的硝酸鹽排放量。

六、參考文獻

- 于淑芬，2008。武陵地區水生昆蟲對石附生藻影響之研究。國立中興大學生命科學系，博士論文。
- 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。
- 呂光洋，2002。雪霸國家公園兩生爬蟲類調查研究—武陵地區。內政部營建署雪霸國家公園管理處九十一年度研究報告。
- 汪靜明，1994。子遺的國寶—臺灣鈎吻鮭專集。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 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。
- 林資沁、林幸助，2011。武陵地區七家灣溪石附生藻類之拓殖。國家公園學報，第二十一卷第二期。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2010。武陵地區生態系長期監測與研究—成果報告。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 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、葉昭憲、官文惠、王筱雯、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、林鶯熹、吳聲海、曾晴賢、孫元勳，2012。武陵地區溪流生態系復育監測與研究，期中報告。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林曜松、楊平世、黃國靖、謝森和，1987。武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究。行政院農業委員會林業特刊第 13 號。57-78 頁。
- 袁孝維，1995。武陵地區登山步道沿線野生動物景觀資源調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

曾晴賢、楊正雄，2001a。復育放流與攔砂壩拆除對於七家灣溪櫻花鈎吻鮭族群的影響。雪霸國家公園委託研究計劃。

曾晴賢、楊正雄，2001b。櫻花鈎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九十年度研究報告。

葉昭憲，2007。七家灣溪壩體改善研究評估，逢甲大學水利工程學系。

葉昭憲，2008。七家灣溪一號防砂壩壩體改善之試驗研究，逢甲大學水利工程與資源保育學系。

雪霸國家公園管理處，2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計劃總檢討。

蘇美如，2009。武陵地區溪流潭、流及瀨之石附生矽藻生物量及群集結構分析。國立中興大學生命科學系，碩士論文。

Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Bellinger, E.G., and Sigeo, D.C. 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. Wiley John and Sons, Inc., Oxford.

Biggs, B.J.F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. In: *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. (Eds. R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe), pp. 31–56. Academic press, San Diego.

Biggs, B.J.F. and Stokseth, S. 1996. Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regul. River* 12, 251-261.

Biggs, B. J. F. and H. A. Thomsen. 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbation in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *Journal of Phycology* 31, 233–241.

Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M., and Marty, J. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient

- of stream trophy. *Hydrobiologia* 354,101-110.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yeh, C.H. and Yang, C.H. 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. *Zoological Studies* 47, 25–36.
- Entwisle, T.J., Sonneman, J.A., and Lewis, S.H. 1997. *Freshwater Algae in Australia: A Guide to Conspicuous Genera*. Sainty & Associates, Sydney.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 1998. *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. ISBN-0-934213-59-3.
- Flinders, C. A. and D. D. Hart. 2009. Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River Research and Applications* 25, 1320–1330.
- Francoeur, S.N. and Biggs, B.J F. 2006. Short term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia* 561, 59–69.
- Grant, G. and Bromley, C. 2007. Geomorphic responses to dam removal: New insights from flume and field experiments. ESA/SER Joint Meeting, August 5-10. San Jose McEnery Convention Center, San Jose, California.
- Hart, D., Johnson, T., Bushaw-Newton, K., Horwitz R., Bednarek, A., Charles, D., Kreeger, D., and Velinsky, D. 2002. Dam Removal: Challenges and Opportunities for Ecological Research and River Restoration. *BioScience* 52, 669–681.
- Horner, R. R., E. B. Welch, M. R. Seeley and J. M. Jacoby. 1990. Responses of periphyton to change in current velocity, suspended sediment and

- phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24, 215–232.
- Jeffrey, S.W., and Humphrey, G.F. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2, *Biochem. Physiol. Pflanz.* 167, 194–204.
- Jowett, I.G., J. Richardson, B.J.F. Biggs, C.W. Hickey and J.M. Quinn. 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium* spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25, 187–199.
- Kelly, M. 2000. Identification of common benthic diatoms in rivers. *Field Studies* 9, 583–700.
- Kociolek, J. P. and S. A. Spaulding. 2003. Eunotioid and asymmetrical naviculoid diatoms. Pages 655–668 in J. D. Wehr and Sheath R. G. (editors). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier, San Diego, CA.
- Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 573–592.
- Legendre, P. and Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Leflaive, J. and Ten-Hage L. 2007. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology* 52, 199–214.
- Lokuhewage A.U.M. 2011. Response of green alga *Ulothrix zonata* to nitrogen and humic substances. *Int. J. Plant Physiol. Biochem.* 3, 143–149.
- Mosisch, T. D. and S. E. Bunn. 1997. Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany* 58, 181–193.

- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L., and Stanley, E.H. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in coldwater stream. *River. Res. Applic.* 24, 804-822.
- Peterson, C. G. and R. J. Stevenson. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecology* 73, 1445–1461.
- Quinn, J. M. and C. W. Hickey. 1990. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental conditions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24, 387–409.
- Round, F.E., Crawford, R.M., and Mann. D.G. 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Schneck, F., A. Schwarzbald and A. S. Melo. 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *Journal of the North American Benthological Society* 30:1049–1056.
- Schneck, F. and Melo, A.S. 2012. Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. *Freshwater Biol.* 57, 1678–1688.
- Soininen, J. 2004. Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology* 38, 495–501.
- Steinman, A.D. and McIntire C.D. 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14, 589–604.
- Suren, A.M. 2005. Effects of deposited sediment on patch selection by two grazing stream invertebrates. *Hydrobiologia* 549, 205–218.

- Suren, A.M. and Riis T. 2010. The effects of plant growth on stream invertebrate communities during low flow: a conceptual model. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 711–724.
- Tate, C.M., Broshears, R.E. and McKnight, D.M. 1995. Phosphate dynamics in an acidic mountain stream: Interactions involving algal uptake, sorption by iron oxide, and photoreduction. *Limnol. Oceanogr.* 40, 938-946.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L., and Winter, D.M. 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 192–207.
- Townsend, C. R. and A. G. Hildrew. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31, 265–275.
- Tsai, J. W., Z. Y. Wu, M. H. Kuo and H. J. Lin. 2012. Effects of storm-induced spates on seasonal dynamics of epilithic algae abundance in landscape-specific subtropic alpine streams. *Hydrobiologia* (submitted).
- Tsao, E.H.S. 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked Salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). PhD. Dissertation of Colorado State University. Fort Collins, Colorado, USA. 213pp.
- Uehlinger, U. 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a Prealpine River (Necker, Switzerland). *Arch. Hydrobiol.* 123, 219-237.
- Uehlinger, U., B. Kawecka and C. T. Robinson. 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquatic Sciences* 65, 199–209.
- Wang, C.M.J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. PhD Thesis, Department

of Animal Ecology, Iowa State University. 138pp.

Wellnitz T. and Poff N.L. 2006. Herbivory, current velocity and algal regrowth: how does periphyton grow when the grazers have gone? *Freshwater Biol* 51, 2114–2123.

Yu, S. F. and H. J. Lin. 2009. Effects of agriculture on the abundance and community structure of epilithic algae in mountain streams of subtropical Taiwan. *Botanical Studies* 50, 73–87.

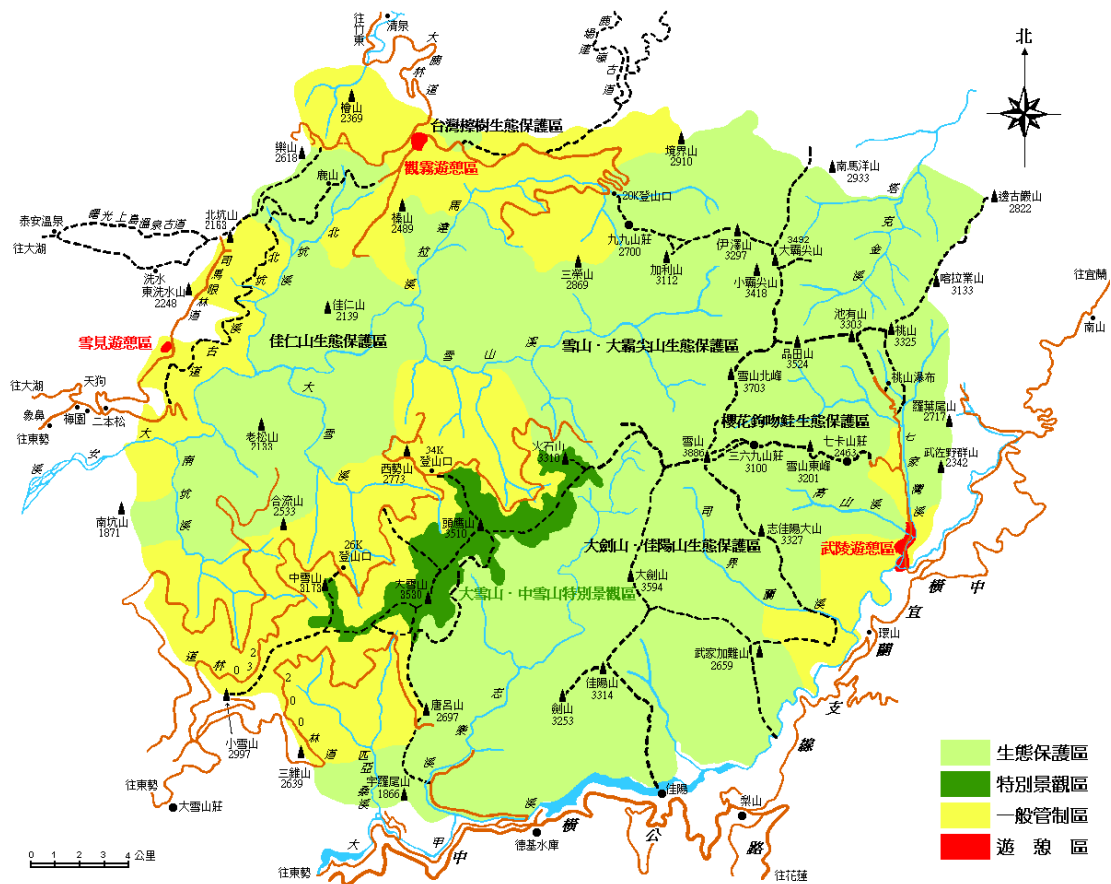


圖 2-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)

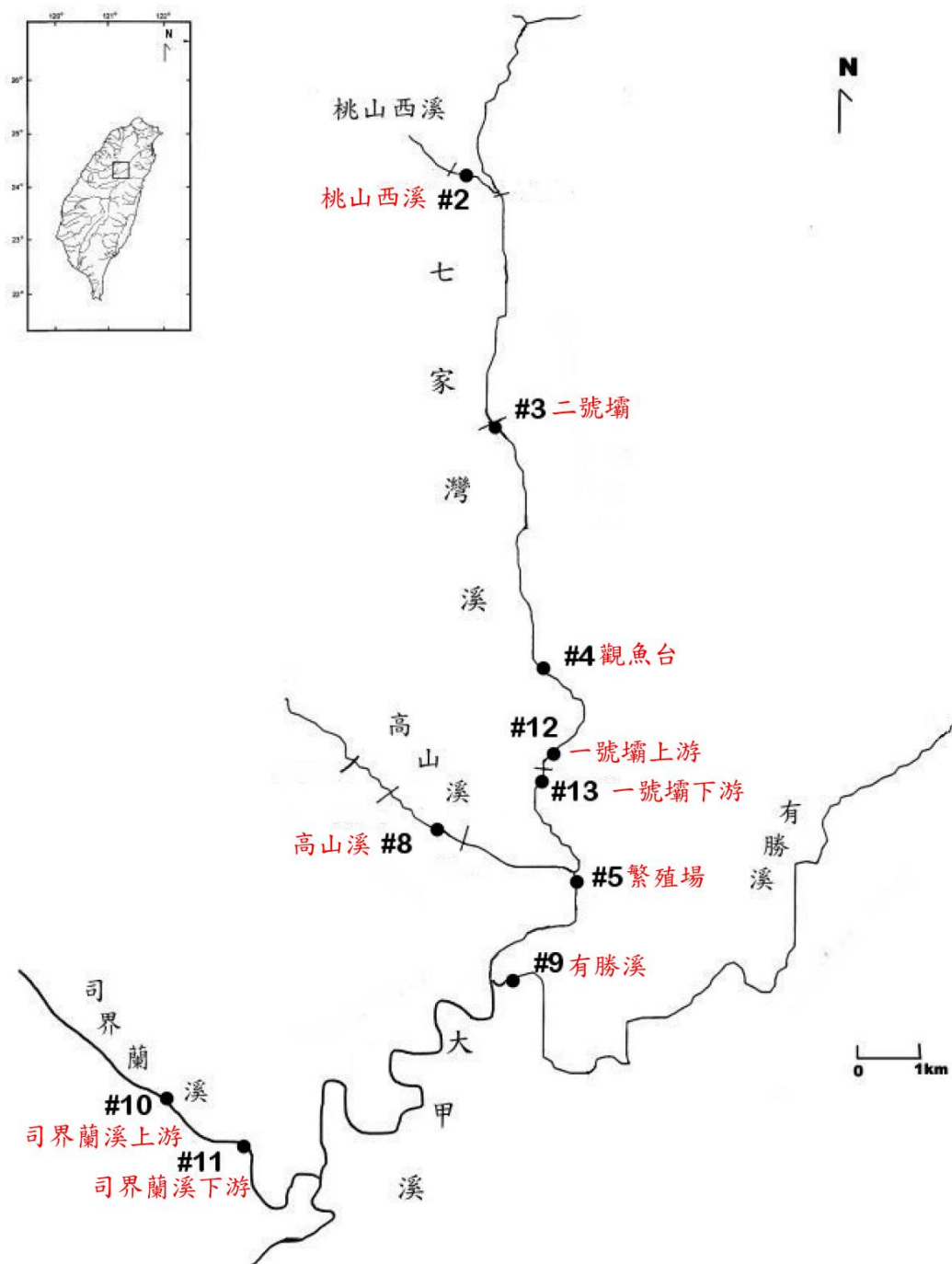


圖 2-2 共同樣站相對位置圖

(資料來源：本研究資料)

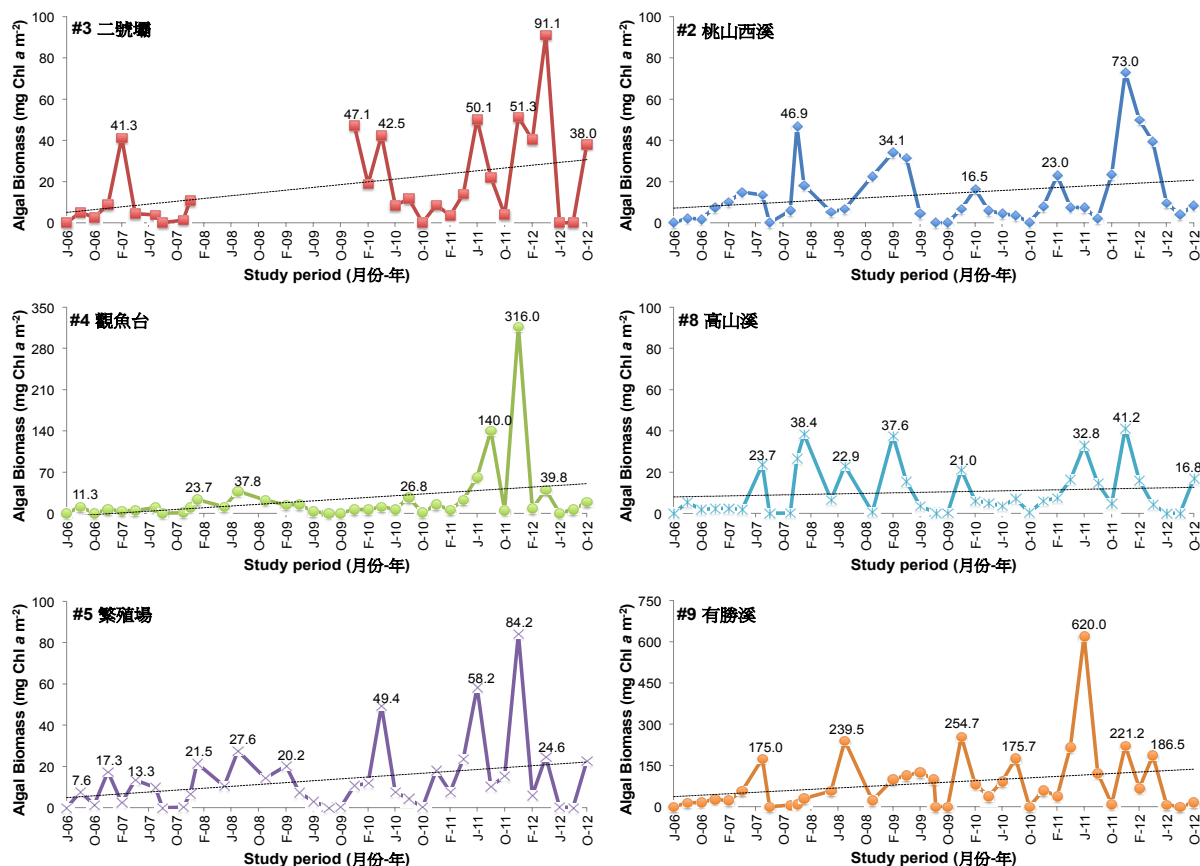


圖 2-3. 2006 年六月至 2012 年十月，七家灣溪(測站#3、#4、#5)與支流(測站#2、#3、#9)之歷年瀨區石附生藻類生物量曲線圖。虛線代表五年間藻類生物量的趨勢線，藻類生物量高峰值標示於圖中。

(資料來源：本研究資料)

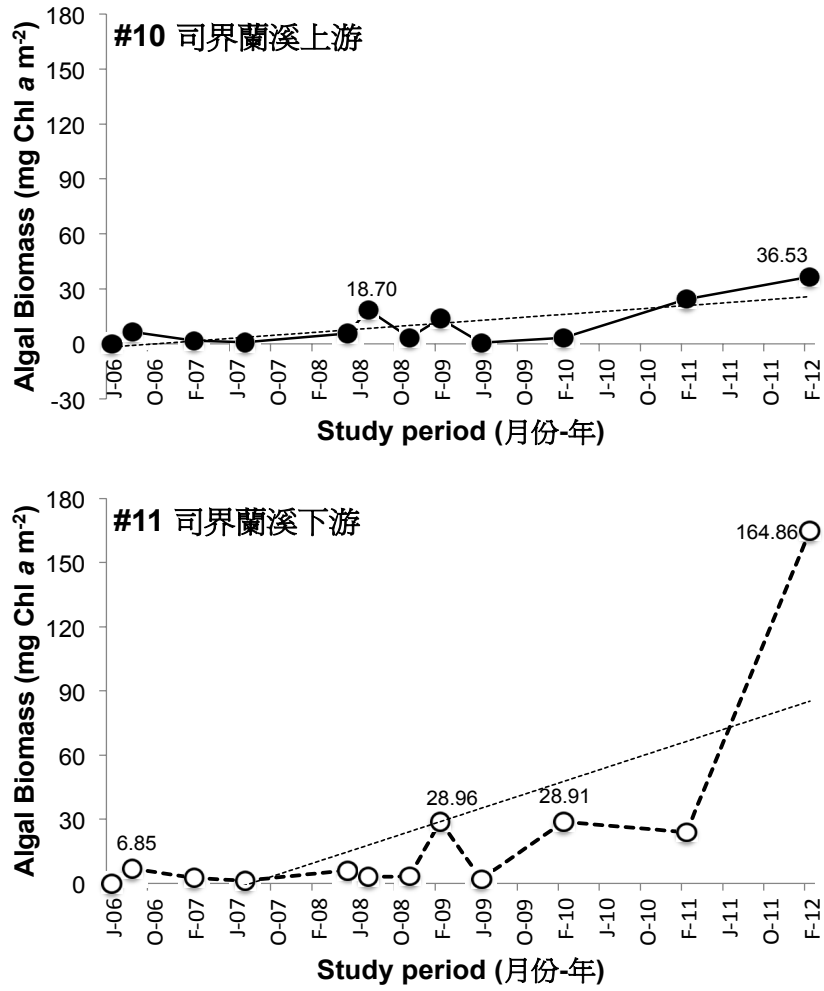


圖 2-4. 2006 年六月至 2012 年二月間，司界蘭溪瀨區石附生藻類生物量曲線圖。虛線代表五年間藻類生物量的趨勢線，藻類生物量高峰值標示於圖中。

(資料來源：本研究資料)

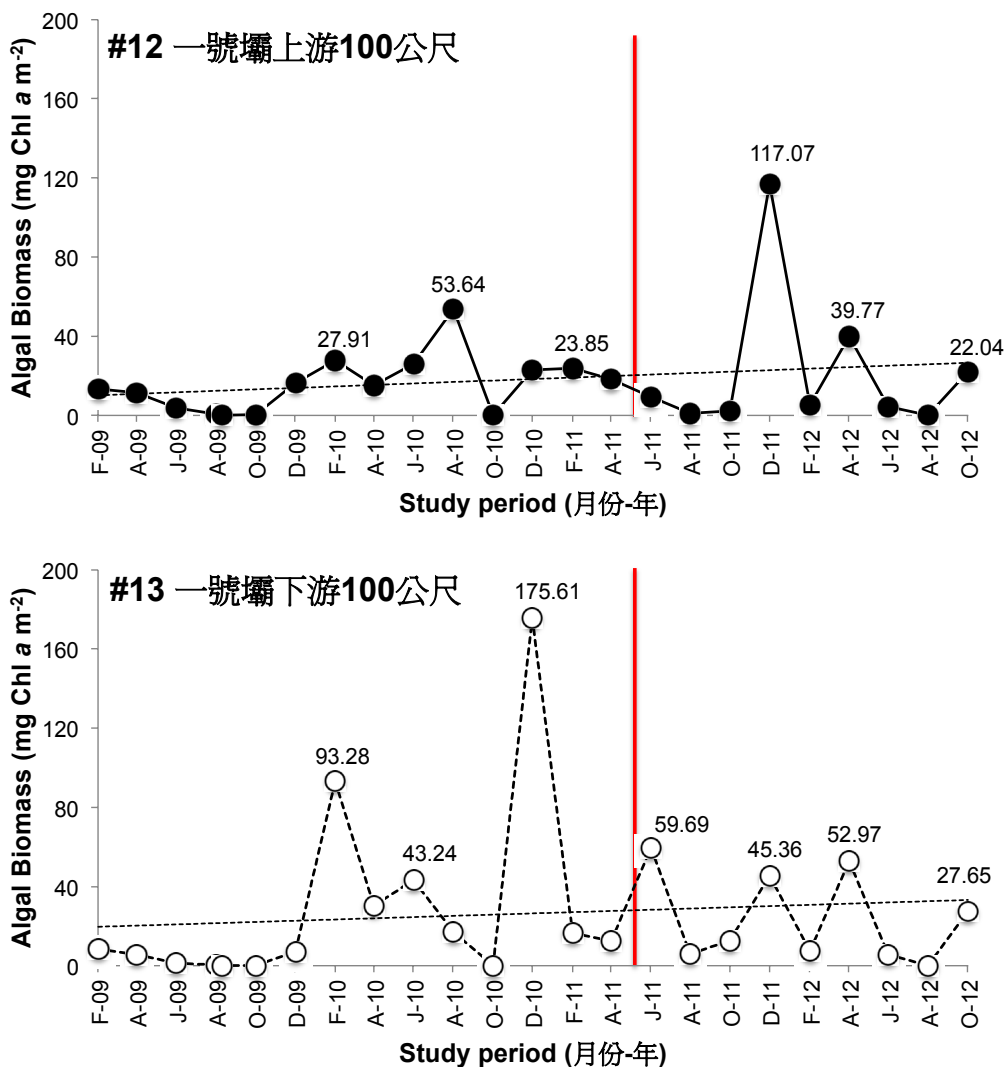


圖 2-5. 一號壩上、下游歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖 (2009 年二月至 2012 年十月瀨區石附生藻生物量)。虛線代表三年間藻類生物量的趨勢線，藻類生物量高峰值標示於圖中，縱向實線代表拆壩時間。

(資料來源：本研究資料)

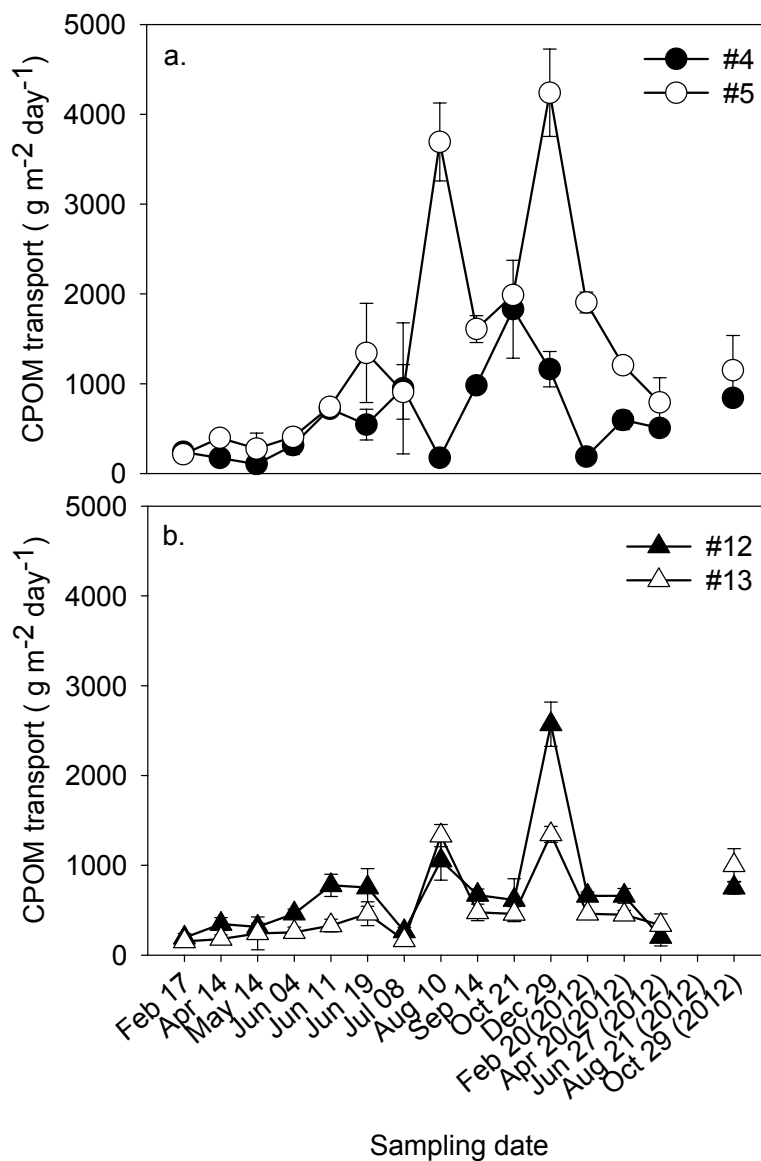


圖 2-6. 七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)粗顆粒有機物(coarse particulate organic matter ; CPOM)傳輸量。

(資料來源：本研究資料)

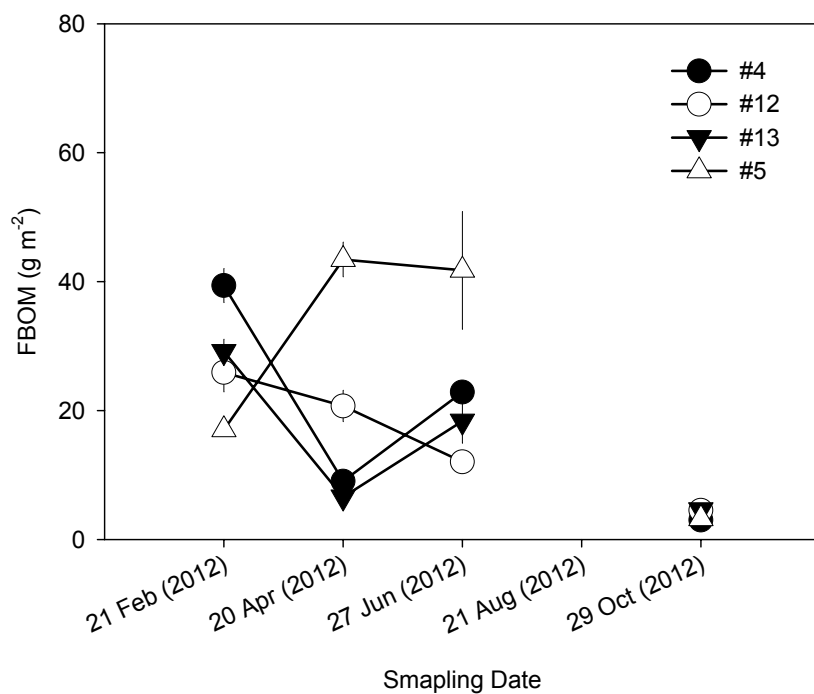


圖 2-7. 七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)粒底層細顆有機物(fine benthic organic matter ; FBOM)蓄存量。

(資料來源：本研究資料)

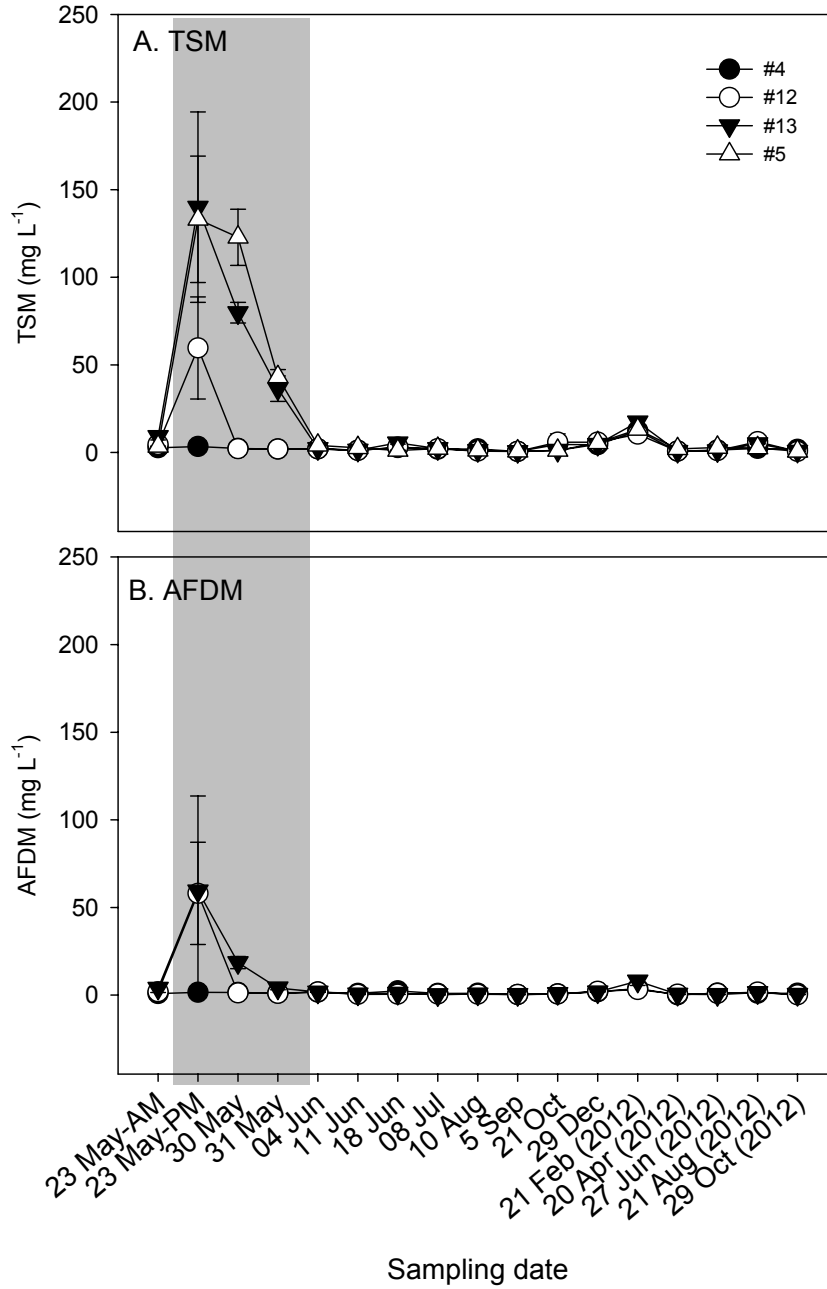


圖 2-8. 七家灣溪拆壩重點測站(#4、#12、#13、#5)。a.總懸浮物質(total suspended matter ; TSM)。b.有機物無灰乾重(ash-free dry mass ; AFDM)。

(資料來源：本研究資料)

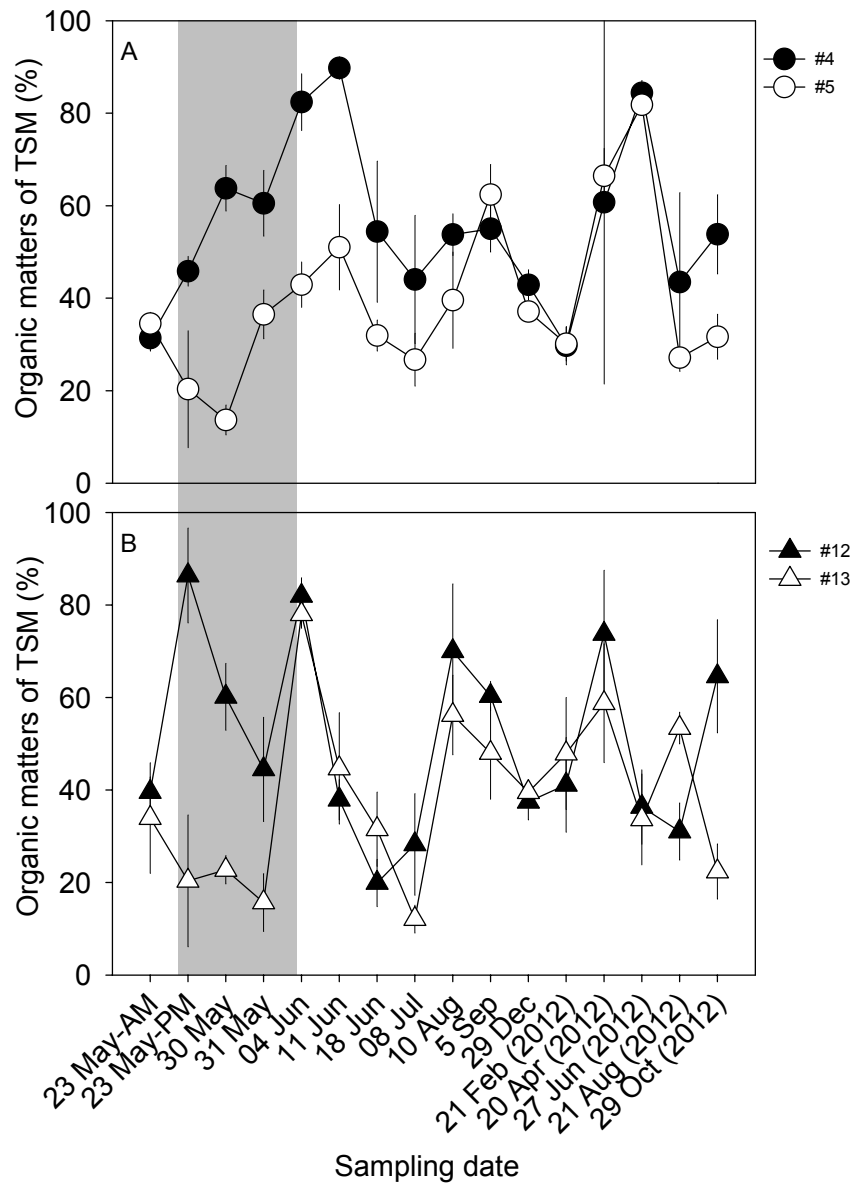


圖 2-9. 七家灣溪(a.) #4 以及#5 測站；(b.) #12 以及#13 測站總懸浮物質中所含
有機物比例。
(資料來源：本研究資料)

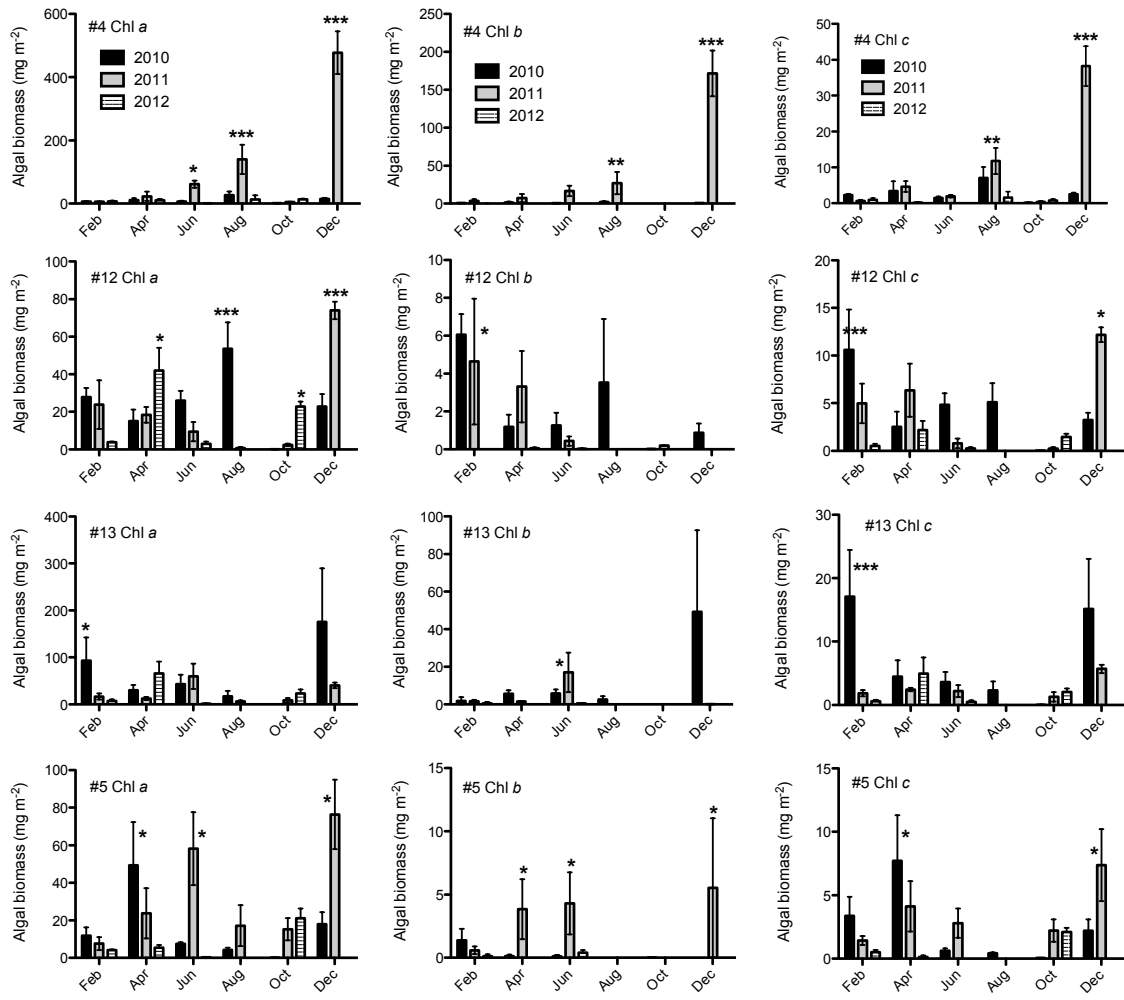


圖 2-10. 2010~2012 年，拆壩重點四測站之石附生藻類單位葉綠素 a、b、c 月變化柱狀圖。星號標示為事後檢定之顯著水準(* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)。

(資料來源：本研究資料)

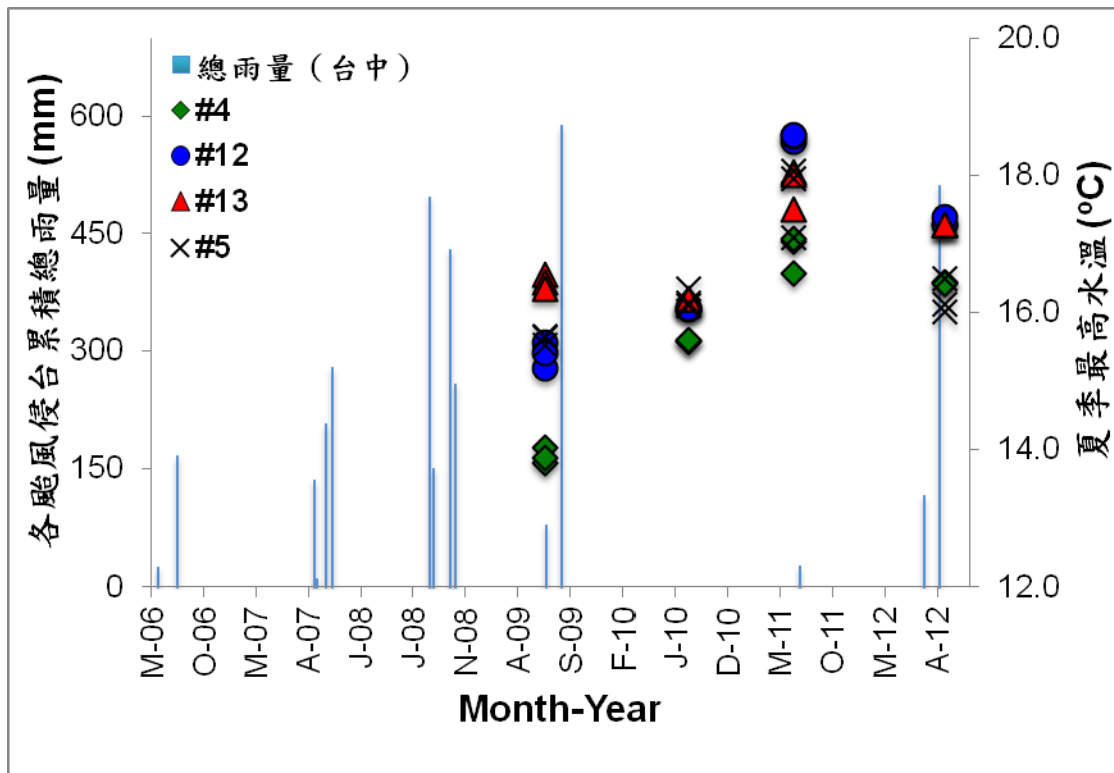


圖 2-11. 2006 年至 2012 年間，主要影響武陵地區之颱風總雨量柱狀圖與 2009 年至 2012 年間，拆壩重點測站之夏季最高水溫分布情形。

(資料來源：颱風總雨量數據由“臺灣颱風分析與預報輔助系統(觀測站：台中)”取得所繪製(<http://photino.cwb.gov.tw/tyweb/mainpage.htm>)，水溫為本研究資料)

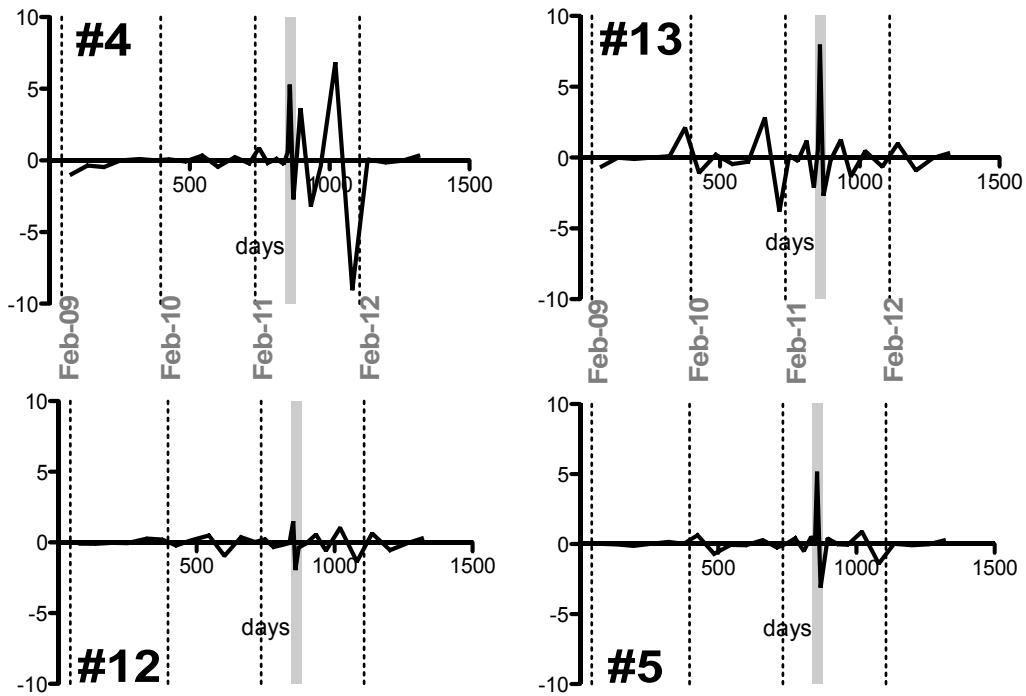


圖 2-12. 2009 至 2012 年拆壩重點測站石附生藻類之一階導數檢定。灰色陰影為拆壩期間。縱向直線代表每年的二月。縱軸為石附生藻類生物量的日變化量(單位： $\text{mg Chl a m}^{-2} \text{d}^{-1}$)。

(資料來源：本研究資料)

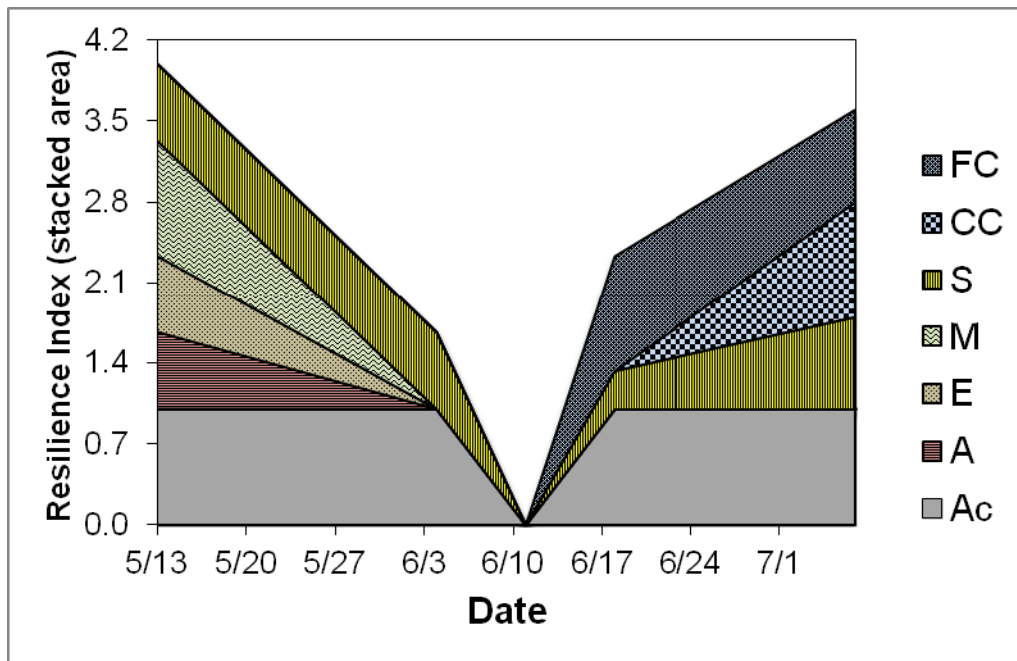


圖 2-13. 拆壩前、後一個月內，一號壩上、下游(測站#12 與測站#13)之石附生藻類的恢復力(resilience, Sorenson Index)。FC：絲狀藍綠菌，CC：球狀藍綠菌，S：膠柄著生型矽藻，M：移動型矽藻，E：直立型矽藻，A：平貼附著型矽藻，Ac：細曲殼藻屬矽藻(*Achnanthes* spp.)

(資料來源：本研究資料)

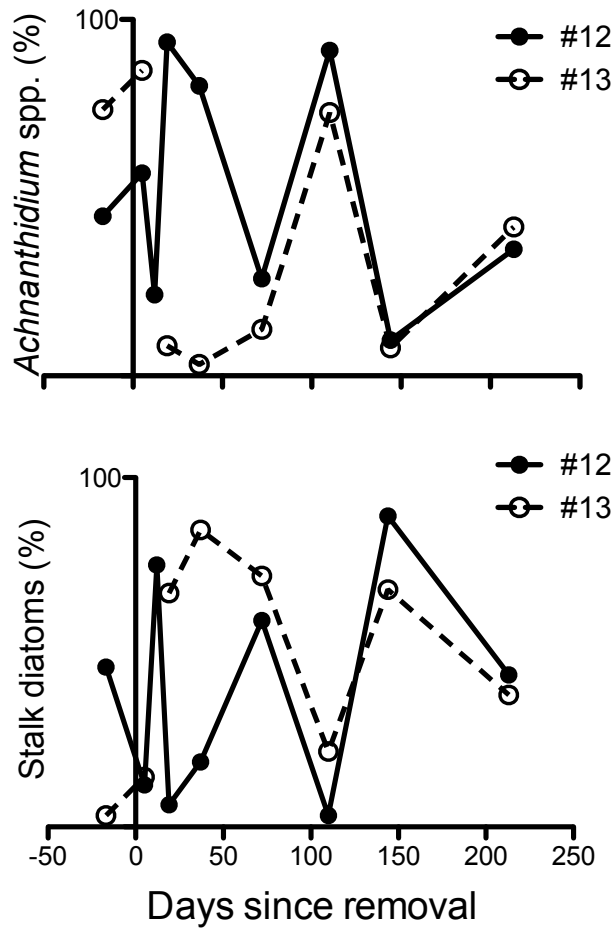


圖 2-14. 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)之細曲殼藻屬(*Achnanthyidium* spp.)與膠柄著生型矽藻相對豐度變化曲線圖。
(資料來源：本研究資料)

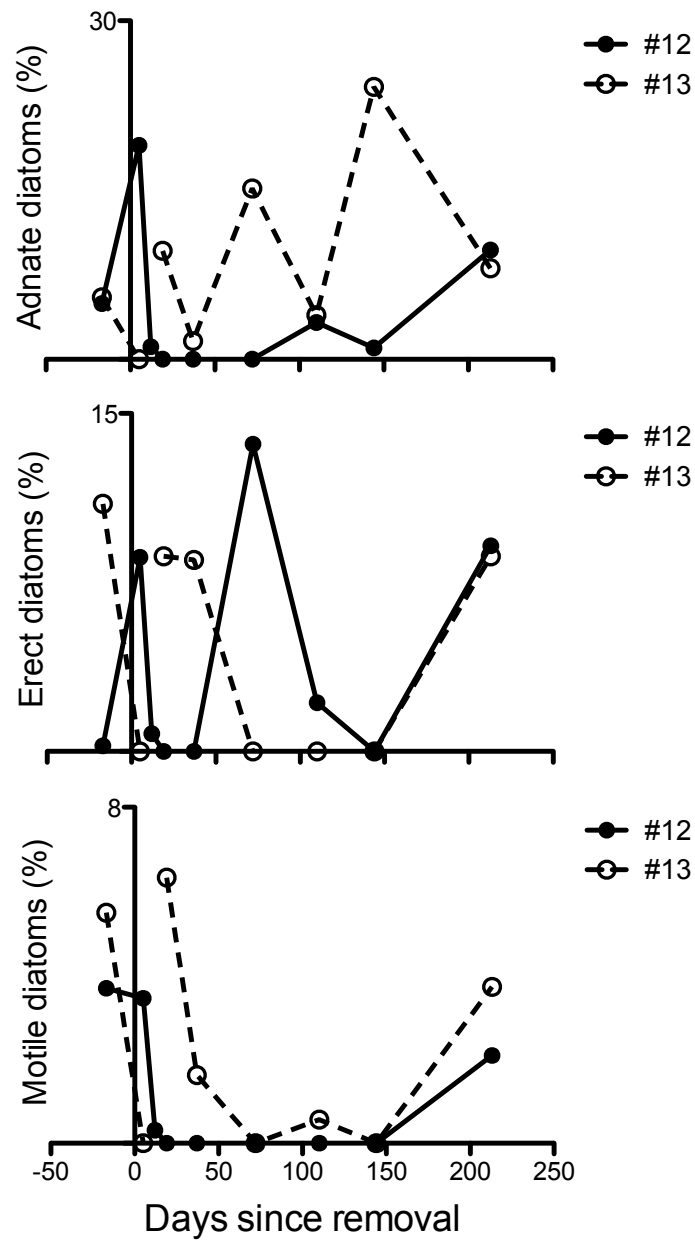


圖 2-15. 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)之平貼著生、直立著生與移動型矽藻之相對豐度變化曲線圖。

(資料來源：本研究資料)

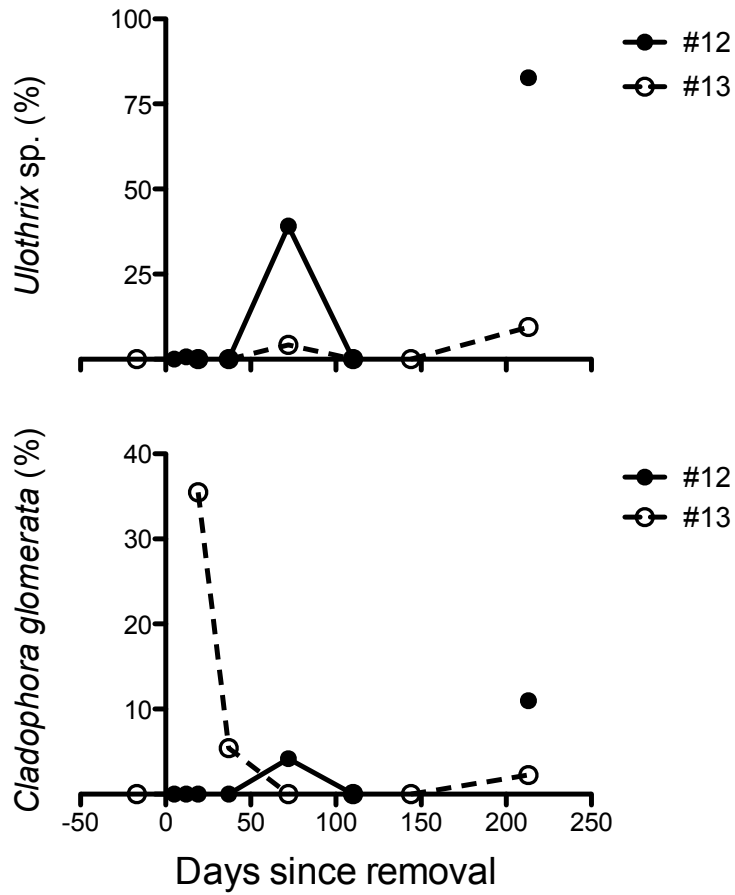


圖 2-16. 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)絲狀綠藻相對豐度變化曲線圖。絲狀藻主要優勢種類為軟絲藻 (*Ulothrix* sp.)與剛毛藻(*Cladophora glomerata*)。

(資料來源：本研究資料)

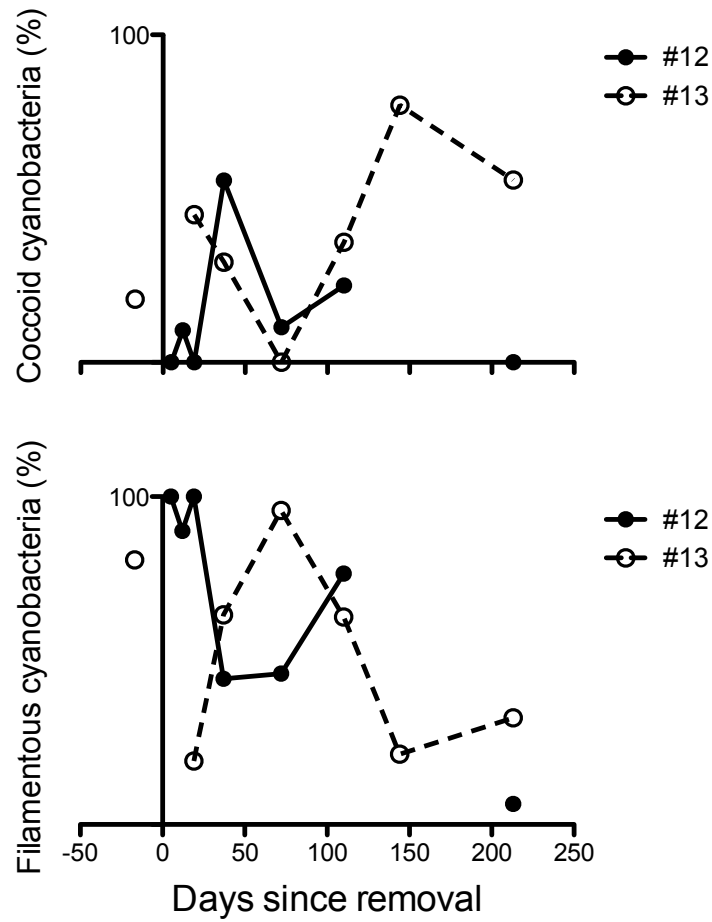


圖 2-17. 2011 年拆壩前後，一號壩上游 100 公尺(測站#12)與一號壩下游 100 公尺(測站#13)藍綠菌相對豐度變化曲線圖。
 藍綠藻主要分為球狀藍綠菌與絲狀藍綠菌。
 (資料來源：本研究資料)

第三章 物理棲地研究

葉昭憲、李峻賢

逢甲大學水利工程與資源保育學系

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、高山溪、防砂壩改善、河道演變、棲地組成

- 一、**研究緣起**：為瞭解武陵地區長期生態系統之互動關係，並配合群體計畫之需求，本計畫追蹤高山溪四座防砂壩與七家灣溪一號壩壩體改善工程後以及七家灣溪全河道之河道演變，並對數年來所設置十一處生態共同採樣區及高山溪進行河道之縱、橫斷面測量，以及物理棲地組成調查與空間分佈分析。
- 二、**研究方法及過程**：本年度計畫沿用過去實施多年之河道斷面測量及物理棲地調查方法。
- 三、**重要發現**：101年調查結果顯示高山溪河道呈現沖淤互現之情況，二號壩址與一號壩下之殘材壩，在人為進行裁切作業後，其壩體已被沖毀因而無河道高程落差之情形，然而高山溪二號壩與下游河道依舊存在約2.5公尺的高低差。對七家灣溪全河道進行調查發現斷面經過八月颱風事件有出現沖淤互現的現象。各共同樣區測站之物理棲地與底質類型調查結果，除一號壩上下游外，其餘測站與過去調查成果皆有些變化，評估與今年強烈暴雨事件有關。而一號壩體改善之持續調查顯示，在夏季雨季過後，觀魚台並無顯著變化；一號壩上游及下游因颱風事件，高程、棲地及底質皆有劇烈變動，上、下游棲地分別轉為以淺瀨及緩流為主的類型，上游底質則從粗顆粒的粗石轉變為較細顆粒的碎石類型，下游底質則是以細顆粒的卵石、碎石為主；新繁殖場高程受到颱風事件影響，高程抬高，棲地轉以緩流為主而底質則

轉以卵石、碎石為主。

四、主要建議事項：根據研究發現，本研究針對調查結果，提出下列具體建議。

以下分別從立即可行的建議、及長期性建議加以列舉。

(一) 立即可行之建議—對高山溪一號壩口之殘材進行裁切

主辦機關：雪霸國家公園管理處

原出現於高山溪之各殘材壩，皆因年初管理處之裁切及暴雨事件而消失；但在一號壩口亦出現一根直徑 1 公尺之殘材，建議先予以裁切以避免日後形成殘材壩。

(二) 長期性建議—七家灣溪一號壩改善對河道地形與棲地之持續調查

主辦機關：雪霸國家公園管理處

根據歷年高山溪四座防砂壩改善後之河道調查資料，防砂壩改善後將對壩體上下游河道產生影響，若無其它因素干擾（木質殘材或崩塌地），則此河道環境及棲地組成之變化需要一年半到三年的時間才可達到大致穩定之狀態。然而，七家灣溪一號壩體較高，下游處又有為保護右岸所堆置大量土石，其背景條件與前例有顯著差異，為能確實掌握其變化歷程，是故提出「七家灣溪一號壩改善對河道局部地形與棲地變化影響之研究」之長期性建議。

ABSTRACT

Keywords: Formosan Landlocked Salmon, Chi-Chia-Wan Creek, Gau-shan Creek, Dam Removal, Channel Morphology Change, Habitat Composition

1. **Research Purpose:** To understand the interactive relationships among the ecosystem components of Wulin Area and the transition of channel morphology after dam removals, this project implemented longitude and cross sections survey and habitat composition analysis at eleven observation sites and Gaushan Creek selected by group members of STMD.
2. **Method and Process:** This project applied the same survey and analysis methods used in past several years.
3. **Major Findings:** Based on the this year's investigations applied at February, June, and October, the channel sections of Gaushan Creek produce either deposit or scouring locally. The woody debris at Dam #2 and woody debris dam at the downstream of Dam #1 were disassembled and carried away because of cutting the woody debris into halves last year and high flows of the June 11th Storm and Typhoon Saola at August. However, an elevation difference of 2.5 meters occurs at Dam #2 and this gap is still an impossible hurdle for the salmon to overcome. At the same time, the channel cross sections, habitat pattern compositions, and main substrate categories of all observation sites in this project had experienced dramatic changes in the second half year.

一、前言

在雪霸國家公園內，臺灣櫻花鉤吻鮭是臺灣地區特有亞種的陸封型鮭魚，甚至在今日仍一直被視為國寶魚，這都顯示保育工作之重要性。然而，近數十年來臺灣櫻花鉤吻鮭的棲息環境生存條件（低水溫、高溶氧、水量充沛、覆蓋充分、豐富的無脊椎動物數量、無污染的環境及適於產卵的底質等）皆因為人為的影響而有所改變。其中，物理性之改變以防砂壩所造成水溫變化與族群阻隔最為明顯。雪霸國家公園自八十六年起即開始針對防砂壩改善工程進行系列研究，並於 88 年至 90 年分別對高山溪四座防砂壩進行壩體改善。而為瞭解防砂壩改善工程完成後，高山溪河道縱橫斷面之演變以及其物理棲地組成及空間分佈狀況，雪霸國家公園亦透過研究計畫除持續對高山溪河道斷面進行追蹤測量。而為進一步釐清臺灣櫻花鉤吻鮭與其生存環境及生態系之互動關係，雪霸國家公園則於 94 年開始以群體計畫方式進行系列「武陵地區長期生態研究」計畫。本章之研究內容如同 100 年度計畫在共同樣區進行測量、調查工作外，並持續觀測於去年度（100 年）所實施七家灣溪一號壩體改善後，包括觀魚台、一號壩上下游各 100 公尺、新繁殖場測站之斷面測量、棲地與底質組成調查等項目，藉以紀錄河道環境變化歷程，以便群體計畫能夠提供雪霸國家公園在武陵地區生態管理上之參考。

(一) 計畫範圍與執行期間

本年度計畫之研究範圍為高山溪四座防砂壩之觀測河段、七家灣溪三號壩以下至與高山溪匯流口間河道、七家灣溪一號壩上下游四處各 100 公尺河段之比較監測、七家灣溪上所設之共同採樣區與司界蘭溪，其所進行之持續性追蹤調查項目為河道之縱、橫斷面測量及物理棲地調查。計畫之執行期間為民國一〇一年一月至民國一〇一年十二月。

(二) 計畫流程及方法

本計畫之研究流程依序為確定研究目標與範圍、相關研究回顧、現場河道

變化觀測、調查資料分析與比較等項目（如圖 3-1）。計畫執行之步驟如下：

1. 根據過去之研究及本年度之研究內容，於計畫開始實施的第一個月內對計畫實施方式之相關細節進行討論，以確認調查結果符合本年度計劃目標。對高山溪之河道進行斷面測量及物理棲地調查，此外進一步的量測並估算河道中，各種棲地組成及分佈比例。
2. 對七家灣溪之一號壩上游河道 100 公尺及下游 100 公尺、觀魚台、新繁殖場進行拆除壩體後之現況調查，並與過去調查結果進行探討。
3. 調查群體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。
4. 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。

二、材料與方法

當河川系統在進行平衡調節過程中，河道地形及物理棲地組成亦隨之逐漸轉變，因此透過定期調查及分析將可定義出其變化趨勢。調查方式如下：

(一) 河道地形變化趨勢

河床高程與受干擾後，隨著時間的變化呈非線性函數關係。受到干擾後，一開始河床變動快，高程會隨時間驟降，其後漸達到穩定的狀態。藉由河道縱橫斷面測量結果之比較，本計畫可獲致兩項河道地形之演變歷程。

- 1.河道之縱向演變：利用河段縱斷面測量之實測紀錄，可推算研究河段環境變化後之高程演變趨勢。
- 2.河道橫向演變：將各觀測斷面之歷年調查結果同時繪製於同一橫斷面圖上，即可判斷河道邊坡及河床面之沖淤狀況。

(二) 物理棲地組成

利用所設置之間距 20 公尺穿越線，首先測定各河段之溪寬，其次於溪寬 1/4、2/1 和 3/4 處分別觀測水深、流速和底質礫石，並藉以判定棲地類別。最後，利用不同觀測時段之河段物理棲地組成，歸納其變動趨勢。而底質之量測將以腳踏法和目視法判定，底質種類及其分類對照如(表 3-9)所示。

棲地分級則根據 Leopold (1969)之研究成果，將水流型態歸類為為深潭(pool)、緩流(slow water)、淺瀨(riffles)、急流(rapids)、岸邊緩流(slack)、迴流(backwater)等六種流況。本計畫利用水深與流速之比值，即福祿數(Froude Number) $F_r = V/\sqrt{gH}$ ，以便對前四種主要水流形態所對應之棲地類型予以定義(賴建盛，1996；表 3-17)，公式及表中之 V 為流速，h 為水深，b 為水面寬。而棲地多樣性指標，則藉由 Shannon- Wiener 多樣指標予以呈現。

三、結果

(一)高山溪河道變化調查

高山溪原有四座防砂壩，在 88 年 4 月至 90 年 9 月陸續進行壩體改善工程後，其河道地形會因為此人為條件改變而有所的調整。為瞭解河床演變的趨勢及特性，本研究延續前幾年之調查，對於高山溪河道進行長期追蹤調查，並就壩體改善前後各斷面之高程及縱剖面深槽線的變化，透過圖表說明，作為河床演變與河床泥砂輸送之監控。

101 年度計畫對高山溪進行三次斷面調查，分別於 2 月、6 月以及 10 月實施。受限於三號壩上游之殘材壩前深潭，無法再向上游到達四號壩，故其測量係以三號壩為起點；經由調查發現，原本出現於一號壩下游的殘材壩及二號壩口木質殘材，在經過今年初之人為處理後且遭遇 0610 豪雨及蘇拉颱風等較大降雨事件，因此其木質殘材已完全消失與大量減少。然而，在一號壩口處則少數殘材出現之狀況。

- 1. 四號壩上游河道：**由於今年度三次調查因三號壩上游 250 公尺處殘材壩體而無法到達四號壩上游河道，故本年度報告缺乏四號壩上游河道的資料。
- 2. 三至四號壩間河道：**調查長度約 150 至 200 公尺，與歷史資料互相比較，坡度稍緩約在 3% 左右，而經過今年降雨事件後，則降為 2.3%。棲地型態為淺瀨與緩流為主，底質原以小型礫石為主。
- 3. 二至三號壩間河道：**在此近 600 公尺之高山溪四個壩體間最長間距河段中，河道平均坡度由年初之約 3.2% 降為雨季後之 2.1%，且此河段在雨季後在接近二號壩之河道地形呈現淤積狀況。此外，木質殘材在此河段頻繁出現，為數不少的漂流木集中於河道中，並且在其周邊形成淤積，進而塑造出多樣性的物理棲地。在二號壩口原本堆積大量的木質殘材，在經過今年度降雨事件後已被帶離壩口。此河段棲地型態以緩流與淺瀨為主，底質分佈則由年初之以卵石、碎石為主轉變為均勻分布。

4. **一至二號壩間河道：**一至二號壩間河道之長度、坡度與河道型態等皆與二至三號壩間河道相似。本年度調查發現在一號壩口出現一根長約 10 公尺直徑 1 公尺之殘材，平均坡降在 3.3%附近變動。棲地型態以緩流居多，但急流比率大於 35%為各河段僅見，底質分佈均勻。
5. **一號壩下游河道：**一號壩以下到高山溪與七家灣溪匯流口之間，屬河道狹深且岸邊多岩盤的地形，加上大型礫石較多，為階梯狀河床最明顯的區域。接近匯流口前的轉彎處，97 年 11 月份調查所發現之殘材壩，壩體部分已有鋸斷清除，本年度調查發現壩體已被沖毀，上下游河道暢通。此河段坡度約 3.7%，棲地類型以淺瀨與緩流為主，溪床底質分佈均勻。

(二)七家灣溪河道斷面調查

本年度進行七家灣溪全河道測量，因此分成三號壩至二號壩上游 400 公尺、二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺、二號壩下游 200 公尺至一號壩、一號壩下至匯流口等四個部分進行監測並探討。

1. **三號壩至二號壩上游 400 公尺：**因八月份颱風事件，高程較同年時期低，調查結果顯示棲地類型以緩流及深潭為主，底質則以卵石、粗石等粗顆粒為主。
2. **二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺：**河道縱斷面呈現沖淤互現的情況；調查結果顯示棲地類型以緩流為主，底質類型則以粗顆粒的粗石為主。
3. **二號壩下游 200 公尺至一號壩：**調查結果顯示河道縱斷面沖淤互現，棲地類型以淺瀨為主，底質則以卵石、粗石等粗顆粒為主。
4. **一號壩下至匯流口：**匯流口屬高山溪與七家灣溪之交匯口，調查結果顯示棲地類型以緩流為主，底質則以碎石為主。

(三)高山溪及七家灣溪物理棲地分析

本研究在觀測河段中每隔 20 公尺設置一穿越線，以針對溪流河道之流速、底質組成以及水深變化作調查。在棲地類型的分析部份則透過水流福祿數(Fr)的計算，對當地流況進行分析，進而推估其棲地類型分佈。另外，以現地粒徑大小，得知底質分佈情形。最後，將所獲得之數據資料，進行研究物理棲地及底質的相

關分析。

1. **流況及底質特性分佈**：依據(表 3-9)的分類標準產生(表 3-10~表 3-16)。在今年的調查中發現，高山溪的河床組成大多集中在卵石與粗石之間；而七家灣溪的情況則以粗石的比例佔大多數，從(表 3-13~表 3-16)可發現，七家灣溪今年調查中，二號壩上底質以粗石佔大多數，評估與雨季相關；因改善工程，一號壩上游底質偏粗顆粒，下游則偏細顆粒；棲地轉變為淺瀨及緩流(圖 3-41~圖 3-44)。

根據林幸助等(2009)之研究成果，臺灣櫻花鉤吻鮭數量與大小礫石（底質編號 5 以上）比例呈現正相關，若將四個密集監測河段兩年來之此部份底質所佔比例予以彙整（表 3-46），則可發現壩體改善造成壩上游可棲息面積比例增加、壩下則減少之現象；而下游較遠之新繁殖場則與颱風豪雨或壩體改善所帶來細顆粒覆蓋之狀況相關聯。

2. **棲地環境類型分析**：本研究利用(表 3-17)進行棲地環境類型的分類如(表 3-18 至表 3-24)。在今年度高山溪的調查中，棲地類型以淺瀨所佔的比例最高且淺瀨比例接近所有棲地之 59%，可見環境棲地類型會隨著豐枯水季而變化。而在乾濕季間的棲地變化情形上，淺瀨棲地的部份，一向是在本流域中最主要的棲地分佈類型，主要變化與乾濕季之流速變化有關，乾季時由於流速減緩使得部份比例的淺瀨成為緩流；而濕季則因為流速增加而使得部分淺瀨成為急流。在緩流棲地則與急流呈現相反的趨勢。深潭的部份，並未因乾季流量變小而減少，反而有可能由於濕季時將大量細顆粒帶走尚未回淤而使得深潭比例增加。

(四)七家灣溪生態共同採樣區分析

本年度計畫為提供各研究計畫，在共同區域上做整合性的研究，進而能將研究成果加以連結，除了在 7 處生態共同採樣區進行調查外(圖 3-47)，將繼續在司界蘭溪樣區做枯水期的監測調查。而在此類共同樣區之調查方式是以該樣區為中心，向上下游分別作 50 至 100 公尺做河道斷面測量、棲地組成以及底質分佈。

測站 1. 桃山北溪：桃山北溪位於七家灣三號壩上游吊橋正下方，與桃山西溪匯流於三號壩上方，今年所調查的平均坡度降為 1% 左右(表 3-25)；河寬在 8 公尺左右，呈現沖淤互見之情形。在棲地型態上，發現本河段以緩流比例最高，佔有 50%，其次為深潭，約佔 28%。底質分佈上，以碎石及卵石為主，少有大型礫石出現。

測站 2. 桃山西溪：桃山西溪位於七家灣溪三號壩上游，與桃山北溪在三號壩上方匯流，測站範圍內河道大多寬於桃山北溪觀測河段，約為 10 公尺左右，平均坡度約 2% 左右(表 3-28)，此區域沒有太大的變動。棲地分佈上，以緩流為主，在壩口下方有深潭出現。底質方面以卵石的比例較高。

測站 6. 萬壽橋：萬壽橋測站位於有勝溪與七家灣溪匯流口的上游約 100 公尺處，測站範圍內平均坡度約在 2.4%(表 3-31)。河道寬度分布約為 8~10 公尺，河道斷面變化不大。棲地分佈上，淺瀨比例佔 75%。底質分佈上底質方面以卵石的比例較高。

測站 7. 迎賓橋：迎賓橋測站起點位於有勝溪與七家灣溪的匯流口下，屬於大甲河流域。樣區全長約 200 公尺，測站範圍內地勢相當平坦，平均坡度約為 2.1% 左右(表 3-34)，河道呈穩定趨勢。河寬約 11 公尺。棲地分佈上以淺瀨為主。底質分佈上，卵石與粗石佔多數比例。

測站 9. 有勝溪：有勝溪測站位於有勝溪一號壩上游的 100 公尺，此河段中河道寬度變化不大，河寬大都在 5~8 公尺之間，坡降為 1.4% 上下(表 3-37)。在棲地分佈上，以淺瀨為主，約佔 71%，底質分佈則較為平均，以卵石為主，約佔 39%。

測站 10. 司界蘭溪上游段：司界蘭溪上游段測站位於司界蘭溪舊壩上游約 1 公里處。測站區域的範圍河寬相當寬廣，寬度有達到 40 公尺之多，平均坡度約在 3.7%(表 3-40)。此區地貌變化大，常有木質殘材堆積。棲地分佈上，以淺瀨為主；底質分佈上以卵石、粗石及小型礫石為主要類型。

測站 11. 司界蘭溪下游段：司界蘭溪下游段測站位於司界蘭溪舊壩下，全長約 200 公尺之調查樣區。測站以舊壩圍起點，平均坡度約在 3.8%(表 3-43)，。棲地分佈上，以淺瀨為主要類型，佔 90%。底質分佈偏粗，以粗石、小型礫石為主，鮮少大型礫石。

四、結論與建議

(一) 結論

今年度研究計畫預計對高山溪與共同生態採樣區進行共三次河道斷面以及棲地底質調查，調查時間分別為二月、六月與十月；此外，並於十月對七家灣溪全河道進行全河道測量調查，其範圍為七家灣溪三號壩至七家灣溪與有勝溪匯流處以及七家灣溪一號壩四站之密集監測。針對調查結果，歸納成以下重點。

1. 今年度以高山溪三號壩上游 250m 處殘材壩體深潭為斷面起始點進行量測作業。高山溪在二號壩址與一號壩下之殘材壩，在人為進行裁切作業後，其壩體已被沖毀；然而，高山溪二號壩與下游河道依舊存在約 2.5 公尺的高低差，而高山溪一號壩下之殘材壩被沖毀，無高程落差。
2. 各測站之物理棲地與底質類型調查結果，除一號壩上下游外，其餘測站與過去調查成果皆有些變化，評估與今年觀測區有強烈暴雨事件有關。
3. 七家灣溪一號壩改善後，河道已形成連續通道，一號壩上游流心線隨時間變化產生向源侵蝕；一號壩下游因壩體基腳產生高程落差，在壩口處形成深度超過 1.7 公尺的沖刷坑。特定斷面的高程變化(圖 3-38)以及棲地變化仍需長期追蹤。

(二) 建議

1. 立即可行之建議—對高山溪一號壩口之殘材進行裁切

主辦機關：雪霸國家公園管理處

原出現於高山溪之各殘材壩，皆因年初管理處之裁切及暴雨事件而消失；但在一號壩口亦出現一根直徑 1 公尺之殘材，建議先予以裁切以避免日後形成殘材壩。

2. 長期性建議—七家灣溪一號壩改善對河道地形與棲地之持續調查

主辦機關：雪霸國家公園管理處

根據歷年高山溪四座防砂壩改善後之河道調查資料，防砂壩改善後將對壩體上下游河道產生影響，若無其它因素干擾(木質殘材或崩塌地)，則此河道環境及棲地組成之變化需要一年半到三年的時間才可達到

大致穩定之狀態。然而，七家灣溪一號壩體較高，下游處又有為保護右岸所堆置大量土石，其背景條件與前例有顯著差異，為能確實掌握其變化歷程，是故提出「七家灣溪一號壩改善對河道局部地形與棲地變化影響之研究」之長期性建議。

五、參考文獻

林幸助、王一匡、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、高樹基、郭美華、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。九十八年保育研究報告。684 頁。

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，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。九十六年保育研究報告。600 頁。

葉昭憲、段錦浩、連惠邦，2001。七家灣溪河床棲地改善之試驗研究(四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。72 頁。苗栗。

賴建盛，1996。防砂壩對台灣櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究。國立臺灣大學地理學研究所碩士論文。112 頁。台北。

葉昭憲，2005。環境改變對河道地形及物理棲地變化趨勢之影響。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。

于錫亮，1997。「淺談流量與棲地關係的方法學」。自然保育季刊。19，pp15-19。

汪靜明，1996。「河川生態保育原理」。環境教育季刊。31，pp.27-53。

汪靜明，1998。「河川生態基流量設計及魚類棲地改善之理念」。環境教育季刊。35，pp49-69。

吳富春、胡通哲、李國昇、李德旺，1998。「應用棲地模式評估台灣河川之生態流量」。第九屆水利工程研討會，p(C21)。

林幸助，2005。「武陵地區長期監測暨生態模式建立」中「環境改變對河道地形及物理棲地變化趨勢之影響」。

林秉賢，2001。「橫向堆石群對溪流生態棲地流況之影響」。逢甲大學土木及水利工程所碩士論文。

孫凱政，2004。「利用 WUA 法評估流量對魚類棲地之影響」。國立台灣大學碩士論文。

張幘驩，2001。「河川魚類棲地分布之推估與分析研究-以卑南溪新武呂溪河段為例」。國立中央大學土木工程學研究所碩士論文。

梁麗芬，2003。「河川棲地及歧異度之變化與時空因素之探討」。中央大學土木工程研究所碩士論文。

溫博文，2005。「台灣中部河川生態棲地分佈特性及時空變化之研究」。國立中央大學土木工程研究所博士論文。

謝暉樟，2002。「大漢溪中游生態基流量推估與棲地改善之研究」。中央大學土木工程研究所碩士論文。

Crispin, V., R. House, and D. Roberts, 1993. "Changes in instream habitat, large woody debris, and salmon habitat after the restructuring of a coastal Oregon stream", North American Journal of Fisheries Management 13:96-102.

David J. Gilvear, 1997. "Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework", Department of Environmental Science, University of Stirling, Scotland, FK9 4LA, UK.

Fausch, K. D., and T. G. Northcote, 1992. "Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream", Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 49:682-693.

Howard T. Odum, B. Odum, 2003. "Concepts and methods of ecological engineering", Ecological Engineering 20 (2003) 339-361.

Joseph M. Wheaton et al., 2004. "Spawning habitat rehabilitation – I. Conceptual approach and methods", Intl. J. River Basin Management Vol. 2, No. 1, pp. 3-20.

Joseph M. Wheaton et al., "Spawning habitat rehabilitation – II. Using

hypothesis development and testing in design, Mokelumne River, California, U.S.A.” Intl. J. River Basin Management Vol. 2, No. 1, pp. 21–37

Jowett, I.G., 1997. “Instream Flow Methods: A Comparison of Approaches” Regulated Rivers: Research and Management, 13, pp115-127.

Mitsch, W. J. and Jorfenson, 2004. “Ecological Engineering and Ecosystem Restoration”, Wiley, US, pp23.

Vismara R., A. Azzellino, R. Bosi, G. Crosa, G. Gentili. , 2001. “Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the river Adda, Northern Italy: Comparing univariate and multivariate approaches”, Regulated Rivers-Research & Management, 17(1), pp

表 3-1 高山溪三號壩上游床面平均坡降表

測量日期	2012/02	2012/06	2012/10
平均坡降	0.031	-	0.023

(資料來源：本研究資料)

表 3-2 高山溪二號壩上游床面平均坡降表

測量日期	2012/02	2012/06	2012/10
平均坡降	0.032	0.033	0.021

(資料來源：本研究資料)

表 3-3 高山溪一號壩上游床面平均坡降表

測量日期	2012/02	2012/06	2011/02
平均坡降	0.033	0.039	0.032

(資料來源：本研究資料)

表 3-4 高山溪一號壩下游床面平均坡降表

測量日期	2012/02	2012/06	2011/02
平均坡降	0.037	0.036	0.037

(資料來源：本研究資料)

表 3-5 觀魚臺測站床面平均坡度表

測量日期	2012/01/11	2012/03/11	2012/05/26	2012/10/20
平均坡降	0.021	0.019	0.018	0.017

(資料來源：本研究資料)

表 3-6 七家灣溪一號壩上游平均坡降表

測量日期	2012/01/11	2012/03/11	2012/05/26	2012/10/20
平均坡降	0.051	0.060	0.057	0.035

(資料來源：本研究資料)

表 3-7 七家灣溪一號壩下游平均坡降表

測量日期	2012/01/11	2012/03/11	2012/05/26	2012/10/20
平均坡降	0.037	0.027	0.029	0.025

(資料來源：本研究資料)

表 3-8 新繁殖場測站床面平均坡度表

測量日期	2012/01/11	2012/03/11	2012/05/26	2012/10/20
平均坡降	0.012	0.012	0.013	0.021

(資料來源：本研究資料)

表 3-9 棲地底質分類表

編號	底質	底石粒徑
1	Smooth surface	<0.2cm
2	Gravel	0.2-1.6cm
3	Pebble	1.6-6.4cm
4	Rubble	6.4-25.6cm
5	Small boulder	25.6-51.2cm
6	Large boulder	>51.2cm

(資料來源：本研究資料)

表 3-10 2012 年 3 月高山溪各河段底質環境類型分佈

底質編號 位置	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	0.0%	46.7%	0.0%	13.3%	0.0%	40.0%
二號壩至三號壩	2.5%	39.5%	58.0%	0.0%	0.0%	0.0%
一號壩至二號壩	1.9%	16.7%	50.0%	20.4%	0.0%	11.1%
一號壩以下	15.7%	23.5%	41.2%	15.7%	0.0%	3.9%

(資料來源：本研究資料)

表 3-11 2012 年 6 月高山溪各河段底質環境類型分佈

底質編號 位置	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	20.0%	40.0%	0.0%	0.0%	0.0%	40.0%
二號壩至三號壩	1.2%	37.0%	32.1%	9.9%	14.8%	4.9%
一號壩至二號壩	1.9%	1.9%	13.0%	16.7%	63.0%	3.7%
一號壩以下	5.9%	3.9%	11.8%	19.6%	58.8%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-12 2012 年 10 月高山溪各河段底質環境類型分佈

底質編號 位置	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	13.3%	6.7%	33.3%	6.7%	13.3%	26.7%
二號壩至三號壩	8.6%	13.6%	23.5%	22.2%	22.2%	9.9%
一號壩至二號壩	7.4%	14.8%	42.6%	16.7%	14.8%	3.7%
一號壩以下	3.9%	9.8%	31.4%	19.6%	11.8%	23.5%

(資料來源：本研究資料)

表 3-13 觀魚臺測站底質環境類型分佈

日期 \ 底質編號	1	2	3	4	5	6
2012/1/11	0.0%	10.0%	43.3%	40.0%	6.7%	0.0%
2012/3/11	0.0%	16.7%	50.0%	30.0%	3.3%	0.0%
2012/5/26	0.0%	3.3%	23.3%	60.0%	13.3%	0.0%
2012/10/20	6.7%	33.3%	53.3%	3.3%	0.0%	3.3%

(資料來源：本研究資料)

表 3-14 七家灣溪一號壩上游底質環境類型分佈

日期 \ 底質編號	1	2	3	4	5	6
2012/1/11	0.0%	0.0%	19.4%	41.7%	30.6%	8.3%
2012/3/11	0.0%	0.0%	16.7%	61.1%	13.9%	8.3%
2012/5/26	0.0%	0.0%	8.3%	55.6%	27.8%	8.3%
2012/10/20	8.8%	5.9%	23.5%	23.5%	17.6%	20.6%

(資料來源：本研究資料)

表 3-15 七家灣溪一號壩下游底質環境類型分佈

日期 \ 底質編號	1	2	3	4	5	6
2012/1/11	0.0%	10.3%	33.3%	38.5%	17.9%	0.0%
2012/3/11	0.0%	5.1%	25.6%	51.3%	12.8%	5.1%
2012/5/26	0.0%	0.0%	17.9%	43.6%	30.8%	7.7%
2012/10/20	7.7%	30.8%	20.5%	20.5%	15.4%	5.1%

(資料來源：本研究資料)

表 3-16 新繁殖場測站底質環境類型分佈

日期 \ 底質編號	1	2	3	4	5	6
2012/1/11	0.0%	12.5%	41.7%	25.0%	20.8%	0.0%
2012/3/11	0.0%	29.2%	50.0%	4.2%	12.5%	4.1%
2012/5/26	4.2%	20.8%	20.8%	41.7%	8.3%	4.2%
2012/10/20	12.5%	37.5%	41.7%	8.3%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-17 棲地環境類型分析

福祿數大小	Fr<0.095	0.095<Fr<0.255	0.255<Fr<1	Fr>1
棲地型態	Pools	Slow water	Riffles	Rapids

(資料來源：本研究資料)

表 3-18 2012 年 3 月高山溪棲地環境類型分佈

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	0.0%	53.3%	43.3%	3.3%
二號壩至三號壩	0.0%	6.2%	86.4%	7.4%
一號壩至二號壩	66.7%	0.0%	24.1%	9.3%
一號壩以下	0.0%	0.0%	86.3%	13.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-19 2012 年 6 月高山溪棲地環境類型分佈

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	6.7%	60.0%	26.7%	6.7%
二號壩至三號壩	1.1%	54.4%	40.0%	4.4%
一號壩至二號壩	49.1%	31.6%	10.5%	8.8%
一號壩以下	0.0%	47.1%	51.0%	2.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-20 2012 年 10 月高山溪棲地環境類型分佈

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	0.0%	60.0%	33.3%	6.7%
二號壩至三號壩	0.0%	82.3%	17.7%	0.0%
一號壩至二號壩	55.8%	11.5%	30.8%	1.9%
一號壩以下	0.0%	64.0%	26.0%	10.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-21 觀魚臺測站棲地環境類型分佈

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/1/11	0.0%	66.7%	33.3%	0.0%
2012/3/11	0.0%	47.8%	52.2%	0.0%
2012/5/26	0.0%	47.8%	52.2%	0.0%
2012/10/20	0.0%	70.0%	26.7%	3.3%

(資料來源：本研究資料)

表 3-22 七家灣溪一號壩上游棲地環境類型分析

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/1/11	0.0%	97.1%	2.9%	0.0%
2012/3/11	0.0%	65.6%	34.4%	0.0%
2012/5/26	0.0%	72.7%	27.3%	0.0%
2012/10/20	0.0%	64.5%	35.5%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-23 七家灣溪一號壩下游棲地環境類型分析

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/1/11	0.0%	92.3%	7.7%	0.0%
2012/3/11	0.0%	94.9%	5.1%	0.0%
2012/5/26	0.0%	64.1%	30.8%	5.1%
2012/10/20	0.0%	35.9%	61.5%	2.6%

(資料來源：本研究資料)

表 3-24 新繁殖場測站棲地環境類型分析

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/1/11	0.0%	83.3%	16.7%	0.0%
2012/3/11	0.0%	29.2%	66.7%	4.2%
2012/5/26	0.0%	38.0%	54.0%	8.0%
2012/10/20	0.0%	8.0%	79.0%	13.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-25 桃山北溪測站平均坡度表

測量日期	2012/3/18	2012/06/26	2012/10/20
平均坡降	0.005	0.012	0.024

(資料來源：本研究資料)

表 3-26 桃山北溪測站底質環境類型分佈

底質編號 日期	1	2	3	4	5	6
2012/3/18	0.0%	12.5%	87.5%	0.0%	0.0%	0.0%
2012/06/26	9.5%	57.1%	47.6%	0.0%	0.0%	0.0%
2012/10/20	12.5%	37.5%	45.8%	4.2%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-27 桃山北溪測站棲地環境類型分佈

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/3/18	0.0%	4.2%	58.3%	37.5%
2012/06/26	0.0%	54.5%	118.2%	45.5%
2012/10/20	0.0%	41.7%	41.7%	16.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-28 桃山西溪測站平均坡度表

測量日期	2012/3/18	2012/06/26	2012/10/20
平均坡降	0.017	0.019	0.023

(資料來源：本研究資料)

表 3-29 桃山西溪測站底質環境類型分佈

底質編號 日期	1	2	3	4	5	6
2012/3/18	8.3%	16.7%	41.7%	16.7%	16.7%	0.0%
2012/06/26	4.2%	25.0%	25.0%	29.2%	16.7%	0.0%
2012/10/20	16.7%	25.0%	41.7%	12.5%	4.2%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-30 桃山西溪測站棲地環境類型分佈

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/3/18	0.0%	25.0%	58.3%	16.7%
2012/06/26	38.5%	46.2%	7.7%	7.7%
2012/10/20	0.0%	29.2%	33.3%	37.5%

(資料來源：本研究資料)

表 3-31 萬壽橋測站平均坡度表

測量日期	2012/3/11	2012/06/26	2012/10/20
平均坡降	0.025	-	0.022

(資料來源：本研究資料)

表 3-32 萬壽橋測站底質環境類型分佈

底質編號 日期	1	2	3	4	5	6
2012/3/18	0.0%	28.6%	23.8%	4.8%	28.6%	14.3%
2012/06/26	-	-	-	-	-	-
2012/10/20	9.5%	19.0%	52.4%	14.3%	0.0%	4.8%

(資料來源：本研究資料)

表 3-33 萬壽橋測站棲地環境類型分佈

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/3/18	0.0%	45.0%	50.0%	5.0%
2012/06/26	-	-	-	-
2012/10/20	0.0%	75.0%	25.0%	5.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-34 迎賓橋測站平均坡度表

測量日期	2012/3/11	012/06/26	2012/10/20
平均坡降	0.023	-	0.019

(資料來源：本研究資料)

表 3-35 迎賓橋測站底質環境類型分佈

底質編號 日期	1	2	3	4	5	6
2012/3/18	0.0%	5.6%	44.4%	38.9%	11.1%	0.0%
2012/06/26	-	-	-	-	-	-
2012/10/20	11.1%	61.1%	27.8%	0.0%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-36 迎賓橋測站棲地環境類型分佈

棲地類型 日期	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/3/18	0.0%	83.3%	16.7%	0.0%
2012/06/26	-	-	-	-
2012/10/20	0.0%	100.0%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-37 有勝溪測站平均坡度表

測量日期	2012/3/11	012/06/26	2012/10/20
平均坡降	0.015	0.016	0.013

(資料來源：本研究資料)

表 3-38 有勝溪測站底質環境類型分佈

底質編號 日期	1	2	3	4	5	6
2012/3/18	11.1%	16.7%	38.9%	33.3%	0.0%	0.0%
2012/06/26	11.1%	16.7%	38.9%	33.3%	0.0%	0.0%
2012/10/20	11.1%	16.7%	38.9%	33.3%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-39 有勝溪測站棲地環境類型分佈

日期 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2012/3/18	0.0%	35.3%	64.7%	5.9%
2012/06/26	0.0%	35.3%	64.7%	5.9%
2012/10/20	0.0%	70.6%	29.4%	5.9%

(資料來源：本研究資料)

表 3-40 司界蘭溪上游測站平均坡度表

測量日期	2011/2/18	2012/2/9
平均坡降	0.032	0.037

(資料來源：本研究資料)

表 3-41 司界蘭溪上游測站底質環境類型分佈

底質編號 \ 日期	1	2	3	4	5	6
2011/2/18	23.3%	33.3%	10.0%	30.0%	3.3%	0.0%
2012/2/9	0.0%	0.0%	26.7%	26.7%	46.7%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-42 司界蘭溪上游測站棲地環境類型分佈

日期 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2011/2/18	0.0%	87.5%	12.5%	0.0%
2012/2/9	0.0%	86.7%	13.3%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-43 司界蘭溪下游測站平均坡度表

測量日期	2011/2/18	2012/2/9
平均坡降	0.023	0.038

(資料來源：本研究資料)

表 3-44 司界蘭溪下游測站底質環境類型分佈

底質編號 \ 日期	1	2	3	4	5	6
2011/2/18	23.3%	20.0%	10.0%	26.7%	16.7%	3.3%
2012/2/9	0.0%	0.0%	33.3%	16.7%	43.3%	6.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-45 司界蘭溪下游測站棲地環境類型分佈

日期 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2011/2/18	14.3%	78.6%	7.1%	0.0%
2012/2/9	6.7%	90.0%	3.3%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-46 密集監測河段大小礫石（大於 25.6cm）之比例變化(%)

日期 \ 河段	觀魚台	一號壩上游	一號壩下游	新繁殖場
2011/2	19	13	67	33
2011/5	0	0	83	12
2011/9	0	11	0	0
2012/1	7	29	18	21
2012/3	3	22	18	17
2012/5	13	36	38	17
2012/10	3	38	21	0

(資料來源：本研究資料)

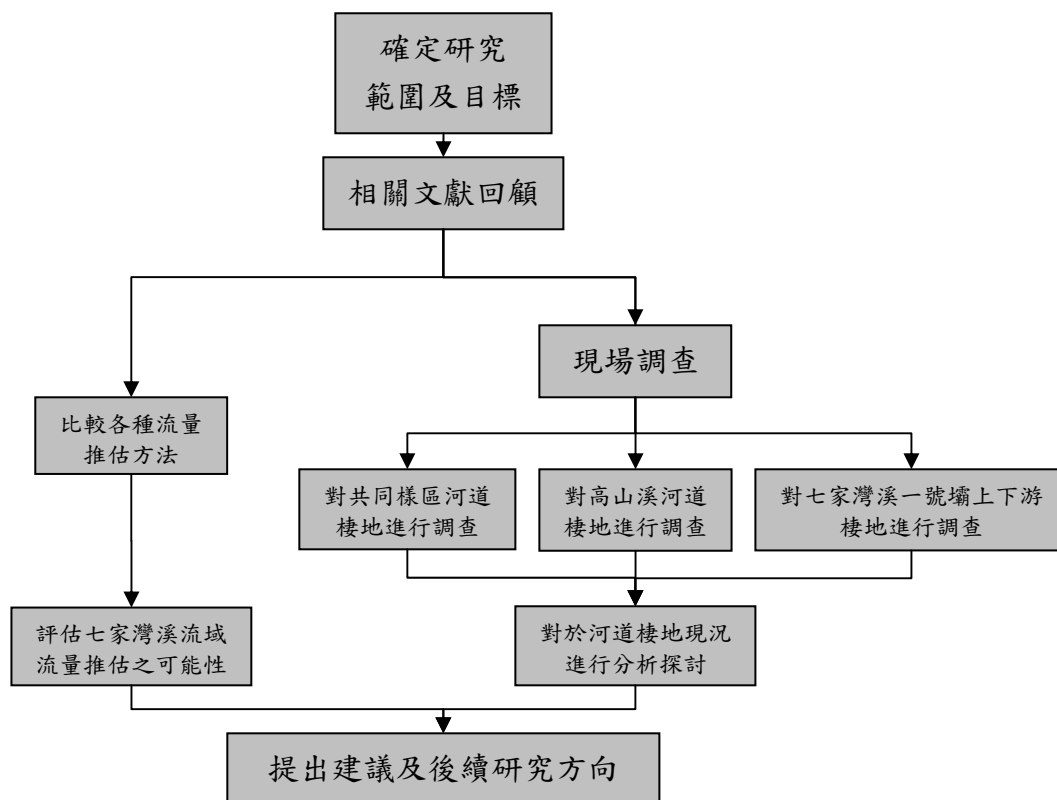


圖 3-1 本年度研究基本流程圖
(資料來源：本研究資料)

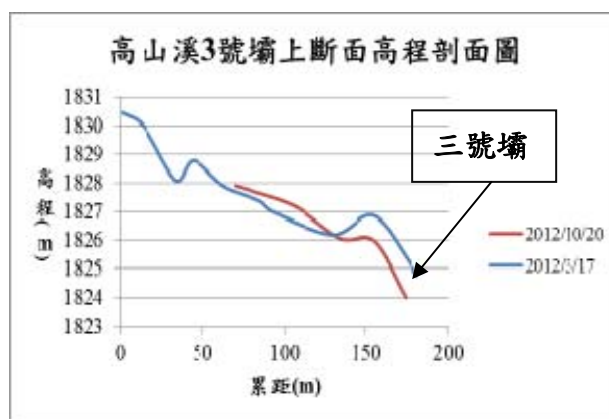


圖 3-2 三號壩上游斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

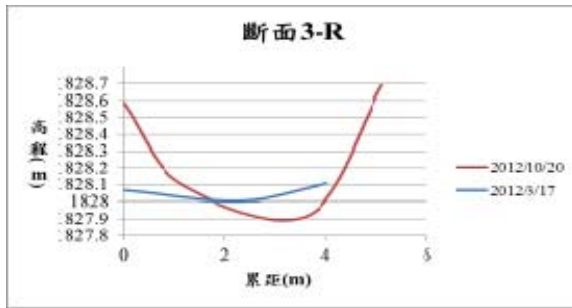


圖 3-3 高山溪斷面 3-R 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

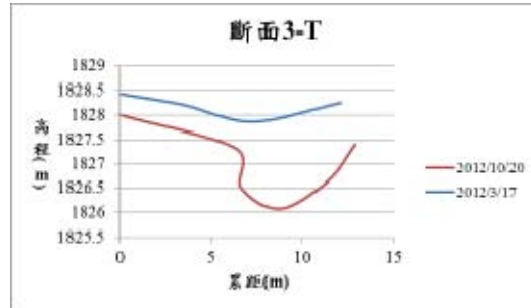


圖 3-4 高山溪斷面 3-T 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

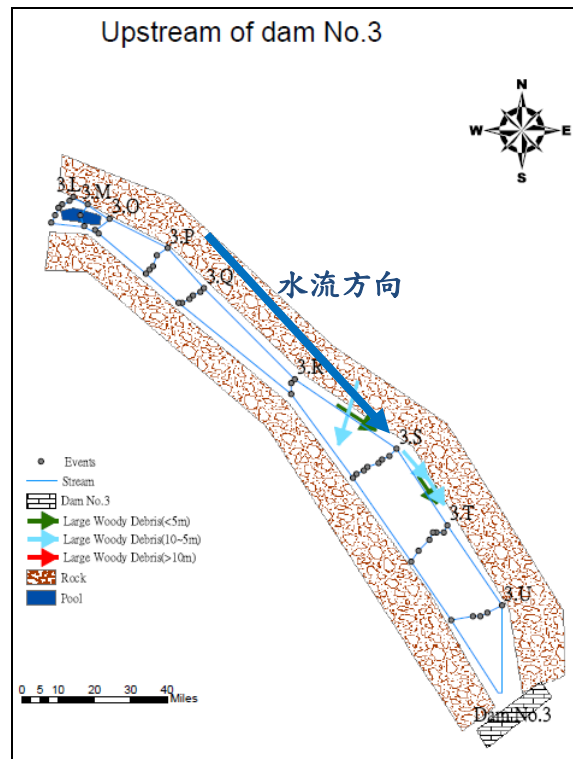


圖 3-5 高山溪三號壩上之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

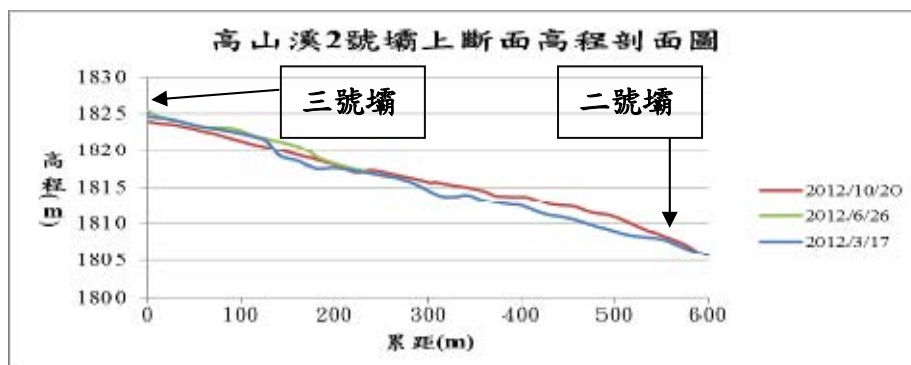


圖 3-6 二號壩上游斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

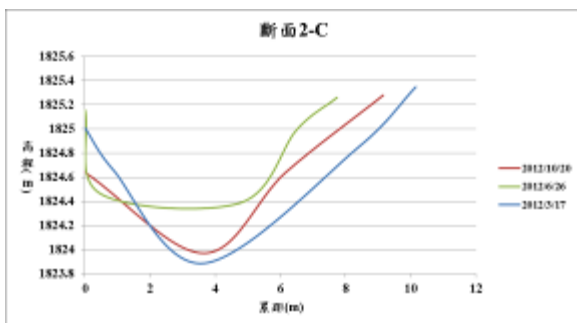


圖 3-7 高山溪斷面 2-C 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

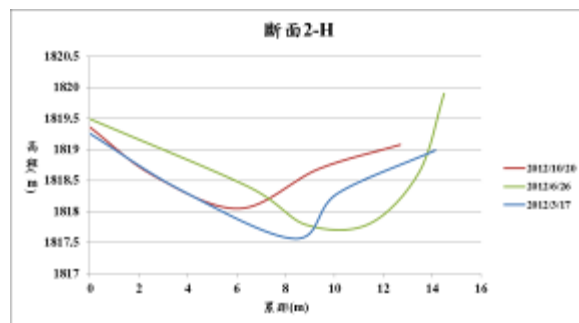


圖 3-8 高山溪斷面 2-H 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

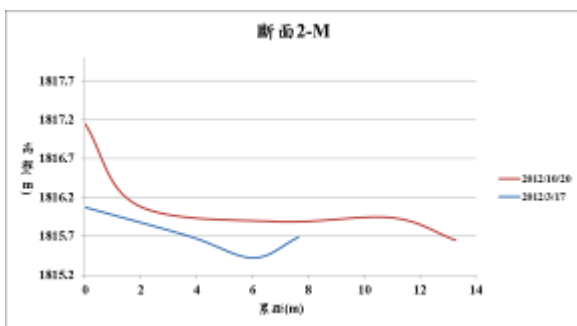


圖 3-9 高山溪斷面 2-M 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

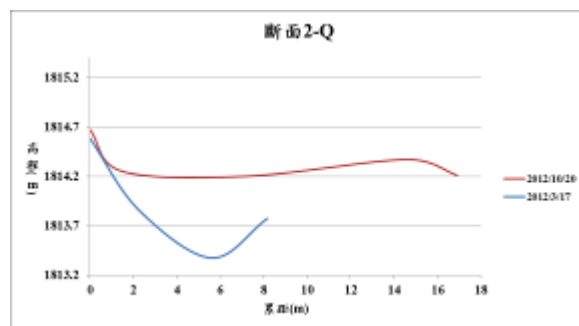


圖 3-10 高山溪斷面 2-Q 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

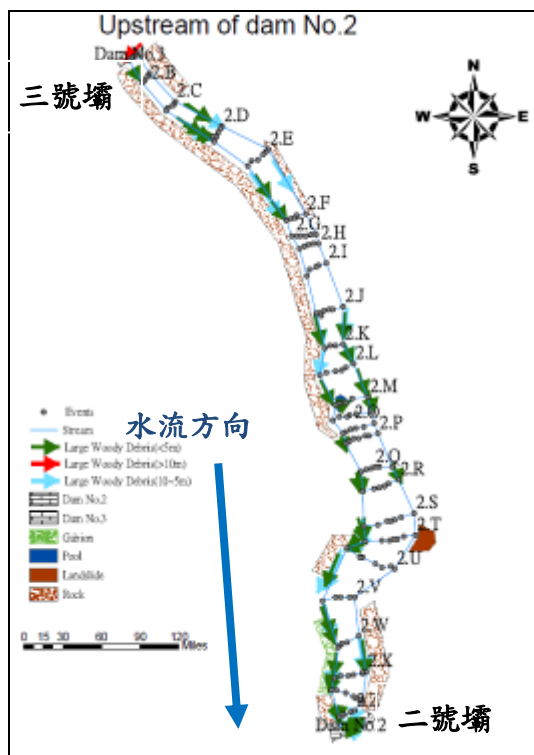


圖 3-11 高山溪二號壩上之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

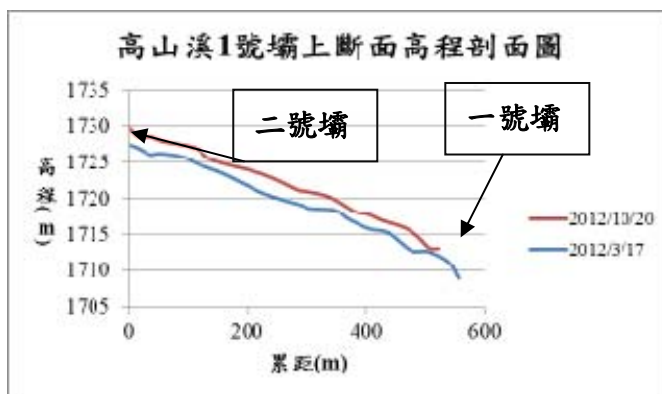


圖 3-12 一號壩上游斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

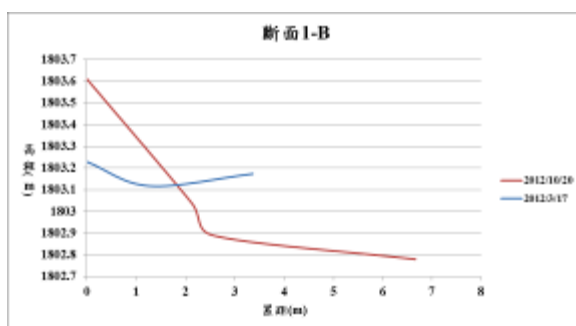


圖 3-13 高山溪斷面 1-B 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

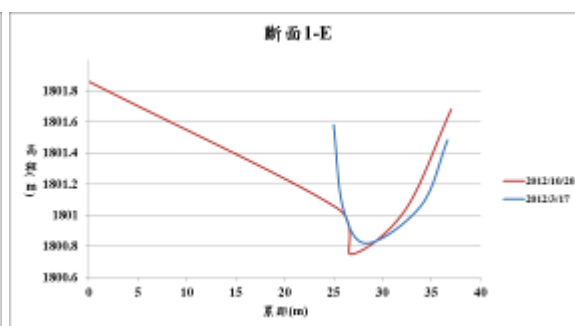


圖 3-14 高山溪斷面 1-E 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

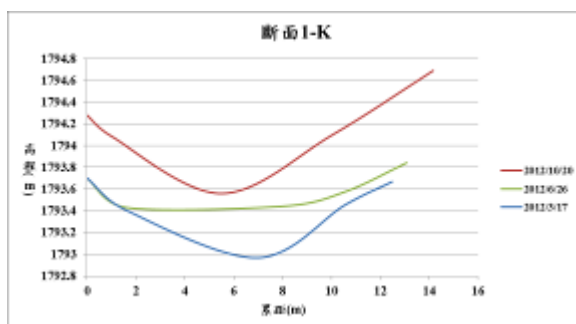


圖 3-15 高山溪斷面 1-K 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

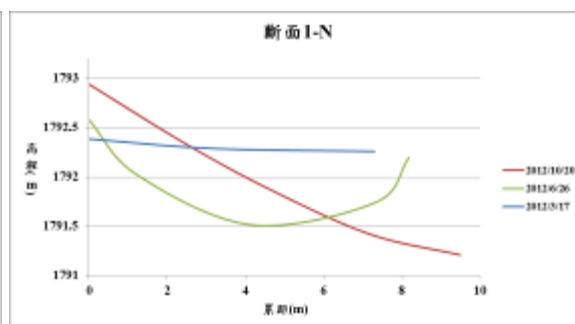


圖 3-16 高山溪斷面 1-N 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

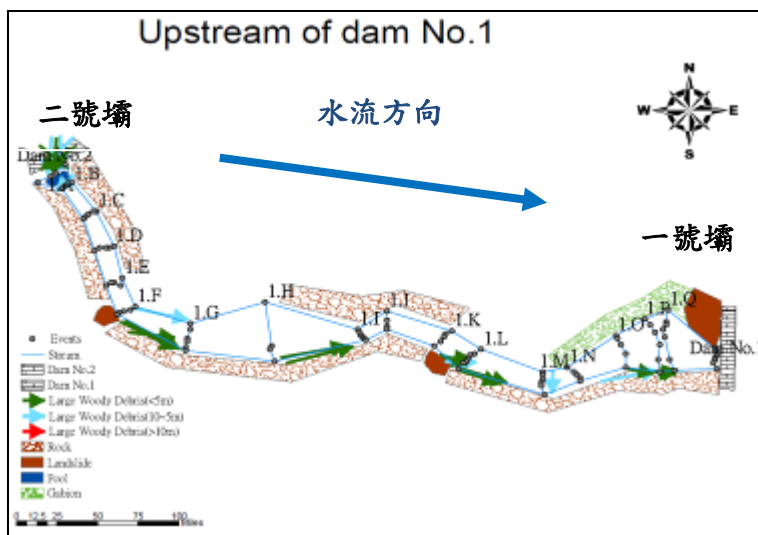


圖 3-17 高山溪一號壩上河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

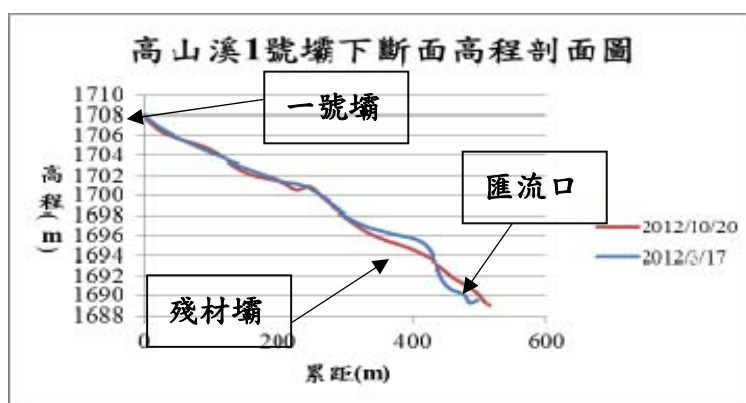


圖 3-18 一號壩下游断面高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

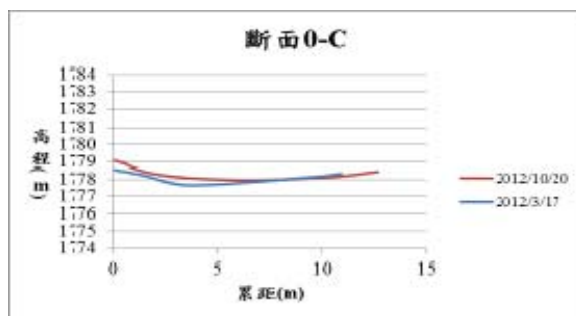


圖 3-19 高山溪断面 0-C 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

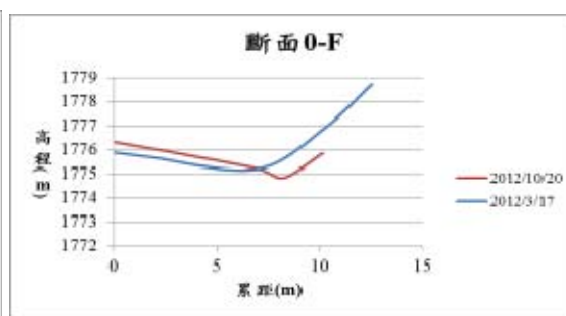


圖 3-20 高山溪断面 0-F 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

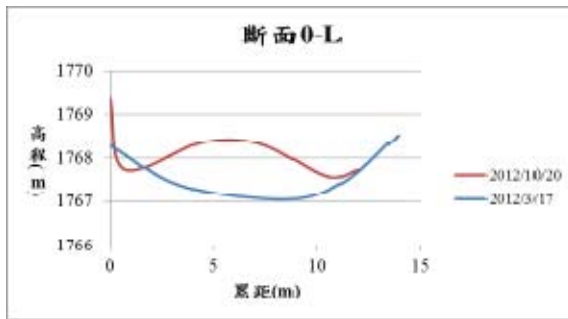


圖 3-21 高山溪斷面 0-L 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

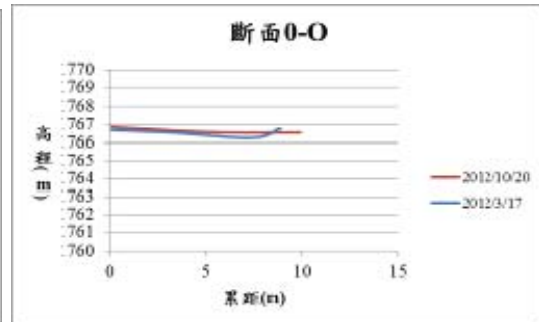


圖 3-22 高山溪斷面 0-O 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

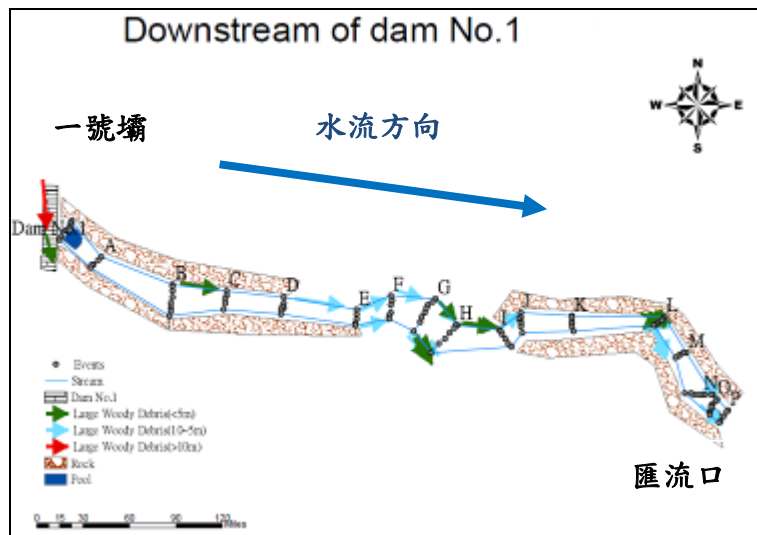


圖 3-23 高山溪一號壩下至匯流口之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

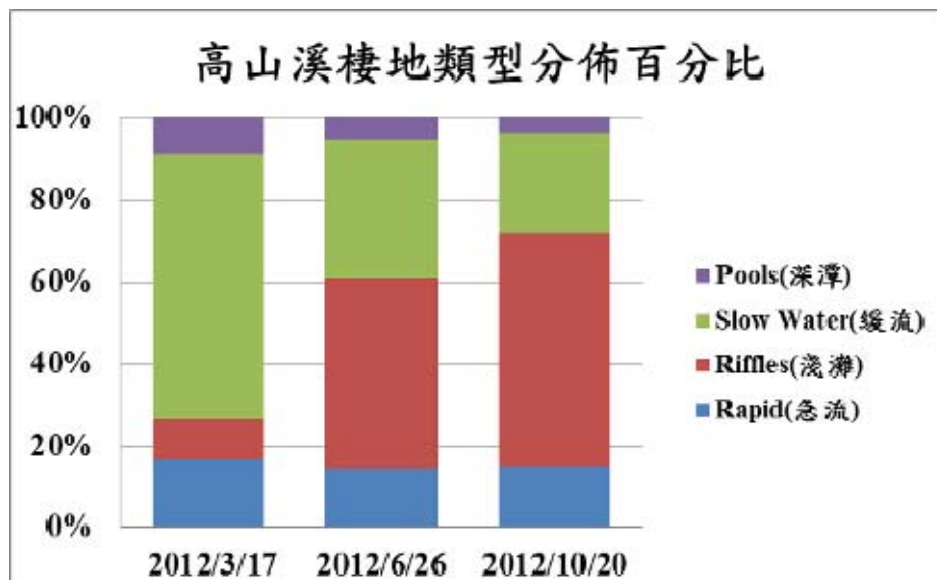


圖 3-24 高山溪棲地環境類型分佈圖
(資料來源：本研究資料)

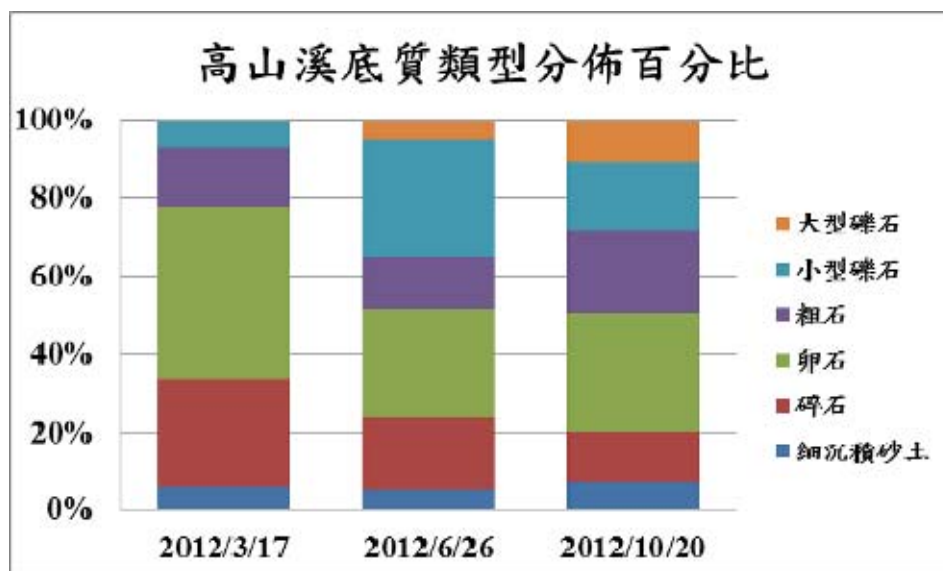


圖 3-25 高山溪底質類型分佈圖
(資料來源：本研究資料)

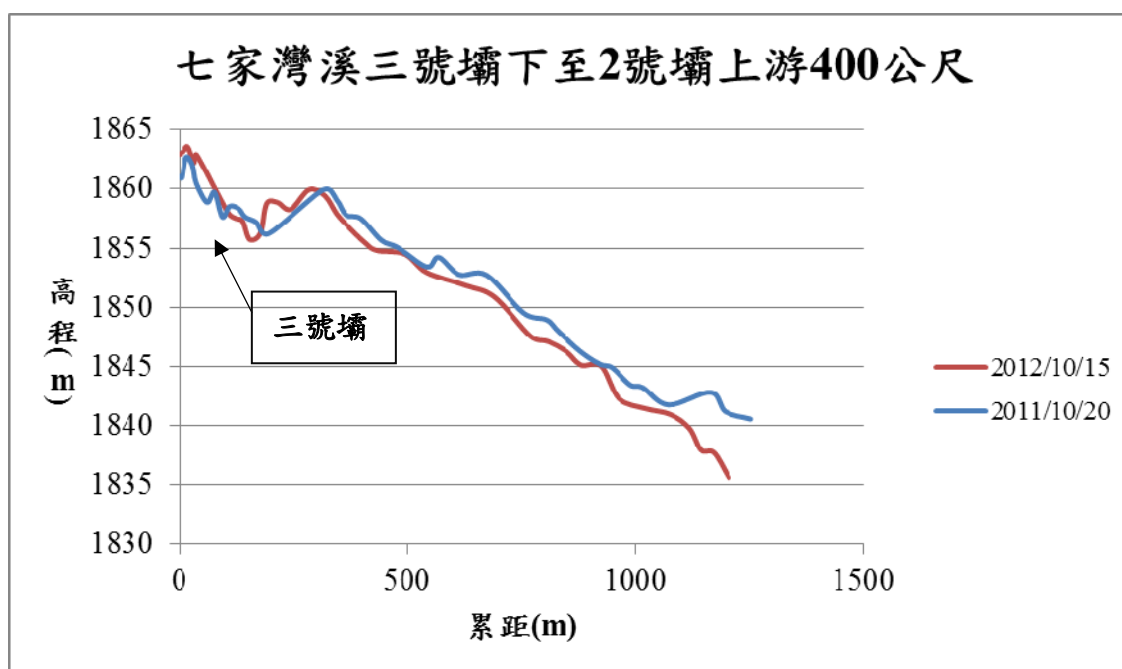


圖 3-26 七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺處高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

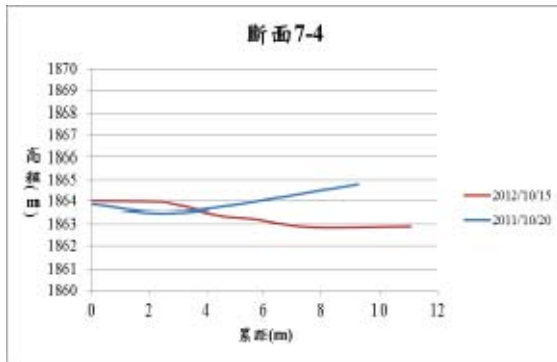


圖 3-27 七家灣溪断面 7-4 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

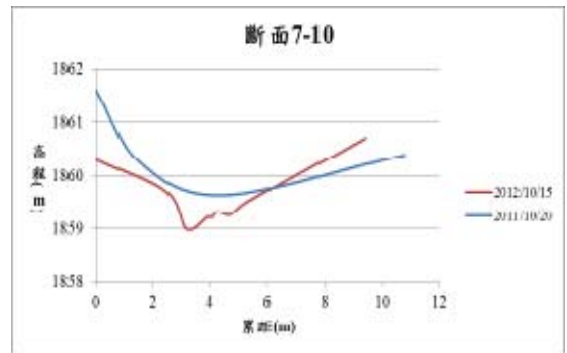


圖 3-28 七家灣溪断面 7-10 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

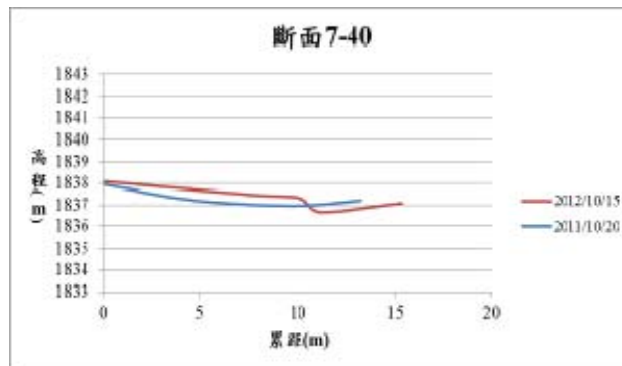


圖 3-29 七家灣溪断面 7-40 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

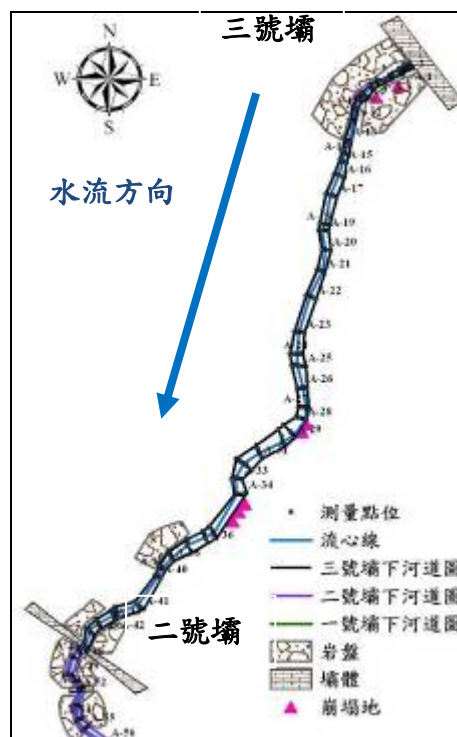


圖 3-30 七家灣溪三號壩至二號壩測量點位示意圖
(資料來源：本研究資料)

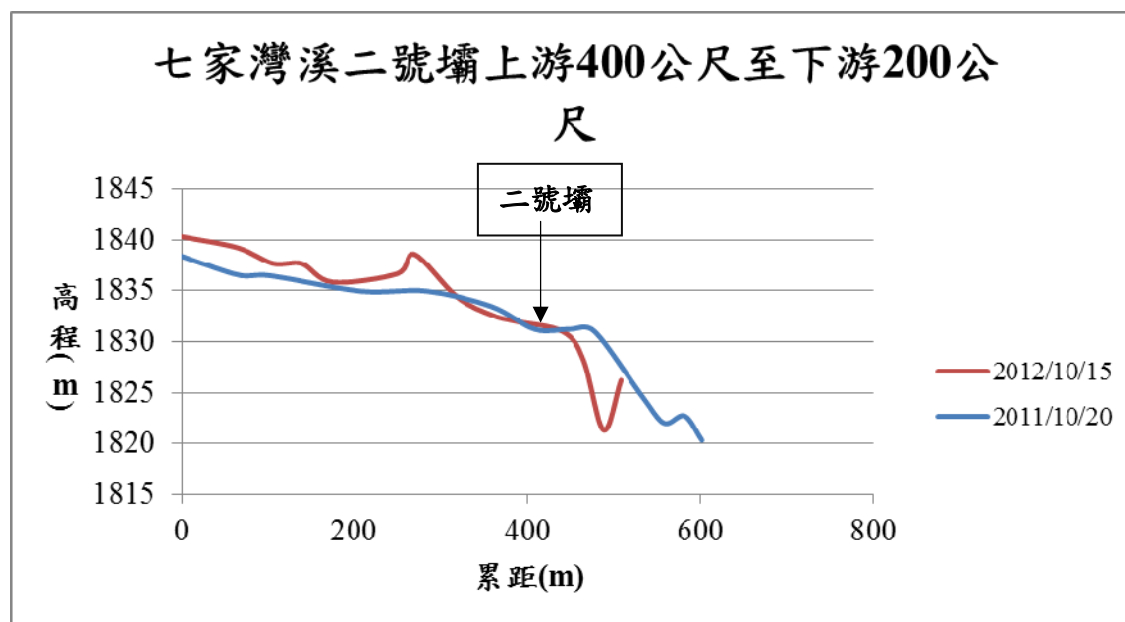


圖 3-31 七家灣溪二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺剖面高程
(資料來源：本研究資料)

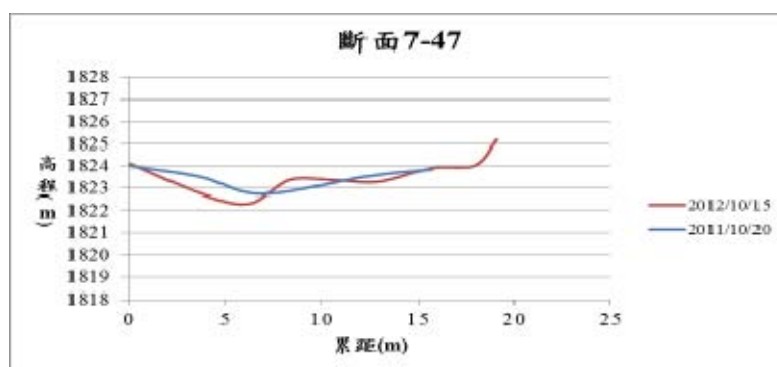


圖 3-32 七家灣溪断面 7-47 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

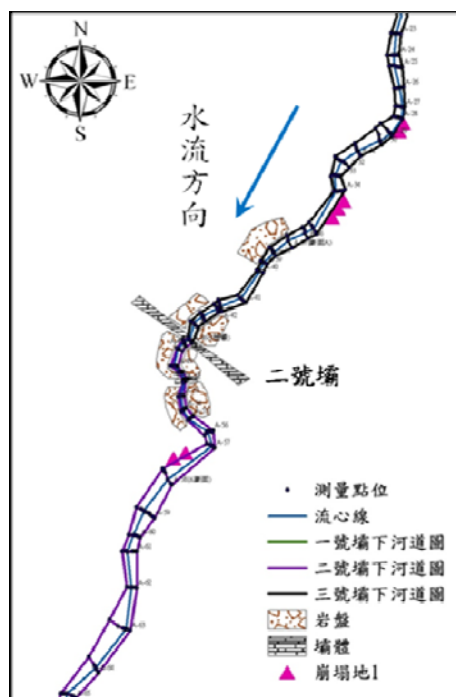


圖 3-33 七家灣溪二號壩上 400 公尺處至二號壩下 200 公尺示意圖

(資料來源：本研究資料)

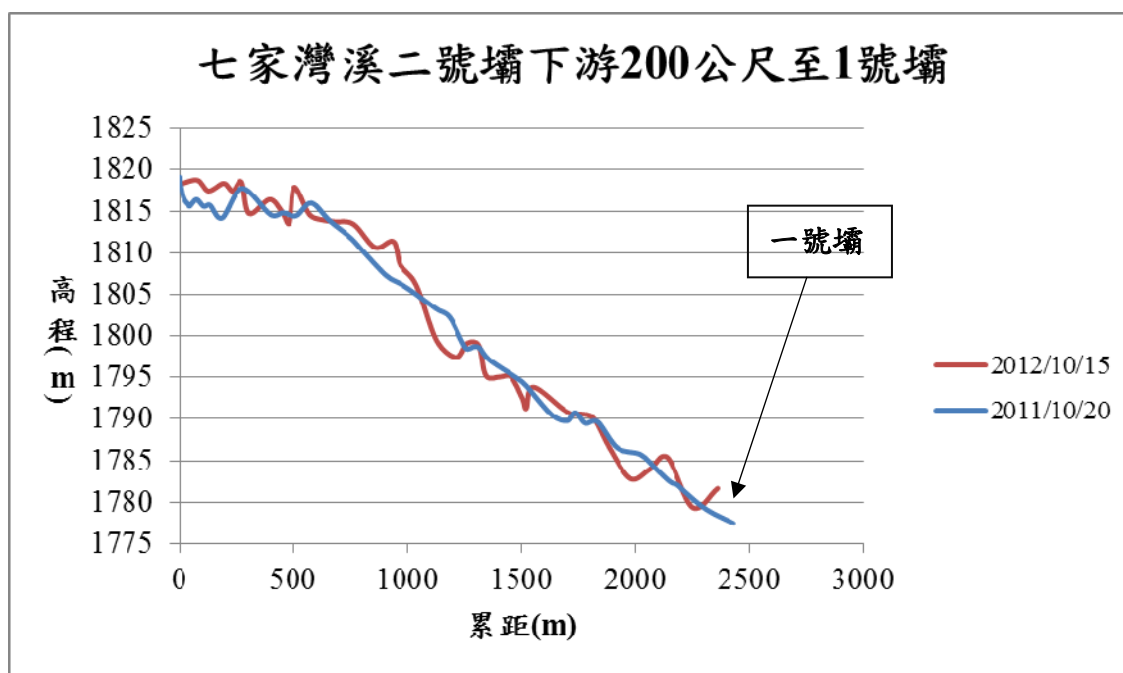


圖 3-34 七家灣溪二號壩下游 200 公尺至一號壩上剖面線

(資料來源：本研究資料)

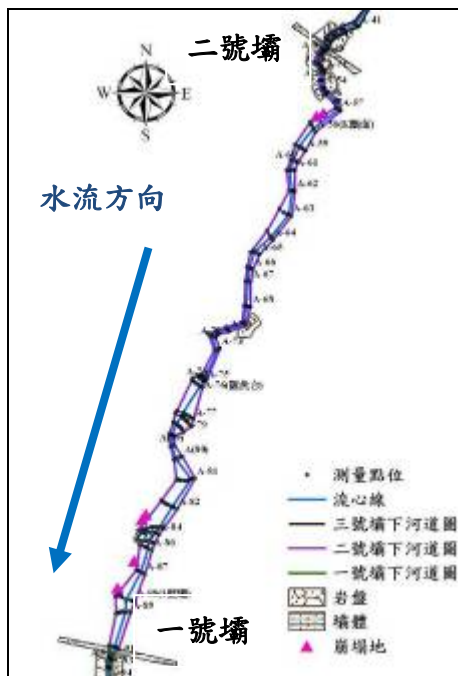


圖 3-35 七家灣溪二號壩至一號壩上測量點位示意圖
(資料來源：本研究資料)

七家灣溪一號壩密集監測結果

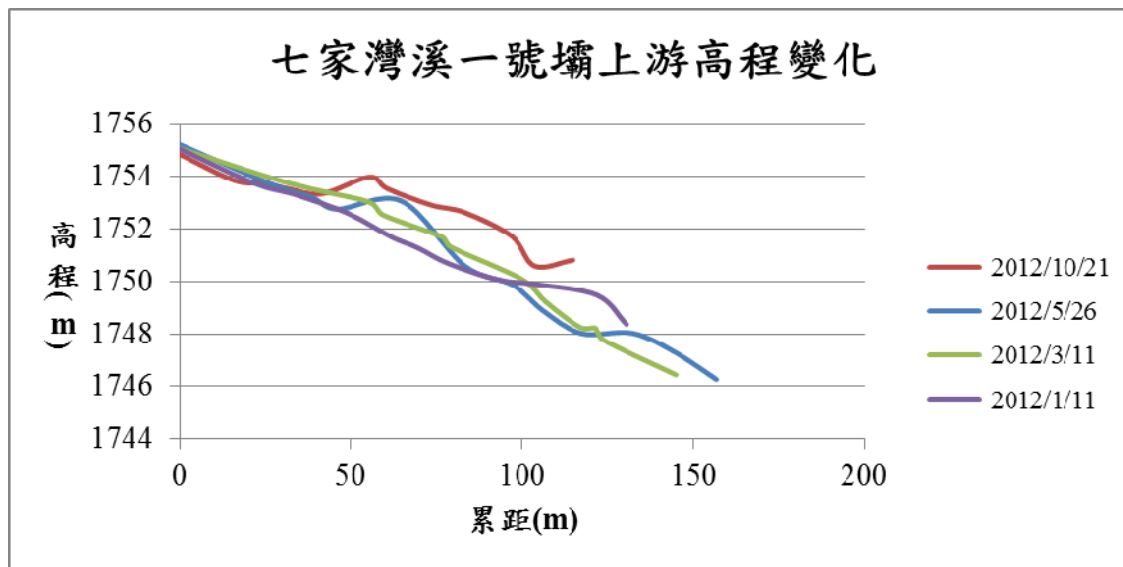


圖 3-36 七家灣溪一號壩上游密集監測剖面高程
(資料來源：本研究資料)

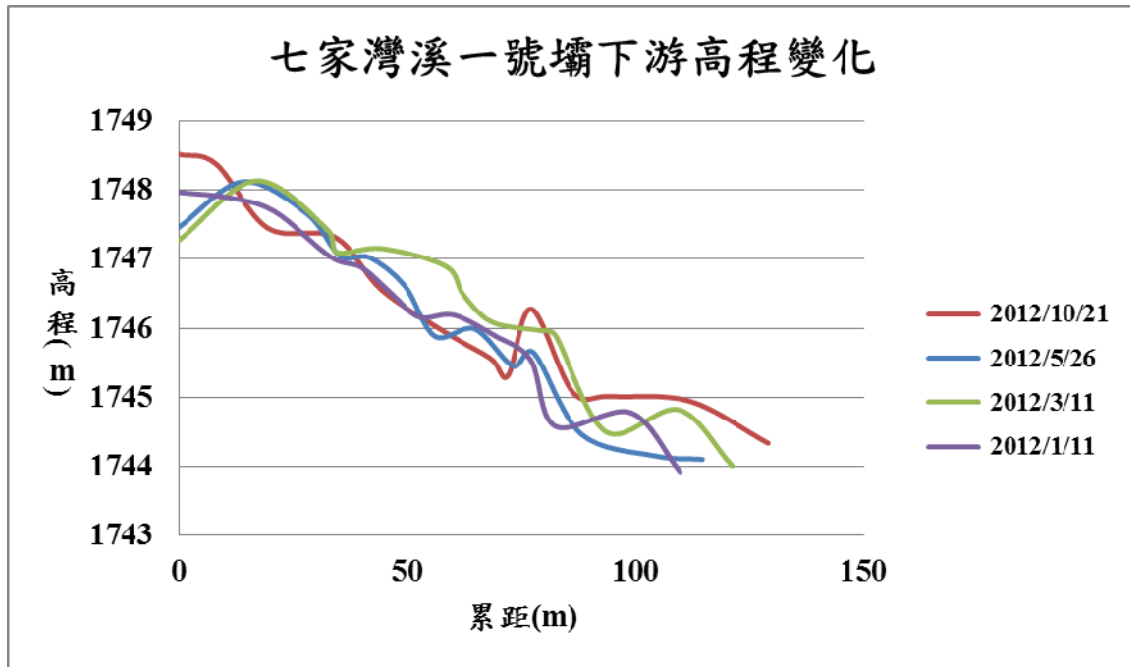


圖 3-37 七家灣溪一號壩下游密集監測剖面高程(資料來源：本研究資料)

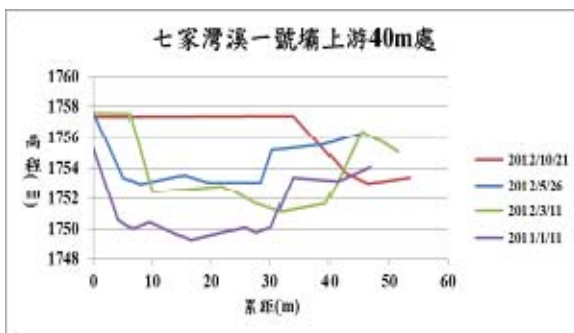


圖 3-38 一號壩上 40m 處剖面高程
(資料來源：本研究資料)

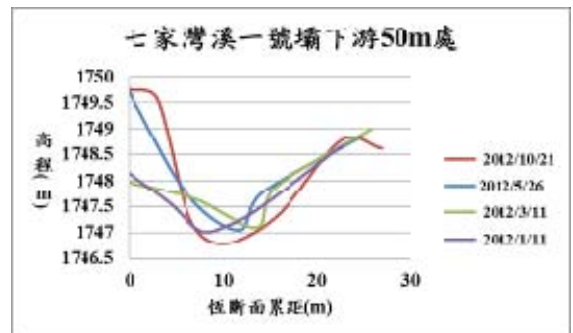


圖 3-39 一號壩下 50m 處剖面高程
(資料來源：本研究資料)

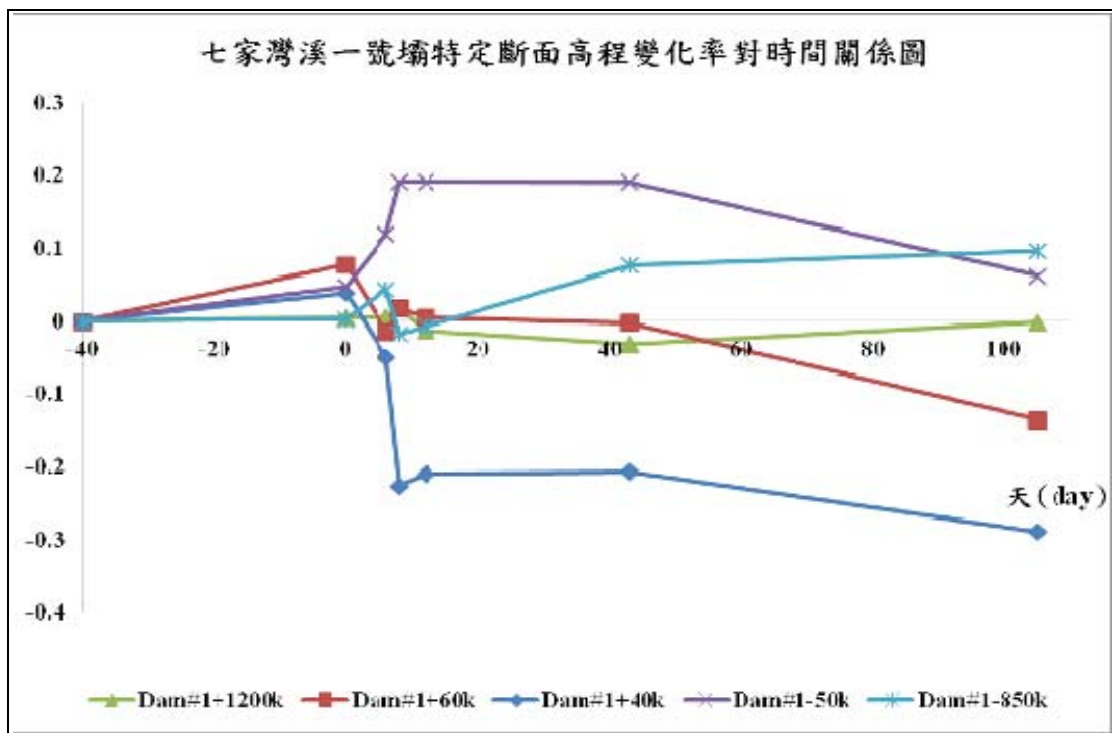


圖 3-40 七家灣溪一號壩特定斷面對時間關係圖
(資料來源：本研究資料)

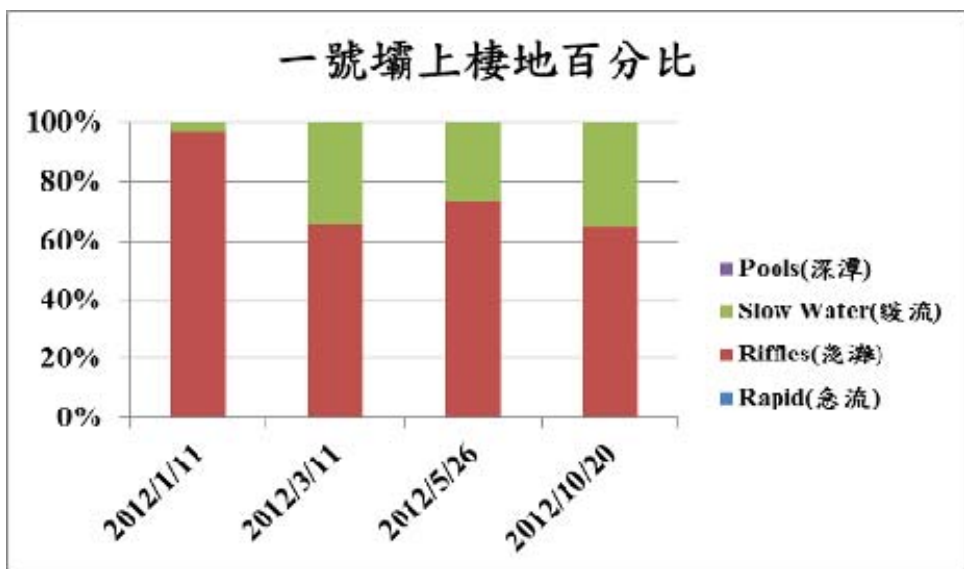


圖 3-41 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

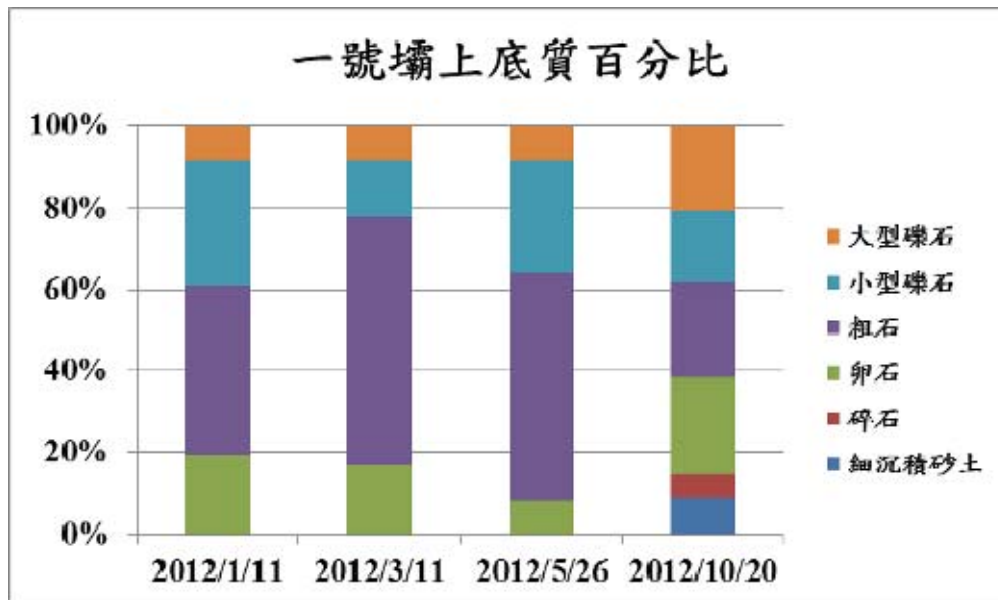


圖 3-42 七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

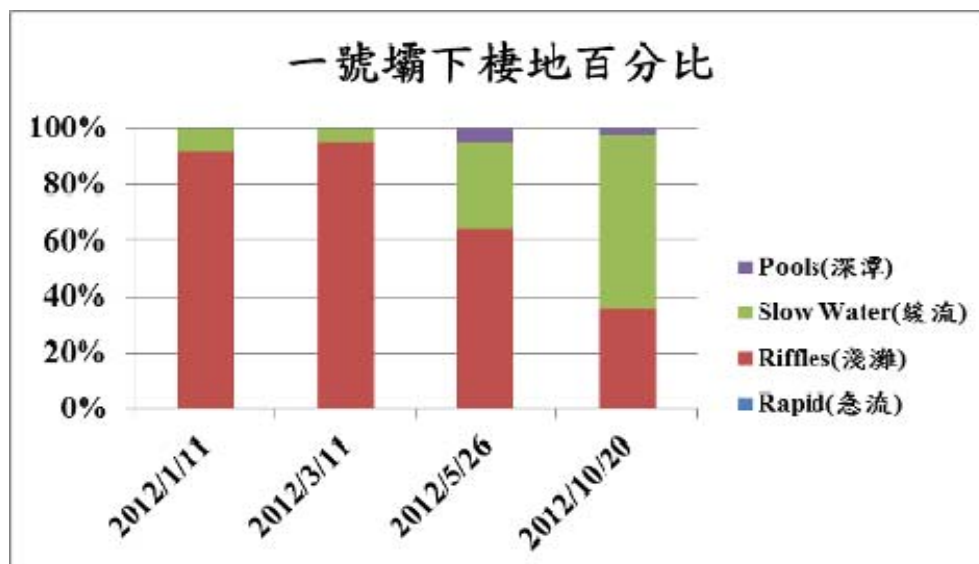


圖 3-43 七家灣溪一號壩下游密集監測棲地類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)



圖 3-44 七家灣溪一號壩下游密集監測底質類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)



圖 3-45 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型
網格圖
(資料來源：本研究資料)



圖 3-46 七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型
網格圖
(資料來源：本研究資料)

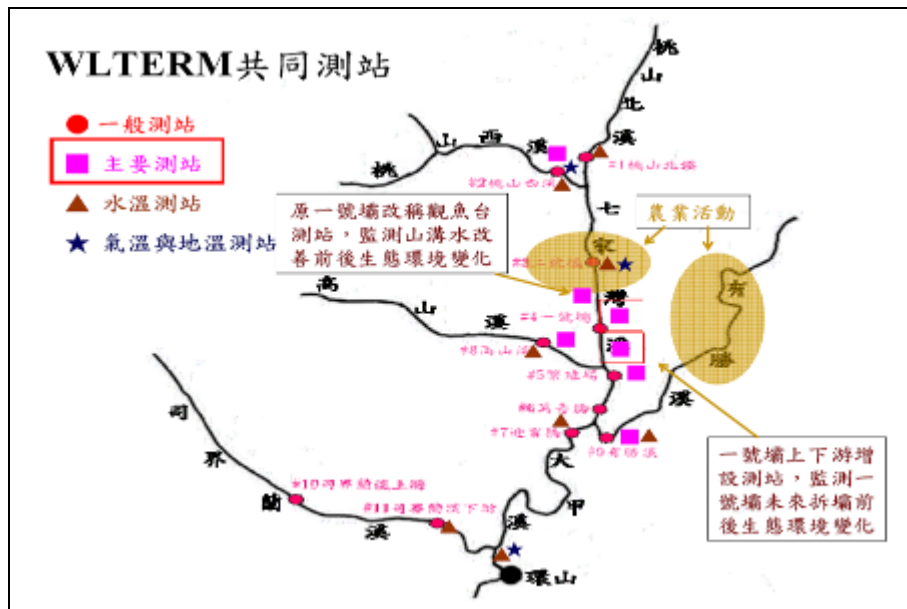


圖 3-47 七家灣溪共同樣區位置分佈圖

(資料來源：本研究資料)

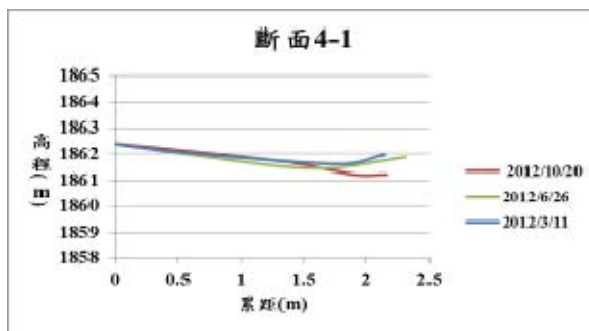


圖 3-48 桃山北溪 4-1 断面剖面高程

(資料來源：本研究資料)

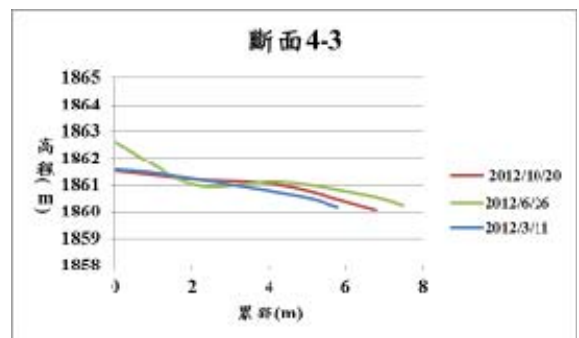


圖 3-49 桃山北溪 4-3 断面剖面高程

(資料來源：本研究資料)

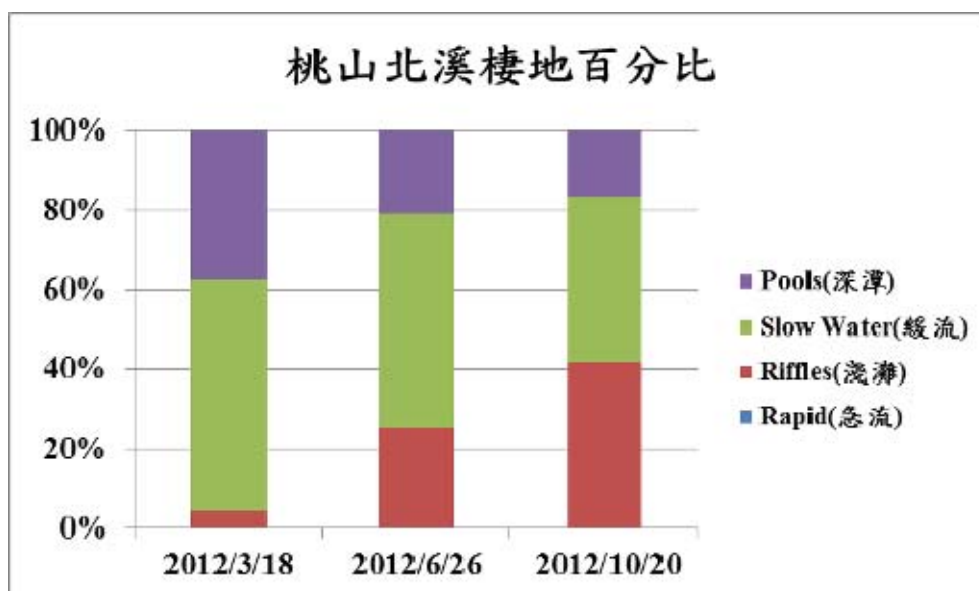


圖 3-50 桃山北溪棲地分佈類型百分比圖

(資料來源：本研究資料)

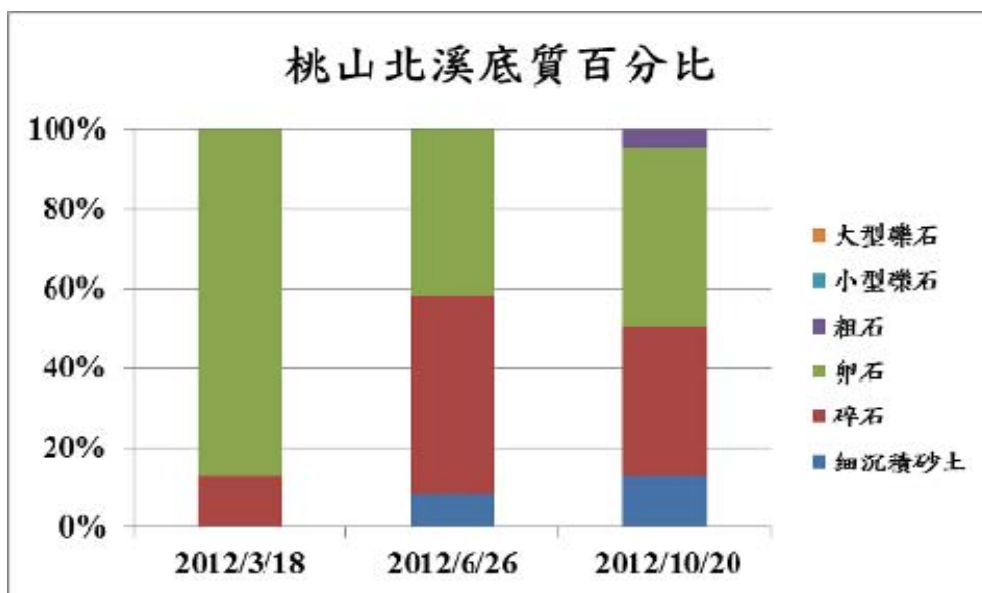


圖 3-51 桃山北溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

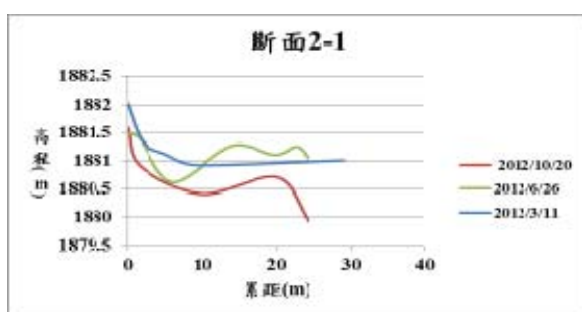


圖 3-52 桃山西溪 2-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

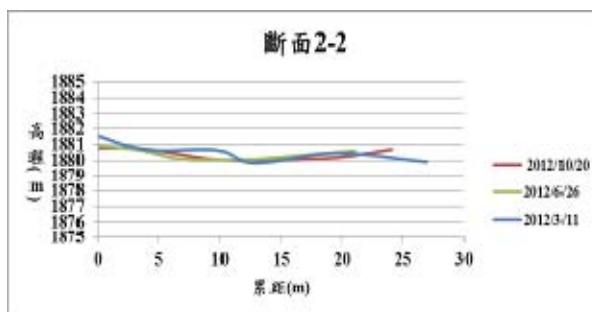


圖 3-53 桃山西溪 2-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

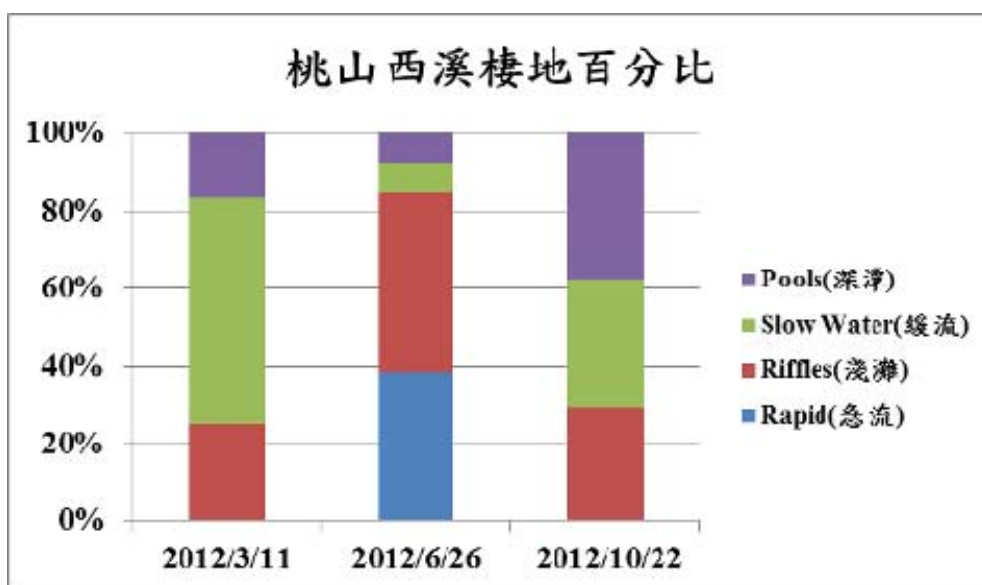


圖 3-54 桃山西溪棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

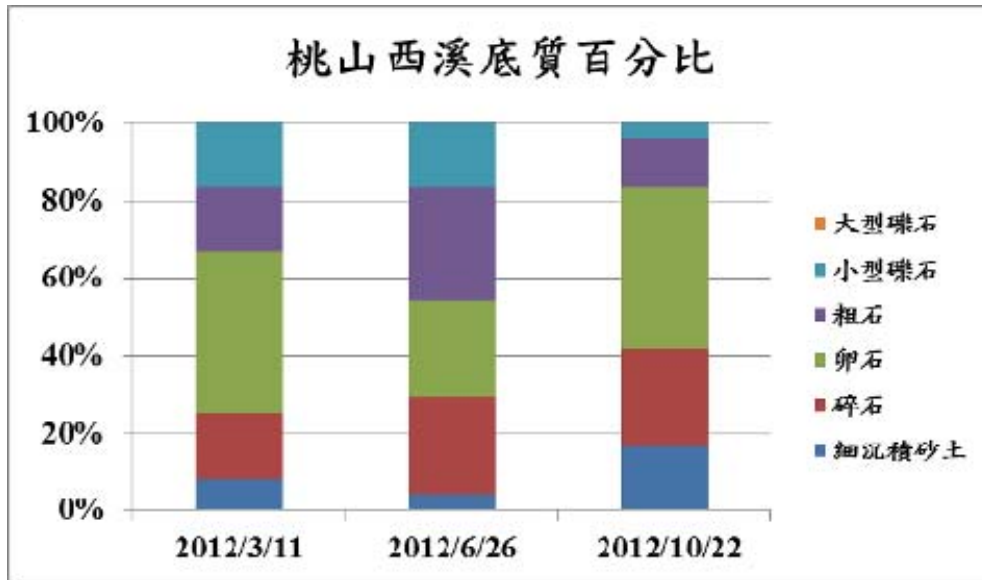


圖 3-55 桃山西溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

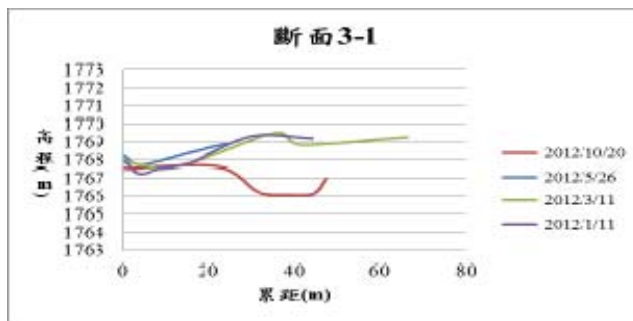


圖 3-56 觀魚臺 3-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

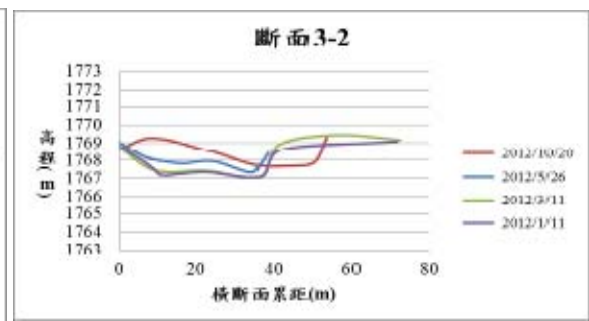


圖 3-57 觀魚臺 4-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)



圖 3-58 觀魚台棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)



圖 3-59 觀魚臺底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

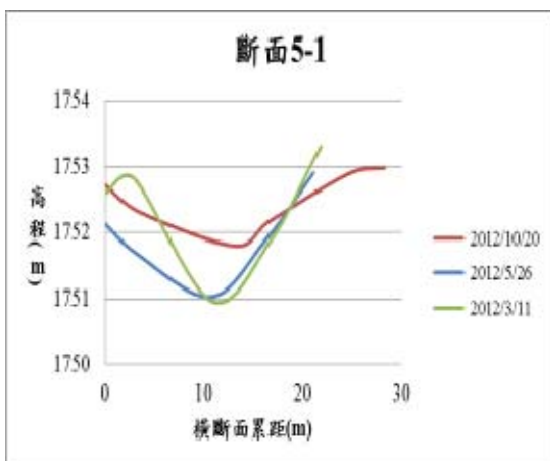


圖 3-60 新繁殖場 5-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

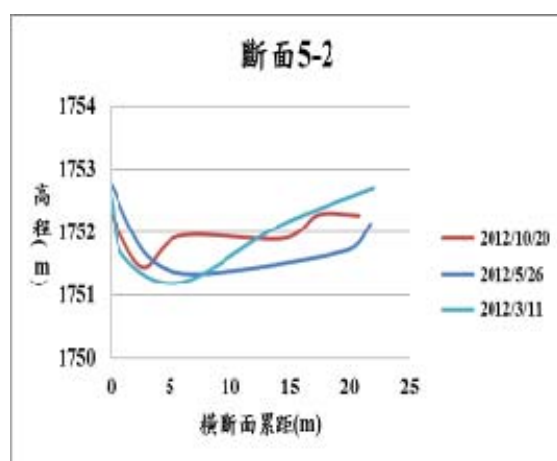


圖 3-61 新繁殖場 5-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

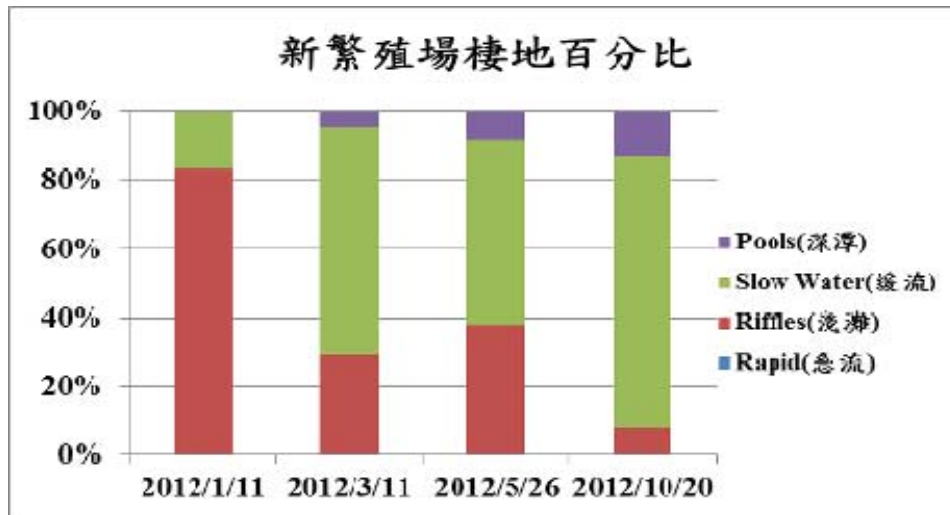


圖 3-62 新繁殖場棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

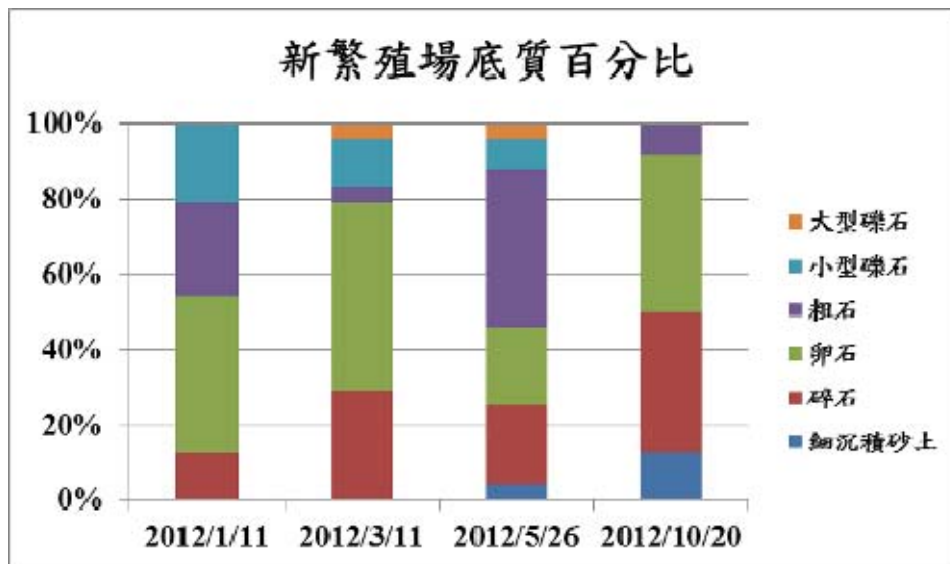


圖 3-63 新繁殖場底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

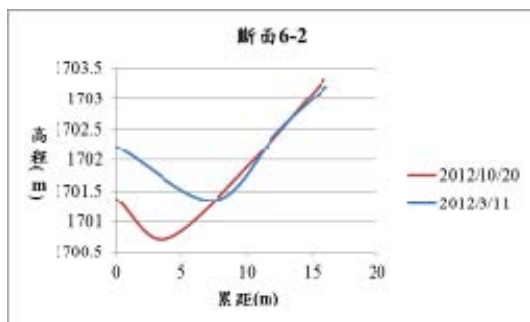


圖 3-64 萬壽橋測站 6-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

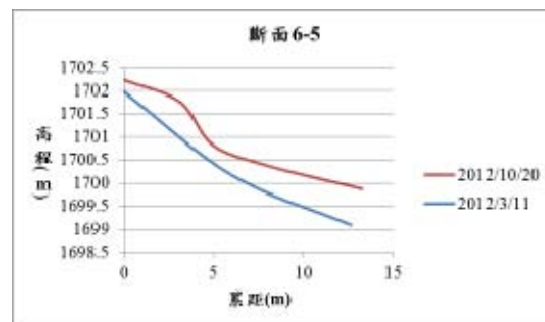


圖 3-65 萬壽橋測站 6-5 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

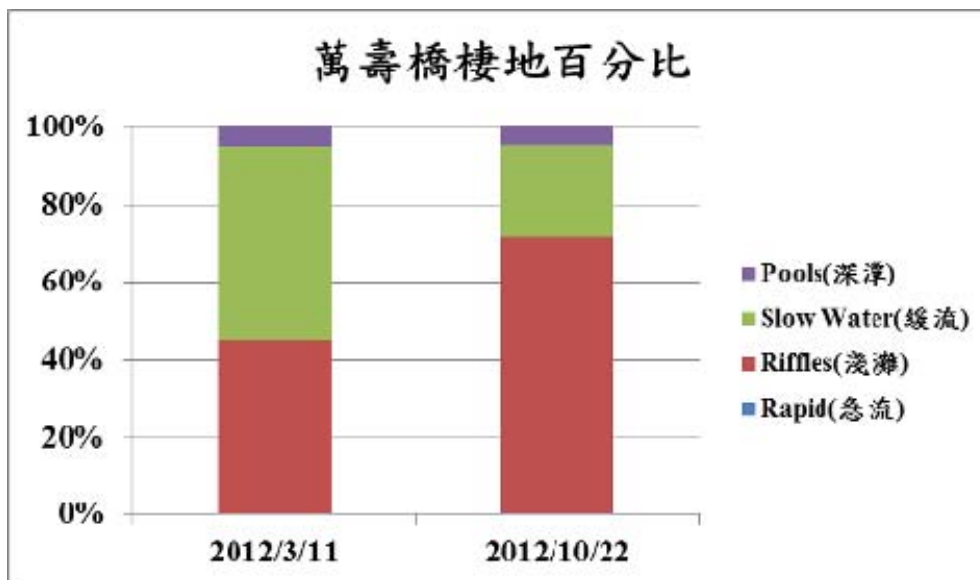


圖 3-66 萬壽橋棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)



圖 3-67 萬壽橋底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

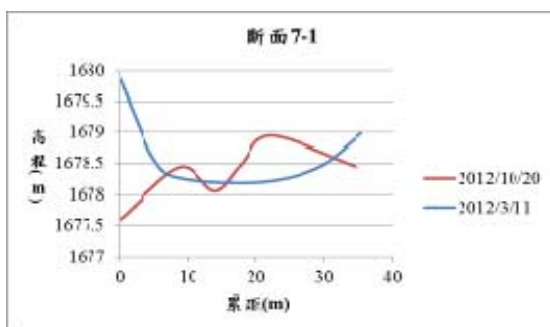


圖 3-68 迎賓橋測站 7-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

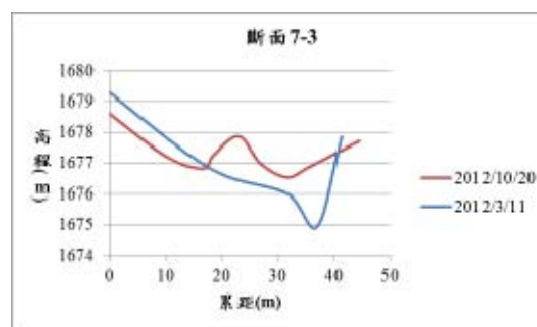


圖 3-69 迎賓橋測站 7-3 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

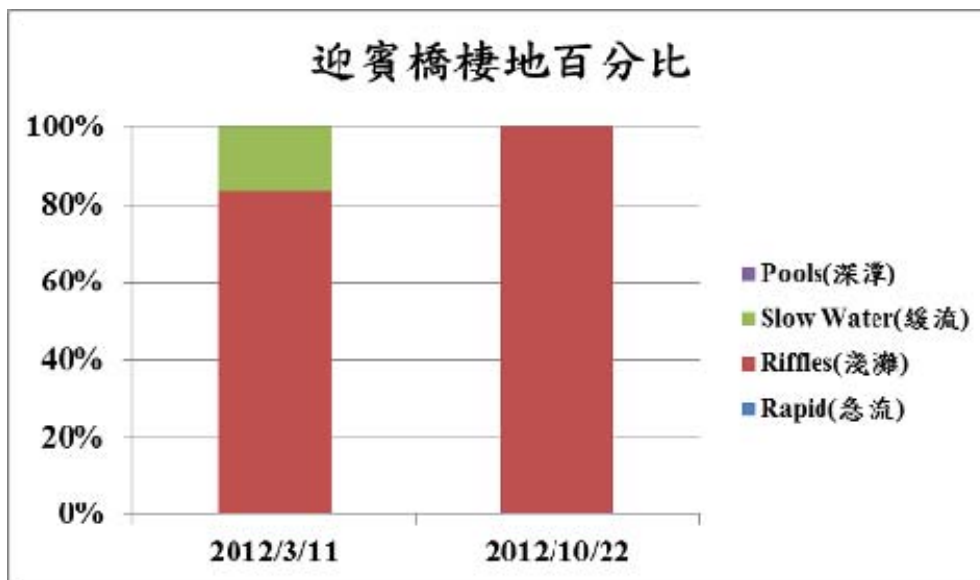


圖 3-70 迎賓橋棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

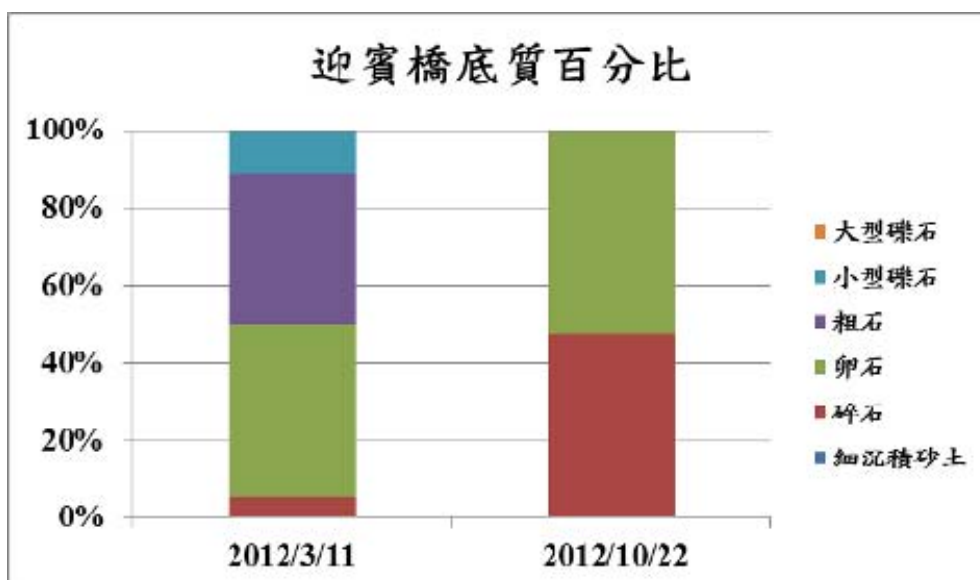


圖 3-71 迎賓橋底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

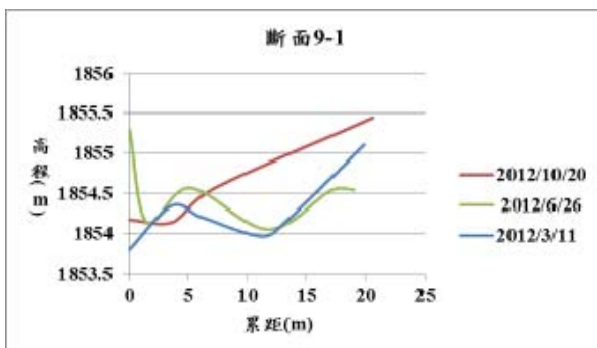


圖 3-72 有勝溪測站 9-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

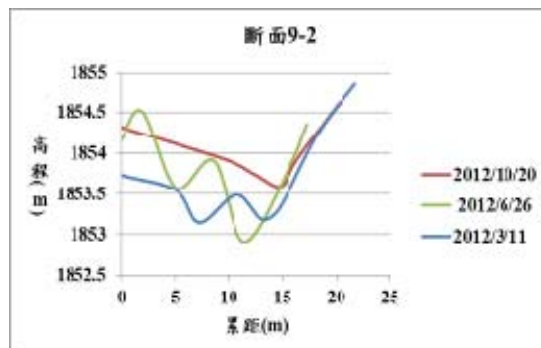


圖 3-73 有勝溪測站 9-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

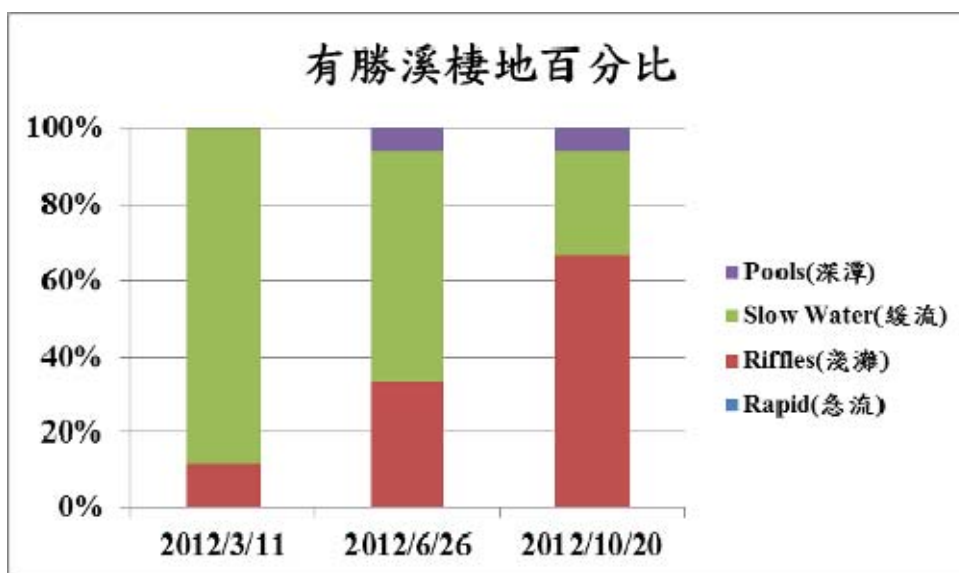


圖 3-74 有勝溪棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

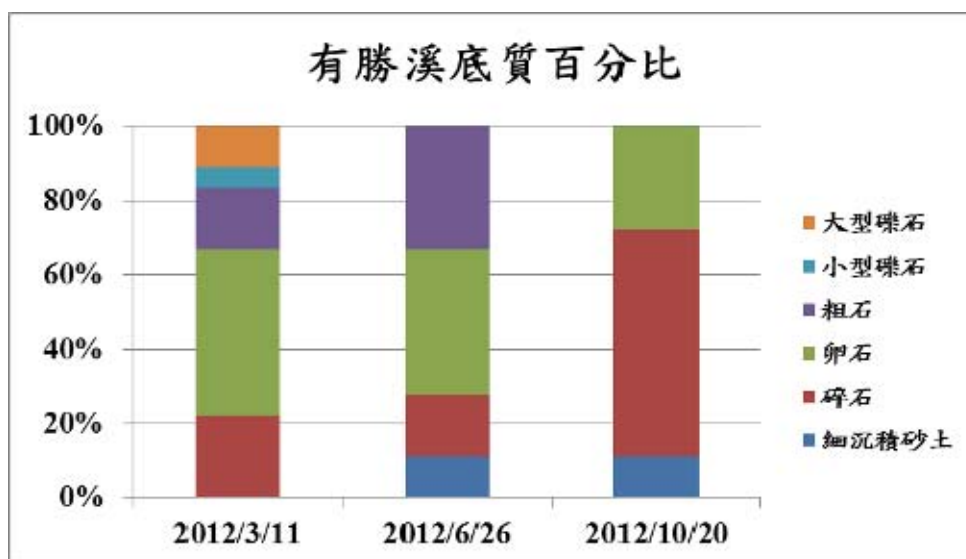


圖 3-75 有勝溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

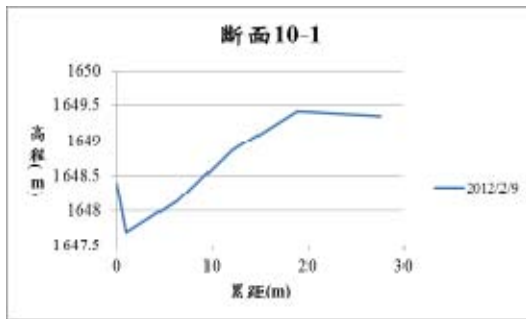


圖 3-76 司界蘭溪上游測站 10-1 断面
(資料來源：本研究資料)

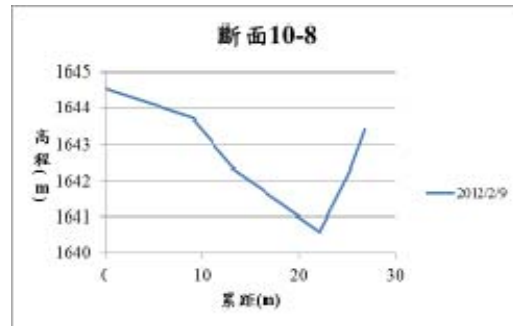


圖 3-77 司界蘭溪上游測站 10-8 断面
(資料來源：本研究資料)

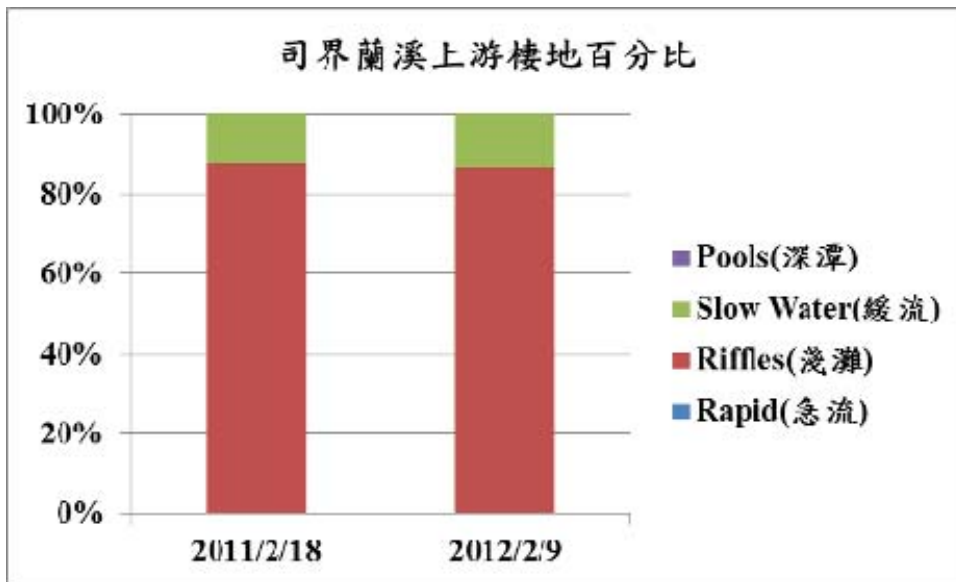


圖 3-78 司界蘭溪上游測站棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

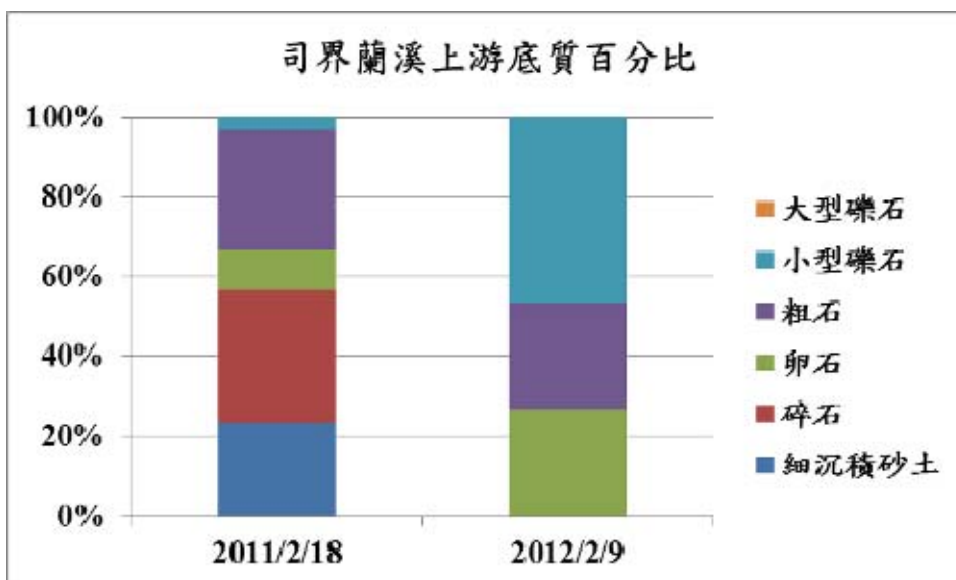


圖 3-79 司界蘭溪上游測站底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

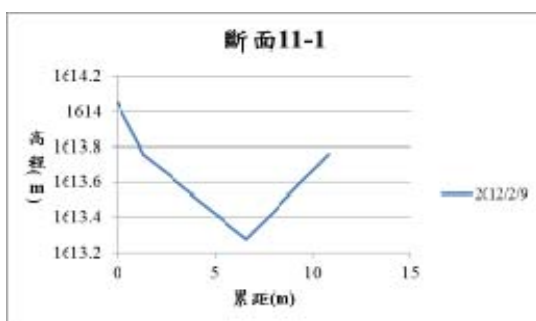


圖 3-80 司界蘭溪下游測站 11-1 断面
(資料來源：本研究資料)

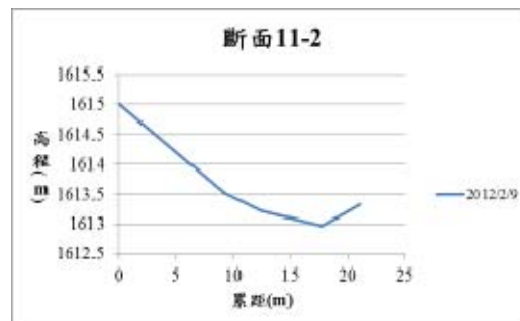


圖 3-81 司界蘭溪下游測站 11-2 断面
(資料來源：本研究資料)

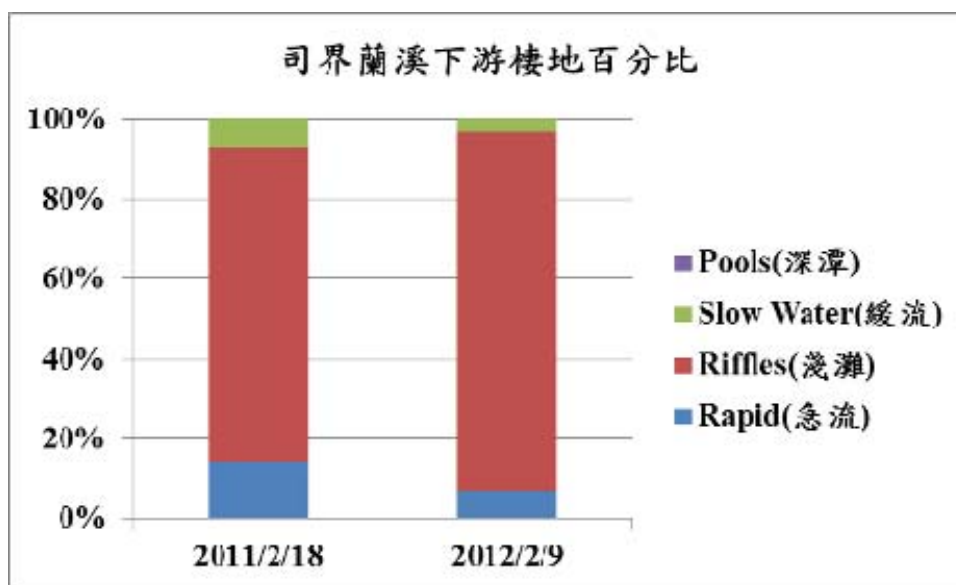


圖 3-82 司界蘭溪下游測站棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

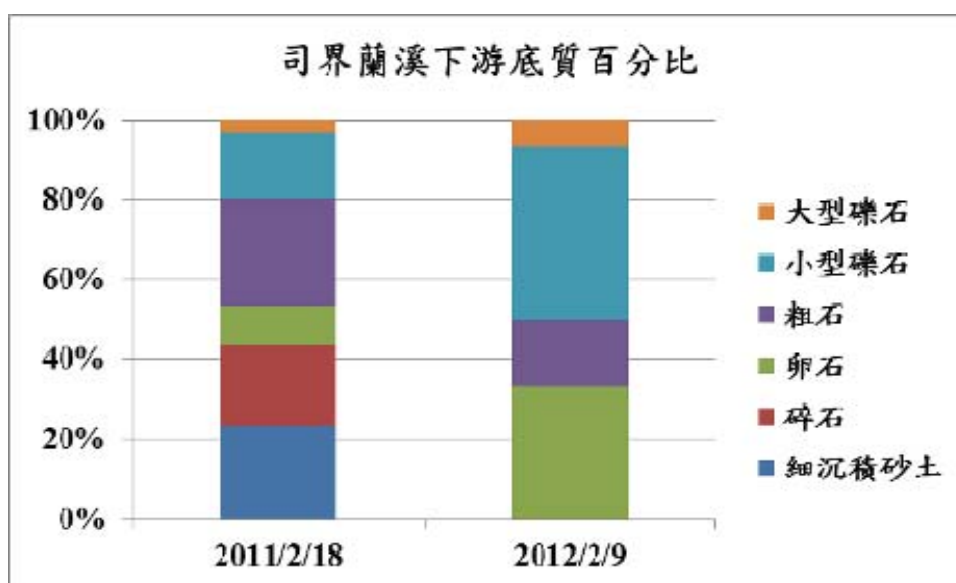


圖 3-83 司界蘭溪下游測站底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

高山溪現地調查照片

(資料來源：本研究資料)



照片 3-1 斷面 2-W 下游面(2012/02)



照片 3-2 斷面 2-W 下游面(2012/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-3 二號壩壩口(2012/02)



照片 3-4 二號壩壩口(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-5 斷面 1-E 下游面(2012/02)



照片 3-6 斷面 1-E 下游面(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-7 断面 1-O 下游面(2012/02)



照片 3-8 断面 1-O 下游面(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-9 一號壩壩口(2012/02)



照片 3-10 一號壩壩口(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-11 断面 0-E 下游面(2012/02)

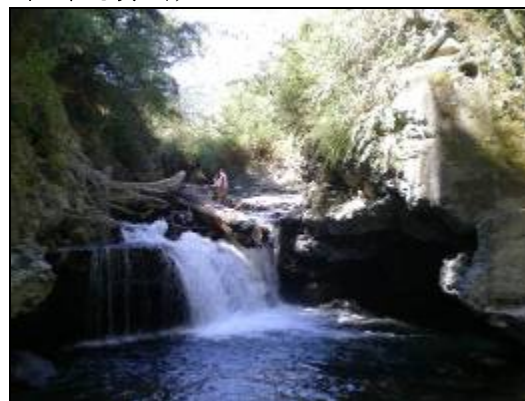


照片 3-12 断面 0-E 下游面(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-13 断面 0-M 殘材壩(2012/02)



照片 3-14 断面 0-M 殘材壩(2012/02)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-15 斷面 0-P 上游面(2012/02)



照片 3-16 斷面 0-P 上游面(2012/02)

(資料來源：本研究資料)

七家灣溪現地調查照片



照片 3-17 一號壩 (2012/01)



照片 3-18 一號壩 (2012/03)



照片 3-19 一號壩 (2012/05)



照片 3-20 一號壩 (2012/10)

(資料來源：本研究資料)

七家灣溪共同樣區調查照片



照片 3-21 桃山北溪斷面 4-2 (2012/03) 照片 3-22 桃山北溪斷面 4-2 (2012/10)



照片 3-23 桃山北溪斷面 4-5(2012/03) 照片 3-24 桃山北溪斷面 4-5(2012/10)



照片 3-25 桃山北溪斷面 4-7 (2012/03) 照片 3-26 桃山北溪斷面 4-7 (2012/10)



照片 3-27 桃山西溪斷面 6-2 (2012/03) 照片 3-28 桃山西溪斷面 6-2 (2012/10)



照片 3-29 桃山西溪斷面 6-5(2012/03)



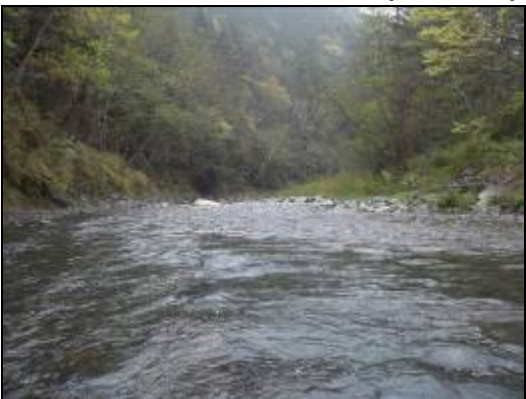
照片 3-30 桃山西溪斷面 6-5(2012/10)



照片 3-31 桃山西溪斷面 6-6(2012/03)



照片 3-32 桃山西溪斷面 6-6(2012/10)



照片 3-33 新繁殖場起始點(2012/03)



照片 3-34 新繁殖場起始點(2012/10)



照片 3-35 新繁殖場斷面 5-4(2012/03)



照片 3-36 新繁殖場斷面 5-4 (2012/10)



照片 3-37 萬壽橋斷面 8-2 (2012/03)



照片 3-38 萬壽橋斷面 8-2 (2012/10)



照片 3-39 萬壽橋斷面 8-5(2012/03)



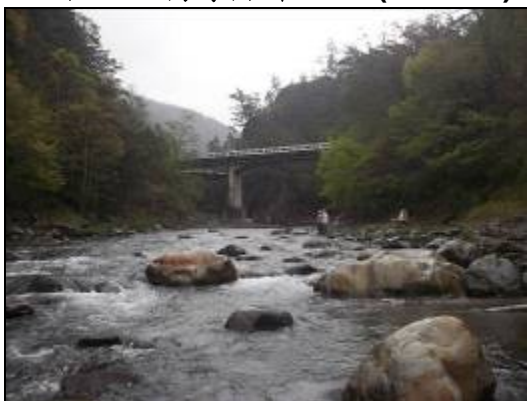
照片 3-40 萬壽橋斷面 8-5(2012/10)



照片 3-41 萬壽橋斷面 8-6(2012/03)



照片 3-42 萬壽橋斷面 8-6(2012/10)



照片 3-43 迎賓橋斷面 9-2(2012/03)



照片 3-44 迎賓橋斷面 9-2(2012/10)



照片 3-45 迎賓橋斷面 9-4(2012/03)



照片 3-46 迎賓橋斷面 9-4(2012/10)



照片 3-47 迎賓橋斷面 9-6 (2012/03)



照片 3-48 迎賓橋斷面 9-6 (2012/10)



照片 3-49 有勝溪 1-2 斷面(2012/03)



照片 3-50 有勝溪 1-2 斷面(2012/10)



照片 3-51 有勝溪 1-5 斷面(2012/03)



照片 3-52 有勝溪 1-5 斷面(2012/10)



照片 3-53 司界蘭溪斷面 10-1 (2011/02)



照片 3-54 司界蘭溪斷面 10-9 (2011/02)



照片 3-55 司界蘭溪舊壩(2011/02)
(資料來源：本研究資料)

第四章 水質研究

官文惠、胡維娟、吳宏彬、陳柏瑋、黃彥霖、張峻愿

明志科技大學環境與安全衛生工程系暨環境與資源工程研究所

摘要

關鍵詞：七家灣溪、臺灣櫻花鉤吻鮭、水質監測

一、研究緣起

武陵地區七家灣溪為國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息地，該水域生態系受水環境參數之影響甚巨，故有監測該地水質變化之必要性。本研究除持續針對七家灣溪流共同採樣點進行水質採樣分析外，另因前人研究顯示右岸中游山溝水有高濃度之硝酸鹽，故本計劃今年度仍持續在山溝及其附近排水溝之上中下游進行密集採樣。

七家灣溪上游附近之8.1公頃回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，故本團隊持續於該區附近之測站包括桃山西溪、觀魚台及二號壩進行採樣以分析水質變化。另外，為配合雪霸國家公園管理處於民國一百年五月進行一號壩壩體改善工程，本團隊今年持續監測一號壩上下游水質，以了解壩體改善工程對水質之影響。

二、研究方法及過程

本研究針對武陵地區溪流包括桃山西溪、高山溪、有勝溪、七家灣溪與右岸之山溝及排水溝共設置多個採樣點，以雙月份(2、4、6、8、10月)進行採樣。本年度延續去年一號壩壩體改善工程密集監測，以分析工程對水質長期之影響。採樣後現場量測pH、水溫、導電度及溶氧等水質項目；濁度、矽酸鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、硫酸鹽、氯鹽、磷酸鹽、氨氮、總有機碳等水質項目，則待現地採集樣品後，運回實驗室分析。

三、重要發現

水質監測結果顯示，武陵地區大部分溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準。在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其他溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其他溪流有關。

一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。

山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，顯示該區域水質受人為活動影響，故持續的管理與改善仍有其必要性。8.1公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到99年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚台(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從2.2mg/L縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。

四、主要建議事項

根據本研究於武陵地區七家灣溪流域之水質採樣分析結果，可做成立即可行及長期建議事項，分述如下：

1.立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局

由監測結果顯示，有勝溪水溫及營養鹽濃度均高於七家灣溪其他測站，建議適度調整有勝溪濱岸土地利用方式，降低耕作農地比例，增加林地面積，俾利鮭魚生存棲地之拓展。

ABSTRACT

Keywords: Chiachiawan stream, Formosan landlocked salmon, Water quality monitoring

The available information indicated that human activities, including farming, camping and travel recreation could contribute significant nutrients into Chichiawan stream. These nutrients may influence the main habitat of the Formosan Salmon. Therefore, the objectives of this project were to monitor the water quality.

The study results imply that most of the water quality in these streams is good enough, but the nutrients and conductivity of the sampling site near the agricultural farms are higher than the criteria for salmon (H. C. Chen, 1998).

Dam removal affects the water quality in a short term of one to two weeks. The turbidity drastic increased during the construction at the sampling sites near dam #1, but after construction the turbidity immediately decreased to the level of other sites. Moreover, the nitrite and ammonium also increase during the period of construction and decrease after 2 weeks of construction. Due to a significant precipitate occurred just before the construction, it may partly contribute to the increase of ammonium and nitrite.

In light of this study, several suggestions were proposed: (a) in the short term, the monitoring of water quality is necessary because the agricultural activity is still in progress, (b) in the long term, the removal of nutrients from the water of agricultural discharge could be effectively achieved by the land-use and travel recreation management, and additionally, the automatic monitoring of water quality are also recommended.

一、前言

(一) 研究緣起

武陵地區七家灣溪為國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息地，該地區的土地利用型態包含了林地、崩塌地、果園、菜園、公共建設等，故自然與人為活動將對該水域水質造成極大之衝擊並間接影響該生態系之平衡（陳，1998，王，1998，于與林，2003）。根據王氏（2003）對武陵地區土地利用型態調查之研究成果顯示，七家灣溪沿岸之農業行為與人為活動對水質有一定程度之影響，農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭主要棲息地之溪流水質，故有長期監測該地水質變化之必要性。

(二) 研究目的

本研究除持續針對七家灣溪流共同採樣點進行水質採樣分析外，另因前人研究顯示右岸中游山溝水有高濃度之硝酸鹽，故本計劃今年度仍持續在山溝及其附近排水溝之上中下游進行密集採樣。

七家灣溪上游附近之8.1公頃回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，故本團隊持續於該區附近之測站包括桃山西溪、觀魚台及二號壩進行採樣以分析水質長期變化。另外，為配合雪霸國家公園管理處於民國一百年五月進行一號壩壩體改善工程，本團隊今年持續監測一號壩上下游水質，以了解壩體改善工程對水質之影響。

(三) 文獻回顧

1. 研究樣區特性

雪霸國家公園位於台灣本島之中北部，境內高山林立，景觀壯麗，由大安溪河谷海拔760公尺至3886公尺的雪山主峰，高差達3000多公尺，自然資源極為豐富；園區內涵蓋了觀霧遊憩區、武陵遊憩區與雪見遊憩區等三個遊憩區，國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅

尾山，北抵境界山，總面積達76,850公頃，含括新竹縣五峰鄉、尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中縣和平鄉，屬於高山型之國家公園（圖4-1）。

武陵遊憩區內包括了七家灣溪、有勝溪、高山溪三大主要水系，七家灣溪為大甲溪上游的主要支流，由北方的桃山西溪與桃山北溪匯流而成，並在下游匯入高山溪形成七家灣溪流域。地質方面多為板岩與頁岩；水質方面，溪流含氧量高，溶氧量變化在7.5 ppm到12 ppm之間；酸鹼值在7至9.5之間呈弱鹼性，營養鹽含量低，除部份地區受農業活動稍有影響外，一般含量均低，整體來看，武陵地區水質為良好。

七家灣溪全長約15.3公里，其上游多峽谷深潭地形使得溪流溫度維持低溫，河段棲地富變化且遮蔽性高使其成為臺灣櫻花鉤吻鮭適合生存之流域，中游河段的湧泉支流則是臺灣櫻花鉤吻鮭在豪雨時最佳的避難場所。

雪霸國家公園武陵遊憩區以臺灣櫻花鉤吻鮭生態保護區為著名的景點，為保育臺灣櫻花鉤吻鮭得以永續生存，雪霸國家公園管理處積極採取復育工作。臺灣櫻花鉤吻鮭為冷水性鮭鱒科魚類，冰河時期生活在台灣大甲溪流域，冰河時期結束後無法進入海洋迴遊，成為陸封型鮭魚而生活在大甲溪上游1500公尺處的高山溪流地區。這些溪流的坡度平緩，水溫維持攝氏16℃以下，溪流兩岸由砂岩與板岩組成，河床甚少泥質，且樹木茂密，水量充沛，水生昆蟲種類豐富，所以臺灣櫻花鉤吻鮭得以在此生存。

2. 臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質

臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質條件對魚隻數目有相當大之影響。張（1989）與陳（1998）研究指出臺灣櫻花鉤吻鮭對水質的要求如下所述，溫度是最直接影響鮭魚的生存條件，鮭魚生存最適溫度在5~17℃為最佳，孵化時7~12.5℃，水溫過低攝食率亦隨之降低，過高對魚卵會產生致死作用；水溫升高更會造成溶氧的降低，水溫控制著魚類的攝食、代謝、生長率影響魚類甚巨。

pH值介於6.5~8.5時對魚類生產力最好，pH值大於9與低於5.2時對魚類鰓的

表面細胞有損害作用，更會產生大量黏液妨害魚類呼吸。當pH值過高水中氨會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類更會造成影響。導電度表示水中離子的含量多寡，鮭魚最適水中導電度條件介在120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間。冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在7 ppm以上或飽合度85%以上，溶氧過低會影響消化作用，當低於2.65 ppm以下時便會產生窒息現象；溶氧過高會造成鰓微血管和皮下組織會出現氣泡，妨礙血液循環而使魚類出現呼吸困難導致死亡。

濁度要求在5 NTU之下，濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，懸浮顆粒更容易經由摩擦對水棲生物造成物理性的傷害，若附著於魚卵表面，則其透氧率會降低導致孵化率亦隨之降低。生化需氧量代表著水中有機物質的多寡，其值越低表示其水中有機物的含量越少，水質亦越好。在甲級河川水體其生化需氧量值規定於1 ppm以下，鮭鱒魚類對水中生化需氧量的濃度可忍受在1 ppm以下，孵化時忍受值更低為0.6 ppm以下。

硝酸鹽於水體未污染之上限濃度為0.5 ppm，若大於10 ppm會加速水中藻類繁殖造成水質優養化，並使溶氧減少。鮭鱒魚類對水中硝酸鹽的濃度可忍受在2 ppm以下。亞硝酸鹽氮為一具有毒性的物質，飲用水規定的最高容許濃度為0.1 ppm，鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為50 ppb，孵化時則需低於30 ppb（陳，1998），歐盟則訂定亞硝酸鹽氮上限為 $3.0 \mu\text{g N L}^{-1}$ （表4-4）。在氨的部分，當pH值過高水中氨會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響。故學者（陳，1998）建議水中氨濃度應小於12.5 ppb，歐盟(2006年)則嚴格訂定水中非離子態氨濃度須小於4 ppb，總氨濃度須小於30 ppb（表4-4）。

冷水性鮭鱒魚類對氯極為敏感，水中若含有0.3 ppm的氯，兩個小時內虹鱒便會死亡；含氯0.25 ppm時，4~5個小時便能殺害幼魚。氯的毒性影響常是久遠的且無法復原，在含氯的溪水中會導致魚類的鰓受損而無法保持體內離子平衡。其他化合物與氯結合後大多數具有毒性，生物不能經由代謝而排除致使魚類死亡。環境中的磷大多以磷酸鹽（ PO_4^{3-} ）的型式存在。磷關係著水質優養化的發生，溶解性磷酸鹽水體未受污染之上限濃度為0.01 ppm，鮭鱒魚類對水中磷酸

鹽的忍受濃度為10 ppb。

3. 氮的來源與型態

(1) 氮的來源

楊（1997）說明氮肥的來源之種類甚多，包括有機質與無機質的來源。

A. 有機質的來源：

各種有機質中均含有氮的成份，由胺基酸所組成的蛋白質含量甚高，一般在動物性肉及豆科植物中經由共生或非共生將大氣中的氮固定成生物能利用的 NH_3 而合成胺基酸。有機態氮需經分解成小分子或無機態氮後才利於被植物所吸收利用。氮肥中有胺基酸所組成的有機氮肥，施肥進入土壤中大部分都會被分解為無機態氮肥。

B. 無機質的來源：

無機氮的來源大多是將大氣中的氮氣經高溫高壓合成 NH_3 之後的產物，或工業合成的氰胺基化鈣（ CaCN_2 ），少部份來源是由自然界沈積的礦石中來獲得。

(2) 氮的型態

土壤中氮素的存在型態可區分為五種分別為有機的氮、在土壤溶液及交換位置的礦物氮、在殘質內的氮、在黏粒中固定的銨態及氣態的氮。因此，土壤的氮可分為「有機態」及「無機態」的氮，各種不同土壤中所佔的比例差異甚大，一般有機態氮的量高出許多，約佔95%以上，無機態氮約僅佔5%以下。

4. 磷的形態與傳輸

(1) 磷的形態

土壤中磷素的形態主要可區分為下面三類：

- A. 土壤有機質內的有機。
- B. 無機磷，存在於鈣、鎂、鐵、鋁及粘粒結合的磷。
- C. 存於生命體中的有機及無機磷。

有機質中的有機磷將受土壤微生物的分解，轉化為無機磷素，這是有機磷的「礦質化作用」。植物在土壤中吸收的磷素形態大都以磷酸二氫及一氫離子 (H_2PO_4^- 及 HPO_4^{2-})，其中吸收 H_2PO_4^- 較 HPO_4^{2-} 容易，部份有機磷也有少量能被植物吸收。在土壤液中 H_2PO_4^- 及 HPO_4^{2-} 之比例受 pH 的影響，在偏酸性時則以 H_2PO_4^- 為多；反之則以 HPO_4^{2-} 為多。

(2) 磷的傳輸

土壤的主要營養元素中，磷素與氮素的行為差異甚大，氮素在土壤之移動或流失容易發生，而磷素移動或流失則較不容易發生。磷在濕潤的土壤中擴散係數比氮的擴散係數小 1000 至 2000 倍，磷素不易從表土中向下移動到深層土壤，尤其粘粒多的土壤更不易移動，有機磷的移動較無機磷高，有機質有助於磷素在土壤中的移動。然而，磷在低溫時不易被固定；高溫時磷則較易被固定。

磷之傳輸方式主要可分為滲淋、沖蝕與降雨逕流三種方式。當降雨發生時，因為深層土壤磷含量較少，滲入土壤內之雨水會將土壤中的磷帶到更底層之土壤。但若土壤是含有大量有機質或是泥質性土壤則有機質會隨著磷和鐵、鋁離子一起往下入滲，減少磷被土壤吸附的量。

磷的傳輸主要是以逕流的方式傳送溶解性磷和吸附在微粒上的粒狀磷。Wischmeir and Smith (1978) 研究指出溶解性磷極易被植物攝取、淋溶至地表下層或溶至表面逕流水；粒狀磷則會被吸附於土壤微粒與有機質當中，並且為耕地主要流失磷的來源（達 75~90%），在草地或林地，主要流失磷的來源為溶解性磷。

粒狀物磷主要藉由降雨所造成之土壤沖刷和雨水逕流兩種形式移動。當降雨發生時雨水會沖擊土壤表面，若土壤表面沒有很好的覆蓋或保護，很容易造成土壤脫離母體，脫離之土壤又會隨著雨水逕流搬運作用被帶至遠方。

溶解性磷主要也是藉由逕流作用移動，雨水逕流會把土壤中還未被植物吸收、溶解於土壤水或不溶於土壤水的磷沖出，之後便隨地表逕流至遠方。Sherpley (1995) 指出地表逕流水中磷的濃度就和土壤中磷的量有密切之關係，尤其和表土五公分土壤中含磷量有相當大之關係。

5. 硫

硫是植物營養的次要元素，其需要量次於氮、磷、鉀三要素。硫為合成植物蛋白質的必需物，亦可協助酵素與維他命的合成，也是葉綠素形成所必需。

土壤中的無機硫是以 SO_4^{2-} 的型態存在，硫酸根呈負價，不易被土壤黏粒與有機質吸附，容易存於土壤的溶液中隨之移動，易被淋洗而流失，造成表土含硫量低，底土含硫量高的現象。

硫肥的來源可分為可溶性硫與不可溶性硫兩大類，可溶性型態的硫肥是以鈣、鉀、銨、鎂、鋅、銅、錳的硫酸鹽類，對農作物的有效性高，但易因被淋洗而流失，尤以砂土質地及雨量多的地方更易流失。不溶性硫是元素硫，不能直接被植物利用，需經土壤微生物的氧化作用轉化，充分的水分、通氣、較高的土壤溫度及細粒礦粉等條件有利於元素硫轉化為可溶性之硫酸根而利植物吸收。

二、材料與方法

研究流程規劃如圖4-3，主要研究地點為武陵地區溪流，包括桃山西溪、高山溪、有勝溪、七家灣溪與右岸之山溝及排水溝。採樣時程以雙月(2、4、6、8、10月)進行。採樣點相關位置如圖4-4。其在武陵地區現場分析的水質項目有pH、溶氧、導電度與水溫等四個項目，實驗室測定項目為濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、正磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等九個分析項目。所採集之溶解態水體樣品保存方式如表4-2所示。

(一) 採樣地點介紹

採樣地點包括武陵地區內之桃山西溪、高山溪、有勝溪及七家灣溪等四條溪流，水樣採集共設置十個測站，分別為：桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、山溝與排水溝，各採樣點週遭環境特性描述如下：

桃山西溪(#2)：為桃山西溪後匯入七家灣溪，採樣地點為武陵吊橋下方，此處河寬約4-5公尺，水深約60公分，上游處有一攔砂壩，水流較急。

二號壩(#3)：溪流旁有大面積果園，主要種植物為水蜜桃樹、蘋果樹與梨樹，河寬約10公尺。

觀魚臺(#4)：為七家灣溪流的中段，與道路相鄰甚近，此處河寬約4-5公尺，水深約40公分。

繁殖場(#5)：新繁殖場，由億年橋旁進入，河床寬廣，河寬約16公尺，水深約55公分。

高山溪(#8)：由億年橋進入，步行約十分鐘，河寬約4-5公尺，水深45公分，原位於此處的攔砂壩已拆除，溪岸為芒草居多。

有勝溪(#9)：為有勝溪的下游，旁為武陵收費口，河寬約4-5公尺，水深約60公分，此區流速緩慢，上游有農田栽種。

一號壩上游(#12)：距離一號壩上游約100公尺處，為一開闊地形，右側有些許植被覆蓋。

一號壩下游(#13)：距離一號壩下游約100公尺處，兩岸為陡峭岩壁。

山溝：距離觀魚台上游約700公尺處，右邊有大空地一處，常有車輛停放。

排水溝：距離觀魚台上游約400公尺處，左邊水泥路邊即為排水溝。

(二) 水質分析方法

溶解態樣品實驗分析方法均根據環境檢驗所公告之實驗分析方法，另二氧化矽是改採用HACH Method 8186分析。

1.pH：

利用玻璃電極及參考電極，測定水樣中電位變化，可決定氫離子活性，而以氫離子濃度指數（pH）表示之。pH之測定需要用標準pH溶液先行校正pH度計（HACH sension1）後，再測定水樣之pH。

2.導電度：

導電度為將電流通過1 cm²截面積，長1 cm之液柱時電阻之倒數，單位為mho/cm，導電度較小時以其10⁻³或10⁻⁶表示，記為mmho/cm或μmho/cm。導電度之測定需要用標準導電度溶液先行校正導電度計（HACH sension5）後，再測定水樣之導電度。

3.溶氧：

利用溶氧計測定水樣中溶氧值（YSI 500A）。

4.濁度：

在特定條件下，比較水樣和標準參考濁度懸浮液對特定光源散射光的強度，以測定水樣的濁度（WTW TURB350IR）。

5.矽酸鹽：

水樣經過濾後，矽酸鹽於胺基酸、檸檬酸酸性溶液下與鉬酸鹽反應生成藍色之反應物，以分光光度計（HACH DR/2010）於815 nm 波長處測其吸光度而定量水中矽酸鹽濃度。

6. 硝酸鹽氮：

水樣中之硝酸鹽離子以離子層析儀（DIONEX ICS-1500）分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時（DIONEX AS4A-SC 4mm），即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測硝酸鹽離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測硝酸鹽離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。求得知硝酸鹽濃度除轉換係數4.43即為硝酸態氮的濃度。

7. 亞硝酸鹽氮：

磺胺與水中亞硝酸鹽在pH 2.0至2.5之條件下，起偶氮化反應而形成偶氮化合物，此偶氮化合物與N-1-萘基乙烯二胺二鹽酸鹽偶合，形成紫紅色偶氮化合物，以分光光度計在波長543 nm 處測其吸光度而定量之，並以亞硝酸鹽氮之濃度表示之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 16）。

8. 氨氮：

水樣以鹼液及酸鹽緩衝溶液調整pH值至9.5，加入去氯試劑後，經蒸餾並以硼酸溶液吸收蒸出液，最後以靛酚試劑呈色，以分光光度計於640 nm波長處測其吸光度而定量之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 16）。

9. 正磷酸鹽：

水樣未經消化處理，加入鉬酸銨、酒石酸銻鉀，使其與正磷酸鹽作用生成一雜多酸——磷鉬酸，經維生素丙還原為藍色複合物鉬藍，以分光光度計於波長880 nm 處測其吸光度定量之（Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda

16)。

10. 硫酸鹽：

水樣中之硫酸鹽離子以離子層析儀 (DIONEX ICS-1500) 分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時 (DIONEX AS4A-SC 4mm)，即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測硫酸鹽離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測硫酸鹽離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。

11. 氯鹽：

水樣中之氯離子以離子層析儀 (DIONEX ICS-1500) 分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時 (DIONEX AS4A-SC 4mm)，即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測氯離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移動相溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測陰離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。

12. 總有機碳：

水樣導入可加熱至 95~100 °C 的消化反應器中，加入過氧焦硫酸鹽溶液，水樣中的有機碳被氧化轉換為二氧化碳，隨即被載流氣體導入可吸收二氧化碳特定波長的非分散式紅外線 (NDIR) 分析儀，依儀器設定條件 (O-I Analytical 1010)，求得總有機碳的濃度。

三、結果

七家灣溪流例行性水質分析採樣97年前以雙月、97年以每季進行，98年後以雙月及7~8月間的颱風過後進行採樣，時間分別為94年2、4、6、8、10、12月；95年2、4、6、8、10、12月；96年2、4、6、8、10、12月；97年1、4、7、10月；98年2、4、6、8、10月；99年2、4、6、8、10、12月；100年2、4、6、8、9、10、12月；101年2、3、4、6、8及10月共46筆數據，分析項目包括現場測定之水溫、溶氧、導電度、pH等四個項目，以及實驗室測定之濁度、矽酸鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、正磷酸鹽、硫酸鹽、氯鹽、總有機碳等九個項目，101年度分析數據如表4-5至表4-10及圖4-5至圖4-17所示。

此外，雪霸國家公園管理處於一百年五月份進行一號壩壩體改善工程，本團隊亦配合壩體改善時程，進行壩體改善前與後之水質密集監測，而壩體改善後水質監測仍持續進行中，該區水質監測結果如圖4-18至圖4-30所示。

山溝及其附近排水溝上中下游之水質監測結果如圖4-31至圖4-43所示。8.1公頃回收農用地已於95年12月底完成徵收，該區水質監測結果如圖4-44至圖4-56所示。

四、討論

(一) 七家灣溪流例行性水質監測

pH值介於6.5~8.5時對魚類生產力最好，武陵地區溪流的pH值介於6.1~9.4間呈中性偏鹼的狀態，除有勝溪下游測站(#9)於歷年4月份測得之pH值偏高外，其餘測得之pH皆符合保育魚類水質最佳範圍內。

導電度表示水中離子含量之多寡，鮭魚最適水中導電度條件介在120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間(陳,1998)。武陵地區各溪流導電度值在71~392 $\mu\text{mho/cm}$ 之間，桃山西溪與高山溪無農田施作，導電度值明顯為武陵地區溪流中最低；七家灣溪中游與下游有勝溪有農耕活動的關係，導電度值明顯為武陵地區溪流中最高，由此可明顯觀測到農耕行為對武陵地區溪流所造成的影響。另水量的多寡也會影響水中的導電度，在冬及春季枯水期時，測得之導電度值較高。

水溫是影響臺灣櫻花鉤吻鮭的重要限制因子(陳,1998)，夏季高水溫限制為攝氏17度，繁殖季節則是攝氏12度。武陵地區溪流水溫在冬季維持在攝氏9度左右，夏季水溫介於攝氏15至18度，其中又以下游之有勝溪水溫略高於其他測站。

溫度、生物間的呼吸作用及光合作用等為主要影響溶氧之因子，動、植物於夜間的呼吸作用與低氧之流水流入則會造成較顯著的耗氧發生。武陵地區各溪流生物量不多且無有機物的污染，又依亨利定律可知飽合溶氧濃度會隨著溫度降低而增加，冬季時武陵地區流域溶氧為最高，武陵地區流域大部分水系溶氧值維持在7.0~14.1 mg/L之間，符合冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在7 ppm以上或飽和度85%以上(陳,1998)。

濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，於去年五月攔砂壩壩體改善後，武陵地區溪流濁度已趨於穩定。今年僅有勝溪測站(#9)於三月及八月測得之濁度值較高，其餘測站濁度均低於1NTU。造成濁度上升的原因往往是因為大雨沖刷的關係所致，濁度高之水質雖不會造成魚類立刻死亡，但會增加魚類的染病機率。視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5

NTU之下(陳,1998),武陵地區流域其濁度值在2 NTU以下符合要求。

今年度武陵地區各溪流所測得矽酸鹽介於1.51~5.89 ppm。雪霸國家公園的地質大多屬於板岩、砂岩與頁岩,其組成主要為粘土、石英及長石等礦物,二氧化矽佔其主要成分,因而溪流內矽酸鹽的來源應與地質相關,目前矽酸鹽對臺灣櫻花鉤吻鮭的影響並無直接的証明。歷年監測結果顯示大雨過後,雨水沖刷會使得礦物溶於水中,造成矽酸鹽濃度增加。

營養鹽方面桃山西溪與高山溪大致上低於其他溪流;有勝溪則有較高的營養鹽濃度,推測有勝溪沿岸的農耕施作可能是導致營養鹽高於其他溪流的主因。司界蘭溪在上游無農田施作為原始林相,下游處則有高冷蔬菜的種植,在營養鹽方面下游的濃度均高於上游,顯示溪流中營養鹽的流入應來自農地的施肥所致。

武陵地區大部分溪流硝酸鹽氮含量低於0.6 ppm,下游測站濃度均較上游高,此趨勢同導電度值。桃山西溪與高山溪無農田施作,兩區域硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低,另七家灣溪流中下游處之觀魚台,其硝酸鹽氮含量明顯比上游高;有勝溪收費口的硝酸鹽氮含量為武陵地區中最高,該測站於今年測得之硝酸鹽氮濃度介於0.6~1.9 ppm,此現象可能與七家灣溪中游及有勝溪有農耕活動相關。

七家灣溪中下游測站之硝酸鹽氮濃度均較上游桃山西溪來得高,因而可由此評估農耕行為或人為活動輸入的硝酸鹽對武陵地區溪流所造成的影響。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用,經雨水逕流而進入河川。土壤在好氧情況下,亞硝酸菌可將氮轉化成亞硝酸根,硝酸菌則將亞硝酸根再轉化成硝酸根,又土壤顆粒表面大多帶負電,因而氮根離子較易被吸附在土壤中。而硝酸根與帶負電的黏土礦物表面相斥,極易經由淋洗作用而流入地下水或溪流中。土壤環境若是缺乏氧氣會變成還原性,例如含水量過高的土壤中及深層的土壤等,在此還原性環境中硝酸根與亞硝酸根可藉由脫硝菌還原成一氧化二氮或氮氣而回到大氣中。

亞硝酸鹽氮為一具有毒性的物質,鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為

50 ppb，孵化時則需低於30 ppb（陳，1998），歐盟亦於2006年訂定鮭鯉魚水體中亞硝酸鹽氮濃度需在3 ppb以下(表4-4)。今年受到連續颱風大雨沖刷土壤底泥影響，武陵地區大部分溪流亞硝酸鹽氮濃度相較往年3 ppb之下濃度略升至4 ppb以下，有勝溪濃度在某些月份高達5ppb。濃度雖然超出歐盟訂定之3 ppb標準，但整體來說亞硝酸鹽氮濃度仍遠低於保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準50ppb。

溪流中的氨氮變化，在施用有機肥時會因肥料中氮的分解，透過雨水的沖刷導致溪流中氨氮濃度上升。除此之外，當溪流pH值過高時，水中氮會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響。故學者（陳，1998）建議水中氮濃度應小於12.5 ppb，歐盟(2006年)則嚴格訂定水中非離子態氮濃度須小於4 ppb，總氮濃度須小於30 ppb(表4-4)。今年度氨氮監測濃度普遍低於20 ppb，而歷史監測結果顯示，武陵地區溪流之氨氮濃度於冬至早春季節較高，其餘季節則較少偵測到氨氮。

硫酸鹽在各溪流的濃度均高於其他營養鹽類，因此可推測水中導電度的來源可能為硫酸鹽。今年度武陵地區硫酸鹽監測濃度介於16.4~53.1ppm之間，上游處桃山西溪與高山溪硫酸鹽濃度較低，觀魚台與有勝溪測站硫酸鹽濃度較高。冬季硫酸鹽濃度也較夏季濃度來得高，而這情形與該區的流量有關。根據以往的數據顯示在12~4月枯水期時，硫酸鹽濃度值上升；在6~10月豐水期時，硫酸鹽濃度明顯降低。氯鹽在自然水體中的濃度變化很大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。武陵地區溪流中氯鹽濃度大致維持在2.0mg/L以下，僅有勝溪濃度偏高。

自然界中的含磷量並不多，溪流中磷的來源主要為清潔劑與施肥或土壤中磷沖刷等型式，實驗分析上以正磷酸鹽為主。學者（陳，1998）建議臺灣櫻花鉤吻鮭水體中磷酸鹽濃度應小於10 ppb，歐盟(2006年)則訂定濃度須小於0.07 ppm(表4-4)。去年6及8月測得之磷酸鹽濃度較往年高出許多，推估可能是梅雨季與颱風季節過後雨水沖刷所導致。今年磷酸鹽濃度大致低於0.01 ppm，僅繁殖場(#5)及一號壩上游(#12)於4月份以及有勝溪收費口於8~10月份略高，濃度約

為0.03ppm。

武陵地區各溪流中有機碳的來源多為落葉與有機體的分解，七家灣溪流之總有機碳濃度於歷年監測值變動不大，濃度大致介於0.5~1.5 ppm，有勝溪之TOC值為所有測站中最高，推測有機質含量較高。

(二) 一號壩壩體改善密集監測

雪霸國家公園管理處於去年5月進行一號壩壩體改善工程，在壩體改善前、後於四個測站，由上游至下游分別為觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)，進行水質連續監測，以了解壩體改善對七家灣溪及臺灣櫻花鉤吻鮭需求水質之影響。此外水中濁度亦是監測重點，希冀藉此瞭解壩體改善對七家灣溪濁度的衝擊，由改善工程期間突然升高之濁度降回正常濁度所需時間，檢視鮭魚最佳捕食環境。壩體改善工程於100年5月26日正式進行，5月30日完成壩體改善工程，並於5月31日完成疏濬等所有工程，壩體改善前後也正值梅雨季節，豐沛雨量協助水中泥沙運輸，使濁度升高時間縮短，降低壩體改善工程對水體環境之影響。密集採樣日期為100年的5月17日、5月23日、5月24日、5月30日、5月31日及6月4日，而壩體改善後之水質監測仍持續進行。分析結果如圖4-18至4-30所示。

拆壩後四個測站的pH值介於7.1~8.5間呈中性偏鹼的狀態，5月17日採樣前幾天因受梅雨季大量降雨影響，17日當天溪水滾滾，所偵測之pH值，介於7.16~7.57；5月30日壩體改善完成後至6月4日期間，pH值呈持續升高趨勢，介於7.35~8.43，顯示出河川底泥之挖填對pH有升高影響，但數值仍在武陵地區溪流正常範圍內，而後續監測之pH值則趨於穩定。

導電度表示水中離子的含量多寡，鮭魚最適水體導電度介於120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間（陳，1998）。5月17日採樣當日因連續大量降雨，稀釋溪流中離子濃度，因此當天導電度測值偏低，介於72.9~105.8 $\mu\text{mho/cm}$ 。在壩體改善完後幾次採樣，導電度值介於132~263 $\mu\text{mho/cm}$ ，以下游之繁殖場導電度值最低，

此趨勢同硫酸鹽濃度。溫度及溶氧則不受壩體改善工程之影響，與歷年監測值維持相同水準。

視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5 NTU之下（陳，1998），壩體改善工程對濁度影響很大，但僅止於壩體改善當天以及隔天之影響為最大。壩體改善當天，一號壩下游及繁殖場濁度皆升高至41 NTU與 31.2 NTU，但仍比不上5月17日連日大雨對溪水濁度的影響，觀魚台116 NTU、一號壩上游157 NTU、一號壩下游145 NTU、繁殖場60 NTU，且繁殖場為七家灣溪與高山溪匯流點，繁殖場濁度相較於其他測站低，很有可能是高山溪較不受大雨沖刷使得濁度升高之影響，與七家灣溪匯流後稀釋水中濁度。壩體改善後隔天，濁度隨即降低至5 NTU以下，而今年度四個測站之濁度值皆低於1 NTU以下，顯示濁度已回復至往年之變動趨勢，符合臺灣櫻花鉤吻鮭對水中濁度需求。

壩體改善對矽酸鹽的影響不大，今年度監測濃度介於1.89~5.29 mg/L之間，僅去年8月測得之矽酸鹽濃度升高至6 mg/L左右，可能是山上降雨後使礦物溶於水中，造成矽酸鹽濃度增加。

硝酸鹽氮濃度於壩體改善工程後維持在1 ppm以下，不受土石挖填及改善工程之影響。亞硝酸鹽氮及氨氮濃度在去年5月壩體改善期間皆明顯升高，而後續監測則恢復正常。另外，去年5月初總有機碳濃度值升高至3 mg/L左右。因有機碳為脫硝菌之能量來源，影響氨氮之生成，故推測受工程期間河川底泥挖填及充足有機碳源之影響，使得硝酸鹽氮還原成亞硝酸鹽氮及氨氮。

硫酸鹽濃度不受壩體改善工程影響，反而受降雨影響較大。豐水期時濃度相較往年監測值明顯降低，低於40 mg/L。氯鹽於壩體改善工程後在各測站之監測值皆低於1.1 ppm，不受壩體改善工程之影響。磷酸鹽濃度之後續監測值在0.03 mg/L以下。僅去年5月初及8月之量測值明顯升高，推估可能是梅雨季與颱風季節過後雨水沖刷所導致。

(三) 山溝及排水溝之水質監測

圖4-31~圖4-43為山溝及排水溝之水質監測結果，山溝及排水溝之pH值略低於七家灣溪流測站，矽酸鹽濃度略高於七家灣溪流測站，溫度及溶氧則與七家灣溪流測站差異不大。另外，排水溝之導電度值明顯低於山溝及七家灣溪。濁度值維持在5 NTU之下。

山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於2.3~10.9 mg/L，前後測站濃度值大致相同。今年三月過後，受到四月份梅雨季節及之後幾個颱風豪雨影響，山溝硝酸鹽濃度持續增高至10.9 mg/L，雨季過後濃度略微降低至9.8 mg/L。排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於1.1~7.6 mg/L。

受硝酸鹽濃度升高影響，今年度亞硝酸鹽氮濃度略微升高，但大多維持在5 ppb之下，僅山溝測站及排水溝後測站在八月份分別測得17.3及29.8ppb高濃度亞硝酸鹽。整體來說亞硝酸鹽氮濃度仍遠低於保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準50 ppb。而山溝及排水溝之氨氮濃度在十月份略升至0.02~0.08 mg/L。

今年氯鹽監測結果顯示，山溝之氯鹽濃度高於排水溝測站，介於2.3~8.2 mg/L。排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於1.4~4.6 mg/L。氯鹽在自然水體中的濃度變化較大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。今年八月份氯鹽濃度最高，十月份濃度稍降。此結果顯示該區氯鹽濃度大多來自土壤溶出，颱風期間大量雨水沖刷使得氯鹽溶出量明顯增加。

去年於山溝及排水溝測得之磷酸鹽濃度較往年高出許多，介於0.01~0.11 mg/L，推估可能是梅雨季與颱風季節過後雨水沖刷所導致，今年則維持在0.04 mg/L左右。

今年山溝及排水溝之硫酸鹽濃度介於6.1~17.4 mg/L，皆遠小於觀魚台、高山溪與有勝溪的監測濃度22.4~49.1 mg/L。歷年監測結果顯示該區硫酸鹽來源僅為當地岩石中之金屬硫化物經風化過程後氧化溶解所產生。

溪流中有機碳的來源多為落葉與有機體的分解，山溝及排水溝測站中僅山溝中下游測站於去年4及8月之有機碳濃度偏高，又排水溝前測站濃度變動幅度較

大，其餘測站總有機碳濃度與七家灣溪流近似。

(四) 8.1公頃回收農用地之水質監測

圖4-44~圖4-56為8.1公頃回收農用地之水質監測結果。回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，故本團隊持續於該區附近之測站包括桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚台(#4)進行採樣以分析水質變化。

今年該區域水質分析結果顯示，導電度與硫酸鹽濃度呈現越往下游濃度越高趨勢，以上游桃山西溪最低，二號壩次之，下游觀魚台最低。而硝酸鹽濃度介於0~0.68 mg/L，亞硝酸鹽濃度介於0.3~14.5 µg/L，氨氮濃度為0.03 mg/L以下。監測結果顯示，每年6~10月份硝酸鹽氮濃度會逐漸下降，若該月份總有機碳濃度升高至可提供充分碳源時，亞硝酸鹽氮濃度會顯著增加（通常發生在6月及10月），同時氨氮濃度亦會略微升高，顯示6至10月份為該區域溪流進行脫硝反應季節，脫硝菌會利用有機碳為能量來源，將硝酸鹽氮還原成亞硝酸鹽氮及氨氮。其餘監測項目暫無明顯變化跡象。

歷年監測結果觀察到99年之前，三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度較大，濃度差距最高達到2.2 mg/L；99年之後的監測結果濃度差異幅度明顯縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。

五、結論與建議

(一) 結論

1. 水質監測結果顯示，武陵地區大部分溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。
2. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其他溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其他溪流有關。
3. 武陵地區各溪流的硝酸鹽氮含量，在七家灣溪中游觀魚臺明顯比上游桃山西溪高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮濃度為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為輸入之硝酸鹽對武陵地區溪流有一定程度之影響。
4. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。
5. 山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於2.3~10.9 mg/L；排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於1.1~7.6 mg/L。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，顯示該區域水質受人為活動影響，故持續的管理與改善仍有其必要性。
6. 8.1公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到99年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚台(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從2.2mg/L縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。

(二) 建議

根據本研究於武陵地區七家灣流域之水質採樣分析結果，可做成立即可行及長期建議事項，分述如下：

1.立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣流域中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局

由監測結果顯示，有勝溪水溫及營養鹽濃度均高於七家灣溪其他測站，建議適度調整有勝溪濱岸土地利用方式，降低耕作農地比例，增加林地面積，俾利鮭魚生存棲地之拓展。

六、參考文獻

- 于淑芬。2002。高山溪拆壩後環境監測及武陵地區水質調查。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 于淑芬、林永發。2003。武陵地區水質調查及環境監測。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 于淑芬。2004。武陵地區水質監測及水質評估。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 王敏昭。1998。七家灣溪濱岸保護帶地下水質之監測。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 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研究計劃。
- 陳弘成。1998。武陵地區-溪流之水源水質監測系統之規劃與調查(四)。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 張石角。1989。櫻花鉤吻鮭保護區規劃。行政院農委會研究計劃。
- 曾晴賢。2005。櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 葉昭憲。2005。環境改變對河道地形及物理棲地變化趨勢之影響。內政部營建署雪霸國家公園研究計劃。
- 賴文龍。1999。梨山地區高冷地蔬菜綠肥輪作模式。台中區農情月刊12(3)。
- 賴文龍、吳尚鑒、藍祐利、林文陞。2004。梨山地區甘藍蔬菜園土壤肥培管理之探討。台中區農情月刊57。
- 行政院環境保護署環保法規資料中心。
- Brown, R. M., McLelland, N. I., Deininger, R. A., Tozer, R. G. 1970. A water quality index-do we dare?. *Water Sewage Works* 117:339-343.
- Donohue, I., McGarrigle, M. L., Mills P. 2006. Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish river. *Water Research* 40:91-98.
- Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. 2006. Official journal of the

- European Union 264:20-31.
- Horton, R. K. 1965. An index-number system for rating water quality. *Journal Water Pollution Control Federation* 37(3):300-305.
- Harkins, R. S. 1974. An objective water quality index. *Journal of Water Pollution Control Federation* 46(3):588-591.
- Kelso, B. H. L., Smith, R. V., Laughlin, R.J., Lennox, S.D. 1997. Dissimilatory nitrate reduction in anaerobic sediments leading to river nitrite accumulation. *Applied and Environment Microbiology* 63(12):4679-4685.
- McCellard, N. I., Brown, R. M., Deininger, R. A., Landwehr, J. M. 1973. Water quality index application in the Kansas river basin. Presented at the 46th Annual Conference, Water Pollution Control Fed., Cleveland, U. S. A.
- Novotny, V. 1996. Integrated water quality management. *Water Science Technology* 33(4):1-7.
- Sherpley, A. 1995. Fate and transport of nutrients: phosphorus. USDA, agricultural research service, national agricultural water quality laboratory, Durant, Oklahoma.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation department of agricultural. U. S. Department of Agriculture, *Agricultural Handbook* 537.

表4-1 採樣地點地理座標（資料來源：本研究資料）

	站名	溪流	地理座標（經緯度）	
測站二	桃山西溪	桃山西溪	E 121.1826	N 24.2352
測站三	二號壩	七家灣溪	E 121.1836	N 24.2256
測站四	觀魚臺	七家灣溪	E 121.1838	N 24.2215
測站五	繁殖場	七家灣溪	E 121.1848	N 24.2118
測站八	高山溪	高山溪	E 121.3075	N 24.3587
測站九	有勝溪	有勝溪	E 121.3022	N 24.3489
測站十	司界蘭溪上游	司界蘭溪	E 121.1642	N 24.1935
測站十一	司界蘭溪下游	司界蘭溪	E 121.1719	N 24.1914

表4-2 水體樣品保存（資料來源：本研究資料）

分析項目	容器	保存方法
濁度	塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
矽酸鹽	塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
亞硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
氨氮	玻璃或塑膠瓶	加硫酸使水樣pH<2， 暗處，4°C 冷藏
正磷酸鹽	1+1熱鹽酸洗淨之玻璃瓶	暗處，4°C 冷藏
硫酸鹽	玻璃或塑膠瓶	暗處，4°C 冷藏
氯鹽	玻璃或塑膠瓶	-
總有機碳	褐色玻璃瓶	加磷酸使水樣pH<2，暗處， 4°C 冷藏（不得預洗）
大腸桿菌	清潔並經滅菌之 玻璃或是塑膠容器	暗處，4°C 冷藏

表4-3 地面水體分類及水質標準

分級	基準值						
	H ⁺ 濃度 (pH)	溶氧量 (DO) (mg/L)	生化需氧量 (BOD)(mg/L)	懸浮固體 (SS)(mg/L)	大腸桿菌群 (CFU/100ML)	氨氮 (NH ₃ -N) (mg/L)	總磷(TP) (mg/L)
甲	6.5-8.5	6.5 以上	1 以下	25 以下	50 個以下	0.1 以下	0.02 以下
乙	6.0-9.0	5.5 以上	2 以下	25 以下	5,000 個以下	0.3 以下	0.05 以下
丙	6.0-9.0	4.5 以上	4 以下	40 以下	10,000 個以下	0.3 以下	—
丁	6.0-9.0	3 以上	—	100 以下	—	—	—
戊	6.0-9.0	2 以上	—	無漂浮物且 無油污	—	—	—

(資料來源：行政院環境保護署水污染防治)

註：1.甲類地面水體適用於一級公共用水等，乙類適用於二級公共用水等，

丙類適用於三級公共用水等。

2.一級公共用水：指經消毒處理即可供公共給水之水源。

二級公共用水：指需經混凝、沉澱、過濾、消毒等一般通用之淨水

方法處理可供公共給水之水源。

三級公共用水：指經活性碳吸附、離子交換、逆滲透等特殊或高度

處理可供公共給水之水源。

表4-4 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準(2006.9.6.) (資料來源：本研究資料)

水質項目	鮭魚		鯉魚	
	準則	命令	準則	命令
溫度(°C)		1.5~21.5°C		3~28°C
溶氧(mg O ₂ /L)	50 % ≥ 9	50 % ≥ 9	50 % ≥ 8	50 % ≥ 7
	100 % ≥ 7	(6 mg/L 以上)	100 % ≥ 5	(4 mg/L 以上)
pH		6~9		6~9
懸浮固體(mg/L)	≤ 25		≤ 25	
BOD ₅ (mg O ₂ /L)	≤ 3		≤ 6	
磷酸鹽(mg PO ₄ /L)	≤ 0.2		≤ 0.4	
亞硝酸鹽(μg N L ⁻¹)	≤ 3.0		≤ 9.1	
非離子態氮 (μg N L ⁻¹)	≤ 4.1	≤ 20.6	≤ 4.1	≤ 20.6
總氮(mg N L ⁻¹)	≤ 0.03	≤ 0.78	≤ 0.16	≤ 0.78

表 4-5 101 年 02 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ (mg/L)
測站 2	桃山西溪	雨	2 月 8 日	8.02	105.2	8.83	0.16	2.17	0.33
測站 4	觀魚臺	雨	2 月 8 日	8.21	144.3	8.52	0.18	3.10	0.52
測站 5	繁殖場	雨	2 月 8 日	8.19	137.3	8.10	0.26	1.89	0.45
測站 8	高山溪	雨	2 月 8 日	8.17	126.2	7.98	0.26	2.03	0.37
測站 9	有勝溪	雨	2 月 8 日	8.45	205.0	9.52	0.42	2.34	0.94
測站 12	一號壩上游	雨	2 月 8 日	8.32	143.3	8.97	0.22	1.92	0.50
測站 13	一號壩下游	雨	2 月 8 日	8.20	144.6	8.89	0.14	2.03	0.50

站號	站名	氣候	採樣日期	$\text{NO}_2^- - \text{N}$ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	雨	2 月 8 日	4.0	16.445	N.D.	N.D.	0.01	1.033
測站 4	觀魚臺	雨	2 月 8 日	0.7	26.824	N.D.	N.D.	0.01	0.731
測站 5	繁殖場	雨	2 月 8 日	0.5	27.687	N.D.	0.01	0.01	0.874
測站 8	高山溪	雨	2 月 8 日	0.5	23.831	N.D.	0.01	0.02	0.912
測站 9	有勝溪	雨	2 月 8 日	3.6	29.840	1.182	N.D.	0.06	1.465
測站 12	一號壩上游	雨	2 月 8 日	1.0	24.163	N.D.	N.D.	0.02	0.756
測站 13	一號壩下游	雨	2 月 8 日	0.8	24.828	N.D.	0.01	0.02	0.730

* N.D.值：(1) $\text{Cl}^- < 0.01 \text{ mg}/\text{L}$ (2) $\text{PO}_4^{3-} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

表 4-6 101 年 03 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	3 月 2 日	7.36	103.1	8.84	0.12	1.51	0.38
測站 4	觀魚臺	晴	3 月 2 日	7.61	129.2	8.34	0.19	2.45	0.68
測站 5	繁殖場	晴	3 月 2 日	7.59	132.0	8.73	0.63	2.16	0.54
測站 8	高山溪	晴	3 月 2 日	7.68	125.7	8.45	0.64	1.98	0.51
測站 9	有勝溪	晴	3 月 2 日	7.80	197.7	7.68	1.77	2.39	1.64
測站 12	一號壩上游	晴	3 月 2 日	7.77	129.7	7.77	0.25	2.11	0.61
測站 13	一號壩下游	晴	3 月 2 日	7.36	134.2	7.36	0.22	1.93	0.62

站號	站名	氣候	採樣日期	NO_2^--N ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	3 月 2 日	1.8	19.615	N.D.	N.D.	0.01	0.915
測站 4	觀魚臺	晴	3 月 2 日	0.6	34.740	0.915	0.01	0.01	1.225
測站 5	繁殖場	晴	3 月 2 日	1.1	29.095	N.D.	N.D.	0.01	0.865
測站 8	高山溪	晴	3 月 2 日	2.8	32.667	N.D.	N.D.	0.01	0.823
測站 9	有勝溪	晴	3 月 2 日	4.3	33.539	1.973	N.D.	0.01	1.417
測站 12	一號壩上游	晴	3 月 2 日	4.0	29.592	0.809	0.01	0.01	0.933
測站 13	一號壩下游	晴	3 月 2 日	0.2	30.218	0.924	0.01	N.D.	0.972

* N.D.值：(1) $\text{Cl}^- < 0.01 \text{ mg}/\text{L}$ (2) $\text{PO}_4^{3-} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (3) $\text{NH}_4^+-\text{N} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

表 4-7 101 年 04 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)
測站 2	桃山西溪	陰	4 月 24 日	7.75	132.4	7.95	0.15	3.03	0.19
測站 4	觀魚臺	陰	4 月 24 日	7.84	185.9	7.92	0.13	2.26	0.29
測站 5	繁殖場	陰	4 月 24 日	7.67	185.7	7.79	0.16	3.15	0.25
測站 8	高山溪	陰	4 月 24 日	8.02	175.2	7.76	0.24	2.58	0.12
測站 9	有勝溪	陰	4 月 24 日	8.88	308.0	6.91	0.23	3.36	1.99
測站 12	一號壩上游	陰	4 月 24 日	8.20	186.6	7.59	0.11	3.44	0.29
測站 13	一號壩下游	陰	4 月 24 日	8.19	191.5	7.39	0.16	3.56	0.25

站號	站名	氣候	採樣日期	NO_2^--N ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	陰	4 月 24 日	0.7	16.791	0.086	0.01	N.D.	0.818
測站 4	觀魚臺	陰	4 月 24 日	1.5	27.093	0.429	N.D.	0.01	0.867
測站 5	繁殖場	陰	4 月 24 日	2.4	28.093	0.308	0.02	0.01	0.848
測站 8	高山溪	陰	4 月 24 日	1.0	25.854	0.077	0.01	N.D.	0.919
測站 9	有勝溪	陰	4 月 24 日	5.3	42.547	2.020	N.D.	0.02	1.278
測站 12	一號壩上游	陰	4 月 24 日	1.0	46.630	0.348	0.03	0.01	0.863
測站 13	一號壩下游	陰	4 月 24 日	0.4	28.948	0.449	N.D.	N.D.	0.806

* N.D.值：(1) $\text{PO}_4^{3-} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (2) $\text{NH}_4^+-\text{N} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

表 4-8 101 年 06 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	6 月 26 日	7.83	136.5	12.80	0.20	4.05	0.09
測站 4	觀魚臺	晴	6 月 26 日	7.99	181.1	11.32	0.25	5.12	0.60
測站 5	繁殖場	晴	6 月 26 日	7.94	152.4	11.23	0.37	5.11	0.33
測站 8	高山溪	晴	6 月 26 日	7.99	138.8	11.17	0.41	5.89	0.16
測站 9	有勝溪	晴	6 月 26 日	8.17	236.0	9.99	0.32	3.93	1.24
測站 12	一號壩上游	晴	6 月 26 日	8.02	182.1	11.24	0.23	4.20	0.60
測站 13	一號壩下游	晴	6 月 26 日	7.97	172.3	11.09	0.27	4.82	0.57

站號	站名	氣候	採樣日期	NO_2^--N ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	6 月 26 日	14.5	19.418	0.467	0.01	N.D.	1.652
測站 4	觀魚臺	晴	6 月 26 日	1.8	31.009	0.278	0.02	0.01	0.775
測站 5	繁殖場	晴	6 月 26 日	7.3	26.115	0.167	0.02	0.01	0.817
測站 8	高山溪	晴	6 月 26 日	1.9	22.428	0.077	0.02	0.01	0.808
測站 9	有勝溪	晴	6 月 26 日	3.2	31.418	0.934	0.02	0.01	1.768
測站 12	一號壩上游	晴	6 月 26 日	0.8	31.385	0.267	0.02	N.D.	0.940
測站 13	一號壩下游	晴	6 月 26 日	3.4	31.748	0.282	0.01	0.02	0.845

* N.D.值：(1) $\text{NH}_4^+-\text{N} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

表 4-9 101 年 08 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	8 月 21 日	7.91	168.8	8.98	0.16	3.24	0.06
測站 4	觀魚臺	晴	8 月 21 日	8.11	246.0	10.75	0.85	5.29	0.60
測站 5	繁殖場	晴	8 月 21 日	7.94	186.6	7.98	0.45	4.98	0.15
測站 8	高山溪	晴	8 月 21 日	8.01	181.7	7.89	0.41	3.83	0.12
測站 9	有勝溪	晴	8 月 21 日	8.17	257.0	7.23	4.93	5.21	0.68
測站 12	一號壩上游	晴	8 月 21 日	8.10	238.0	8.49	0.56	4.10	0.60
測站 13	一號壩下游	晴	8 月 21 日	7.89	248.0	9.07	0.64	4.83	0.63

站號	站名	氣候	採樣日期	$\text{NO}_2^- - \text{N}$ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	8 月 21 日	0.3	27.125	0.026	0.01	N.D.	0.200
測站 4	觀魚臺	晴	8 月 21 日	1.0	48.728	0.274	0.01	N.D.	0.212
測站 5	繁殖場	晴	8 月 21 日	0.4	32.181	0.069	0.01	N.D.	0.379
測站 8	高山溪	晴	8 月 21 日	0.8	29.455	0.050	0.01	N.D.	0.429
測站 9	有勝溪	晴	8 月 21 日	2.9	44.311	0.436	0.03	0.01	0.495
測站 12	一號壩上游	晴	8 月 21 日	1.2	52.965	0.313	0.01	0.01	0.183
測站 13	一號壩下游	晴	8 月 21 日	1.1	53.159	0.423	N.D.	0.02	0.302

* N.D.值：(1) $\text{PO}_4^{3-} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (2) $\text{NH}_4^+ - \text{N} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

表 4-10 101 年 10 月溶解態分析數據

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶氧 (mg/L)	濁度 (NTU)	SiO_2 (mg/L)	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	10 月 25 日	7.88	133.7	10.48	0.36	3.47	N.D.
測站 4	觀魚臺	晴	10 月 25 日	8.12	258.0	9.93	0.18	3.64	0.47
測站 5	繁殖場	晴	10 月 25 日	7.89	217.0	10.22	0.19	4.10	0.33
測站 8	高山溪	晴	10 月 25 日	7.84	198.8	11.17	0.20	3.95	0.13
測站 9	有勝溪	晴	10 月 25 日	8.18	143.4	9.00	0.40	3.24	1.16
測站 12	一號壩上游	晴	10 月 25 日	8.19	261.0	10.24	0.17	3.14	0.48
測站 13	一號壩下游	晴	10 月 25 日	8.21	263.0	9.93	0.29	3.39	0.45

站號	站名	氣候	採樣日期	$\text{NO}_2^- - \text{N}$ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L)	TOC (mg/L)
測站 2	桃山西溪	晴	10 月 25 日	0.9	27.514	0.554	N.D.	0.02	0.817
測站 4	觀魚臺	晴	10 月 25 日	3.7	49.082	0.853	N.D.	0.01	0.643
測站 5	繁殖場	晴	10 月 25 日	2.5	44.668	0.595	N.D.	0.01	0.699
測站 8	高山溪	晴	10 月 25 日	1.3	30.661	0.173	0.01	0.01	0.590
測站 9	有勝溪	晴	10 月 25 日	5.2	43.646	3.575	0.03	0.02	0.876
測站 12	一號壩上游	晴	10 月 25 日	4.3	52.335	0.894	N.D.	0.02	0.738
測站 13	一號壩下游	晴	10 月 25 日	1.6	53.021	0.570	N.D.	0.01	0.463

* N.D.值：(1) $\text{PO}_4^{3-} < 0.003 \text{ mg}/\text{L}$ (資料來源：本研究資料)

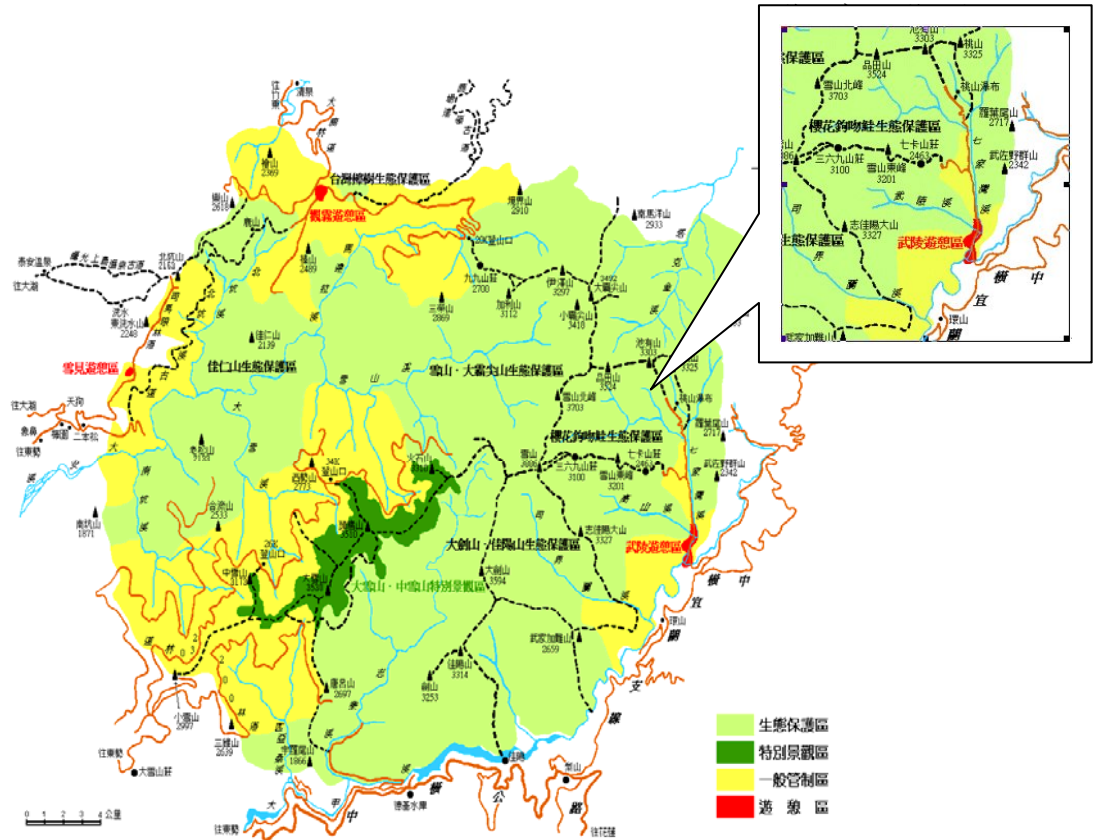


圖4-1 雪霸國家公園
(資料來源：本研究資料)

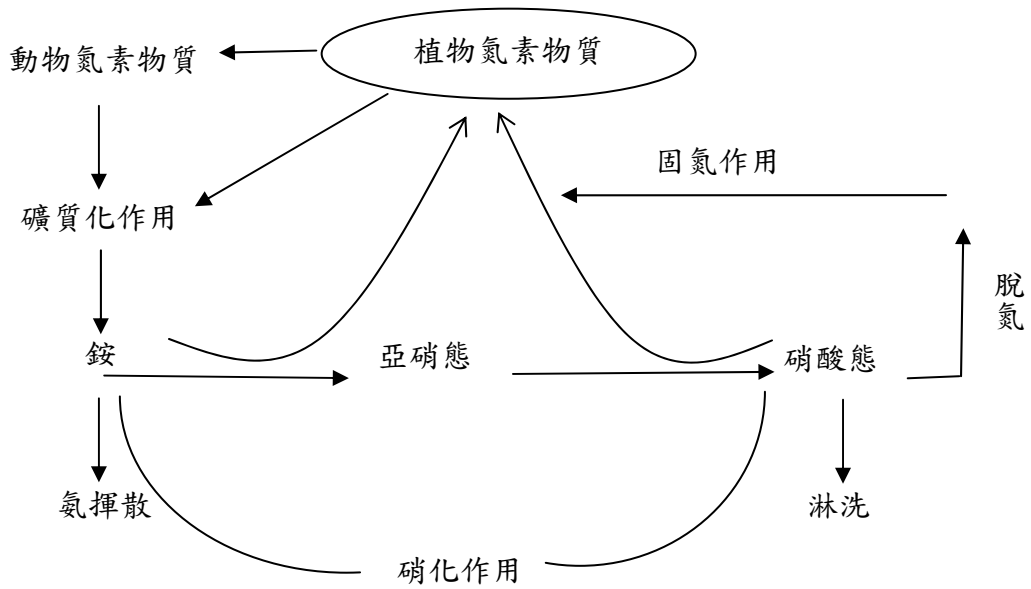


圖 4-2 氮素循環過程
(資料來源：本研究資料)

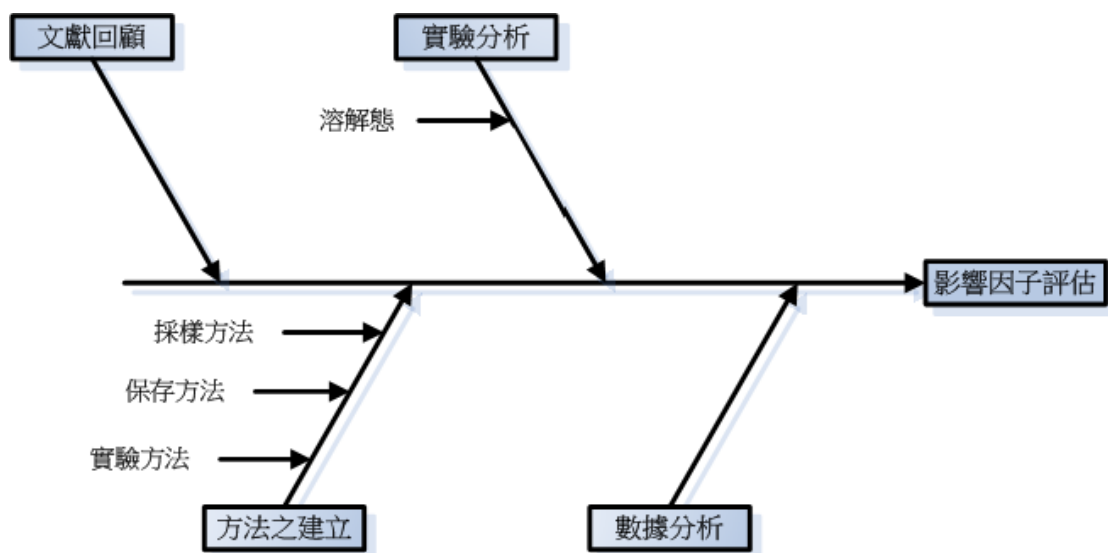


圖4-3 流程圖

(資料來源：本研究資料)

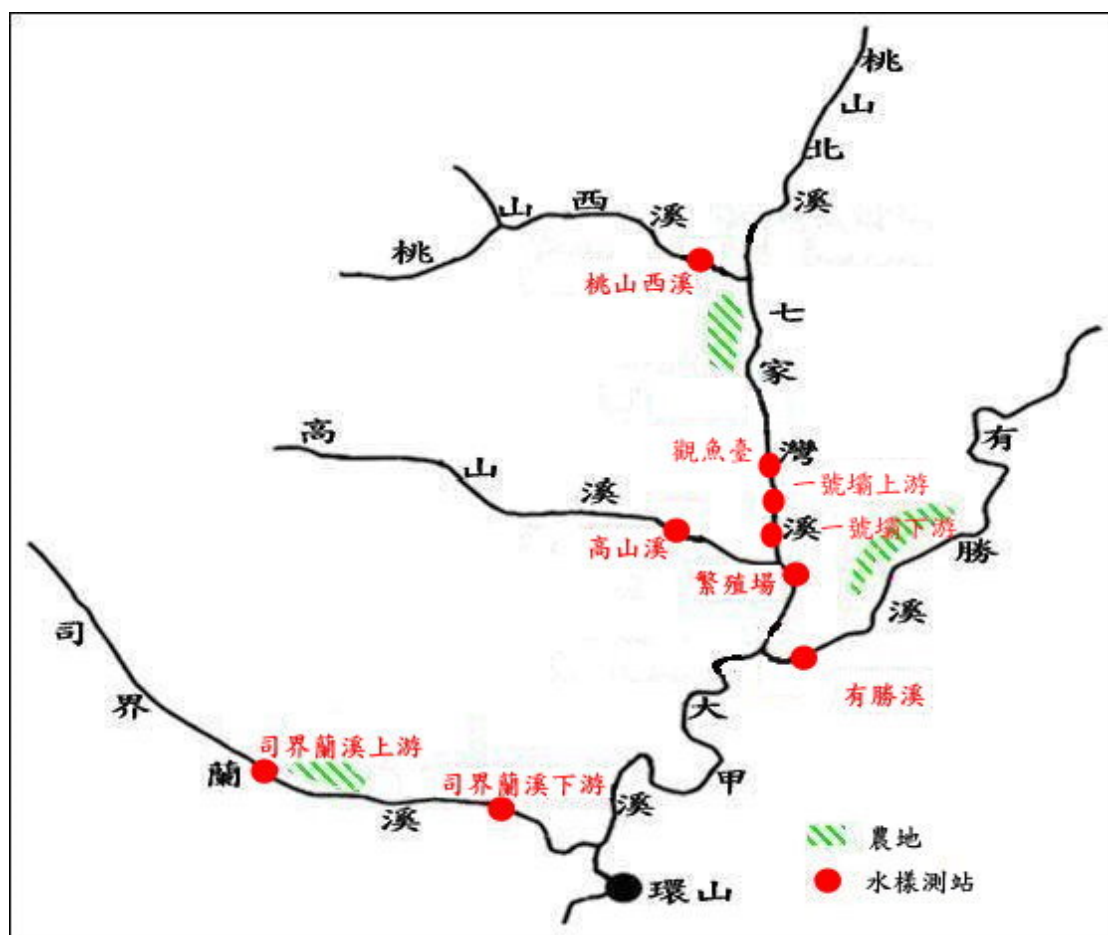


圖 4-4 採樣地點位置圖

(資料來源：本研究資料)

pH值

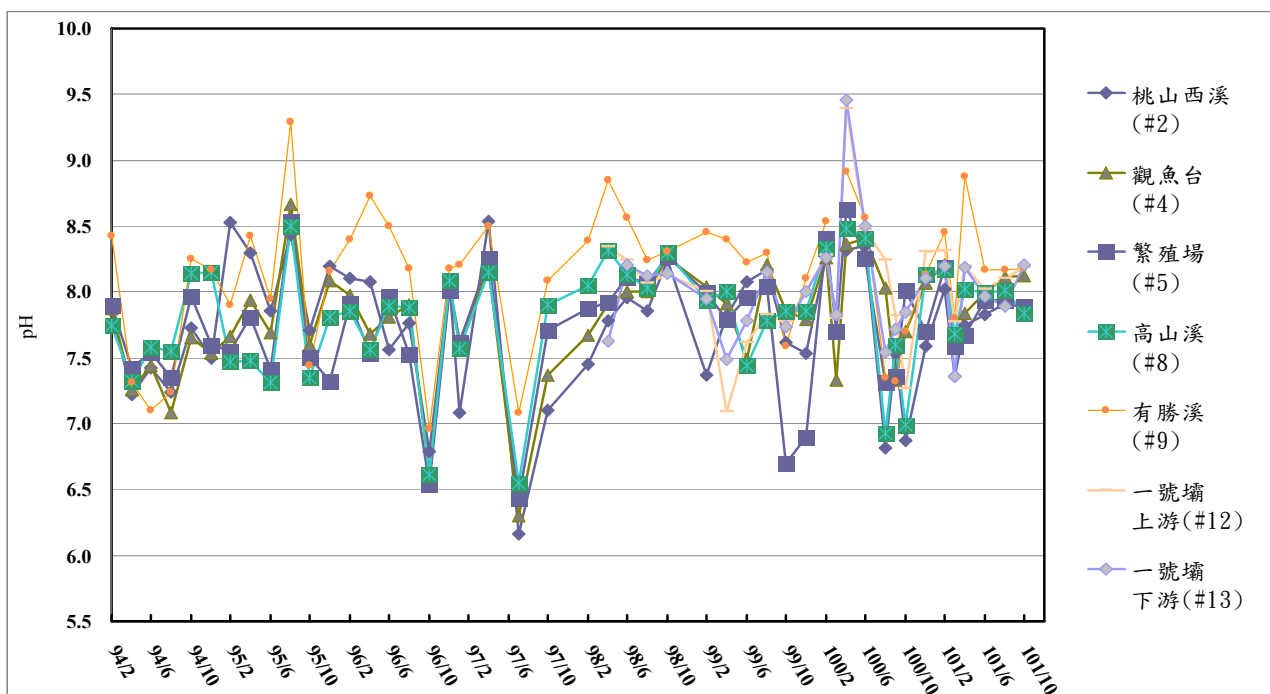


圖4-5 武陵地區溪流pH值變化
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

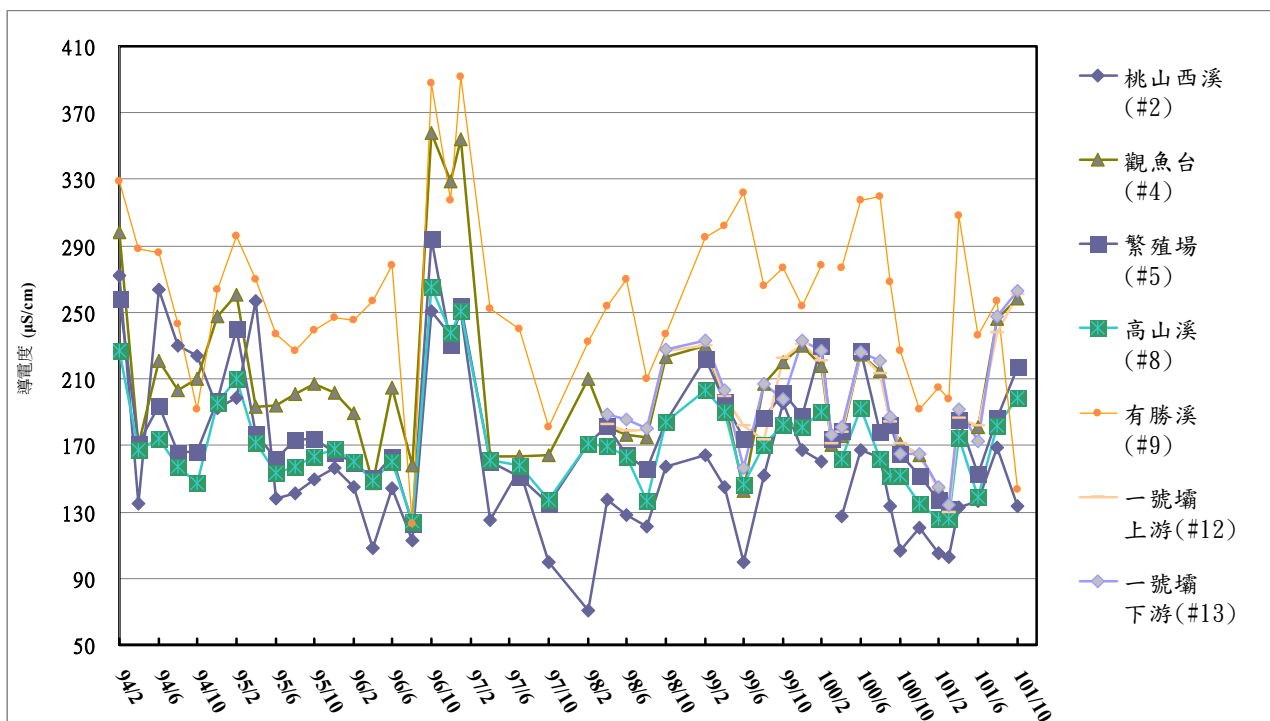


圖4-6 武陵地區溪流導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

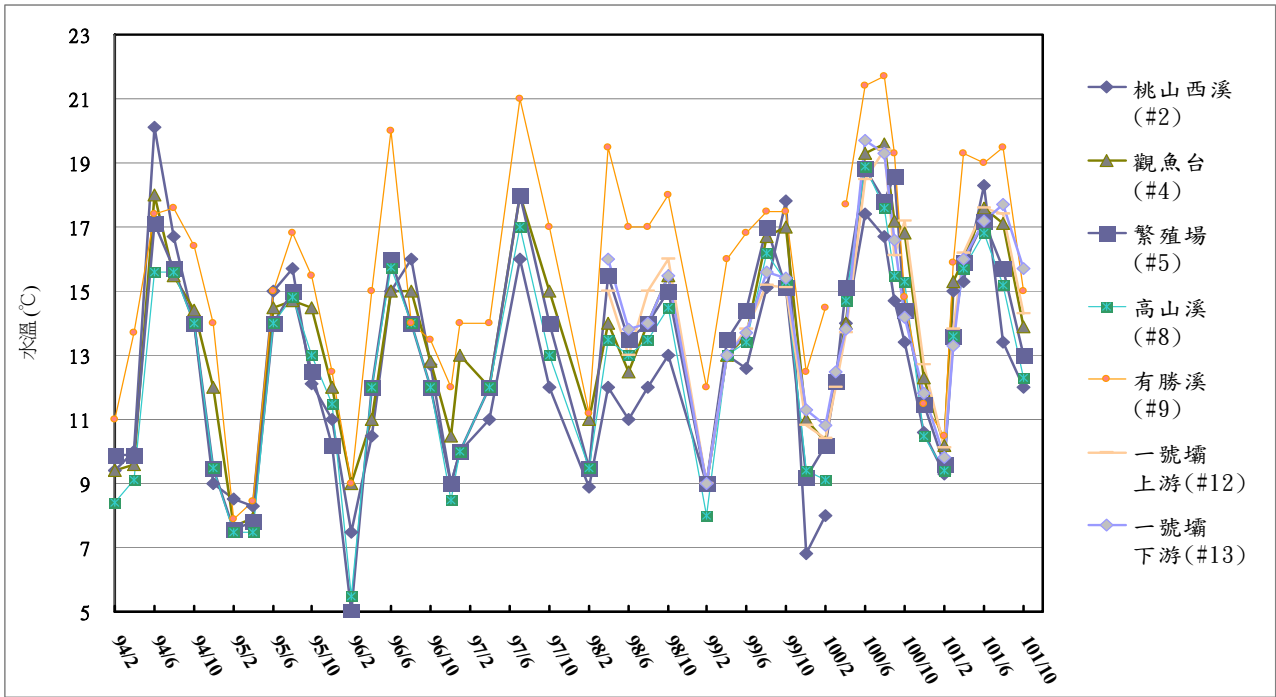


圖4-7 武陵地區溪流溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

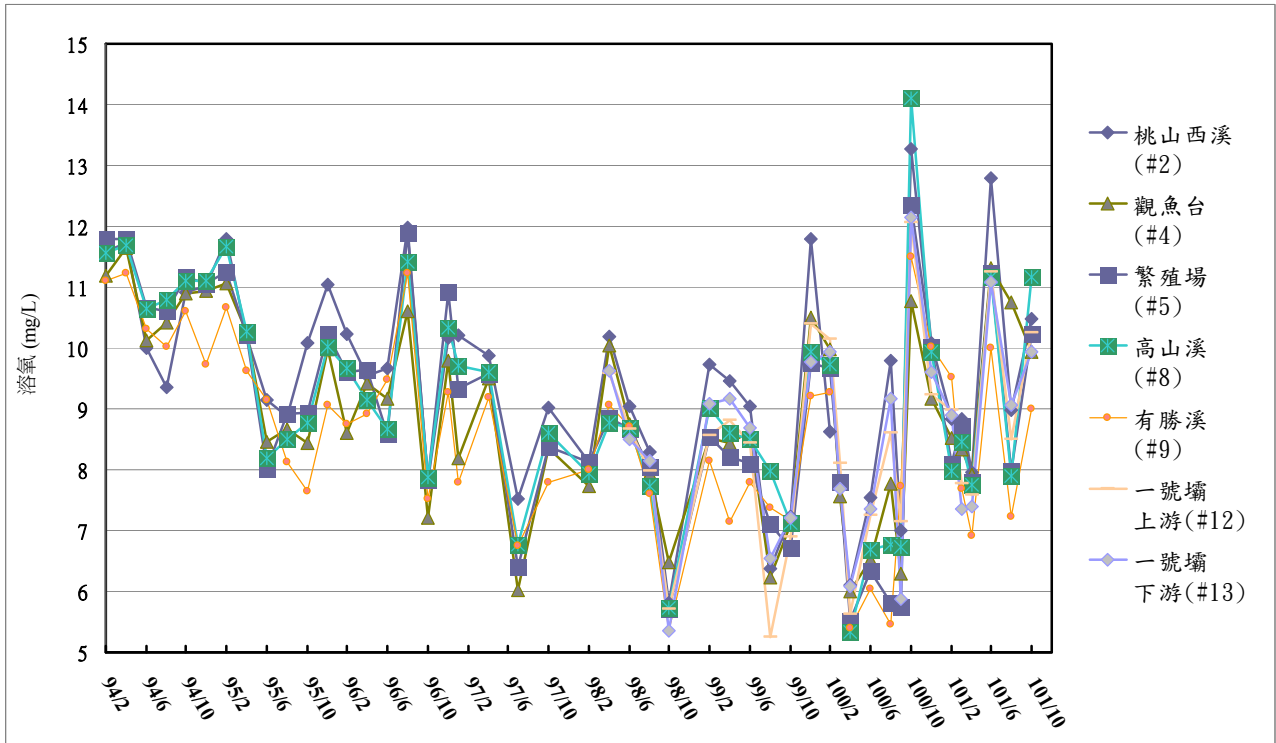


圖4-8 武陵地區溪流溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

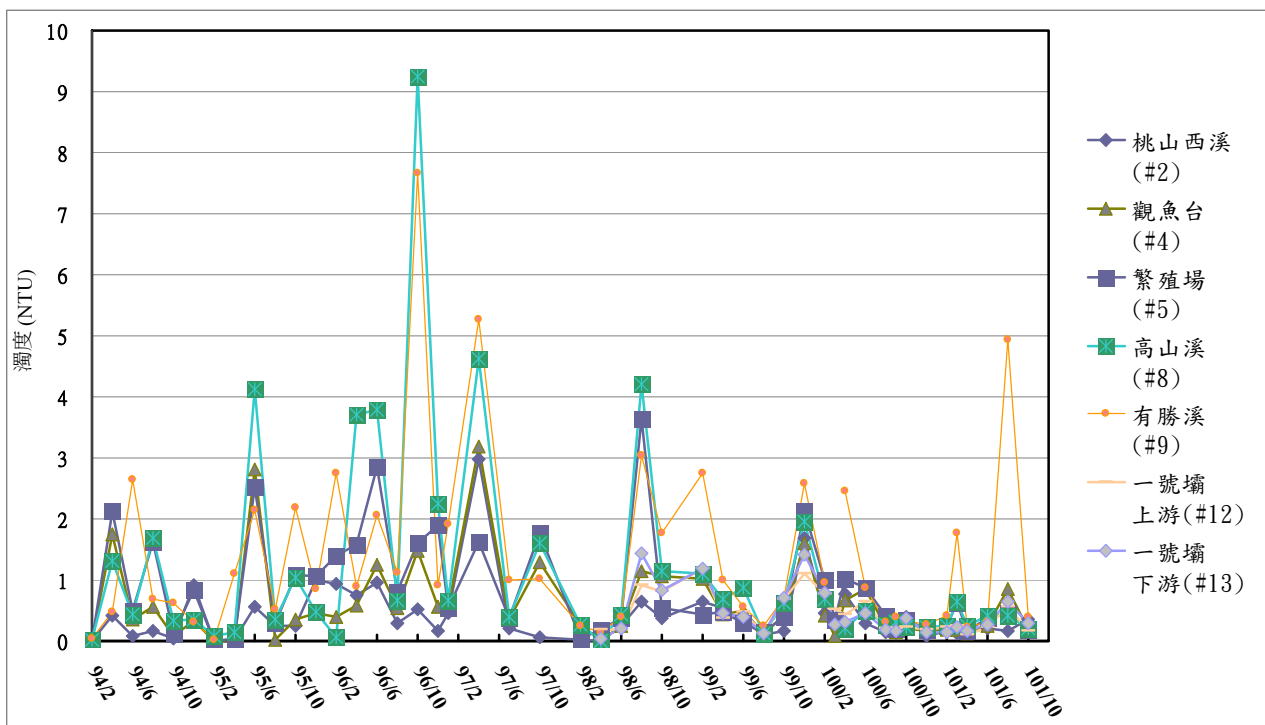


圖4-9 武陵地區溪流濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

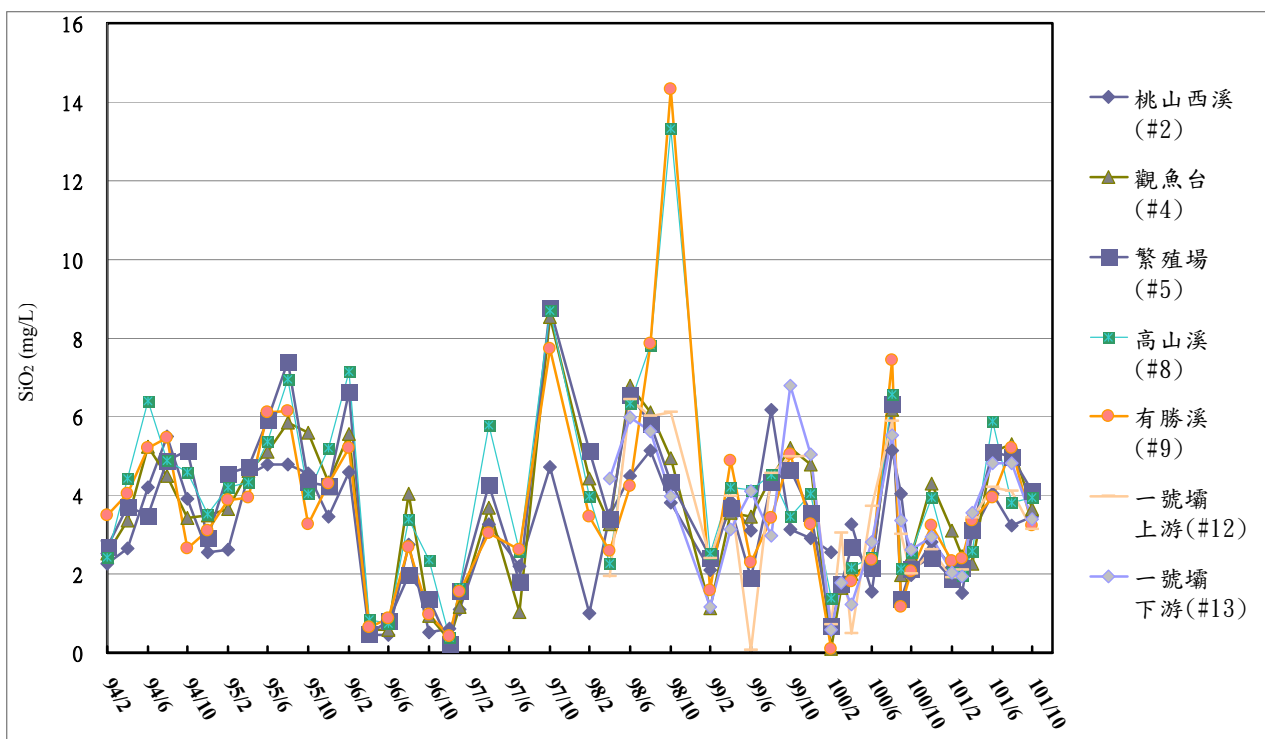


圖4-10 武陵地區溪流SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

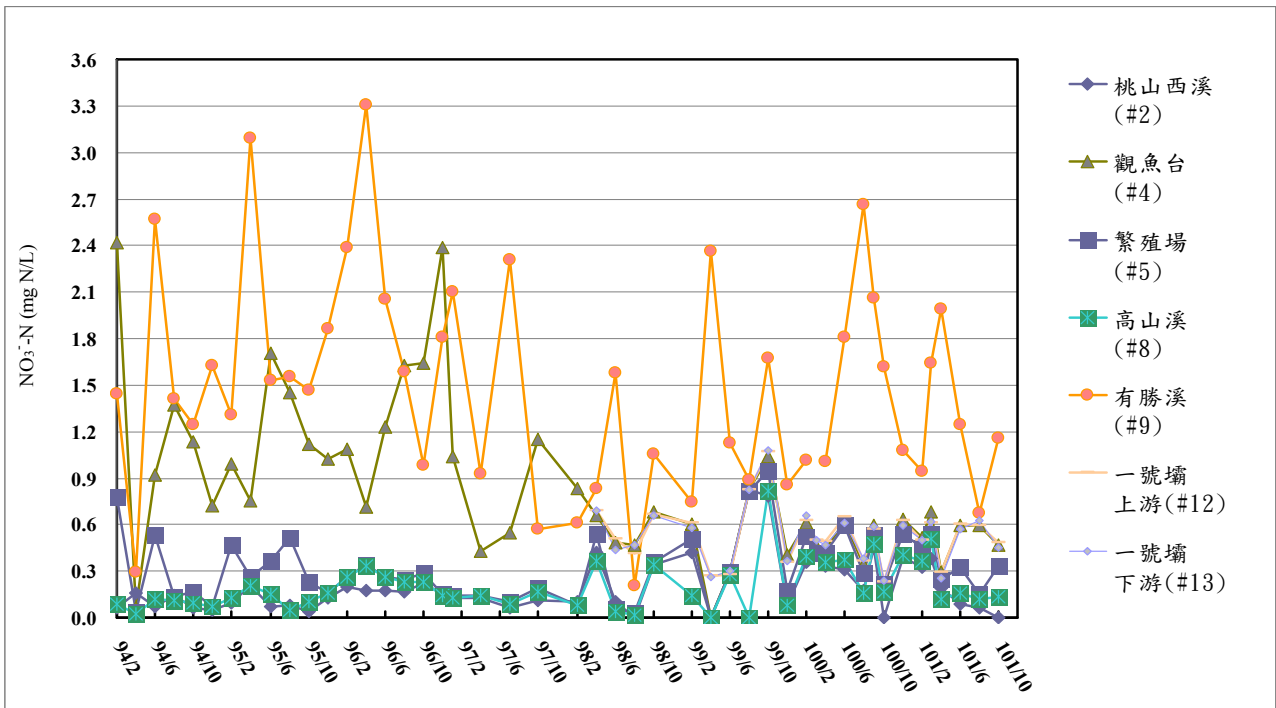


圖4-11 武陵地區溪流NO₃⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

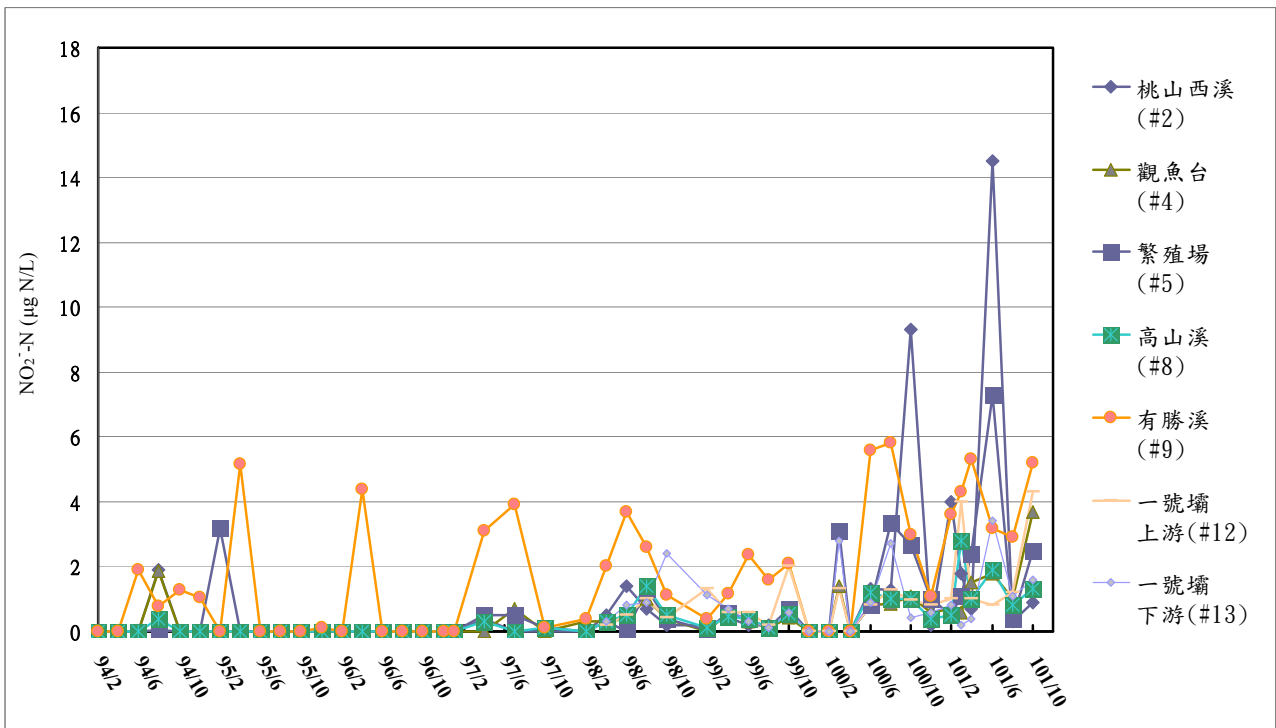


圖4-12 武陵地區溪流NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻ (單位：mg/L)

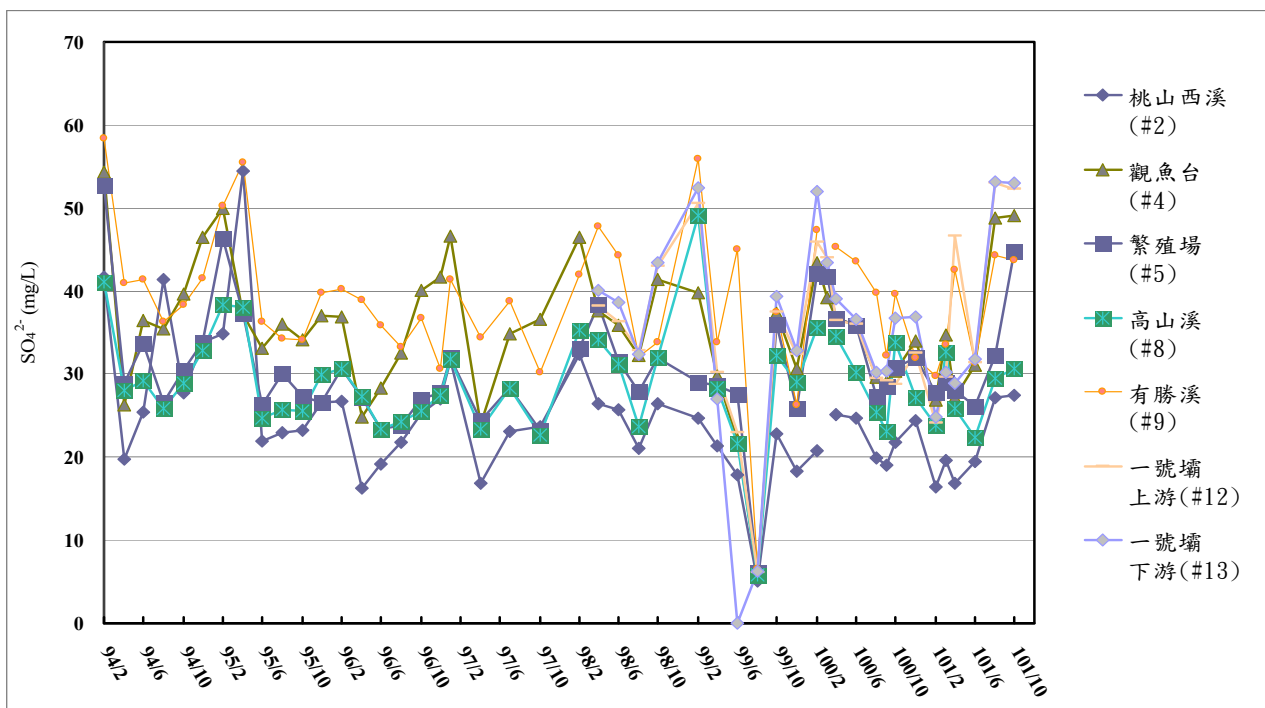


圖4-13 武陵地區溪流SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

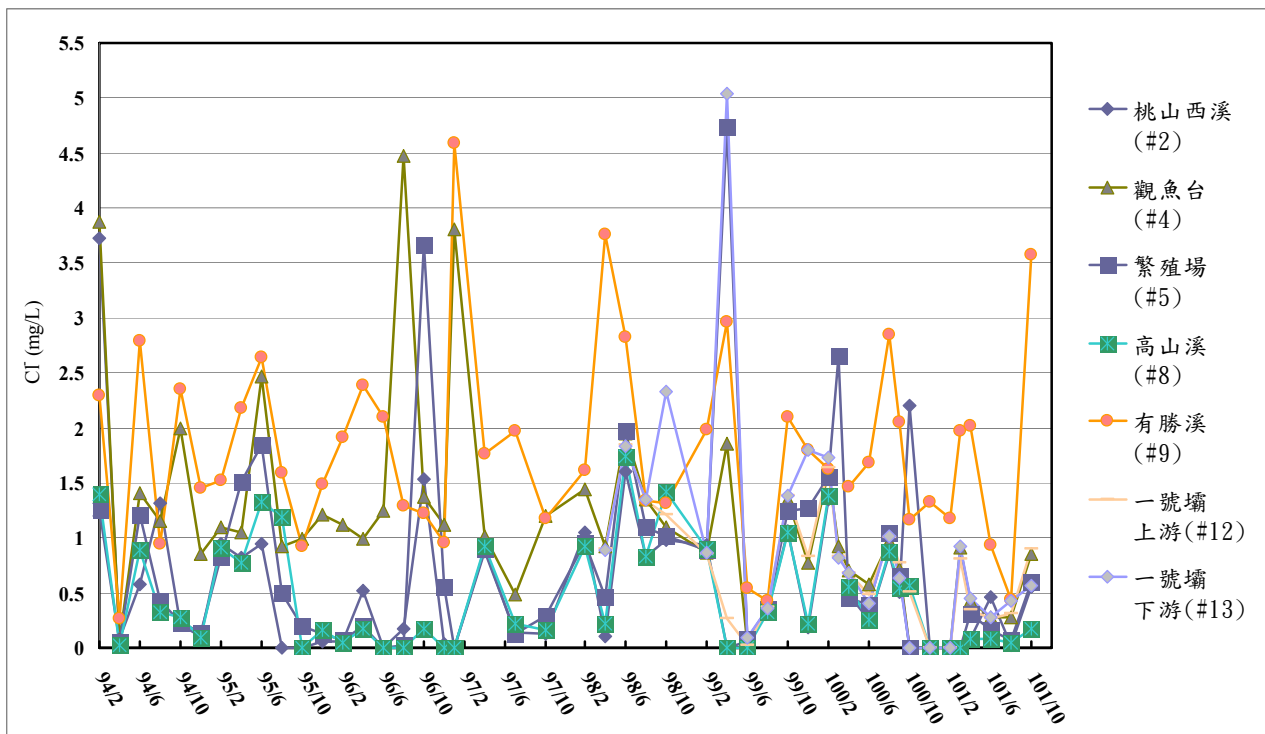


圖4-14 武陵地區溪流Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO_4^{3-} (單位: mg/L)

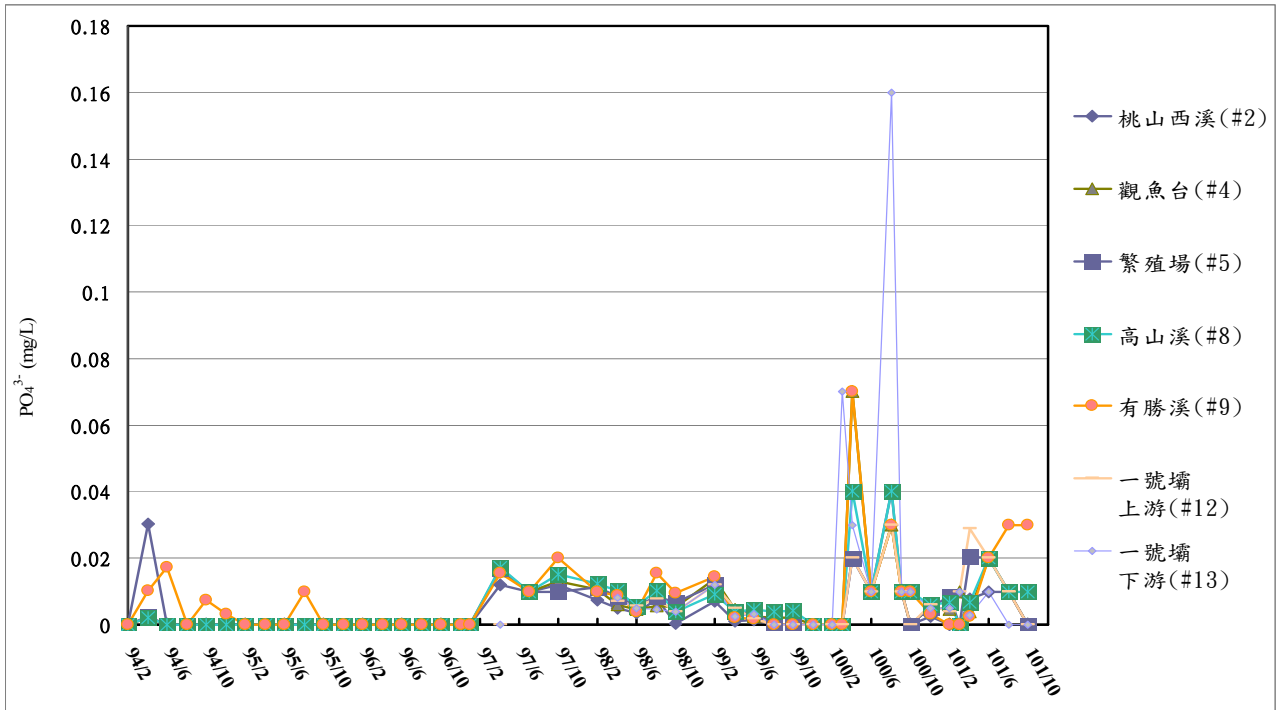


圖4-15 武陵地區溪流 PO_4^{3-} 值變化

(資料來源: 本研究資料)

NH_4^+-N (單位: mg N/L)

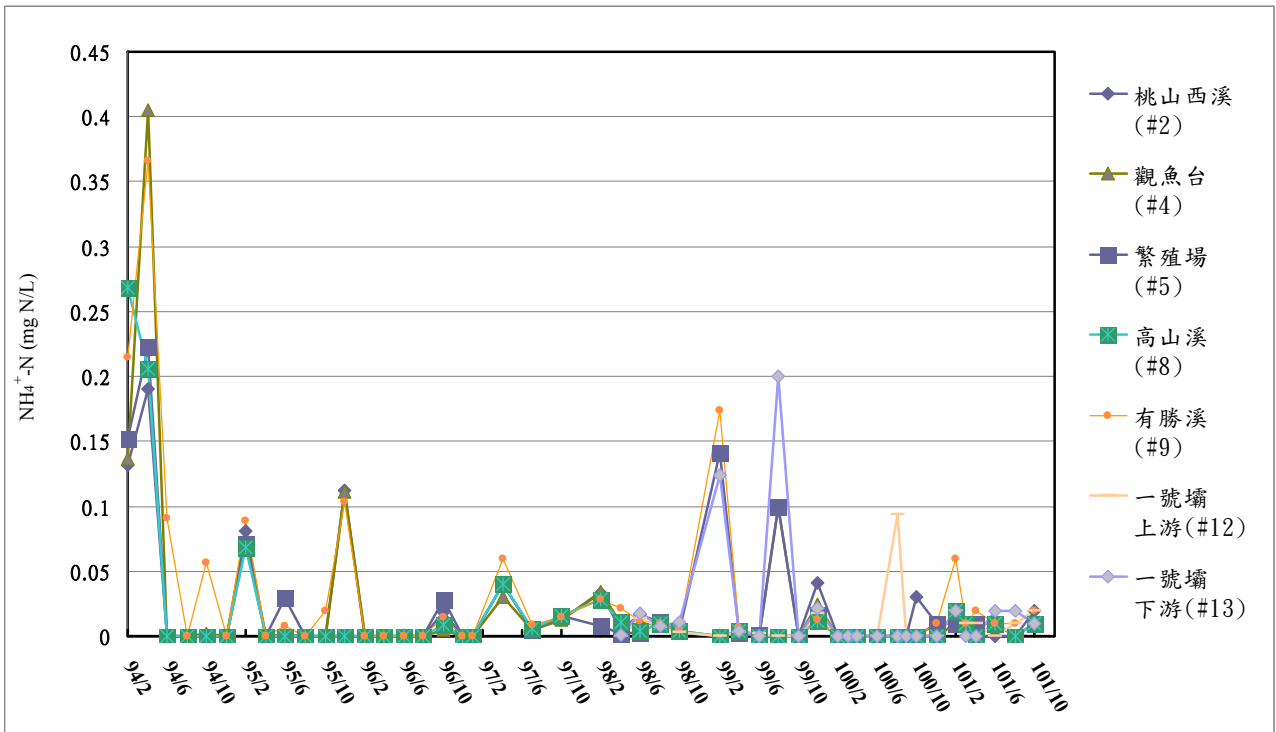


圖4-16 武陵地區溪流 NH_4^+-N 值變化

(資料來源: 本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

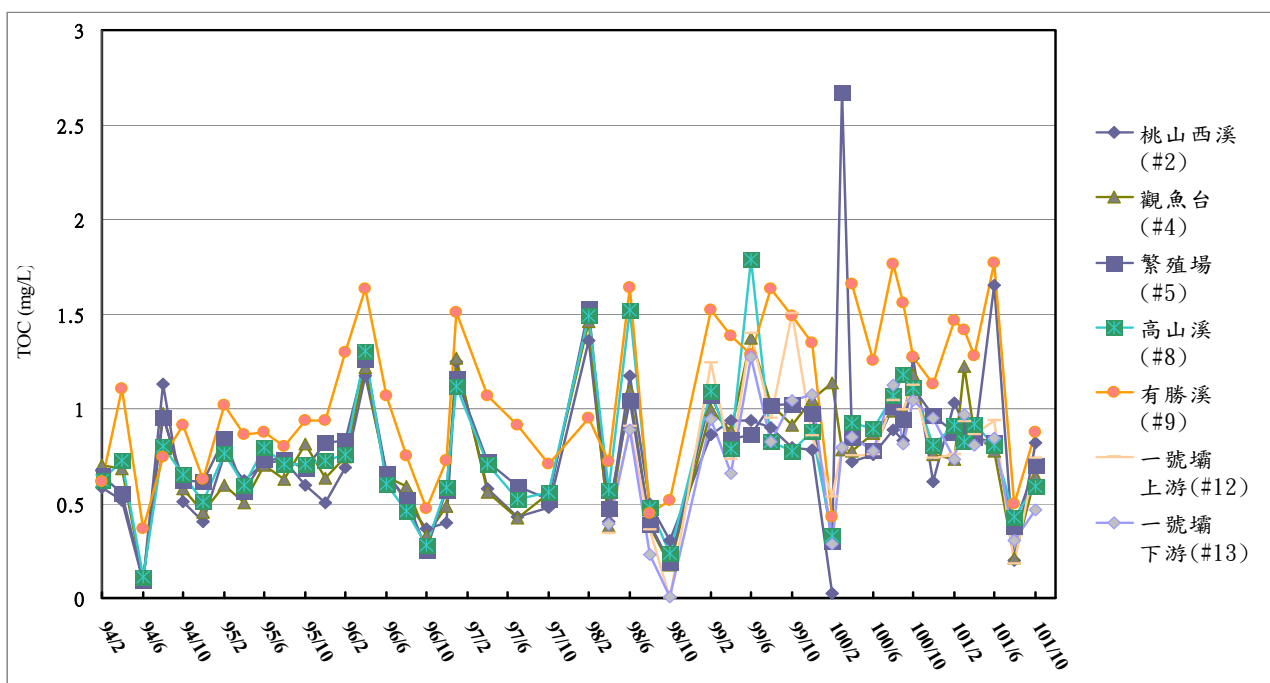


圖4-17 武陵地區溪流TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

pH值

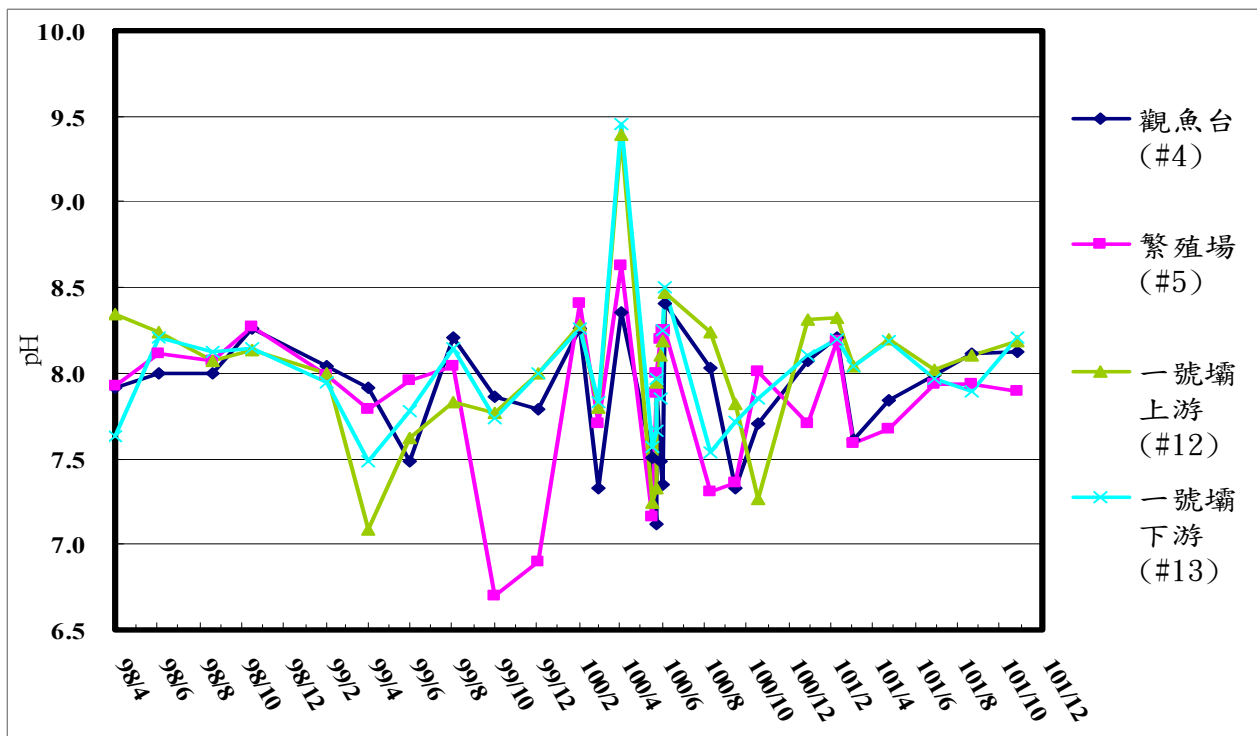


圖4-18 一號壩壩體改善pH值變化
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

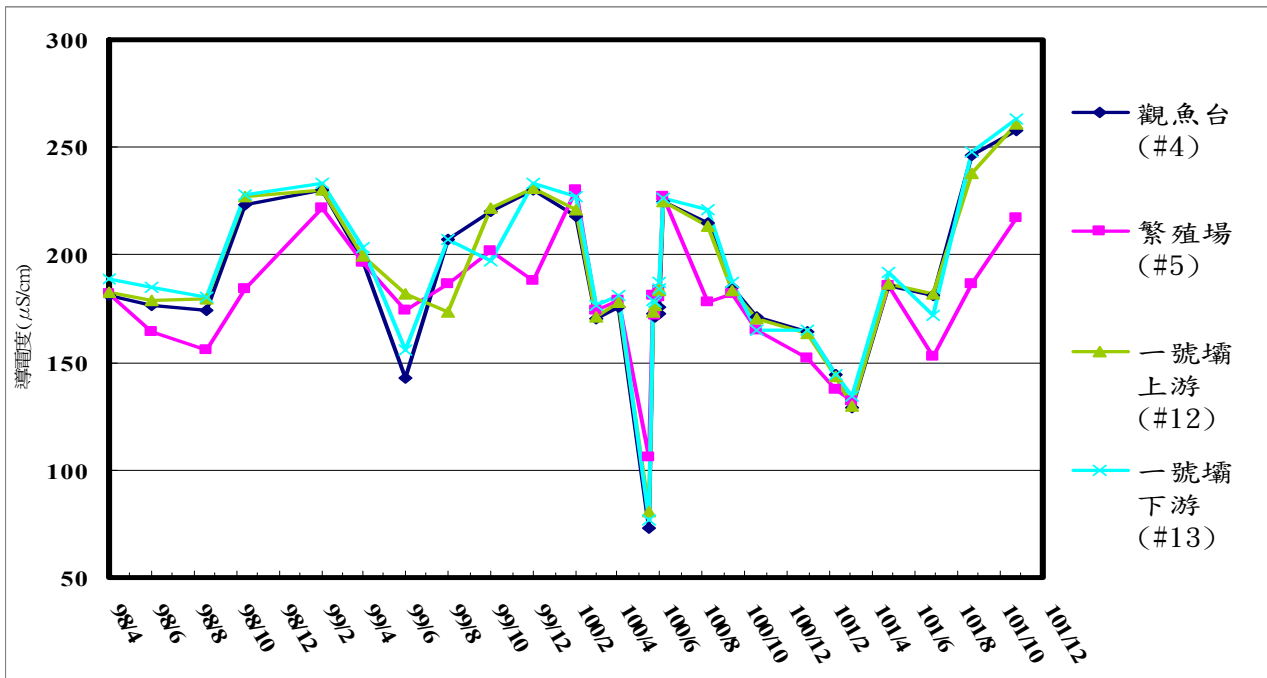


圖4-19 一號壩壩體改善導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

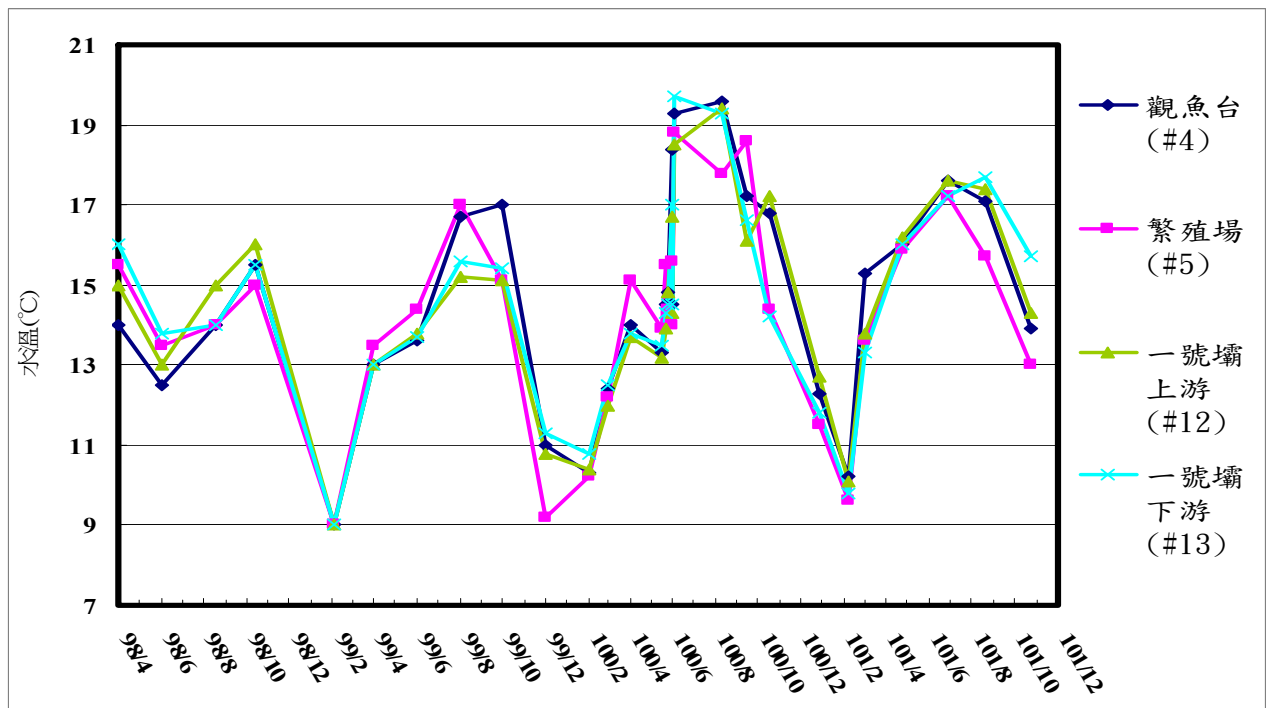


圖4-20 一號壩壩體改善溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

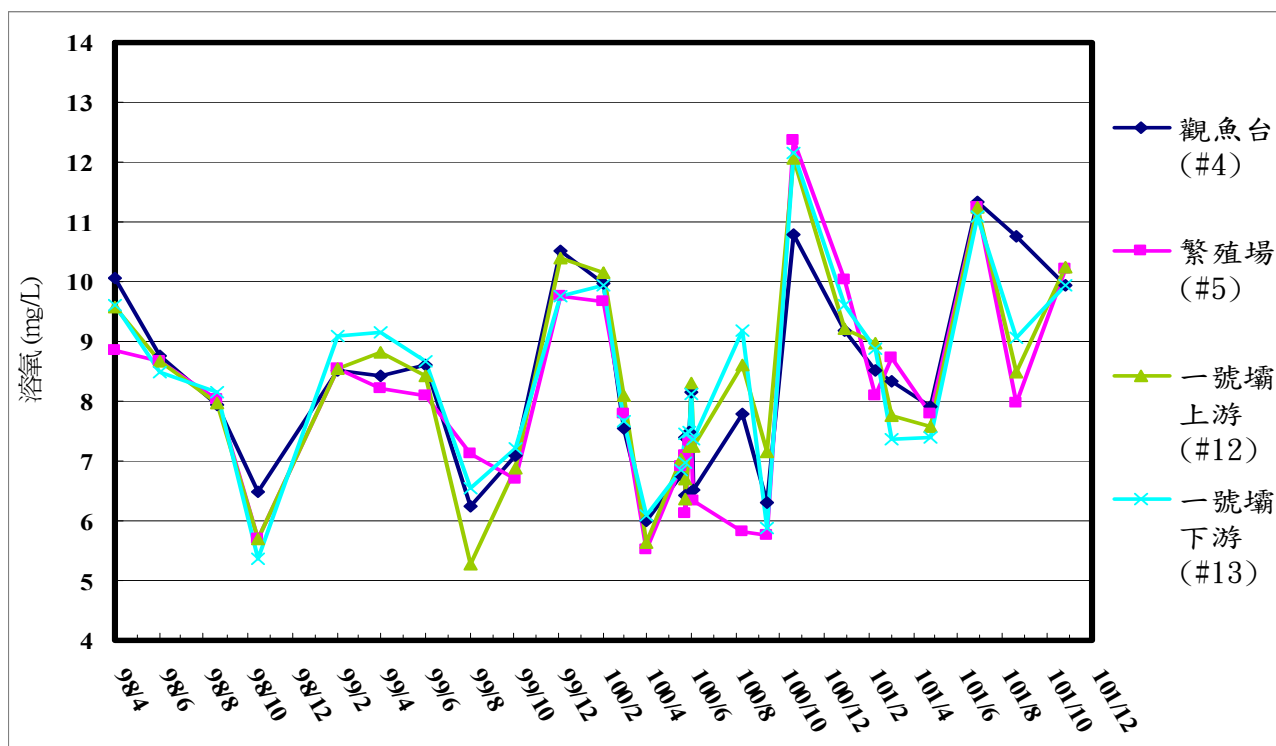


圖4-21 一號壩壩體改善溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

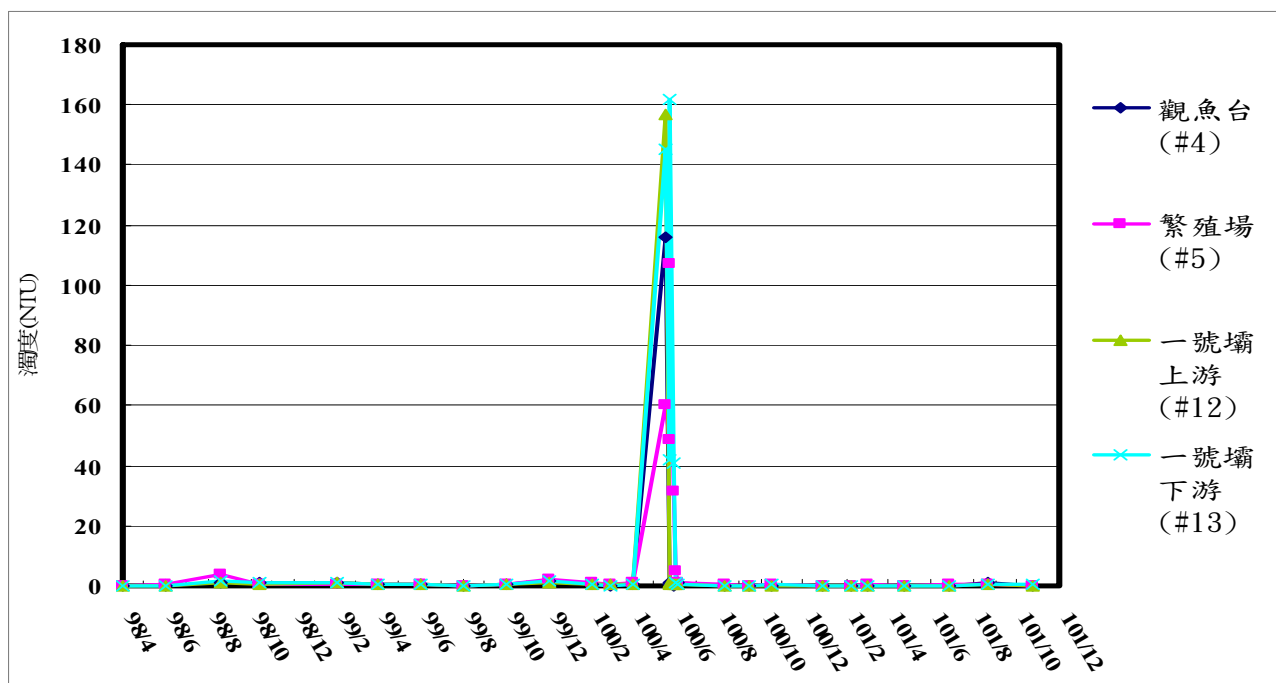


圖4-22 一號壩壩體改善濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

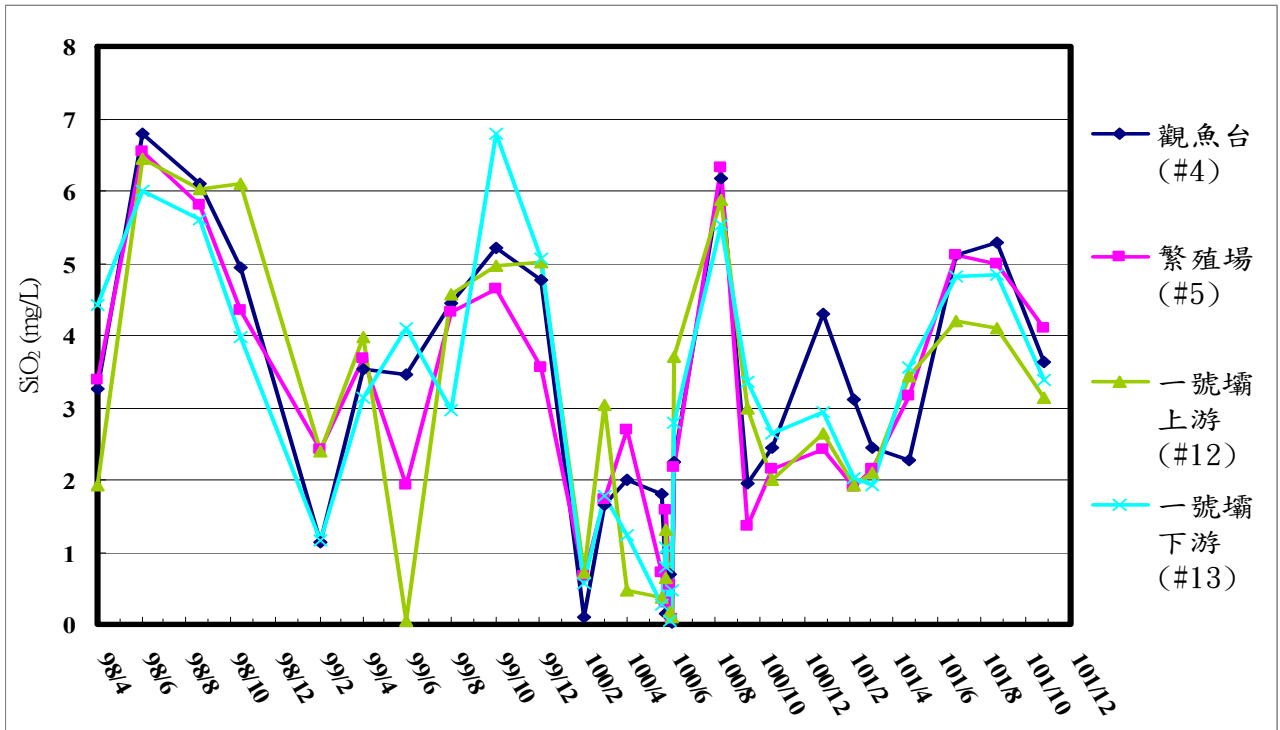


圖4-23 一號壩壩體改善SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N(單位：mg N/L)

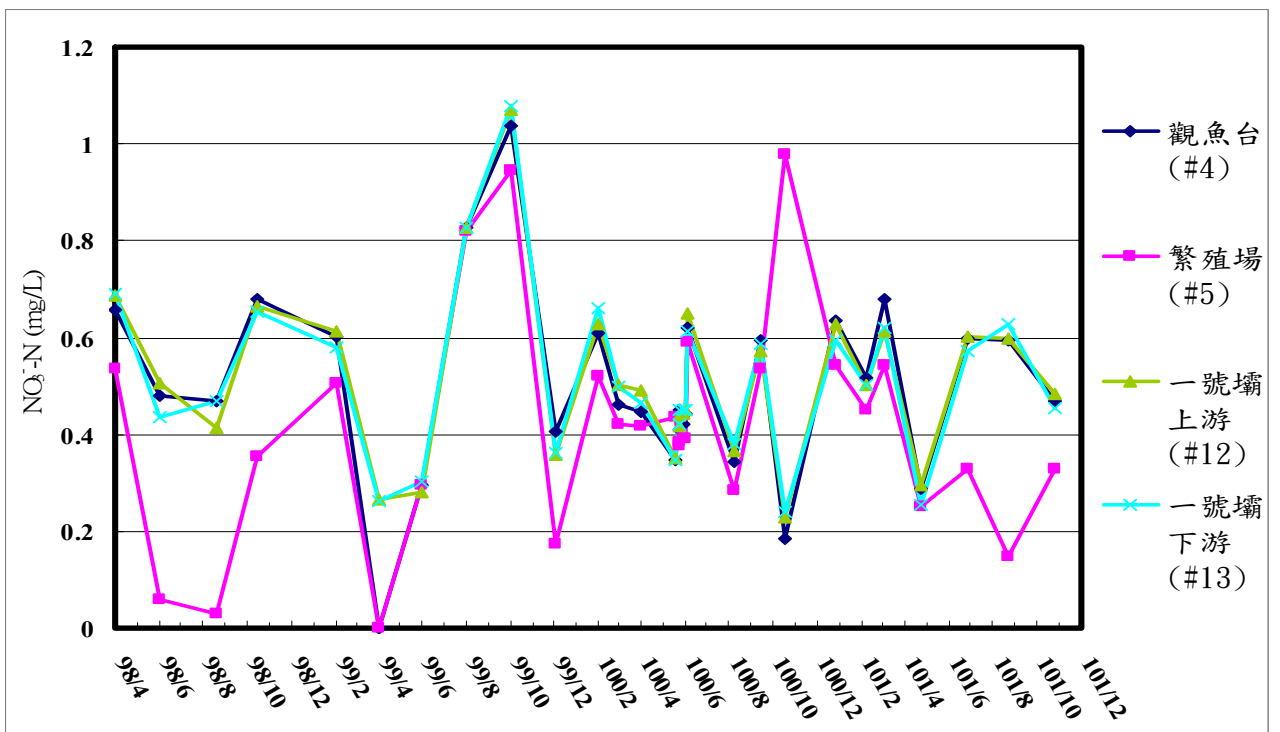


圖4-24 一號壩壩體改善NO₃⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

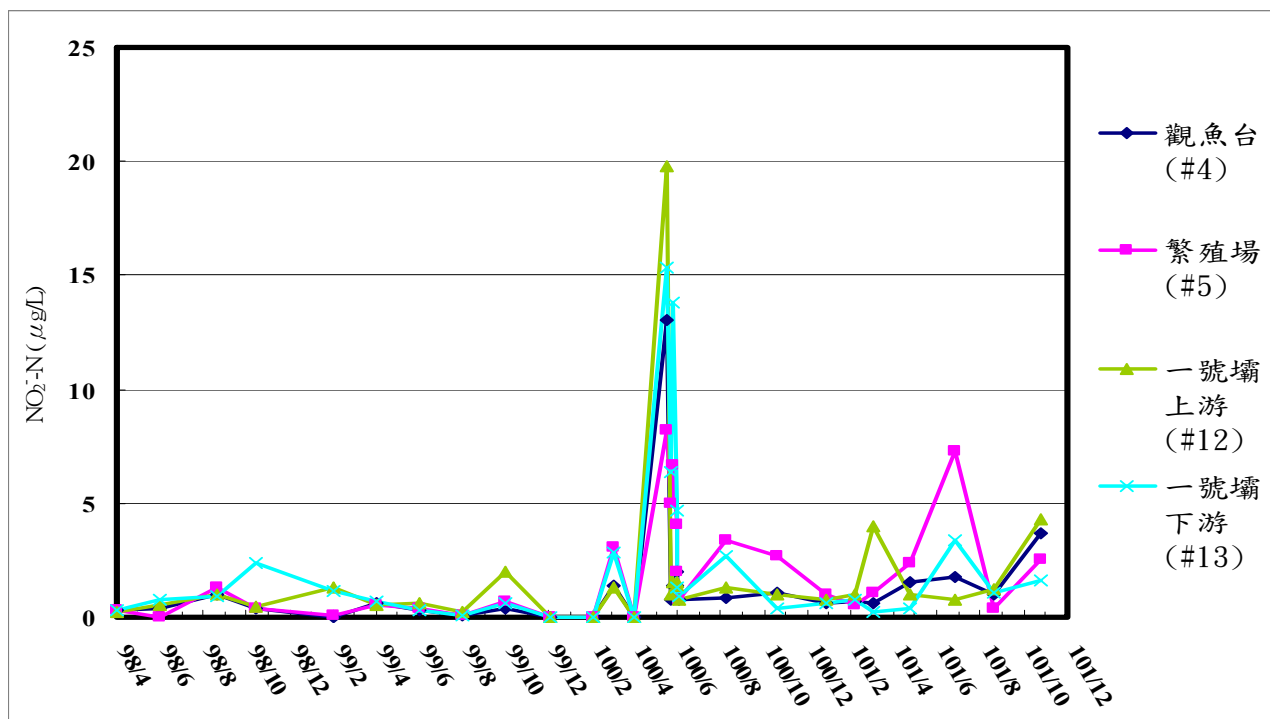


圖4-25 一號壩壩體改善NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻(單位：mg/L)

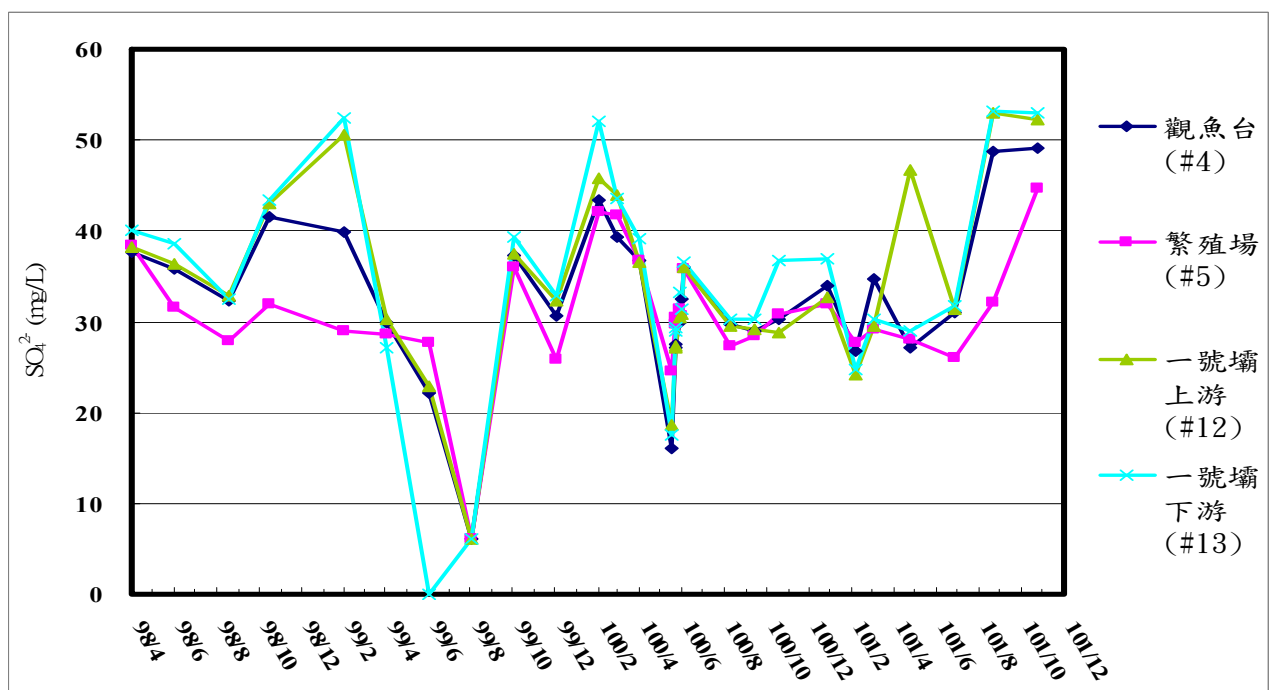


圖4-26 一號壩壩體改善SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

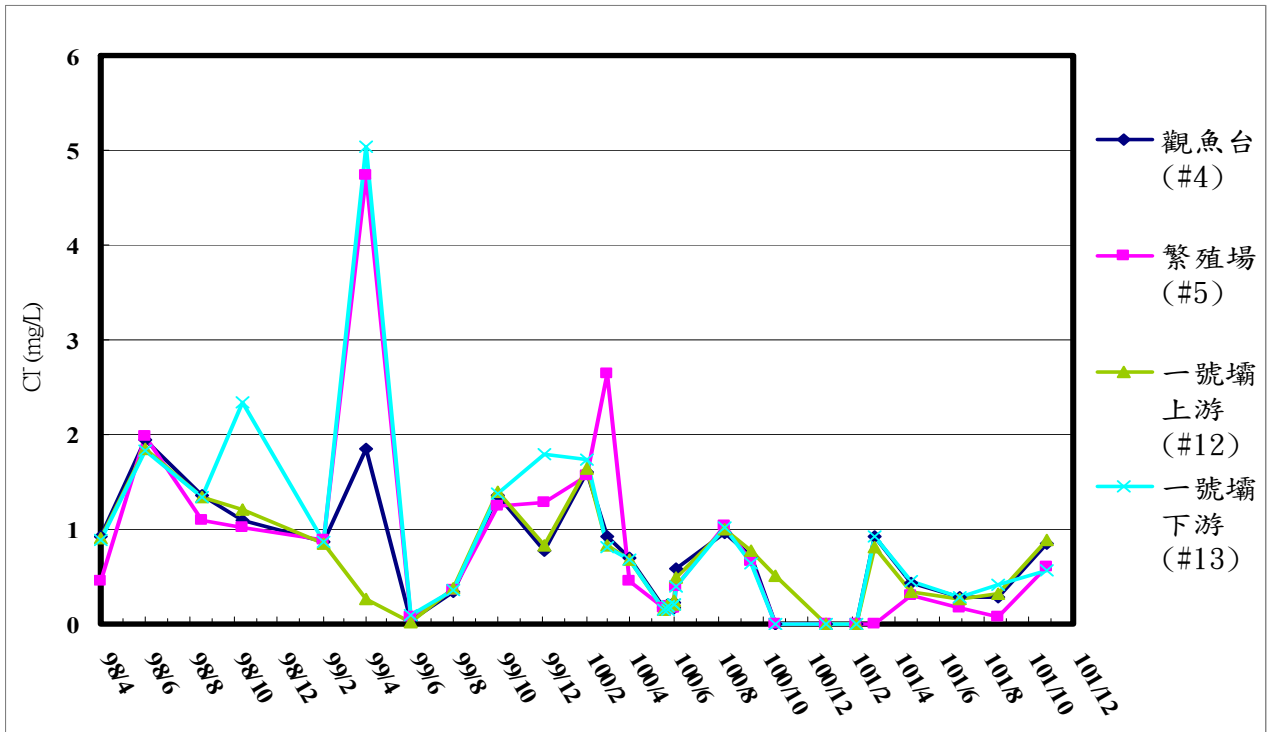


圖4-27 一號壩壩體改善Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO₄³⁻ (單位：mg/L)

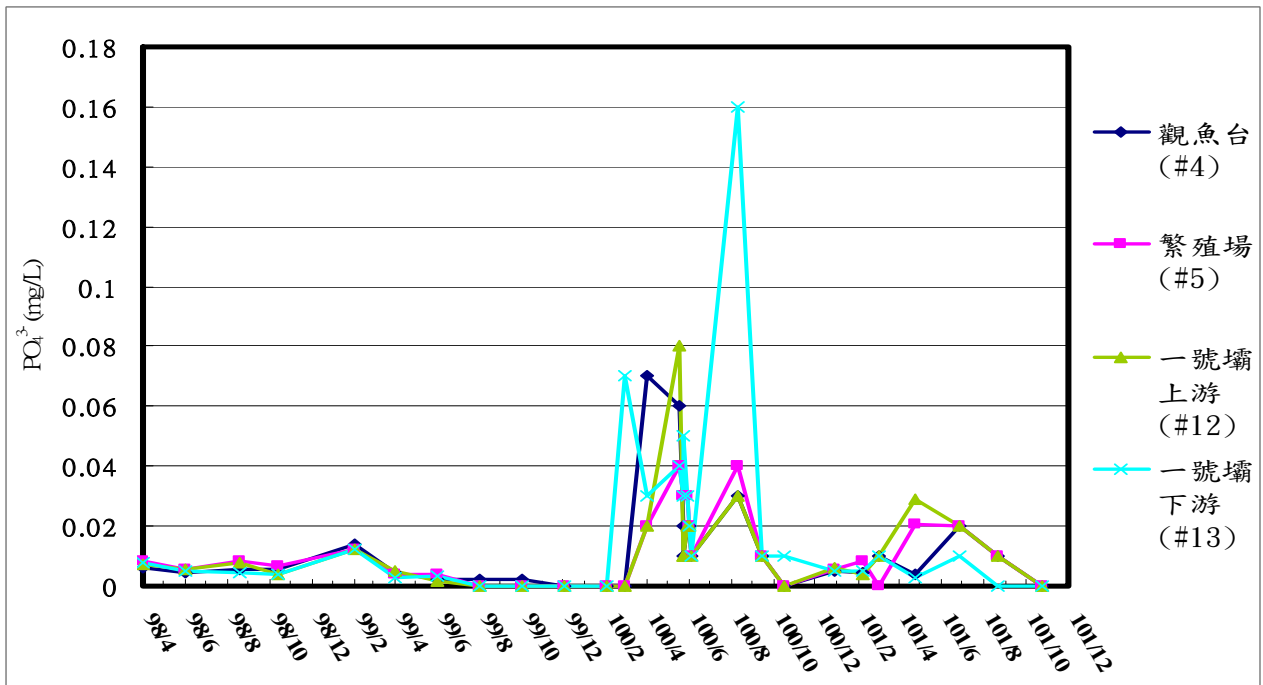


圖4-28 一號壩壩體改善PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (單位：mg N/L)

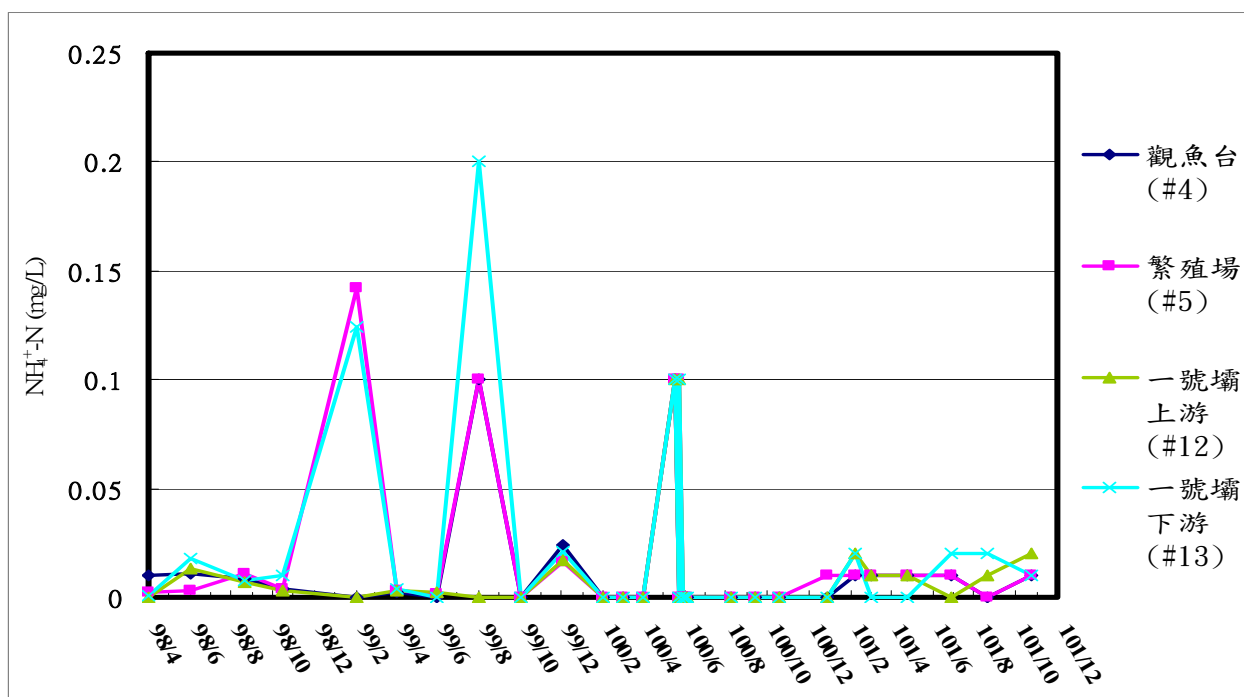


圖4-29 一號壩壩體改善 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

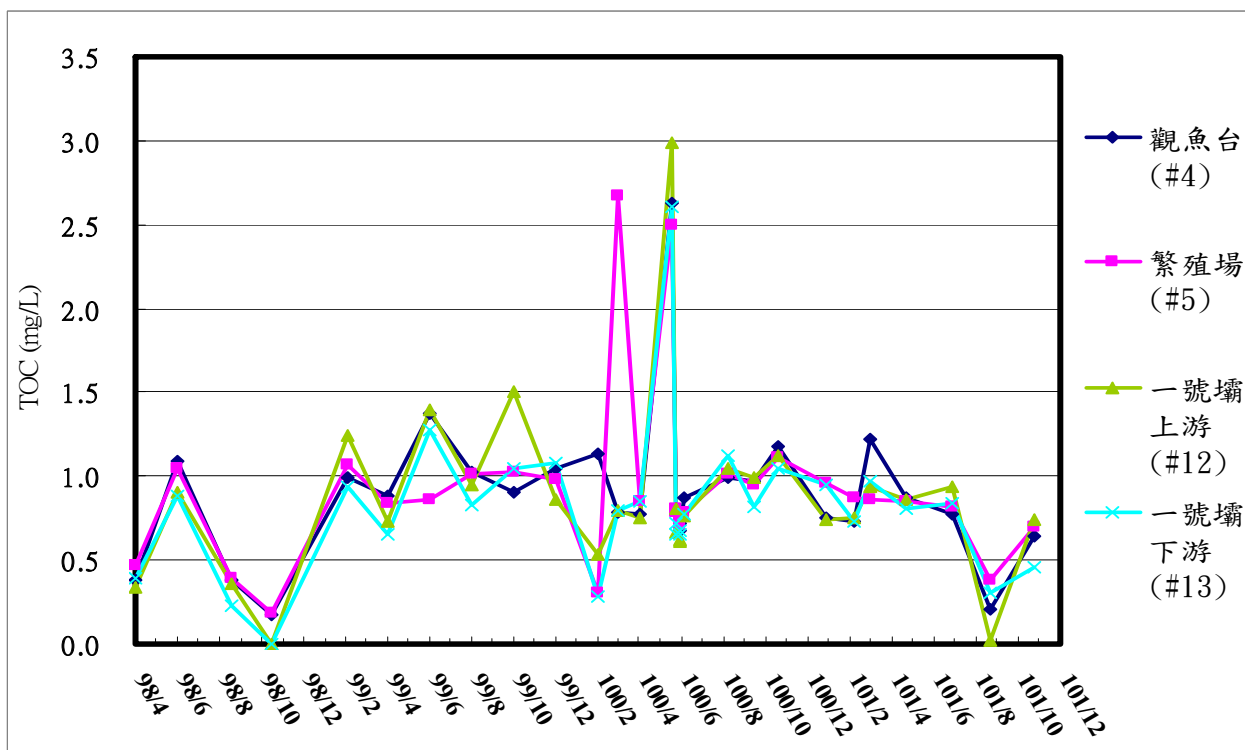


圖4-30 一號壩壩體改善TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

pH值

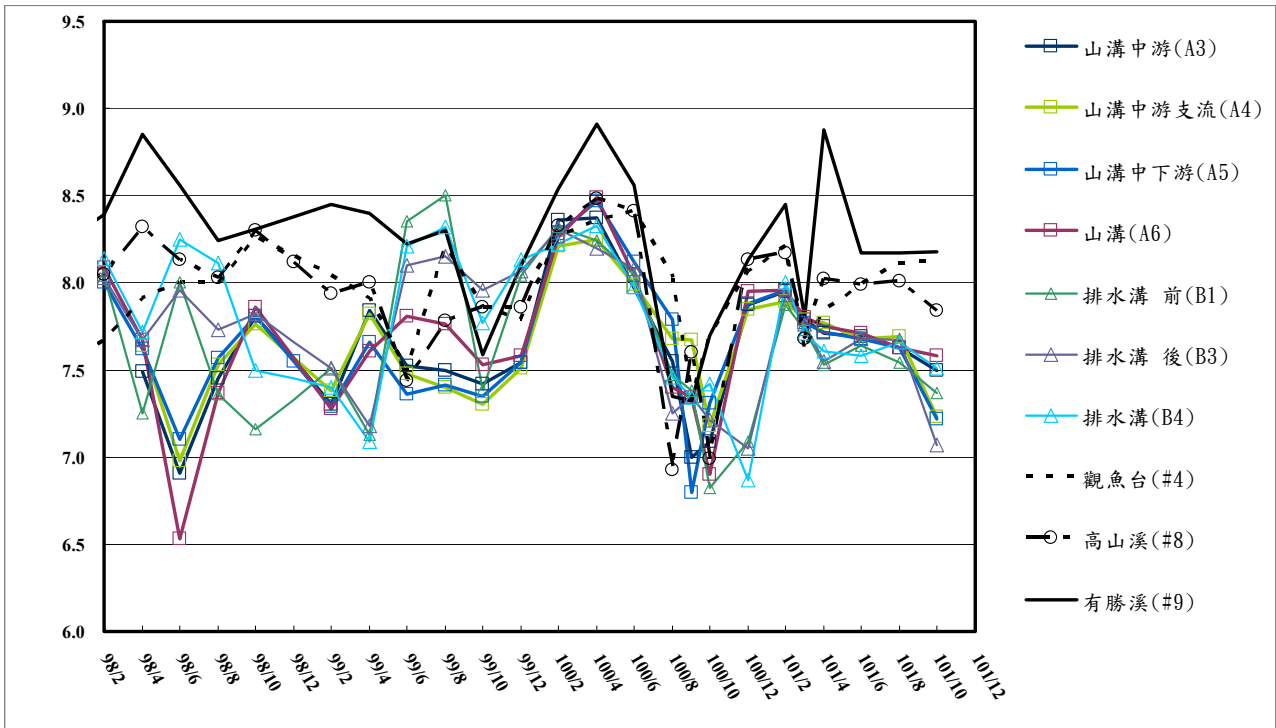


圖4-31 山溝與七家灣溪測站之pH值比較
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

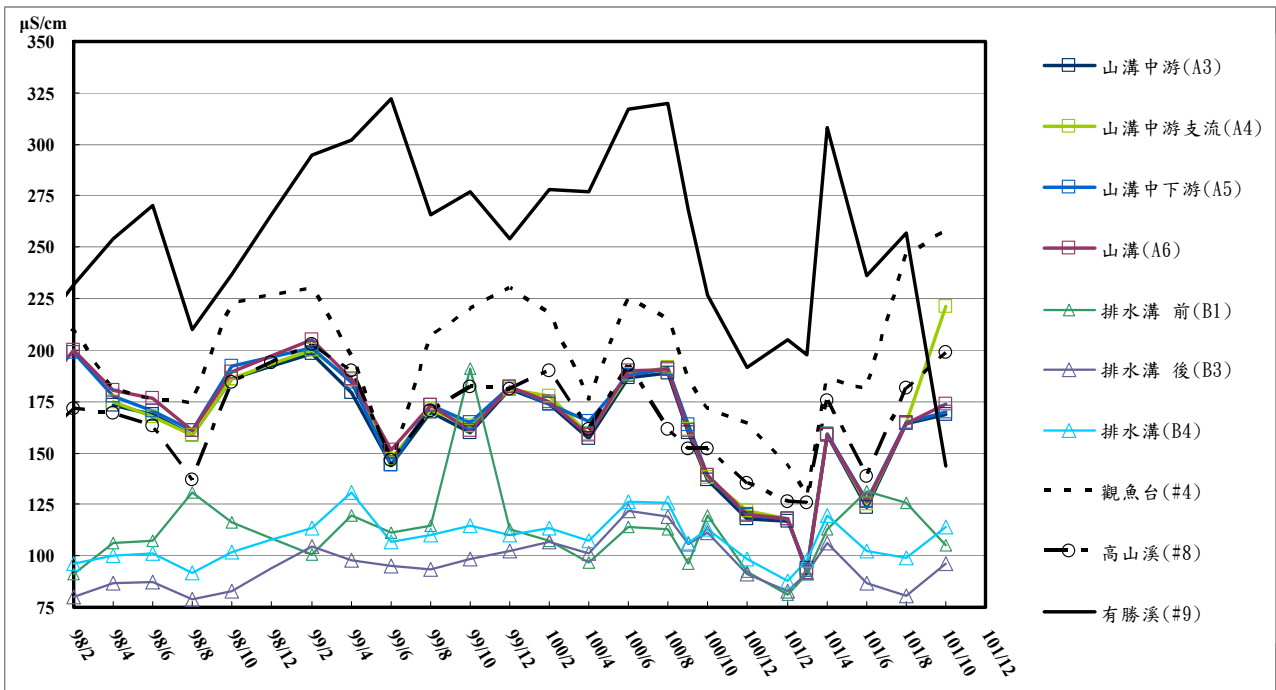


圖4-32 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

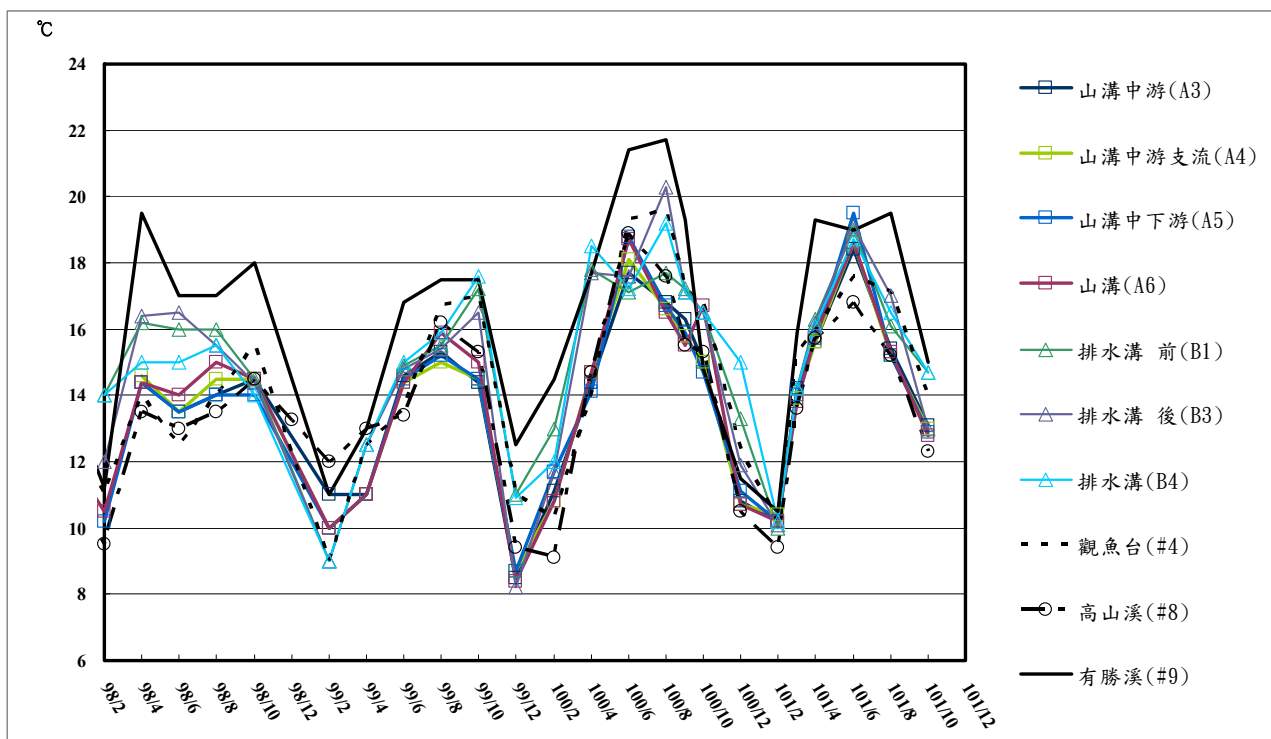


圖4-33 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

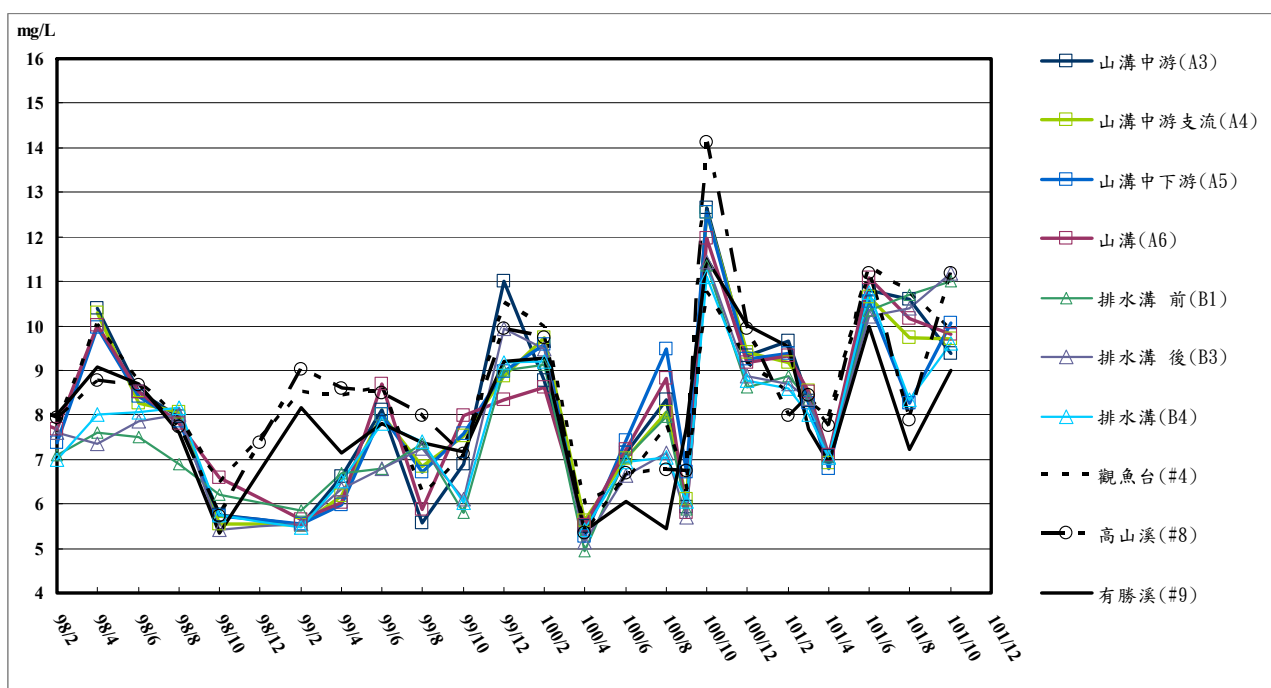


圖4-34 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

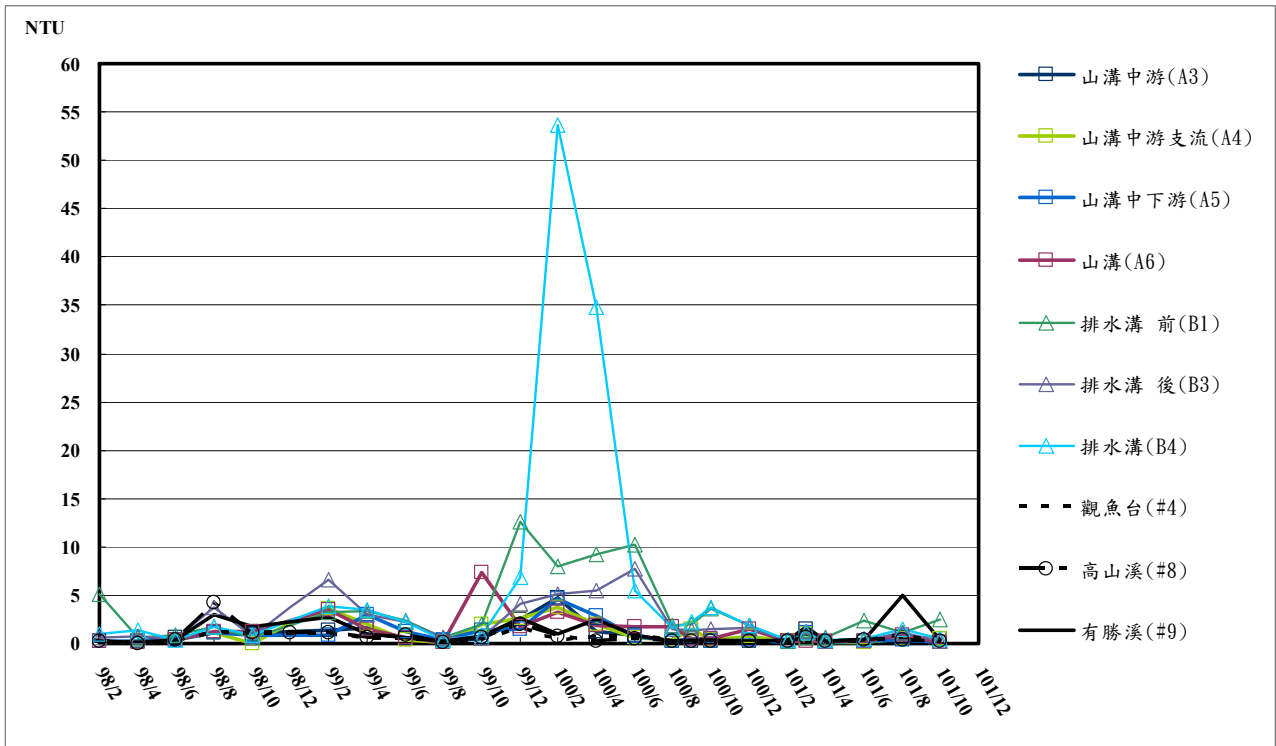


圖4-35 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

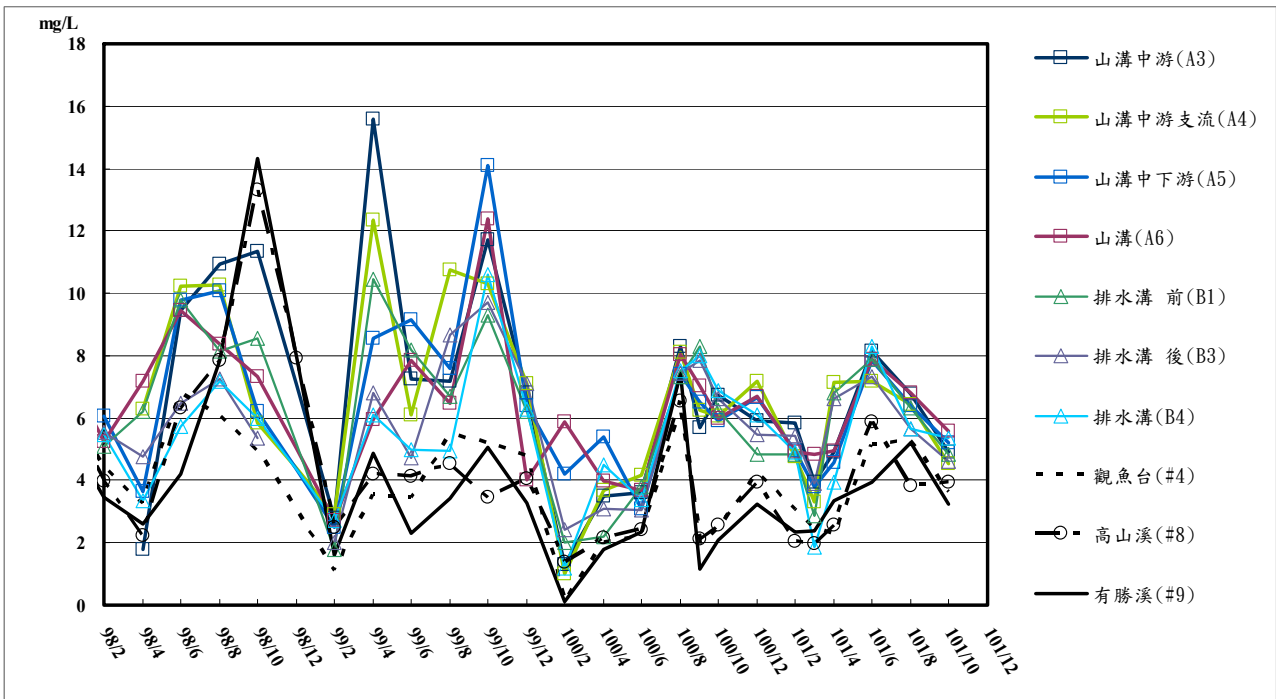


圖4-36 山溝與七家灣溪測站之SiO₂值比較
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

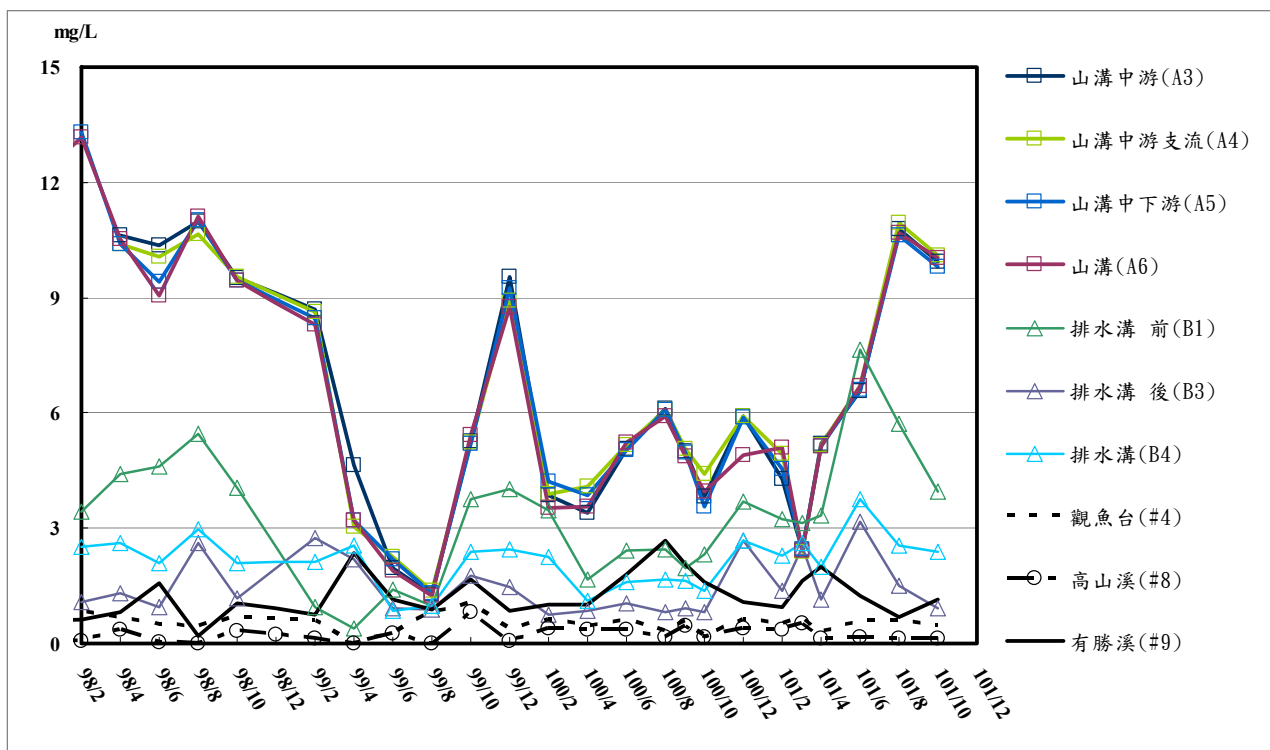


圖4-37 山溝與七家灣溪測站之NO₃⁻-N值比較
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

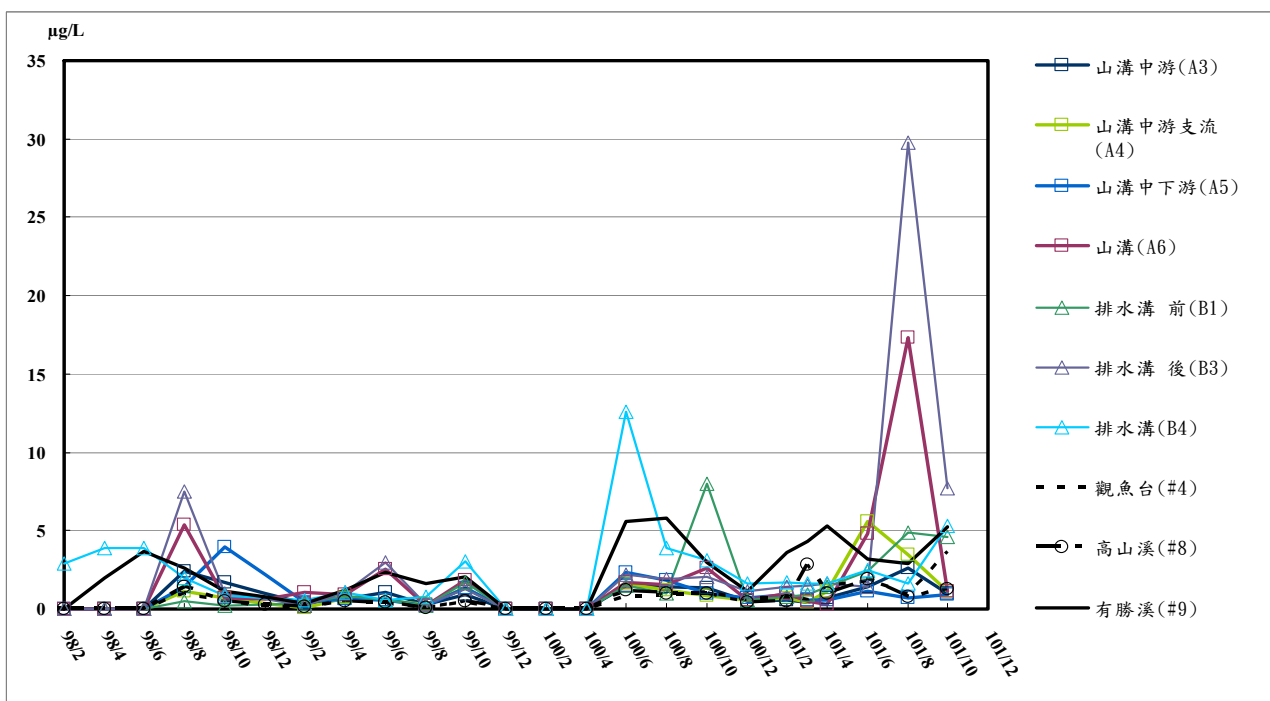


圖4-38 山溝與七家灣溪測站之NO₂⁻-N值比較
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻ (單位：mg/L)

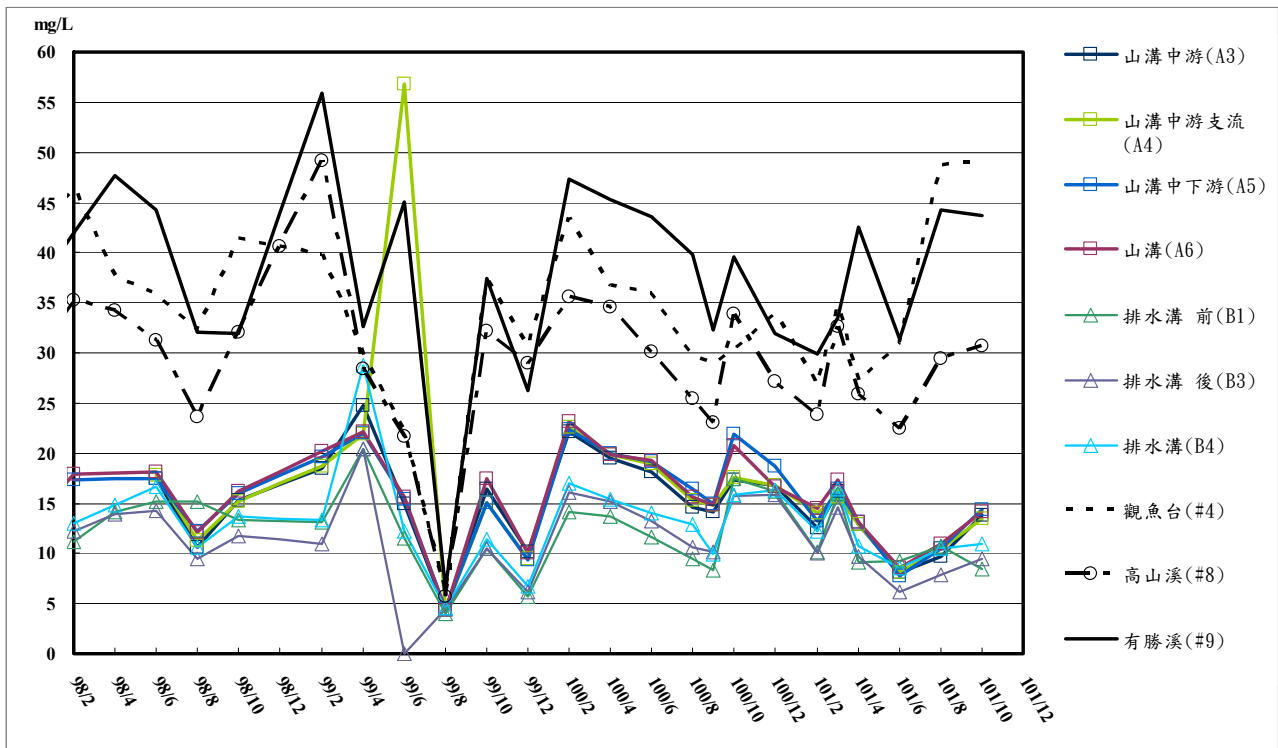


圖4-39 山溝與七家灣溪測站之SO₄²⁻值比較
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

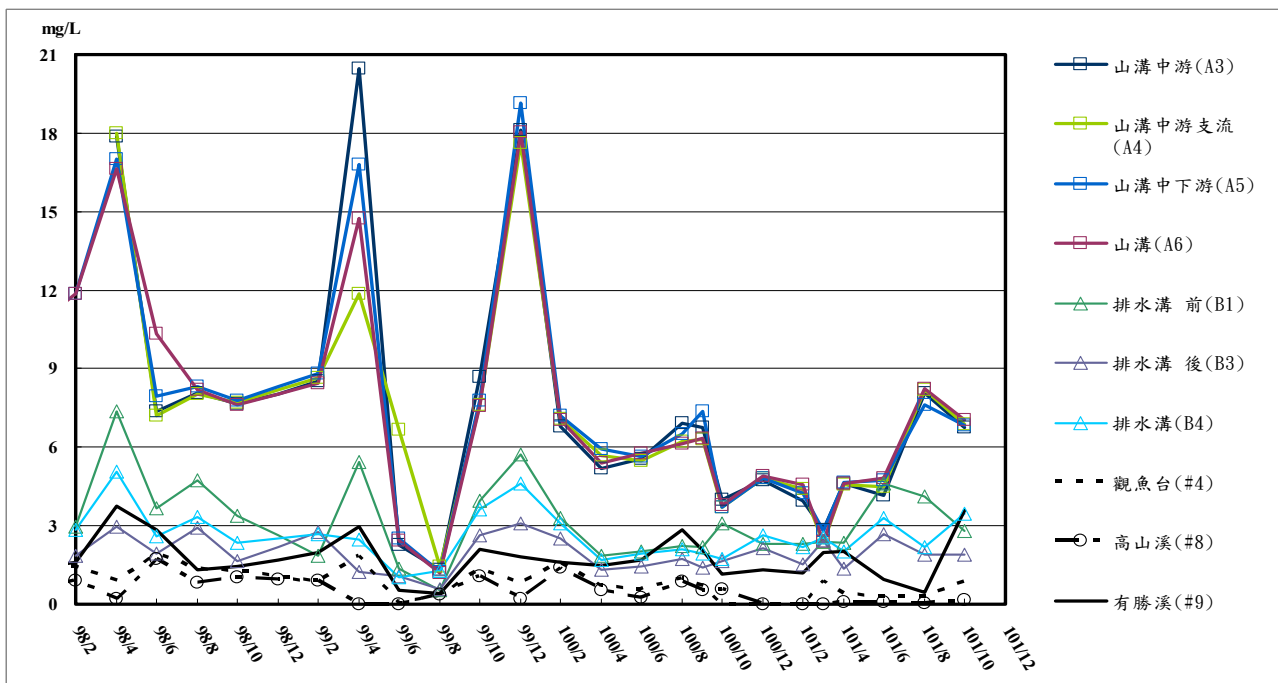


圖4-40 山溝與七家灣溪測站之Cl⁻值比較
(資料來源：本研究資料)

PO_4^{3-} (單位：mg/L)

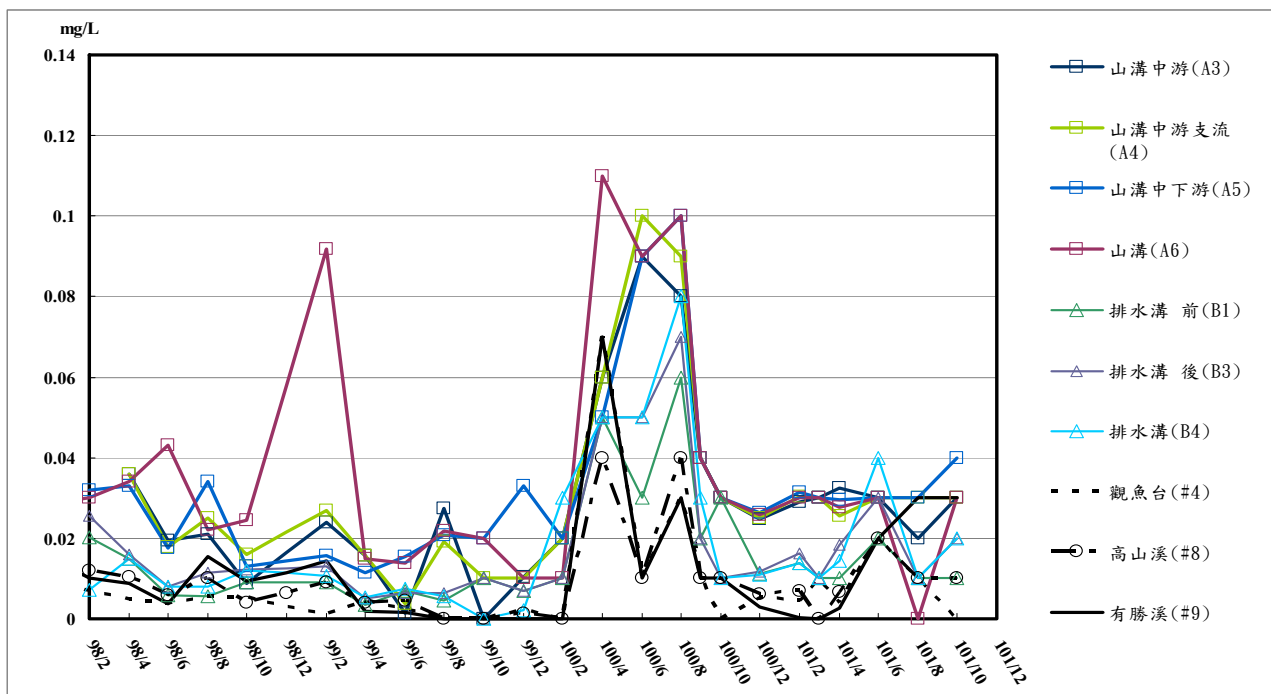


圖4-41 山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較
(資料來源：本研究資料)

NH_4^+-N (單位：mg N/L)

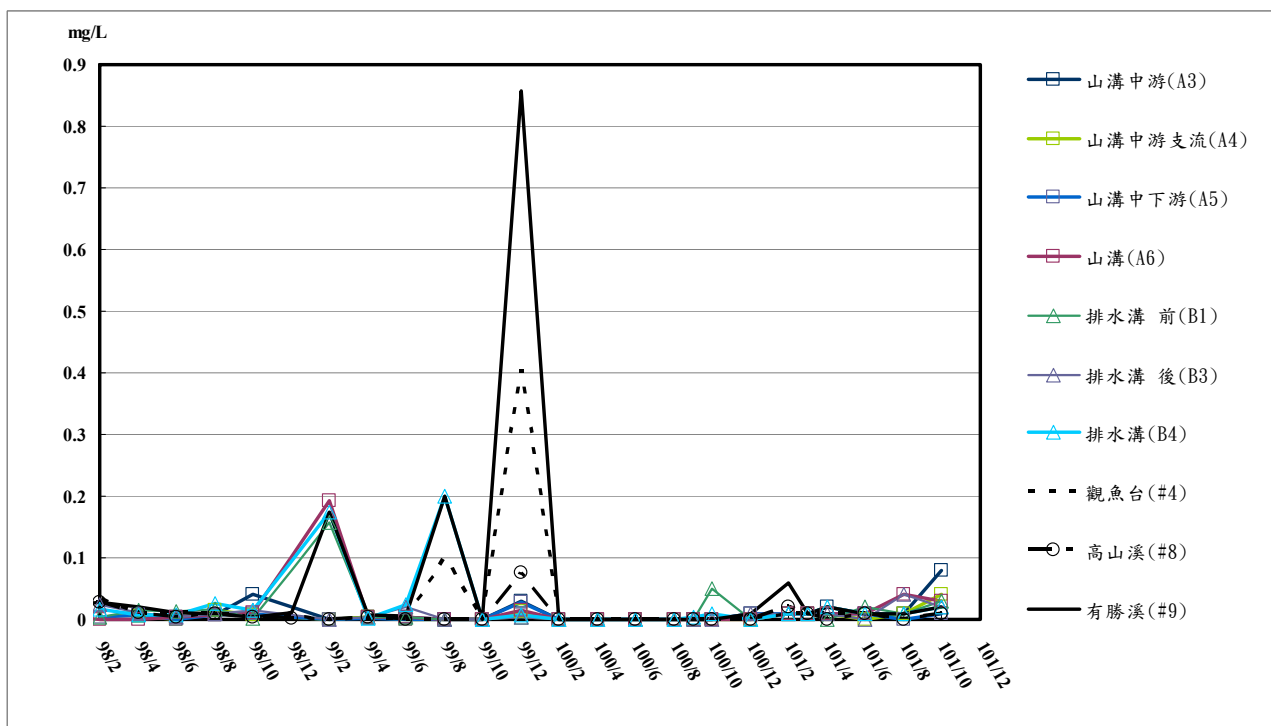


圖4-42 山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+-N 值比較
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

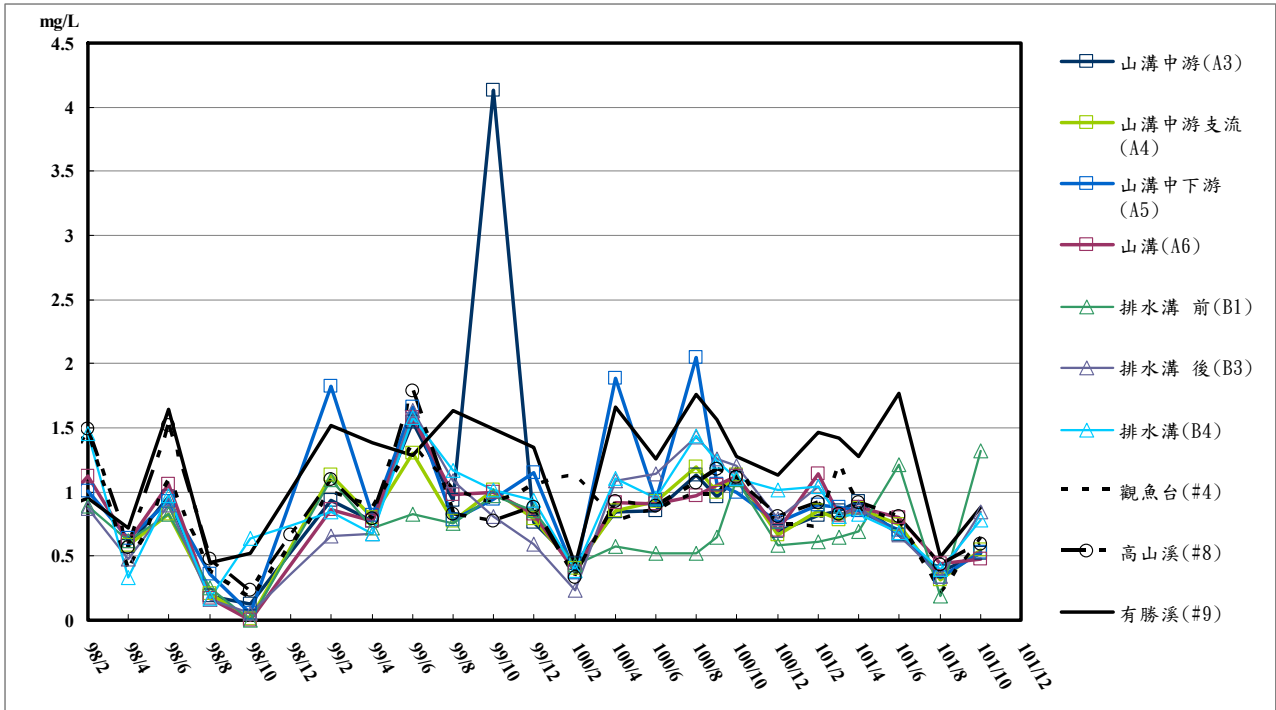


圖4-43 山溝與七家灣溪測站之TOC值比較
(資料來源：本研究資料)

pH值

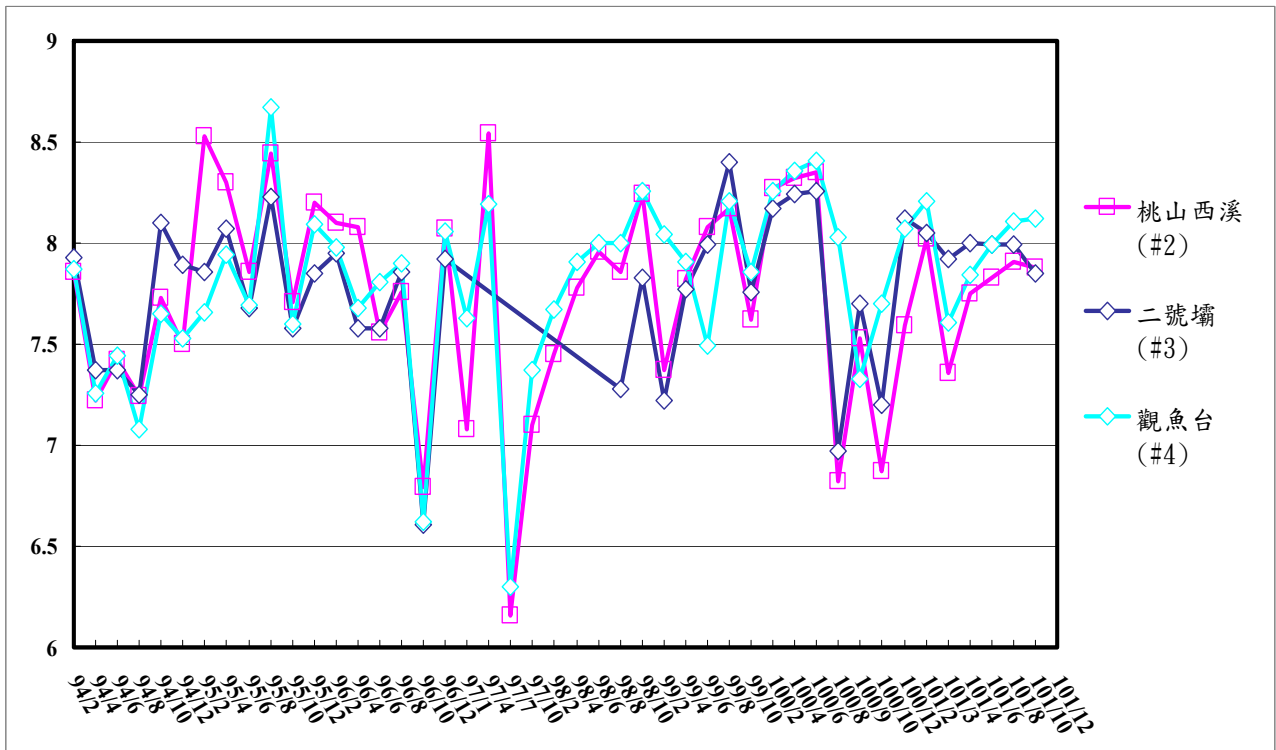


圖4-44 8.1ha回收農用地pH值變化
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位： $\mu\text{S}/\text{cm}$)

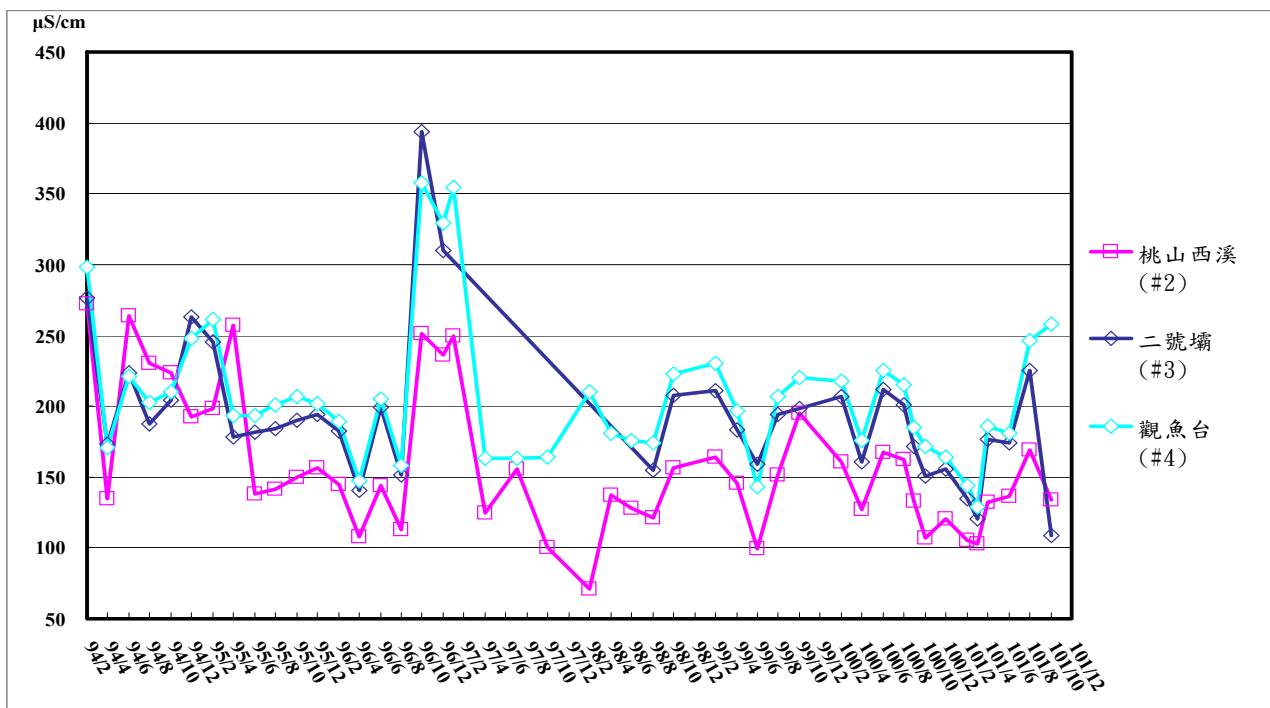


圖4-45 8.1ha回收農用地導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位： $^{\circ}\text{C}$)

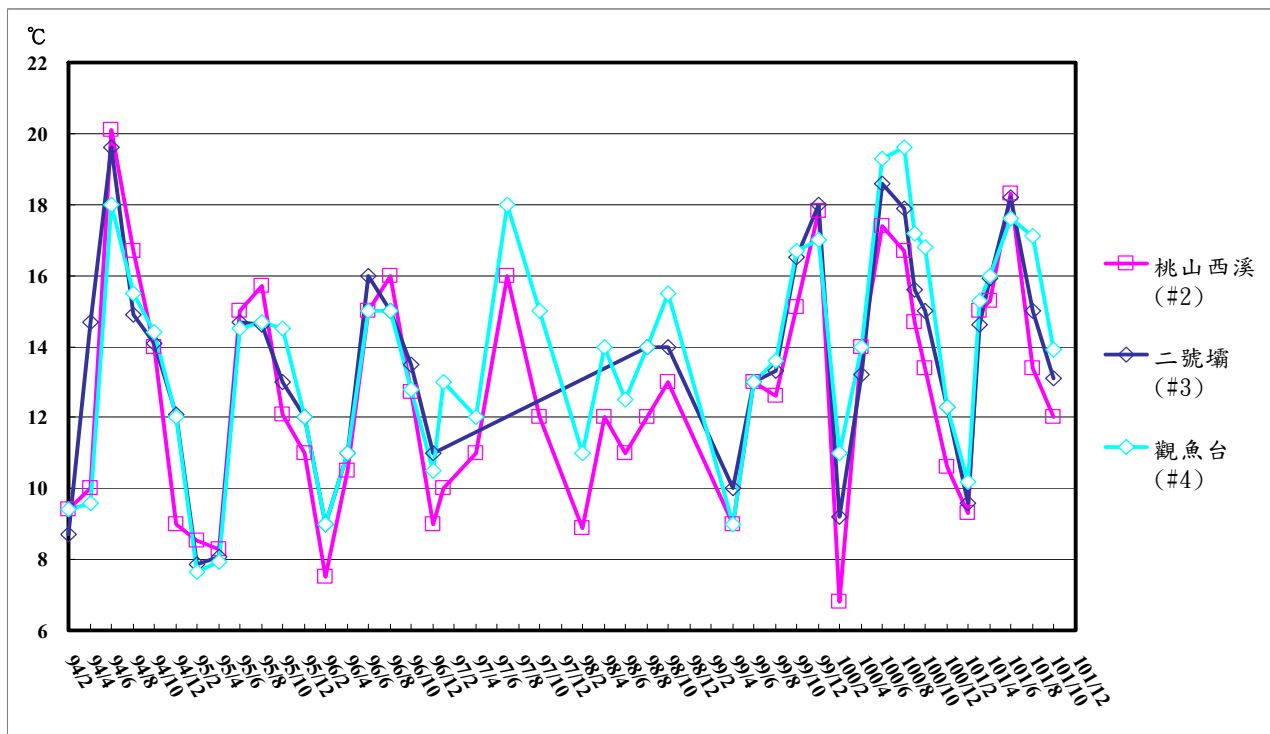


圖4-46 8.1ha回收農用地溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

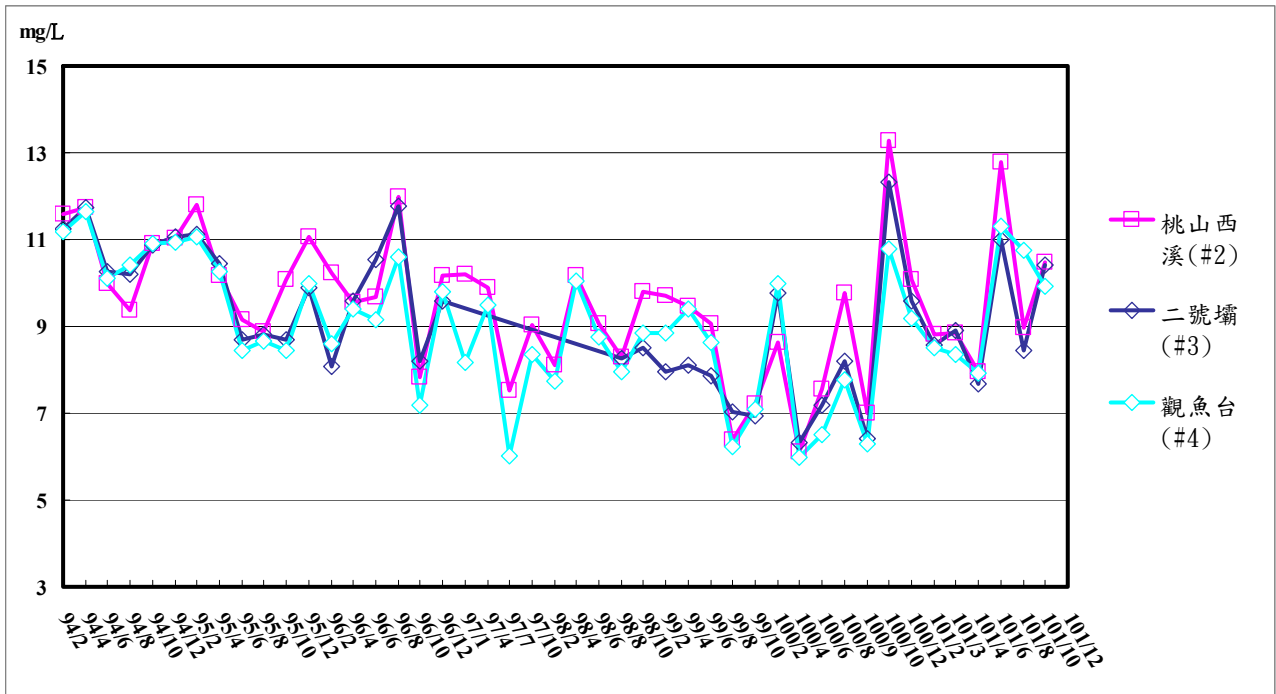


圖4-47 8.1ha回收農用地溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

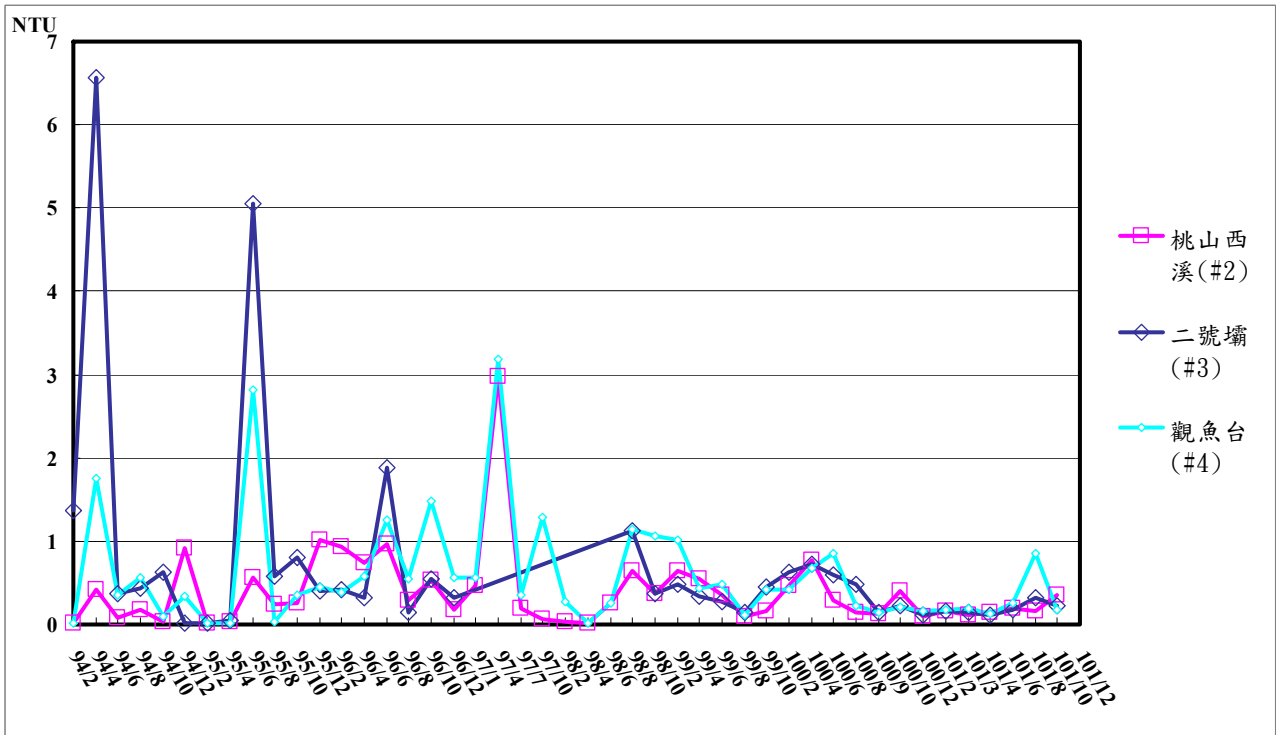


圖4-48 8.1ha回收農用地濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

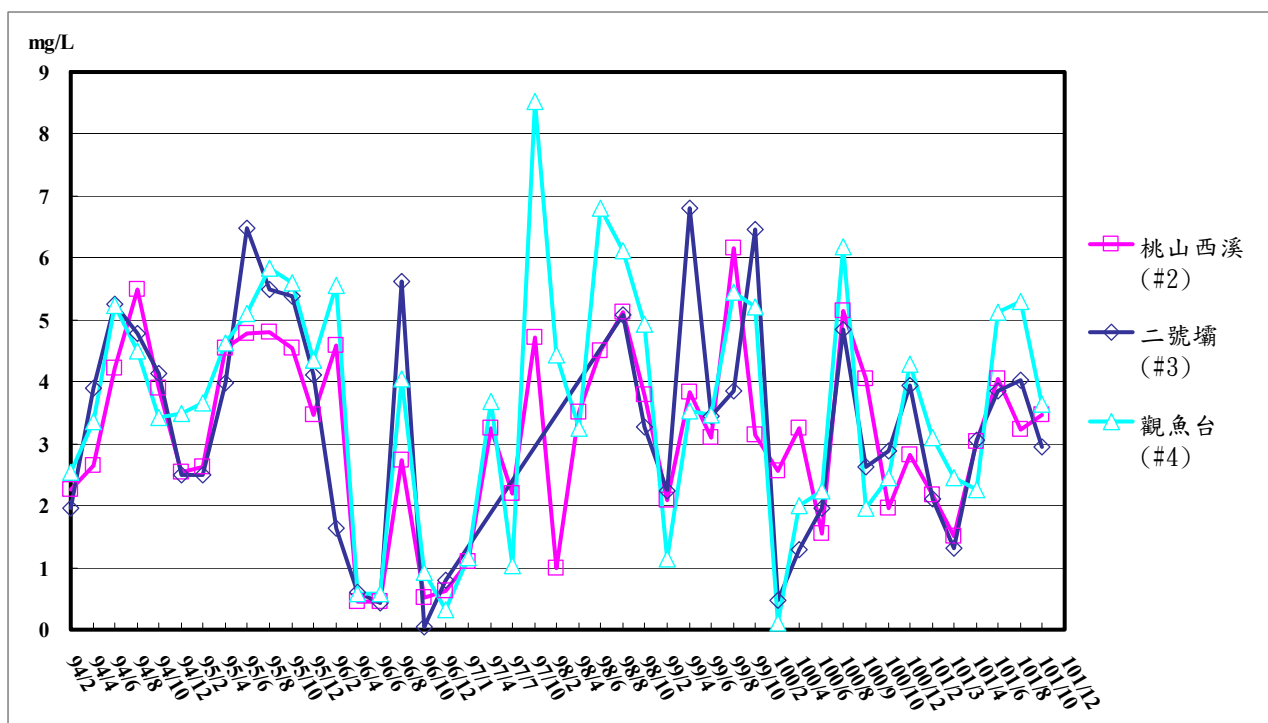


圖4-49 8.1ha回收農用地SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

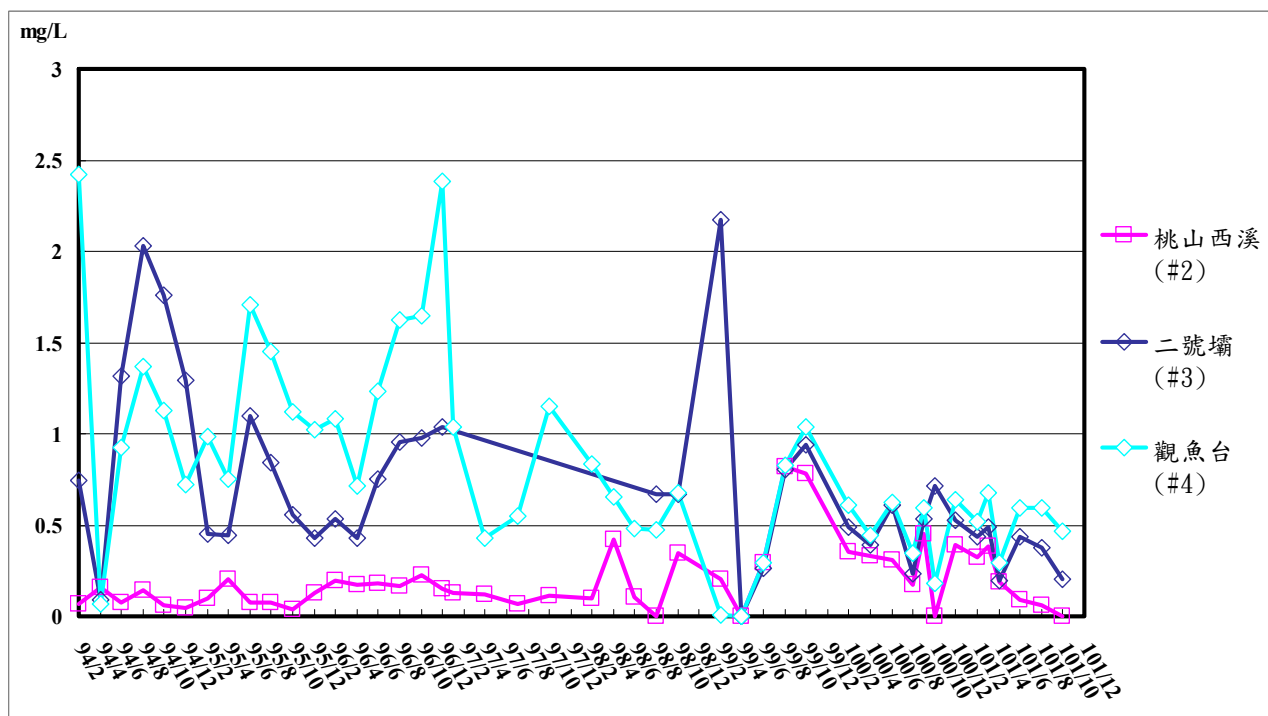


圖4-50 8.1ha回收農用地NO₃⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

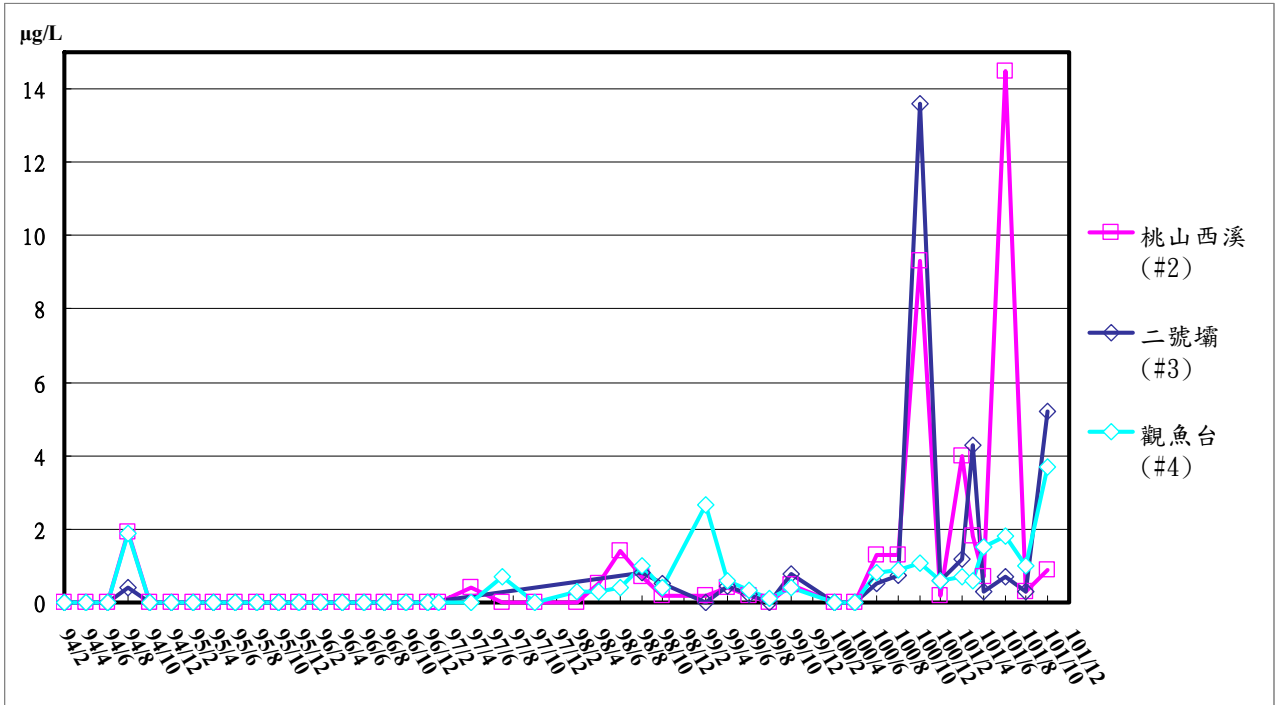


圖4-51 8.1ha回收農用地NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻(單位：mg/L)

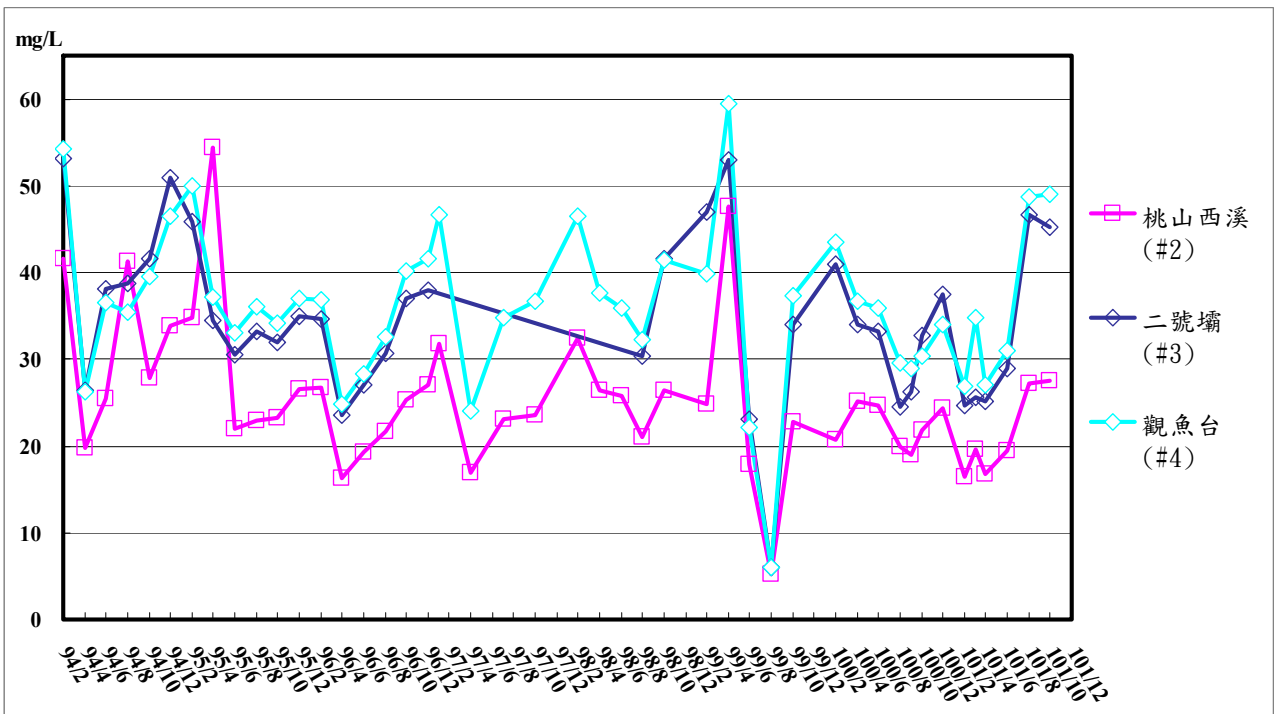


圖4-52 8.1ha回收農用地SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

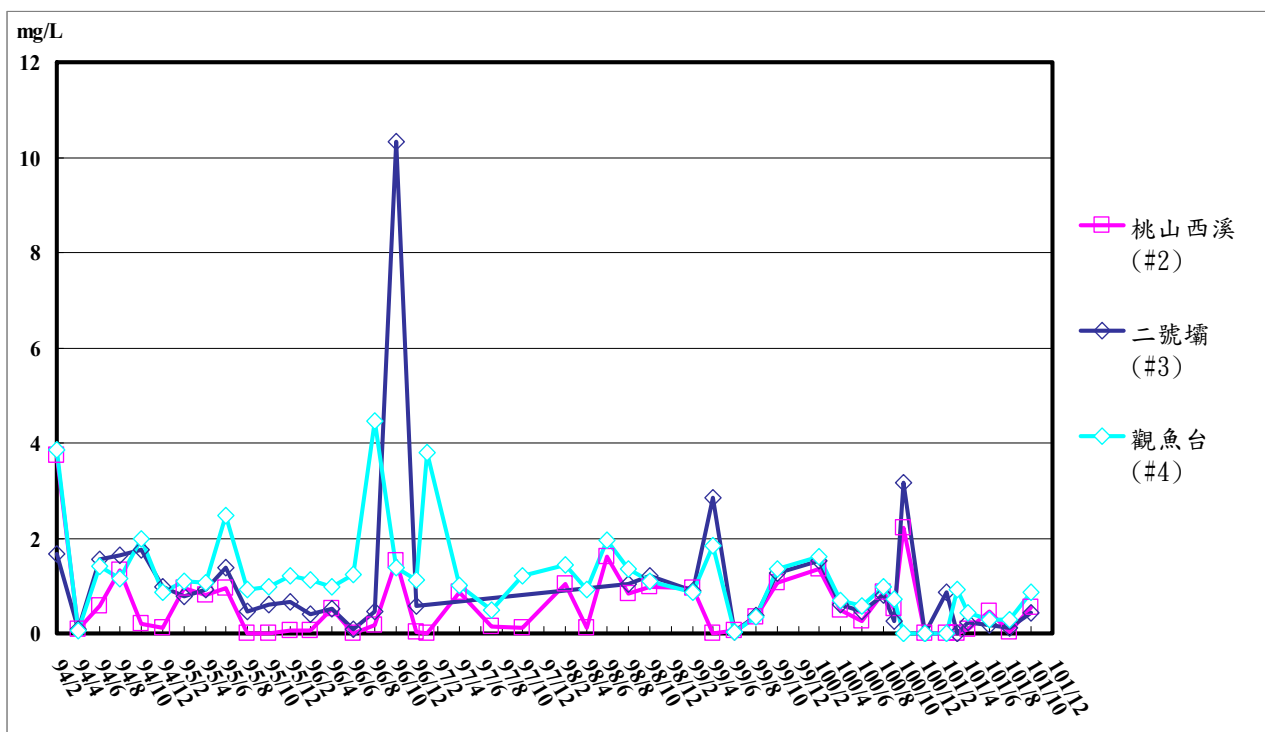


圖4-53 8.1ha回收農用地Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO₄³⁻ (單位：mg/L)

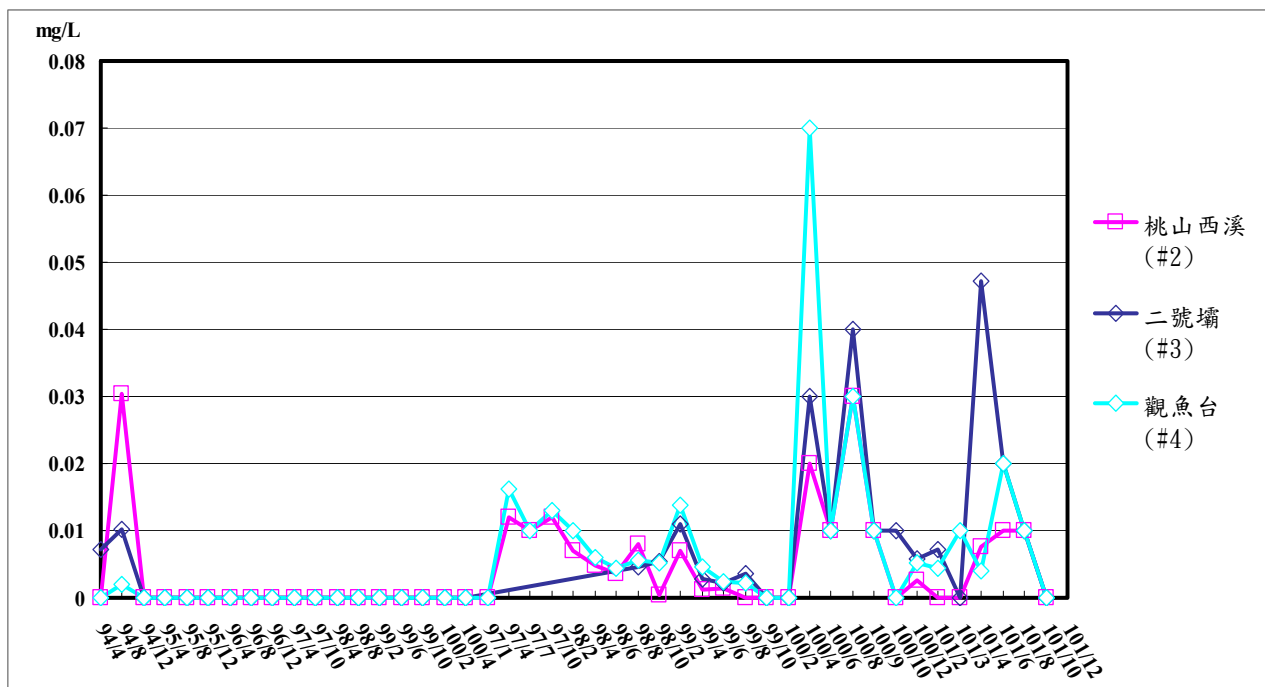


圖4-54 8.1ha回收農用地PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (單位：mg N/L)

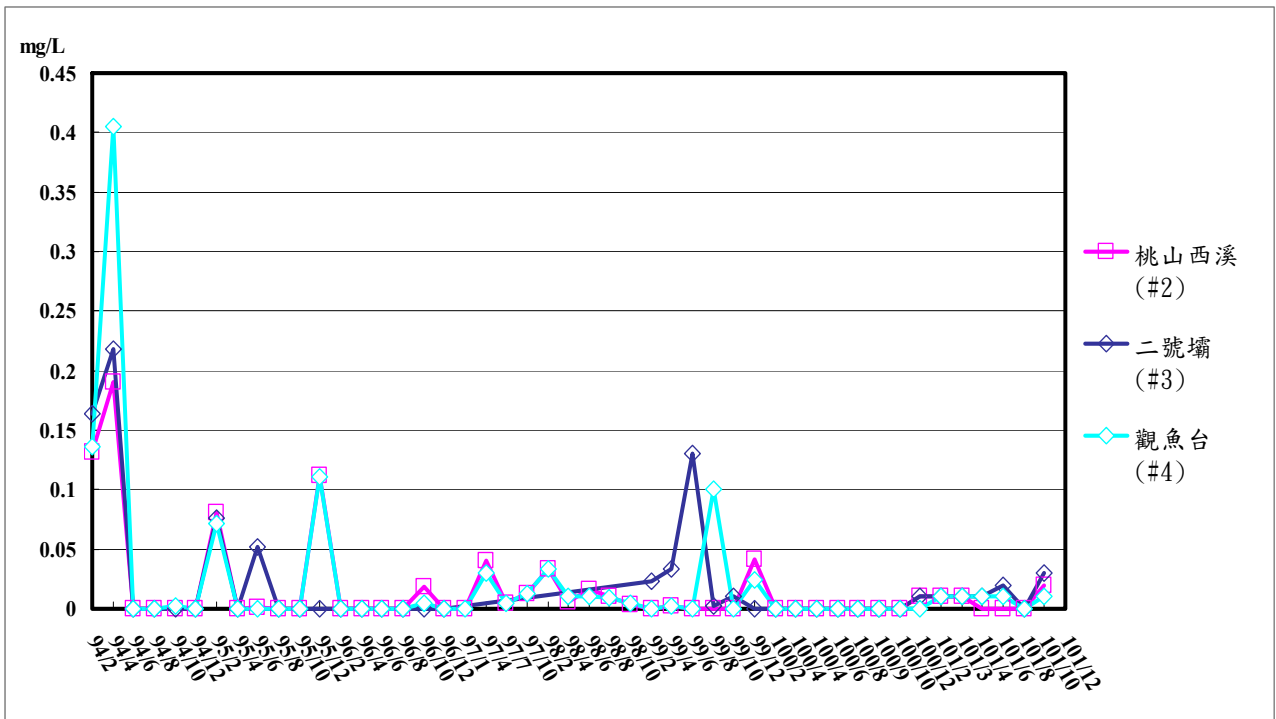


圖4-55 8.1ha回收農用地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

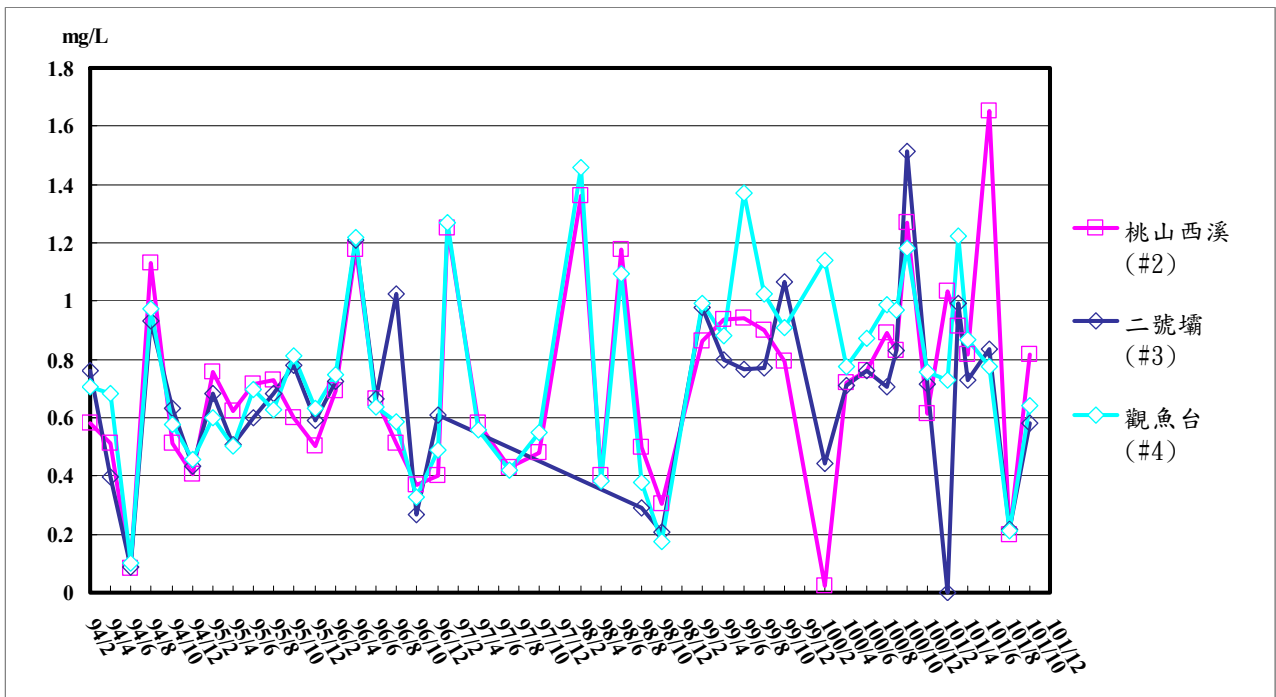


圖4-56 8.1ha回收農用地TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

第五章、七家灣溪一號壩壩體改善工程水文泥砂監測

王筱雯

國立成功大學水利及海洋工程學系

摘要

關鍵詞：輸砂、水文、河相、監測、拆壩

一、研究緣起

為了安全的考量與臺灣櫻花鉤吻鮭的棲地復育，雪霸國家公園在泥砂與生態等面向之審慎評估後，已於去年(2011 年)六月一日將七家灣溪一號防砂壩(高度 13 公尺、淤砂量 20 萬立方公尺)完成壩體改善工程。由於壩體改善後，大量泥砂運移將使得河床上下游型態受到改變，進而影響物理棲地環境與水質的變化等鮭魚生存的重要條件。為了瞭解河床演變的趨勢及特性，以掌握結構物改善前後之泥砂運移量與受到不同強度洪水事件之泥砂可能運移位置，必要監測儀器之架設監測與現地河床的水文與泥砂調查與評估不可或缺。

二、研究方法及過程

本研究針對七家灣溪一號壩上游 1.2 公里(觀魚台)至下游 1.8 公里(迎賓橋)之三公里河段為監測範圍，架設攝影機(IP Camera)、濁度計、水位計等自動監測儀器，以完整紀錄壩體改善前中後之泥砂運移與水位變化之歷程，並配合現地調查以及河道泥砂運移行為分析，期望藉由長期的紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。

三、重要發現

由 2011 年 6 月 9 日縱斷面調查結果發現壩下沖刷坑已被泥砂填滿，溯源侵蝕終點約略在壩上游 150 公尺處，米雷颱風後，2011 年 6 月 30 日縱斷面測量結果發現溯源侵蝕終點約略到達壩上游 250 公尺處，蘇拉颱風後，米雷颱風後，2012 年 9 月 9 日縱斷面測量結果發現溯源侵蝕終點約略到達壩上游 800 公尺處。截至 2012 年 9 月 9 日，估算壩體拆除後至今約有近二十萬立方公尺之泥砂量被帶往至下游，其包含上游河道邊坡崩塌之土方量。

四、主要建議事項

(一) 立即可行建議

主辦機關:雪霸國家公園管理處

協辦機關:雪霸國家公園管理處武陵管理站

1. 河道狀況持續性觀察

根據河道演變模式(Channel Evolution Model)，拆壩後的河川沖淤變化包括大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變等。台灣山高河陡，洪水事件較為極端，七家灣溪案例與國外案例相較之下，河相演變複雜且速度快。國外所發展並已應用在不同案例(如 Pizzuto, 2002; Evans, 2007)之河相演變模式(Channel Evolution Model)雖能作為台灣拆壩後之河相演變參考基礎，但不足以描述如七家灣溪案例在不同強度水文事件下之變動性與複雜性，因此建議於豐水期間針對河道狀況需做持續性的觀察以做應對。

(二) 中長期建議

主辦機關:雪霸國家公園管理處

協辦機關:雪霸國家公園管理處武陵管理站

1.河道環境維護與適應性管理

透過河道環境衝擊評估，了解壩體改善後對物理棲地與人為活動之影響，依據監測評估資料，提出環境維護與適應性管理之建議。

ABSTRACT

Keywords: Sediment Transport, Hydrology, River Morphology,
Monitoring, Dam Removal

Due to the safety concern and habitat restoration for landlocked salmon, the Shei-Pa National Park removed the Chijiawan No. 1 Check Dam (13 meter high with 0.2 million m³ sedimentation) down in May 2011. As channel responses due to released sediment may influence the habitat and water quality needed for salmon, post-project monitoring and evaluation is requisite to understand the channel evolution, especially for such a rare experience of a large dam removal.

The project has been focusing on the 3-km potential impacted reach. Based on the equipment setup and monitoring, including radar and pressure gauge recorders, turbidity sensors, and video cameras, as well as the field survey and evaluation, channel evolution and sediment transport after dam removal are understood better.

The surveyed long profile in the early June right after dam removal showed that the downstream scouring holes have been filled up, and the headcut has propagated to 150 m upstream. After typhoon Meari occurred a month later after removal, the headcut further migrated up to 250 m upstream. The following surveys didn't show much difference due to lack of significant hydrologic events until plum rain and typhoon Talim in June and Saola in August this year. The headcut based on the survey of September 2012 further migrated up to 800 m upstream. The upstream eroded sediment amount till September 2012 is estimated to

be about 0.2 million m³, including earlier impounded sediment and landslide materials, which are mostly deposited in the downstream 900-m reach so far.

The project thus comes to immediate strategies as below:

1. Ongoing discussion on Channel Evolution

According to the Channel Evolution Model, released sediment would transport to downstream and change flow type. Channel evolution observed in Chijiawan has been way more complicated and evolving faster than those in the US due to the unique geologic and hydrologic settings in Taiwan. What was developed and applied widely in the US can only serve as a conceptual basis for understanding channel evolution after dam removal in Taiwan to some extent, rather than capture the dynamic and complexity owing to random and powerful hydrologic events. Local experiences should be emphasized and assimilated.

2. Re-setup of monitoring equipment

Understanding the continuous changes of water depth and turbidity data is one of the important keys of river restoration. Two turbidity sensors and a pressure type gage the project installed on site were wahed away during typhoon Saola. Re-setup of such monitoring equipment is in urgent need.

In addition, the project comes to a long-term strategy:

1. Adaptive management

Based on the understanding of the effects on habitat and human activities associated with dam removal resulted from monitoring data, adaptive management is highly suggested.

一、前言

(一) 計畫緣起及目的

臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanum*)分佈在冷水性魚類稀少的亞熱帶台灣，屬於冰河時期遺留下來的陸封性寒帶魚類，又被稱為「國寶魚」。由於其被陸地封閉的特殊現象，在生物地理學上具有其重要性。臺灣櫻花鉤吻鮭目前僅存的棲息地位於雪霸國家公園轄區內的七家灣溪流域。1971年間，由於德基水庫上游的水土保持工作，在七家灣溪流域陸續興建數十座防砂壩，目前若不計算副壩與破壩，總共有十座防砂壩。防砂壩的存在雖能提供砂石攔阻、河心穩定功用，但亦使得壩體上下游河床棲地劇烈改變，並造成水溫上升，且由於防砂壩的阻絕，造成鮭魚族群洄游的屏障。

為了復育臺灣櫻花鉤吻鮭的棲地連續性，雪霸國家公園處於1999至2001年間陸續改善了高山溪上的四座防砂壩。壩體改善後，鮭魚得以上溯至此冷水溫的生存與繁殖環境，族群調查發現有很大數量的鮭魚已可棲息於高山溪上游，且已發現自然更新的幼鮭。高山溪壩體拆除的正面效益，遂使雪霸國家公園管理處進一步針對七家灣溪主流上的壩體進行其生態影響、安全性與存廢可能之評估。其中，在七家灣溪主流上已淤滿的一號防砂壩，壩基因受水流衝擊掏刷已被破壞，有安全上的疑慮，且由於其乃是七家灣溪流域最下游的壩體，成為鮭魚上溯的第一道屏障。

由於七家灣溪一號防砂壩之體積、高度(13公尺)及淤砂量(20萬立方米)皆遠超過高山溪上已被拆除之四座防砂壩，加上高山溪防砂壩改善工程階段，缺乏前後監測資料之比對、與泥砂之長期監測，高山溪之經驗無法完全應用至七家灣溪一號防砂壩之改善。針對一號壩的存廢，雪霸國家公園召開多次專家會議，匯集各水利、水土保持、環境及生態等專家之參與以及各單位代表討論之結論，提出「對七家灣溪一號防砂壩壩體進行壩體改善」之決議。因此，針對一號壩壩體改善的方式、時機、與可能衝擊，

雪霸國家公園處就水文與水理、泥砂與河相、生態與棲地、生態檢核評估及保育效益、民意調查等不同面向，於 2010 年委託不同單位進行評估。其中，由成大研究單位(王筱雯，2010)所進行之「七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程－泥砂衝擊物理模型及數值分析」，探討壩體改善後河道泥砂量、泥砂質、泥砂粒徑與河道主深槽等對河防安全與生態棲地之可能衝擊，進一步建議壩體改善之最佳方式。雪霸國家公園進一步根據所建議之壩體改善方式，於 2011 年五月底進行壩體移除工程。

由於壩體改善後，造成大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變，進而影響物理棲地環境與水質等鮭魚生存的重要條件。為了瞭解河床演變的趨勢及特性，以掌握結構物改善前後之泥砂運移量與受到不同強度洪水事件之泥砂可能運移位置，現地河床演變之持續調查與評估以及泥砂與水文之監測相當重要。

(二) 文獻回顧

河川隨流路與源頭之距離而產生流量、坡度、流速及地質條件的變化，並隨季節產生流量豐枯的現象，形成多樣性的河川型態。在長時間的反應情況下，Lane (1995)提出沖積型河川平衡概念關係如圖 5-1，以定性物理概念之模型 $Q_s D_{50} = QS$ 表示，式中， Q_s 為輸砂量、 D_{50} 為泥沙中值粒徑、 Q 為流量及 S 為河床坡降。此關係雖無法獲得量化之河道幾何型態及相關參數，但能預測河川地貌因外在因素而自行調整的定性趨勢。一般而言，影響河川穩定的四個參數中，假設任兩個參數為固定值，第三個參數變化時則第四個參數亦將依方程式的關係產生變化，而使河川趨近穩定，舉例而言，當某河段流量增加時，會造成河床沖刷，輸砂量則會隨之增加而使河道漸趨平衡；又如河川築壩使壩址上游之河床淤積，坡度降低，為恢復原有的坡度，更上游河段勢必發生淤積；在壩址下游，因水庫攔砂之效應，通常出現在河道沖刷及河床質的粗化現象。

堰壩的興建，提供發電、供水、防洪等不同目的之功能，但對河流本身亦造成多種不同影響。在河相方面，堰壩的建造改變了河流縱向連續性，且打斷泥砂的自然輸送。在堰壩上游，泥砂受到攔截，加上上游集水區內因沖蝕或崩塌所產生的岩塊和泥砂，由河水攜帶進入水庫，隨著流動能量驟減，所傳輸之泥砂因而淤積，逐漸將水庫淤滿；在堰壩下游，由於泥砂供應量的減少，使得河床與河岸侵蝕；且下游的洪峰降低，間接可能導致河道內縮或是細顆粒泥砂的沉積(Kondolf, 1997；Kondolf and Swanson, 1993)。河道的侵蝕經常伴隨著河床粗化現象，由於顆粒較小的砂石易被水流帶至更下游，留下大顆粒的各類型石塊形成保護層(護甲層)，會繼續使河床底質粗化，直到愈漸粗化之泥砂無法再被啟動(Williams and Wolman, 1984, Dietrich et al., 1989)。

有關堰壩拆除的相關理論研究，Pizzuto(2002)提出在壩體移除後的數月內，經由河川劇烈的沖刷因而導致壩體上游區域的左右河岸坍塌，原始淤積之泥砂輸送至下游，隨著沖淤變化的演變，經過數月至數十年的時間後，河床形成新的平衡狀態(圖 5-2)；其更進一步研究並發展出壩體移除後河相變化的六個階段(圖 5-3)：第一階段的河床坡度最大，遠大於河床穩定坡度，然而沖刷現象尚未發生，在河岸之狀態仍可視為穩定狀態；第二階段，沖刷現象產生，將造成切割作用而改變斷面之形狀；第三階段，因嚴重河岸沖刷造成了河道加寬，讓原始河道變寬；第四階段，河道兩岸之側向泥砂崩塌，增加了輸砂量，使得河床部分抬高；第五階段植生現象逐漸覆蓋進而發展為穩定的第六階段洪氾平原以及河道。

(三) 工作內容及預期目標

根據前述，本研究針對七家灣溪一號壩改善工程影響範圍內之河相演變進行調查，且對水文與泥砂進行監測，以掌握壩體拆除前中後之變化，期望藉由長期的監測紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。

二、材料與方法

(一) 研究範圍

本研究以七家灣溪一號壩上游 1.2 公里(觀魚台)至下游 1.8 公里(迎賓橋)之三公里河段為監測範圍。為完整紀錄壩體改善前中後之歷程，本研究除了縱橫斷面、棲地繪製、穿越線等現場調查外，並搭配成功大學水利及海洋工程學系王筱雯研究團隊所購置與架設之攝影機、濁度計、水位計等儀器之監測資料予以分析探討。

(二) 監測內容

1. 現地監測調查

a. 斷面調查

本研究於研究範圍中共設有包含一號壩上游 23 個斷面及一號壩下游 19 個斷面，如圖 5-4。今年度至今針對一號壩上游 S37、S31、S26、S23 四個斷面及一號壩下游 K、Z、S17-1 三個斷面進行補充測量。

縱斷面方面，除利用全測站經緯儀進行調查外，本研究亦應用測量技術之全球定位系統(Global Positioning System, GPS)即時動態定位(Real-Time Kinematic, RTK)之虛擬參考站(Virtual Reference Station, VRS)技術進行測量，在衛星訊號強度良好的情況下，該方法可達到公分級的精度。

b. 土方量計算

本研究將壩體改善工程前後所量測之斷面變化及斷面間距，參考美國陸軍工兵團 Engineering and Design - Hydrographic Surveying 所提出的向量內差法(Bin)計算土方變化量，示意圖如圖 5-5。由於斷面間相距太短加上量測點位不足，無法充份描繪出現地情形，故利用三角形內差(式 1)計算出斷面中間之點位。

$$\begin{aligned}
 a &= y_1 * (z_2 - z_3) + y_2 * (z_3 - z_1) + y_3 * (z_1 - z_2) \\
 b &= z_1 * (x_2 - x_3) + z_2 * (x_3 - x_1) + z_3 * (x_1 - x_2) \\
 a &= x_1 * (y_2 - y_3) + x_2 * (y_3 - y_1) + x_3 * (y_1 - y_2) \quad (1) \\
 d &= -x_1 * (y_2 z_3 - y_3 z_2) - x_2 * (y_3 z_1 - y_1 z_3) - x_3 * (y_1 z_2 - y_2 z_1) \\
 Z_G &= -(a * x_G + b * y_G + d) / c \text{ (if } c \neq 0)
 \end{aligned}$$

經過內插後任意取四點於 XY 平面所形成之四邊形面積 A，乘上四點之平均高程即可得所圍成之土方量，將每個小土方量加總即為所求之總土方量，其方程式如下：

$$\begin{aligned}
 A_i &= \begin{vmatrix} x_1 & x_2 & x_3 & x_4 & x_1 \\ y_1 & y_2 & y_3 & y_4 & y_1 \end{vmatrix} \times 1/2 \\
 \sum_{i=1}^n V_i &= A_i \times (x_1 + x_2 + x_3 + x_4) / 4 \quad (2)
 \end{aligned}$$

本研究以壩上游四次斷面調查結果計算三個時期的土方沖刷量，分別為 2010 年 4 月 11 日、2011 年 6 月 30、2011 年 12 月 12 日以及 2012 年 9 月 9 日。第一時期(2010 年 4 月 11 日~2011 年 6 月 30 日)代表壩體拆除初期溯源侵蝕沖刷量，第二時期(2011 年 6 月 30 日~2011 年 12 月 12 日)代表壩體拆除 6 個月後溯源侵蝕沖刷量，第三時期(2011 年 12 月 12 日~2012 年 9 月 9 日)則是經歷過今年度六月份梅雨、泰利颱風以及八月份蘇拉颱風等降雨事件後溯源侵蝕沖刷量。

c. 穿越線水深流速

本研究壩體拆除後針對兆豐橋往上游方向約 10 公尺之河道區間內一處(Transect #1)進行水深流速穿越線調查，調查日期為 2011 年 7 月 28 日、8 月 9 日、9 月 6 日、10 月 6 日、10 月 24 日、12 月 3 日、12 月 9 日以及 2012 年 2 月 12 日。今年度八月份之蘇拉颱風造成原 Transect #1 標記遺失，因此本研究改以鄰近之 Z 斷面位置繼續進行穿越線水深流速

調查。本團隊為了建立流量水位率定曲線關係，從 2012 年 3 月 10 日起，於觀魚台、兆豐橋、萬壽橋水位測站處，進行穿越線水深流速調查，調查日期為 2012 年 3 月 10 日、5 月 10 日及 11 月 12 日。

水深流速的量測方法為利用全站儀將已知河道斷面調查轉點 (Turning points) 引點至兆豐橋上，並標定各斷面之右岸標記點位，再利用流速儀進行各斷面之流速水深之測量，詳細步驟如下：

- I. 利用斷面資料找尋大斷面之兩岸樁點，並確定進行量測之斷面。
- II. 挑選兩岸樁點時，選斷面流況較穩定處，盡量避免通過流況混亂或特殊的區域，如巨石前或急流處。
- III. 利用全站儀定出斷面右岸點位，並輔以 GPS 定出兩岸樁點之座標，詳細紀錄後，再將樁點進行噴漆標記。
- IV. 以皮捲尺拉直於兩岸樁點上空以利照片判讀，平行斷面拍照後照片需明顯可看出兩岸樁點之標記。
- V. 由一人手持流速儀於選取斷面，每間隔一公尺量測該點之流速與水深，並報出數據由岸的人紀錄。如遇流況複雜，造成水深不易判讀之處，需重覆量取三次並取平均。
- VI. 使用流速計測定斷面上各點位之 20% 和 80% 水深處之流速，再算其平均值定為該點位之流速。

d. 粒徑採樣

為了解河道泥砂粒徑分布之改變，本研究團隊於 2010 年起選定七家灣溪一號壩上下游一公里處以及上下游五百公尺處等共四處進行 1 公尺×1 公尺×1 公尺的主河道明坑挖掘採樣，採樣與粒徑分析方式乃根據水土保持技術規範第 37 條之規範，進一步針對拆壩前後採樣成果進行比對(王筱雯，2011；王筱雯、郭偉丞，2011；王筱雯, 2012)。

2. 定點監測儀器

a. 影像紀錄

記錄壩體改善前中後階段與洪水事件完整歷程的攝影系統採用高解析度的 IP Camera(EV8781F IP Camera, Video:2592 x 1920), 架設於七家灣溪一號壩下游右岸位置(面向上游拍攝)以及兆豐橋上(面向上游拍攝)。在壩體改善階段之監測方式採用全時錄影, 記錄壩體改善完整過程; 壩體改善完成後, 一號壩處之 IP Camera 仍繼續採用全時錄影, 兆豐橋之 IP Camera 則改採用每 30 分鐘拍攝 30 秒。惟一號壩處之 IP Camera 今年度六月份梅雨期間故障, 目前仍在修復中。

b. 水文泥砂監測

本研究共設有水位測站三處, 設置地點分別為觀魚台右岸處、兆豐橋及萬壽橋上。兆豐橋及萬壽橋兩測站之水位計為 Siemens Sitrans Probe LR 型非接觸式雷達波水位計, 該型水位計頻率為 5.8GHz, 最佳量測深度為 0.3 公尺至 20 公尺, 誤差為 0.1%, 適用溫度由-40°C 至 80°C, 可符合研究區域之現地環境條件要求。觀魚台測站之水位計為 Model LV36 接觸式壓力水位計, 此水位計最大量測深度為 200 公尺, 最小誤差 0.1%, 最大誤差為 0.5%, 可承受之最大溫度區間為-40°C 至 100°C。考量颱風洪泛期間因溪水暴漲, 流量巨幅增加所帶動之大粒徑之底床載恐造成儀器破壞, 因此觀魚台處水位計高於河床底部, 實際距離經量測後為 0.676 公尺, 因此水位計之測值需與現地實際水深進行率定以求得實際水位。

本研究之現場濁度監測儀器設置於兩處, 分別為七家灣溪一號壩上游約 1.2 公里處之觀魚台及一號壩下游 1.8 公里處之萬壽橋。所採用之儀器為 ANALITE NEP180 型濁度計, 此濁度計之建議最佳水樣濁度測值區間為 0 至 10000NTU, 儀器誤差約為 3%, 最高濁度測值可至 30000NTU, 但當水體濁度超過 10000NTU, 儀器誤差會由 3% 攀升至 5%。

三、結果

(一) 現地監測調查結果

1. 縱橫斷面

(1) 橫斷面

為了解壩體改善工程後河道變化情形，本研究於 2011 年 5 月、6 月、7 月、12 月進行部份橫斷面補充測量、於 2012 年 2 月 13 日進行全橫斷面量測及新增斷面量測。

上游部分，S23 斷面(如圖 5-6)約在壩體上游 48 公尺處，拆壩後一個月後的米雷颱風造成大量泥砂縱向侵蝕，而左右岸邊則僅有些微沖刷。底床繼續下刷至一定程度後，由現地的觀察可知未能被帶走之泥砂已屬大粒徑，導致後續的淘刷情形並未太嚴重。拆壩後十三個月後的泰利颱風後，除主深槽向下刷深約 1.1 公尺外，河道亦發生側向侵蝕，侵蝕距離右岸約 7 公尺，左岸約 2 公尺。拆壩後十五個月後的蘇拉颱風後，本研究於 2012 年 9 月 10 日量測結果可看出主深槽僅下刷 0.3 公尺，側向侵蝕致右岸岩盤出露，左岸側向侵蝕 14 公尺引致河岸崩塌，崩塌土方堆積於原主深槽，造成主深槽向右岸移動。

S26 斷面(如圖 5-7)約在壩體上游 167 公尺處，因拆壩與米雷颱風的影響，亦造成河床向下沖刷，但因距離壩體較遠、加上之後並沒有更大的流量，因此在 2012 年 2 月 13 日前斷面變化也較不顯著，直到 2012 年 8 月蘇拉颱風過後，由 2012 年 9 月 10 日之量測結果可看出除了距右岸 0~8 公尺處河道無明顯變化外，其餘部分皆有明顯沖刷情形發生，最大沖刷深度約 7 公尺，主深槽也往左岸移動約 16 公尺。

S31 斷面(如圖 5-8)約在壩體上游 461 公尺處，可看出 2012 年 2 月之前沖淤情形不明顯，可知此斷面尚未受到拆壩影響。2012 年 9 月 10 日因蘇拉颱風帶來較大的流量，造成大量泥砂被帶往下游，導致此斷面淘刷情

形顯著，其中在主深槽線下刷約 3.5 公尺。

S37 斷面(如圖 5-9)約在壩體上游 1030 公尺處，其斷面因河寬較大而沖刷較小，故其斷面未有明顯變化，直到蘇拉颱風(2012 年 8 月)過後，可看出距右岸 33~40 公尺與 50~70 公尺處皆有明顯的淤積現象，最大淤積深度可達 1.3 公尺，推測其斷面變化可歸因為颱風之影響，並未與拆壩影響直接相關。

下游部分，K 斷面(如圖 5-10)約在壩體下游 90 公尺處，在 2011 年受壩體移除及米雷颱風後造成嚴重淤積，而後經過幾個月的沖刷，在 2012 年 2 月時，原淤積此處之細粒料泥砂被帶至更下游，主深槽線亦開始刷深。在 2012 年 9 月因受蘇拉颱風影響，使得主深槽線與右岸有些微的淤積現象，其深槽線淤積深度約為 0.5 公尺，其他位置有些微的沖刷。

Z 斷面(如圖 5-11)位於兆豐橋正下方河段，約在一號壩下游 500 公尺，為一突擴河段。在 2011 年 6 月 1 日所進行之拆壩後第一次量測可看出因距拆壩時間甚短、且於拆壩後至此量測時間內並無較大流量，故其斷面接近平未拆壩時之狀態，拆壩影響還未傳遞至此。待米雷颱風過後，上游沖刷並往下游運移的細顆粒在此突擴段淤積，但於 2012 年 2 月 13 日時已可看出原本在靠近右岸主深槽線的細顆粒被沖刷至下游，而在左岸的部分因流量較小而造成淤積。直到蘇拉颱風後，在 2012 年 11 月 10 日量測結果可看出此斷面有明顯的淤積現象，淤積深度最高可達 1 公尺以上。

S17-1 斷面(如圖 5-12)約在一號壩下游 880 公尺處，由圖中可發現壩體拆除前(2011/5/25)至壩體拆除後(2012/2/13)，期間經歷米雷颱風、東北季風之大型降雨事件，河道並無明顯沖淤情形發生，顯示此斷面尚未受到壩體拆除後的影響。蘇拉颱風後，本研究於 2012 年 9 月 11 日量測結果可看出距右岸 17~40 公尺有明顯的淤積，淤積量最高達 2 公尺，左右岸邊也有少許淤積現象，主深槽高程約抬升 1 公尺，由此可知下游淤積影響段已從 500 公尺延伸至 880 公尺。

(2) 縱斷面

從 2010 年到目前為止，本研究團隊進行共十一次縱斷面量測，主要範圍為上游觀魚台至下游萬壽橋，如圖 5-13。由圖中發現壩體改善後，隨著時間推進，溯源侵蝕逐漸往壩體上游傳遞，壩體下游開始淤積。由 2011 年 6 月 9 日縱斷面調查結果發現壩下沖刷坑已被泥砂填滿，溯源侵蝕終點約略在壩上游 150 公尺處，米雷颱風後，2011 年 6 月 30 日縱斷面測量結果發現溯源侵蝕終點約略到達壩上游 250 公尺處，7 月 26 日、8 月 8 日及 9 月 5 日縱斷面調查結果並沒有太大變化，溯源侵蝕終點仍停留於壩上游約 250 公尺處。今年度梅雨與泰利颱風後之 2012 年 7 月 22 日縱斷面測量結果顯示溯源侵蝕終點上移，約略到達壩上游 400 公尺處(S30)，下游淤積終點亦有變動，約略下移到達壩下游 400 公尺處(S18-6)；蘇拉颱風後，於 2012 年 9 月 9 日可看出溯源侵蝕終點繼續明顯上移，約略到達壩上游 800 公尺處(S35)，下游淤積終點則約略到達壩上游 900 公尺處(S17-1)。

2. 土方量計算

將斷面調查成果利用向量內插差法計算沖刷之土方量，由圖 5-14 可看出溯源侵蝕演變歷程。根據橫斷面調查成果，可知 2011 年 12 月 12 日以前最靠近溯源侵蝕段終點之橫斷面為 S26(0k+214m)，故土方量之計算分為壩上游至 S26 斷面約 200 公尺河段及壩上游至觀魚台 S41 斷面約 1400 公尺河段兩部分，以分別探討壩體拆除初期與壩體拆除 6 個月後溯源侵蝕沖刷量，及經歷過今年度水文事件後之溯源侵蝕沖刷量。

計算結果顯示，第一時期(2010 年 4 月 11 日~2011 年 6 月 30 日)壩體拆除初期壩上游 200 公尺河段之溯源侵蝕沖刷量約近一萬五千立方公尺；第二時期(2011 年 6 月 30 日~2011 年 12 月 12 日)沖刷量則約為 2000 立方公尺，沖刷不明顯；第三時期(2011 年 12 月 12 日~2012 年 9 月 9 日)則是經歷過今年梅雨、泰利颱風以及蘇拉颱風等降雨事件，溯源侵蝕沖刷量約增

加兩萬五千立方。蘇拉颱風後，由縱斷面結果可知溯源侵蝕範圍已遠離 S26 斷面，並向上游延伸至觀魚台，以壩上游至觀魚台 S41 斷面約 1400 公尺河段之土方量計算範圍來看，上游河段整體溯源侵蝕沖刷量則約有十七萬五千立方公尺。總結三階段之沖刷量，因此可知壩體拆除後至今壩上游河段約有近二十萬立方公尺之泥砂量被帶往至下游。

3. 穿越線水深流速

本研究針對兆豐橋往上游方向約 10 公尺之河道區間內進行穿越線調查，利用梯型法分析所得之流速與水深數據來推算各斷面流量。並從 2012 年 3 月 10 日起，另於觀魚台、萬壽橋水位測站處進行穿越線水深流速調查，以作為後續流量水位率定曲線建立之基礎，調查日期為 2012 年 3 月 10 日、5 月 10 日及 11 月 12 日，結果如表 5-1，可知於測量時間內七家灣溪非洪水時期之流量介於 0.97 至 13.62 cms 間。

4. 粒徑調查

本研究團隊歷次明坑採樣點位置與粒徑分布圖如圖 5-15。

由上游一公里處之樣點分析結果可知在 2010 年 07 月 19 日拆壩前與 2012 年 07 月 25 日拆壩結束時粒徑分布無明顯變化，但 2012 年 07 月 25 日拆壩一年後，細顆粒泥砂受洪水影響被帶往下游造成的上游一公里處河道粗化現象。2012 年 11 月 09 日採樣結果泥砂粒徑明顯細化，推估原因為蘇拉颱風後，洪水退去期間，流速降低，造成細粒料沉積於此處。

上游五百公尺處，2010 年 07 月 19 日與 2012 年 07 月 25 日兩次採樣所在地係位於河道中高灘地，並未受到水文事件的明顯影響，因此粒徑分佈變化不大。2012 年 11 月 09 日正逢枯水期，選擇於前兩次採樣點旁之主河槽內進行採樣，可比較高灘地與主河槽內泥砂分布情形。由結果可發現，主河槽內泥砂粒徑明顯粗於高灘地之泥砂粒徑。

由下游五百公尺處的粒徑分布曲線可看出壩體拆除一年後，細顆粒泥砂歷經數次降雨事件被帶往更下游，造成河道粗化現象。經歷蘇拉颱風後，壩上游 500 公尺內邊坡發生多處崩塌，成為細粒料泥砂供應主要來源，造成下游河道泥砂粒徑細化。

至於下游一公里處，由於 2010 年 7 月 19 日、2011 年 7 月 10 日兩次採樣點皆位於高灘地上，並未受水文事件影響而植生密布，粒徑分布曲線變化不大。梅雨及泰利颱風後，原採樣點附近之主河槽內一高灘地形成，本研究於 2012 年 7 月 25 日針對此高灘地進行採樣，結果發現粒徑分布較未受洪水影響之高灘地為細。蘇拉颱風後，2012 年 7 月 25 日採樣點已消失，2010 年與 2011 年採樣位置亦受到颱風侵襲，因此本研究於 2012 年 11 月 09 日針對受水文事件影響後之高灘地進行採樣，結果顯示，泥砂粒徑分布明顯細於 2010 及 2011 年之結果，推估亦為上游崩塌所造成之影響。

(二) 定點儀器監測結果

蘇拉颱風(2012 年 7 月 30 日至 2012 年 8 月 3 日)所帶來的豪雨，造成本研究架設於觀魚台的水位及濁度計於 2012 年 8 月 1 日沖毀流失；萬壽橋之濁度測站亦於 2012 年 8 月 2 日沖毀流失。目前兆豐橋、萬壽橋水位測站仍正常運作中。

1. 水位

本研究於七家灣溪一號壩上下游監測範圍內共設有水位測站三處，設置地點分別為觀魚台右岸處、兆豐橋及萬壽橋上。

自 2011 年 5 月 24 日拆壩工程開始前至 2012 年 9 月 15 日之水位記錄如圖 5-16。拆壩後至今共經歷七次較大型之降雨事件，造成水位大幅度變化，分別為米雷颱風(2011 年 6 月 25 日)、梅雨(2012 年 6 月 10 日)、蘇拉颱風(2012 年 7 月 30 日)與兩場東北季風鋒面降雨(2011 年 10 月 3 日以及 2011 年 11 月 10 日)，及另兩場降雨事件(2012 年 3 月 12 日、2012 年 5

月 4 日)，於七場事件之外其他時間亦有多次大小不一之小型降雨造成水位變化。其中，觀魚台測得最高水深發生於蘇拉颱風(2012 年 7 月 30 日至 2012 年 8 月 3 日)之時，水深為 4.13m (2012/08/01 15:20)；次高水深發生於 2012 年 06 月梅雨季(2012/06/12 12:35)，約為 3.38 m；2012 年至今最高水深為 4.13 m，發生於 2012 年 8 月(2012/08/01 15:20)。下游兆豐橋最高水深發生於蘇拉颱風(2012 年 7 月 30 日至 2012 年 8 月 3 日)之時，水深約為 2.96m (2012/08/02 04:35)；次高水深發生於 2012 年 06 月梅雨季(2012/06/12 13:10)，約為 2.06 m；2012 年至今最高水深為 2.96 m，發生於 2012 年 08 月(2012/08/02 04:35)。下游萬壽橋最高水深發生於蘇拉颱風(2012 年 7 月 30 日至 2012 年 8 月 3 日)之時，水深約為 4.87m (2012/08/02 04:55)；次高水深發生於 2012 年 06 月梅雨季(2012/06/12 12:55)，約為 2.87 m；2012 年至今最高水深為 4.87 m，發生於 2012 年 08 月(2012/08/02 04:55)。

2. 濁度

本研究之現場濁度監測儀器分別設置於七家灣溪一號壩上游約 1.2 公里處之觀魚台及一號壩下游 1.8 公里七家灣溪與有勝溪匯流口前之萬壽橋下共兩處。其中，觀魚台所量測的濁度值可代表未受到工程干擾的背景參考值，萬壽橋之測值則代表受到工程影響下並於河道傳輸 1.8 公里後的濁度值。

圖 5-17 為觀魚台與萬壽橋之測站濁度全時監測記錄。米雷颱風為拆壩後第一次大雨事件，觀魚台濁度值最高為 68 NTU (2011 年 6 月 25 日 10:00)，萬壽橋站濁度最高值達 537 NTU (2011 年 6 月 26 日 13:00)，經過約五天後濁度降至 13 NTU (2011 年 7 月 1 日 13:00)；10 月初的東北季風降雨，觀魚台濁度最高 198 NTU (2011 年 10 月 5 日 00:00)，四個小時後即降為 25NTU。於蘇拉颱風期間觀魚台濁度計最高值一度至 7909.087

NTU(2012年7月30日 15:20)，而萬壽橋濁度計因2012年7月23日勘查時就已淤積，雖然本團隊曾數次進行人工清淤，但歷時不久後又再淤積，導致數據一直處於在1000 NTU之上，而在蘇拉颱風期間萬壽橋濁度計數據一度降下至1000 NTU以下，推測原淤積部分有被沖刷掉的傾向，而最終濁度計沖也被沖掉。

本研究以水位與濁度資料進行比對，觀魚台測站於2011年10月3日東北季風降雨期間，水位抬升約至2.2公尺，濁度最高值約為198 NTU左右，而於9月1日南瑪都颱風期間，水位抬升至1.5公尺，但濁度值最高達601 NTU，可知水位與濁度無絕對正相關性；於2011年11月至2012年7月之資料亦可發現此一趨勢存在，於較大型之降雨事件中所測得的濁度值並不為最高之濁度值，推測是因水位與濁度上升有時間稽延(time lag)關係；另於觀魚台測站，濁度與水位有較明顯的相關趨勢，於萬壽橋測站，則比較難觀察出濁度與水位之關係；就萬壽橋之濁度記錄而言，該處濁度值亦隨著降雨事件而增加，但該站有較多小型濁度起伏變化，變化幅度與降雨事件兩者之與去年度(2011年)趨勢一致，皆低於觀魚台測站。

四、泥砂運移行為解析與討論

時至今日，台灣的河川上所分布不少大小水工結構物目前已超過使用年限、遭受嚴重淤積毀壞而逐漸喪失原有功能及經濟價值，對於這些堰壩的處理方式值得深入探討，在重建修復之際，應審慎思考是否透過拆除或局部改善的方式恢復河川生態。七家灣溪一號壩拆壩至今已滿一年，由上游 S23 斷面(壩上游 48 公尺)及 S26 斷面(壩上游 167 公尺)持續往下刷深調查結果，可知拆壩後不同時期溯源侵蝕段之影響範圍及變化情形。而下游 K 斷面(壩下游 90 公尺)及 Z 斷面(壩下游 500 公尺)相對地持續往上淤積，且主深槽線也從左岸逐漸往右岸偏移，而由於在七家灣溪一號壩下游河道兩岸均為岩壁，其不易侵蝕之特性使得一號壩下游段河幅較窄。至於在較上游的 S37(壩上游 1030 公尺)並未受到拆壩造成的影響。下游的 S17-1(壩下游 900 公尺)斷面則有明顯淤積情形。

一號壩壩體結構開始移除時，向上游淤砂之侵蝕由跌落點開始以拋物面狀的侵蝕方式向上游傳遞，隨著壩體逐漸向下降低，上游河道坡度逐漸加大。在 2011 年 6 月 9 日為壩體移除結束，但尚未經過洪水事件，此時可看出原本堆積在上游的泥砂已經有部分被沖刷至下游，上游溯源侵蝕段約為 70 公尺，下游淤積段也約 70 公尺。在 2011 年米雷颱風後 6 月 30 日的斷面，上游溯源侵蝕段已到 250 公尺，而下游 200 公尺內的深潭也全部被覆蓋，淤積厚度約 1 公尺。在 2011 年 7 月、8 月、9 月及 2012 年 2 月的縱斷面量測，因期間無大流量事件，因此沖淤變化趨緩。在 2012 年 7 月 22 日因受梅雨與泰利颱風影響，此次測量結果可看出上游溯源侵蝕到達 400 公尺，下游淤積段來到約 400 公尺處。2012 年 8 月蘇拉颱風後，於 2012 年 9 月 9 日測量結果可看出上游侵蝕段到達約 800 公尺，下游淤積終點約略到達壩下游 900 公尺處。

根據斷面調查成果，可知溯源侵蝕段目前已上溯到斷面上游 800 公尺

處，將斷面調查成果利用向量內插差法所計算沖刷之土方量可看出溯源侵蝕演變歷程，而結果顯示目前沖刷的土方量估計約為近二十萬立方公尺。由於一號壩建壩之資料無法取得，根據王筱雯(2010)根據水土保持手冊所保守推估之一號壩攔蓄土方量約為二十萬立方公尺，而從壩體移除到目前為止，約近二十萬立方公尺的泥砂被沖刷至下游，此土方量除了於拆壩前原攔蓄之土方量之外，亦包含降雨期間所引發之上游河道邊坡崩塌進入河道之土方量，目前此沖刷之土方量主要堆積於壩下 900 公尺內之河道。

根據河道演變模式(Channel Evolution Model)，由於拆壩形成的河川沖淤變化，包括大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變，可能造成上游河道左右河岸坍塌，讓原始河道變寬，切割作用而改變斷面之形狀、淤積之泥砂輸送至下游，增加輸砂量，使得河床部分抬高。張家豪(2012)嘗試利用七家灣溪現場調查結果，搭配本研究壩體改善前後之影像紀錄，提出適用七家灣溪拆壩案例的修正模式(如圖 5-18)。壩上游河道演變模式的第一階段為未拆壩的狀態，而第二階段則為拆壩期間之緩慢沖刷，約移除後一個星期即可形成第三階段(如圖 5-19a)，待洪水期間(1.11 年重現期流量之米雷颱風)造成向下及側向侵蝕，則到達第四階段(如圖 5-19b)。後續之河相演變為植生逐漸覆蓋之第五階段與進而發展為穩定河道的第六階段。七家灣溪於第四階段過後，由於其後約一年皆未有明顯之洪水造成河道的改變，因此部分河道長出植生到達階段性準平衡，直至 2012 年 5 月，七家灣溪河道已經植生密布。根據本研究今年度之持續監測與影像紀錄發現，七家灣溪在經歷 2012 年 6 月梅雨(2 年重現期流量)及泰利颱風(1.11 年重現期流量)後，河相演變又再度回至第三階段並往第四及第五階段邁進(如圖 5-19c)，在植生未能及時覆蓋使河道穩定前，又經歷 8 月份之蘇拉颱風(10 年重現期流量)，河相演變再度回至第三階段並往第四及第五階段邁進(如圖 5-19d)。由於台灣山高河陡，洪水事件較為極端，七家灣溪案例與國外案例相較之下，河相演變複雜且速度快。國外所發展並已應用在不同案例(如 Pizzuto, 2002; Evans, 2007)

之河相演變模式雖能作為台灣拆壩後之河相演變參考基礎，但不足以描述如七家灣溪案例在不同強度水文事件下之變動性與複雜性，顯現台灣相關經驗累積之重要性。

五、結論與建議

結論

七家灣溪一號壩拆除後之河相監測結論如下：

1. 本研究以七家灣溪一號壩上游 1.2 公里(觀魚台)至下游 1.8 公里(迎賓橋)之三公里河段為監測範圍。為完整紀錄壩體改善前中後之歷程，本研究除了縱橫斷面、棲地繪製、穿越線等現場調查外，並搭配成功大學水利及海洋工程學系王筱雯研究團隊所購置與架設之攝影機、濁度計、水位計等儀器之監測資料予以分析探討。
2. 因受今年度六月份梅雨與泰利颱風影響，在 2012 年 7 月 22 日斷面測量結果可看出上游溯源侵蝕到達 400 公尺，下游淤積段則延伸至約 400 公尺處。2012 年 8 月蘇拉颱風後，於 2012 年 9 月 9 日測量結果可看出上游侵蝕段繼續向上游延伸到達約 800 公尺，下游淤積終點則約略到達壩下游 900 公尺處。
3. 從壩體移除到目前為止，約近二十萬立方公尺的泥砂被沖刷至下游，此土方量亦包含上游河道邊坡崩塌後進入河道之泥砂，其主要堆積於壩下 900 公尺內之河道。

建議

(一) 立即可行建議

主辦機關:雪霸國家公園管理處

協辦機關:雪霸國家公園管理處武陵管理站

1. 河道狀況持續性觀察

根據河道演變模式(Channel Evolution Model)，拆壩後的河川沖淤變化包括大量泥砂運移、河床上下游型態受到改變等。台灣山高河陡，洪水事件較為極端，七家灣溪案例與國外案例相較之下，河相演變複雜且速度快。國外所發展並已應用在不同案例(如 Pizzuto, 2002; Evans, 2007)之河相演變模式(Channel Evolution Model)雖能作為台灣拆壩後之河相演變參考基礎，但不足以描述如七家灣溪案例在不同強度水文事件下之變動性與複雜性，因此建議於豐水期間針對河道狀況需做持續性的觀察以做應對。

(二) 中長期建議

主辦機關:雪霸國家公園管理處

協辦機關:雪霸國家公園管理處武陵管理站

1.河道環境維護與適應性管理

透過河道環境衝擊評估，了解壩體改善後對物理棲地與人為活動之影響，依據監測評估資料，提出環境維護與適應性管理之建議。

六、參考文獻

- 王筱雯，2010，七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程－泥砂衝擊物理模型及數值分析，內政部營建署雪霸國家公園管理處
- 王筱雯、郭偉丞，2011，台灣堰壩的存與廢，科學發展，第 467 期，第 52~57 頁，行政院國家科學委員會
- 汪靜明，2010，七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程－生態檢核評估及保育效益評析，內政部營建署雪霸國家公園管理處
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2010，武陵地區生態系長期監測與研究，內政部營建署雪霸國家公園管理處
- 葉昭憲，2007，七家灣溪壩體改善研究評估，內政部營建署雪霸國家公園管理處
- Dietrich, W. E., J. W. Kirchner, H. Ikeda, and F. Iseya, 1989. Sediment supply and development of coarse surface layer in gravel bedded rivers. *Nature* 340: pp.215–217.
- Evans, J.E. , 2007 , Sediment Impacts of the 1994 Failure of IVEX Dam (Chagrin River, NE Ohio): A Test of Channel Evolution Models, *Journal of Great Lakes Research*, 33(sp2):90-102.
- Kondolf, G. M., and M. L. Swanson, 1993. Channel adjustments to reservoir construction and instream gravel mining, Stony Creek, California. *Environmental Geology and WaterScience* 21: pp.256–269.
- Kondolf, G.M., 1997. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21(4), 533-551.
- Kondolf, G. M., 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 262-281.
- Lane, E.W., 1955, The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 81 (745) : 1-17.

Pizzuto J., 2002. Effects of Dam Removal on River Form and Process, Bio-Science, August 2002 Vol. 52 No.8.

Williams, G. P., and M. G. Wolman, 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. US Geological Survey Professional Paper 1286.

Wolman, M. G., 1954. A method of sampling coarse river-bed material. Transactions of the American Geophysical Union 35: 951-956.

表5-1 穿越線量測結果

調查日期	兆豐橋 Transect#1			觀魚台			萬壽橋		
	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	流量 (cms)	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	流量 (cms)	平均流速 (m/s)	平均水深 (m)	流量 (cms)
2011.7.28	1.05	0.15	1.75						
2011.8.9	0.92	0.2	2.02						
2011.9.6	0.94	0.21	2.25						
2011.10.6	1.22	0.26	3.88						
2011.10.24	1.11	0.19	2.45						
2011.12.3	0.58	0.22	2.75						
2011.12.9	0.60	0.18	2.49						
2012.2.12	0.42	0.14	1.55						
2012.3.10	0.82	0.21	2.90	0.47	0.33	2.19	0.92	0.33	3.90
2012.5.10	-	-	-	1.76	0.36	11.06	2.43	0.45	13.62
2012.11.12	0.47	0.21	1.80	0.35	0.21	0.97	0.40	0.25	1.22

備註：兆豐橋穿越線量測地點於2012.11.12開始改為Z斷面位置

(資料來源：本研究資料)

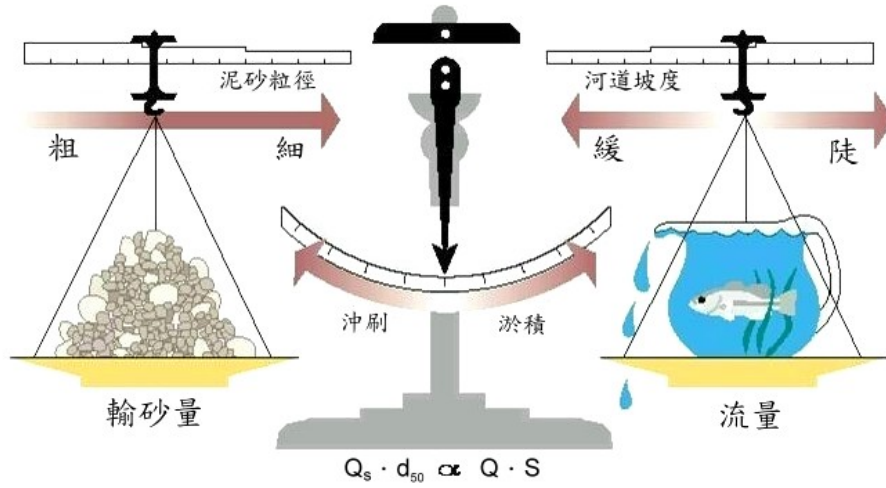


圖 5-1 沖積型河川穩定概念示意圖(本研究修改自 Lane, 1995)

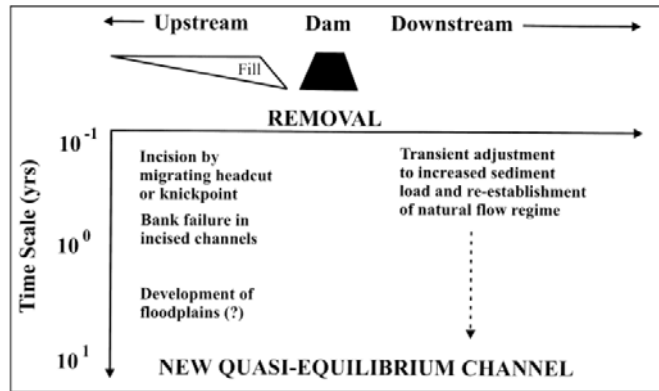


圖5-2 壩體移除後河相演變時間示意圖 (Pizzuto, 2002)

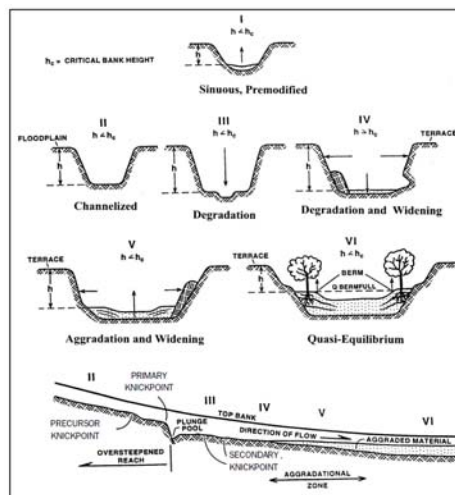
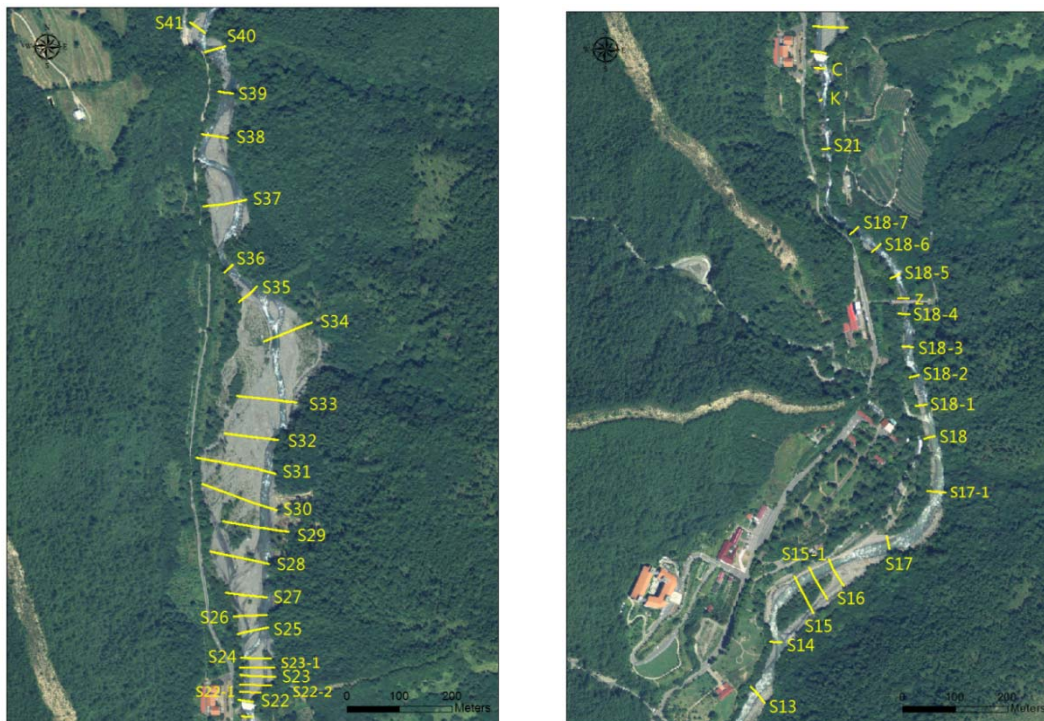


圖5-3 壩體移除後河床變化示意圖(Pizzuto, 2002)



上游断面

下游断面

圖 5-4 七家灣溪断面分佈圖(資料來源：本研究資料)

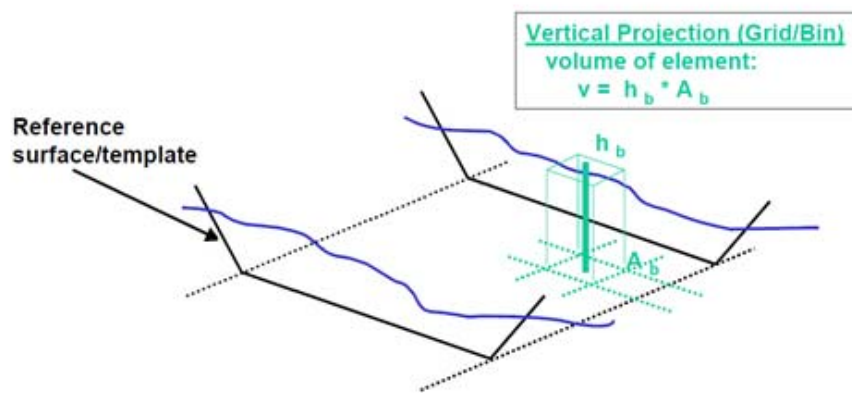


圖 5-5 向量內插法示意圖(資料來源：本研究資料)

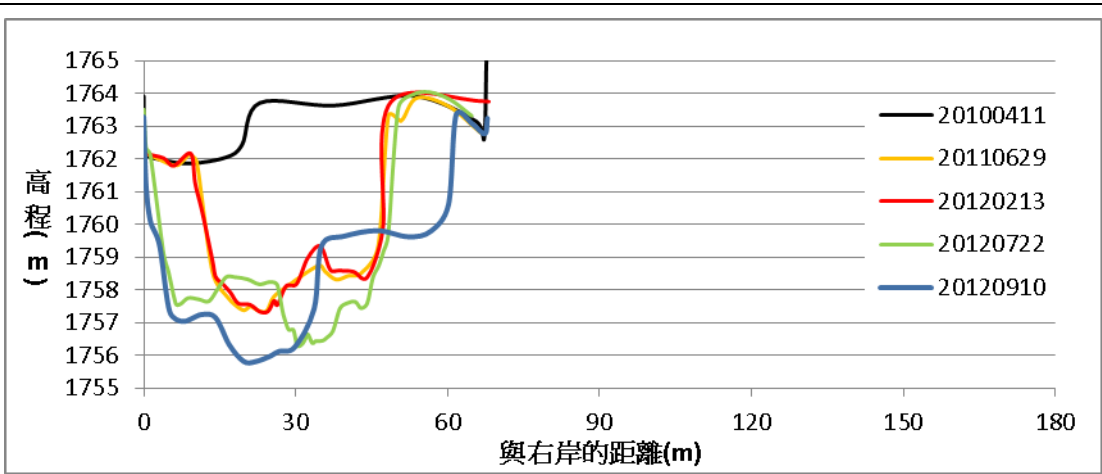


圖 5-6 S23 断面變化圖 (資料來源：本研究資料)

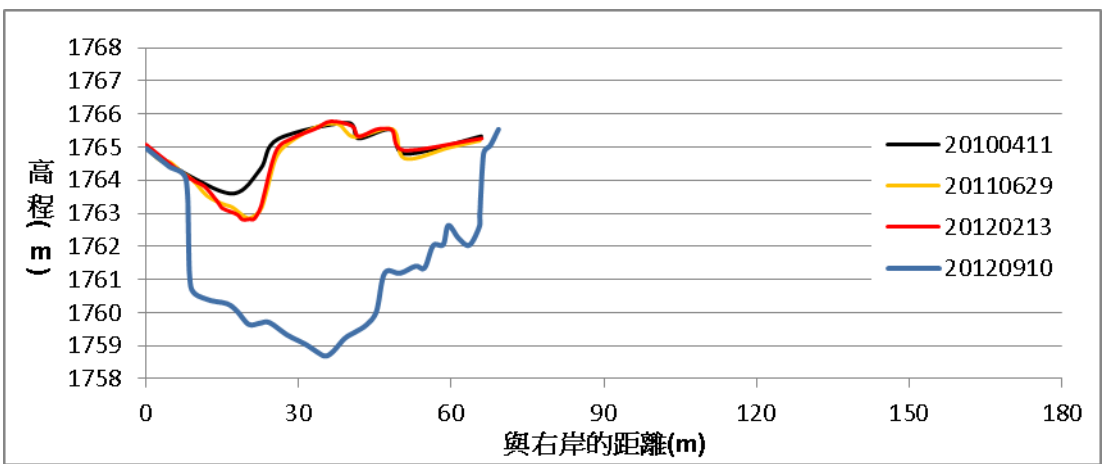


圖 5-7 S26 断面變化圖(資料來源：本研究資料)

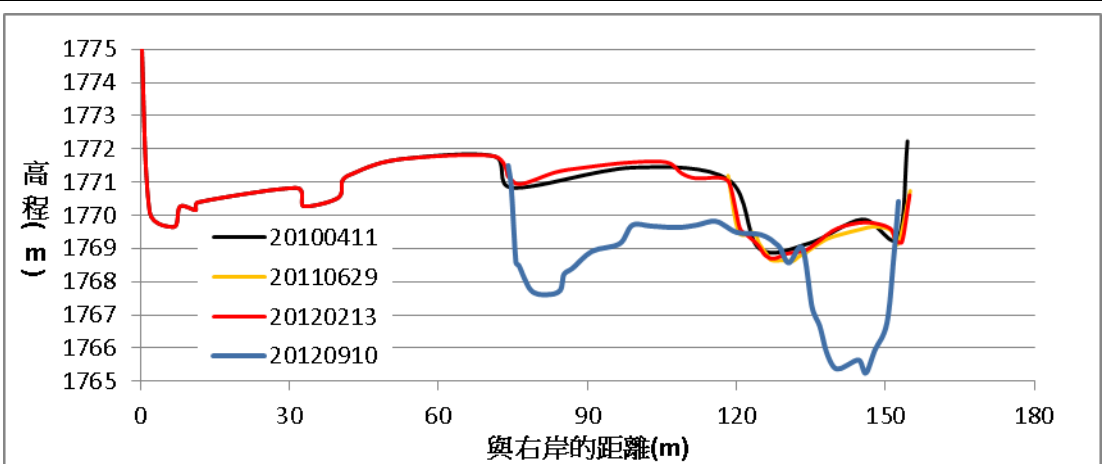


圖 5-8 S31 断面變化圖(資料來源：本研究資料)

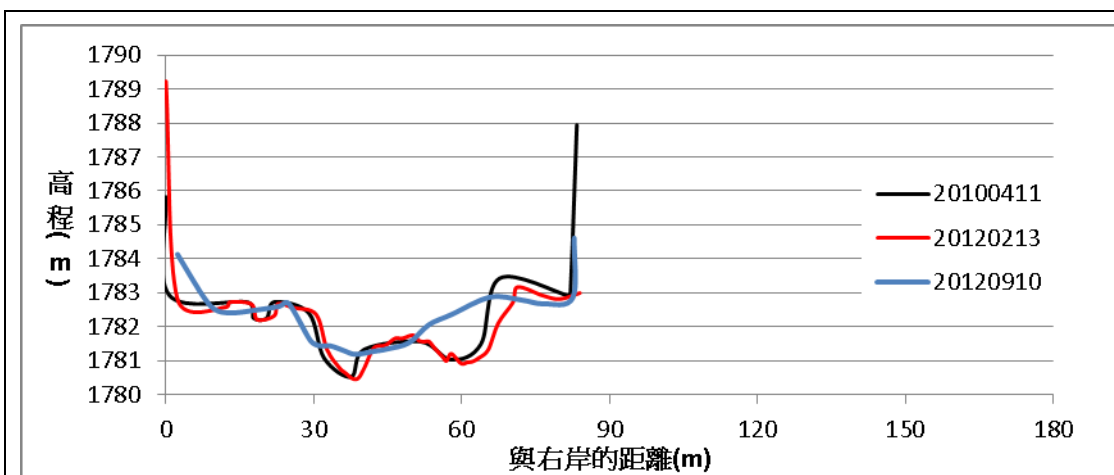


圖 5-9 S37 断面變化圖(資料來源：本研究資料)

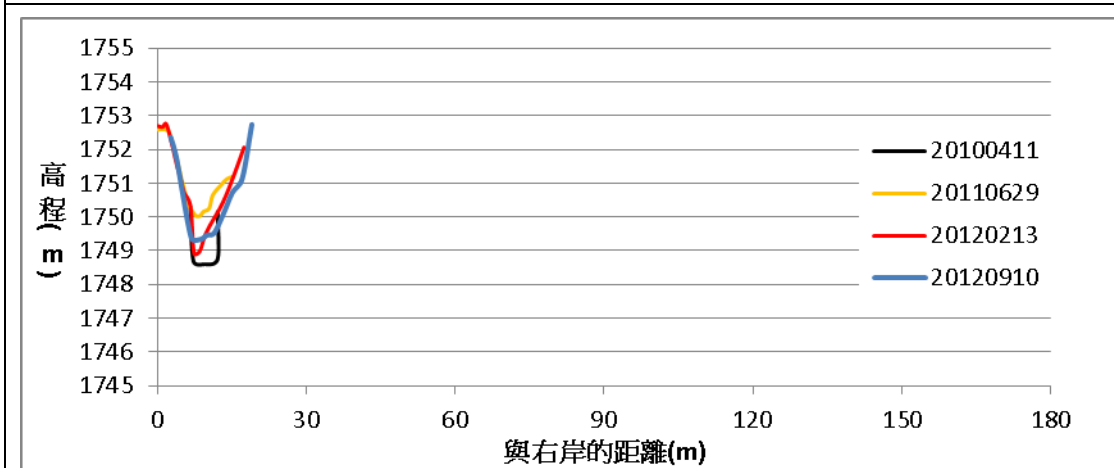


圖 5-10 K 断面變化圖(資料來源：本研究資料)

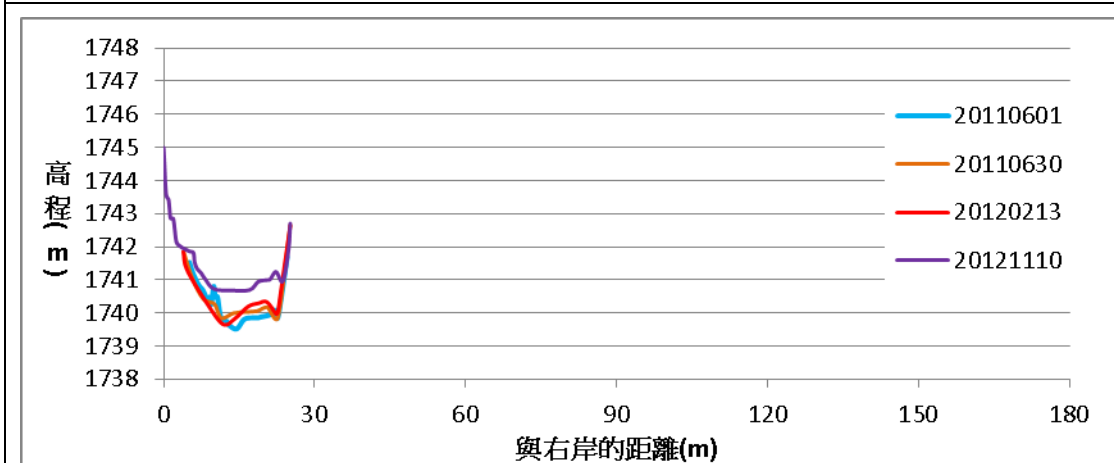


圖 5-11 Z 断面變化圖(資料來源：本研究資料)

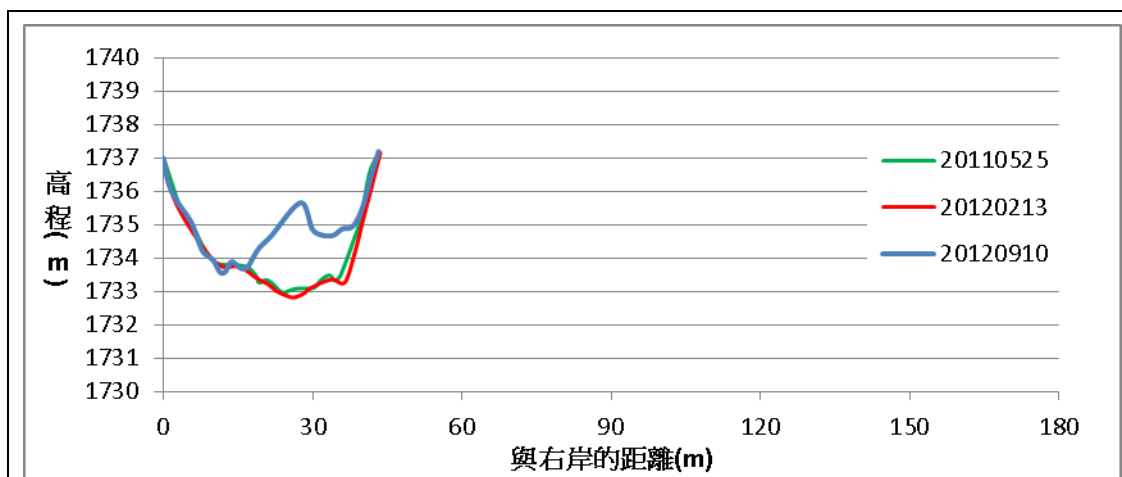


圖 5-12 S17-1 断面变化图(资料来源：本研究资料)

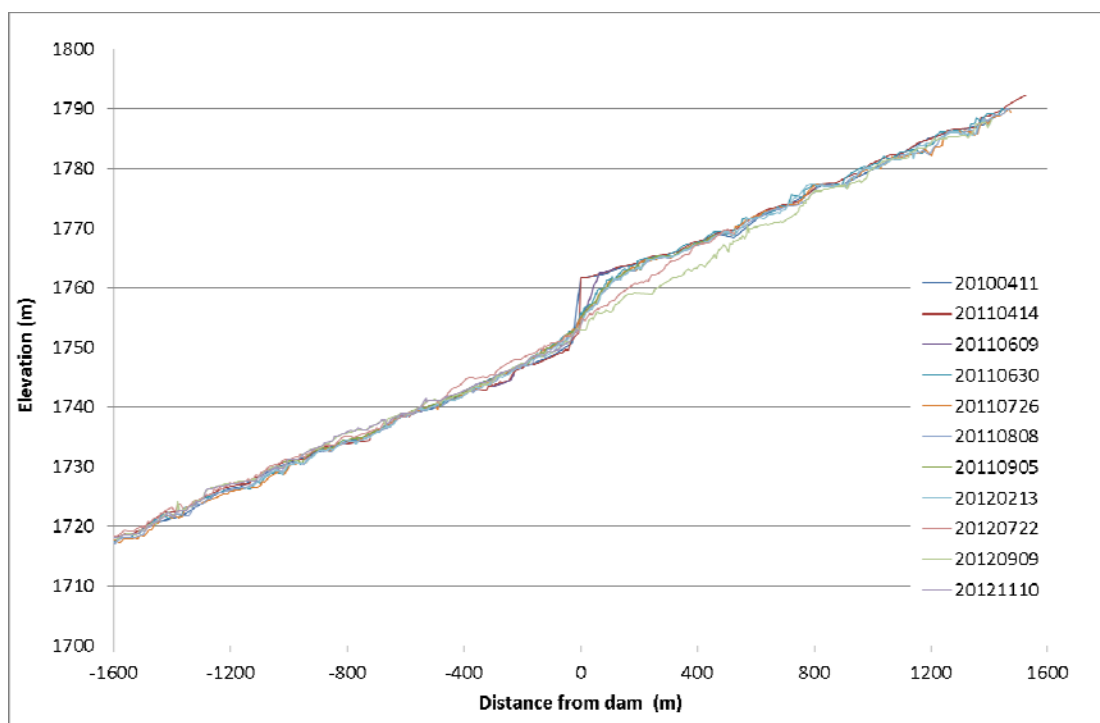


圖 5-13 纵断面比较图(资料来源：本研究资料)

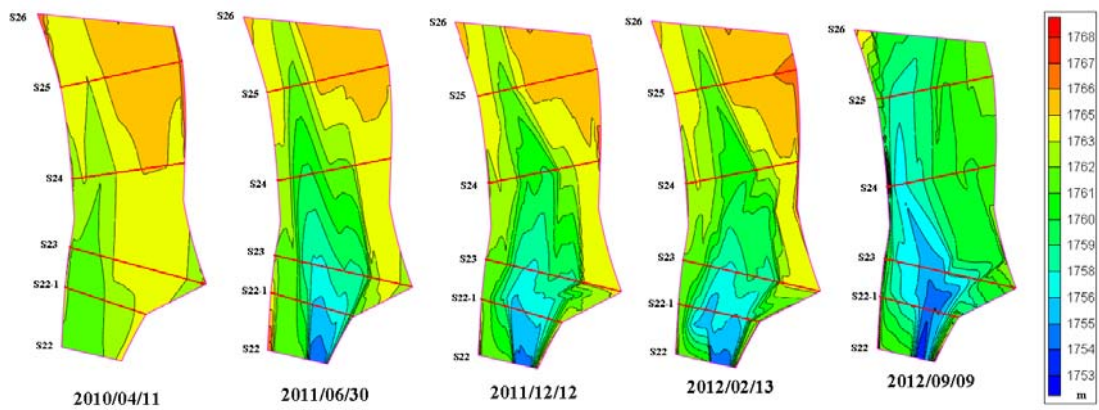


圖 5-14 上游沖刷土方量(資料來源：本研究資料)

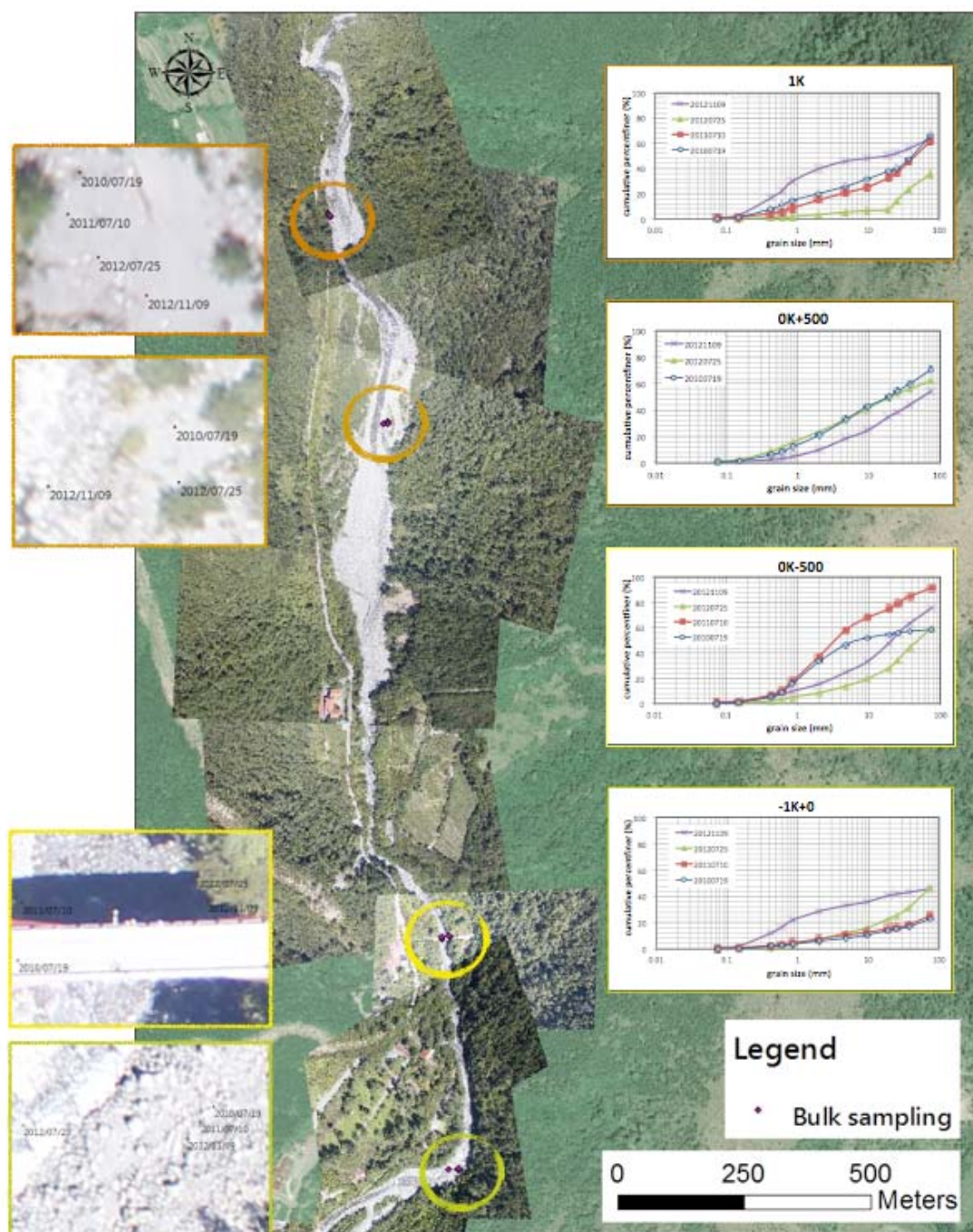


圖 5-15 粒徑採樣(資料來源：本研究資料)

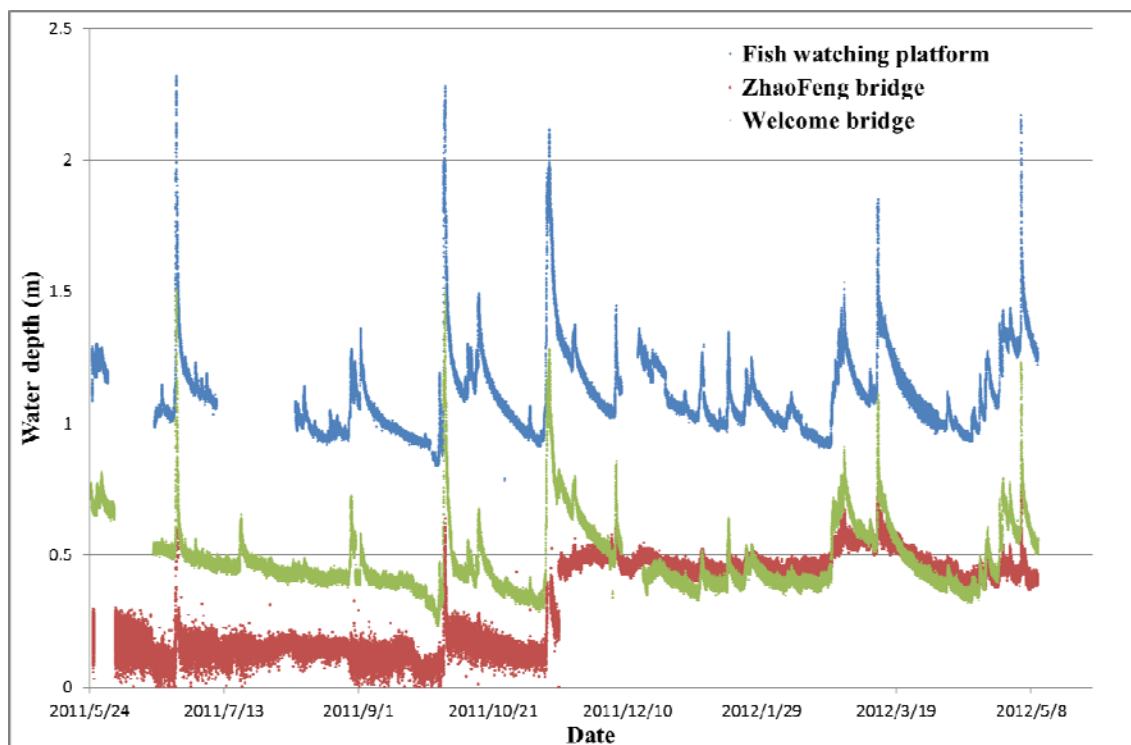


圖 5-16 觀魚台、兆豐橋及迎賓橋三測站水位資料(資料來源：本研究資料)

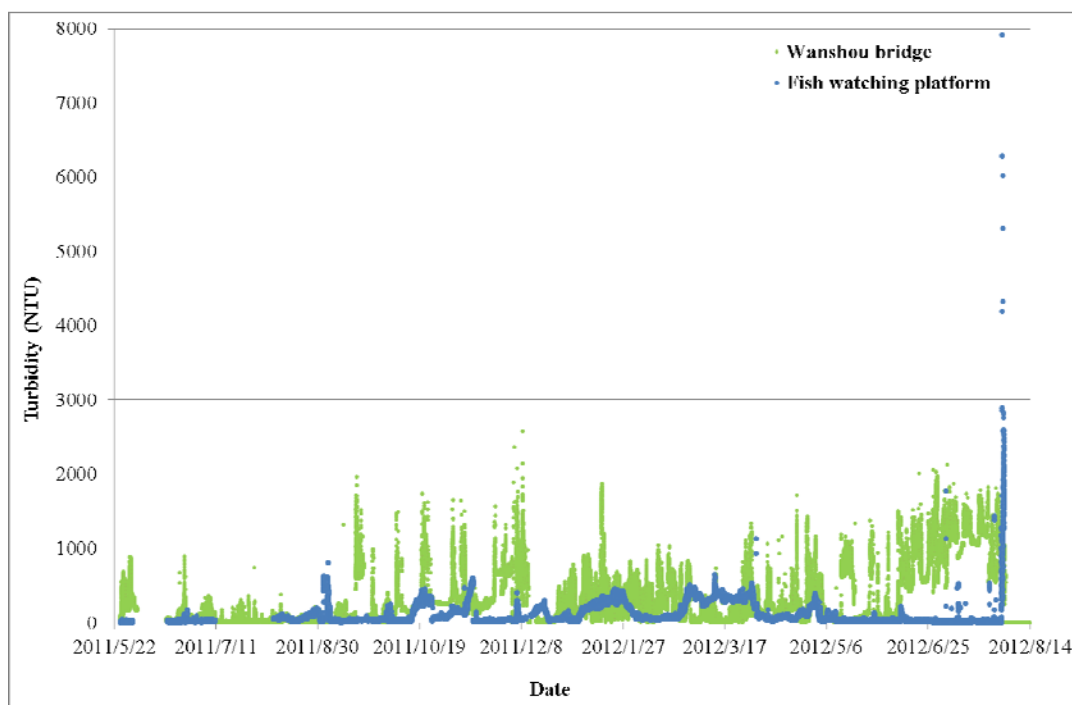


圖 5-17 觀魚台及萬壽橋測站濁度資料(資料來源：本研究資料)

第一階段				
第二階段				
第三階段				
第四階段				
第五階段				
第六階段				
	上游		下游	

圖 5-18 七家灣溪拆壩案例的河道演變修正模式 (摘錄自張家豪，2012)

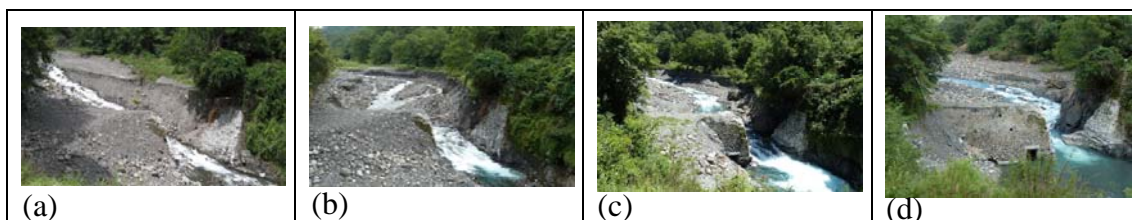


圖 5-19 七家灣溪拆壩後河道演變之持續變動

第六章 濱岸植群監測

蔡尚惠、廖冠茵、曾喜育、王志強、陳泰安

廖泓懿、林志明、鍾文娟、蘇培凱、林誕資、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、歧異度、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，是故本研究目的為瞭解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

本研究為瞭解濱岸帶之環境梯度對植群的影響，於觀魚臺(#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 5×25 m² 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 5×5 m² 之小區，監測地被層植物的變化，係為瞭解濱岸植群的結構與動態。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。

為監測 8.1 ha 回收農地之植群復育情形，將之分為 A~G 等 7 區，並於 A、D~G 等 5 區，分別設置 3 個臨時樣區，編號為 151~165。各臨時樣區皆由 10 個 5×5 m² 之小區組成，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，記錄種類與覆蓋度，並於偶數月進行濱岸地景照相監測、植

物標本採集以及名錄建立等工作。另於 8.1 ha 回收農地之鄰近森林，設置臨時樣區，共計編號為 181~186 之 6 個樣區，各臨時樣區由 10 個 5×5 m² 之小區組成，且各樣區亦以全球衛星定位系統加以定位，以瞭解 8.1 ha 回收農地植栽之周邊森林植物組成。

三、重要發現

(一)由 1969~2011 年之資料所繪製的生態氣候圖得知；武陵地區之乾、濕季明顯，年降雨量為 2,034 mm，降雨多集中於每年的 3~10 月，屬於特濕期(P)，而自 11 月後降雨明顯減少，至翌年 2 月為乾燥季節，係屬相對潮濕期(H)。此外，由 2010~2011 年正射影像圖之土地利用型結果得知；四測站皆以植群覆蓋比例為最高，尤以觀魚臺(#4)測站之植群覆蓋比例為最高(80.9%)；而裸露地比例以一號壩上游(#12)測站(31.3%)為最高，且僅一號壩下游(#13)測站有果菜園覆蓋(4.9%)，另建物覆蓋比例以一號壩下游(#13)測站為最高(9.9%)，又溪面(河道)覆蓋比例則以繁殖場(#5)測站為最高(9.6%)。

(二)因雨季干擾，致使 2012 年秋季線截樣區內僅記錄維管束植物 19 科 25 屬 26 種，又比較 2010 年春季時記錄 91 種，秋季 119 種，2011 年春、秋季皆為 76 種，2012 年春季則記錄 96 種，顯見在環境穩定的條件下，濱岸植物種類亦已呈現穩定的更迭。此外，綜合比較 2010~2012 年六期調查之植群分型結果得知；五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型等長期為濱岸地被層主要植群型。職是之故，藉由七家灣溪濱岸植群之演替模式，可推估不同環境及干擾下之植群動態！

(三)線截樣區之喬木層歧異度以 2010 年春季及 2012 年春季最高。此外，地被層植物之總種數及種豐富度指數變化中，不同時期、測站間、不同時期及測站間均具顯著差異；即 2010 年秋季、2012 年春季之地被層歧異度較高，而一號壩上游(#12)測站之地被層歧異度較高。因此，綜上植物種類、植群型及歧異度的分析結果得知；一號壩壩體改善前後對濱岸植群之組成及結構並

無明顯影響！

(四) 8.1 ha 回收農地之植群監測中，發現樣區內土壤之 pH 值均接近中性。2012 年春季共記錄維管束植物 15 科 25 屬 30 種；而原栽植樹種則以區集 A 之山櫻花為主。另地被層植物以禾本科種數為最多，其次為菊科，比較四季調查皆以此二科為主要優勢。此外，除大扁雀麥與加拿大蓬，潛在外來歸化種尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、白頂飛蓬、黑麥草等。

(五) 以相似性指數=65%為臨界值，皆可將 8.1 ha 回收農地之地被層分為大扁雀麥型、加拿大蓬型，而秋季另分出棒頭草型。此外，由地被層植群歧異度分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。以春季最高，而區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。

(六) 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群之樣區內土壤的 pH 值均接近酸性，共記錄維管束植物 41 科 60 屬 74 種(含種以下分類群)；喬木層植物主要為栽植的紅檜、臺灣二葉松、香杉及木荷，而地被層植物以薔薇科植物種數最多，其次為菊科與鱗毛蕨科。此外，8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群各樣區內喬木層植物組成在矩陣群團分析下，以相似性指數=55%為臨界值，可分為栓皮櫟型及臺灣二葉松型。

四、主要建議事項

(一) 濱岸植群之外來歸化種監測：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

2010~2011 年春、秋季調查中，地被層外來歸化種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢；然 2012 年春季調查則改以一號壩下游(#13)測站樣區 216 的豆瓣菜較優勢。是故建議密切監控外來歸化種入侵的可能性，諸如於其他測站潛在的加拿大蓬、大扁雀麥、豆瓣菜等。

(二)七家灣溪濱岸生態系模式之建構：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

經由2005~2012年為期8年的濱岸植群監測得知；武陵地區雖飽受雨季侵擾，特別是自2004年起，每四年遭逢一次之月最大日降水量大於380 mm，然七家灣溪原本之良好植群覆蓋，以及具有極佳抗性及彈性的濱岸植物組成與結構，使之能持續穩定水溫，並有助於七家灣溪流生態系的能量流轉與養分循環；如豐富的C3植物供濾食性水棲昆蟲取食。另臺灣櫻花鉤吻鮭之食性組成中，水、陸棲昆蟲比例約為3:2，且陸棲昆蟲中又以植食性昆蟲為主；職是之故，建議未來應再瞭解濱岸區之不同組成成分間的關係，並建構七家灣溪濱岸生態系模式！

(三)回收農地植群演替監測及植栽撫育：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

8.1 ha 回收農地之地被層植群歧異度分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。即以春季最高，而區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。針對未來回收農地之經營管理，建議基於復育生態學之原理，除植物外，並結合土壤養分(合理化性質)、真菌、動物等多資源監測，進行刈草、植林試驗(配合必要之土壤改良)，以營造複層林及維持生態多樣性。

ABSTRACT

Keywords: Cijiawan Stream, riparian vegetation, dynamics, diversity,
succession

Cijiawan Stream in the Wuling area is the important habitat to Formosan landlocked salmon. 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.

To realize the effect on the vegetation by the environmental gradient of the riparian zone, 8 transect plots (Plot 211~Plot 218) were set at the Station Fish-watching Lookout (#4), Station Upstream Dam 1 (#12), Station Downstream Dam 1 (#13), and Station Salmon Breeding Center (#5). The overstory and understory were investigated to observe the structure and dynamics of the riparian vegetation. For the further effect of the environment factor, the width of the riparian zone and the height over the surface of the stream were measured.

We divided the 8.1 ha of expropriated farmland into 7 blocks, A~G, to monitor its vegetation recovery. Every 3 plots were set on Block A and D~G (Plot 151~Plot 165). A plot was composed of 10 5×5-m² sub-plots. Trees with DBH over 1 cm were recorded their DBH and species in the overstory, and others were recorded their species and coverage in the understory. In even months, we took photos for the riparian landscape monitoring, collected the plant specimen, and made a species list. Besides, Plot 181~Plot 186 were set in the forest near by the 8.1 ha of expropriated farmland to explore the plant composition.

The ecological climate diagrams of 1969~2011 showed that the dry and

wet seasons were distinguishable in the Wuling area. The yearly precipitation was 2,034 mm, and most precipitated in March to October, that was categorized into the perhumid period (P), and from November to the next February, it was a dry season with obviously decreasing precipitation, classified into the relative humid period (H). The landuse graphs digitalized by the orthophotograph taken in 2010~2011 showed that the vegetation was the most proportion in the all 4 stations. The Station Upstream Dam 1 (#12) had the most exposed land (31.3%). Only the Station Downstream Dam 1 (#13) had vegetation and fruit farmland, and the station had the most proportion of buildings. The Station Salmon Breeding Center (#5) had the most proportion of stream.

There were 26 species, 25 genera, and 19 families of vascular plants recorded in the transect plots in autumn of 2012, that was severely disturbance by rain. Compared to last records, there were 91 species in spring of 2010, 119 species in autumn of 2010, 76 species in both spring and autumn of 2011, and 96 species in spring of 2012. The riparian plant species performed steady growth and decline in the stable environment. During 2010 to 2012, *Miscanthus floridulus* type, *Artemisia indica* type, *Eupatorium formosanum* type, and *Alnus formosana* type were the major vegetation types of the riparian understory for long term. We got the succession mode of riparian vegetation of Cijiawan Stream to be able to estimate vegetation dynamics under different environments and disturbances.

The overstory diversities of the transect plots in spring of 2010 and in spring of 2012, were the highest among the 6 investigating seasons. As to the total species and species abundance indices of the understory, there were

significant differences in different periods, inter-stations, and in different periods and stations. The understory diversities in autumn of 2012 and in spring of 2012, were higher than in other seasons, and it of the Station Upstream Dam 1 (#12) was higher than it of other stations. It proved that the improvement of Dam 1 did not affect the composition and structure of the riparian vegetation.

We found that all soils in the plots of the 8.1 ha of expropriated farmland had nearly neutral pH. There were 30 species, 25 genera, and 15 families of vascular plants recorded in spring of 2012. The major afforesting tree was *Prunus campanulata* in Block A. The understory was composed of the most species of Poaceae, and Compositae was next to it. The 2 families were always the dominance in all 4 investigating seasons. Except *Bromus catharticus* and *Conyza canadensis*, there were more potential alien naturalized species, like *Malva neglecta*, *M. verticillata*, *Erigeron annuus*, *Lolium perenne*, etc.

Under the threshold= 65% of similarity index, *Bromus catharticus* type and *Conyza canadensis* type always occurred in the understory of the 8.1 ha of expropriated farmland in the 4 seasons, and *Polypogon fugax* type particularly presented in autumn. The understory diversity analysis showed significant differences in different seasons, blocks, and seasons and blocks. The diversity was highest in spring, and it was highest in Block F, next to Block A. However, Block A had better afforestation performance than other blocks.

The soils in the plots of the forest near by the 8.1 ha of expropriated farmland all acidic. There were 74 species (including the taxa below species), 60 genera, and 41 families of vascular plants recorded. The trees mainly

included *Chamaecyparis formosensis*, *Pinus taiwanensis*, *Cunninghamia konishii*, and *Schima superba*. The understory was composed of Rosaceae, and next to Compositae and Dryopteridaceae. Besides, the overstory of the plots of the forest near by the 8.1 ha of expropriated farmland was classified into *Quercus variabilis* type and *Pinus taiwanensis* type by the threshold=55% of similarity index.

This study comes to some immediate strategies:

1. Keep monitoring the invasion of the alien naturalized species. In the investigation of springs and autumns in 2010~2011, the alien naturalized *Conyza canadensis* was dominant understory species of Station Fish-watching Lookout (#4) and Downstream Dam 1 (#13). And *Nasturtium officinale* became dominant at Plot 216, Station Downstream Dam 1 (#13) in spring in 2012. *Conyza canadensis*, *Bromus catharticus*, and *Nasturtium officinale* were noticeably potential invasive species.

2. Establish the riparian ecosystematic mode of Cijiawan Stream. Through 8 years of riparian vegetation monitoring from 2005~2012, we found that the excellent vegetation on Cijiawan Stream possessed outstanding resistance and resilience to the disturbance from the rainy seasons, especially the flood every 4 years. Besides, there were abundant C3 plants in the vegetation to feed filtering aquatic insects, and Formosan Landlocked Salmon ate insects. We suggested to get advanced understading for the relation among different components on the riparian zone.

3. Monitor the vegetation succession and breed the afforesting plants on the expropriated farmlands. We found that there were significant defferences in inter-season, inter-block, and season-block. Applying restoration ecological

management would be helpful to construct a multiple forest and maintain the eco-diversity.

一、計畫緣由

雪霸國家公園最重要的功能之一，即為自然資源保育，因此，其轄區內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*)。臺灣櫻花鉤吻鮭為特有種(Ho and Gwo, 2010)。此冰河時期的子遺生物，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；Yan, 2000)，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；Kottelat, 1996)，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河流域，於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(以下簡稱「雪霸處」)自成立以來，持續進行鮭魚、水質等多項調查與監測，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臺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，雪霸處自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，於2011年進行七家灣溪一號壩壩體改善工程，壩體改善可能影響七家灣溪環境及濱岸植群(riparian vegetation)等生物，故本研究除進行武陵地區植群長期監測外，並探討壩體改善所可能產生的影響。

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 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)形式加以分析，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(disturbance)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植(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調查，研究其物種組成、分布與結構的變化，調查濱岸植群之重要組成分(components)，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)，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歧異度的維持與林分更新，也提高林分對環境的敏感性(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化，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(*Populus spp.*)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歧異度。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)。是故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，此等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、抗性(resistance)及彈性(resilience)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。

干擾的頻率(frequency)、強度(intensity)及規模(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, IDH)首由 Connell (1978)提出；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群落中的物種，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)在法國西南方的 Durance River 進行研究，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歧異度最低，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歧異度為中等，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，其物種歧異度最高。Jansson *et al.* (2000)針對瑞典的三條鄰近溪流進行沿線調查；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，其豐多度皆高於 Lule River，且具有顯著差異。Jansson *et al.* (2000)認為此係在水壩控制下，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，故而豐多度較低。顯示濱岸植群因為適度的洪氾干擾而具有較高的物種歧異度，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。此外，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，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，使物種豐多度下降。

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，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殖的階段，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。此外，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(*P. 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。另 Shafroth *et al.* (2002b)研究水流受到堤壩限制的溪流中，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皆逐年減少，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。是故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)。因此，蔡尚惠等(2012)為瞭解七家灣溪濱岸之地被層植物的歧異度變化，2008 年於七家灣溪主河段及桃山北溪濱岸，設置八處線截樣區加以調查，其研究結果得知；以生物歧異度最豐富的春季而言，可將地被層分成七型，其中以五節芒型為最多，而屬小柁葉懸鉤子型者最少；另在颱風所產生之洪氾的干擾下，不同測站、季節間之地被層植物的歧異度均具顯著差異，其中桃山北溪(#1)測站之地被層植物歧異度較高，而觀魚台(#4)測站最低，另以春、夏季的地被層植物歧異度則較高。部分測站在受洪氾干擾後，雖其總覆蓋度減少，然種豐富度卻提高，顯示適度的干擾能減少優勢種之優勢度，

使地被層中其他物種獲得較多的生長空間，是故符合「中度干擾假說」(IDH)；顯示七家灣濱岸植群定期所受之洪氾干擾，可使其物種歧異度得以維持動態平衡。

三、研究地區

七家灣溪位於臺中市和平區，屬於雪霸國家公園轄區，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，西側以第一道山脊為主要分界，匯合之溪流有桃山西溪、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 6-1)。

四、研究方法

本研究蒐集雪霸國家公園武陵地區七家灣溪流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、2003~2011 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。主要監測測站為觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)等 4 處；取樣時間以偶數月為原則。茲將調查與分析方法說明如下：

(一)調查方法

1. 濱岸地景監測

廖林彥(2007)指出臺灣櫻花鉤吻鮭具有高度的定棲性(sedentary)；其將 5 尾野生鮭魚放流至原捕捉地點，在第 10~40 天後顯示 75.6~78.3%(n = 600)出現在原來 100 m 的捕捉範圍內；另捕捉棲息於深潭區 3 尾野生鮭魚，則發現主要棲息在深潭，並時常以 20、70 m 的短距離，在上、下游往返移動後返回原深潭。故為瞭解植群覆蓋、果菜園、溪面(河道)、裸露地、建地之面積及百分比，將航照圖加以數化，取樣係平行河道，以各測站右岸最近河道處為中心，以此中心東

西南北等四向各 100 m 為範圍。

偶數月對各測站進行定點之濱岸地景照相監測，共設立桃山西溪(#2)測站-1、桃山西溪(#2)測站-2、桃山西溪(#2)及桃山北溪(#1)測站交匯處、七家灣溪二號壩(#3)測站、一號壩上游(#12)測站、一號壩、一號壩下游(FCU)、兆豐橋上游(#13)測站，兆豐橋下游、高山溪(#8)測站-1、高山溪(#8)測站-2、觀魚臺(#4)測站、繁殖場(#5)測站，以及有勝溪收費口(#9)測站等 14 處樣點，以瞭解七家灣溪濱岸植群之地景變化。

2. 線截樣區

為瞭解濱岸帶之環境梯度對植群之影響，在觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)等 4 個測站，於 4 月(春季)、10 月(秋季)加以監測，如圖 6-1 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 Hibbs and Bower (2001)於 Oregon Coast 進行之濱岸植群研究，如圖 6-2 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 5×25 m² 的次樣區(sub-plot)，進行喬木層之每木調查，再於各樣區內靠上游處劃分出 5×10 m² 之小區，進行地被層植物調查，以瞭解濱岸植群的結構與動態。且為更進一步瞭解環境因子對濱岸植群的影響，同時量測各測站左、右岸之濱岸寬度及距溪高度。

3. 臨時樣區

為監測 8.1 ha 回收農地之植群復育情形，將之分為 A~G 等 7 區集，並以 A、D~G 等 5 區集為調查測站，於各測站分別設置 3 個臨時樣區，共計編號為 151~165 之 15 個樣區(圖 6-1)，自 2011 年 8 月(夏季)起，每季調查乙次；另於 8.1 ha 回收農地之鄰近森林，設置編號為 181~186 之 6 個臨時樣區，以瞭解 8.1 ha 回收農地周邊之森林植物組成。

各臨時樣區由 10 個 $5 \times 5 \text{ m}^2$ 之小區組成，且皆以全球衛星定位系統(global position system, GPS)加以定位樣區位置。此外，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；調查記錄樣區內植群之喬木層植物種類與胸高直徑，及地被層植物之種類與覆蓋度(coverage)，另並進行照片拍攝、植物標本採集及名錄建立等工作。

4.環境因子的調查

(A)海拔高

海拔高(altitude, Alt.)係以全球衛星定位系統掌上型衛星導航儀(GPSmap 60CSx, Garmin)測定樣區所在之海拔高度，並記錄TM二度分帶座標值(TMD97)，以標定樣區在圖面之位置。

(B)坡度

坡度(slope, Slo.)係以羅盤儀測出樣區所在坡面之仰角或俯角，若林分樣區為傾斜率不均一的生育地，則取多次測值的平均。

(C)方位與水分梯度

現場以羅盤儀測得樣區或生育地最大坡度所面臨的方向為方位(aspect, Asp.)。本分析方法將方位視為水分梯度(moisture gradient, Mos.)之對應值，以北半球而言，通常西南向最乾燥，東北向最陰濕，故給予1 (最乾)至16 (最溼)之相對值(Day and Monk, 1974)。

(D)全天光空域

觀察樣區四周之12個固定的方位角，測出遮蔽物之高度角(altitude angle)，然後於研究室以製圖方式，求出未受遮蔽之天空範圍百分率，作為全天光空域(whole light sky, WLS)。

(E)土壤反應

土壤之酸、中、鹼性等性質，稱之為土壤反應，此性質常以pH值表之；而pH值即為氫離子濃度的負對數(郭魁士，1997)。土壤pH值可直接或間接影響土壤之物理、化學、生物特性以及植物生長(胡弘道，1978)，其可視為土壤肥力的綜合評估(劉崇瑞與蘇鴻傑，1983)。本研究中之土壤pH值的測定，係以土壤和水等比例(1: 1；體積比)混和均勻，待靜置澄清後，以pH計(pH meter, PH-207, Lutron)測定之。

(F)生態氣候圖

氣候因子中以氣溫、降水影響植群之變化最為顯著(Walter and Lieth, 1967)，因此，使用鄰近研究區之台電桃山氣象測站(41F22)所收集之雨量、氣溫資料加以分析，並由氣溫、降水之二項氣候因子繪製生態氣候圖(ecological climate diagram)。

(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)，而三者加總所得之重要值指數(importance value index, IVI)，即可瞭解各種植物於樣區中所佔之重要性。又地被層植物之重要值指數係為相對頻度及相對覆蓋度(relative coverage)的總和。

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(IVI)為計算基礎；本研究利用 PC-ORD 分析軟體，其中使用 Correlation 係數之距離量測，並藉由 Ward's Method 係數連結樣區間的相似性，製成相似

性指數矩陣，根據群團分析之結果，連結各樣區而繪成樹形圖，以此樹形圖可依不同相似性百分率之臨界值(threshold)，對濱岸植群加以分類。

2. 種豐富度分析

本研究以4種的種豐富度指數(species abundance index, SAI)進行分析，指數之求解係以蔡尚惠與呂金誠(2008)採用Visual Basic程式語言所撰寫開發之「生物歧異度分析系統」(Biodiversity Analysis System, BAS)的套裝軟體運算，茲將各指數之求算方法臚列如下：

(A) 訊息統計指數

即Shannon and Weaver (1949)之訊息統計指數(information statistic index，以下稱「Shannon訊息統計指數」， H_{sw} ，式1)。此外，Pielou (1966, 1985)以Shannon訊息統計指數(H_{sw})為骨幹，提出均勻度指數(以下稱「Shannon均勻度指數」， E_{sw} ，式2)。

$$H_{sw} = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \right) = \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i) \quad (1)$$

式中 S=種數

n_i =第i物種所含之個體數

N=總個體數

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

$$E_{sw} = \frac{H_{sw}}{\ln S} \quad (2)$$

(B) 優勢度量測(dominance measure)

a. Berger and Parker (1970)提出一簡易運算的豐富度指數(以下稱「Berger豐富度指數」， D_{BP} ，式3)。

$$D_{BP} = \frac{N_{max}}{N} \quad (3)$$

式中 N_{\max} =最豐富種所含之個體數

b. Simpson (1949)對無限群落所抽取出的隨機樣本，所求算之種豐富度指數

如式(4)所示(以下稱「Simpson 豐富度指數」， D_{SM})。

$$D_{SM} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (4)$$

3.種豐富度模式分析

本研究使用幾何序列、對數序列、截斷對數常態分布以及折枝模式等四種的種豐富度模式(species abundance model, SAM)以瞭解植物群落之結構的差異。分布模式之求解係以蔡尚惠與呂金誠(2008)採用Visual Basic程式語言，所撰寫開發之「生物歧異度分析系統」的套裝軟體運算之；其求解方式茲分別詳述如下。此外，以虛無假設(null hypothesis)– H_0 ：符合該種豐富度模式，並參如Shi *et al.* (2000)以及Guo *et al.* (1995)，透過 χ^2 適合度檢定(χ^2 -test of goodness of fit)中之P值(p value)判定是否符合該分布模式。

(1)幾何序列

此為雙參數之分布模式，處於演替初期之群落結構多為此豐富度模式；係由式(1)求算其期望個體數，再與所調查各物種之實際個體數進行 χ^2 適合度檢定，判定是否符合幾何序列(Motomura, 1932; Whittaker, 1972; May, 1975; Pielou, 1975; Magurran, 1988)。

$$N_g(n_i) = N \cdot C_K \cdot K \cdot (1-K)^{i-1} \quad (5)$$

式中 $N_g(n_i)$ =第*i*個物種之期望個體數

$K < 1$ ，為各物種所占有效生態職位之空間或資源的比例，其值由

$$\frac{N_{\min}}{N} = \frac{K}{1-K} \cdot \frac{(1-K)^S}{1-(1-K)^S} \quad \text{進行反覆求導，為一估測參數}$$

N_{\min} =豐富度最低之物種所含的個體數

$$C_K = [1 - (1-K)^S]^{-1}$$

(2) 對數序列

Fisher *et al.* (1943) 以對數序列描述種數與個體數之關係，因稀有種較多，而常見種(common species) 占少數；此為雙參數之分布模式(May, 1975)，分別求算各個體數階的期望種數，再與原種數進行 χ^2 適合度檢定，判定是否符合對數序列(Pielou, 1975; Magurran, 1988; Krebs, 1989; Hayek and Buzas, 1997)。而 α 值之求算方法如式(2)，此可為一種豐多度指數(species richness index) (Pielou, 1985; Magurran, 1988; Krebs, 1989; Hayek and Buzas, 1997)。

$$\alpha = \frac{N(1-X)}{X} \quad (6)$$

式中 $0 < X < 1$ ， X 為一估測參數，由 $\frac{S}{N} = \frac{(1-X) \cdot [-\ln(1-X)]}{X}$ 進行反覆求導

(3) 截斷對數常態分布

Preston (1962) 指出鮮有生態調查資料能達到完全取樣(complete sampling)，而常忽略部分的稀有種，故對數常態分布的曲線左邊常為截斷(truncation)的情形，是故 Bulmer (1974) 與 Pielou (1975) 發展截斷對數常態分布(又稱 Poisson 對數常態分布，式(3)之檢定方法；另以式(4)求得截斷對數常態分布之歧異度統計值(λ)，此即為一種豐多度指數。

$$\begin{aligned} S(r) &= \int_0^{\infty} \frac{e^{-\lambda} \cdot \lambda^r}{r!} \Phi(\lambda) d\lambda \\ &= \frac{1}{r! \sqrt{2\pi \cdot v}} \cdot \int_0^1 \frac{1}{\lambda} \cdot e^{\left[-\lambda + r \cdot \ln \lambda - \frac{(\ln \lambda - \mu)^2}{2v} \right]} d\lambda \end{aligned} \quad (7)$$

式中 $S(r)$ = 由右至左之相稱曲線中，第 r 階的種數

= 平均數之估測值

v = 變異數之估測值

$$\lambda = \frac{S^*}{\sigma} \quad (8)$$

(4)折枝模式

MacArthur (1957)提出單參數之折枝模式，分別求算各個體數階的期望種數(式 5)，再與原種數進行 χ^2 適合度檢定，判定是否符合折枝模式(Webb, 1974; May, 1975; Magurran, 1988; Hayek and Buzas, 1997)。

$$S_b(n_i) = \frac{S \cdot (S-1)}{N} \cdot \left(1 - \frac{n_i}{N}\right)^{S-2} \quad (9)$$

式中 $S_b(n_i)$ =具 n_i 個個體數之期望種數

4.植群序列分析

植群序列分析之目的，在於藉由植群分布推估植群與環境間的關聯性。本研究參考Kamisako *et al.* (2007)研究河川歷史干擾事件對濱岸森林中之地被層植群影響的分析方法，並使用軟體PC-ORD vers. 5.0 (McCune and Mefford, 1999)，以降趨對應分析(detrended correspondence analysis, DCA)、典型對應分析(cannonical correspondence analysis, CCA)將植群資料矩陣進行排序分析，茲將分析方法述明如下：

(A)降趨對應分析

降趨對應分析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(detrending)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。

(B)典型對應分析

典型對應分析屬於直接梯度分析法(direct 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，並與環境因子矩陣反覆進行複迴歸分析，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)濱岸地景監測

由 2010~2011 年正射影像圖進行土地利用型判釋，並加以數化，取樣係平行河道，以各測站右岸最近河道處為中心，以此中心東西南北等四向各 100 m 為範圍(200×200 m)。由圖 6-3~圖 6-6 及表 6-1 之土地利用結果得知；四測站皆以植群覆蓋比例為最高，尤以觀魚臺(#4)測站之植群覆蓋比例為最高(80.9%)，其次是一號壩下游(#13)測站(78.2%)，最低者係一號壩上游(#12)測站(63.2%)；另裸露地比例以一號壩上游(#12)測站(31.3%)為最高；僅一號壩下游(#13)測站有果菜園覆蓋(4.9%)；建物覆蓋比例以一號壩下游(#13)測站為最高(9.9%)，而溪面(河道)覆蓋比例則以繁殖場(#5)測站為最高(9.6%)。

由台電桃山氣象測站(41F22) 1969~2011年之資料所繪製的生態氣候圖得知(圖6-7)；該地區之乾、濕季明顯，年降雨量為2,034 mm，降雨多集中於每年的3~10月，而以月平均降雨量>100 mm加以劃分，屬於特濕期(perhumid period, P)；另自11月後降雨明顯減少，至翌年2月為乾燥季節，係屬相對潮濕期(relative humid period, H)，亦是較常發生森林野火之時段；此外，年均溫13.6°C，最高氣溫為7月(19.7°C)，最低溫是1月(9.1°C)。

為掌握氣候變遷(climate change)對濱岸植群可能產生的影響；本研究參考 Fujiwara and Saito (2005)藉由固定式攝影機監測地景之變遷，並將之與廿四節氣加以比較。自 2010 年 6 月起，於偶數月進行定點照相監測，觀測至 2012 年 10 月，共設立 14 個樣點(圖 6-8~圖 6-21)。茲結合廿四節氣說明如下：

2 月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；6 月芒種時，兩旁溪岸開花結果；8 月立秋，青牛膽(*Thladiantha nudiflora*)、北五味子(*Schizandra chinensis*)等植物的果實開始慢慢成熟，吸引動物前來覓食；10 月寒露，天氣開始轉涼，如山漆(*Rhus*

succedanea)、青楓(*Acer serrulatum*)、尖葉槭(*A. kawakamii*)等變葉植物開始變色轉黃轉紅，栓皮櫟(*Quercus variabilis*)與臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*)則可見其尚未成熟的果實；12月大雪，青楓及臺灣紅榨槭(*A. morrisonense*)的葉子已經轉為豔麗的紅色，而部分大喬木如臺灣赤楊等已有落葉慢慢飄落準備度冬。

自七家灣河流域上游起，樣點 1、2 為桃山西溪(#2)測站-1 與桃山西溪(#2)測站-2，其主要優勢植物為臺灣赤楊，至 12 月冬至時開始落葉盛幕，地被層以五節芒、大葉溲疏(*Deutzia pulchra*)及臺灣蘆竹(*Arundo formosana*)為主。樣點 3 為桃山北溪(#1)與桃山西溪(#2)測站交匯處，其主要優勢植物為臺灣赤楊、阿里山榆(*Ulmus uyematsui*)、川上氏鵝耳櫪(*Carpinus kawakamii*)、化香樹(*Platycarya strobilacea*)及青楓等，至 12 月時葉子已開始轉黃。樣點 4 為二號壩(#3)測站，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(*Artemisia indica*)、臺灣澤蘭(*Eupatorium formosanum*)及臺灣赤楊為主，至 12 月時地被層植物中的臺灣澤蘭、加拿大蓬(*Conyza canadensis*)及大扁雀麥(*Bromus catharticus*)等一年生植物已結實，而呈現乾枯。

樣點 5 為觀魚臺(#4)測站，其主要優勢植物為臺灣赤楊及臺灣二葉松，至 12 月時臺灣赤楊亦已開始落葉，2012 年 6 月初右岸溪床上臺灣赤楊生長旺盛，而後發生大雨，8 月時溪床上全無地被層植物，觀魚臺之木棧道亦遭沖毀。此外，樣點 6 為一號壩上游(#12)測站，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，2012 年 6 月初右岸溪床上地被層植物生長旺盛，且於溪床中央有小片臺灣赤楊林，同因大雨，而使溪床上只剩右岸邊坡殘餘地被層植物，原臺灣赤楊林亦全遭受沖毀。而樣點 7 為一號壩，2011 年 6 月壩體改善後，水勢明顯變急，溪道逐漸變窄，濱岸具土石堆積；在 2012 年 6 月的大雨沖刷後，2012 年 10 月復見一號壩基座。另樣點 8 為七家灣溪一號壩下游(FCU)，其主要優勢植物與樣點 7 同，皆為臺灣赤楊、阿里山榆、川上氏鵝耳櫪、臺灣胡桃及山枇杷(*Eriobotrya deflexa*)等落葉性樹種，地被層植物則以五節芒、藤胡頹子

(*Elaeagnus glabra*)為主，落葉樹在季節轉換時亦會換上新妝；2012年6月初，一號壩左岸溪床上地被層植物生長旺盛，至同年8月，大雨使溪床上只剩左岸邊坡殘餘地被層植物，且河道偏向右岸。又樣點9為一號壩下游(#13)測站之兆豐橋上游，其主要優勢樹種為水麻(*Debregeasia orientalis*)及臺灣赤楊，地被層優勢植物則是圓果冷水麻(*Pilea rotundinucula*)、棒頭草(*Polypogon fugax*)、艾、豆瓣菜(*Nasturtium officinale*)及頂芽狗脊蕨(*Woodwardia unigemmata*)等。而樣點10為一號壩下游(#13)測站之兆豐橋下游，主要的喬木層優勢植物為臺灣赤楊、鵲不踏(*Aralia decaisneana*)、臺灣胡桃及臺灣二葉松等，地被層優勢植物為臺灣澤蘭及五節芒等。2012年6月初，一號壩下游測站(樣區215及樣區216)右岸溪床上仍有地被層植物，隨後大雨至，致使溪床左右岸皆無植物覆蓋，且右岸明顯變寬。

樣點11、12為高山溪(#8)測站-1及高山溪(#8)測站-2，其主要優勢植物為臺灣赤楊及臺灣二葉松，而地被層優勢植物則是臺灣赤楊小苗、臺灣二葉松小苗、臺灣澤蘭及茵陳蒿(*A. capillaris*)等；又2012年6月初，高山溪(#8)測站-2右岸上植物生長旺盛，且溪道沿著左岸邊坡，中後旬發生大雨，2012年8月監測發現左右濱岸皆無植物覆蓋，且溪道偏向右岸。此外，樣點13為繁殖場(#5)測站，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、臺灣澤蘭及艾等為優勢，每年12月，阿里山榆與川上氏鵝耳櫪的葉子即轉為黃色至紅色。另樣點14為武陵農場收費站旁之有勝溪收費口(#9)測站，其主要優勢植物為臺灣赤楊、臺灣二葉松、青楓、臺灣紫珠(*Callicarpa formosana*)及阿里山榆等；又2012年6月初左右岸上地被層植物生長旺盛，然其後在大雨沖刷下，右岸植群無存，而左岸亦僅殘餘些許地被層植物。

為期近三年之地景監測顯示；在同一樣點，不同年度之同月份間，植物組成並無明顯差異！見高山溪(#8)測站-1(圖18)及高山溪(#8)測站-2(圖19)等樣點，可發現2012年雨季前之濱岸上的植群覆蓋較2010、2011年明顯增加；且樣點

6 之一號壩上游(#12)測站的濱岸植物覆蓋亦甚為明顯(圖 13)，此因植物覆蓋增加而減少溪床裸露，可減少溪床上水分散失，提供種子發芽水分之需求，地被層覆蓋增加亦可提供動物等隱蔽藏所。此外，因 2012 年 6 月發生大雨，由七家灣溪各照相監測樣點可知，濱岸上植物覆蓋皆有明顯減少，甚至已無覆蓋，亦可見濱岸擴寬或溪道改變。因此，藉由 2010~2012 年照相監測，清楚發現七家灣溪濱岸植群之消長！

(二)七家灣溪濱岸植群之植物組成

1.線截樣區之植群型及優勢種

研究中線截樣區之次樣區以左岸為起始，向右岸依序編號(圖 6-2)，線截樣區的基本資料如表 6-2 所示；依照各河段的河階寬度不同，觀魚臺(#4)測站之樣區 211 共設立 5 個次樣區，右岸寬度 15.0 m，左岸為岩壁；同測站之樣區 212 設立 4 個次樣區，右岸寬度 9.4 m，左岸同為岩壁。七家灣溪一號壩上游(#12)測站之樣區 213 設立 26 個次樣區，右岸寬度為 100.0 m，左岸寬度為 12.0 m；另樣區 214 設立 26 個次樣區，右岸寬度 95.0 m，左岸寬度 7.0 m。七家灣溪一號壩下游(#13)測站之樣區 215 右岸寬度為 12.4 m，左岸寬度 7.2 m；樣區 216 右濱岸寬度 9.2 m，左濱岸寬度為 7.2 m，兩區各設立 6 個次樣區。此外，繁殖場(#5)測站之樣區 217 右岸寬度 4.7 m，左岸寬度 16.3 m；樣區 218 右濱岸寬度 9.5 m，左濱岸寬度為 20.4 m，二樣區各設立 8 個次樣區。由 2010-2012 調查可知，七家灣溪一號壩上游(#12)測站之濱岸最寬，其次為繁殖場(#5)測站。

2011 年七家灣溪一號壩壩體改善工程前，已先行遷移可能受影響之上百隻鮭魚安置於種源庫，於 5 月 17 日起架設施工便道(一號壩上游 100 m 處理設涵管)，5 月 23 日下午開挖回填工程所需土石，而於 5 月 26 日上午九時起正式進行壩體改善工程；即進行壩體左側三分之一的移除，且將拆除壩體之石料回填於壩體下游右岸處(5 月 30 日完成拆壩)，5 月 31 日完成疏濬等所有工程。

比較一號壩於壩體改善後各測站溪寬的變化，發現 2011 年調查一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)測站之溪寬具明顯差異，然至 2012 年春季調查時則無明顯差異，可能原因為溪流量之差異，其中一號壩下游(#13)測站線截樣區 215 之溪寬於 2011 年春季壩體改善前為 9.5 m，改善後為 11.6 m (相差 2.1 m)，2012 年春季為 9.7 m (相差 0.2 m)，線截樣區 216 之溪寬於壩體改善前為 12.8 m，改善後為 18.5 m (相差 5.7 m)，2012 年春季為 12.7 m (相差 0.1 m)；而繁殖場(#5)測站線截樣區 217 之溪寬於壩體改善前為 18.7 m，改善後為 22.6 m (相差 3.9 m)，2012 年春季為 19 m (相差 0.3 m)，線截樣區 218 之溪寬於壩體改善前為 14.0 m，改善後為 24.3 m (相差 10.3 m)，2012 年春季為 18 m (相差 4.0 m)。綜上得知，以 2012 年春季調查結果比較壩體改善前溪寬之差異，以繁殖場(#5)測站之線截樣區 218 相差最多。

調查 2012 年秋季溪寬，並比較 2012 年春季溪寬，因 5-6 月皆有大雨產生，其中觀魚臺(#4)測站之線截樣區 211，2012 年春季溪寬為 12.4 m，同年秋季溪寬為 10.0 m (相差 2.4 m)；2012 年春季線截樣區 212 溪寬為 11.7 m，同年秋季為 10.6 m (相差 1.7 m)，據同年春季物理棲地研究觀魚臺測站之棲地類型以淺灘及緩流為主，底質以卵石及粗石等粗顆粒為主，另同年 5 月因降雨最高水深 1.23 m。此外，一號壩上游(#12)測站之線截樣區 213，2012 年春季溪寬 10.2 m，同年秋季為 10.0 m (相差 0.2 m)，2012 年春季線截樣區 214 為 8.8 m，同年秋季為 10.6 m (相差 1.8 m)，據同年春季物理棲地研究觀魚臺測站之棲地類型以淺灘及緩流為主，底質以粗石等粗顆粒為主。而一號壩下游(#13)測站之線截樣區 215，2012 年春季溪寬 9.7 m，同年秋季為 12.7 m (相差 3.0 m)，2012 年春季線截樣區 216 為 12.7 m，同年秋季為 8.0 m (相差 4.7 m)，據同年春季物理棲地研究觀魚臺測站之棲地類型以淺灘為主，底質以粗石等粗顆粒為主。另繁殖場(#5)測站之線截樣區 217，2012 年春季溪寬 19.0 m，同年秋季為 16.5 m (相差 2.5 m)，2012 年春季線截樣區 218 為 18.0 m，同年秋季為 11.6 m (相差 6.4

m)，據同年春季物理棲地研究觀魚臺測站之棲地類型以淺灘及緩流為主，底質以細顆粒泥砂為主。

(1)植群型

2012 年秋季線截樣區調查中，因大雨干擾下，故僅記錄維管束植物 19 科 25 屬 26 種(含種以下分類群)；包括蕨類植物 1 科 1 屬 1 種，裸子植物 1 科 1 屬 1 種，以及被子植物之雙子葉植物 14 科 19 屬 20 種、單子葉植物 3 科 4 屬 4 種(附錄 6-1)。比較 2010 年春季時記錄 91 種，秋季 119 種，2011 年春、秋季皆為 76 種，2012 年春季則記錄 96 種，顯見在環境穩定的條件下，濱岸植物種類亦已呈現穩定的更迭。此外，目前之調查結果仍顯示菊科(Compositae)植物為種數為最多者，因其適應力強，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)。且菊科植物亦為臺灣歸化植物中種類最多之前三科(張芷瑩，2007)。

各測站喬木層組成多以臺灣赤楊為主要優勢種，其中一號壩上游測站(#12)樣區 213 之物種歧異度最高，另一號壩下游(#13)樣區 215 則以褐毛柳(*S. fulvopubescens*)較臺灣赤楊為優勢。此外，為瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，將線截樣區內地被層之各植物種類於各樣區中之重要值指數為基礎，以 $5 \times 10 \text{ m}^2$ 的小區為單位進行矩陣群團分析，利用 PC-ORD 分析軟體，其中使用 Correlation 係數之距離量測，並藉由 Ward's Method 係數連結樣區間的相似性，製成相似性指數矩陣，根據群團分析之結果，連結各樣區而繪成樹形圖，再依不同相似性百分率之臨界值加以劃分植物社會分型。

以相似性指數=65%為臨界值得知，2010 年春季之地被層可分為五節芒型、艾型(*Artemisia indica* type)、加拿大蓬型(*Coryza canadensis* type)、臺灣澤蘭及臺灣赤楊型等 5 型，而 2010 年秋季則分為五節芒型、艾型、加拿大蓬型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型及臺灣何首烏型(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum*)

type)等 6 型；另 2011 年春季可分為五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型、頂芽狗脊蕨型(*Woodwardia unigemmata* type)及秋鼠麴草型(*Gnaphalium hypoleucum* type)等 6 型；而 2011 年秋季則分五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)及棒頭草型(*Polypogon fugax* type)等 6 型；此外，2012 年春季則可分五節芒型、艾型(從原臺灣赤楊型中獨立)、臺灣赤楊型等 3 型(圖 6-22)；然兩季後之 2012 年秋季調查中，僅一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)測站具地被層植物，其可區分為虎杖型(僅有一區出現虎杖此一植物)、臺灣蘆竹型、五節芒型等三型(圖 6-23)。綜上顯示，五節芒型、艾型、臺灣赤楊型、臺灣澤蘭等為長期濱岸地被層主要植群型。茲將之分述如下：

a. 五節芒型

分布於各線截樣區內之向陽開闊地。由於 C4 植物—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蓼衣藤(*Clematis gouriana* subsp. *lishanensis*)、臺灣何首烏等藤本植物，或大葉溲疏、虎杖(*P. yunnanense*)及秋鼠麴草(*Gnaphalium hypoleucum*)等為優勢。

b. 艾型

本型位於向陽裸露溪床之環境，為洪氾過後可建立具一定規模的主要植群型，其主要優勢物種除艾外，尚如臺灣何首烏、臺灣澤蘭、頂芽狗脊蕨、臺灣赤楊、加拿大蓬、褐毛柳及臺灣馬桑(*Coriaria japonica* subsp. *intermedia*)等。

c. 臺灣澤蘭型

本型位於溪床裸露地上，為洪氾過後，隨即可建立具一定規模的主要植群型。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，為本研究中最優勢的地被層植群型，且 2011 年無洪氾干擾，其生長良好；其他優勢植物為艾、加拿大蓬、臺灣何首烏及臺灣赤楊等。

d. 臺灣赤楊型

本型位於向陽之環境，臺灣赤楊於本研究樣區內天然下種更新情況良好，部分於 2010 年調查時屬於地被層植物，2011~2012 年已成長為胸高直徑 1 cm 以上之上木，其主要優勢物種除臺灣赤楊小苗外，尚如臺灣何首烏、艾、頂芽狗脊蕨、南五味子(*Kadsura japonica*)、褐毛柳及臺灣馬桑等。

(2) 優勢種

2010~2012 年之春、秋季共 6 次調查，其中 2012 年春、秋季各測站之優勢種植物依喬木層植物的重要值指數(IVI)大於 30%者(表 6-3、表 6-4)，及地被層植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢種植物(表 6-5、表 6-6)；茲依各測站分述如下：

a. 觀魚臺(#4)測站

此測站之土壤 pH 值為 7.35 (弱鹼性)，而 2012 年 4 月水質之 pH 值為 8.4 (中鹼性)。線截樣區 211、212 之左岸全天光空域為 $46.2 \pm 2.9\%$ ，右岸則是 $39.2 \pm 4.2\%$ ，此測站之最低水溫是 2 月(約 10°C)，最高溫為 8 月(約 19°C)。其地形為溪岸沖積扇，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。2012 年春季與 2011 年秋季調查之線截樣區左岸喬木層優勢種—臺灣赤楊，為 2011 年春季調查時佔據地被層之優勢種，其生長旺盛而成為本期調查之上層優勢，故與 2011 年春季具明顯差異；另右岸為陡峭岩壁，因此，區內無喬木層植物，即與 2011 年春季調查時並無明顯差別。而 2012 年秋季調查時，則因 6 月發生降雨沖刷，故完全無地被層植物。

樣區 211 地被層優勢種為臺灣赤楊之小苗，其與樣區 211 的褐毛柳之更新生長情況皆良好，二樣區優勢之草本植物皆為臺灣何首烏、棒頭草、梨山小蓑衣藤、臺灣澤蘭等；另樣區 211 尚有五節芒，而樣區 212 則具羊蹄(*Rumex crispus* var. *japonicus*)、艾及尖葉槭等。

b. 一號壩上游(#12)測站

此測站之土壤 pH 值 7.07 (中性)，而 2012 年 4 月水質之 pH 值為 8.3 (中鹼性)。線截樣區 213、214 位於此測站之大面積沖積扇，左岸全天光空域為 $52.8 \pm 0.4\%$ ，右岸則是 $51.9 \pm 0.5\%$ ，此測站最低水溫為 2 月(約 10°C)，最高溫為 6 月(約 19°C)。區內大多為石礫沈積，兩岸河床寬約 130 m，共調查 26 個 $5 \times 25 \text{ m}^2$ 樣區，此區易受洪氾侵襲。2012 年春季左、右岸喬木層優勢樹種，二樣區皆以臺灣赤楊為主，其次為樣區 213 的臺灣二葉松。另二樣區的地被層植物皆以五節芒、臺灣澤蘭、臺灣赤楊及艾為主要優勢種，其中臺灣赤楊小苗更新情況良好。與 2010~2011 年四期調查結果加以比較得知；喬木層優勢種皆以臺灣赤楊、臺灣二葉松為主，地被層植物則以五節芒、臺灣澤蘭、臺灣赤楊、艾及加拿大蓬為主要優勢。另 2012 年秋季調查時，因 6 月發生降雨沖刷，故濱岸植群僅剩右岸靠近邊坡處殘餘之五節芒、艾及臺灣澤蘭等地被層植物。

c. 一號壩下游(#13)測站

此測站之土壤 pH 值 7.03 (中性)，而 2012 年 4 月水質之 pH 值為 8.6 (中鹼性)。線截樣區 215、216 位於兆豐橋上游，左岸全天光空域為 $49.2 \pm 0.4\%$ ，右岸則是 $51.9 \pm 0.8\%$ ，此測站最低水溫為 2 月(約 11°C)，最高溫為 10 月(約 21°C)。區內兩旁為小面積石礫沈積，距溪高約 1.2 m，兩岸河床寬共約 30 m，共調查 6 個 $5 \times 25 \text{ m}^2$ 樣區，左、右岸喬木層樹種皆生長於河岸邊坡上，2012 年春季調查之褐毛柳及臺灣赤楊等皆有下種更新，且已成為具有胸高直徑的喬木層。然 2012 年秋季調查時，則因 6 月發生降雨沖刷，故濱岸植群僅剩右岸靠近邊坡處之臺灣蘆竹、臺灣何首烏等地被層植物。

2012 年春季、2011 年秋季所調查之地被層優勢種，二樣區皆以艾、棒頭草為主，另樣區 215 為臺灣澤蘭、火炭母草、木賊(*Equisetum ramosissimum*)、頂芽狗脊蕨、木苧麻(*Boehmeria densiflora*)、臺灣蘆竹，而樣區 216 是臺灣何

首烏、水麻、臺灣款冬(*Petasites formosanus*)。即與 2011 年秋季調查時的地被層植物差異不大，皆以頂芽狗脊蕨、臺灣蘆竹、臺灣澤蘭、艾、太魯閣薔薇(*R. pricei*)及木賊等為主要優勢種，而木本植物如褐毛柳、臺灣赤楊及霧社木薑子(*Litsea elongata var. mushaensis*)皆有更新情況發生。

d. 繁殖場(#5)測站

此測站之土壤 pH 值 7.06 (中性)，而 2012 年 4 月水質之 pH 值為 8.3 (中鹼性)。線截樣區 217、218 之左岸全天光空域為 $51.6 \pm 2.3\%$ ，右岸則是 $49.6 \pm 1.6\%$ ，此測站最低水溫為 2 月(約 9°C)，最高溫是 6 月(約 19°C)。右岸之喬木層優勢植物皆為臺灣赤楊，而左岸多大塊礫石，缺乏土壤，樣區內並無喬木植物生長；兩區優勢之地被層植物皆有臺灣赤楊、棒頭草、臺灣澤蘭；另樣區 217 如臺灣何首烏，而樣區 218 之木賊、芒(*M. sinensis*)亦為主要優勢種。綜合前五期調查結果比較得知；喬木層優勢植物皆為臺灣赤楊，而地被層則是臺灣赤楊、臺灣澤蘭、艾、五節芒、棒頭草、芒及木賊等。然 2012 年秋季調查時，則因 6 月發生降雨沖刷，故濱岸植物已無地被植物覆蓋。

觀魚臺(#4)測站於 2010~2012 年之喬木層優勢種皆為臺灣赤楊，而地被層優勢種為臺灣赤楊小苗、臺灣澤蘭、五節芒及臺灣何首烏等，在連續二年餘之監測中並無明顯差別。此外，繁殖場(#5)測站地被層植物於此五期的調查中皆以五節芒、臺灣赤楊小苗為主要優勢種，亦無明顯差異。濱岸喬木層植物以臺灣赤楊最為優勢。其在武陵地區主要分布於溪谷沖積扇(郭城孟，1995；徐憲生，2006)，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，高葉片導度及廣溫性之特性(廖天賜，1998)，此等應為臺灣赤楊於高光度、水分含量差異大的濱岸環境中具有優勢的原因。此外，臺灣赤楊與濱岸環境具有某種程度的依賴性，可作為濱岸帶的指標物種；其次為大葉溲疏及水麻。此外，地被層植物以五節芒為主，在高光量的環境下，C4 植物—五節芒因耐旱且植株生長快

速的特性使其佔具優勢；另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，其小苗亦散布於樣區內。

外來種(alien, non-native, non-indigenous, foreign, exotic species; 或稱「引進種」, introduced species)包括歸化種(naturalized species; 又稱「馴化種」, domesticated species)及栽培種(cultivated species)。吳姍樺(2006)指出武陵地區最優勢的外來歸化種植物為大扁雀麥，其次是野苧蒿(*C. sumatrensis*)、白花三葉草、大花咸豐草(*Bidens pilosa* var. *radiata*, 又稱「大白花鬼針」)及多花黑麥草(*Lolium multiflorum*)。

2010~2011 年春、秋季調查中，地被層外來歸化種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢；然 2012 年春季調查則改以一號壩下游(#13)測站樣區 216 的豆瓣菜較優勢。壩體改善後經長時期所建立的平衡河道地貌及新的氾濫平原，數年到十年後原蓄水區可形成原生濱岸植群(Hart et al., 2002)。然 Lenhart (2000)亦指出雖有顯著機會提供濱岸棲地復原，亦有可能造成非原生種的入侵。因此，未來濱岸植群持續監測的重點之一；即是密切監控外來歸化種入侵的可能性，諸如於其他測站潛在的加拿大蓬、大扁雀麥、豆瓣菜等。

2. 歧異度變化

Whittaker (1972)認為 α 歧異度(alpha diversity)，係指在一定生育地或群落之物種歧異度(species diversity)； β 歧異度(beta diversity)，又稱生育地歧異度(habitat diversity)，即量測不同梯度變化之各生育地間的種類變化程度和速率；又 γ 歧異度(gamma diversity)泛指一般大尺度生態景觀的歧異度，受 α 歧異度與 β 歧異度之變化所影響。而其中 α 歧異度的求算，又可區分為種豐多度指數與種豐富度指數二類；前者即僅利用種數與總個體數求算，並不考慮到各物種之個體數分配的情形，而後者為考慮到各物種之個體數分配情形的求算方式。一般認為

歧異度指數均有其不同的性質，沒有任何一種歧異度指數，可以表現所有不同生物群落的特性，而必須適當選擇數種不同性質之指數進行連續觀測(Peet, 1974; Southwood, 1978; Routledge, 1979; Magurran, 1988, 2004; Hayek and Buzas, 1997)。另 Spellerberg (1994)亦建議最好使用幾種相同性質的歧異度指數，交互對照比較，以免造成結論的誤導。

由表 6-7 之喬木層植物於 2010~2012 年春、秋季共 6 次調查之歧異度分析結果得知；總種數最多者為 2010 年春季之觀魚臺(#4)測站(6.5 ± 1.5)，而總株數則以 2012 年春季之繁殖場(#5)測站最多(100.5 ± 49.8)。又各測站的 Shannon 訊息統計指數(H_{sw})為 0.0~0.9；而以 2010 年春季之觀魚臺(#4)測站最高(0.920 ± 0.009)。另 Shannon 均勻度指數(E_{sw})為 0.0~1.7；亦以 2010 年春季之觀魚臺(#4)測站最高(1.694 ± 0.200)。另 Berger 豐富度指數(D_{BP})為 0.0~1.0；除 2011 年秋季之繁殖場(#5)測站，係以 2012 年春季之繁殖場(#5)測站為最低(0.043 ± 0.074)。此外，Simpson 豐富度指數(D_{SM})為 0.0~0.8；亦以 2012 年春季之一號壩下游(#13)測站最高(0.811 ± 0.000)。整體而言，2010、2012 年之春季的喬木層歧異度較高。

為瞭解 2010~2012 年春、秋季等 6 期地被層之歧異度變化，茲將各時期的種豐富度指數分析結果列於表 6-8、圖 6-24~圖 6-27 加以比較；總種數以 2010 年秋季的一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)測站較多(10.8 ± 9.5 , 10.7 ± 7.0)。此外，Shannon 訊息統計指數為 1.0~2.0，又 Shannon 均勻度指數為 0.4~0.9；另 Berger 豐富度指數為 0.1~0.4，而 Simpson 豐富度指數為 0.4~0.8。

為瞭解各線截樣區地被層植物之總種數及種豐富度指數變化，並比較春、秋季之差異，本研究使用 SPSS 12.0 進行多變量變異數分析(Multivariate Analysis Of Variance, MANOVA)，以瞭解不同時期及測站之差異與否。由多變量顯著性結果得知；不同時期($P < 0.001$)、測站間($P < 0.001$)均具顯著差異，不同時期及測

站間亦具交感差異($P < 0.001$)。

藉由非同質性假設(equal variance not assumed)的 Dunnett's T3 法進行事後檢定(Post-Hoc Comparison)。以不同時期而言，2012 年秋季之總種數($P < 0.001$)、Shannon 訊息統計指數($P < 0.001$)、Shannon 均勻度指數($P < 0.001$)、Berger 豐富度指數($P < 0.001$)及 Simpson 豐富度指數($P < 0.001$)，皆少於 2010~2011 年春、秋季及 2012 年春季；此外，2010 年秋季之總種數($P = 0.002$)、Shannon 訊息統計指數($P = 0.022$)、Berger 豐富度指數($P = 0.005$)低於 2010 年春季，另 2012 年春季之 Berger 豐富度指數($P = 0.005$)亦低於 2010 年春季。Berger 豐富度指數係強調植群中之最優勢種，Berger 豐富度指數之下降，即代表優勢種佔總量的比例減少，以及種數之增加，故此與 Shannon 訊息統計指數之變化相反。整體而言，2010 年秋季、2012 年春季之地被層歧異度較高，而 2012 年秋季則最低！

由不同測站之檢定結果得知；一號壩上游(#12)測站之 Shannon 訊息統計指數、Shannon 均勻度指數、Berger 豐富度指數、Simpson 豐富度指數高於觀魚臺(#4)測站($P = 0.007$, $P < 0.001$, $P < 0.001$, $P = 0.001$)、一號壩下游(#13)測站($P = 0.007$, $P < 0.001$, $P < 0.001$, $P < 0.001$)及繁殖場(#5)測站($P = 0.020$, $P < 0.001$, $P < 0.001$, $P < 0.001$)。綜上可知，一號壩上游(#12)測站之地被層歧異度較高。

壩體改善後會使物理環境改變，進而影響濱岸植群的拓殖與生長；壩體上游以及下游會有裸露的濱岸可供濱岸植群拓殖，壩體下游河道是因為壩體改善造成大量沉積物累積而裸露的濱岸，而壩體上游河道則是因為水位降低而裸露的濱岸(Hart *et al.*, 2001; Shafroth *et al.*, 2002a)。Shafroth *et al.* (2002a)指出壩體改善後之原蓄水區，最初以草本植物(weedy plant)為優勢，其生長快速，高種子產量，具有有效的繁殖散布機制，而在後續演替過程中逐漸出現拓殖種(colonizing species)。此外，長期而言，原蓄水區的植群極有利於河道的穩定，而草本與喬

木對河床穩定具顯著差異；即喬木較草本植物能發揮河床穩定之功(Simon and Collison, 2002)。然濱岸植群較其他生物相復原的時間長(Doyle *et al.*, 2005)。綜上植群歧異度之分析結果顯示；七家灣溪一號壩壩體改善前後，對濱岸植群歧異度並無負面明顯影響。

汪中和(2009)指出降水量大於**380 mm**代表有水患發生，若連續數月低於100 mm則為乾旱。依據武陵地區之桃山雨量站資料得知；**2004**年07/14~15日(夏季)的康柏斯(Kompasu)颱風侵襲，使當月降水量達**422.5 mm**，又08/10~13日之蘭寧(Rananim)、08/23~26日之艾利(Aere)等颱風侵襲，致使當月降水量達**947.5 mm**，且單日最大降水量為**491.5 mm**。而2005年7月16~20日(夏季)的海棠(Haitang)颱風侵襲，使當月降水量達**595.0 mm**，單日最大降水量為**297.5 mm**。然2005年2月、8月之地被層植物的歧異度並無明顯差異。

2006年05/16~18日(春季)之珍珠(Chanchu)颱風侵襲，使當月降水量達**435.5 mm**；另2007年08/06~08日(夏季)的帕布(Pabuk)、08/08~09日的梧提(Wutip)、08/16~19日的聖帕(Sepat)等颱風侵襲，造成當月降水量達**860.0 mm**，單日最大降水量為**355.5 mm**；又10/04~07日(秋季)之柯羅莎(Krosa)颱風侵襲，亦使當月降水量達**658.0 mm**。此外，**2008**年07/16~18日(夏季)的卡玫基(Kalmaegi)、07/26~29日的鳳凰(Fung-Wong)颱風侵襲，使當月降水量達**818.0 mm**；又09/11~16日之辛樂克(Sinlaku)、09/21~23日哈格比(Hagupit)、09/26~29日薔蜜(Jangmi)等颱風侵襲，造成當月降水量達**1,582.0 mm**，且單日最大降水量為**495.0 mm**。然由蔡尚惠等(2011)進行2005-2008年七家灣溪濱岸植群之生物歧異度研究中得知；2005、2007年間喬木層植物之歧異度沒有明顯變化。其中以有勝溪測站之歧異度及均勻度最高；又觀魚台測站的歧異度較低，而高山溪測站之均勻度較低。此外，2005或2007~2008年之乾、濕季間地被層的種豐富度指數，僅2005乾季與2007年之濕季具顯著差異，即濕季的物種組成較為均勻；而相同季節於不同年度間，其植群歧異度則無顯著差異，即表示兩年度間之地被層植物的歧異度變動不大。此等說明面對季節性洪水之干擾，濱岸植群具極佳的抗性及彈性。

據 2010~2012 年侵臺颱風(中央氣象局侵臺颱風資料庫, <http://photino.cwb.gov.tw/tyweb/tyfnweb/table/completetable.htm>)對中部地區又或有影響(表 6-9)。2010 年 9 月 17~21 日侵臺之凡那比(Fanapi)致使臺中地區總雨量達 71.7 mm, 為中央氣象局所修訂雨量分級中屬大雨(24 小時累積雨量達 50 mm 以上)。

2012 年 6 月的降水事件造成七家灣溪嚴重沖刷, 除 6 月 12 日臺中地區單日總雨量達 70.1 mm, 為中央氣象局所修訂雨量分級中屬大雨, 另 2012 年 6 月 19~21 日侵臺的泰利(Talim)颱風使臺中地區總雨量達 58.2 mm, 為中央氣象局所修訂雨量分級中屬大雨; **2012 年 7 月 31 日~8 月 3 日侵臺的蘇拉(Saola)颱風致臺中地區總雨量達 466.6 mm, 為中央氣象局所修訂雨量分級中屬超大豪雨(24 小時累積雨量達 350 mm 以上);** 2012 年 8 月 14~15 日侵臺的啟德(Kai-Tak)颱風、2012 年 8 月 21~25 日與 26~28 日來回侵襲臺灣的天秤(Tembin)颱風致臺中地區總雨量達 76.8 mm, 為中央氣象局所修訂雨量分級中屬大雨。曾晴賢與楊正雄(2002)分析 1994~2001 年七家灣溪流域臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚族群變動, 結果發現每年 1~3 月(仔稚魚隱匿期)、10~12 月(繁殖期)之降水量對族群變動影響最大, 即此期間若累積月降水量超過 200 mm 以上, 則會造成幼魚族群數量的大幅減少。

良好的植群覆蓋是鮭魚及其他動物生存的基石。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歧異度, 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。此外, 氣候變遷如使冬、春季變暖, 造成大量積雪融化, 使溪流水文發生改變, 如冬、春季水量增加, 而夏、秋季水量減少; 當溫暖且乾燥時, 蒸發量增加, 濱岸地下水補注不足, 將使濱岸森林面臨乾旱的威脅(Rood *et al.*, 2008)。因 2010~2012 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(*Rosa taiwanensis*)、小椴葉懸鉤子(*Rubus parviaraliifolius*)與裡白懸鉤子(*R. mesogaeus*)等蔓性灌木較能保有優勢。

3. 植群與環境之關聯性

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。為更進一步瞭解七家灣溪地被層植群的結構與環境因素間之關聯，本研究分別以降趨對應分析(DCA)與典型對應分析(CCA)加以探討。降趨對應分析之目的為將樣區排於一定的空間內，透過降維與變異量極大化的過程，將植群資料的變異量表現在低維度的空間上，使排序軸能反應一定的生態梯度，從而推測植被與環境間的生態關係(蘇鴻傑，1987)。

本研究將 2012 年春季之 76 個 $5 \times 10 \text{ m}^2$ 地被層次樣區進行降趨對應分析(DCA)。2012 年春季降趨對應分析結果顯示；第 1 軸的特徵值(eigenvalue)為 0.539，第 2 軸為 0.293，第 3 軸為 0.177，3 軸共解釋 4.4% 的總變異量，並參照此季群團分型結果，部分集中於左邊優勢型為五節芒，右邊則以臺灣赤楊型為主，上部則以艾為優勢分布(圖 6-28)，樣區較 2010~2011 年分布更為集中，顯示主要優勢植物生長趨向穩定狀態；另同季之典型對應分析依圖可看出距離溪邊越遠則位於圖 6-29 之左上或右下方，而距離溪岸越近則位於圖之下方。

Corenblit *et al.* (2007)認為濱岸植群隨著受到洪氾干擾頻度的空間變化，能適當的表現出濱岸植群的演替方向。蔡尚惠等(2012)以相似性指數為 1%可將春季之七家灣溪地被層植物區分為二群，一群是較遠離溪水，地被層植物較完整的小區；其二係位於河床裸露地，地被層多以小苗為主的小區。因此，再以 17% 之相似性指數為臨界值，則可將之區分為五節芒型、臺灣蘆竹型、臺灣澤蘭型、

小椋葉懸鉤子型 (*Rubus parviaraliifolius* Type)、臺灣何首烏型、小金櫻型 (*Rosa taiwanensis* Type)，以及小苗型 (Seedling Type)等七型

Stave *et al.* (2005)指出建壩所引起的水文、土壤、氣象及氣候的改變，為影響木本植物組成的關鍵因素。綜合本研究植群分析之排序結果，可推估七家灣溪濱岸植群之演替模式(圖 6-30)；2010 年春季至 2012 年春季調查所得之歸群結果，主要以演替初期為主，即當河床裸露地剛受破壞時，首先是能適應相對光量高的環境則以能快速生長的艾及加拿大蓬為優勢，而距離溪較遠相對光亮略為減少則以臺灣赤楊、五節芒、臺灣澤蘭及臺灣何首烏為優勢；隨著時間增加環境逐漸進入穩定，於相對光量高且距離溪越近的環境以加拿大蓬、頂芽狗脊蕨、艾及棒頭草型為優勢，而同時期相對光量略低的環境會形成五節芒、臺灣蘆竹、臺灣澤蘭及臺灣赤楊為優勢；又當環境改變時較適宜其他物種生存，初期之藤本植物臺灣何首烏而逐漸轉為伴生植物，相對光量高的環境此時會形成艾、秋鼠麴草、臺灣澤蘭與臺灣赤楊各佔優勢的情形，且亦會相互成為伴生物種，相對光量較低的環境則以五節芒與臺灣澤蘭型為主；若無干擾作用產生，相對光量中至高的環境，則地被層會仍以臺灣赤楊、艾、及臺灣澤蘭等三型為主要優勢，相對光亮中至低的環境會逐漸被五節芒優勢所取代。

(三) 8.1 ha 回收農地植群監測

由於武陵地區之土地農業活動對臺灣櫻花鉤吻鮭生存棲地環境因子之影響甚鉅，雪霸國家公園管理處遂於 2004 年 6 月 15 日在行政院經建會審查「公共建設計畫-國家公園次類別計畫」中，奉示編列預算辦理徵收位於國家公園計畫一般管制區(管五)內已放領予榮民之土地。後續徵收作業係依據國家公園法第九條與土地徵收條例第三條等規定辦理。全案已奉內政部 2006 年 9 月 28 日審查通過核准徵收，且由內政部核轉臺中縣政府辦理徵收作業，並已於 2006 年 12 月 6 日完成法定徵收程序，土地亦已登記移轉為雪霸處所管轄。此外，於 2008

年 6 月 10 日完成徵收土地撒種及植樹作業，包含臺灣赤楊種子 10 L、楓香 (*Liquidambar formosana*)種子 2 L、木荷(*Schima superba*)種子 3 L，以及楓香苗木 1,000 株；並於 2009 年 4 月 3 日於徵收農地周邊環境進行植樹造林工作，總計種植青楓、木荷、山櫻花及楓香等樹種 9,000 餘棵。

本研究進行 8.1 ha 回收農地之植群監測，於 2011 年 8 (夏季)、11(秋季)月及 2012 年 2 (冬季)、5 (春季)月，共設置樣區 151-165 等 15 個 10x25 m² 樣區(表 6-10)；樣區內土壤之 pH 值均概為中性(6.6~7.3)。2012 春季調查中共記錄維管束植物 15 科 25 屬 30 種(含種以下分類群)；包含被子植物中之雙子葉植物 14 科 19 屬 23 種，單子葉植物 1 科 6 屬 7 種(附錄 6-2)。而 2011 年夏季調查記錄 20 種，2011 年秋季 27 種，2012 年冬季 26 種；物種數量於 2011 年夏季為最少，其原因係夏季調查時適逢除草作業，大扁雀麥、加拿大蓬生長旺盛，致使部分物種消失。

1. 植群型

調查結果得知喬木層植物主要為栽植的山櫻花(*Prunus campanulata*)，而地被層植物以禾本科(Poaceae)植物為調查中種數為最多者，其次為菊科；比較 2011~2012 等四季調查，地被層皆以此二科為主要優勢。而為瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，將線截樣區內地被層之各植物種類於各樣區中之重要值指數為基礎，以 5×10 m² 的小區為單位進行矩陣群團分析，利用 PC-ORD 分析軟體，其中使用 Correlation 係數之距離量測，並藉由 Ward's Method 係數連結樣區間的相似性，製成相似性指數矩陣，根據群團分析之結果，連結各樣區而繪成樹形圖，以此樹形圖可依不同相似性百分率之臨界值加以劃分植群分型。

8.1 ha 回收農地之各樣區內地被層植物組成，利用矩陣群團分析將四季以相似性指數=65%為臨界值，圖 6-31~圖 6-34 為 2011 年夏、秋季與 2012 年冬、春季調查之地被層群團分析，皆可將地被層分為大扁雀麥型(*Bromus catharticus*

type)、加拿大蓬型，而秋季另含棒頭草型。茲將各型分述如下：

(1)大扁雀麥型

本型主要優勢植物除外來歸化植物—大扁雀麥，尚如亦為外來歸化植物之加拿大蓬，及原生之羊蹄、苦蕒菜(*S. oleraceus*)、棒頭草及臺灣鵝觀草(*Agropyron formosanum*)等。

(2)加拿大蓬型

本型主要優勢植物除加拿大蓬外，尚有大扁雀麥、苦蕒菜、疏花繁縷(*Stellaria saxatilis*)及外來歸化植物之圓葉錦葵(*Malva neglecta*)等，此型樣區出現蕨類植物木賊，係於調查 8.1 ha 回收農地中，首次記錄之蕨類植物，於春、夏季調查時並無發現其蹤跡，可能是雨季使環境較夏季潮濕，故可使適合較為濕性環境之蕨類植物進入。

(3)棒頭草型

本型主要優勢植物棒頭草外，尚如原生植物臺灣澤蘭與臺灣何首烏，及外來歸化植物—大扁雀麥、加拿大蓬、黑麥草、圓葉錦葵等。

2.優勢種

區集 A 原栽植樹種之山櫻花，其四季之重要值皆為 300%。各樣區之地被層優勢種依植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢植物(表 6-11~表 6-14)。此外，加拿大蓬原產北美洲，而於武陵地區路邊及濱岸亦泛布自生；特別是成為觀魚臺(#4)測站之優勢物種。另大扁雀麥原產南美洲，1960 年代左右引進臺灣為牧草或綠化之用，後馴化於臺灣中部中、高海拔山區，鳥類及野生動物喜食其穎果；目前於七家灣溪濱岸植群尚未形成優勢。

外來種(alien species)係生物藉由自然或人為的方式，出現在自然狀況下不可能分佈的範圍者；而入侵種(invasive species)則是外來種能在新的環境中繁衍

後代，且建立或擴大族群數量及分佈範圍，並已威脅到當地之原生生物者。外來生物的引入途徑可區分為非蓄意及蓄意引入，非蓄意引入途徑複雜，如伴隨著運輸工具、貨品或合法輸入之動植物而引入，或是隨農畜產品而來的病菌與昆蟲，故難以防範；蓄意引入則通常與人類的利益有關，包括合法引進或非法走私用於育種、養殖、生物防治、科學研究、娛樂及觀賞等。此外，針對入侵種的管理茲分述如下：

(1)防止(prevention)：針對外來種生物進入臺灣的管道加以阻擋，藉以防止外來種於定植、定著。

(2)殲滅(eradication)：為阻止外來種生物定著、定植後，繼續繁殖變成入侵種生物產生後續的破壞，最有效、最經濟的途徑是在第一時間就阻止引入的外來種生物擴散，而對於已存在的入侵種生物則必須阻止其建立新的棲息地點或是擴大佔據既有的棲地，且利用人工或生物防治進行殲滅。

(3)隔離(isolation)：將其外來種生物隔離於某一區域，並阻止其擴散建立新棲息環境。

(4)管制(controlling)：持續監測管制低風險、低危害，無立即防除必要之入侵種生物的良好回饋網絡：對低風險或尚無立即防除必要之入侵種生物，依照權責分工由各主管機關建立資料檔，進行入侵種生物監測管制，一旦發現出現危害情形，立即啟動「入侵種生物防除機制」系統進行防除。同時加強宣導及教育民眾充分認識生活區域內的低風險或尚無立即防除必要之入侵種生物，並關心其拓殖的速率或趨勢。

棒頭草為武陵地區常見原生禾本科植物，可適應較為乾燥的 8.1 ha 回收農地樣區環境，亦可適應七家灣溪濱岸較為潮濕處，特別是一號壩下游(#13)測站。此外，潛在外來歸化種尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、白頂飛蓬、黑麥草等。

3. 歧異度變化

8.1 ha 回收農地之地被層植群歧異度如表 6-15 所示；其中 Shannon 訊息統計指數最高者為 2012 年春季之區集 E (2.246 ± 0.089)，最低是 2011 年秋季之區集 E (0.275 ± 0.388)。又 Shannon 均勻度指數最高者亦為 2012 年春季之區集 F (0.823 ± 0.042)，最低則是秋季之區集 D (0.438 ± 0.053)。此外，Berger 豐富度指數以 2012 年春季之區集 F 最低(0.236 ± 0.032)；另 Simpson 指數最高者亦是 2011 年春季之區集 F (0.866 ± 0.018)。8.1 ha 回收農地中因物種數較少，主要被大量外來歸化植物—大扁雀麥、加拿大蓬所佔據，即使冬天枯死後，進入春天生長季節，隨即又大面積蓬勃生長，使得其他物種生長極為不易。地被層植物對環境的敏感度高，較易受干擾之影響。

為瞭解不同季節及區集之變化，進行 8.1 ha 回收農地地被層植物歧異度分析，並藉由多變量變異數分析(MANOVA)，檢定其差異。而由多結果得知；不同季節($P<0.001$)、區集間($P<0.001$)、季節及區集間($P<0.001$)均具顯著差異。

以非同質性假設的 Dunnett's T3 法進行事後檢定。以不同季節而言，2012 年春季之總種數高於 2011 年夏($P=0.001$)、秋($P=0.011$)二季；2012 年春季之 Shannon 訊息統計指數高於 2011 年夏、秋季($P<0.001$)，且 2012 年春季高於 2011 年秋季($P=0.016$)；而四季調查之 Shannon 均勻度指數($P>0.05$)皆無顯著差異；另 2012 年春季之 Simpson 豐富度指數高於 2011 年夏、秋季($P<0.001$)，且 2012 年春季高於 2011 年秋季($P=0.021$)；而 2012 年春季之 Berger 豐富度指數則低於 2011 年夏、秋季($P<0.001$)，且 2012 年春季低於 2011 年秋季($P=0.017$)。綜上得知，地被層植物之歧異度，以 2012 年春季最高；即春季調查時，多數物種進入生長季，然至夏、秋季調查，部分物種因無法與生長快速且拓殖能力強競爭而遭受淘汰。

由不同區集之檢定結果得知；區集 F 之總種數高於區集 A ($P=0.004$)、區集 D ($P=0.001$)，區集 F 之 Shannon 訊息統計指數高於區集 A ($P=0.003$)，又區集

A 之 Simpson 豐富度指數高於區集 G ($P=0.050$)。綜上而言，區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。

(四) 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群調查

本研究進行 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群，於共設置樣區 181~186 等 6 個 $10 \times 25 \text{ m}^2$ 樣區(表 6-16)；樣區內土壤之 pH 值均概為酸性($\text{pH}=4.2\sim 4.9$)。調查中共記錄維管束植物 41 科 60 屬 74 種(含種以下分類群)；包含蕨類植物 7 科 11 屬 14 種，裸子植物 3 科 3 屬 3 種，被子植物中之雙子葉植物 26 科 38 屬 46 種，單子葉植物 5 科 8 屬 11 種(附錄 6-3)。

喬木層植物主要為栽植的紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)、臺灣二葉松、香杉(*Cunninghamia konishii*)及木荷為主，而地被層植物則以薔薇科(Rosaceae)植物為調查中種數為最多者，其次是菊科及鱗毛蕨科(Dryopteridaceae)。

1. 植群型

為瞭解各樣區內的地被層植物組成，將樣區內地被層之各植物種類於各樣區中之重要值指數為基礎，以 $5 \times 10 \text{ m}^2$ 的小區為單位進行矩陣群團分析，利用 PC-ORD 分析軟體，其中使用 Correlation 係數之距離量測，並藉由 Ward's Method 係數連結樣區間的相似性，製成相似性指數矩陣，根據群團分析之結果，連結各樣區而繪成樹形圖，再依不同相似性百分率之臨界值加以劃分植物社會分型。

8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群各樣區內喬木層植物組成在矩陣群團分析下，以相似性指數=55%為臨界值(圖 6-35)，可將喬木層分為栓皮櫟型(*Quercus variabilis* type)及臺灣二葉松型(*Pinus taiwanensis* type)。茲將各型分述如下：

a. 栓皮櫟型

本型主要喬木層優勢植物為栓皮櫟、紅檜、細葉杜鵑(*Rhododendron noriakianum*)、臺灣二葉松、香杉及木荷等；而地被層優勢種為高山芒、細葉杜

鵝、木荷、臺灣崖爬藤(*Tetrastigma umbellatum*)、高山破傘菊(*Syneilesis subglabrata*)、斜方複葉耳蕨(*Arachniodes rhomboides*)、間型沿階草(*Ophiopogon intermedius*)、德氏雙蓋蕨(*Diplazium doederleinii*)、尖葉槭及臺灣紅榨槭等。

b. 臺灣二葉松型

本型主要喬木層優勢植物為臺灣二葉松、紅檜、木荷、臺灣赤楊、香杉及通條木(*Stachyurus himalaicus*)等；地被層優勢種為高山芒、木荷、臺灣崖爬藤、大葉馬兜鈴(*Aristolochia kaempferi*)及德氏雙蓋蕨等。

2. 優勢種

各樣區之喬木層層優勢種依植物的重要值指數大於 30%者遴選為優勢植物(表 6-17)。各樣區之地被層優勢種依植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢植物(表 6-18)。8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群之喬木層，多以人工植栽之臺灣二葉松、紅檜、木荷及香杉等為主要優勢。

3. 種豐富度模式

種豐富度模式的分析結果中，以喬木層植物而言(表 6-19)；栓皮櫟型多符合截斷對數常態分布，而臺灣二葉松型則符合對數序列、折枝模式。此外，栓皮櫟型下之地被層植物符合幾何序列、對數序列及截斷對數常態分布，而臺灣二葉松型符合幾何序列及對數序列(表 6-20)。此等顯示栓皮櫟型屬演替中後期，而臺灣二葉松型則為演替中前期；是故未來針對 8.1 ha 回收農地之植栽、造林選種，可參酌臺灣二葉松型內之伴生物種。

4. 歧異度指數

物種歧異度常以種豐富度(species richness)與種豐富度加以呈現，其中種豐富度僅以種數、總株數計算，而種豐富度則更深一層考量各物種間數量分配之情

形。由表 6-21、圖 6-36 之喬木層種豐富度指數的分析結果得知；以種數(S)而言，臺灣二葉松型最多(8.000±1.000)，栓皮櫟型次之(7.000±1.400)。以栓皮櫟型之總株數(N)最多(94.000±22.700)，臺灣二葉松型次之(68.500±22.500)。另對數序列 α 值以栓皮櫟型最高(2.198±0.519)，臺灣二葉松林型次之(1.910±0.010)。此外，栓皮櫟型的截斷對數常態分布 λ 值最高(13.674±3.799)，臺灣二葉松型次之(11.646±0.575)。

由表 6-22、圖 6-37 之地被層種豐富度指數的分析結果得知；以種數(S)而言，栓皮櫟型最多(26.000±7.246)，臺灣二葉松型次之(17.000±4.000)。另栓皮櫟型之對數序列 α 值最高(11.367±6.219)，臺灣二葉松型次之(8.816±2.226)。此外，截斷對數常態分布 λ 值以栓皮櫟型最高(55.597±21.641)，臺灣二葉松型次之(50.302±16.713)。

喬木層之種豐富度指數的分析結果(表 6-23、圖 6-36)而言；Shannon 訊息統計指數(H_{sw})以臺灣二葉松型為最高(1.663±0.077)，栓皮櫟型次之(1.379±0.091)。Shannon 均勻度指數(E_{sw})則以臺灣二葉松型為最高(0.808±0.086)，栓皮櫟型次之(0.721±0.053)。又 Berger 種豐富度指數(D_{BP})以栓皮櫟型最高(0.398±0.045)，臺灣二葉松型次之(0.345±0.040)。另 Simpson 種豐富度指數(D_{SM})亦以臺灣二葉松型為最高(0.769±0.034)，栓皮櫟型次之(0.699±0.022)。

由表 6-24、圖 6-37 之地被層種豐富度指數的分析結果得知；Shannon 訊息統計指數(H_{sw})以栓皮櫟型最高(2.405±0.391)，臺灣二葉松型次之(2.351±0.526)。Shannon 均勻度指數(E_{sw})以臺灣二葉松型為最高(0.829±0.117)，栓皮櫟型次之(0.748±0.073)。又 Berger 種豐富度指數(D_{BP})以栓皮櫟型最高(0.303±0.118)，臺灣二葉松型次之(0.201±0.098)。另 Simpson 種豐富度指數(D_{SM})以灣二葉松型為最高(0.858±0.077)，栓皮櫟型次之(0.837±0.068)。職是之故，栓皮櫟型之生物歧異度較高！

(五) 8.1 ha 回收農地栽植樹種之建議

針對未來回收農地之經營管理，建議基於復育生態學(restoration ecology)之原理，除植物外，並結合土壤養分(含理化性質)、真菌、動物等多資源監測，進行刈草、植林試驗(配合必要之土壤改良)；植栽物種則可先以生長快速之原生物種為主，如臺灣赤楊或臺灣胡桃等樹種提供保護，再以本研究所建議之木本植栽種植於其內。另地被層植物可大量撒播臺灣百合，除能維護地被層之優勢，並可兼具觀賞價值，並可營造複層林及維持生態多樣性。此外，場區植栽方式，則依需要營造景觀點來作植栽；建議宜以「數大」為焦點，因武陵地區為保持自然環境之景觀為主的保護區與遊憩區，若以景觀視覺為主的植栽，則考量無法聚焦而不宜混植，建議之觀葉、花、果之植物臚列如下。

- a. 觀(紅)葉植物：臺灣赤楊、青楓、臺灣紅榨槭、蘭嵌鵝耳櫪(*C. rankanensis*)、楓香、檫木(*Zelkova serrata*)、巒大花楸(*Sorbus randaiensis*)、栓皮櫟、木荷等。
- b. 觀果植物：臺灣胡桃、玉山假沙梨(*Photinia niitakayamensis*)、山桐子(*Idesia polycarpa*)、巒大花楸、石楠(*P. serratifolia*)、山枇杷、刻脈冬青(*Ilex pedunculosa*)、源一木(*Euonymus carnosus*)等。
- c. 觀花植物：臺灣蘋果(*Malus formosana*)、霧社櫻(*P. taiwaniana*)、西施花(*R. ellipticum*)、紅毛杜鵑(*R. rubropilosum*)、金毛杜鵑(*R. oldhamii*)、細葉(志佳陽)杜鵑、烏心石(*Michelia compressa*)、大頭茶(*Gordonia axillaris*)、臺灣百合(*Lilium formosanum*)等。

六、結論與建議

(一)結論

- 1.由 1969~2011 年之資料所繪製的生態氣候圖得知；武陵地區之乾、濕季明顯，年降雨量為 2,034 mm，降雨多集中於每年的 3~10 月，屬於特濕期(P)，而自 11 月後降雨明顯減少，至翌年 2 月為乾燥季節，係屬相對潮濕期(H)。此外，由 2010~2011 年正射影像圖之土地利用型結果得知；四測站皆以植群覆蓋比例為最高，尤以觀魚臺(#4)測站之植群覆蓋比例為最高(80.9%)；而裸露地比例以一號壩上游(#12)測站(31.3%)為最高，且僅一號壩下游(#13)測站有果菜園覆蓋(4.9%)，另建物覆蓋比例以一號壩下游(#13)測站為最高(9.9%)，又溪面(河道)覆蓋比例則以繁殖場(#5)測站為最高(9.6%)。
- 2.因雨季干擾，致使 2012 年秋季線截樣區內僅記錄維管束植物 19 科 25 屬 26 種，又比較 2010 年春季時記錄 91 種，秋季 119 種，2011 年春、秋季皆為 76 種，2012 年春季則記錄 96 種，顯見在環境穩定的條件下，濱岸植物種類亦已呈現穩定的更迭。此外，綜合比較 2010~2012 年六期調查之植群分型結果得知；五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型、臺灣赤楊型等長期為濱岸地被層主要植群型。職是之故，藉由七家灣溪濱岸植群之演替模式，可推估不同環境及干擾下之植群動態！
- 3.線截樣區之喬木層歧異度以 2010 年春季及 2012 年春季最高。此外，地被層植物之總種數及種豐富度指數變化中，不同時期、測站間、不同時期及測站間均具顯著差異；即 2010 年秋季、2012 年春季之地被層歧異度較高，而一號壩上游(#12)測站之地被層歧異度較高。因此，綜上植物種類、植群型及歧異度的分析結果得知；一號壩壩體改善前後對濱岸植群之組成及結構並無明顯影響！
4. 8.1 ha 回收農地之植群監測中，發現樣區內土壤之 pH 值均接近中性。2012 年春季共記錄維管束植物 15 科 25 屬 30 種；而原栽植樹種則以區集 A 之山

櫻花為主。另地被層植物以禾本科種數為最多，其次為菊科，比較四季調查皆以此二科為主要優勢。此外，除大扁雀麥與加拿大蓬，潛在外來歸化種尚如圓葉錦葵、輪葉蜀葵、白頂飛蓬、黑麥草等。

5.以相似性指數=65%為臨界值，皆可將 8.1 ha 回收農地之地被層分為大扁雀麥型、加拿大蓬型，而秋季另分出棒頭草型。此外，由地被層植群歧異度分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。以春季最高，而區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。

6. 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群之樣區內土壤的 pH 值均接近酸性(4.2~4.9)，共記錄維管束植物 41 科 60 屬 74 種(含種以下分類群)；喬木層植物主要為栽植的紅檜、臺灣二葉松、香杉及木荷，而地被層植物以薔薇科植物種數最多，其次為菊科與鱗毛蕨科。此外，8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群各樣區內喬木層植物組成在矩陣群團分析下，以相似性指數=55%為臨界值，可分為栓皮櫟型及臺灣二葉松型。

(二)建議

1.濱岸植群之外來歸化種監測：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

2010~2011年春、秋季調查中，地被層外來歸化種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢；然2012年春季調查則改以一號壩下游(#13)測站樣區216的豆瓣菜較優勢。是故建議密切監控外來歸化種入侵的可能性，諸如於其他測站潛在的加拿大蓬、大扁雀麥、豆瓣菜等。

2.七家灣溪濱岸生態系模式之建構：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

經由2005~2012年為期8年的濱岸植群監測得知；武陵地區雖飽受雨季侵擾，特別是自2004年起，每四年遭逢一次之月最大日降水量大於380 mm，然七家灣溪原本之良好植群覆蓋，以及具有極佳抗性及彈性的濱岸植物組成與結構，使之能持續穩定水溫，並有助於七家灣溪流生態系的能量流轉與養分循環；如豐富的C3植物供濾食性水棲昆蟲取食。另臺灣櫻花鉤吻鮭之食性組成中，水、陸棲昆蟲比例約為3:2，且陸棲昆蟲中又以植食性昆蟲為主；職是之故，建議未來應再瞭解濱岸區之不同組成成分間的關係，並建構七家灣溪濱岸生態系模式！

3.回收農地植群演替監測及植栽撫育：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：林務局、退除役官兵輔導委員會、臺中市政府

8.1 ha 回收農地之地被層植群歧異度分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。即以春季最高，而區集 F 之地被層歧異度最高，其次為區集 A；又區集 A 亦是造林成效相對較佳者。針對未來回收農地之經營管理，建議基於復育生態學之原理，除植物外，並結合土壤養分(含理化性質)、真菌、動物等多資源監測，進行刈草、植林試驗(配合必要之土壤改良)，以營造複層林及維持生態多樣性。

七、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.。
- 吳姍樺，2006。淺談生物入侵。林業研究專訓 13(3), 2-3。
- 汪中和，2009。從莫拉克談氣候暖化。中央研究院地球科學研究所週報 1246, 6-9。
- 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，68 pp。雪霸國家公園管理處。
- 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。
- 邱祈榮、陳信雄、賴彥任，2000。地形效應對於全天光空域影響之研究。臺大實驗林研究報告 14(1), 1-9。
- 邱祈榮、賴彥任、陳信雄，2004。以魚眼影像進行全天光空域模式之驗證。臺大實驗林研究報告 18(4), 273-283。
- 胡弘道，1978。森林土壤學。國立編譯館，臺北市。
- 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。
- 張芷熒，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。
- 郭魁士，1997。土壤學。中國書局，臺北市。

- 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。
- 陳良偉、林幸助、彭宗仁、郭美華、蔡尚惠。2011。以穩定同位素探討臺灣櫻花鉤吻鮭之營養來源及其食物網。農林學報 60(2), 93-107。
- 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。
- 曾晴賢、楊正雄，2002。七家灣溪流域櫻花鉤吻鮭幼魚歷年族群變動與降雨量的關係。國家公園學報 12(2), 111-124。
- 黃婷環，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。
- 廖林彥，2007。臺灣鮭魚移動模式之研究。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，33 pp.。
- 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。
- 劉崇瑞、蘇鴻傑，1983。森林植物生態學。臺灣商務印書館，臺北市。
- 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。

- 蔡尚蕙、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。
- 蔡尚蕙、郭礎嘉、曾喜育、曾彥學。2010。七家灣溪濱岸植群之地上部生物量與生產量。環球人文科技學刊 12, 1-21。
- 蔡尚蕙、郭礎嘉、曾喜育。2011。2005-2008年七家灣溪濱岸植群之生物多樣性研究。台灣生物多樣性研究 13(4), 269-283。
- 蔡尚蕙、郭礎嘉、曾喜育、林志明。2012。七家灣溪濱岸地被層植群類型及多樣性之季節動態。國家公園學報 22(3), 31-45。
- 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.
- Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science* 168, 1345-1347.
- Breshears, D.D., 2006. The grassland–forest continuum: trends in ecosystem properties for woody plant mosaics? *Front. Ecol. Environ.* 4(2), 96-104.
- Bulmer, M.G., 1974. On fitting the Poisson lognormal distribution species abundance data. *Biometrics* 30, 101-110.
- Bushaw-Newton, K.L., Ashley, J.T., Boettner, A.R., DeAlteris, J., Kiry, P., Kreeger, D.A., Raksany, D., Velinsky, D.J., 2001. The Manatawny Creek Dam removal: Biogeochemical processes and sediment contaminants. *Bulletin of the North American Benthological Society* 18, 172. Cited by Hart *et al.*, 2002.

- 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., McKelvey, K.S., Flather, C.H., McGarigal, K., 2008. Do forest community types provide a sufficient basis to evaluate biological diversity? *Front. Ecol. Environ.* 6(1), 13-17.
- Day, F.P., Monk, C.D., 1974. Vegetation patterns on a southern Appalachian watershed. *Ecology* 55, 1064-1072.
- Doyle, M.W., Selle, A.R., Stofleth, J.M., Stanley, E.H., Harbor, J.M., 2003. Predicting the depth of erosion following dam removal using a bank stability model. *International Journal of Sediment Research* 18(2), 115-121.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sethi, S.A., Harbor, J.M., 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland. *Geomorphology*. 71, 227-244.
- Falk, D.A., Palmer, M.A., Zedler, J.B., 2006. *Foundations of Restoration Ecology- The Science and Practice of Ecological Restoration*. Island Press, Washington, D.C, 384 pp.
- 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.

- Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., Nogueira, C., 2005. Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212(1-3), 145-159.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12, 42-58.
- 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 riparian zones: focus on links between land and water. *Bioscience* 41(8), 540-551.
- Guo, X.G., Ye, B.H., Gu, Y.M., Chen, Y.M., 1995. Species-abundance distribution of gamasid mite community on small mammals in Western Yunnan, China. *Acta Parasitol Med Entomol Sin* 2(1), 56-61. [in Chinese].
- 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.
- Hart, D.D., Bushaw-Newton, K.L., Carney, S., Charles, D.F., Gatenby, C.M., Horwitz, R., Kreeger, D.A., Nightengale, T., Overbeck, P.F., Perillo, J., Saunders, L., Thomas, R.L., 2001. The Manatawny Creek Dam removal: Species and community characteristics. *Bulletin of the North American Benthological Society* 18, 172-173. Cited by Hart *et al.*, 2002.
- Hart, D.D., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek, A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.A., Velinsky, D.J., 2002. Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience* 52(8), 669-681.

- Hayek, L.C., Buzas, M.A., 1997. *Surveying Natural Populations*, 1st ed. Columbia University Press, New York.
- Hibbs, D.E., Bower, A.L., 2001. Riparian forests in Oregon Coast Range. *For. Ecol. Manage.* 154, 201-203.
- Ho, H.C., Gwo, J.C., 2010. *Salmo formosanus* Jordan & Oshima, 1919 (currently *Oncorhynchus formosanus*) (Pisces, SALMONIDAE, SALMONINAE): proposed conservation of the specific name. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 67(4), 300-302.
- 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.
- Kottelat, M., 1996. *Oncorhynchus formosanus*. In: Baillie J and Groombridge B, editors. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Gland: International Union for Conservation of Nature.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological methodology*, 1st ed. New York: Harper Collins. 654 pp.

- Lenhart, C.F., 2000. The Vegetation and Hydrology of Impoundments after Dam Removal in Southern Wisconsin. MS thesis, University of Wisconsin, Madison.
- 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.
- MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 43, 293-5.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*, 1st ed. Princeton University Press, Princeton.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*, 1st ed. Blackwell Publishing company, USA.
- May, R.M., 1975. Patterns of species abundance and diversity. In: Lody ML, Diamond JM, editors. *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, MA: Harvard Univ Press. p. 81-120.
- McCune, B., Mefford, M.J., 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.0 MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Moradkhani, H., Baird, R.G., Wherry, S.A., 2010. Assessment of climate change impact on floodplain and hydrologic ecotones. *Journal of Hydrology* 395(3-4), 264-278.

- Motika, J., Dobrzanski, B., Zawadski, S., 1950. Wstepne badania nad lakami poludniowoschodnej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English). *Annals of the University Marie Curie-Sklodowska, Section E5(13)*, 367-447.
- Motomura, I., 1932. A statistical treatment of associations. *Jpn. J. Zool.* 44, 379-83. Cited by May, R.M., 1975.
- Nagler, P.L., Glenn, E.P., Hinojosa-Huerta, O., 2009. Synthesis of ground and remote sensing data for monitoring ecosystem functions in the Colorado River Delta, Mexico. *Remote Sensing of Environment* 113(7), 1473-1485.
- Nilsson, C., Svedmark, M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environ. Manage.* 30(4), 468-480.
- Orr, C.H., 2002. Patterns of Removal and Ecological Response: A Study of Small Dams in Wisconsin. MS thesis, University of Wisconsin, Madison. Cited by Doyle *et al.*, 2005.
- Peet, R.K., 1974. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5, 285-307.
- 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.
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13, 131-144.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*, 1st ed. New York: J Wiley. 165 pp.

- Pielou, E.C., 1985. *Mathematical Ecology*, 2nd ed. Wiley-Interscience, New York.
- Rood, S.B., Pan, J., Gill, K.M., Franks, C.G., Samuelson, G.M., Shepherd, A., 2008. Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests. *Journal of Hydrology* 349(3-4), 397-410.
- 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.
- Routledge, R.D., 1979. Diversity indices: which ones are admissible? *J. Theor. Biol.* 76: 503-515.
- Preston, F.W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* 43, 185-215.
- Shafroth, P.B., Friendman, J.M., Auble, G.T., Scott, M.L., Braatne, J.H., 2002a. Potential responses of riparian vegetation to dam removal. *Bioscience* 52(8), 703-712.
- Shafroth, P.B., Stromberg, J.C., Patten, D.T., 2002b. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecol. Appl.* 12(1), 107-123.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*, 1st ed. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Shi, P.L., Li, W.H., Wang, J.X., Liu, X.L., 2000. Species-abundance relation of herb communities in subalpine timberline ecotone of Wolong Natural Reserve, Sichuan Province, China. *Acta Ecol Sin* 20(3), 384-9. [in Chinese].
- Simon, A., Collison, A.J.C., 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 527– 546.

- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Sousa, W.P., 1984. The role of disturbances in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15, 353-391.
- Southwood, T.R.E., 1978. *Ecological Methods*, 2nd ed. Chapman and Hall, London.
- Spellerberg, L.F., 1994. *Monitoring Ecological Change*, 1st ed. University Press, Cambridge.
- SPSS Inc., 2002. *Sigmaplot 8.0 user's guide*. SPSS Inc., Chicago, IL., USA.
- Stave, J., Oba, G., Stenseth, N.Chr., Nordal, I., 2005. Environmental gradients in the Turkwel riverine forest, Kenya: Hypotheses on dam-induced vegetation change. *Forest Ecology and Management* 212(1-3), 184-198.
- 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.
- Stromberg, J.C., Lite, S.J., Dixon, M.D., 2010. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: Implications for a changing climate. *River Research and Applications* 26(6), 712–729.
- Stromberg, J.C., Lite, S.J., Dixon, M.D., 2010. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: Implications for a changing climate. *River Research and Applications* 26(6), 712–729.
- Walter, H., Lieth, H., 1967. *Klimmadiagramm Weltatlas*. VEB Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Webb, D.J., 1974. The statistics of relative abundance and diversity. *J. Theor. Biol.* 43, 277-92.
- 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.

Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251.

Yan, H.Y., 2000. Threatened fishes of the world: *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan & Oshima, 1919) (Salmonidae). *Environmental Biology of Fishes* 57, 314.

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 6-1-七家灣溪濱岸測站土地利用型表(m²) (資料來源：本研究資料)

測 站	土地利用類別				
	植群覆蓋	果菜園	溪面(河道)	裸露地	建地
觀魚臺(#4)	32,369.2 (80.9%)	0.0 (0.0%)	3,041.7 (7.6%)	3,308.5 (8.3%)	1,280.6 (3.2%)
一號壩上游(#12)	25,294.2 (63.2%)	0.0 (0.0%)	1,923.5 (4.8%)	12,503.1 (31.3%)	279.2 (0.7%)
一號壩下游(#13)	31,262.7 (78.2%)	1,973.6 (4.9%)	2,048.4 (5.1%)	749.2 (1.9%)	3,966.1 (9.9%)
繁殖場(#5)	29,002.6 (72.5%)	0.0 (0.0%)	3,837.5 (9.6%)	5,574.4 (13.9%)	1,585.5 (4.0%)

表 6-2-七家灣溪濱岸植群之線截樣區屬性表(資料來源：本研究資料)

測 站	樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	濱岸寬度 (L+R, m)	距溪面高 (m)	土壤 pH 值	全天光空域 (%)
		X	Y					
觀魚臺(#4)	211	281566	2696307	1,780	0.0+15.0	1.1	7.35	R: 46.2±2.9
	212	281549	2696296	1,780	0.0+9.4	0.9		L: 39.2±4.2
一號壩上游(#12)	213	281535	2695437	1,719	12.0+100.0	1.5	7.07	R: 52.8±0.4
	214	281529	2695406	1,750	7.0+95.0	1.5		L: 51.9±0.5
一號壩下游(#13)	215	281698	2694720	1,740	7.2+ 12.4	1.0	7.03	R: 49.2±0.4
	216	281721	2694707	1,738	7.2+9.2	1.1		L: 51.9±0.8
繁殖場(#5)	217	281815	2694194	1,711	16.3+4.7	1.8	7.06	R: 51.6±2.3
	218	281756	2694200	1,748	20.4+9.5	0.5		L: 49.6±1.6

表 6-3. 2012 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺 (#4)		一號壩上游 (#12)		一號壩下游 (#13)		繁殖場 (#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
阿里山榆	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉溲疏	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
水麻	0.0	0.0	10.8	0.0	0.0	0.0	32.5	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	29.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	300.0	300.0	222.8	300.0	142.9	0.0	267.5	300.0
臺灣胡桃	0.0	0.0	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	8.3	0.0	157.1	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鵲不踏	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註：各樣區中喬木層植物之重要值指數(IVI)大於 30%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

表 6-4. 2012 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺 (#4)		一號壩上游 (#12)		一號壩下游 (#13)		繁殖場 (#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
臺灣二葉松	0.0	0.0	143.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	0.0	0.0	156.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註：各樣區中喬木層植物之重要值指數(IVI)大於 30%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

表 6-5. 2012 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種
(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺 (#4)		一號壩上游 (#12)		一號壩下游 (#13)		繁殖場 (#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
豆瓣菜	0.0	0.0	0.0	0.9	2.3	23.6	0.0	2.3
大莞草	0.0	0.0	0.9	1.4	0.0	0.0	10.0	16.1
五節芒	14.7	29.9	63.2	53.2	9.0	13.1	34.2	23.6
木賊	0.0	3.1	2.2	4.0	1.7	6.5	10.9	9.2
尖葉槭	5.6	10.9	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
艾	7.2	12.2	9.1	16.8	14.3	14.9	7.7	4.6
虎杖	0.0	0.0	10.7	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0
棒頭草	6.6	14.3	1.4	2.2	15.2	9.6	20.9	14.2
臺灣何首烏	17.0	15.2	8.6	8.2	5.8	15.4	7.5	10.1
臺灣赤楊	72.9	30.1	25.0	40.6	17.9	6.5	34.5	67.1
臺灣澤蘭	14.9	8.0	10.0	20.2	15.8	11.6	7.8	2.0
褐毛柳	13.1	8.3	0.3	0.7	12.3	2.6	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值大於 10% 者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-6. 2012 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種
(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺 (#4)		一號壩上游 (#12)		一號壩下游 (#13)		繁殖場 (#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
大葉溲疏	0.0	0.0	3.9	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	0.0	47.6	63.8	0.0	0.0	0.0	0.0
化香樹	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五葉長穗木通	0.0	0.0	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
木賊	0.0	0.0	13.9	11.9	33.8	0.0	0.0	0.0
水麻	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
加拿大蓬	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
玉山毛蓮菜	0.0	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
艾	0.0	0.0	19.8	39.5	0.0	0.0	0.0	0.0
串鼻龍	0.0	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
波葉山螞蝗	0.0	0.0	10.3	0.0	33.8	0.0	0.0	0.0
虎杖	0.0	0.0	11.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
秋鼠麴草	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
紅果薹	0.0	0.0	0.0	0.0	33.8	0.0	0.0	0.0
琉璃草	0.0	0.0	3.2	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0
笑靨花	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臭杏	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
高山薔薇	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	14.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	2.9	38.1	64.8	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	0.0	0.0	3.1	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣澤蘭	0.0	0.0	20.8	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣蘆竹	0.0	0.0	0.0	0.0	33.8	200.0	0.0	0.0
蓬萊天南星	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值大於 10% 者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-7. 七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010~2012 年春、秋季之喬木層

歧異度指數(資料來源：本研究資料)

調查時間	測站	總種數	總株數	種豐富度指數			
				H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}
2010 年	#4	6.5±1.5	9.0±1.0	0.920±0.009	1.694±0.200	0.345±0.012	0.787±0.031
春季	#12	1.5±0.7	5.0±2.8	0.320±0.394	0.253±0.329	0.884±0.159	0.162±0.209
	#13	2.0±1.3	5.2±3.2	0.257±0.349	0.333±0.476	0.876±0.194	0.175±0.256
	#5	1.0±0.0	6.0±0.8	0.000±0.000	0.000±0.000	1.000±0.000	0.000±0.000
2010 年	#4	-	-	-	-	-	-
秋季	#12	1.6±0.9	8.2±4.2	0.248±0.354	0.285±0.368	0.852±0.251	0.133±0.193
	#13	-	-	-	-	-	-
	#5	1.4±0.7	9.6±8.4	0.122±0.199	0.103±0.178	0.970±0.053	0.054±0.094
2011 年	#4	-	-	-	-	-	-
春季	#12	1.6±0.9	7.1±3.7	0.325±0.410	0.282±0.377	0.869±0.180	0.176±0.229
	#13	-	-	-	-	-	-
	#5	1.0±0.0	8.1±2.9	0.000±0.000	0.000±0.000	1.000±0.000	0.000±0.000
2011 年	#4	1.0±0.0	4.7±0.9	0.000±0.000	0.000±0.000	1.000±0.000	0.000±0.000
秋季	#12	1.6±0.9	8.4±3.3	0.325±0.410	0.282±0.377	0.869±0.180	0.176±0.229
	#13	-	-	-	-	-	-
	#5	1.0±0.0	10.3±2.6	0.000±0.000	0.000±0.000	1.000±0.000	0.000±0.000
2012 年	#4	1.0±0.0	16.5±10.9	0.000±0.000	0.000±0.000	1.000±0.000	0.000±0.000
春季	#12	1.5±0.8	25.1±21.4	0.251±0.382	0.872±0.200	0.158±0.236	0.285±0.403
	#13	2.0±0.0	4.0±0.0	0.562±0.000	0.750±0.000	0.375±0.000	0.811±0.000
	#5	1.3±0.4	100.5±49.8	0.078±0.135	0.977±0.041	0.043±0.074	0.112±0.194
2012 年	#4	-	-	-	-	-	-
秋季	#12	2.0±0.0	5.0±0.0	0.500±0.000	0.722±0.000	0.800±0.000	0.320±0.000
	#13	-	-	-	-	-	-
	#5	-	-	-	-	-	-

註： H_{SW} 為 Shannon 訊息統計指數
 E_{SW} 為 Shannon 均勻度指數
 D_{BP} 為 Berger 種豐富度指數
 D_{SM} 為 Simpson 種豐富度指數

表 6-8. 七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010~2012 年春、秋季之地被層

歧異度指數(資料來源：本研究資料)

調查時間	測站	總種數	種豐富度指數			
			H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}
2010 年 春季	#4	6.1±4.4	1.383±0.889	0.674±0.418	0.233±0.165	0.603±0.375
	#12	5.7±3.5	1.328±0.624	0.770±0.270	0.370±0.201	0.634±0.251
	#13	7.0±7.5	1.290±1.228	0.549±0.485	0.130±0.154	0.497±0.446
2010 年 秋季	#5	6.7±7.9	1.159±1.176	0.493±0.457	0.150±0.201	0.451±0.436
	#4	8.9±7.9	1.458±1.223	0.557±0.461	0.124±0.111	0.550±0.456
	#12	10.7±7.0	1.989±0.782	0.840±0.278	0.202±0.108	0.777±0.263
2011 年 春季	#13	6.3±8.3	1.043±1.312	0.389±0.481	0.074±0.101	0.374±0.463
	#5	10.8±9.5	1.604±1.288	0.599±0.438	0.159±0.192	0.569±0.436
	#4	8.9±5.0	1.769±0.791	0.796±0.324	0.234±0.106	0.730±0.299
2011 年 秋季	#12	8.0±3.3	1.799±0.554	0.861±0.220	0.266±0.112	0.772±0.202
	#13	5.7±7.0	1.067±1.201	0.465±0.486	0.122±0.150	0.418±0.445
	#5	8.3±6.9	1.513±1.144	0.616±0.448	0.154±0.125	0.579±0.424
2012 年 春季	#4	7.8±6.0	1.525±1.100	0.702±0.434	0.185±0.186	0.614±0.404
	#12	8.0±3.3	1.807±0.552	0.865±0.220	0.247±0.097	0.777±0.202
	#13	5.6±6.7	1.096±1.147	0.541±0.480	0.194±0.238	0.448±0.422
2012 年 秋季	#5	8.3±6.8	1.513±1.140	0.617±0.450	0.143±0.109	0.581±0.424
	#4	9.3±7.8	1.532±1.219	0.578±0.459	0.130±0.109	0.476±0.428
	#12	9.1±4.2	1.863±0.677	0.820±0.273	0.215±0.099	0.745±0.241
2012 年 春季	#13	9.9±12.8	1.286±1.422	0.456±0.477	0.090±0.121	0.436±0.435
	#5	4.9±6.4	0.903±1.092	0.389±0.450	0.142±0.190	0.508±0.428
	#4	-	-	-	-	-
2012 年 秋季	#12	0.8±3.4	0.127±0.677	0.062±0.273	0.072±0.226	0.055±0.196
	#13	0.5±1.4	0.119±0.412	0.456±0.477	0.120±0.305	0.059±0.206
	#5	-	-	-	-	-

註： H_{SW} 為 Shannon 訊息統計指數

E_{SW} 為 Shannon 均勻度指數

D_{BP} 為 Berger 種豐富度指數

D_{SM} 為 Simpson 種豐富度指數

表 6-9. 2010~2012 年影響臺灣之颱風

年	月	日	颱風名稱
2010	08	30~31	Namthenn (南修)
2010	08 ~09	31~02	Lionrock (萊羅克)
2010	09	09~10	Meranti (莫蘭蒂)
2010	09	17~20	Fanapi (凡那比)
2010	10	21~23	Megi (梅姬)
2011	05	09~10	Aere (艾利)
2011	05	27~28	Songda (桑達)
2011	06	23~25	Meari (米雷)
2011	08	04~06	Muifa (梅花)
2011	08	27~31	Nanmadol (南瑪都)
2012	06	19~21	Talim (泰利)
2012	06	28~29	Doksuri (杜蘇芮)
2012	07 ~08	31~03	Saola (蘇拉)
2012	08	06~07	Haikui (海葵)
2012	08	14~15	Kai-Tak (啟德)
2012	08	21~25	Tenbin1 (天秤)
2012	08	26~28	Tenbin2 (天秤)
2012	09	27~28	Jelawat (杰拉華)

註：表中粗體者即為 2010~2012 年影響本研究區之颱風事件

表 6-10. 8.1 ha 回收農地植群樣區屬性表(資料來源：本研究資料)

區集	樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	坡度 (°)	坡向 (°)	土壤 pH 值	全天光空域 (%)
		X	Y					
A	151	281053	2698908	1,916	3	104	6.68	61
	152	281040	2698880	1,917	4	105	6.78	62
	153	281046	2698848	1,920	4	106	7.11	62
D	154	281703	2698308	1,883	10	86	7.42	63
	155	281072	2698332	1,883	7	85	7.16	63
	156	281083	2698363	1,886	8	109	7.28	63
E	157	281081	2698143	1,875	9	118	6.79	64
	158	281080	2698092	1,869	8	99	7.35	64
	159	281098	2697985	1,868	9	79	6.78	64
F	160	281060	2698630	1,906	12	117	6.98	63
	161	281048	2698593	1,908	10	124	7.05	63
	162	281040	2698572	1,908	11	104	7.05	63
G	163	281077	2698224	1,880	8	101	6.93	63
	164	281078	2698237	1,879	9	88	7.11	63
	165	281083	2698255	1,879	6	98	7.03	63

表 6-11. 2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種(資料來源：本研究資料)

植物種類	區集及樣區																																
	A					E					G					D					F												
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	161	162	163	164	165	161	162	163	164	165	161	162	163	164	165			
大扁雀麥	86.2	43.3	43.6	17.1	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	34.5	30.1	26.3	99.5	96.1	88.3	34.5	30.1	26.3	99.5	96.1	88.3	34.5	30.1	26.3	99.5	96.1	88.3	34.5	30.1	26.3	99.5	96.1	88.3
加拿大蓬	41.0	60.5	66.2	152.7	136.0	146.5	176.1	139.7	151.4	118.3	129.6	119.5	65.5	69.6	76.0	118.3	129.6	119.5	65.5	69.6	76.0	118.3	129.6	119.5	65.5	69.6	76.0	118.3	129.6	119.5	65.5	69.6	76.0
白頂飛蓬	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.7	11.3	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.3	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	11.3	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	11.3	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	0.0	9.5	0.0	16.0	8.6	5.3	6.2	19.7	6.1	3.5	3.6	0.0	5.3	6.2	19.7	6.1	3.5	3.6	5.3	6.2	19.7	6.1	3.5	3.6	5.3	6.2	19.7	6.1	3.5	3.6
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	12.6	22.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	9.4	0.0	0.0
黑麥草	3.4	6.6	14.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5	3.6	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5	3.6	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5	3.6	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5
山櫻花	3.4	12.8	24.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	0.0	0.0	12.0	22.8	16.6	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
木賊	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
苦蕒菜	0.0	3.0	2.8	5.6	0.0	5.1	0.0	29.7	31.9	28.1	12.7	19.2	3.6	0.0	8.4	29.7	31.9	28.1	12.7	19.2	3.6	29.7	31.9	28.1	12.7	19.2	3.6	29.7	31.9	28.1	12.7	19.2	3.6
棒頭草	62.8	62.3	48.6	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值指數(IVI)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-12. 2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種(資料來源：本研究資料)

植物種類	區集及樣區																								
	A					E					F					G									
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	161	162	163	164	165	161	162	163	164	165
大扁雀麥	85.4	60.2	55.7	29.6	114.5	44.8	0.0	0.0	0.0	108.0	72.7	48.6	117.2	113.7	123.6	72.7	48.6	117.2	113.7	123.6	72.7	48.6	117.2	113.7	123.6
加拿大蓬	7.0	26.3	35.5	51.6	56.8	87.9	54.3	200.0	200.0	30.2	41.1	41.1	35.3	38.4	47.2	41.1	41.1	35.3	38.4	47.2	41.1	41.1	35.3	38.4	47.2
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	4.4	13.8	0.0	4.2	0.0	0.0	7.9	10.7	5.7	3.2	0.0	0.0	10.7	5.7	3.2	0.0	0.0	10.7	5.7	3.2	0.0	0.0
黑麥草	32.6	37.3	21.3	30.9	4.8	0.0	17.0	0.0	0.0	0.0	28.7	56.8	33.8	47.9	25.2	28.7	56.8	33.8	47.9	25.2	28.7	56.8	33.8	47.9	25.2
小椋葉懸鈎子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	8.1	21.0	0.0	0.0	0.0	8.1	21.0	0.0	0.0	0.0	8.1	21.0	0.0	0.0	0.0
山櫻花	6.1	10.5	13.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	0.0	0.0	0.0	32.7	10.1	49.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
假儉草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0
棒頭草	68.9	50.6	57.2	0.0	0.0	0.0	107.0	0.0	0.0	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	45.9	0.0	0.0	13.6	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣澤蘭	0.0	10.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0
獨行菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
薄瓣懸鈎子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	3.3	12.2	0.0	0.0	0.0	3.3	12.2	0.0	0.0	0.0	3.3	12.2	0.0	0.0	0.0
闊柱柳葉菜	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	8.9	11.4	0.0	0.0	0.0	8.9	11.4	0.0	0.0	0.0	8.9	11.4	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值指數(IVI)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-13. 2012 年冬季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種(資料來源：本研究資料)

植物種類	樣站及樣區															
	A		D		E		F		G							
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	
大扁雀麥	124.7	98.5	108.0	33.8	56.7	63.7	12.7	22.2	31.7	62.4	37.9	23.4	113.1	132.4	125.9	
加拿大蓬	33.8	25.9	39.5	63.4	60.1	59.0	113.0	110.8	104.2	73.2	65.9	60.3	42.0	36.9	43.0	
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	11.5	11.3	17.9	14.4	10.0	18.2	4.2	0.0	0.0	3.3	0.0	3.6	
小椋葉懸鉤子	3.2	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	16.1	14.5	0.0	0.0	0.0	
五節芒	0.0	3.9	0.0	12.2	2.4	12.7	0.0	2.7	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
西洋蒲公英	3.1	14.5	8.9	8.5	9.8	7.9	14.1	7.1	7.3	10.6	8.1	35.7	0.0	0.0	0.0	
苦蕒菜	0.0	0.0	0.0	11.2	19.1	19.1	5.6	17.7	12.6	12.9	13.1	14.7	0.0	0.0	0.0	
黑麥草	31.3	46.2	40.4	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	2.6	2.1	0.0	1.8	41.7	30.7	27.5	
臺灣何首烏	0.0	0.0	0.0	19.4	0.0	0.0	3.0	2.5	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
繁縷	0.0	0.0	0.0	21.4	17.4	9.8	31.5	17.4	12.9	18.4	36.2	41.7	0.0	0.0	0.0	

註 1：各樣區中地被層植物之重要值指數(IVI)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-14. 2012 年春季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之優勢種(資料來源：本研究資料)

植物種類	樣站及樣區																													
	A					D					E					F					G									
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	176	177	178	179	180
大扁雀麥	104.4	90.0	89.0	27.7	84.0	80.8	17.4	2.7	30.1	55.0	53.9	31.4	107.1	99.6	114.5															
加拿大蓬	32.1	33.3	41.5	73.1	36.3	47.4	92.9	110.9	98.0	70.1	71.3	85.1	35.3	42.4	55.1															
圓葉錦葵	0.0	0.0	0.0	13.7	15.9	6.2	11.6	16.8	4.2	3.9	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0															
輪葉蜀葵	0.0	0.0	0.0	17.9	17.0	14.2	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0															
小椏葉懸鈎子	6.0	7.2	0.0	1.7	0.0	0.0	3.7	0.0	4.5	3.3	10.8	8.0	0.0	0.0	0.0															
五節芒	0.0	8.9	0.0	12.6	4.3	3.1	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2															
青牛膽	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.5	21.8	22.6	7.9	4.3	6.6	0.0	0.0	0.0															
苦滇菜	0.0	0.0	0.0	27.2	21.1	26.3	21.2	22.5	25.3	18.5	15.9	13.3	5.3	0.0	3.8															
棒頭草	43.4	57.8	62.5	0.0	0.0	0.0	7.4	5.0	4.9	0.0	0.0	3.2	0.0	5.9	3.9															
毛雀麥	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	25.7	9.7															
黑麥草	8.4	2.9	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	4.2	10.1	32.3	26.5	3.8															
黑龍江柳葉菜	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	2.0	7.2	2.0	0.0	17.5	14.9	15.2	0.0	0.0	0.0															
酢醬草	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	2.0	1.8	2.0	2.1	5.2	1.8	10.1	0.0	0.0	0.0															
繁縷	0.0	0.0	0.0	11.0	6.6	6.0	0.0	2.0	2.1	3.3	8.3	1.4	0.0	0.0	0.0															

註 1：各樣區中地被層植物之重要值指數(IVI)大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-15. 2011~2012 年 8.1 ha 回收農地樣區地被層之歧異度指數

(資料來源：本研究資料)

區集	調查時間	總種數	種豐富度指數				
			H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}	
A	2011	夏	6.7±0.9	1.391±0.113	0.737±0.038	0.369±0.028	0.714±0.019
		秋	6.7±1.2	1.490±0.138	0.794±0.017	0.351±0.037	0.743±0.034
	2012	冬	6.0±1.0	1.293±0.179	0.724±0.036	0.457±0.077	0.671±0.058
		春	5.7±1.5	1.292±0.181	0.774±0.048	0.448±0.054	0.680±0.045
D	2011	夏	5.0±0.0	1.120±0.130	0.696±0.081	0.604±0.073	0.571±0.070
		秋	5.7±0.9	0.760±0.149	0.438±0.053	0.761±0.059	0.385±0.078
	2012	冬	12.0±1.7	1.929±0.137	0.778±0.021	0.332±0.045	0.811±0.026
		春	13.0±1.0	1.999±0.047	0.682±0.162	0.256±0.050	0.832±0.021
E	2011	夏	4.3±1.2	0.940±0.288	0.645±0.081	0.655±0.103	0.502±0.123
		秋	2.7±2.4	0.275±0.388	0.820±0.255	0.914±0.122	0.139±0.197
	2012	冬	9.3±1.2	1.548±0.195	0.693±0.049	0.476±0.030	0.699±0.050
		春	14.0±2.6	1.926±0.192	0.772±0.048	0.281±0.029	0.808±0.035
F	2011	夏	7.0±0.8	1.525±0.071	0.789±0.050	0.386±0.050	0.736±0.020
		秋	11.3±2.9	1.288±0.164	0.547±0.098	0.642±0.060	0.554±0.071
	2012	冬	11.7±2.1	1.829±0.102	0.748±0.041	0.314±0.017	0.804±0.017
		春	15.3±0.6	2.246±0.089	0.748±0.137	0.236±0.032	0.866±0.018
G	2011	夏	5.3±0.5	1.220±0.065	0.731±0.019	0.438±0.007	0.668±0.012
		秋	4.3±1.2	1.064±0.073	0.766±0.104	0.524±0.024	0.607±0.004
	2012	冬	3.7±0.6	0.957±0.117	0.748±0.106	0.570±0.116	0.556±0.079
		春	7.3±2.1	1.381±0.144	0.769±0.106	0.474±0.135	0.670±0.087

註：H_{SW} 為 Shannon 訊息統計指數E_{SW} 為 Shannon 均勻度指數D_{BP} 為 Berger 種豐富度指數D_{SM} 為 Simpson 種豐富度指數

表 6-16. 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區屬性表(資料來源：本研究資料)

樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	坡度 (°)	坡向 (°)	土壤 pH 值	全天光空域 (%)
	X	Y					
181	280867	2698876	1,936	37	128	4.56	46.3
182	280865	2698807	1,952	23	50	4.65	47.0
183	280853	2698692	1,952	14	71	4.89	52.7
184	280897	2698445	1,904	24	104	4.19	47.3
185	280896	2698406	1,907	29	94	4.92	43.8
186	280921	2698357	1,896	29	89	4.80	45.2

表 6-17. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之優勢種
(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區					
	181	182	183	184	185	186
大葉溲疏	4.1	0.0	0.0	0.0	5.7	0.0
山枇杷	0.0	4.4	6.0	0.0	0.0	0.0
木荷	40.3	62.3	43.5	60.5	58.4	99.1
尖葉槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.4
米飯花	4.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0
刺果衛矛	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.7
長葉木薑子	8.1	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0
紅檜	30.6	111.5	113.5	62.0	44.8	0.0
香杉	4.4	16.6	0.0	52.1	69.2	71.0
栓皮櫟	100.2	0.0	95.4	15.7	88.4	83.4
細葉杜鵑	59.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
通條木	0.0	0.0	0.0	25.4	0.0	0.0
臺灣二葉松	49.0	56.7	41.7	70.4	25.4	0.0
臺灣赤楊	0.0	34.3	0.0	14.0	8.0	0.0
臺灣紅榨槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.3
臺灣蘋果	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0
鵲不踏	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1

註：各樣區中喬木層植物之重要值大於 30%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

表 6-18. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之優勢種
(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區					
	181	182	183	184	185	186
大花咸豐草	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉南蛇藤	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉馬兜鈴	0.0	4.2	0.0	36.4	0.0	0.0
大葉溲疏	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
大葉鳳尾蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	13.4	0.0
小膜蓋蕨	0.0	0.0	1.6	3.6	0.0	0.0
中原氏鼠李	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
天門冬	3.7	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0
木荷	1.8	55.2	0.0	0.0	11.3	2.5
火炭母草	5.0	0.0	0.0	3.9	0.0	9.2
玉珊瑚	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7
瓦韋	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0
申跋	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
白絨懸鉤子	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0
石韋	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0
尖葉耳蕨	2.5	7.8	2.1	0.0	0.0	0.0
尖葉槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.8
米飯花	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
串鼻龍	3.9	0.0	1.6	0.0	0.0	2.5
呂宋莢蒾	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0
求米草	9.2	5.5	0.0	4.1	0.0	0.0
金劍草	2.5	0.0	6.5	8.0	8.7	4.1
長葉木薑子	1.6	0.0	1.6	0.0	0.0	3.8
青牛膽	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6
南燭	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
咬人貓	0.0	4.6	0.0	6.3	0.0	2.3
洋落葵	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6
紅梅消	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
紅檜	0.0	7.8	6.4	0.0	0.0	0.0
飛龍掌血	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.9
香杉	4.0	7.8	0.0	0.0	7.2	0.0
倒葉瘤足蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	0.0
栓皮櫟	3.5	0.0	7.8	0.0	0.0	6.0
狹葉高山櫟	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0
狹葉莢蒾	5.0	4.7	3.3	0.0	0.0	2.6
高山芒	62.5	16.2	47.0	55.2	83.1	51.6
高山破傘菊	13.6	0.0	4.4	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值大於 10% 者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

(續)表 6-18. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之優勢種
(資料來源：本研究資料)

植物種類	測站及樣區					
	181	182	183	184	185	186
斜方複葉耳蕨	0.0	11.0	0.0	0.0	15.6	1.9
梨山小蓑衣藤	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0
細圓藤	0.0	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0
細葉杜鵑	16.8	0.0	15.2	0.0	15.6	6.0
細葉菝葜	1.9	5.5	0.0	3.9	0.0	0.0
細葉複葉耳蕨	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
魚鱗蕨	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0
麥門冬	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
菝葜	1.8	8.4	0.0	3.6	0.0	0.0
間型沿階草	0.0	0.0	19.0	0.0	0.0	0.0
裡白葉薯榔	0.0	0.0	9.6	0.0	0.0	0.0
臺灣山白蘭	3.2	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0
臺灣天南星	1.8	8.0	0.0	0.0	0.0	2.3
臺灣何首烏	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6
臺灣赤楊	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0
臺灣紅榨槭	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.8
臺灣馬蘭	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣崖爬藤	1.6	17.5	28.9	57.4	0.0	7.0
臺灣常春藤	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣懸鉤子	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	2.8
臺灣鱗毛蕨	0.0	0.0	1.6	3.6	4.4	4.0
德氏雙蓋蕨	0.0	0.0	0.0	10.7	16.9	0.0
蓮草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1
蓬萊天南星	0.0	8.6	1.6	0.0	0.0	0.0
蔓黃菀	3.3	0.0	0.0	0.0	4.8	0.0
擬瓦韋	0.0	0.0	1.6	0.0	5.4	4.2
擬烏蘇里瓦韋	14.8	3.8	13.5	0.0	5.1	6.9
薄葉牛皮消	2.1	5.5	0.0	0.0	0.0	2.0
薄瓣懸鉤子	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
雞屎藤	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9
巒大蕨	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註 1：各樣區中地被層植物之重要值大於 10%者列為優勢種植物，以粗體的數字表之。

註 2：各樣區中地被層植物為外來種者，以粗體字表之。

表 6-19. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之四種豐富度模式的 χ^2 適合度檢定(資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度模式			
		幾何序列	對數序列	截斷對數常態分布	折枝模式
栓皮櫟型	181	0.114	0.338	0.297	0.001
	183	0.000	0.015	0.081	0.065
	185	0.057	0.111	0.277	0.324
	186	0.871	0.977	0.983	0.726
臺灣二葉松型	182	0.570	0.814	0.576	0.110
	184	0.321	0.096	0.118	0.487

註 1：表中 P 值為粗體者，表示為最符合之種豐富度模式。

表 6-20. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之四種豐富度模式的 χ^2 適合度檢定(資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度模式			
		幾何序列	對數序列	截斷對數常態分布	折枝模式
栓皮櫟型	181	0.000	0.029	0.158	0.000
	183	0.000	0.639	0.755	0.000
	185	0.000	0.640	0.459	0.022
	186	0.999	0.416	0.661	0.458
臺灣二葉松型	182	0.999	0.083	0.108	0.086
	184	0.009	0.109	0.034	0.001

註 1：表中 P 值為粗體者，表示為最符合之種豐富度模式。

表 6-21. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度指數 (資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度指數			
		種數	總株數	α 值	λ 值
栓皮櫟型	181	9	131	2.333	13.379
	183	5	69	2.660	14.664
	185	7	87	1.322	8.014
	186	7	89	2.477	18.638
臺灣二葉松型	182	9	91	1.921	12.221
	184	7	46	1.900	11.071

表 6-22. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度指數
(資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度指數		
		種數	α 值	λ 值
栓皮櫟型	181	33	11.537	66.070
	183	27	21.148	82.654
	185	14	8.575	49.622
	186	30	4.209	24.040
臺灣二葉松型	182	21	6.590	33.589
	184	13	11.042	67.014

表 6-23. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區喬木層之種豐富度指數
(資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度指數			
		H_{SW}	E_{SW}	D_{BP}	D_{SM}
栓皮櫟型	181	1.404	0.639	0.427	0.688
	183	1.237	0.769	0.406	0.681
	185	1.489	0.765	0.322	0.737
	186	1.386	0.712	0.438	0.689
臺灣二葉松型	182	1.586	0.722	0.385	0.735
	184	1.739	0.894	0.304	0.803

表 6-24. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區地被層之種豐富度指數
(資料來源：本研究資料)

植群型	樣區	種豐富度指數			
		H_{SW}	E_{SW}	D_{BP}	D_{SM}
栓皮櫟型	181	2.474	0.708	0.324	0.845
	183	2.284	0.693	0.269	0.832
	185	1.887	0.715	0.473	0.740
	186	2.974	0.874	0.144	0.932
臺灣二葉松型	182	2.877	0.945	0.103	0.935
	184	1.825	0.712	0.298	0.781

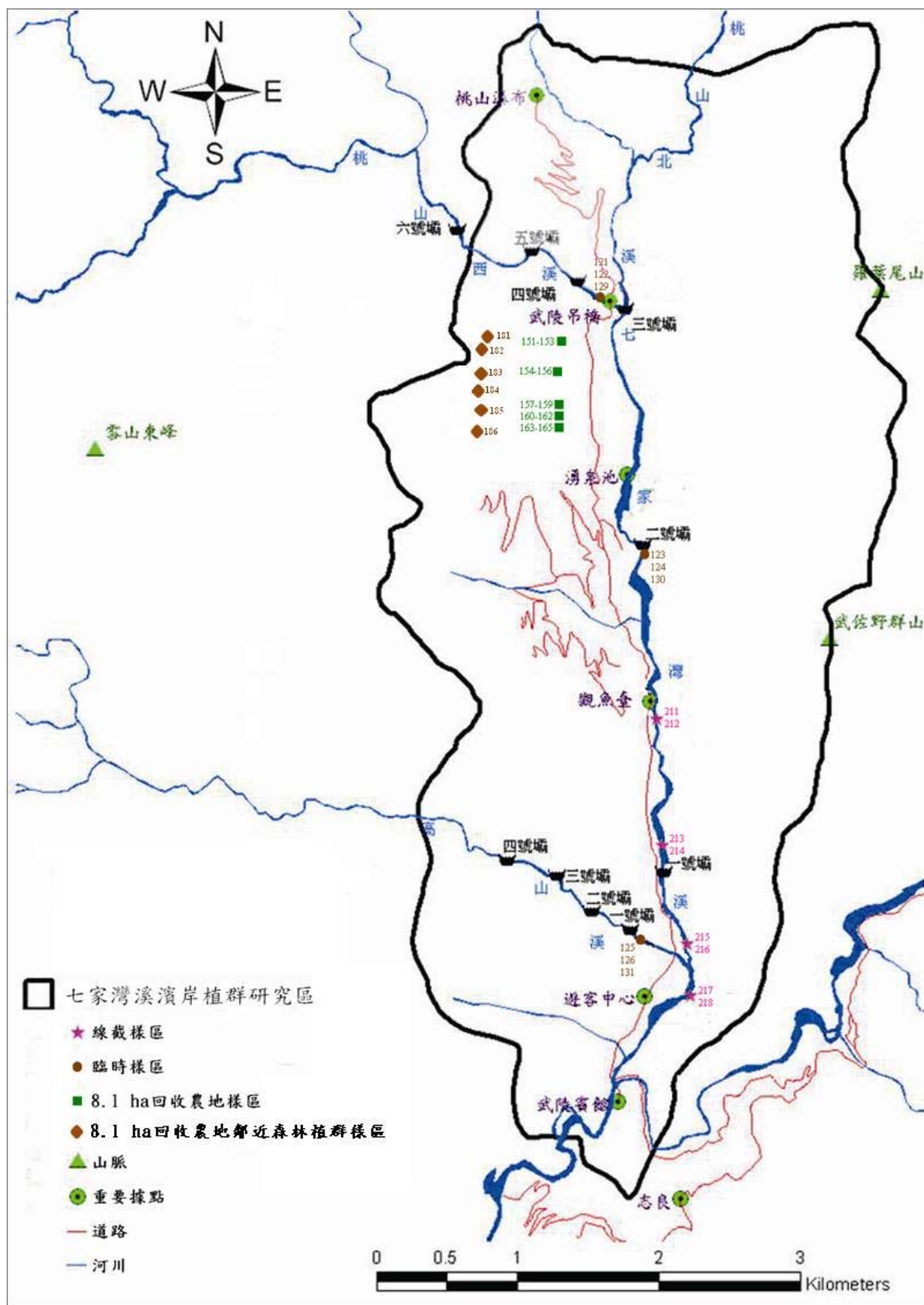


圖 6-1.七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖
(資料來源：本研究資料)

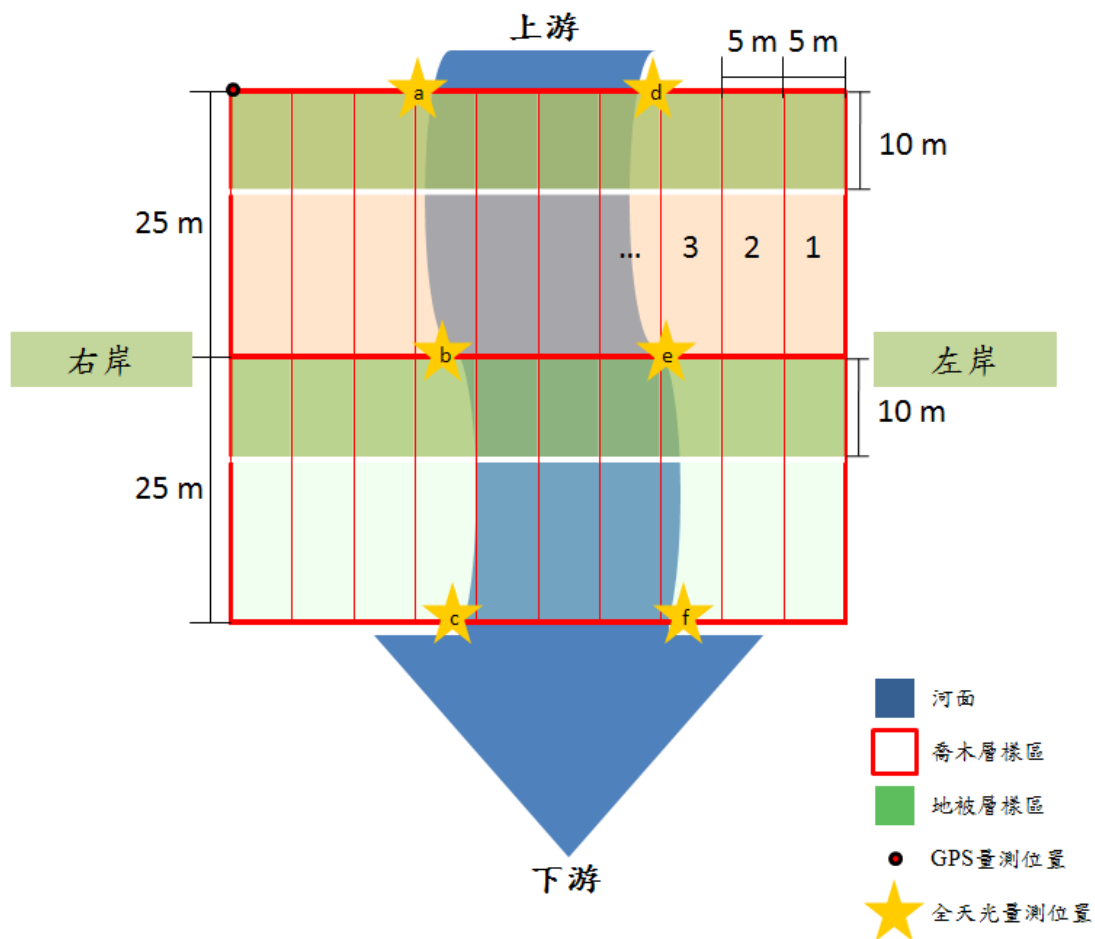


圖 6-2. 濱岸植群之線截樣區設置示意圖(資料來源：本研究資料)



圖 6-3.觀魚臺(#4)測站之土地利用型(資料來源：本研究資料)

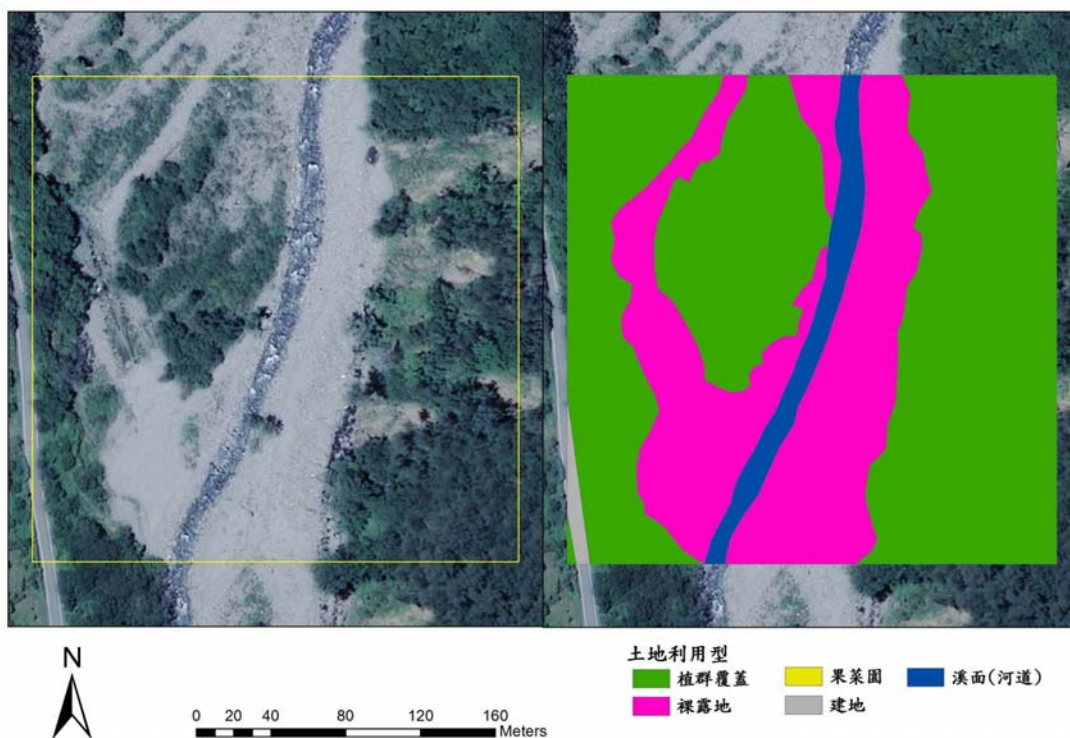


圖 6-4.一號壩上游(#12)測站之土地利用型(資料來源：本研究資料)

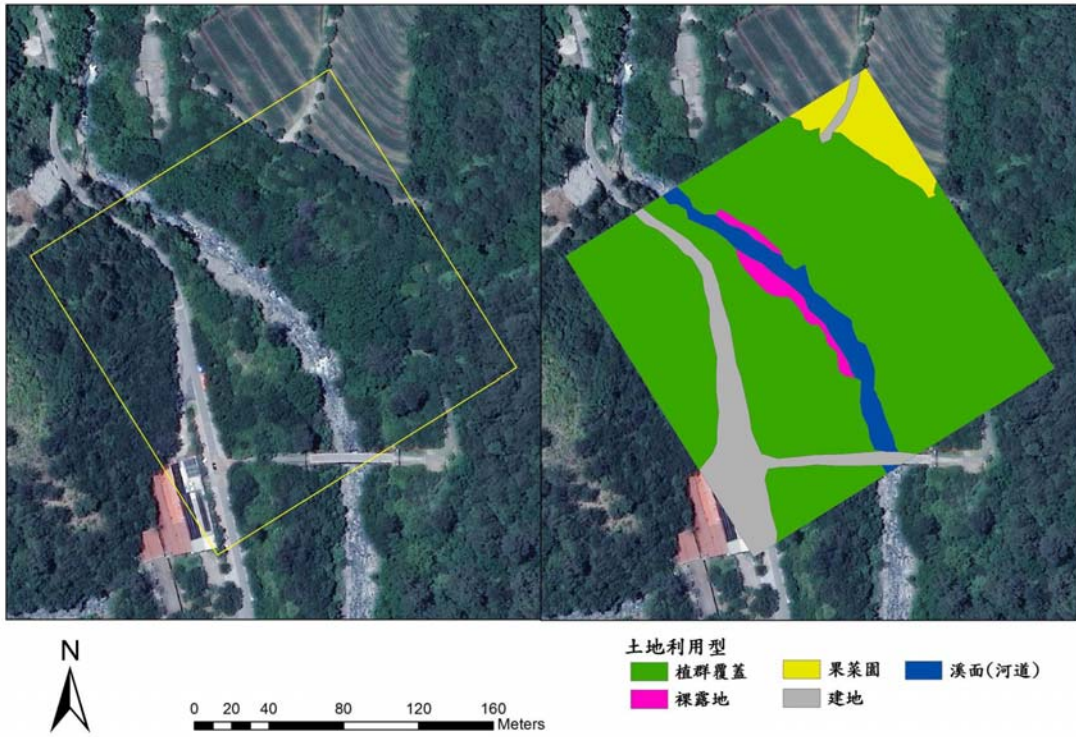


圖 6-5.一號壩上游(#13)測站之土地利用型(資料來源：本研究資料)

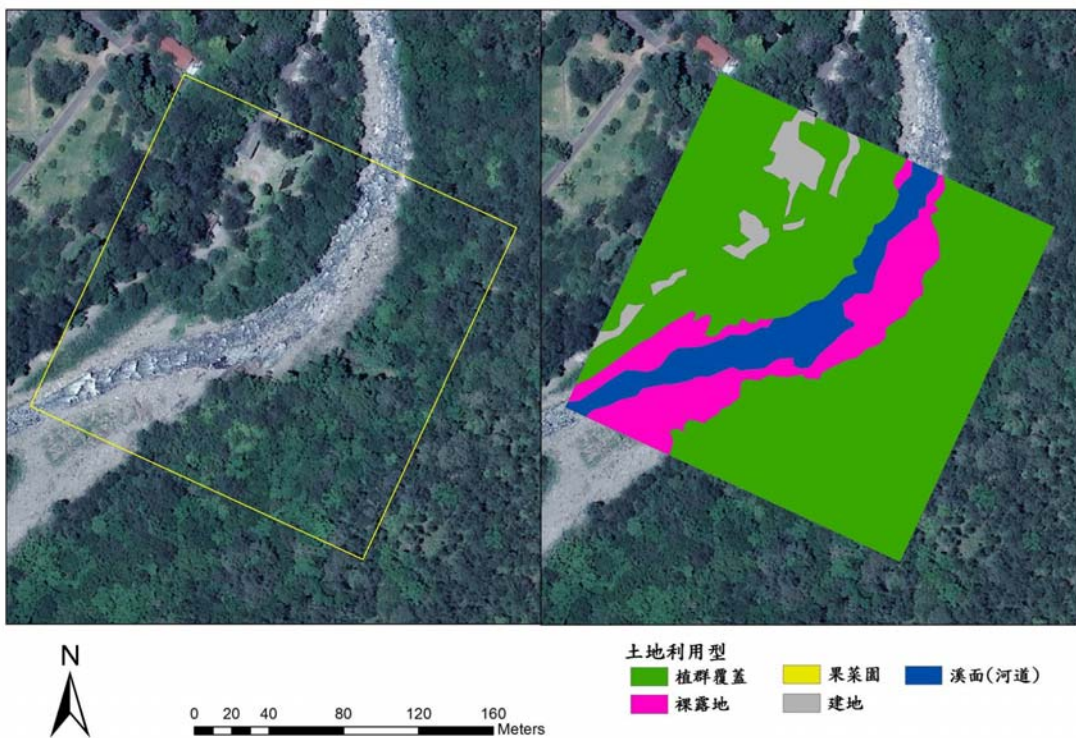


圖 6-6.繁殖場(#5)測站之土地利用型(資料來源：本研究資料)

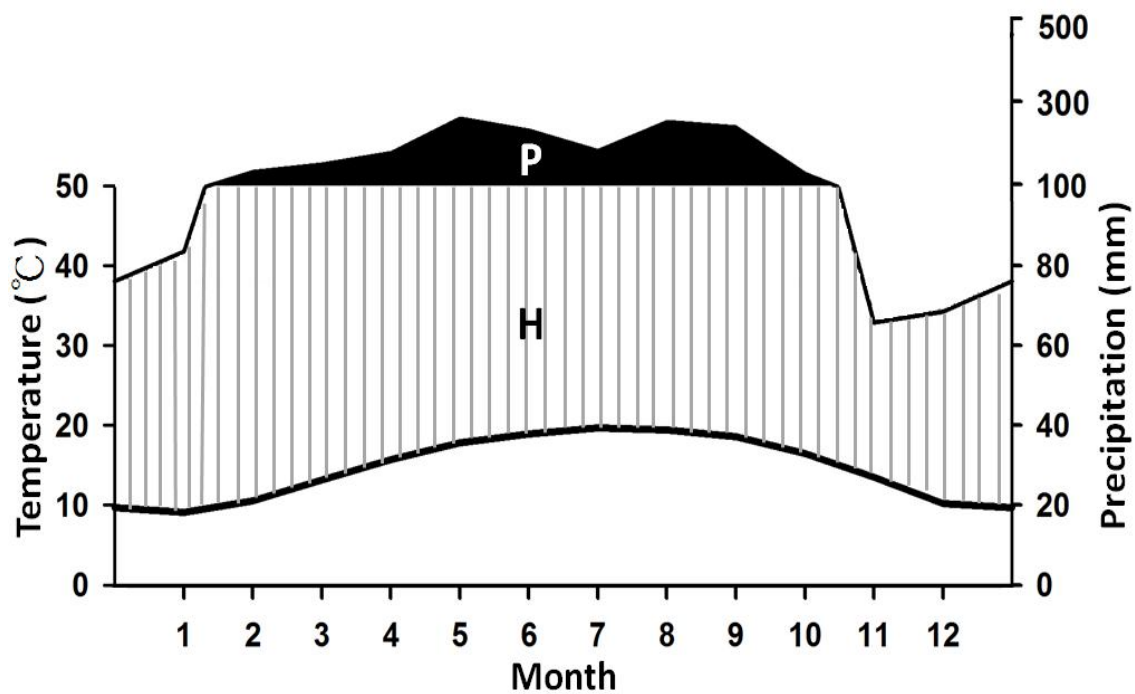


圖 6-7.武陵地區生態氣候圖(資料來源：台電氣象資料)

註：量測期間為 1969~2011 年；平均氣溫 15.3°C，年降雨量 2,034 mm，P 為特濕期，H 為相對潮濕期。

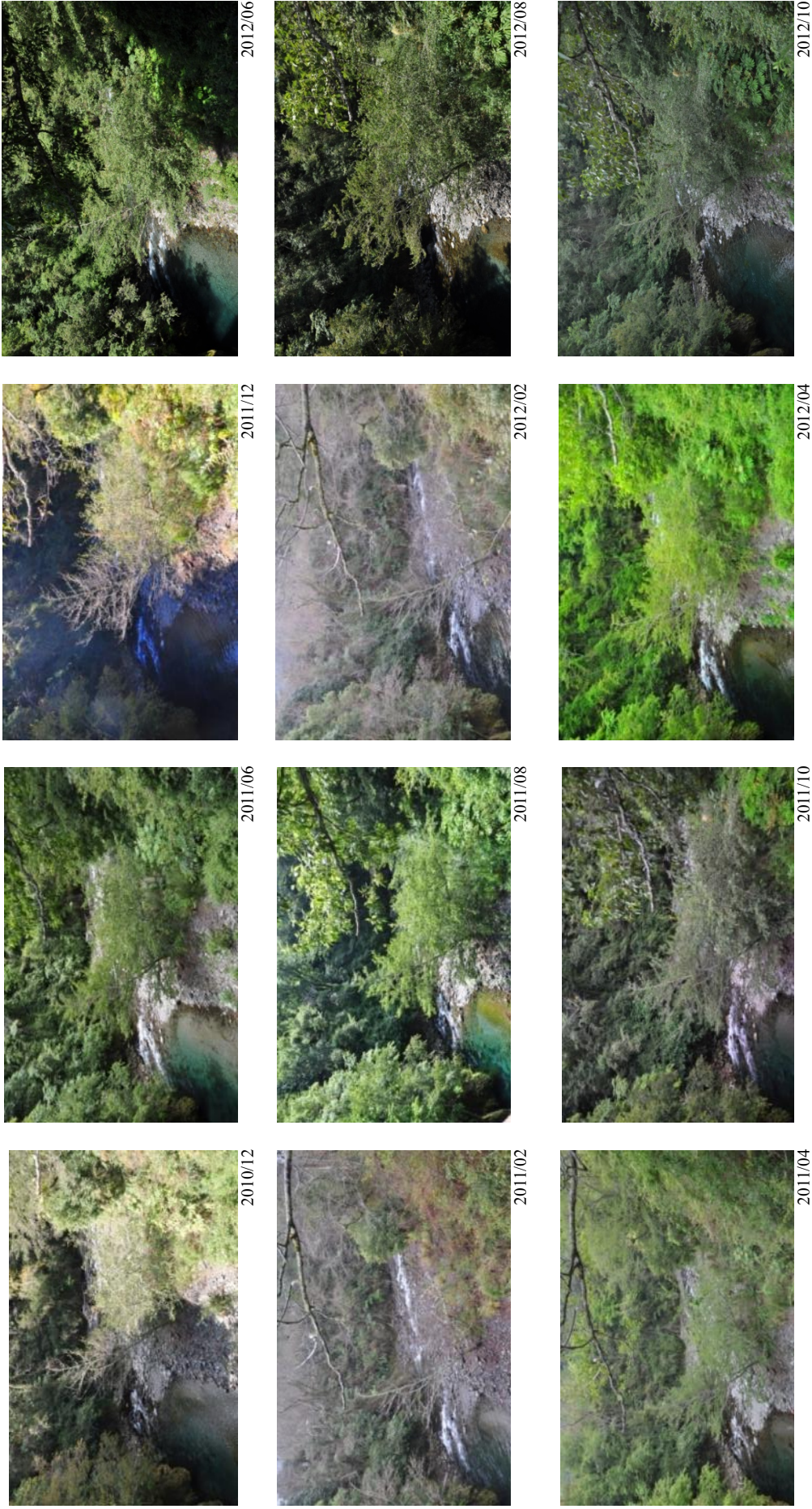


圖 6-8.桃山西溪測站(#2)-1 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



圖 6-9.桃山西溪測站(#2)-2 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

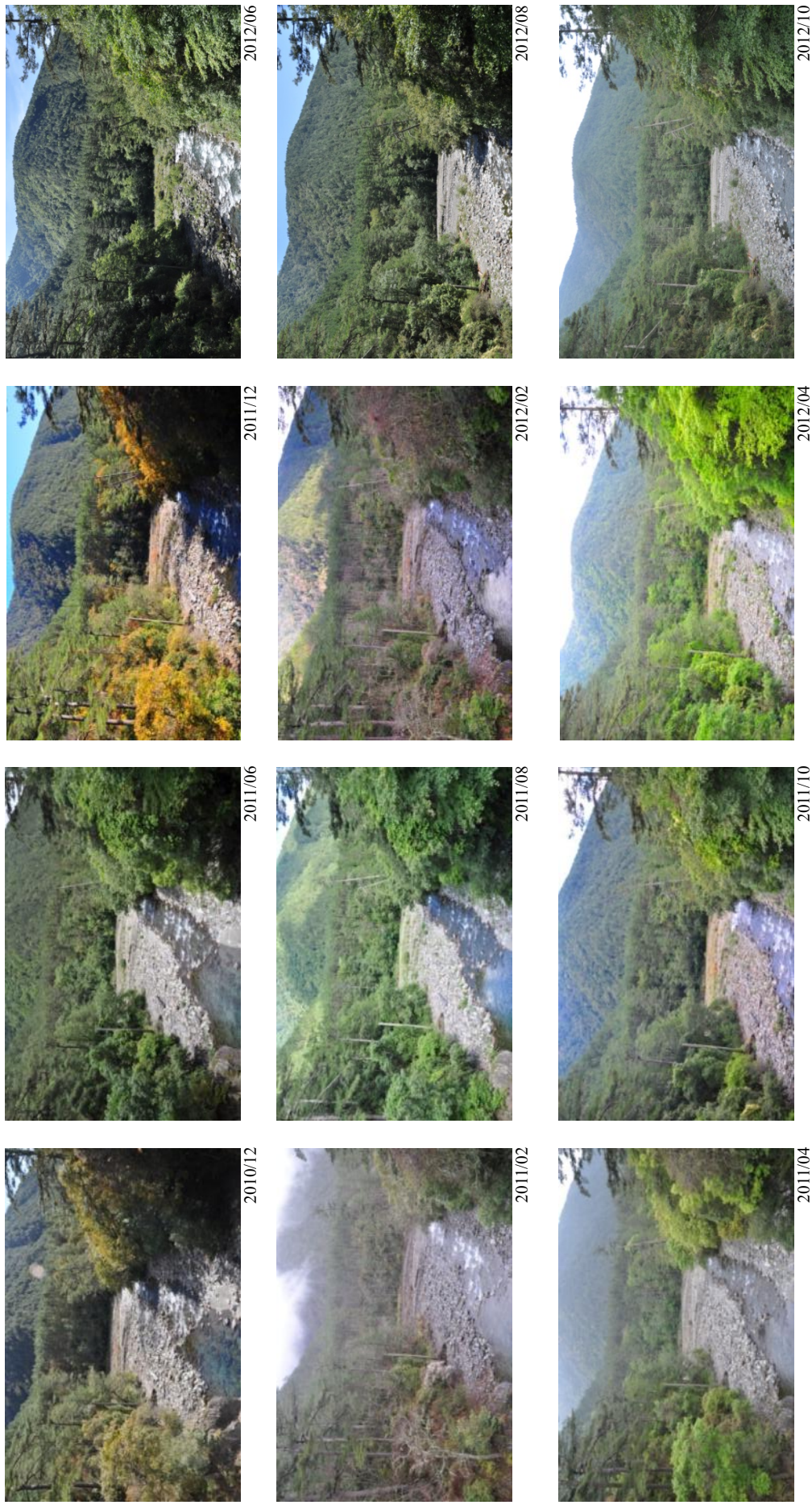


圖 6-10. 桃山北溪(#1)及桃山西溪(#2)測站交匯處之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



圖 6-11.二號壩(#3)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



圖 6-12.觀魚臺(#4)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

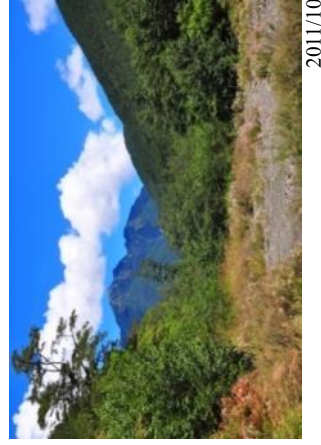
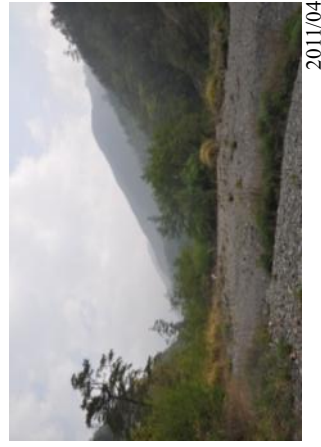
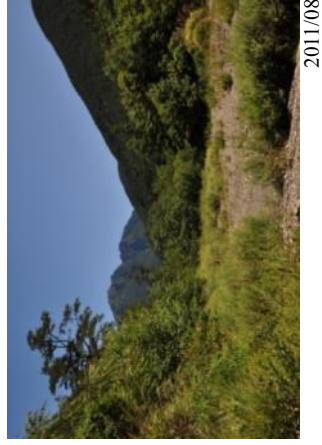
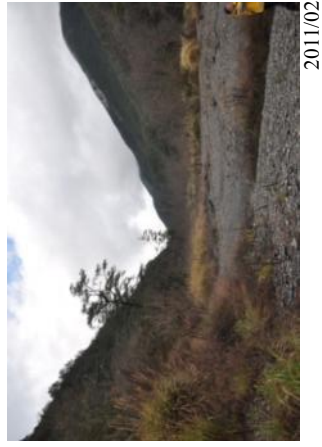


圖 6-13. 一號壩上游(#12)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



2010/12



2011/06



2011/12



2012/06



2011/02



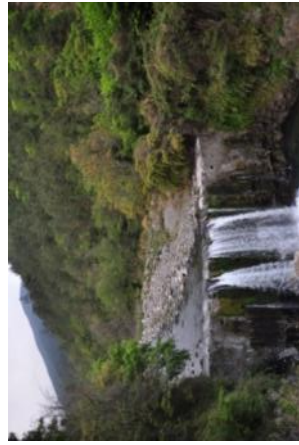
2011/08



2012/02



2012/08



2011/04



2011/10



2012/04

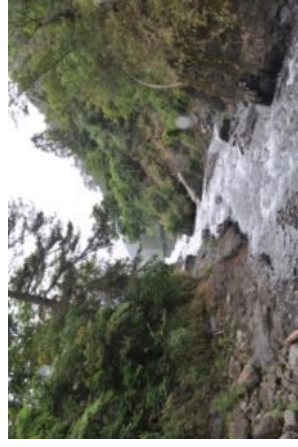


2012/10

圖 6-14. 一號壩壩體改善前後之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



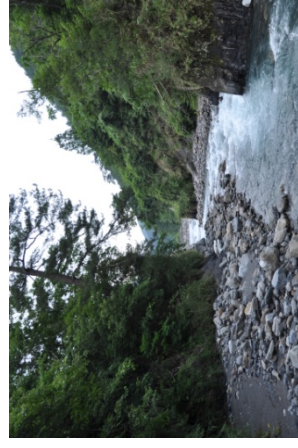
2010/12



2011/06



2011/12



2012/06



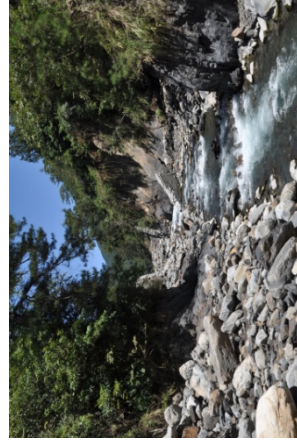
2011/02



2011/08



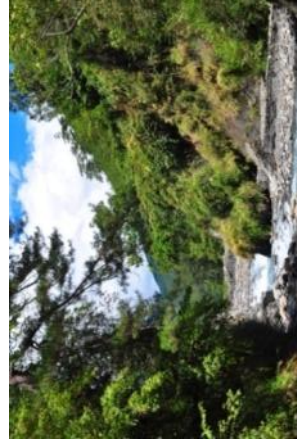
2012/02



2012/08



2011/04



2011/10



2012/04



2012/10

圖 6-15. 一號壩下游(#13)測站(FCU)之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

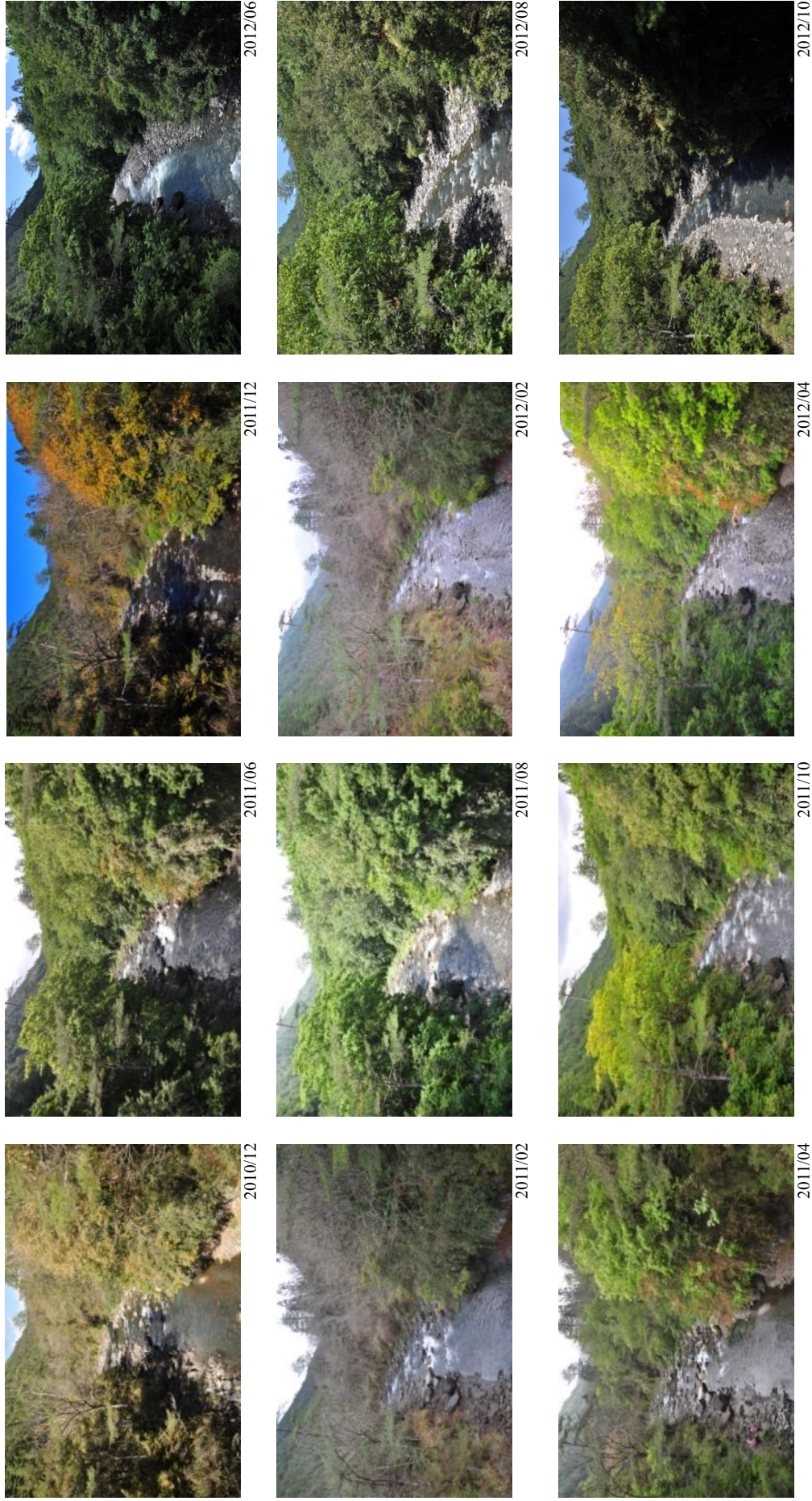


圖 6-16. 一號壩下游(#13)測站兆豐橋上游之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



圖 6-17.一號壩下游(#13)測站兆豐橋下游之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

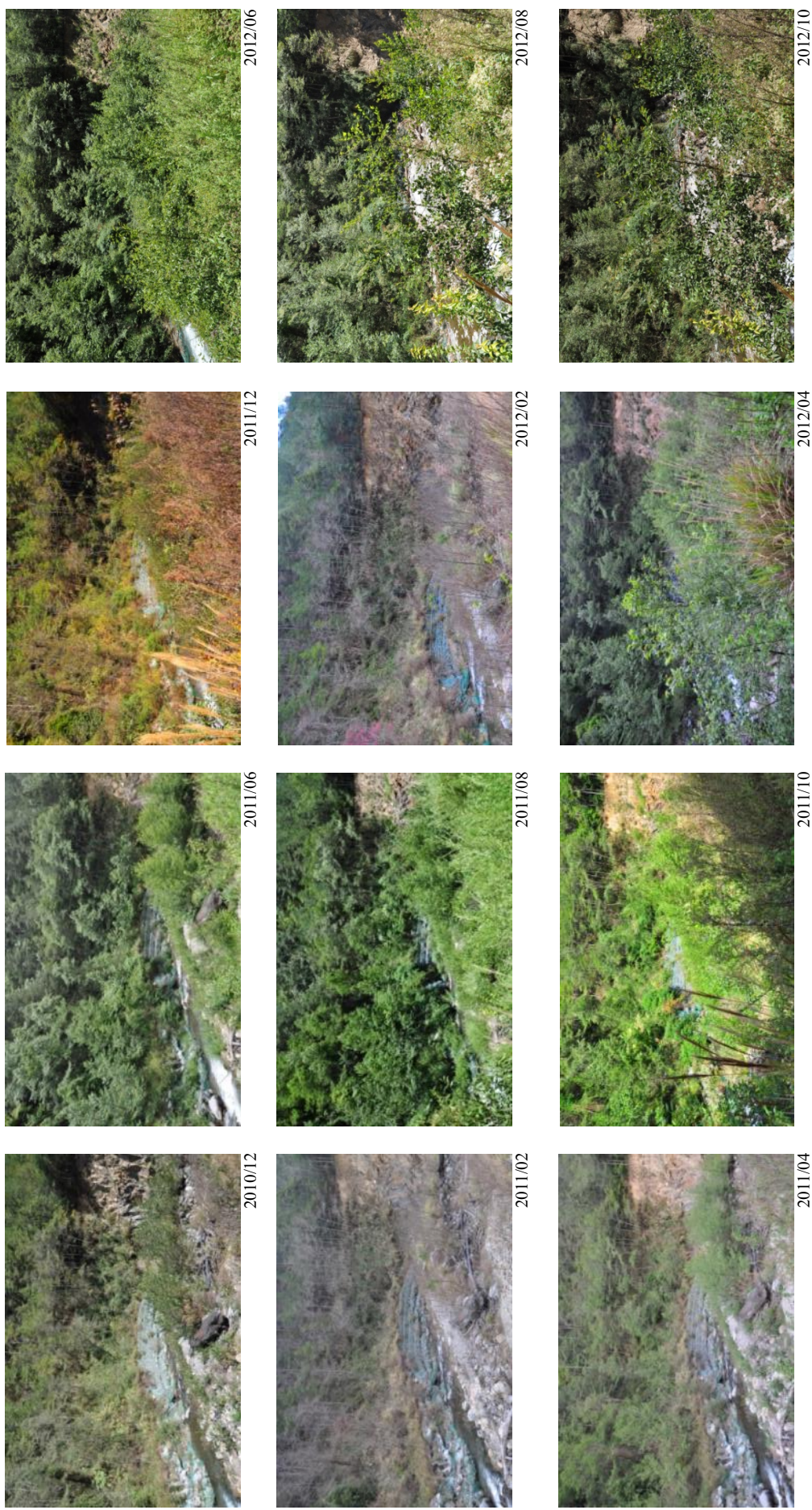


圖 6-18.高山溪(#8)測站-1 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

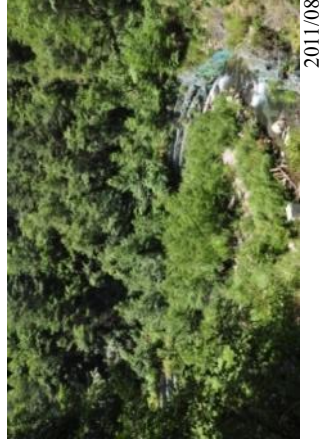


圖 6-19.高山溪(#8)測站-2 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)



圖 6-20. 繁殖場(#5)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

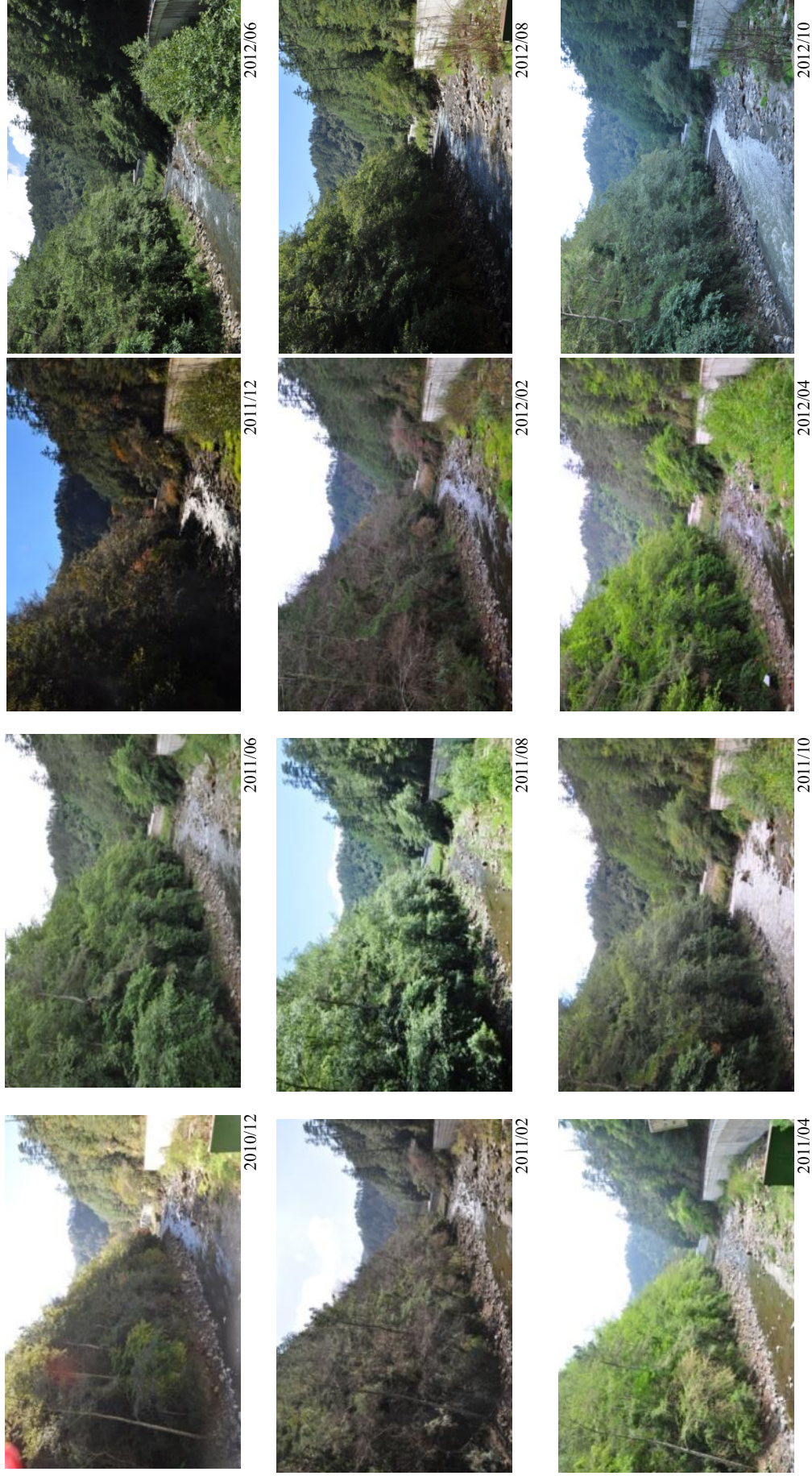


圖 6-21. 有勝溪收費口(#9)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

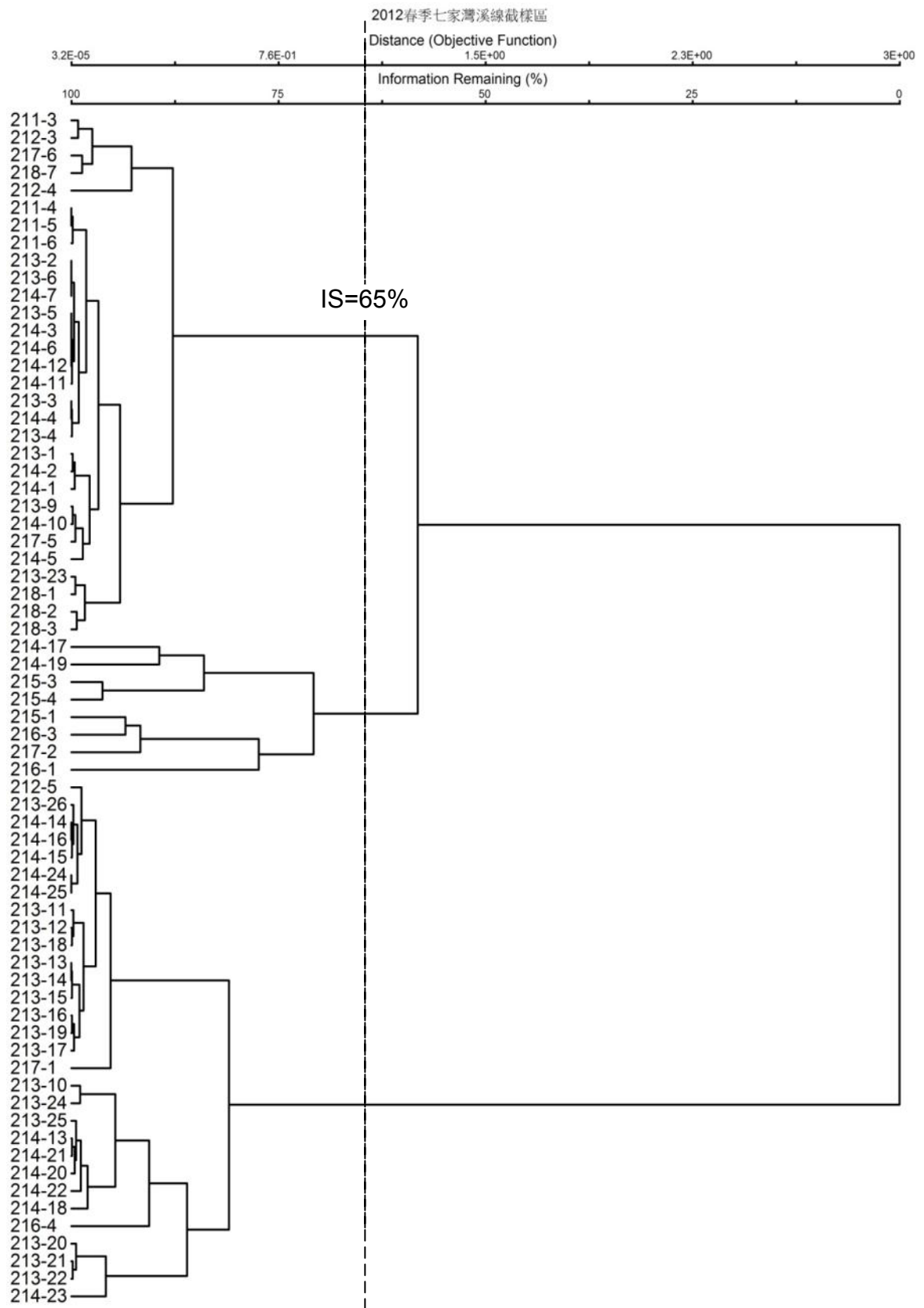


圖 6-22. 2012 年春季線截樣區地被層之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

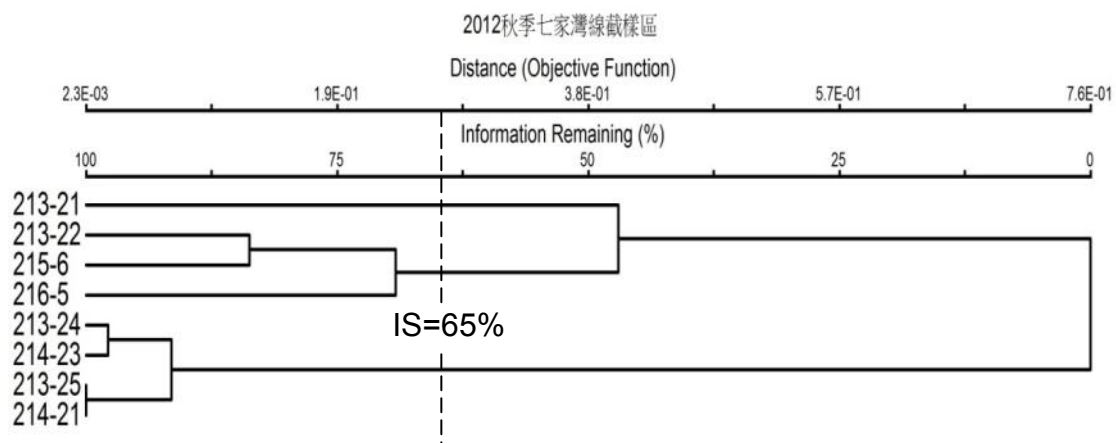


圖 6-23. 2012 年秋季線截樣區地被層之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

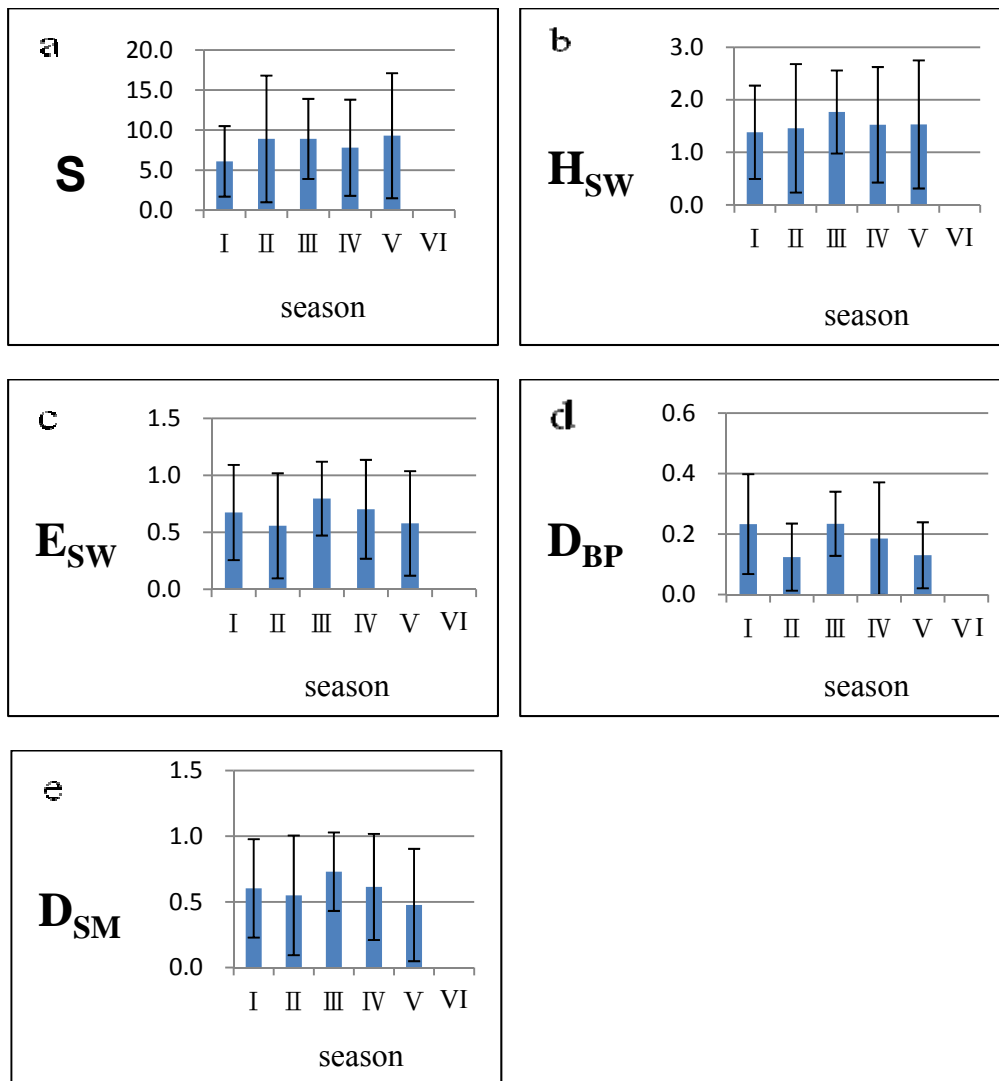


圖 6-24. 2010~2012 年觀魚臺(#4)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化
(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為 Shannon 訊息統計指數、c 為 Shannon 均勻度指數、d 為 Berger 種豐富度指數、
e 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為 2010 年春季、II 為 2010 年秋季、III 為 2011 年春季、IV 為 2011 年秋季、V 為 2012 年春季、
VI 為 2012 年秋季。

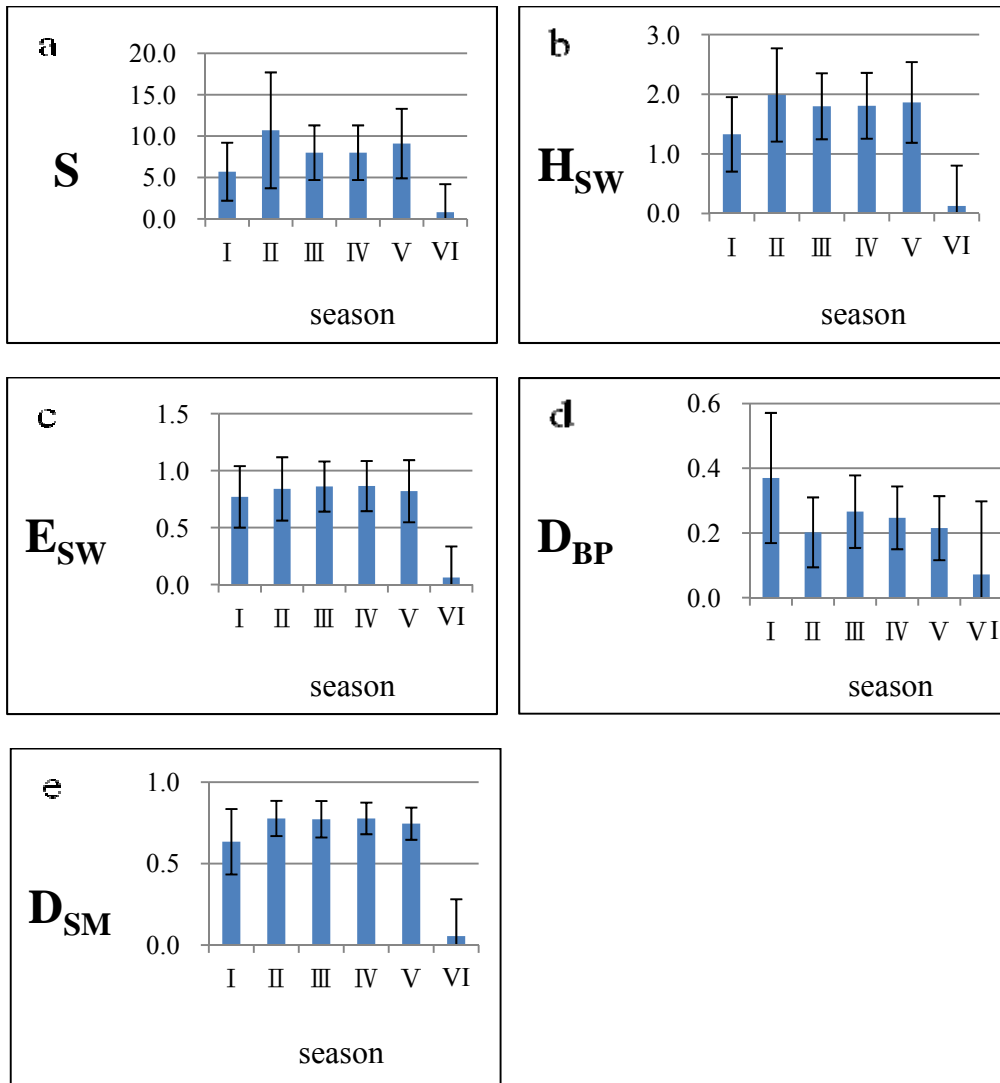


圖 6-25. 2010~2012 年一號壩上游(#12)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為 Shannon 訊息統計指數、c 為 Shannon 均勻度指數、d 為 Berger 種豐富度指數、e 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為 2010 年春季、II 為 2010 年秋季、III 為 2011 年春季、IV 為 2011 年秋季、V 為 2012 年春季、VI 為 2012 年秋季。

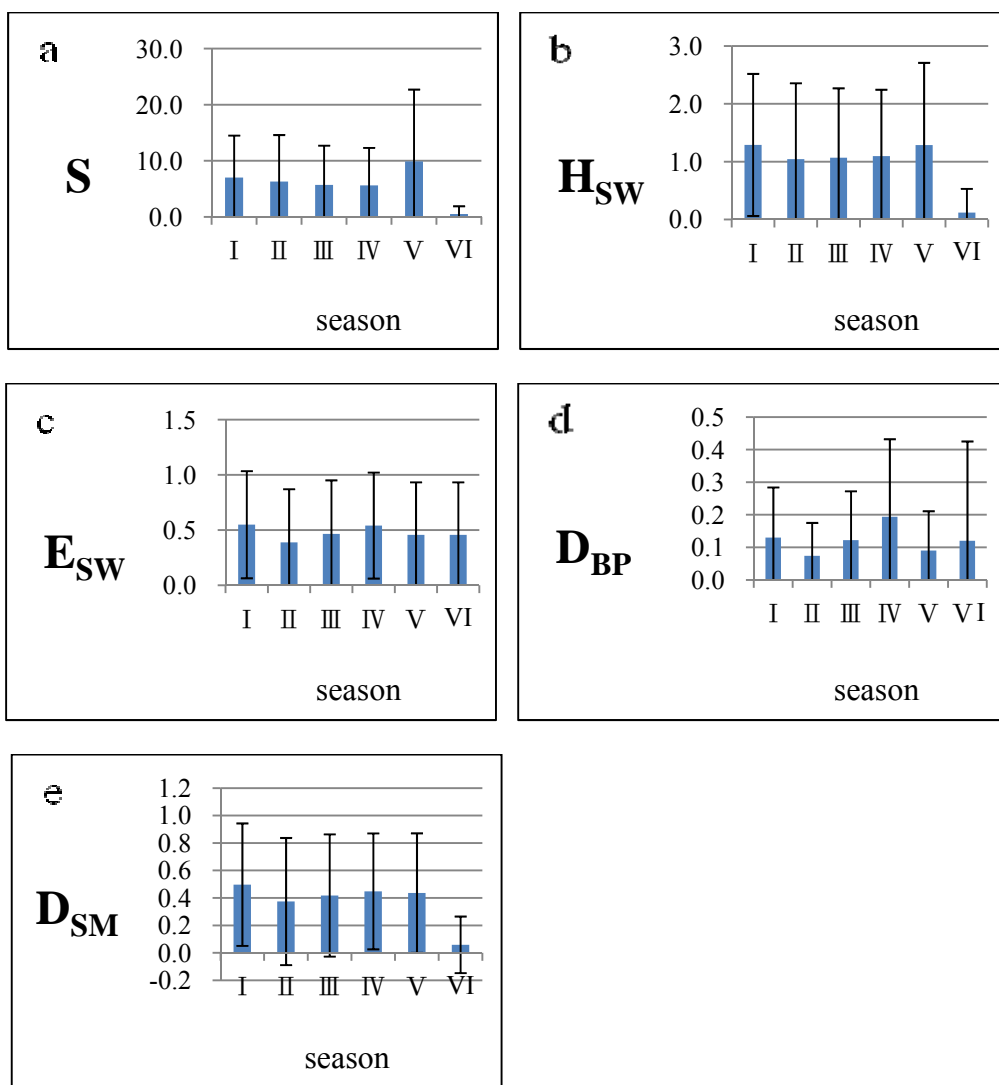


圖 6-26. 2010~2012 年一號壩下游(#13)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為 Shannon 訊息統計指數、c 為 Shannon 均勻度指數、d 為 Berger 種豐富度指數、e 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為 2010 年春季、II 為 2010 年秋季、III 為 2011 年春季、IV 為 2011 年秋季、V 為 2012 年春季、VI 為 2012 年秋季。

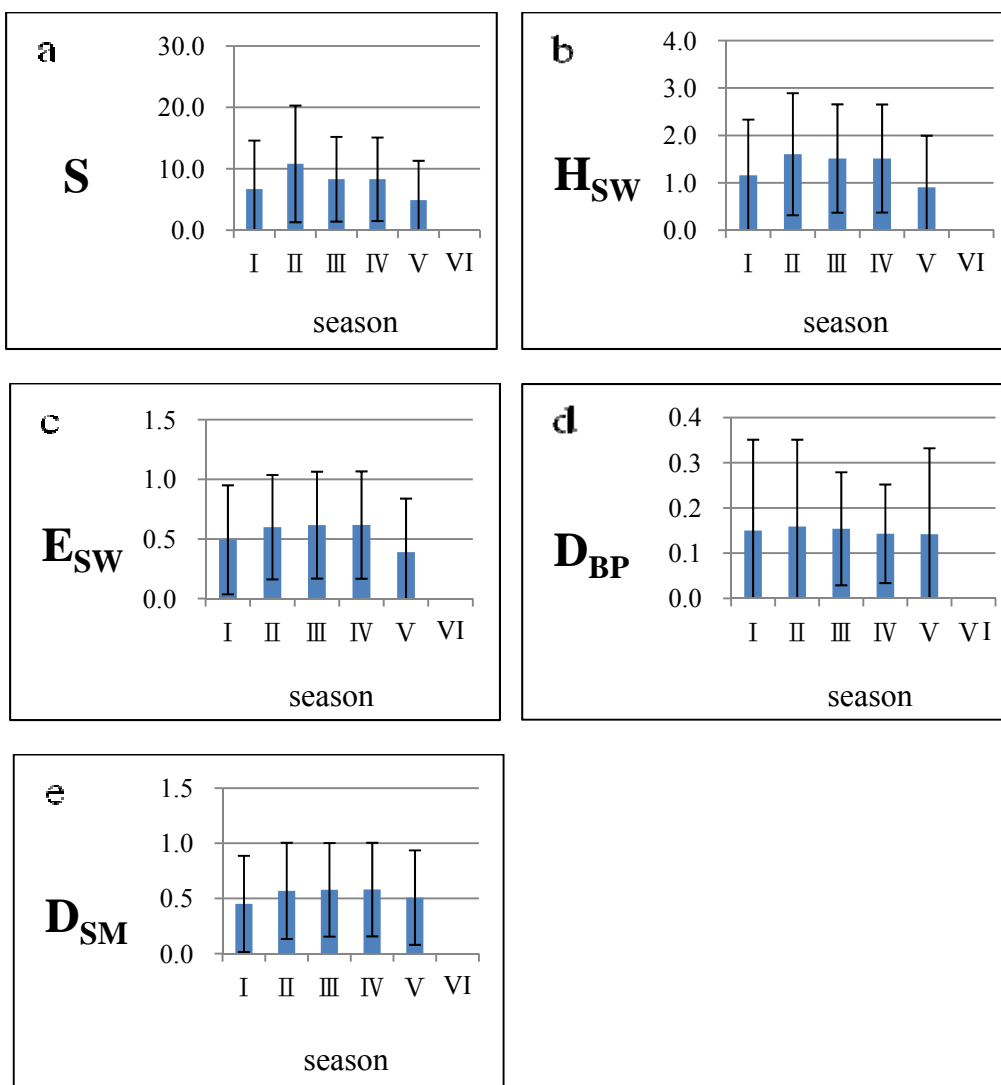


圖 6-27. 2010~2012 年繁殖場(#5)測站地被層之不同季節的歧異度指數變化
(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為 Shannon 訊息統計指數、c 為 Shannon 均勻度指數、d 為 Berger 種豐富度指數、
e 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為 2010 年春季、II 為 2010 年秋季、III 為 2011 年春季、IV 為 2011 年秋季、V 為 2012 年春季、
VI 為 2012 年秋季。

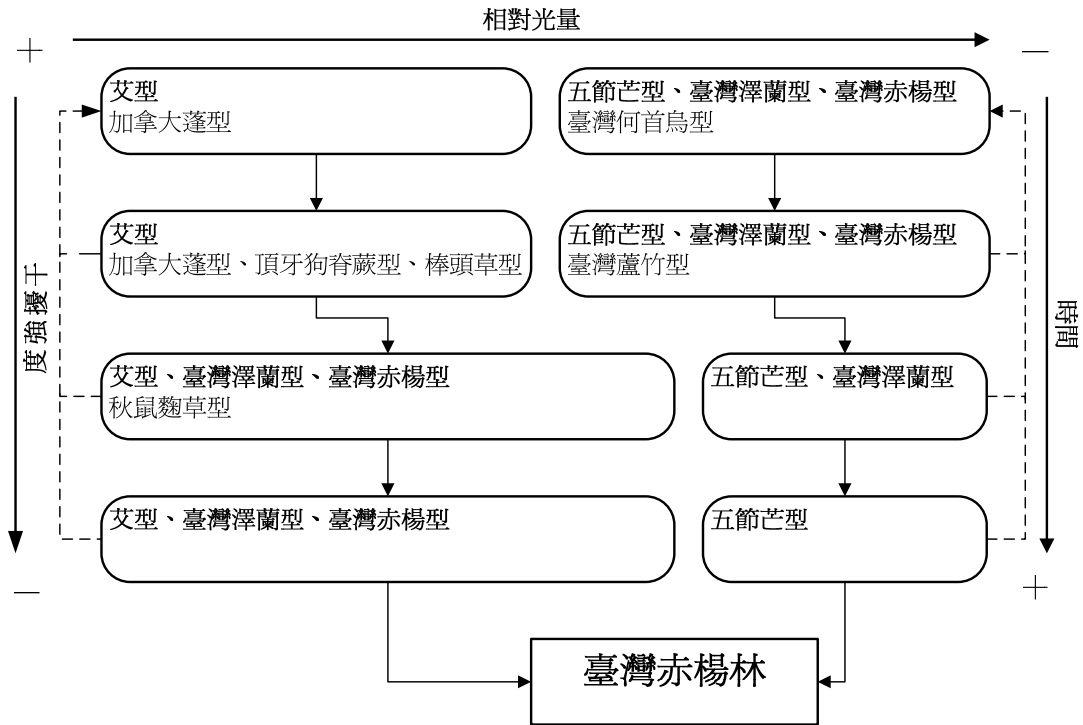


圖 6-30. 2010~2012 年七家灣溪濱岸植群演替推估圖(資料來源：本研究資料)

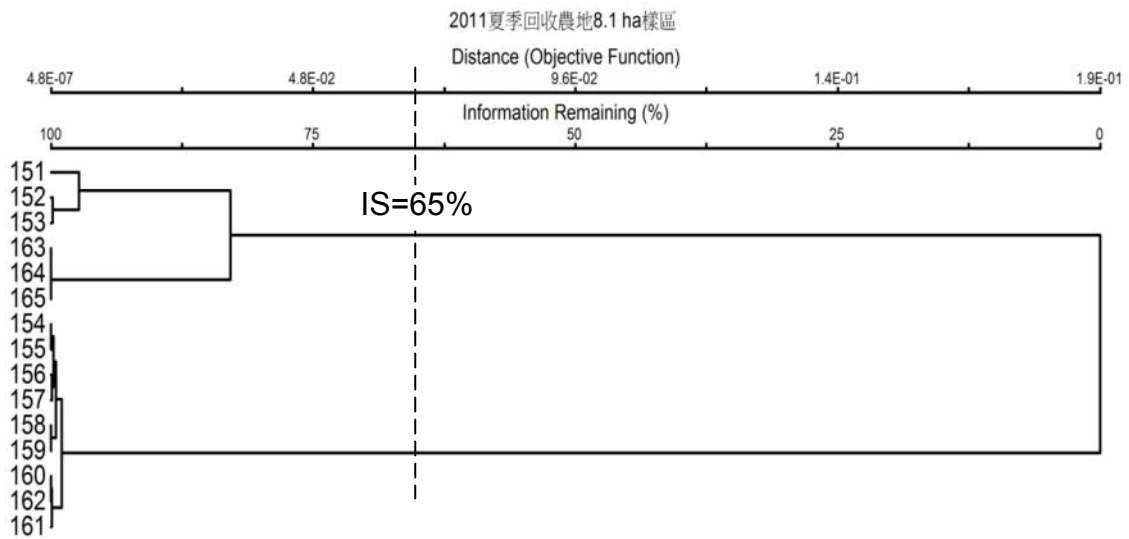


圖 6-31. 2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析
(資料來源：本研究資料)

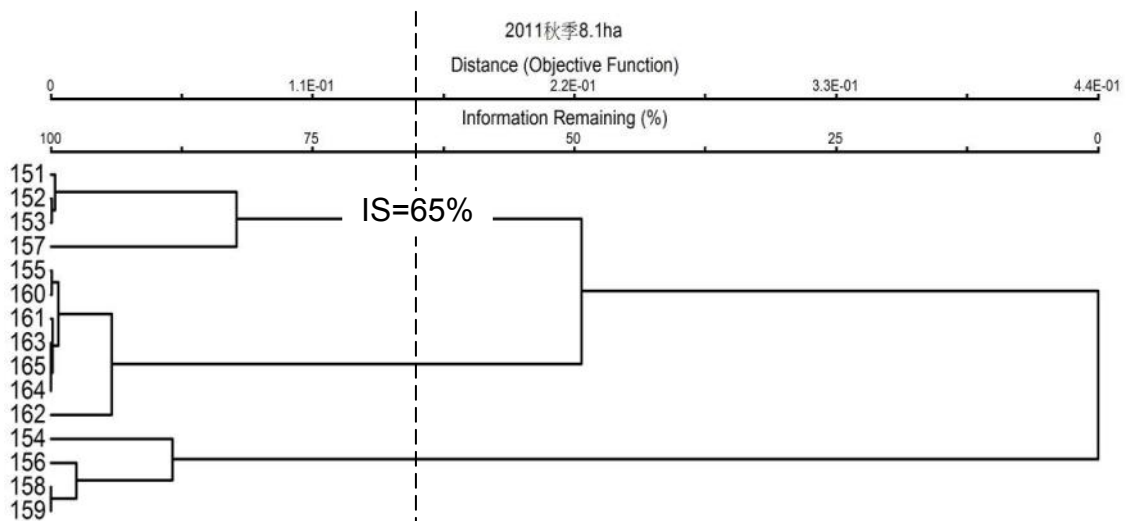


圖 6-32. 2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析
(資料來源：本研究資料)

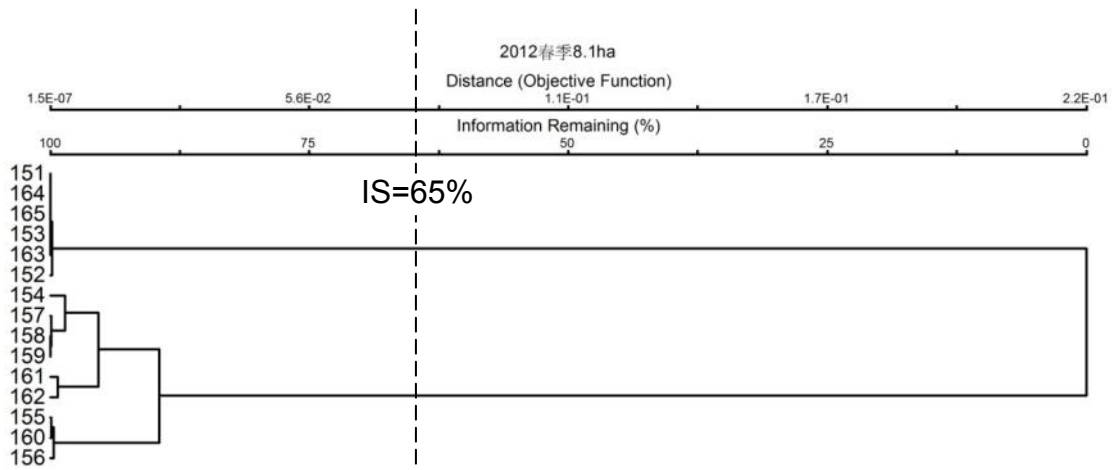


圖 6-33. 2012 年冬季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析
(資料來源：本研究資料)

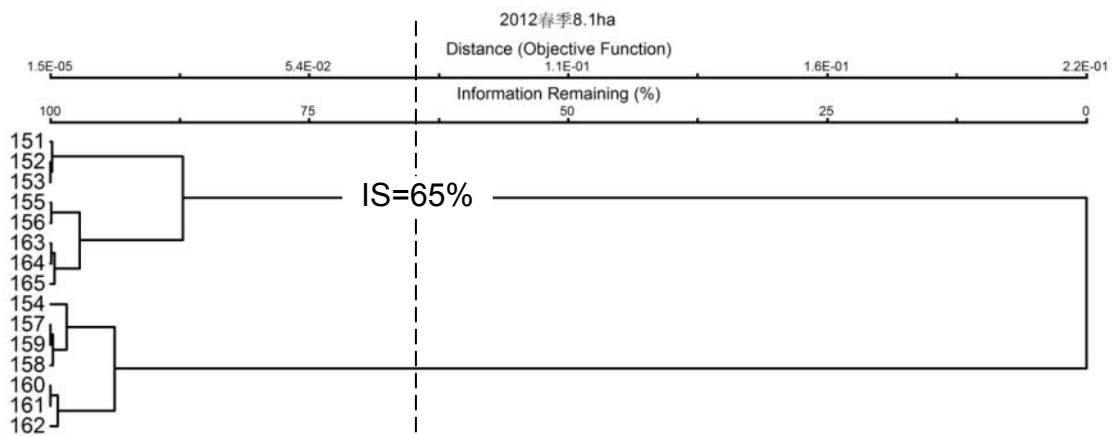


圖 6-34. 2012 年春季 8.1 ha 回收農地樣區地被層群團分析
(資料來源：本研究資料)

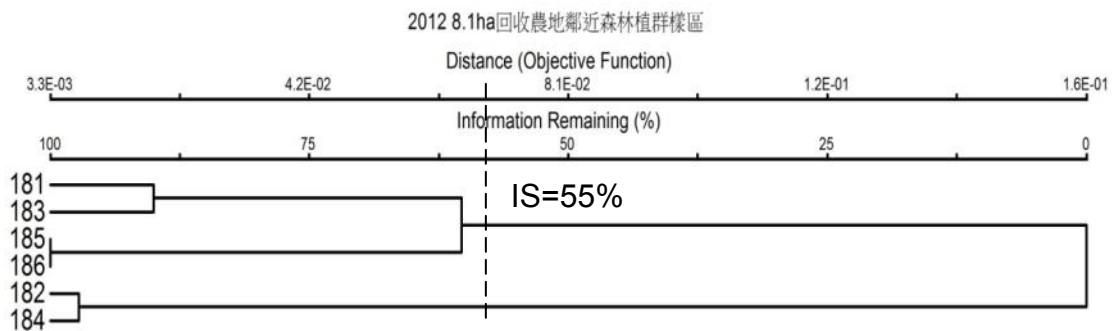


圖 6-35. 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區群團分析
(資料來源：本研究資料)

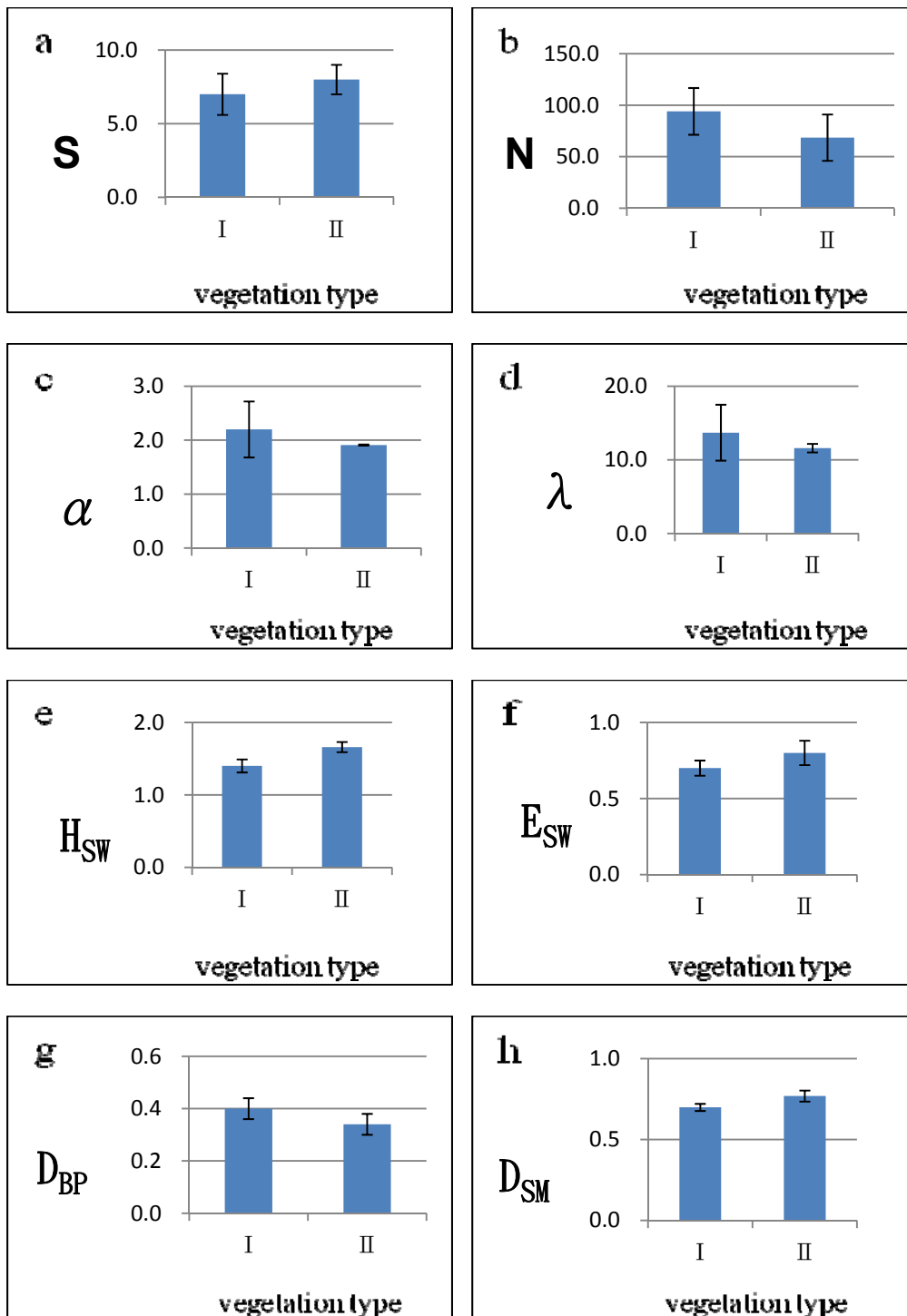


圖 6-36. 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區喬木層之不同植群型的歧異度指數變化(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為總株數、c 為對數序列 α 值、d 為截斷對數常態分布 λ 值、e 為 Shannon 訊息統計指數、f 為 Shannon 均勻度指數、g 為 Berger 種豐富度指數、h 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為栓皮櫟型、II 為臺灣二葉松型。

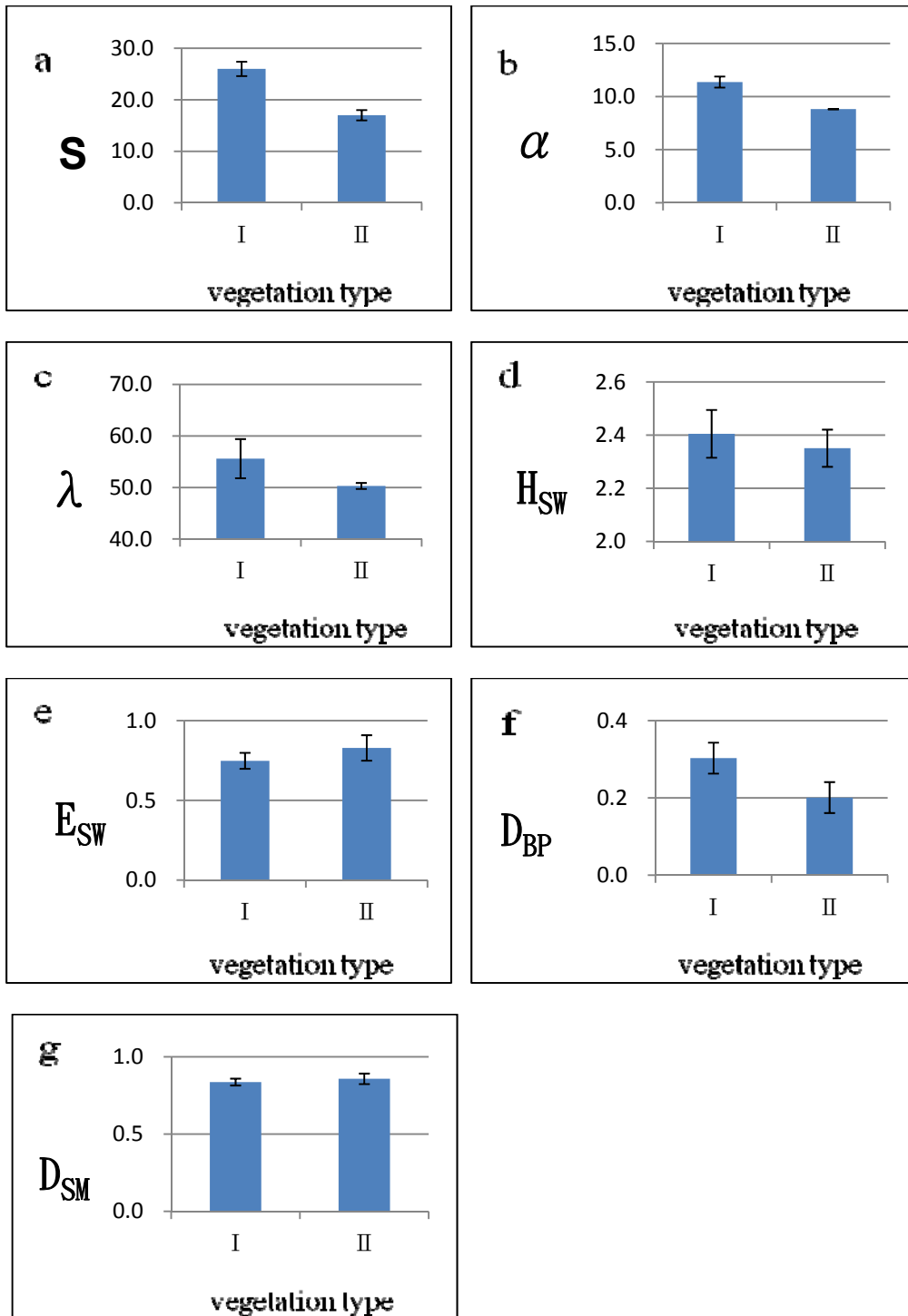


圖 6-37. 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區地被層之不同植群型的歧異度指數變化(資料來源：本研究資料)

註 1：a 為種數、b 為對數序列 α 值、c 為截斷對數常態分布 λ 值、d 為 Shannon 訊息統計指數、e 為 Shannon 均勻度指數、f 為 Berger 種豐富度指數、g 為 Simpson 種豐富度指數。

註 2：I 為栓皮櫟型、II 為臺灣二葉松型。

附錄 6-1. 武陵地區七家灣溪濱岸植群線截樣區植物名錄

一、蕨類植物

1. EQUISETACEAE 木賊科

(1) *Equisetum ramosissimum* Desf. 木賊

二、裸子植物

2. PINACEAE 松科

(2) *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松

三、雙子葉植物

3. JUGLANDACEAE 胡桃科

(3) *Platycarya strobilacea* Sieb. & Zucc. 化香樹

4. SALICACEAE 楊柳科

(4) *Salix fulvopubescens* Hayata 褐毛柳

5. BETULACEAE 樺木科

(5) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino
臺灣赤楊

6. URTICACEAE 蕁麻科

(6) *Debregeasia orientalis* C. J. Chen 水麻

7. POLYGONACEAE 蓼科

(7) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum*
(Ohwi) Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏(8) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖

8. CHENOPODIACEAE 藜科

(9) *Chenopodium ambrosioides* L. 臭杏

9. RANUNCULACEAE 毛茛科

(10) *Clematis grata* Wall. 串鼻龍

10. LARDIZABALACEAE 木通科

(11) *Akebia longracemosa* Matsum. 五葉長穗木通

11. SAXIFRAGACEAE 虎耳草科

(12) *Deutzia pulchra* Vidal 大葉溲疏

12. ROSACEAE 薔薇科

(13) *Rosa transmorrisonensis* Hayata 高山薔薇(14) *Spiraea prunifolia* Sieb. & Zucc. var. *pseudoprunifolia*
(Hayata) Li 笑靨花

13. LEGUMINOSAE=FABACEAE 豆科

(15) *Desmodium sequax* Wall. 波葉山蚂蝗

14. BORAGINACEAE 紫草科

(16) *Cynoglossum furcatum* Wallich 琉璃草

15. VERBENACEAE 馬鞭草科

(17) *Callicarpa formosana* Rolfe 臺灣紫珠

16. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科

(18) *Artemisia indica* Willd. 艾(19) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬(20) *Eupatorium formosanum* Hayata 臺灣澤蘭

(21) *Gnaphalium hypoleucum* DC. 秋鼠麴草

(22) *Picris hieracioides* L. subsp. *morrisonensis* (Hayata)

Kitam. 玉山毛蓮菜

四、單子葉植物

17. CYPERACEAE 莎草科

(23) *Carex baccans* Nees 紅果薹

18. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

(24) *Arundo formosana* Hack. 臺灣蘆竹

(25) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. &

Lauterb. 五節芒

19. ARACEAE 天南星科

(26) *Arisaema taiwanense* J. Murata 蓬萊天南星

附表 1. 武陵地區七家灣溪濱岸植群線截樣區植物名錄各分類群統計表

(資料來源：本研究資料)

植物類別	科數	屬數	種數(含以下分類群)
蕨類植物	1	1	1
裸子植物	1	1	1
被子植物			
雙子葉植物	14	19	20
單子葉植物	3	4	4
總計	19	25	26

附錄 6-2. 2012 年 8.1 ha 回收農地樣區植物名錄

1. POLYGONACEAE 蓼科
 - (1) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum* (Ohwi) Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏
 - (2) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖
2. CARYOPHYLLACEAE 石竹科
 - (3) *Stellaria media* (L.) Vill. 繁縷
3. CRUCIFERAE=BRASSICACEAE 十字花科
 - (4) *Brassica oleracea* L. var. *capitata* DC. 高麗菜
 - (5) *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. 薺
4. ROSACEAE 薔薇科
 - (6) *Prunus campanulata* Maxim. 山櫻花
 - (7) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *croceacanthus* 虎婆刺
 - (8) *Rubus parviaraliifolius* Hayata 小椏葉懸鉤子
5. LEGUMINOSAE=FABACEAE 豆科
 - (9) *Trifolium dubium* Sibth. 黃菽草
6. OXALIDACEAE 酢漿草科
 - (10) *Oxalis corniculata* L. 酢醬草
7. MALVACEAE 錦葵科
 - (11) *Malva neglecta* Wall. 圓葉錦葵
 - (12) *Malva verticillata* L. 輪葉蜀葵
8. CUCURBITACEAE 葫蘆科
 - (13) *Thladiantha nudiflora* Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽
9. ONAGRACEAE 柳葉菜科
 - (14) *Epilobium amurense* Hausskn. 黑龍江柳葉菜
10. ASCLEPIADACEAE 蘿藦科
 - (15) *Cynanchum boudieri* H. Lev. & Vaniot 薄葉牛皮消
11. RUBIACEAE 茜草科
 - (16) *Galium formosense* Ohwi 圓葉豬殃殃
12. LABIATAE =LAMIACEAE 唇形科
 - (17) *Clinopodium gracile* (Benth.) Kuntze 光風輪
13. SCROPHULARIACEAE 玄參科

(18) *Veronica persica* Poir. 臺北水苦蕒

14. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科

(19) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬

(20) *Conyza sumatrensis* (Retz.) Walker 野茼蒿

(21) *Gnaphalium luteoalbum* L. subsp. affine (D. Don) Koster

鼠麴草

(22) *Sonchus oleraceus* L. 苦蕒菜

(23) *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers 西洋蒲公英

15. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

(24) *Bromus catharticus* Vahl 大扁雀麥

(25) *Bromus hordeaceus* L. 毛雀麥

(26) *Festuca arundinacea* Schreb. 葦狀羊茅

(27) *Lolium perenne* L. 黑麥草

(28) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.

五節芒

(29) *Poa annua* L. 早熟禾

(30) *Polypogon fugax* Nees ex Steud. 棒頭草

附表 2. 2012 年春季 8.1 ha 回收農地樣區植物名錄各分類群統計表

(資料來源：本研究資料)

植物類別	科數	屬數	種數(含以下分類群)
被子植物	15	25	30
雙子葉植物	14	19	23
單子葉植物	1	6	7
總計	15	25	30

附錄 6-3. 2012 年 8.1 ha 回收農地之鄰近森林植群樣區植物名錄

一、蕨類植物

1. PLAGIOGYRIACEAE 瘤足蕨科

(1) *Plagiogyria dunnii* Copel. 倒葉瘤足蕨

2. DENNSTAEDTIACEAE 碗蕨科

(2) *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *wightianum* (Wall.) Shieh

巒大蕨

3. DAVALLIACEAE 骨碎補科

(3) *Araiostegia parvipinnata* (Hayata) Copel. 小膜蓋蕨

4. PTERIDACEAE 鳳尾蕨科

(4) *Pteris cretica* L. 大葉鳳尾蕨

5. DRYOPTERIDACEAE 鱗毛蕨科

(5) *Acrophorus stipellatus* T. Moore 魚鱗蕨

(6) *Arachniodes aristata* (G. Forst.) Tindle 細葉複葉耳蕨

(7) *Arachniodes rhomboides* (Wall. ex Mett.) Ching 斜方複葉耳蕨

(8) *Dryopteris formosana* (H. Christ) C. Chr. 臺灣鱗毛蕨

(9) *Polystichum parvipinnulum* Tagawa 尖葉耳蕨

6. ATHYRIACEAE 蹄蓋蕨科

(10) *Diplazium doederleinii* (Luer) Makino 德氏雙蓋蕨

7. POLYPODIACEAE 水龍骨科

(11) *Lepisorus pseudo-ussuriensis* Tagawa 擬烏蘇里瓦韋

(12) *Lepisorus thunbergianus* (Kaulf.) Ching 瓦韋

(13) *Lepisorus tosaensis* (Makino) H. Ito 擬瓦韋

(14) *Pyrrosia lingua* (Thunb.) Farw. 石韋

二、裸子植物

8. PINACEAE 松科

(15) *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松

9. TAXODIACEAE 杉科

(16) *Cunninghamia konishii* Hayata 香杉

10. CUPRESSACEAE 柏科

(17) *Chamaecyparis formosensis* Matsum. 紅檜

三、雙子葉植物

11. BETULACEAE 樺木科

(18) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino 臺灣赤楊

12. FAGACEAE 殼斗科

(19) *Cyclobalanopsis stenophylloides* (Hayata) Kudo & Masam.

ex Kudo 狹葉高山櫟

(20) *Quercus variabilis* Bl. 栓皮櫟

13. URTICACEAE 蕁麻科

(21) *Urtica thunbergiana* Sieb. & Zucc. 咬人貓

14. POLYGONACEAE 蓼科

(22) *Polygonum chinense* L. 火炭母草

(23) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum*

(Ohwi) Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏

15. BASELLACEAE 落葵科

(24) *Anredera cordifolia* (Tenore) van Steenis 洋落葵

16. LAURACEAE 樟科

(25) *Litsea acuminata* (Bl.) Kurata 長葉木薑子

17. RANUNCULACEAE 毛茛科

(26) *Clematis gouriana* Roxb. ex DC. subsp. *lishanensis* Yang &

Huang 梨山小蓑衣藤

(27) *Clematis grata* Wall. 串鼻龍

18. MENISPERMACEAE 防己科

(28) *Pericampylus formosanus* Diels 細圓藤

19. ARISTOLOCHIACEAE 馬兜鈴科

(29) *Aristolochia kaempferi* Willd. 大葉馬兜鈴

20. THEACEAE 茶科

(30) *Schima superba* Gard. & Champ. 木荷

21. SAXIFRAGACEAE 虎耳草科

(31) *Deutzia pulchra* Vidal 大葉溲疏

22. ROSACEAE 薔薇科

(32) *Eriobotrya deflexa* (Hemsl.) Nakai f. *deflexa*. 山枇杷

(33) *Malus doumeri* (Bois.) Chev. C. R. Ac. Sc. 臺灣蘋果

(34) *Rubus croceacanthus* Levl. 薄瓣懸鉤子

- (35) *Rubus formosensis* Ktze. 臺灣懸鉤子
 (36) *Rubus niveus* Thunb. 白絨懸鉤子
 (37) *Rubus parvifolius* L. 紅梅消
23. RUTACEAE 芸香科
 (38) *Toddalia asiatica* (L.) Lam. 飛龍掌血
24. ACERACEAE 槭樹科
 (39) *Acer kawakamii* Koidzumi 尖葉槭
 (40) *Acer morrisonense* Hayata 臺灣紅榨槭
25. CELASTRACEAE 衛矛科
 (41) *Celastrus kusanoi* Hayata 大葉南蛇藤
 (42) *Euonymus spraguei* Hayata 刺果衛矛
26. RHAMNACEAE 鼠李科
 (43) *Rhamnus nakaharae* (Hayata) Hayata 中原氏鼠李
27. VITACEAE 葡萄科
 (44) *Tetrastigma umbellatum* (Hemsl.) Nakai 臺灣崖爬藤
28. STACHYURACEAE 旌節花科
 (45) *Stachyurus himalaicus* Hook. f. & Thomson ex Benth. 通條木
29. CUCURBITACEAE 葫蘆科
 (46) *Thladiantha nudiflora* Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽
30. ARALIACEAE 五加科
 (47) *Aralia decaisneana* Hance 鵲不踏
 (48) *Hedera rhombea* (Miq.) Bean var. *formosana* (Nakai) Li
 臺灣常春藤
 (49) *Tetrapanax papyriferus* (Hook.) K. Koch 蓮草
31. ERICACEAE 杜鵑花科
 (50) *Lyonia ovalifolia* (Wall.) Drude 南燭
 (51) *Rhododendron noriakianum* T. Suzuki 細葉杜鵑
 (52) *Vaccinium bracteatum* Thunb. 米飯花
32. ASCLEPIADACEAE 蘿藦科
 (53) *Cynanchum boudieri* H. Lev. & Vaniot 薄葉牛皮消
33. RUBIACEAE 茜草科
 (54) *Paederia foetida* L. 雞屎藤

(55) *Rubia lanceolata* Hayata 金劍草

34. SOLANACEAE 茄科

(56) *Solanum pseudocapsicum* L. 玉珊瑚

35. CAPRIFOLIACEAE 忍冬科

(57) *Viburnum foetidum* Wall. var. *rectangulatum* (Graebner) Rehder
狹葉莢蒾

(58) *Viburnum luzonicum* Rolfe 呂宋莢蒾

36. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科

(59) *Aster formosanus* Hayata 臺灣山白蘭

(60) *Aster taiwanensis* Kitam. 臺灣馬蘭

(61) *Bidens pilosa* L. var. *radiata* Sch. 大花咸豐草

(62) *Senecio scandens* Buch.-Ham. ex D. Don 蔓黃菀

(63) *Syneilesis subglabrata* (Yamamoto & Sasaki) Kitam. 高山破傘菊

四、單子葉植物

37. LILIACEAE 百合科

(64) *Asparagus cochinchinensis* (Lour.) Merr. 天門冬

(65) *Liriope spicata* (Thunb.) Lour. 麥門冬

(66) *Ophiopogon intermedius* D. Don 間型沿階草

38. DIOSCOREACEAE 薯蕷科

(67) *Dioscorea matsudae* Hayata 裡白葉薯榔

39. SMILACACEAE 菝葜科

(68) *Smilax china* L. 菝葜

(69) *Smilax elongato-umbellata* Hayata 細葉菝葜

40. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

(70) *Miscanthus sinensis* Andersson 高山芒

(71) *Oplismenus hirtellus* (L.) P. Beauv 求米草

41. ARACEAE 天南星科

(72) *Arisaema formosanum* (Hayata) Hayata 臺灣天南星

(73) *Arisaema ringens* (Thunb.) Schott 申跋

(74) *Arisaema taiwanense* J. Murata 蓬萊天南星

附表 3. 2012 年 8.1 ha 回收農地鄰近森林植群樣區植物名錄各分類群統計表
(資料來源：本研究資料)

植物類別	科數	屬數	種數(含以下分類群)
蕨類植物	7	11	14
裸子植物	3	3	3
被子植物			
雙子葉植物	26	38	46
單子葉植物	5	8	11
總 計	41	60	74

第七章 水棲昆蟲研究

郭美華、丘明智
國立中興大學昆蟲系

摘要

關鍵詞：水棲昆蟲，快速生物評估法 II，多樣性指數

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭以溪流中的水棲昆蟲為主要的食物來源，因此水棲昆蟲的種類及數量對臺灣櫻花鉤吻鮭的成長繁殖具有重要意義。此外由於水棲昆蟲種類與數量繁多且不同種類可反映出環境差異與變化，十分適合作為水質變化與集水區經營管理績效之指標。於全球氣候變遷下，台灣季節性颱風所導致的洪流已呈現非常態化，IPCC 預測未來全球暖化將持續進行，極端洪流將變得頻繁 (IPCC 2007)，因此欲探討此變化對水棲昆蟲之衝擊。除此之外，並監測防砂壩拆除前後之水棲昆蟲群聚動態變化，以便日後探討氣候變遷和防砂壩拆除對水棲昆蟲群聚之影響。本研究為延續性的工作，目的在於調查臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地七家灣溪之水棲昆蟲種類及數量變化，並設置永久樣區進行水棲昆蟲監測及研究，期能與物理棲地、水質、藻類及魚類等相關研究整合比較，瞭解水棲昆蟲在臺灣櫻花鉤吻鮭為主的食物網中所扮演的角色、位階及所蘊含之生態意義。

二、研究方法及過程

持續生態監測並建立武陵地區水棲昆蟲相生態資料庫，並以多樣性指數、RBP II 指數及 MDS 分析評估各永久測站棲地環境、棲地損害程度及水棲昆蟲群聚結構變動，探討颱風及防砂壩對水棲昆蟲的影響，並選取水棲昆蟲類群中足以代表受拆壩工程影響之生態指標，以做為集水區經營管理之參考用。

三、重要發現

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 5 目 38 科 63 物種(Taxa)。由連續 10 年數據(2003 至 2012 年)看出，水棲昆蟲豐度幾乎以每年年初為高峰。各測站之多樣

性指數於各年變化區間相似。快速生物評估法 II (RBP II 指數) 評估武陵地區棲地維持在無損害與中度損害之間，司界蘭溪棲地上游優於下游。多元尺度分析(MDS) 顯示桃山西溪(七家灣溪上游)、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群聚結構變動具相同傾向，且於 2009~2012 年有勝溪測站與其他測站群聚結構相近。一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊。然而拆壩後如再遭受嚴重的洪水衝擊事件，會結合並重演一次負面影響，並加深此次洪水的影響。

四、主要建議事項

根據水棲昆蟲研究及發現，提出下列具體建議。以下分別從立即可行的建議、及長期性建議加以列舉。

立即性建議：減緩暴增流量及增加鮭魚陸域食餌之土地利用類型

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系

司界蘭溪由 2005 年開始至今的調查結果，以天然林旁之上游棲地評比及多樣性指數大多優於有農業活動的下游，應考慮轉為 3 年調查一次的長期研究，並將人力資源移轉至其他具研究價值的溪流。

長期性建議：減緩暴增流量及增加鮭魚陸域食餌之土地利用類型

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系、國立中興大學生命科學系、環球技術學院環境資源管理

由 10 年數據可看出，當流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例會增加，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量且不易被洪水移除為主，並達減緩暴增流量之效為佳。如此一來可於暴雨過後，減少對水棲昆蟲群聚之衝擊，植被恢復得以增加此鮭魚陸域補足食餌，及其食物來源獲得維持。

ABSTRACT

Keywords: aquatic insects, rapid bio-assessment protocol II (RBPII), diversity index

This study reports the survey of aquatic insects and water quality monitoring at 8 sampling sites in the Wuling area in first half of year 2012. During the research period, we have collected 63 taxa of aquatic insects belong to 38 families in 5 orders. According to the data from 2003 to 2012, we found that abundance peak of aquatic insects were present in January or February almost every year. Similar ranges of Shannon-Wiener's index appeared among years. As the habitat quality of the Wuling area was assayed by the rapid bioassessment protocol II (RBPII), the evaluations of the Wuling area were between non-impaired and moderately impaired, and the upstream site of the Sikairan Stream was of better habitat quality than the downstream one. While a non-metric multidimensional scaling (MDS) plot were used to show the composition similarity of abundances among site-time samples, the plot indicated that the community structures of Cijiawan Stream and Gaoshan Stream shifted to the same trends, and, from year 2009 to 2012, the community structures of Yousheng Stream and the two streams began to tend toward higher similarity. The direct negative short-term effect persisted for approximately 2.5 months after the dam removal, and, thus, led to the decline in the number and diversity of aquatic insect communities in the Cijiawan Stream. When these important flood events happened after dam removal, the repeats of the negative short-term effect, from dam removal, increased the impacts of these floods.

This project comes to the immediate and long-term strategies.

For immediate strategies:

1. To consider the shifts of research resources from Sikairan Stream to other streams.

For long-term strategies:

1. To consider the land use types with abilities to decrease the flooding magnitudes, to resist the removal by flooding, and to increase terrestrial prey of the Taiwan salmon.

一、前言(文獻回顧及目的)

臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)原產於北半球的寒溫帶迴游性魚類，目前只有在台灣、日本、韓國及大陸東北地區曾經發現過，在台灣的地理分佈位置屬於最南端且是台灣唯一的寒帶魚類，於1984年7月依「文化資產保存法」被列為台灣珍貴的自然文化資產，因此在學術價值上，如古生物地理學、古氣候學、生物型態分類學及演化生態學上，隨著學者研究的深入，而受到矚目，被公認與有活化石之稱的「腔棘魚」相提並論(雪霸公園網頁，2003)。

上野(1937)曾自12尾臺灣櫻花鉤吻鮭之胃內容物得知此魚所吃食餌，昆蟲佔96%，而水棲昆蟲更佔74%。顯見水棲昆蟲是臺灣櫻花鉤吻鮭最主要營養來源，在農委會與雪霸國家公園等單位支持下，陸續有對武陵地區水棲昆蟲相與相關生態的研究報告(黃，1987；楊等，1986；楊及謝，2000)。綜合前人多年研究成果，武陵地區水棲昆蟲種類仍相當豐富，約有6目40至60種(Taxa or 形態種)，主要種類為四節蜉蝣科(約佔總隻數25~30%)、扁蜉蝣科(約佔總隻數10%)、沼石蛾科(約佔總隻數10%)、流石蛾科(約佔總隻數5%)、網石蛾科(約佔總隻數3%)、長角石蛾科(約佔總隻數3%)及搖蚊科(約佔總隻數10~15%)。其中屬於水質優良的指標物種比率仍高，Hilsenhoff's 科級生物指數(FBI)約在3.2~4.0，多屬於7等水質評價之前二等，即水質為特優(Excellent)到非常好(Very good)的評價(黃，1987；楊等，1986；楊及謝，2000)。雖然楊及謝(2000)報導1985-1986及1995-1996兩個年度，在10年間水棲昆蟲數量下降約至原有之半。惟此結果是否足以代表棲地逐年劣化趨勢(Trend)或僅是個別年度差異而已，且在無法得知生物量是否也呈現相同變化趨勢之時，實有賴於10年以上長期的監測調查，如此除可增加統計可信度外，並可對颱風或人為干擾事件影響有更佳的診斷。

本研究自 2003 年起連續監測至今，2003 年有 6 目 27 科 35 屬 46 種(Taxa) (郭，2003;郭等，2004)，2004 年有 6 目 27 科 43 種(郭，2004)，2005 年有 6 目 26 科 45 種(郭，2005)，2006 年有 6 目 28 科 45 種(郭，2006)，2007 年有 6 目 29 科 48 種(郭，2007)，2008 年有 6 目 32 科 52 種(郭，2008)，2009 年有 5 目 32 科 59 種(郭，2009)，2010 年有 6 目 37 科 64 種(郭，2010)，2011 年有 6 目 37 科 67 物種(郭，2011)。楊等(1986)以形態種(morphological species)鑑定有 6 目 31 科 61 種，之後以分類單元(Taxa)歸類整理 1985-1986 年及 1995-1996 年而其中數種形態種合併為複合種，共記錄 6 目 27 科 39 屬 40 種 (Shieh & Yang 2000)，本研究則將搖蚊科再細分為 5 taxa，因此各目種類變化不大。綜合結果發現各測站可採到 39 至 43 種不等，與 Shieh 及 Yang (2000) 報告的 40 種相比變化不大。水棲昆蟲群聚組成以蜉蝣目佔半數以上為最多，其次為雙翅目(郭等，2004)。各月份所採獲水棲昆蟲數量皆以 2 月最大宗，4 月、6 月及 9 月有較低之勢。水棲昆蟲物種數逐年微量增加，其中鉸剪春蜓 *Sinogomphus formosanus* (蜻蛉目:春蜓科)於 2009 年沒採獲記錄而今年回復採獲記錄。復見毛翅目之長鬚石蛾 *Stenopsychidae* 且數量增加，及毛翅目之黑管石蛾 *Uenoidae* 於 2008~2009 年沒採獲記錄而 2010 年有採獲記錄，我們認為毛翅目這二物種可作為極端洪流的生物指標(郭，2010)。

以科級生物指標 (Family-Level Biotic Index, FBI) (Hilsenhoff 1988) 評估武陵地區水質，在 3.071~5.576 之間，佔 7 等水質評價之前四等，即水質為特優 (Excellent) 到略差 (Fairly poor)(郭等，2004)，此與楊及謝 (2000) 報導水質評價前二等，由特優到非常好 (Very good) 有差異，雖然物種調查種類變化不大，但受颱風干擾，尤其是水質優良的指標物種受颱風影響更明顯。

四種群聚指數分析(Family richness index, Simpson's index, Shannon-Wiener's index, 及 Pielou's evenness index)及 FBI 結果顯示思源埡口測站之棲地環境最差。思源埡口測站以四節蜉蝣為優勢種，佔全數之 3/4 強，因此所計算出之群聚指數如 Family richness index、Shannon-Wiener's index

及 Pielou's evenness index 皆為各站最低者，而 Simpson's index 則為各站最高者，顯示此站之群聚組成較不穩定(郭等，2004)。觀魚台測站 2006 年至 2010 年之 Shannon- Wiener's index 及 RBPII 數值波動上下限區間範圍已較以往(2003 年至 2006 年)有提升的現象，以及於 2010 年回復監測之二號壩測站(農業區旁)，其 Shannon- Wiener's index 也較過往為高，表示其多樣性變高及棲地評地變優，農地回收政策已具有成效(郭，2010)。

各測站僅高山溪測站以扁蜉蟬 *Rhithrogena ampla* 為佔多數，其餘各站則以四節蜉蟬 *Baetis* spp. 為佔多數。指標生物評估水質污染四個等級中(貧腐水性、 β -中腐水性、 α -中腐水性和強腐水性)，扁蜉蟬是貧腐水性水質(水質狀況十分優良，幾乎沒有任何污染)指標生物之一，以扁蜉蟬 *R. ampla* 所佔比例與過去研究相比，桃山西溪測站 8.12% 較過去 1985-1986 之 20.1% 及 1995-1996 之 11.12% 為低，顯示桃山西溪測站可能有棲地劣化趨勢。桃山北溪測站 7.97% 與過去 1985-1986 之 7.41% 及 1995-1996 之 6.89% 相較之下略增。位於七家灣溪一號壩的第 4 測站為 28.59% 與過去研究之相關測站 1985-1986 為 22.14% 及 1995-96 為 19.43% 相比，則略增(Shieh and Yang, 2000; 郭等，2004)。若扁蜉蟬中之污染低忍受性的 *R. ampla* 比例增加表示棲地環境漸優，則顯示位於七家灣溪的測站棲地，並沒有劣化(郭等，2004)。

由水棲昆蟲數量及生物量變化連續 9 年(2003 年至 2011 年)研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群聚中體型較大物種之比例下降(郭，2011)。由郭(2009)數據可看出，中大型食餌數於每年的 1 或 2 月為高峰，2003 年至 2004 年初期達到最高，2005~2006 年的中大型食餌數明顯較少，顯示溪流流量暴增對水棲昆蟲群聚中體型較大物種之影響。過去連續 6 年數據(2003 年到 2008 年)看出，生物量以位於七家灣溪的第 3 站二號壩為最大，每年初期為高峰，但 2005~2006 年的生物量明顯較少，顯示溪流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 年下半年強度洪流造成生物量低

迷，並且延續至 2008 年不如 2007 年之水平。由 MDS 分析顯示，有勝溪測站的群聚結構和其他各站較不相似，不過有勝溪測站開始趨向其他各站之結構，可能因農地回收之效或其他原因，有待進一步證實。桃山西溪、七家灣溪及高山溪的群聚結構變動方向具一致性，顯示梅雨季節及颱風造成的溪流流量暴增可能為驅使力量，且 2003~2005 年的颱風頻度及強度逐年增加，而使群聚結構驅向某一特定群聚結構變動。2006 年颱風頻度及強度減小，群聚結構於有 2006~2007 年年上半年有回移的情形，然而 2007 年 8 月及 10 月的二次強颱風中止了群聚結構回移，並再趨向洪流干擾的方向變動且分散情況高於 2005 年，而 2008 年的分散情況與 2007 年相雷同(郭，2008)。

2007 年羽化數量在洪流易發生時期之 7 月間呈現下降趨勢，並在 10 月強颱風過後降到最低，2008 年 10 月同樣有此現象。2008 年 1 月到 4 月羽化量為上升趨勢，溪流中之幼蟲數量 2008 年 1 月到 4 月為下降趨勢，兩者呈現相反趨勢(郭，2008)。

各樣站每次可攔截約 200~16000 昆蟲(個體數/平方公尺)，來自空中落水之陸域來源(陸棲昆蟲及水棲幼蟲羽化成蟲)佔 3 到 50%。有勝溪樣站於 2008 年 1 月可攔截空中落水之陸域來源約佔 40%，2008 年 3 月底則上升至 50%，不過於 2008 年 7 月則降至 3%(郭，2008)。將各樣站所攔截水棲昆蟲漂移相對組成和溪底之水棲昆蟲相對組成，經歸群分析結果顯示，僅有 10%~60%的相似度(郭，2008)。

一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降。拆壩後再遭受重要的洪水衝擊事件，會結合並重演一次負面影響，加深此次洪水的影響 (郭，2011)。

二、材料與方法

配合【武陵地區長期生態監測暨生態模式建立】之計畫，設置 8 個樣區進行水棲昆蟲監測及研究。桃山西溪測站於桃山西溪之武陵吊橋前方約 50 公尺處，河床底質為巨石，礫石及鵝卵石，上游有一攔砂壩；觀魚台測站於武陵地區農業區的下游處，雪霸國家公園管理處往上游的河段，其河床底質也多为礫石及鵝卵石；二號壩測站位於武陵地區農業區旁，河床底質以巨石及卵石為主；觀魚台測站也位於武陵地區農業區及觀魚台的下游處，其河床底質也多为礫石及鵝卵石；一號壩上游測站也於武陵地區農業區的下游處，雪霸國家公園管理處往上游約 100 公尺的河段，為一號防砂壩上游，其河床底質也同為礫石及鵝卵石；一號壩下游測站位於雪霸國家公園管理處往下游方向的河段，為一號防砂壩下游，其河床底質也多为礫石及鵝卵石；繁殖場測站在高山溪及七家灣溪的匯流處，新建繁殖場旁的河段，河道較為寬闊，河床底質多为礫石及鵝卵石；高山溪測站位於高山溪已拆防砂壩上游方向 50 公尺，河床底質含砂量較高，且兩岸植被較密，陽光不易透入；有勝溪測站在有勝溪旁之農業區的下游處，河床底質多为泥砂、礫石及鵝卵石。

1. 定期監測

上述 8 測站於 2 月、4 月、6 月、8 月、10 月進行採樣，採樣流程則在 50 公尺範圍內以定面積之舒伯氏水網 (Surber sampler, 網框面積為 30.48 x 30.48 cm, 網目大小為 250 μ m) 在河域中採樣一次，每一樣點重複取樣六次。將採獲之水棲昆蟲以水盤承接並置入 70~75 % 酒精中，攜回實驗室鑑定種類 (Taxa)，以及記錄數量。水棲昆蟲分類鑑定主要參考津田 (1962)、川合 (1985)、黃 (1987)、康 (1993)、松木 (1978) 等研究報告。參考臺灣櫻花鉤吻鮭的食性分析 (郭, 2008)，將整個水生昆蟲類群可能的中大型食餌，例如蜉蝣目之蜉蝣科、扁蜉蝣科、毛翅目之長鬚石蛾科、流石蛾科、網石蛾科、弓石蛾科、積翅目之石蠅科及雙翅目之大蚊科等數量加總計算並以時間動態呈

現其變化。

統計分析各站各月各水棲昆蟲種類、數量、多樣性指數及生物指標。而多樣性指數分析是以 Shannon-Wiener's index 公式運算(Ludwing and Reynolds, 1988; Krebs, 1999)。生物指標分析以快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) (Plafkin *et al.* 1989) (以高山溪為參考站) 作為棲地評價標準。

往年乾季(1 或 2 月)及溼季(7 或 8 月)之各測點之各分類群的數量以 Log (X+1)轉換以計算 Bray-Curtis 相異係數後，以多元尺度分析(Non-metric multidimensional scaling, MDS)繪製成圖，並以二度空間顯示各年度各測點彼此間之關係。得到圖形之壓縮值 (Stress)，可信建議值為小於 0.2，但如果大於 0.3 時，圖形各點的距離扭曲程度嚴重，不可採用，以此來推測及判定各測站之關係 (Clarke & Warwick 2001)。

2. 壩體拆除影響

壩體拆除過程本身就會釋放出有沉積物，會對溪流生態系產生各種短期且顯著的衝擊(Bednarek 2001)。根據這些已廣泛認知的衝擊，針對 2011 年 5 月 30 日完成一號壩壩體改善部分拆除工程的影響，訂定重點樣站(#4,5,12,13)之監測時程分別為:工程開始之前(5 月 17 日:包含施工便道、挖土石回填工程)、拆壩後第 1 天(5 月 31 日:最後拆壩於 5 月 30 日完成)、拆壩後第 5 天(6 月 4 日)、拆壩後第 12 天(6 月 11 日)、拆壩後第 19 天(6 月 18 日)以及拆壩後第 35 天(7 月 4 日)進行水棲昆蟲採樣。統計分析這四站各採集時間(2011 年 5 月 17 日至 2012 年)水棲昆蟲數量及 Shannon-Wiener's index 多樣性指數。各站各採集時間之各分類群的數量以 Log (X+1)轉換以計算 Bray-Curtis 相異係數後，以 MDS 之二度空間顯示各測點各採集時間彼此間結構之關係。

三、 結果

(一) 物種數及個體數

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 5 目 38 科 63 物種(Taxa) (表 7-1)。各站所採獲水棲昆蟲數量歷年以 10 月至隔年 1 月為上升趨勢，於每年的 1 或 2 月可達高峰，且於其後洪水較易發生之溼季，呈現較低數量水平。2012 年 2 月或 4 月各站之水棲昆蟲高峰數量有 4200~9900 昆蟲(個體數/平方公尺)，較以往的紀錄為高，但受到今年 6 月中旬的泰利颱風，雖然沒有侵台卻夾帶西南氣流、8 月初的蘇拉颱風及 8 月底天秤颱風兩個中度颱風的影響，呈現較過去的紀錄為低的水平，昆蟲數量降至 700 昆蟲(個體數/平方公尺)以下，10 月則回復至 500~2000 昆蟲(個體數/平方公尺)。2010 年~2012 年，這三年的年初，有勝溪測站水棲昆蟲數量為各測站之首，其次為觀魚台測站。有勝溪測站今年以 9900 昆蟲(個體數/平方公尺)又再刷新歷史最高記錄，觀魚台測站則於 2011 年 2 月有達 9300 昆蟲(個體數/平方公尺) 之記錄。

圖 7-3 為各站所採獲中大體型水棲昆蟲數量(臺灣櫻花鉤吻鮭之可能大型食餌) 以時間動態呈現其變化，圖中可看出和圖 7-2 有相似之季節豐度變化，皆於 10 月至隔年 1 月或 2 月為上升趨勢，以及後續其較低數量水平。由歷年數據可看出，於研究初期(2003 年年初)，繁殖場測站之中大型水棲昆蟲數量為 1400 昆蟲(個體數/平方公尺)，為各站之首，然而後續幾年數量在 700 昆蟲(個體數/平方公尺)以下，直到 2010 年初，此測站數量上升至 1600 昆蟲(個體數/平方公尺)，再度達到 2003 年的水準且僅次於觀魚台測站。2010~2012 這三年期間各測站之中大型水棲昆蟲數量屢創新高，但有勝溪測站的中大型食餌數量由 2003 年開始一直呈現低迷狀態，僅 2007 年初有上升且較其他各測站為高，高峰約為 1300 昆蟲(個體數/平方公尺)，之後皆為各測站之最低者(圖 7-3)。2012 年年初各測站約為 1000 及 2600 昆蟲(個體數/平方公尺)[，但之後受颱風影響，降至 350 昆蟲(個體數/平方公尺) 以下，10 月時則小幅回

升至 60~800 昆蟲(個體數/平方公尺)(圖 7-3)。

(二) 多樣性

由 2003 年到 2012 年之各測站 Shannon-Wiener's index 比較結果可看出，大多數時間點高山溪測站指數值較其他測站為高，而有勝溪測站指數值則較其他測站為低，其他各測站則在這兩測站之指數值間波動，十年來棲地品質已有提升之趨勢，尤其是有勝溪測站及觀魚台測站(圖 7-4)。各測站之多樣性大多呈現和過去水準相似(1.5~2.5)，不過受 2011 年 5 月中旬一號壩壩體改善部分拆除工程的影響，一號壩下游測站於 2011 年 10 月之多樣性呈現較各測站為低之數值 (1.5~1.6)，今年 2012 年 4 月時呈現出更低的數值(1.1)，且離壩體下游更遠的繁殖場測站於 2012 年 8 月時也呈現出低數值(1.2)。

比較山溝水輸入源上游之二號壩測站與下游之觀魚台測站的多樣性，2003 到 2005 年二號壩測站之多樣性指數水準大部分時間點較下游觀魚台測站為高，然觀魚台測站附近的農業區於 2006 年回收後，至 2007 年則無上游優於下游之現象，且 Shannon-Wiener's index 波動中心點較過去為高，指數上下限區間範圍由 2006 年前之 1.0~2.0 慢慢升高至 2006 年後之 1.5~2.5，2011~2012 則維持在 2.0~2.4。二號壩測站與觀魚台測站這二年的 Shannon-Wiener's index 各為 1.9~2.5 與 1.6~2.7，表示至今仍沒有一致的優劣關係。

(三) 棲地評比

由快速生物評估法 II 所得之相對分數可知，各測站都介於無損害到中度損害之間(圖 7-5)。往年皆以颱風過境時，多數測站一致顯示棲地大幅劣化情況，且以有勝溪測站最為明顯，但由圖中可看出自 2007 年起各測站於颱風季節後棲地劣化幅度變小，且以有勝溪測站及觀魚台測站最為明顯，尤其是觀魚台測站棲地可維持在無損害程度。各測站面臨 2011 年颱風季節後，棲地沒有劣化仍維持在無損害程度，然而 2012 年 6 月到 8 月的颱風季過後，10 月的監測結

果顯示出，位於七家灣溪的各測站及有勝溪測站棲地劣化到中度損害程度(圖 7-5)。

(四) 群聚結構

2003~2012 年各測站之 MDS 分析顯示於圖 7-6。其 Stress 值為 0.16，其分析結果仍具有群聚組成變異之代表性。進一步推測及判定各測站之關係，有勝溪測站連續 10 年來為一類群，而其他測站為另一類群，不過分析圖上可看出兩類群於 2009 年到 2012 年有交集，顯示有勝溪測站開始與其他測站有相近結構之趨勢，各站的群聚結構大致約一年完成一個循環。分析圖顯示，群聚結構大致隨著年份，往同一方向轉移(MDS 軸 1 的正向)，2006 年到 2007 年初群聚結構有回移的現象，但 2007 年後半年則停此回移，且和 2005 年變動幅度相近，2008~2010 年仍有此律動，且 2011 年結構已回移至 2003 年的狀態，並超越而成為此轉移方向的新極值，直到 2012 年上半年仍維持於此回移範圍內。然而，今年 2012 年 6 月到 8 月的泰利、蘇拉與天秤颱風過後，再度轉移至 2005 年~2009 年間的群聚結構。總括而言，每年前半年都會回移，但後半年則似乎受颱風季節之洪流強度影響，而改變為另一方向之相對應轉移量(圖 7-6)。

整合 10 年來武陵地區水棲昆蟲對能量的利用情形，發現水棲昆蟲 5 個取食功能群之群聚組成都存在(圖 7-7)，七家灣溪、桃山西溪及高山溪皆以採食者(33~46%)及刮食者(35~37%)為主，而有勝溪則以採食者(73%)為優勢取食功能群，其他取食功能群之組成皆佔 10% 以下，明顯不同於其他溪流，且有勝溪的刮食者及捕食者，尤其是刮食者(8%)，所佔比例相較於其他溪流較低(圖 7-7)。

(五) 司界蘭溪

司界蘭溪上游及下游於 2012 年 2 月共計調查水棲昆蟲有 5 目 24 科 41 種 (Taxa) (表 7-2)。自 2005 年 8 月起至今司界蘭溪上游多樣性指數在 1.4~2.5 之間波動；司界蘭溪上游多樣性指數在 1.3~2.3 之間波動，且上游較下游為

高，2011年2月上游為2.1、下游為2.0，上游下游間之差距變小，與2007年2月及2008年2月雷同，但2012年2月則下游2.4已較上游2.2為高(圖7-8)。

司界蘭溪棲地評比結果介於無損害到中度損害之間，大多數時間點上游棲地評等為無損害，下游則為中度損害，司界蘭溪下游劣於上游，其中以2007年7月及2010年2月之劣化最為嚴重，2011年則趨於優化，2012年則維持此優化(圖7-9)。

(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

由圖7-10得知水棲昆蟲個體數方面，壩體上游的兩測站一直都較壩體下游的兩測站為多。壩體下游的一號壩下游測站水棲昆蟲個體數由2011年5月17日的1100昆蟲(個體數/平方公尺)大幅降至5月31日(拆壩後第1天)的70昆蟲(個體數/平方公尺)，6月4日(拆壩後第5天)回升至100昆蟲(個體數/平方公尺)；更下游之繁殖場測站水棲昆蟲個體數則由5月17日的1300昆蟲(個體數/平方公尺)大幅降至5月31日(拆壩後第1天)的600昆蟲(個體數/平方公尺)，其後至6月4日大多維持相似密度。因2011年6月下旬之米雷颱風所造成的洪水，兩者於7月4日又降至300~500昆蟲(個體數/平方公尺)，一號壩下游測站下降較大，繁殖場測站於8月大幅回升至3200(個體數/平方公尺)，而一號壩下游測站於9月才回升至3200(個體數/平方公尺)。2011年8月下旬強烈颱風南瑪都侵台，10月份調查結果，一號壩下游測站大幅下降至300~800昆蟲(個體數/平方公尺)，然而2012年年初有回升至4700~7000(個體數/平方公尺)，但之後颱風季節時降至600昆蟲(個體數/平方公尺)以下，10月時有回升至600~2000昆蟲(個體數/平方公尺)(圖7-10)。

壩體上游的一號壩上游測站有山溝水匯入，壩體下游的一號壩下游測站有一號防砂壩在此，過去這兩測站Shannon-Wiener's index值較觀魚台測站為低，且前半年多樣性指數波動小於後半年時期，颱風強度越大時似乎會造成較大波動(圖7-4)。2011年年初這兩測站在維持2.4~2.5(壩體改善前)，和觀魚台

測站及繁殖場測站相比則不相上下(圖 7-11)。壩體改善工程後一個月內，壩體上下游的四測站皆明顯受到衝擊，顯現出多樣性指數之不確定性，波動變化加劇尤其是壩體下游的一號壩下游測站，Shannon- Wiener's index 值由 2.5 下降至 1.7，成為四測站中最低者(圖 7-11)，颱風季節使得壩體上下游的四測站再次承受負面衝擊，再一次且加深下降幅度，一號壩下游測站由 2.5 下降至 1.5 且為最低者，雖然 2012 年 2 月回升至 2.4，但可能因 2012 年 4 月的降雨較多而流量提升，使此測站再降至 1.1 (圖 7-11)。之後 2012 年 8 月遭受到中度颱風所造成的大型洪水影響，壩體上下游的四測站由 6 月的 2.0~2.7 降至 1.2~2.0 (圖 7-11)。由於壩體改善後期需要長時間回復 (Thomson *et al.* 2005)，未來將需一段較長時間並待回復後才能清楚釐清是受山溝水影響，或與壩體改善工程有關，或受每年颱風洪水的衝擊，彼此之因果關係，必須持續關注。

壩體改善工程後之 MDS 分析顯示於圖 7-12，其 Stress 值為 0.13。四壩測站昆蟲組成以一號壩下游測站變化較大，但都趨向 MDS 軸一正值向驅動，經過 2.5 個月，順著 MDS 軸一反向歸回，回至相似結構。一號壩下游測站雖然於壩體改善工程一年內已有數度回返，但一經洪水事件後，則較其他站更加易受衝擊，而再度往 MDS 軸一正值趨向。由四測站水棲昆蟲受到壩體改善工程短期衝擊之變化速率也可看出，壩體下游兩測站受到約 2.5 個月的短期影響後回升，然施工 5 個月後的洪水衝擊，使得壩體下游測站較上游測站受到的影響更大，一號壩下游測站首當其衝再遭受一次較巨大的衝擊(郭，2011)。四測站受到今年 2012 年颱風季的洪水衝擊，呈現出相似的群聚結構。

四、討論

(一) 物種數及個體數

2012 年調查水棲昆蟲有 5 目 38 科 63 物種(Taxa)，由過去調查結果顯示，2003 年 46 物種(郭，2003)、2004 年 43 物種(郭，2004)、2005 年及 2006 年 45 物種(郭，2005; 2006)、2007 年 48 物種(郭，2007)、2008 年 52 物種(郭，2008)、2009 年 59 物種(郭，2009)及 2010 年 64 種 (郭，2010)，以及楊與謝(2000)報導有 40 物種相比，物種數逐年微量增加。2010 年及 2011 年可採到 64 物種及 67 物種，可能與測站及採集月份增多也有關，而到了 2012 年物種數則沒有再增加而持平，暗示我們所採的樣本中已包含了此地水棲昆蟲群聚的所有（或幾乎所有）物種數了。

近年來受颱風及梅雨影響溪流流量暴增，以 2005 年為最嚴重的一年，其次依序為 2007 年、2008 年、2004 年，也是過去 40 年來此地流量暴增的前 4 名(丘，2009)。由連續 10 年(2003 年至 2012 年)水棲昆蟲數量之研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群聚中體型較大物種之比例下降(郭，2010)。由圖 7-2 及圖 7-3 數據可看出，水棲昆蟲數量及中大型食餌數於每年的 1 或 2 月為高峰，2003 年至 2004 年初期達到最高，2005~2006 年的中大型食餌數明顯較少，顯示溪流流量暴增對水棲昆蟲群聚中體型較大物種之影響。由 10 年數據可看出，流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例則會增加，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初。但今年受到 8 月的中度颱風影響，預測明年中大型食餌數量會變少，比例下降。

(二) 多樣性

洪流擾動過後，物種可能大量減少，進而造成物種多樣性之降低，2005 年 8 月 Shannon- Wiener's index 數值下降，並且 2006 後半年 Shannon- Wiener's index 指數下降程度較 2004 及 2005 年為小，可能和 2006 年颱風

頻度和強度都較小有關；不過因優勢物種的減少所空出的資源使得其他物種得以拓殖，而得以增加了均勻度，例如大多數測站之多樣性指數在歷經 2004 年 7 月及 9 月的颱風，其暴雨所帶來之洪流，其群聚生態反應於均勻度指數之數值上升(郭，2005)；然而下半年洪流過後，年終至隔年年初之持續拓殖回復，物種數之增加的確會正向關聯於多樣性上升，而小型且生活史短之物種因非常態干擾影響(Chiu & Kuo 2012)，其比例之提升導致均勻度下降，終究造成多樣性降低，例如 2005 年 2 月，種類數持續回復，然而由於搖蚊(Chironomidae)等物種快速增長且成為優勢物種，因而均勻度降低，導致大部分樣站 Shannon- Wiener's index 於溼季前之逐月下降趨勢(郭，2005)，並且同樣的 2006 年 1 月上升及 6 月 Shannon- Wiener's index 回降變化，可延伸 2007 年、2008 年及 2009 年~2012 年相近時期的數值變化，而 2012 年洪流過後，雖然物種數必然減少，不過多樣性大致持平或小幅上升，乃因均勻度上升。這樣的現象說明了颱風及梅雨季節所帶來洪流於對多樣性有一定的影響力，而其干擾時間點、頻度及強度之常態與否則決定正向或負向影響。

(三) 棲地評比

以 2003 到 2012 年的 RBPII 數值而言，各測站於流量暴增後，其評等往往都會趨向劣化，然而流量暴增的情況下，群聚結構變化受此強力的物理因子的影響遠大於水質或棲地因子，群聚結構起先為高留存之抗急流的物種居多，後續發展為快速拓殖的物種為主，因此除非水質或棲地劣化非常嚴重，能快速反應於 RBPII 評等的情況，在水質或棲地普遍較為良好的地區，流量暴增事件的出現，應等待一段時間，待物種拓殖穩定後，方可用 RBPII 來評等。除此之外，其中往年皆以颱風過境時，多數測站都一致顯示棲地大幅劣化情況，然而 2007 年起各測站於颱風季節後棲地劣化幅度較小，且觀魚台測站棲地可維持在無損害程度，且幾乎所有測站 2011 年颱風季節後，棲地劣化幅度最小，然而於 2012 年颱風季節後，棲地劣化幅度又再增大。此結果說明了 RBPII 或許可用來偵測到颱風所引發的洪流對武陵地區溪流之影響，但似乎無法關聯到

洪流強度。

(四) 農地回收政策已具有成效

農業區下游之觀魚台測站於 2006 年至 2012 年之 Shannon- Wiener's index 及 RBPII 數值波動上下限區間範圍已較以往(2003 年至 2006 年)有提升的現象，以及於 2010 年回復監測之二號壩測站(農業區旁)，其 Shannon-Wiener's index 也較過往為高，表示其多樣性變高及棲地評比變優，與 2006 年開始進行農地回收有所關聯，且 2010 年到 2012 年水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較以往及其他大部分測站為高，證實農地回收政策已具有成效。

(五) 司界蘭溪

由於不同種類的水棲昆蟲發生時間都不盡相同，有不同的消長變化，司界蘭溪之水棲昆蟲相，明顯較七家灣溪少，但多樣性指數落在武陵地區各測站之數值上下限範圍內。從 2005 年至今的調查已有穩定的結果，為天然林旁之上游棲地評比及多樣性指數大多優於有農業活動的下游。2010 年 2 月司界蘭溪上下游皆有多樣性上升但棲地評比下降之趨勢，因此兩者數值變化可推測出司界蘭溪下游之棲地劣化耐受性較高物種增多，並且有二個可能影響因素，第一為暖冬(林，2010)，可能造成短生活史之 r 選汰物種量增，第二為細顆粒底質比例上升(葉，2010)，可能造成棲地多樣性下降。不過 2011 年 2 月司界蘭溪上下游多樣性及棲地評比則與 2010 年的狀態相反，多樣性較 2010 年呈現下降，但棲地評比較 2010 年佳，而 2012 年則已下游多樣性較上游為高，且棲地評比雖仍上游為高但分數已拉近，可能與較不受上一年颱風洪水影響有關。

(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

一號壩壩體改善工程施工擾動水體後，使得水體中懸浮物質增多(王，2011)，對整個水域食物鏈的影響是多環節的。從生態系食物鏈傳遞的角度分析，除了初級生產者藻類受到負面影響外(林，2011)，其它的消費者營養階級

的水生生物也會受到負面影響，對水棲昆蟲短期影響即是族群數量出現下降(圖 7-10)，並可通過影響食物鏈的傳遞進而影響整個水域生態系統。挖泥掀起的泥沙沖刷進入水域中，壩體下游的空間改變(王，2011)，枯枝落葉掉入水域中變少，底層的粗顆粒碎屑下降(林，2011)，下游的環境改變較上游明顯(王，2011；葉，2011)。壩體上游的兩測站，可能季節性變化所造成的影響大於壩體改善短期影響，但壩體下游的兩測站除了季節性變化的影響外，還有壩體改善工程短期衝擊。一號壩下游測站遭受壩體碎片及所釋放大粒徑石頭覆蓋原有溪底底質(葉，2011)，此測站首當其衝應遭受較巨大的衝擊，更下游之繁殖場測站相較之下僅遭受細顆粒物質衝擊及掩蓋(葉，2011)，結果的確也顯示出一號壩下游測站水棲昆蟲個體數及多樣性大幅下降，且下降幅度大於繁殖場測站(圖 7-10 及圖 7-11)，如此大幅下降現象，與國外其他研究雷同(Thomson *et al.* 2005, Orr *et al.* 2008)。然而 2012 年 8 月的颱風所引發的溪流變動，已經不僅是拆壩所造成的影響，大型底質挾帶沖刷到更下游的繁殖場測站，淤積明顯(王，2012)，由圖 7-11 可看出離一號壩較遠的觀魚台測站及繁殖場測站多樣性指數的波動明顯變大且下降，而繁殖場測站降至最低(1.2)。

壩體改善工程對壩體上下游的測站呈現出短期的負面衝擊，隨著時間演進，隨後出現的自然洪水事件所造成的洪水衝擊，除了本身的影響力，會與壩體事件結合，再重演一次並加深此次洪水所造成的衝擊，且壩體下游的測站受到影響較上游來的大。結果顯示颱風所引發的洪流的确造成如此的影響，一號壩下游測站首當其衝遭受較巨大的衝擊，水棲昆蟲個體數下降幅度較大，且多樣性下降至最低，其次為繁殖場測站。今年的洪水衝擊，可以看到拆壩後的影響力已可達一號壩上游棲地，當然一號壩下游測站也因底質嚴重掏刷也同受衝擊，同時表現出水棲昆蟲多樣性大幅下降，影響距離及時間，持續監控中。

(七) 全球氣候變遷對溪流生態系的衝擊

溪流生態系本身的結構及功能多樣化，除了本身上下游系統之能量傳送外，並由物種的跨陸域及水域的生活史，具備陸域生態系及水域生態系之間的

能量流轉，而造就彼此的生物多樣性；乾溼季變化也造就了兩生態系的生態過渡帶(Ecotone)，而在全全球氣候變遷對生態系的衝擊已逐漸了解且重視下(Root *et al.* 2003)，溪流生態系的重要性及與氣候變遷影響此生態系之知識貧乏出現高度反差(Durance & Ormerod 2007)。全球氣候變遷所導致暖化會使溪流生物群聚結構產生轉移 (Durance & Ormerod 2007)，趨向嗜溫性魚類及嗜溫性無脊椎動物類群之組成增加(Daufresne *et al.* 2003, Daufresne & Boet 2007)，雖然局部地區 α 多樣性(地區內的物種豐富度)會增加，但 β 多樣性(地區間不相似度)會下降(Brown, Milner & Hannah 2007)。有研究指出人為干擾及其他氣候振盪可能會模糊全球氣候變遷的影響，如何將全球氣候變遷對生態系衝擊，從其他的干擾分離出來將會是所要面臨的挑戰 (Durance & Ormerod 2007)；另外氣候變遷的研究可由空間大尺度而非以時間尺度，分析數個區域流量及溫度變異，並藉由不同空間變異所造成群聚組成差異性的了解，及依據全球氣候變遷所造成的相同環境梯度，來推測未來氣候變遷對水域生態系之衝擊 (Bonada, Dolédec & Statzner 2007)。

國外研究全球暖化對溪流生態系的影響常長達數十年時間序列 (e.g. Daufresne *et al.* 2003, Daufresne & Boet 2007, Durance & Ormerod 2007)，且全球氣候變遷和氣候振盪(如聖嬰-南方振盪，El Niño-Southern Oscillation, ENSO)交互作用下，無法由短期年度變化看出暖化對生態系之衝擊，需要長期研究。雖然如此，但短時間的極端氣候對生態系之衝擊程度遠大逐漸暖化的效應(e.g. Both *et al.* 2006)，甚至可和十年時間尺度之暖化衝擊相提並論(e.g. Jentsch *et al.* 2008)。此外，極端氣候對生態系之衝擊較輕易察覺，季節性颱風所帶來洪流對武陵地區而言最近幾年已出現非常態現象，已造成溪流水棲昆蟲群聚結構及功能上之改變 (Chiu & Kuo 2012)，不過仍然需要長期研究始得了解是否為全球暖化、其他氣候振盪或兩者交互作用所致。最後，目前的極端氣候仍然是提供了研究生態系如何回應的絕佳機會，以便因應未來全球暖化所引起極端洪流之衝擊時，做為尋求保育及經營管理對策之參考。

五、結論與建議

(一) 結論：

各站所採獲水棲昆蟲物種數逐年微量增加。水棲昆蟲歷經了 2003 年無颱風的年度，數量及生物量於 2004 年 2 月達到高峰，但往後幾年也明顯受到颱風季節及梅雨季節所造成的洪流影響而呈現下降趨勢，影響隔年水棲昆蟲組成拓殖回復之方向。2004 年下半年到 2006 年，一些體型較大的物種，已逐漸減少；而被替換成體型較小的物種，由於 2006 年颱風頻度和強度都較小，2007 年年初毛翅目之長鬚石蛾等較大體形物種有增多的現象(郭，2007)，不過受 2007 年後半年的二次強颱風影響，於 2008 年體型較小的物種比例再度上升、生物量下降，且由底棲幼蟲、成蟲羽化之組成再次驗證颱風季節對昆蟲群聚結構及組成之影響 (郭，2008)，而由歷年中大型食餌數據也證實了洪流對昆蟲群聚結構及組成之衝擊(郭，2009)，不過可能 2009 年洪流較為減弱，2010 年年至 2012 年之拓殖回復，又復見長鬚石蛾 *Stenopsychidae* 之增加(大體形物種)及黑管石蛾 *Uenoidae* 之採獲記錄，我們認為毛翅目這二物種可作為極端洪流的生物指標。今年又見大型洪流的發生，受此影響，預測明年有可能中大型食餌數相對減少。農業區下游之觀魚台測站於 2006 年農地回收後，水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較以往及大部分其他測站為高，多樣性指數及 RBPII 數值波動上下限區間範圍已提升，棲地評比已提升至優良測站，且二號壩測站(農業區旁)，多樣性變高及棲地評比變優，證實農地回收政策已具有成效。

MDS 分析中顯示有勝溪測站為一類群，而其他站為另一類群，表示有勝溪測站的群聚結構和其他各站較不相似，然而 2009~2012 年開始和其他測站於 MDS 分析圖中具有交集，表示其和其他測站有相似度提高的現象。除了有勝溪測站外，各站的群聚結構變動方向具一致性，流量暴增可能為驅使力量，而使群聚結構驅向某一特定群聚結構，然而 2006 年干擾較小，因此 2006 年到 2007 年年初的群聚結構已開始回移，但因 2007 年後半年的強颱風的干擾，則再度驅向特定群聚結構直到隔年年初回復，可歸納出每年回復之時期為年初。由 2009 年至 2012 年年初，以及 2009 年後半年結果分別再度證實年初回復及其後洪水干擾之情形。並且可能 2009 年洪流較為減弱，相近於 2002

年洪流，造成 2010~2012 年及 2003 年群聚結構相近之現象，但是今年的颱風影響，再度轉移至 2005 年~2009 年間的群聚結構，明年將可能重演嚴重干擾後的群聚結構變遷。

一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群聚產生約 2.5 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，且壩體下游兩測站受到影響較上游兩測站來的大。拆壩後再遭受到大雨引起的洪水衝擊為另一重要事件，此洪水除了本身的影響力，會結合拆壩再重演一次負面直接影響，加深此次洪水的衝擊。可能還有間接的、慢性的長期衝擊：例如水棲昆蟲的棲息環境的改變，引起食物鏈和生態結構的逐步變化，從生態系食物鏈傳遞的角度來看，應長期追蹤(5 年以上)及全面監測(永久測站)。

(二) 建議

建議一

司界蘭溪研究人力資源移轉：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系

司界蘭溪由 2005 年開始至今的調查結果，以天然林旁之上游棲地評比及多樣性指數大多優於有農業活動的下游，應考慮轉為 3 年調查一次的長期研究，並將人力資源移轉至其他具研究價值的溪流。

建議二

減緩暴增流量及增加鮭魚陸域食餌之土地利用類型：中長期建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系、國立中興大學生命科學系、環球技術學院環境資源管理系

由 10 年數據可看出，流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例則會增加，且已發表證實(Chiu & Kuo 2012)，此現象發生於 2003 年初及 2010~2012 年初，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量且不易被洪水移除為主，並達減緩暴增流量之效為佳，如此一來可於暴雨過後，減少對水棲昆蟲群聚之衝擊，且植被恢復得以增加鮭魚陸域補足食餌 (Liao et al. 2012)，及其食物來源獲得維持。

六、參考文獻

- 川合禎次，1985。日本產水棲昆蟲檢索圖說。東海大學出版會。東京。
- 上野益三，1937。台灣大甲溪之鱒之食性與寄生蟲 (日文)。台灣博物學會會報，第 27 期，153-159 頁。
- 松木和雄，1978。臺灣產春蜓科稚蟲分類之研究。台灣省立博物館科學年刊，第 21 期，133-180 頁。
- 津田松苗(編)，1962。水棲昆蟲學。北隆館。東京。
- 王筱雯，2011。100 年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第十一章泥沙監測研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 丘明智，2009。武陵地區洪流及河烏與溪流昆蟲之關係。國立中興大學昆蟲學研究所博士論文。臺中市。
- 汪靜明，1992。河川生態保育。國立自然科學博物館。臺中市。
- 汪靜明，1999。河川生物多樣性的內涵與生態保育。生物多樣性前瞻研討會論文集。行政院農業委員會。臺北市。
- 林幸助，2011。100 年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第一章藻類研究與資料整合。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 林曜松，1998。生物多樣性前瞻研討會論文集。行政院農業委員會。臺北市。
- 康世昌，1993。臺灣的蜉蝣目 (四節蜉蝣科除外)。國立中興大學昆蟲學研究所博士論文。臺中市。
- 雪霸國家公園編印，2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計畫總檢討。
- 郭美華，2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立：水棲昆蟲長期生態監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。
- 郭美華，2006。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第六章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。
- 郭美華，2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。
- 郭美華，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2009。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。

內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2010。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。

內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2011。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。

內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華、丘明智、謝易霖，2004。以水棲昆蟲監測雪霸國家公園武陵地區溪流
水質。台灣昆蟲，第24期，339-352頁。

黃國靖，1987。七家灣溪水棲昆蟲相及其生態研究。國立台灣大學植物病蟲害
研究所碩士論文。

農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印，2000。櫻花鉤吻鮭研究保
育研討會論文集。

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。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。櫻花鉤吻鮭研
究保育研討會論文集，151-177頁。

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。

葉昭憲，2011。100年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第二章物理
棲地研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

Bednarek, A. T. (2001) Undamming rivers: a review of the ecological impacts
of dam removal. *Environmental Management*, **27**, 803-814.

Bonada, N., Dolédec, S. & Stutzner, B. (2007) Taxonomic and biological trait
differences of stream macroinvertebrate communities between
mediterranean and temperate regions: implications for future climatic
scenarios. *Global Change Biology*, **13**, 1658 - 1671.

Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C. M. & Visser, M. E. (2006) Climate change
and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, **441**,
81 - 83.

Brown, L. E., Milner, A. M. & Hannah, D. M. (2007) Vulnerability of alpine
stream biodiversity to shrinking snowpacks and glaciers. *Global
Change Biology*, **13**, 958-966.

- Chiu, M.-C. & Kuo, M.-H. (2012) Application of *r/K* selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. *Ecological Entomology*, **37**, 145-154.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001) *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Daufresne, M. & Boet, P. (2007) Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*, **13**, 2467 - 2478.
- Daufresne, M., Roger, M. C., Capra, H. & Lamouroux, N. (2003) Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, **10**, 124-140.
- Durance, I. & Ormerod, S. J. (2007) Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, **13**, 942-957.
- Hilsenhoff, W. L. (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**, 65-68.
- IPCC. (2007) *Climate Change 2007: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jentsch, A., Kreyling, J., Boettcher-Treschkow, J. & Beierkuhnlein, C. (2008) Beyond gradual warming: extreme weather events alter flower phenology of European grassland and heath species. *Global Change Biology*, **14**, 1 -13.
- Liao, L.-Y., Chiu, M.-C., Huang, Y.-S. & Kuo, M.-H. (2012) Size-dependent foraging on aquatic and terrestrial prey by the endangered Taiwan Salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Zoological Studies*, **51**, 671-678.
- Orr, C. H., Kroiss, S. J., Rogers, K. L. & Stanley, E. H. (2008) Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications*, **24**, 804-822.

- Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K. & Hughes, R. M. (1989) Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440-4-89-001. *U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.*
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421**, 57 - 60.
- Shieh, S.-H. & Yang, P.-S. (2000) Community structure and functional organization of aquatic insects in an agricultural mountain stream of Taiwan: 1985-1986 and 1995-1996. *Zoological Studies*, **39**, 191-202.
- Thomson, J. R., Hart, D. D., Charles, D. F., Nightengale, T. L. & Winter, D. M. (2005) Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**, 192-207.

表 7-1、武陵地區於 2012 年之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游	
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Deronectes</i> sp.							1.8	3.6		
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	55.5	121.8	494.5	1039.1	546.4	379.8	116.5	91.4		
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	3.6	26.9	48.4	23.3	26.9	16.1	1.8		
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.	1.8									
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	1135.9	1033.8	510.6	284.9	55.5	1.8	181.0	120.0		
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	3.6			9.0	1.8	1.8				
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		1.8	1.8	1.8	7.2	1.8	3.6			
		<i>Bibiocephala</i> sp.	10.7	5.4	3.6	9.0	9.0		17.9	3.6		
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	112.9	44.8	93.2	188.1	57.3	152.3	71.7	17.9		
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	836.7	562.6	3275.1	2477.8	2932.9	4995.1	1137.7	4000.7		
		Chironomidae sp.C	95.0	806.2	1057.1	985.4	304.6	675.4	944.2	618.1		
		Chironomidae sp.D			1.8	1.8	7.2	26.9				
		Chironomidae sp.E		5.4		7.2	5.4	21.5	3.6	1.8		
		Chironomidae spp.	91.4	254.4	523.2	267.0	562.6	2565.6	272.3	263.4		
	Tanypodinae spp.		86.0	55.5	297.4	34.0	60.9	521.4	30.5	44.8		
		Empididae	<i>Chelifera</i> sp.				3.6					
			<i>Hemerodromia</i>							3.6		
	<i>Holorusia</i>					1.8						
	Ephydriidae	<i>Setacera</i> sp.					1.8					
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>	1.8									
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	89.6	26.9	86.0	80.6	114.7	218.6	218.6	37.6		
	Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.				1.8			1.8			
	Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.					5.4			1.8		
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	34.0	10.7	60.9	48.4	26.9	139.7	154.1	30.5		
		<i>Dicranota</i> sp.		1.8		7.2						
		<i>Eriocera</i> sp.A	148.7	297.4	449.7	390.6	293.8	155.9	114.7	59.1		
		<i>Eriocera</i> sp.B	68.1	114.7	259.8	148.7	170.2	95.0	157.7	80.6		
		<i>Erioptera</i> sp.						1.8				
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	82.4	3.6	41.2	23.3	16.1	1.8	3.6	9.0		
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	241.9	111.1	181.0	465.8	413.9	284.9	954.9	249.0		
		<i>Baetiella bispinosa</i>	77.0	59.1	41.2	69.9	80.6	60.9	356.5	93.2		
		<i>Baetis</i> spp.	1345.5	630.7	1689.5	308.2	689.8	2365.0	600.2	367.3		
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	1.8	5.4	26.9	5.4			7.2	5.4		
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	159.5	114.7	143.3	170.2	91.4	16.1	145.1	34.0		
		<i>Cincticostella fusca</i>	75.2	21.5	30.5	32.2	9.0		23.3			
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>		1.8	28.7	57.3	12.5	155.9	12.5	3.6		

表 7-1 續

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	17.9	3.6	19.7	23.3	16.1	157.7	5.4	21.5	
		<i>Epeorus erratus</i>	37.6	1.8	5.4	7.2	9.0		16.1	9.0	
		<i>Nixe</i> sp.						68.1			
		<i>Rhithrogena ampla</i>	1126.9	2782.4	2553.1	1091.1	1696.7	541.1	2012.0	1522.9	
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	189.9	17.9	25.1	9.0	1.8				1.8
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	130.8	413.9	498.1	103.9	125.4	668.3	397.7	175.6	
		<i>Protonemura</i> spp.	121.8	25.1	26.9	44.8	1.8	3.6	71.7	7.2	
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	17.9	5.4	25.1	10.7	1.8	1.8			
		<i>Neoperla</i> spp.	256.2	942.4	908.4	582.3	225.7	9.0	322.5	333.2	
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	66.3	87.8	252.6	26.9	3.6		10.7	3.6	
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.	1.8	1.8	1.8	10.7	1.8				
	Beraeidae	<i>Nippoberaea</i>				1.8	1.8	10.7			
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	10.7	39.4	1.8	166.6	102.1	9.0	134.4	69.9	
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.		7.2	12.5	5.4	1.8	19.7	5.4		
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	12.5	1.8	5.4	23.3	1.8		7.2		
		<i>Hydropsyche</i> spp.	26.9	44.8	62.7	129.0	39.4	66.3	249.0	46.6	
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	1.8					7.2	1.8	1.8	
		<i>Stactobia</i>		1.8					1.8		
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	50.2	30.5	9.0	57.3	10.7	84.2	17.9	14.3	
	Leptoceridae	Leptoceridae sp.		1.8		3.6					
	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemia</i> sp.			1.8						
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.				3.6	1.8		7.2	7.2	
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	68.1	198.9	166.6	82.4	109.3	170.2	84.2	28.7	
		<i>Rhyacophila</i> spp.	30.5	7.2	34.0	50.2	12.5	5.4	55.5	26.9	
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	95.0	23.3	17.9	28.7	9.0	1.8	64.5	21.5	
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	1066.0	361.9	78.8		34.0		736.4	351.2	
	Xiphocentronidae	<i>Molanotrichia</i>			1.8						

(資料來源：本研究資料)

表 7-2、司界蘭溪於 2012 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	司界蘭溪下游	司界蘭溪上游	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	80.6	44.8	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	3.6	
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	1.8	34.0	
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		1.8	
		<i>Bibliocephala</i> sp.	5.4	7.2	
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	60.9	10.7	
	Chironomidae	Chironomidae sp.B		490.9	501.7
		Chironomidae sp.C		218.6	170.2
		Chironomidae sp.D		1.8	
		Chironomidae spp.		62.7	19.7
		Tanypodinae spp.			3.6
		Dolichopodidae	Dolichopodidae		1.8
		Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	89.6	60.9
	Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.	1.8		
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	21.5	5.4	
<i>Eriocera</i> sp.A		48.4	12.5		
<i>Eriocera</i> sp.B		43.0	19.7		
Ephemeroptera		Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	3.6	
		Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	134.4	161.2
<i>Baetiella bispinosa</i>			86.0	14.3	
<i>Baetis</i> spp.	37.6		14.3		
Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	7.2	1.8		
	<i>Cincticostella fusca</i>	1.8			
Ephemeridae	<i>Ephemerella sauteri</i>	10.7	7.2		
Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	3.6	1.8		
	<i>Epeorus erratus</i>	5.4			
	<i>Rhithrogena ampla</i>	999.7	505.2		
Plecoptera	Leuctridae	<i>Rhopalopsale</i> sp.		1.8	
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	225.7	82.4	
		<i>Protonemura</i> spp.	35.8	5.4	
	Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	105.7	338.6	

表 7-2 續

Order	Family	Taxa	司界蘭溪下游	司界蘭溪上游	
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.		3.6	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	37.6	1.8	
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.			1.8
		<i>Hydropsyche</i> spp.		62.7	19.7
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	7.2	9.0	
	Leptoceridae	Leptoceridae sp.	1.8	7.2	
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.		5.4	
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>		50.2	12.5
		<i>Rhyacophila</i> spp.		7.2	1.8
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A		9.0	10.7

(資料來源：本研究資料)

附表 7-1、武陵地區於 2012 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	39.4	41.2	111.1	553.6	148.7	166.6	86.0	52.0		
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	1.8	10.7	26.9	5.4	12.5	16.1			
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	804.4	713.1	252.6	173.8	28.7	1.8	130.8	64.5		
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.				3.6						
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.						1.8				
		<i>Bibliocephala</i> sp.				5.4	3.6		10.7	1.8		
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	78.8	35.8	28.7	112.9	10.7	66.3	52.0	14.3		
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	548.2	329.7	265.2	806.2	435.4	4169.1	619.9	118.2		
		Chironomidae sp.C	48.4	383.4	424.6	394.2	100.3	252.6	759.7	535.7		
		Chironomidae sp.D				1.8	1.8					
		Chironomidae sp.E							1.8			
		Chironomidae spp.	62.7	146.9	132.6	37.6	222.2	2064.0	98.5	93.2		
		Tanypodinae spp.	73.5	35.8	127.2	17.9	30.5	163.0	7.2	28.7		
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.				1.8						
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	10.7			16.1	3.6	145.1	23.3			
	Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.				1.8			1.8			
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	26.9	9.0	5.4	17.9	9.0	96.7	7.2	3.6		
		<i>Dicranota</i> sp.			1.8	5.4						
		<i>Eriocera</i> sp.A	123.6	181.0	227.5	308.2	112.9	138.0	100.3	34.0		
		<i>Eriocera</i> sp.B	55.5	64.5	89.6	78.8	89.6	50.2	103.9	55.5		
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	73.5	3.6	39.4	23.3	16.1	1.8	3.6	9.0		
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	16.1	34.0	21.5	32.2	161.2	191.7	664.7	102.1		
		<i>Baetiella bispinosa</i>	3.6	41.2	9.0	9.0	39.4	50.2	227.5	64.5		
		<i>Baetis</i> spp.	999.7	292.0	413.9	103.9	154.1	1130.5	272.3	148.7		
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	1.8		21.5	1.8			7.2	3.6		
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	3.6	3.6	3.6	3.6	1.8	9.0	17.9	12.5		
		<i>Cincticostella fusca</i>	39.4	19.7	19.7	26.9	5.4		16.1			
	Ephemeridae	<i>Ephemeria sauteri</i>		1.8	23.3	19.7	5.4	78.8	9.0	3.6		
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	7.2		10.7	5.4	10.7	50.2		5.4		
		<i>Epeorus erratus</i>	3.6	1.8		3.6	3.6		3.6			
		<i>Nixe</i> sp.						19.7				
		<i>Rhithrogena ampla</i>	707.7	1809.5	1032.0	344.0	754.3	347.6	1096.5	895.8		
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	159.5	10.7	19.7	5.4						
	Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	77.0	385.2	306.4	64.5	80.6	532.1	204.2	116.5	
			<i>Protonemura</i> spp.	7.2	25.1	9.0	34.0	1.8	3.6	52.0	5.4	
Perlidae		<i>Gibosia</i> sp.	10.7	1.8	14.3	1.8	1.8					
		<i>Neoperla</i> spp.	166.6	523.2	286.7	146.9	53.7	7.2	202.5	112.9		
Styloperlidae		<i>Cerconychia</i> sp.	53.7	53.7	186.3	19.7			7.2	1.8		

附表 7-1 續

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.					1.8	3.6			
	Beraeidae	<i>Nippoberaea</i>						1.8			
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	5.4	7.2	1.8	12.5	17.9	5.4	62.7	44.8	
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.		1.8				5.4			
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.		1.8			5.4			1.8	
		<i>Hydropsyche</i> spp.	1.8	39.4	3.6	109.3	5.4	1.8	168.4	34.0	
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	1.8					5.4	1.8	1.8	
		<i>Stactobia</i>								1.8	
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	14.3	23.3	1.8	3.6	1.8	68.1	7.2	3.6	
	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemia</i> sp.			1.8						
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.					1.8			1.8	5.4
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	57.3	143.3	50.2	39.4	39.4	62.7	44.8	7.2	
		<i>Rhyacophila</i> spp.	16.1	3.6	10.7	10.7			32.2	1.8	
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	16.1	10.7	10.7	7.2	3.6	1.8	35.8	1.8	
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	155.9	344.0	57.3		25.1		695.2	342.2	

(資料來源：本研究資料)

附表 7-2、武陵地區於 2012 年 4 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	山西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Deronectes</i> sp.							1.8	3.6	
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	10.7	21.5	211.4	261.6	329.7	184.5		23.3	14.3
		<i>Zaitzevia</i> sp.B				12.5	14.3	14.3	12.5		
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	247.2	232.9	139.7	75.2	19.7			35.8	17.9
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	3.6					1.8	1.8		
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.				1.8					
		<i>Bibiocephala</i> sp.		5.4	1.8						5.4
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	34.0	9.0	57.3	66.3	43.0	82.4		19.7	1.8
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	107.5	164.8	2888.1	1506.8	2388.2	505.2		392.4	3841.3
		Chironomidae sp.C	39.4	254.4	508.8	372.7	109.3	406.7		164.8	71.7
		Chironomidae sp.D						5.4	12.5		
		Chironomidae sp.E					7.2	3.6	21.5		
		Chironomidae spp.	12.5	46.6	234.7	143.3	265.2	440.7		136.2	157.7
		Tanypodinae spp.	5.4	16.1	150.5	10.7	19.7	320.7			9.0
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.				1.8					
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	26.9	21.5	7.2	48.4	19.7	1.8		60.9	23.3
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	5.4		19.7	23.3	12.5	25.1		121.8	23.3
		<i>Eriocera</i> sp.A	16.1	75.2	195.3	55.5	123.6			9.0	
<i>Eriocera</i> sp.B		3.6	9.0	84.2	34.0	60.9	17.9		39.4	1.8	
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	9.0		1.8						
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	19.7	64.5	35.8	349.4	146.9	1.8		105.7	134.4
		<i>Baetiella bispinosa</i>	21.5	1.8	1.8	43.0	12.5			100.3	23.3
		<i>Baetis</i> spp.	98.5	89.6	946.0	68.1	419.2	833.1		166.6	116.5
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		1.8	5.4	3.6					1.8
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>			16.1	1.8					
		<i>Cincticostella fusca</i>	35.8		10.7	5.4	3.6			7.2	
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>			5.4	34.0		62.7		3.6	
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	3.6	1.8	5.4	17.9		80.6			10.7
		<i>Epeorus erratus</i>	19.7			1.8				12.5	9.0
		<i>Nixe</i> sp.							46.6		
		<i>Rhithrogena ampla</i>	290.2	657.5	899.4	517.8	480.2	148.7		507.0	340.4
	Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	7.2	25.1	141.5	16.1	35.8	132.6		184.5
<i>Protonemura</i> spp.			28.7		3.6	1.8				19.7	1.8
Perlidae		<i>Gibosia</i> sp.	3.6	1.8	10.7	5.4					
		<i>Neoperla</i> spp.	52.0	181.0	267.0	189.9	68.1			44.8	68.1
Styloperlidae		<i>Cerconychia</i> sp.	9.0	30.5	60.9	3.6	3.6			3.6	1.8

附表 7-2 續

Order	Family	Taxa	桃山	山西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.						1.8			
	Beraeidae	<i>Nippoberaea</i>						1.8	10.7		
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	3.6	30.5		150.5	82.4	1.8		68.1	21.5
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.						14.3			
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.				3.6				1.8	
		<i>Hydropsyche</i> spp.	14.3	1.8		7.2		1.8		44.8	7.2
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	23.3	1.8	7.2	46.6		12.5		10.7	10.7
	Leptoceridae	Leptoceridae sp.		1.8		3.6					
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.				1.8				1.8	1.8
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	7.2	35.8	37.6	16.1	34.0	50.2		16.1	9.0
		<i>Rhyacophila</i> spp.	5.4			10.7	10.7	5.4		14.3	17.9
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	37.6	1.8	1.8	3.6	1.8			16.1	9.0
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	48.4	7.2	1.8		1.8			30.5	5.4
	Xiphocentronidae	<i>Molanotrichia</i>				1.8					

(資料來源：本研究資料)

附表 7-3、武陵地區於 2012 年 6 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A				19.7	10.7	3.6	17.9			
		<i>Zaitzevia</i> sp.B				1.8	3.6	1.8	1.8			
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.	1.8									
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	5.4	9.0	5.4					1.8		
Diptera	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		1.8								
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.					3.6	3.6	3.6		1.8	
	Chironomidae	Chironomidae sp.B		86.0	17.9	12.5	10.7	12.5	10.7		5.4	
		Chironomidae sp.C		3.6		12.5						1.8
		Chironomidae sp.D				1.8		1.8	12.5			
		Chironomidae sp.E			1.8			1.8				
		Chironomidae spp.		12.5	5.4	17.9	1.8	26.9	21.5		14.3	7.2
		Tanypodinae spp.			3.6	3.6	1.8	3.6	32.2			3.6
	Empididae	<i>Hemerodromia</i>									1.8	
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>	1.8									
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	5.4	1.8	25.1	5.4	17.9	1.8		96.7	3.6	
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.		1.8	1.8	5.4	1.8	5.4	16.1		1.8	
		<i>Eriocera</i> sp.A		1.8	3.6	9.0	12.5	53.7	7.2		5.4	1.8
		<i>Eriocera</i> sp.B			5.4	34.0	5.4	17.9	3.6		5.4	1.8
<i>Erioptera</i> sp.								1.8				
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	138.0	5.4	55.5	23.3	32.2	32.2		84.2	5.4	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	17.9	7.2	21.5	10.7	16.1			7.2	3.6	
		<i>Baetis</i> spp.	52.0	12.5	57.3	35.8	68.1	340.4		26.9	48.4	
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>			1.8		7.2					
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>					7.2	7.2				
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>		7.2		3.6			17.9			3.6
		<i>Epeorus erratus</i>		5.4		3.6	1.8					
		<i>Nixe</i> sp.							1.8			
		<i>Rhithrogena ampla</i>		17.9	57.3	152.3	55.5	84.2	17.9		193.5	75.2
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	1.8									
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	7.2		12.5		5.4	3.6		1.8	3.6	
		<i>Protonemura</i> spp.			5.4							
	Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	1.8	118.2	53.7	35.8	10.7			48.4	5.4	
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.		1.8			1.8	1.8		3.6	3.6	
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.					1.8					
		<i>Hydropsyche</i> spp.			1.8	41.2	5.4	26.9	59.1		25.1	3.6
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>						1.8				
Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	1.8			1.8	5.4	3.6					

附表 7-3 續

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.									1.8
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	1.8	7.2	34.0	9.0	23.3	34.0		16.1	3.6
		<i>Rhyacophila</i> spp.		1.8	7.2	3.6	1.8			9.0	5.4
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	12.5		5.4	3.6	3.6			9.0	7.2
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	236.5		5.4		5.4				

(資料來源：本研究資料)

附表 7-4、武陵地區於 2012 年 8 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	1.8		1.8		1.8			1.8	3.6	
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	9.0		10.7	10.7				1.8		
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.					1.8					
	Blepharoceridae	<i>Bibiocephala</i> sp.					3.6					
	Chironomidae	Chironomidae sp.B		12.5			7.2	1.8	1.8	3.6	1.8	1.8
		Chironomidae sp.C					1.8			16.1		1.8
		Chironomidae sp.E				3.6					1.8	1.8
		Chironomidae spp.					1.8	3.6	1.8	5.4		
		Tanypodinae spp.		5.4			1.8			5.4	1.8	1.8
	Empididae	<i>Holorusia</i>					1.8					
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.				1.8						
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.								1.8	1.8	
<i>Eriocera</i> sp.A			1.8	32.2	1.8	10.7			9.0		1.8	
<i>Eriocera</i> sp.B			7.2	5.4	1.8	1.8				1.8	1.8	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>			1.8							
		<i>Baetiella bispinosa</i>			3.6		3.6					
		<i>Baetis</i> spp.	69.9	34.0	5.4	9.0	10.7	14.3	25.1	3.6		
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.			1.8							
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	112.9	50.2	3.6	75.2	14.3	1.8	19.7	1.8		
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>						7.2				
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>			1.8				1.8	9.0	5.4	1.8
		<i>Epeorus erratus</i>				1.8						
		<i>Rhithrogena ampla</i>	25.1	55.5	66.3	35.8	114.7	16.1	32.2	30.5		
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	7.2									
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	17.9			1.8	12.5	1.8		3.6		
		<i>Protonemura</i> spp.	1.8				9.0					
	Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	14.3	48.4	75.2	60.9	10.7		3.6	23.3		
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	1.8									
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.					3.6					
		<i>Hydropsyche</i> spp.					3.6		1.8			
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	9.0	5.4		5.4	3.6					
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	1.8	3.6	3.6	1.8	1.8	3.6	1.8	1.8		
		<i>Rhyacophila</i> spp.					1.8					
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	9.0	5.4								
Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	114.7	1.8				1.8		3.6	3.6		

(資料來源：本研究資料)

附表 7-5、武陵地區於 2012 年 10 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxa	桃山	西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游		
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	3.6		57.3	152.3	211.4	64.5	10.7		5.4	21.5	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B			1.8	1.8	3.6	1.8					
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	69.9		68.1	102.1	35.8	7.2		10.7		37.6	
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.					3.6						
		Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.				1.8		7.2		3.6		
			<i>Bibiocephala</i> sp.	10.7			1.8		5.4		1.8	1.8	
		Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.				7.2	5.4					
	Chironomidae	Chironomidae	sp.B	82.4		50.2	102.1	152.3	95.0	306.4		118.2	39.4
			sp.C	3.6		168.4	109.3	218.6	95.0			17.9	9.0
			spp.	3.6		55.5	136.2	80.6	46.6	34.0		23.3	5.4
			Tanypodinae	spp.	1.8		14.3	3.6	7.2		21.5	1.8	
		Empididae	<i>Hemerodromia</i>									1.8	
		Ephydriidae	<i>Setacera</i> sp.						1.8				
		Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	46.6		3.6	52.0	10.7	73.5	69.9		37.6	10.7
		Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.						5.4				1.8
Tipulidae		<i>Antocha</i> sp.				30.5	5.4				21.5	3.6	
		<i>Dicranota</i> sp.					1.8						
			<i>Eriocera</i> sp.A	5.4		5.4	16.1	3.6	3.6	1.8			21.5
			<i>Eriocera</i> sp.B	1.8		30.5	50.2	28.7	1.8	23.3		7.2	19.7
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	68.1		5.4	68.1	60.9	73.5	59.1		100.3	7.2
			<i>Baetiella bispinosa</i>	34.0		5.4	9.0	3.6	12.5	10.7		21.5	1.8
			<i>Baetis</i> spp.	125.4		202.5	267.0	91.4	37.6	46.6		109.3	50.2
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.			1.8								
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	43.0		60.9	118.2	89.6	68.1	5.4		107.5	19.7	
		<i>Cincticostella fusca</i>			1.8								
	Ephemeridae	<i>Ephemeria sauteri</i>					3.6						
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>						3.6					
		<i>Epeorus erratus</i>	9.0					5.4					
		<i>Rhithrogena ampla</i>	86.0		202.5	403.1	138.0	263.4	10.7		182.7	181.0	
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	21.5		7.2	5.4	3.6	1.8				1.8	
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	21.5		3.6	35.8	10.7	1.8			3.6	3.6	
		<i>Protonemura</i> spp.	84.2			9.0							
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	3.6		1.8		3.6		1.8				
		<i>Neoperla</i> spp.	21.5		71.7	225.7	148.7	82.4	1.8		23.3	123.6	
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	1.8		3.6	5.4	3.6						

附表 7-5 續

Order	Family	Taxa	桃山	山西溪	二號壩	觀魚台	高山溪	繁殖場	有勝溪	一號壩上游	一號壩下游	
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.	1.8		1.8		7.2					
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	1.8				3.6					
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.			5.4	12.5	5.4	1.8		5.4		
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	12.5			5.4	10.7				3.6	
		<i>Hydropsyche</i> spp.	10.7	1.8	17.9	3.6	7.2	1.8		10.7	1.8	
	Hydroptilidae	<i>Stactobia</i>			1.8							
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	1.8									
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.						1.8			1.8	
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>			9.0	41.2	16.1	10.7	19.7		5.4	7.2
		<i>Rhyacophila</i> spp.	9.0	1.8	16.1	23.3						1.8
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	19.7	5.4			14.3				3.6	3.6
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	510.6	9.0	14.3						7.2	

(資料來源：本研究資料)

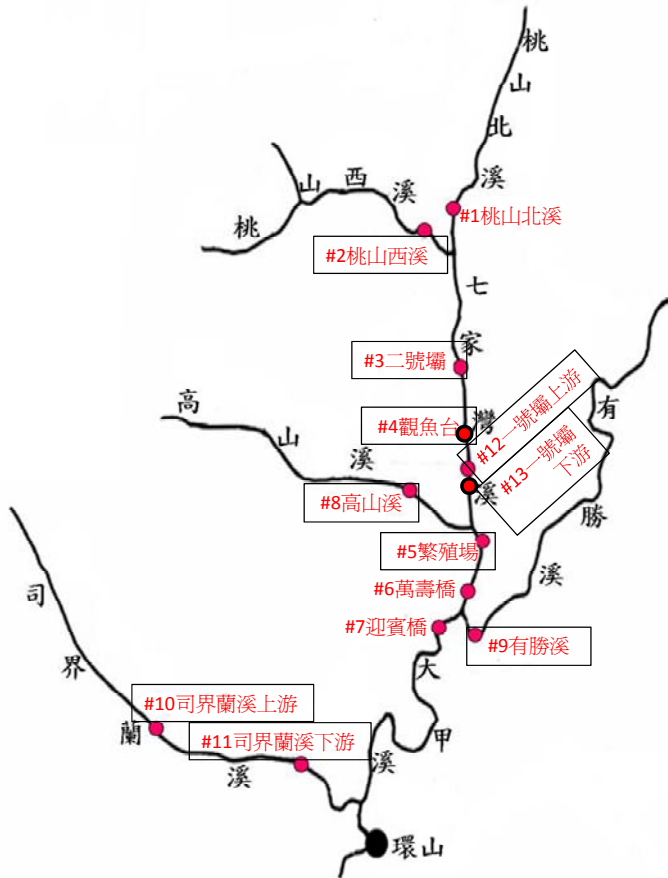


圖 7-1、武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖。
(資料來源：本研究資料)

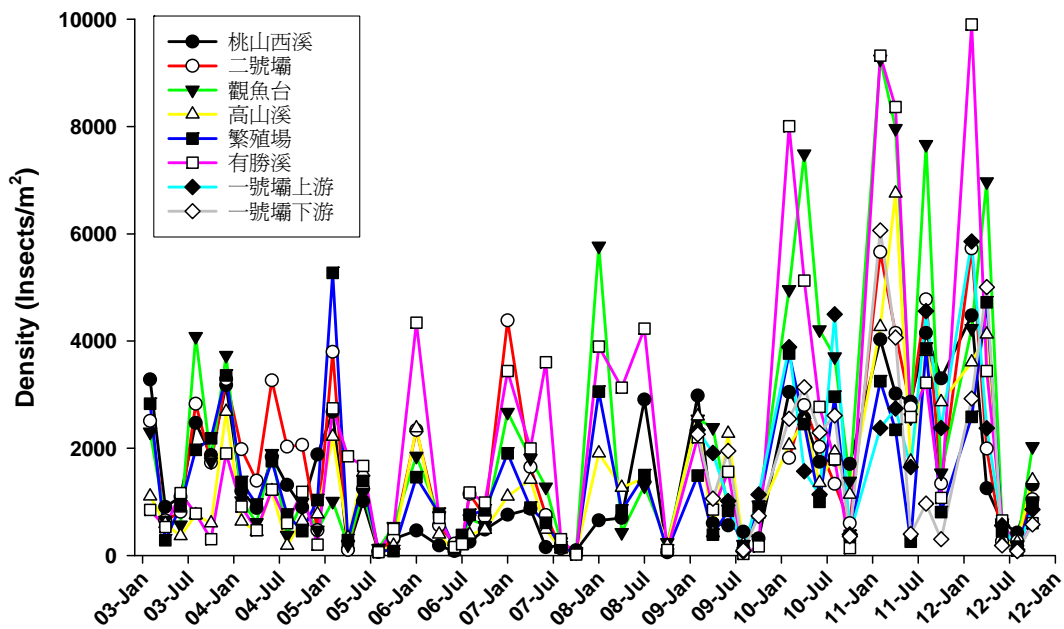


圖 7-2、武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。(資料來源：本研究資料)

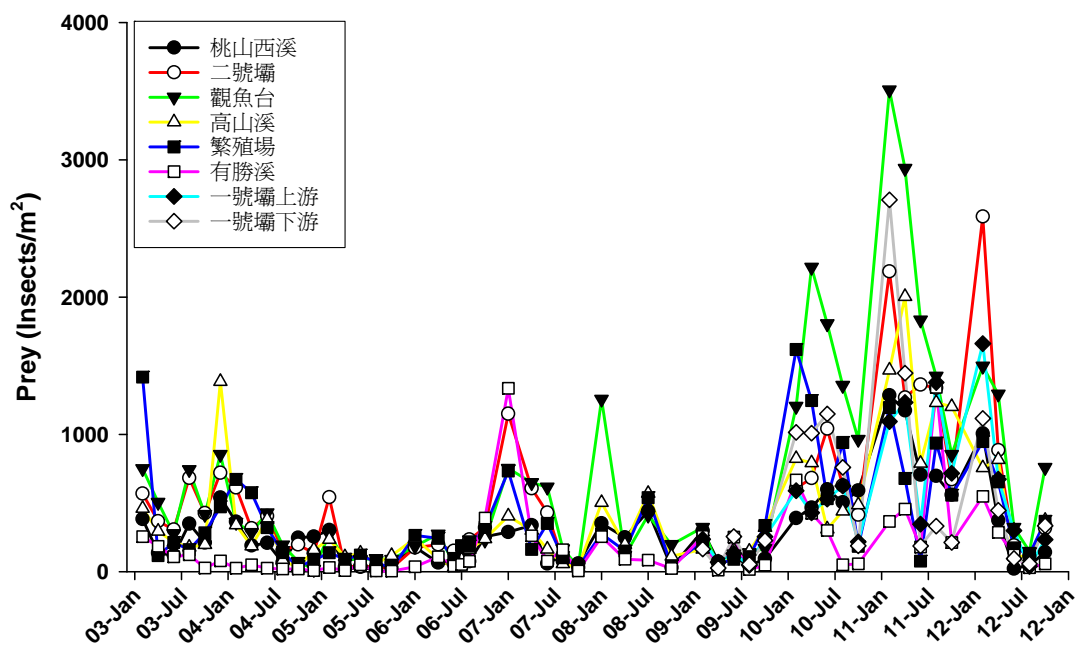


圖 7-3、武陵地區溪流測站之臺灣櫻花鉤吻鮭中大體型昆蟲食餌數量變化圖。(資料來源：本研究資料)

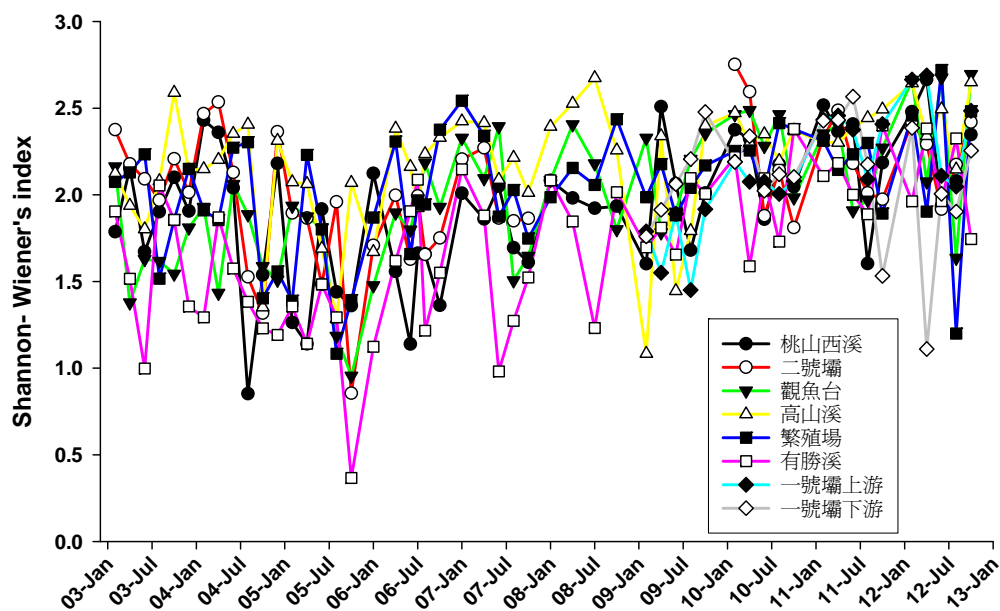


圖 7-4、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。(資料來源：本研究資料)

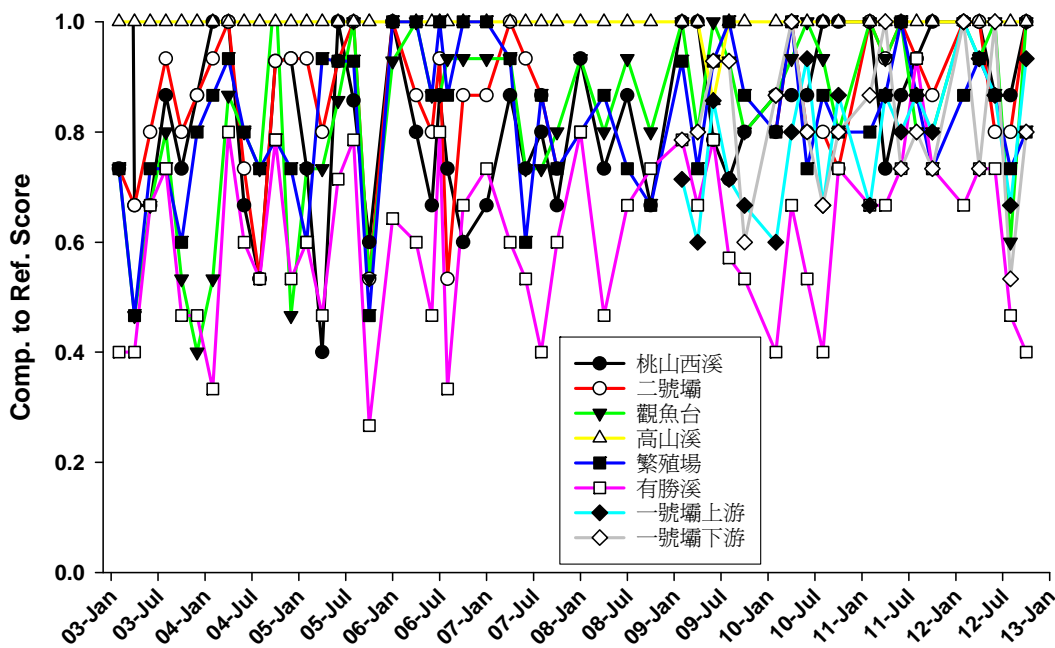


圖 7-5、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數。
(資料來源：本研究資料)

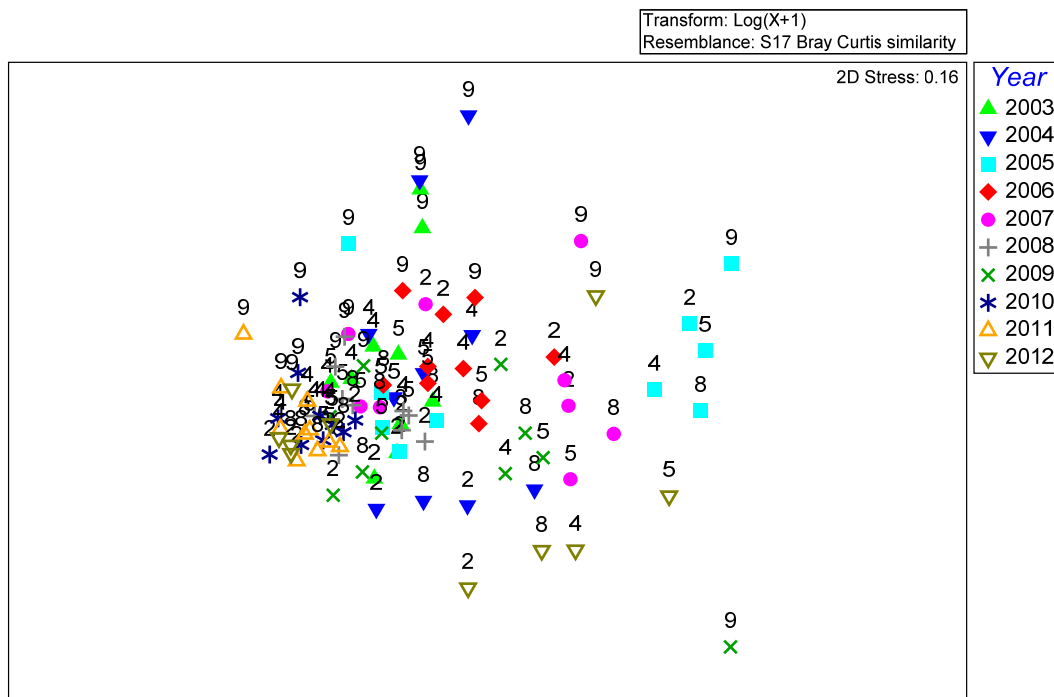


圖 7-6、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 MDS 分析。圖標數字表示樣站編號。
(資料來源：本研究資料)

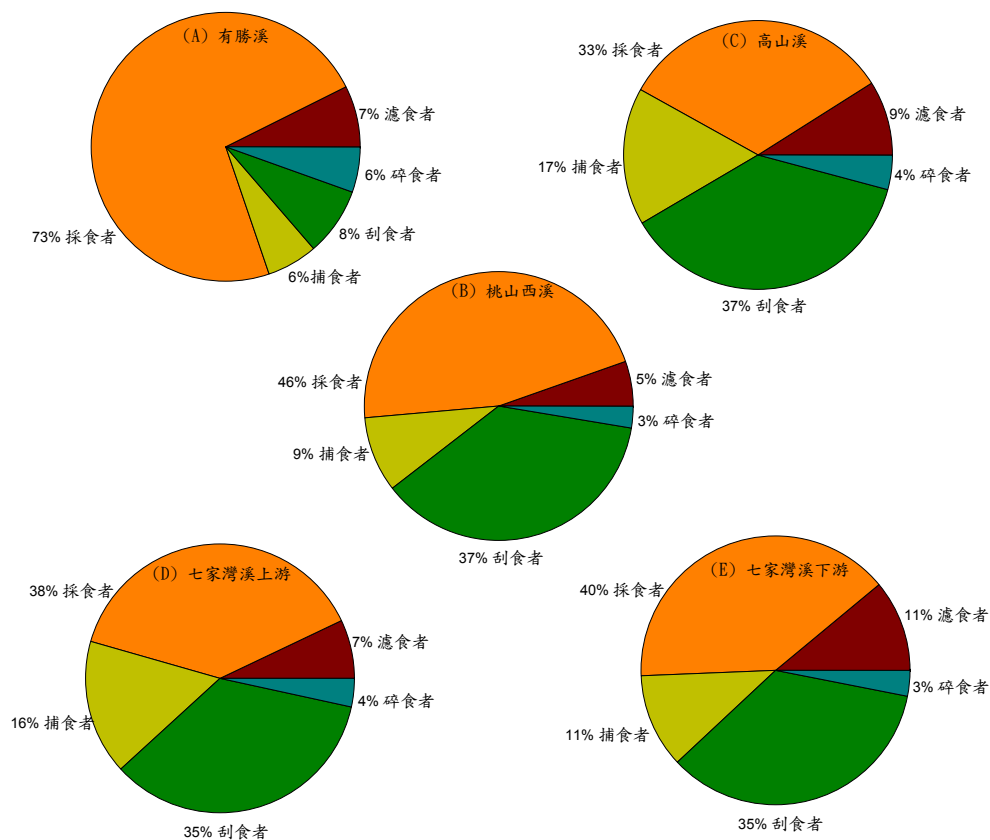


圖 7-7、2003 至 2012 年武陵地區溪流測站水棲昆蟲之取食功能群組成。
(資料來源：本研究資料)

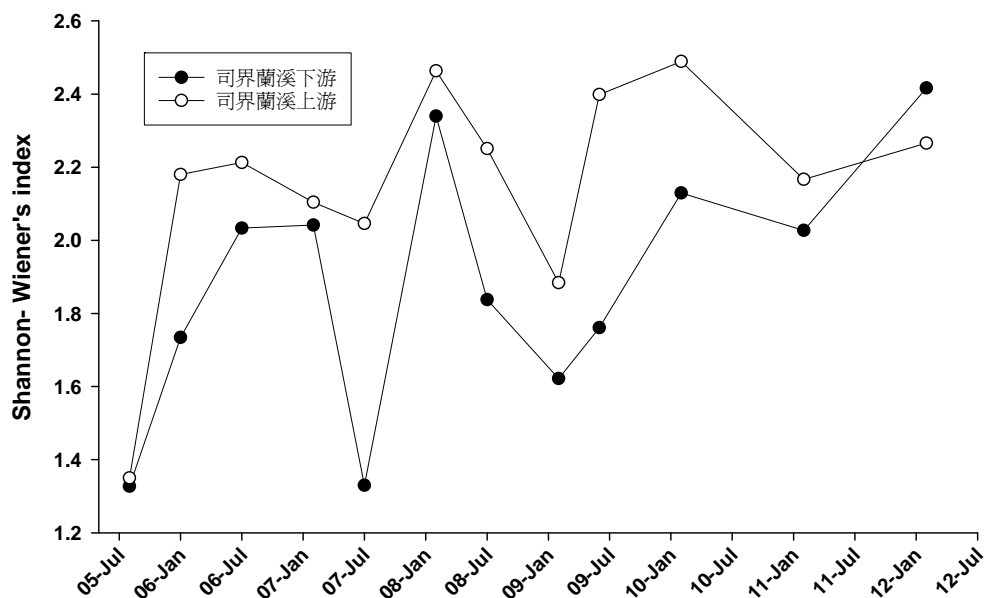


圖 7-8、司界蘭溪測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。
(資料來源：本研究資料)

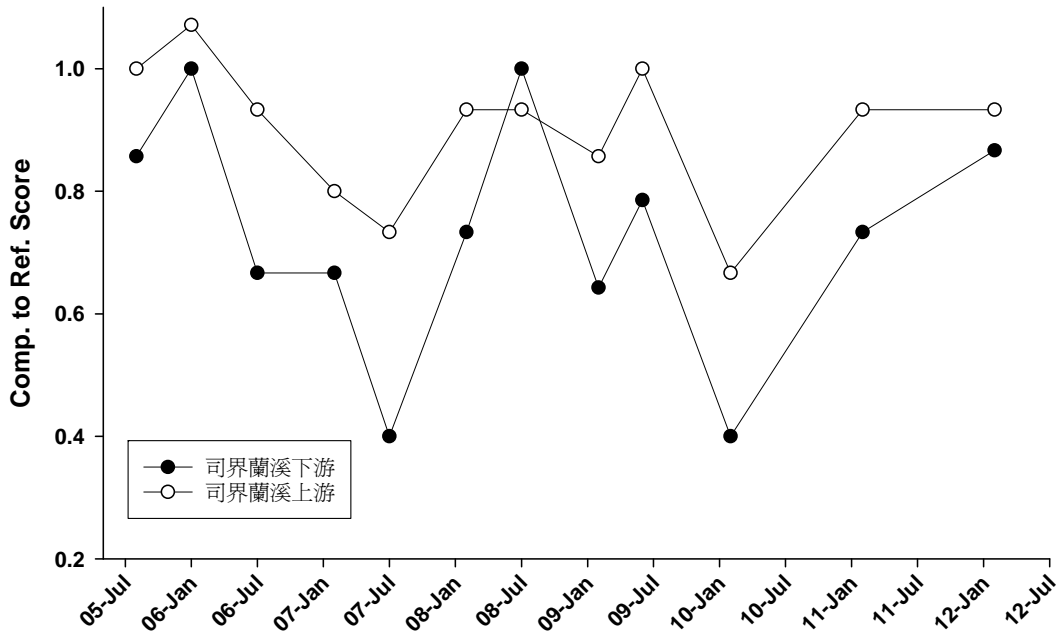


圖 7-9、司界蘭溪測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數。
(資料來源：本研究資料)

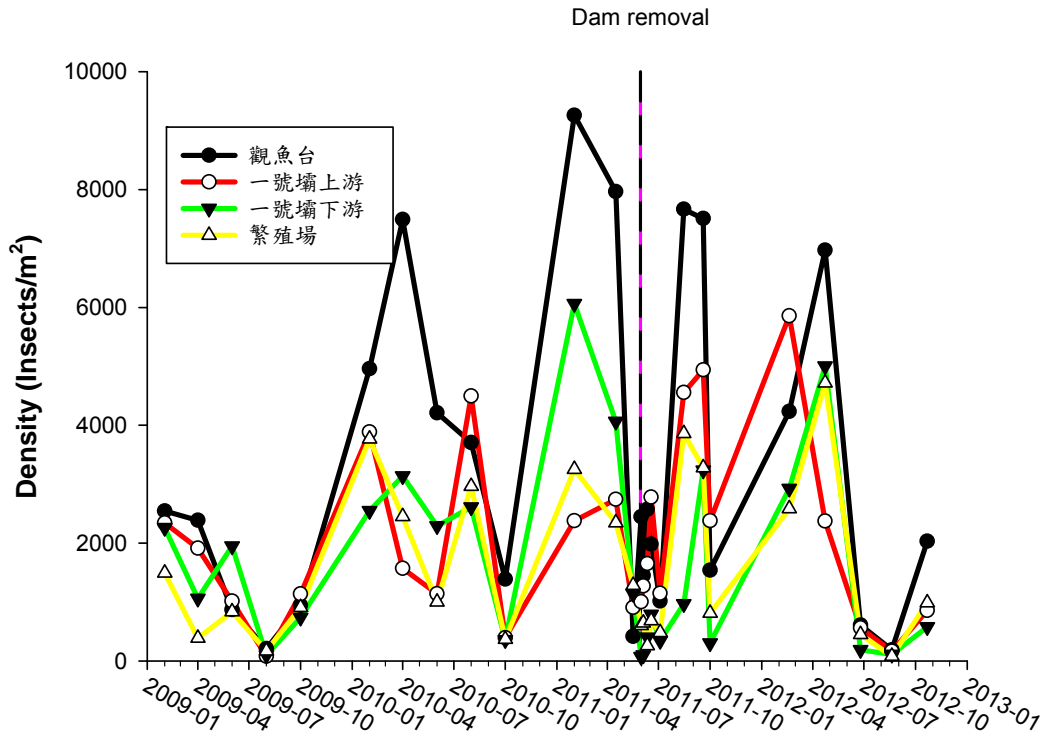


圖 7-10、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量。
(資料來源：本研究資料)

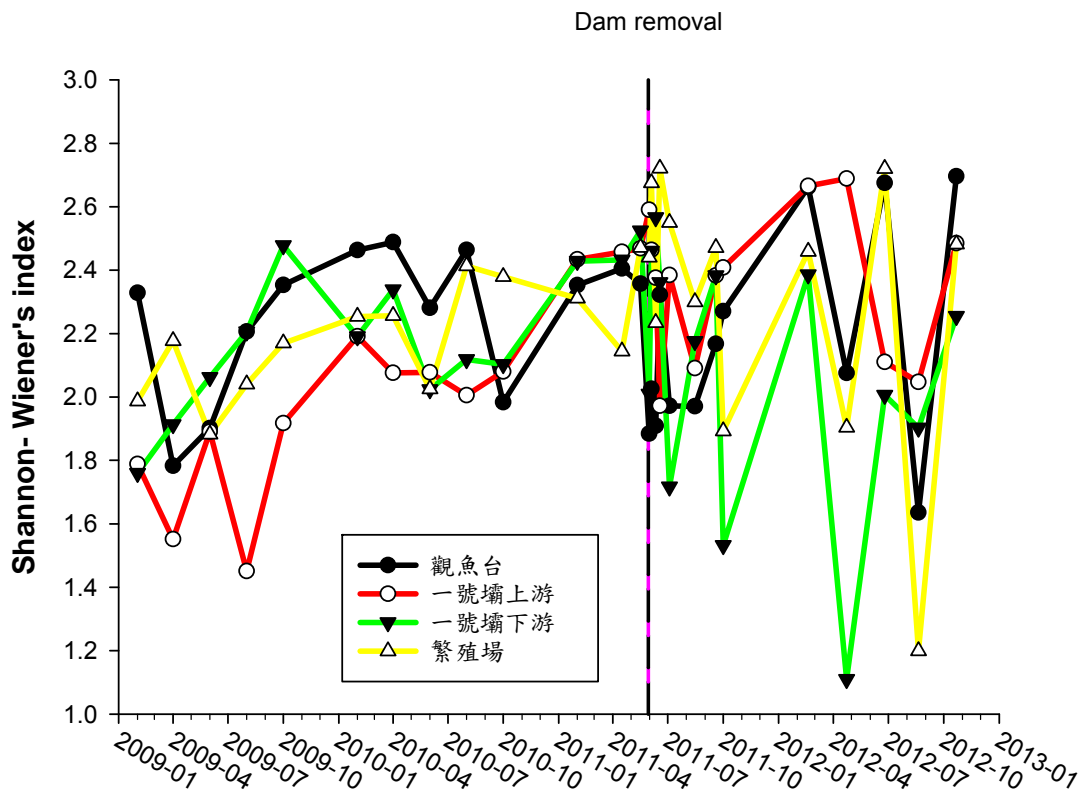


圖 7-11、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。
(資料來源：本研究資料)

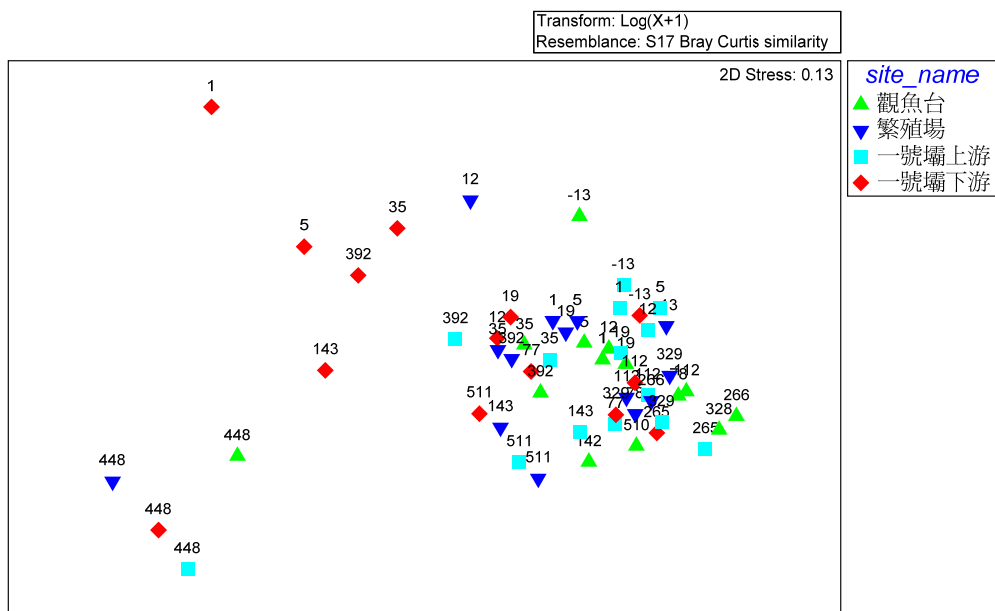


圖 7-12、一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之 MDS 分析。圖標數字表示改善當天 2011 年 5/30 日之相對天數，例如 448 代表 2012 年 8 月 20 日。(資料來源：本研究資料)

第八章 陸棲昆蟲研究

林鶯熹¹、楊正澤²、陳采如²、郭雅惠²

¹元培科技大學 醫學檢驗生物技術系

²國立中興大學 昆蟲學系

摘要

關鍵字：濱水帶昆蟲，暫時性水域、雙翅目、蚊科、蠓科

一、研究緣起

為了解陸棲昆蟲對瀕臨絕種的陸封型臺灣櫻花鉤吻蛙生態之影響，需要長期的監測評估。本計畫利用2005~2011年武陵地區生態研究與模式建構(WLTERM)的監測，以及因應一號壩拆壩工程所設立的測站，持續依生物多樣性監測標準作業程序，針對濱水帶陸棲昆蟲加以監測。另外，2010年研究人員在編號#3測站被雙翅目蠓科叮咬，且2011年也發生遊客疑似於茶莊一帶被雙翅目(蚊或蠓?)叮咬，而長年監測結果也以雙翅目為優勢目。本研究考量雙翅目(蚊科和蠓科)可能為蛙類和魚類重要食物來源，且其吸血特性可能對野生動物、甚至遊客和工作人員，造成搔擾甚至成為病媒。因此今年特別增加對濱水帶雙翅目之探討。

二、材料與方法

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)
- 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. 誘蚊燈 (black light trap, BLT)

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)
- D. 柏氏漏斗分離法 (Berlese funnel method)
- E. 剪取枝條 (Cutting twig)
- F. 積水水域昆蟲群聚 (temporal water bodies) 陸域環境中如雨後積水或樹洞等幼蟲孳生源(breeding site, BS)。

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)、花生醬誘集器 (peanut butter bait trap, PBT)、及誘蚊燈 (black light trap, BLT) 都要和掃網 (sweeping net, SWP)、枯落葉物搜集 (litters, LIT)、徒手採集 (free hand pick-up, HP)、和幼蟲孳生源(breeding site, BS)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經 2004~2011 年調查分析結果，各分類群中前四目的昆蟲為雙翅目(Diptera, D)、彈尾目(Collembola, Cm)、

鞘翅目(Coleoptera, Cp)、膜翅目(Hymenoptera, Hy)，特將此簡稱為DCmCpHy，2012年的排序資料指標群亦為DCmCpHy。依本研究資料，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，而2012優勢目與2004至2011年的優勢目相同，推論拆壩前後對陸棲昆蟲並無影響。

另濱水帶之暫時性水域昆蟲組成調查，採行樣區內常見優勢分類群雙翅目蚊科的幼期孳生源(breeding site, BS)調查方法，發現因雨季和颱風侵襲而族群下降，但10月又形成新的暫時性水域或原本的水域恢復穩定後，幼蟲族群的個體數量又逐漸恢復。而增加誘蚊燈(black light trap, BLT)可誘集較多水生昆蟲毛翅目幼蟲、雙翅目蠓科，及鱗翅目的蛾類，為之前採集方法中較少採到者。另外，今年以人體誘集的結果皆未再發現有蠓科叮咬，但以誘蟲燈誘集仍鑑定到蠓科族群存在。且發現雙翅目蚊科在濱水帶暫時性水域中，最快一週內即有幼蟲產生，兩個月後如該暫時性水域仍存在則水體加上落葉、灰塵和其他昆蟲或物種，即形成小型生態群聚，在10月的蚊科幼蟲於新形成的暫時性水域或原有水域中產生。而8月蘇拉颱風帶來大量雨勢，衝擊造成兩岸河道環境改變，破壞濱水帶陸棲昆蟲棲地以及暫時性水域，昆蟲數量減少。但10月於一號壩上和一號壩下的陸棲昆蟲總量和雙翅目昆蟲數量皆逐漸恢復。由今年對雙翅目吸血昆蟲調查，在一些暫時性水域和溪流水灣處可以找到深山瘧蚊、海氏家蚊和灰色妙蚊。另外，還有蠓科以人體誘集調查並無所獲，但以誘蟲燈可以誘集到庫蠓。而這些雙翅目吸血昆蟲的雌蟲必須吸血才能使卵巢發育產生下一代以維持其族群，主要以鳥類、蛙類及哺乳類等其他野生動物為血源，除非血源缺乏或偶遇人類。因此推論雪霸國家公園管理處的野生保育工作成效良好，可提供足夠的野生動物血源，以至於雙翅目吸血昆蟲族群穩定存在。

四、主要建議事項

建議一、立即可行建議：針對研究人員及遊客被叮咬問題，建議可宣導人員穿著淺色長袖、長褲，或採用提供防蚊液以做好個人防護措施。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

建議二、中長期建議：自2004年調查至今雙翅目昆蟲為主要優勢分類群，本

研究今年對曾經發現蠓類叮咬的部分以人誘集調查至今並未再發現，但於一號壩上、一號壩下和繁殖場近水邊處設置誘蟲燈可獲得庫蠓。推論雪霸國家公園管理處的生態保育工作良好，使得野生動物族群穩定，讓偶吸人血的雙翅目吸血昆蟲回歸以野生動物為血源。另推論可能因拆壩時造成濱水帶棲地改變，使得生活在濱岸的雙翅目昆蟲往兩岸更高陸地尋找暫時性水域而發生偶吸人血的情形。因此，建議管理處有機會可對此問題再作進一步研究。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

ABSTRACT

The riparian insect community structure of Wuling has been studied since 2004-2011, 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 177,887 individuals of the insect were collected. In that collection, there are 24 orders and 190 families were identified. The top-4 dominant orders of insects in this area are, Collembola, Diptera, Coleoptera and Hymenoptera, code as CmDHyCp. 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. The sweeping net is the convenient and mobilizes collecting method for the intensive survey during the dam removal and habitats refine. The evaluation of collecting method got the preliminary result according to the WLTER database. There are 6 different methods as the candidate, the family diversity and individual number as the variable for the analysis. The baiting midge *Culicoides* sp. and other mosquitoes and aquatic insects in the temporal waters (tw) will be the point to the eco-tourists. The insect composition in the temporal waters along with riparian area report as the first time to complete the insect community structure. The work will be started to investigate in the coming years. Investigator and travelers should be advised to wear long-sleeved clothes and trousers or to use mosquito repellent for personal protection. We need an ongoing surveillance to understand the distribution of the blood-sucking insects for control..

【Keywords】 riparian insect community, temporal waters, Diptera, Culicidae, Ceratopogonidae.

一、前言

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臺灣櫻花鉤吻鮭為中心的研究設計（protocol）在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之鳥類及水生昆蟲的交互作用（Chiu *et al.*, 2009），以及颱風洪水對於棲地與水生生物的衝擊（林幸助等，2007）都已經有所探討，但是跨界的濱水帶卻缺乏資料，這是需要加強的部分。具已經估算出來的武陵地區臺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臺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。七家灣溪二號破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。以上述研究結果當作本

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99 目409 科839 種72654 筆生物資料，771 筆水質資料，2732 筆藻類與有機碎屑資料，9136 筆溫度監測資料，以及1369 筆流量模擬資料(<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>)。

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; 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)，因此調查昆蟲群聚需要對不同棲地進行，而且需要長期調查資料，每年同月的調查結果當成重複，才能分析了解是否受到環境的衝擊。

(一)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)。

(二)武陵地區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蘆蜂其比值為 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。

(三)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 年各季節昆蟲群聚之比較，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值得重視（楊正澤、陳昇寬。未發表）。

(四)濱水帶昆蟲群聚的生態地位

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）。

(五)濱水帶雙翅目蚊科和蠓科昆蟲群聚

雙翅目數量龐大，為魚類和蛙類的食物來源之一，而其中蚊科和蠓科的吸血特性往往造成對野生動物和人類的搔擾和形成傳播疾病的媒介。蠓科(Ceratopogonidae)庫蠓屬(*Culicoides*)的某些種類媒介鳥類新城病、牛流行熱、非洲馬疫病毒、藍舌病病毒、牛流行熱病毒、流行性出血病病毒、茨城病病毒、中山病病毒等。2003年自金門的羊隻和屏東的牛隻血液中分離出不同血清型的藍舌病病毒，首次證實該病毒存在於台灣牛隻和山羊。藍舌病由蠓類傳播，綿羊和家畜以及野生反芻類動物(農委會家畜衛生試驗所網頁)。蚊科(Culicidae)可傳播人畜共通疾病，如日本腦炎於豬、鳥、蝙蝠、蜥蜴、青蛙、蛇、龜；熱帶家蚊傳播鳥瘧疾、鳥水痘及西尼羅熱。因此對於生態和公共衛生極為重要，值得進一步研究與探討。

二、材料與方法

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. 誘蚊燈 (black light trap, BLT)

誘集雙翅目蚊科或其他可能吸血之昆蟲。本研究考慮到雙翅目(蚊科和蠓科)可能為蛙類和魚類重要食物來源，且其吸血特性可能對野生動物、甚至遊客和工作人員，造成搔擾甚至成為病媒。因此為建構更完整的食物網及考量公共衛生問題，於本年度新增此調查方法。分別於下午4:00~晚上7:00，以及晚上7:00~晚上10:00儘可能靠近七家灣溪溪邊點燈，希望誘捕傍晚和夜晚的吸血性昆蟲。

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。

- a. 採得落葉裝入採樣袋 (12 號夾鏈袋)。
- b. 採得腐植土裝入塑膠袋再裝入採樣袋同a。
- c. 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)。
- d. 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。
- e. 收集標本浸泡於酒精中，標上標籤 (以鉛筆書寫於撕不破紙)。
- f. 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. 積水水域昆蟲群聚 (temporal water bodies) 陸域環境中，如雨後積水或樹洞。

與誘蚊燈所考量其在生態系食物網及公共衛生問題，於本年度新增此調

查方法。沿著測站兩岸尋找積水水域，調查可於狹小水域或濱岸水灣產卵之雙翅目蚊科、蠓科或其他可能吸血之昆蟲。

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)、花生醬誘集器 (peanut butter bait trap, PBT)、及誘蚊燈 (black light trap, BLT)，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)、尋找孳生源 (breeding site) 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、 結果

(一) 昆蟲群聚組成

由歷年監測資料之分析比較，依照昆蟲群聚結構之優勢目選出指標分類群，2011年為止之優勢目以雙翅目(Diptera)56.23% 佔最多，其次是彈尾目(Collembola)26.54%，鞘翅目(Coleoptera)7.32%，膜翅目(Hymenoptera)4.09%，簡稱為DCmCpHy，與2004-2011年的優勢目指標分類群相同(表8-3)，而累計的陸棲昆蟲有23目25,390筆資料193,028隻昆蟲(表8-4)。今年對武陵地區昆蟲調查樣區延續採樣，各種採樣方法的回收率(表8-1)，共採得19個分類群，仍以雙翅目最多，佔61.8%，彈尾目次之，佔14.1%；鞘翅目第3，佔6.9%；膜翅目再次之佔5.0%，與之前的結果類似，可簡稱為DCmCpHy(圖8-1A)。當增加了雙翅目採集方法則獲得20個分類群，仍以雙翅目最多，佔75.0%，鱗翅目次之，佔6.0%；半翅目第3，佔5.2%；鞘翅目再次之佔5.1%(圖8-1B)。若單就誘蟲燈採集法，則以雙翅目最多，佔82.7%，鱗翅目次之，佔8.7%；半翅目第3，佔5.2%；毛翅目再次之佔2.1%(圖8-4)。

於2-10月的採集昆蟲數量變化以4月的昆蟲數量最高，而6月雨季使昆蟲數量下降，8月的蘇拉颱風使可收回的採樣回收率減少，也使族群數量低於60%，但10月逐漸恢復(圖8-5，表8-1)。在測站12和測站13於本年度的昆蟲總數與雙翅目趨勢類似，其中測站12與整個採集昆蟲數量的變化類似，以4月的昆蟲量最高，6、8月下降，10月則恢復(圖8-6)。

以蚊幼蟲於各測站調查結果，所有測站皆可採到蚊幼蟲，8月因蘇拉颱風大多數的幼蟲孳生地遭破壞，只有測站5的水池有252隻，但10月即恢復或產生新棲地而蚊數量明顯上升(表8-5)。而庫蠓自2012年每兩個月在七家灣溪濱水帶庫蠓調查以人體誘集，在各樣區均未有所獲，而以誘蟲燈則在繁殖場、一號壩上及一號壩下誘集結果，均有採得記錄(表8-6)。

(二) 採集方法評估

昆蟲資源調查方法應用於生態系生物多樣性監測，針對生態系的昆蟲群聚組成及功能結構的長期變化，一般採用固定樣區並設定採集與非設定採集。以LIT、PBT、PF、SWP、PA、MOT、BLT和BS等方法區分採得昆蟲個體數(individuals)，依序為BLT最多，約佔63.0%；SWP次之，為13.2%；MOT佔12.4%，PA佔7.4%，

PF和BS各約佔2.6和2.4%；PBT佔1.6%；而LIT最少，約佔1% (圖8-2)。

不同的採樣方法所獲得的昆蟲不太相同，SWP採到的昆蟲目級分類群最多，18個目。其中以雙翅目最多，為76.6%，MOT、PF和PBT次之可採到13個目，MOT的昆蟲以雙翅目最多(90.1%)，PF和PBT則以彈尾目最多，分別為70.0%和49.5%。PA可採到的昆蟲則以鞘翅目最多，佔67.2%(表8-2)。依今年結果分析其採集效率，個體數總量即個體數總和以豐度來表達，及分類群的多樣性，即以均勻度呈現。掃網調查方法單一方法採集結果仍較其他各方法能代表樣區內的昆蟲組成。今年掃網獲得18個目，以雙翅目最高，佔76.6%；其餘依序為半翅目，佔8.1%；膜翅目佔4.1%；而鞘翅目列第4，約3.5% (圖8-3)，和延續調查目級優勢分類群結果類似(圖8-1A)。在誘蟲燈採集法，則以雙翅目最多，佔82.7%，鱗翅目次之，佔8.7%；半翅目第3，佔5.2%；毛翅目再次之佔2.1% (圖8-4)；主要增加水生昆蟲毛翅目、鱗翅目蛾類和雙翅目蠓科等夜行性昆蟲，為之前採樣法較少採到者。

(三) 積水水域昆蟲群聚 (temporal water bodies)

今年以人體誘集於所有測站並未發現叮咬人的庫蠓，但以誘蟲燈可於繁殖場、一號壩上(工作站外近溪邊處)、一號壩下(兆豐橋)採到庫蠓(表8-6)。而沿著七家灣溪各採樣點岸邊及濱水帶皆可找到雙翅目蚊科幼蟲孳生源(表8-5)。就已鑑定結果發現瘧蚊屬只有深山瘧蚊(*Anopheles lindesayi*)，在桃山西溪、二號壩、觀魚台、繁殖場、一號壩上、一號壩下和有勝溪皆可採到；另有海氏家蚊(*Culex halifaxii*)於繁殖場和一號壩上；以及灰色妙蚊(*Minmomyia fusca*)於一號壩上和一號壩下皆可採到(圖8-7)。即使8月蘇拉颱風破壞所有七家灣溪兩岸濱水帶的暫時性水域，但我們仍可在繁殖場前的水池中找到深山瘧蚊。而10月調查發現濱水帶形成新的暫時性水域，使得蚊族群逐漸恢復(圖8-2，表8-5)。

(四) 植物癭

目前在武陵地區七家灣溪濱水帶調查昆蟲群聚，常發現植物癭，今年亦採集到一些不同因素造成的植物癭種類如下：

1. 台灣二葉松

2011年十月初第一次發現疑似癭蚧致使台灣二葉松松針柄部增生肥大

(圖8-8A)，均發現於柄的中段或端部膨大，彎曲，間或有裂痕。膨大處綠色或淡紅色，表皮披覆白色蠟粉物質。分布於七家灣溪濱水帶樣區，桃山西溪及桃山北溪溪床的樣區。

今年4月則於高山溪(#8測站)採到由真菌於台灣二葉松松針針狀葉上造成的植物癭(圖8-8 B-C)。真菌寄生於松針之內側或外側，被感染的松針，形狀正常，局部呈現黃褐色。未開裂之癭，外觀呈圓盤狀，褐色。開裂時沿著松針長軸方向縱向開裂，此時植物表皮薄膜掀開，露出黃色疑似孢子之物質。

2. 2011年之前發現節蟬於台灣胡桃葉上造成黃綠色植物癭(圖8-9A)。今年於二號壩(#3測站)採到由節蟬造成台灣赤楊葉上呈黃綠色或紅色的植物癭。節蟬寄生於葉面之葉肉部位，每片葉子著生1或2粒，蟲癭外觀呈圓柱狀，綠色、或紅褐色。植物癭內為單一大型蟲室，內壁密生細長絨毛，數隻白色細長之節蟬棲息其間(圖8-9 B-C)。
3. 4月發現於有勝溪(#9測站)由雙翅目癭蚋科造成狹葉高山櫟的葉子形成長梭狀植物癭(圖8-10)。
4. 2011年所發現艾草(圖8-11)葉片膨大，由同翅目蚜蟲造癭，今年於一號壩上(#12測站)仍可見。

(五)拆壩前後的影響

2011年拆壩前各測站以雙翅目、膜翅目、半翅目為主要昆蟲相組成，而拆壩後各測站仍以此3種目級昆蟲數量最多，並無改變(表8-3)。

溪床變化，壩上產生了下切溝，而左岸的溪床堆積落差大的部分和岸上的樹林邊緣形成地標(land mark)，也成為蝴蝶飛行經過的廊道(圖8-12)，陰性蝶類如蛇目蝶等頰蝶科在樹影邊緣的樹蔭下活動，陽性蝴蝶在溪床開闊的領空上飛行，例如鳳蝶科的紅紋鳳蝶，利用上午石頭加溫後的熱及風產生的氣流，也可以飛到樹冠層以上，一般是求偶配對後，高飛到適當的位置交尾，因此，訪花之間求偶飛行，但平時的較長距離產卵，訪花都要在棲地間(biotops)飛行。而下午斜照的陽光進到河岸樹林，許多雙翅目聚集在光影間群舞，或停棲在植群樹葉上，這些是植群結構(vegetation structure)影響昆蟲群聚的方式。但在今年8月蘇拉颶

風過後，整個河道和集水區地形改變，不論植被或是蚊蟲的暫時性水域棲地，其中尤以一號壩上的改變最大（圖8-13），但比較一號壩上和一號壩下今年的昆蟲數量和優勢分類群雙翅目的數量雖在六月和八月下降，可是到了十月已回升至一號壩上於2月的昆蟲數量（圖8-6）。

四、討論

陸棲昆蟲的種類比水生昆蟲多，水生昆蟲只有5-6個分類群，而陸棲昆蟲多達20個分類群，且各分類群的種類相當複雜，鑑定工作量極為繁重，至目前為止仍難以洞悉其全貌。不論延續的採樣法或今年增加尋找孳生源(BS)和誘蟲燈法(BLT)採樣法，仍然以雙翅目為優勢種，但因誘蟲燈法讓原本優勢順序為雙翅目、鞘翅目、彈尾目和膜翅目，轉變為雙翅目、鱗翅目、半翅目和鞘翅目，不過水生生物的毛翅目數量增加，且可獲得較多鱗翅目是因為夜間有較多蛾類被誘集(圖8-1B)。由2004年~2012年陸棲昆蟲優勢目指標分類群呈現穩定狀態(表8-3)，而所採集到的昆蟲數量至今達23目25390筆193028隻，數量極為龐大(表8-4)。由今年可採集到20目的狀況，再加上一號壩上和一號壩下今年的昆蟲數量變化於10月已逐漸恢復至2月的昆蟲數量(圖8-6)，推論於2011年一號壩拆壩工程並不影響優勢目指標分類群，且8月蘇拉颱風對濱水帶和整個集水區環境的破壞所造成昆蟲的損失，亦已在逐漸恢復中。

每一種採樣方法可以採到的昆蟲不太一樣，基於在國家公園應兼顧永續經營和長期生態調查的觀點，我們不希望一次採集過多的樣本，當針對特定昆蟲時可以選擇特定的採樣方法，減少對昆蟲相和生態的破壞。由本研究結果可提供管理單位未來依需求而選擇特定且合適的採樣方法，以獲得最少且最具代表性的昆蟲種類。例如在去年一號壩拆除時，因為掃網可採集到的分類群較接近整體採樣法所獲得的分類群數，且操作快速簡便而穩定，所以拆壩前後即選擇掃網(SWP)的方法作密集調查，但缺點是這個非固定方法會因操作的人不同而異；而濱水帶的暫時性水域的形成或乾涸，造成雙翅目蚊族群的消長則需靠尋找孳生源，得以對特定蚊科的昆蟲加以分析，而以誘蟲燈的方式則可增加水生昆蟲毛翅目的成蟲數量，雙翅目蠓科和生物量較大的鱗翅目蛾類(圖8-1、8-2、8-4)。不過在各地區的生態狀況不同，先有當地長期基礎調查的完整基本資料才能依目的進一步作適當的增加採樣方法。

根據張文宏(2006)碩士論文三種溪流蛙類食性研究的結果，在不同蛙種的無脊椎動物食餌頻率及相對動物食餌頻率及相對重要值以雙翅目成蟲佔第一。雙翅目中蚊科和蠓科等吸血昆蟲常以野生動物或人類為其血源，造成搔擾或病媒，因此本年度另外增加了對蚊和蠓的調查。目前每個測站皆可採到蚊幼蟲，

其孳生源包括暫時性水域以及溪流水灣等，有些暫時性水域形成約一週即可發現幼蟲，兩個月後，如果尚未乾涸，水體加上落葉、灰塵和其他昆蟲或物種，即形成小型生態群聚。

今年並未發現叮咬人的庫蠓，對於原出現於#3 測站的蠓類昆蟲沒有再捕捉到的可能性推斷：

- 1) 右岸環境已陸化，赤楊成林，棲所可能已經改變，而且，之前地勢可能沒有那麼高，故暫時性水體多。
- 2) 可能蠓類棲所已往內移到工作站，工作站所飼養動物與人，可提供血源。
- 3) 考量旁邊棲所的連續性，其棲地可能轉移至原樣區的左岸與再往前過彎處的左岸，也請管理單位注意。

而雙翅目蚊科則以深山瘧蚊(*Anopheles lindesayi*)為主，另有海氏家蚊(*Culex halifaxii*)以及灰色妙蚊(*Minmomyia fusca*)；這些吸血昆蟲的成蟲主要以鳥類和動物為血源，偶有攻擊人的情形；而幼蟲則可作為魚類等水中捕食性動物的食餌。

颱風造成河道改變以及濱水帶被水淹沒，衝擊濱水帶的動、植物，包括臺灣櫻花鉤吻鮭及其食餌。水位上升破壞原有的蚊幼蟲棲地，去除滋擾蚊蟲及有害病媒。但10月調查時也發現當水位下降，產生新的暫時性水域，蚊族群於新的棲地建立新族群，而這些自然棲地正是蚊蟲難以防治的主要原因之一。不過由測站12由昆蟲總數和雙翅目蚊科幼蟲也證明昆蟲在颱風過後兩個月已恢復至2月的數量。

在七家灣溪雙翅目蚊科和蠓科調查結果發現2010年庫蠓叮咬和2011年遊客疑似被蠓類昆蟲叮咬的情形，在今年以人體誘集法於各個測站並無所獲；但以誘蚊燈於繁殖場、一號壩上和一號壩下（即兆豐橋附近）皆可採到庫蠓，顯然這些吸血性雙翅目昆蟲的數量穩定存在於濱水帶。而這些吸血昆蟲是以野生動物為主要血源，會叮咬人不外乎其缺乏血源或偶遇人類。而在調查的過程中我們亦訪查在七家灣溪的在地人或外來遊客，並未聽說被蚊蟲叮咬，因此，我們推論野生動物的血源應是充足而使得人體誘集的結果無所獲，但牠們的族群確實是穩定存在於濱岸帶。因為這些雙翅目吸血性昆蟲的雌蟲必須吸血才能讓卵巢發育產生下一代以延續其族群，而在野外主要的吸血來源即如鳥類、蛙類和哺乳類等野生動物。

因此國家公園管理處的生態保育工作顯然成效良好，不論由臺灣櫻花鉤吻鮭的數量增加，或是由雙翅目吸血昆蟲有足夠的野生動物為吸血源，皆可證明。

五、 結論與建議

(一) 結論

以本年度對昆蟲族群的延續調查符合2010年的結果顯示四個優勢目，雙翅目(D)、彈尾目(Cm)、膜翅目(Hy)與鞘翅目(Cp)，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和採樣方法所影響。增加BLT讓優勢分類群變成雙翅目、鱗翅目、彈尾目、半翅目和鞘翅目，因為蛾類增加，但可採集到水生昆蟲的毛翅目成蟲以及雙翅目蠓科。我們希望評選指標生物種供未來長期監測方法簡單化且普及化，加速調查及數據取得的程序，讓昆蟲大量分類群之組成得以在生態系分析時提供應有的生物因子數據，減輕長期監測之人力及財力負擔並能配合生態研究結果提供科學數據，應用在武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭保育經營管理策略之參考。

根據延續性調查結果，與以往比較變化不大，而今年新增加的雙翅目研究，目前對於蚊科幼蟲的採集有初步的結果，在一些暫時性水域和溪流水灣處可以找到深山瘧蚊、海氏家蚊和灰色妙蚊。另外，還有蠓科以人體誘集調查並無所獲，但以誘蟲燈可以誘集到庫蠓。而這些雙翅目吸血昆蟲的雌蟲必須吸血才能使卵巢發育產生下一代以維持其族群，主要以鳥類、蛙類及哺乳類等其他野生動物為血源，除非血源缺乏或偶遇人類。因此推論雪霸國家公園管理處的野生保育工作成效良好，可提供足夠的野生動物血源，以至於雙翅目吸血昆蟲族群穩定存在。

至於拆壩前後於陸棲昆蟲的優勢種並無改變，但地貌的改變造成一號壩上游產生新的蝶道，雖曾使得蝴蝶的飛行的路徑改變，但在8月蘇拉颱風(SAOLA:編號1209)雖帶來超過1,200mm雨量，溪水暴漲伴隨著大量的石礫、砂土、淤泥和大樹等，造成七家灣溪河道濱水帶環境大幅改變。不過10月濱水帶新的暫時性水域形成，使雙翅目蚊科得以於這些新的棲地產生新族群，且一號壩上的昆蟲總數也恢復至2月的數量，一號壩下的昆蟲總數亦逐漸上升。

(二) 建議

1. 建議一

立即可行建議：針對研究人員及遊客被叮咬問題，建議可宣導人員穿著淺色長袖、長褲，或採用提供防蚊液以做好個人防護措施。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

2.建議二

中長期建議：

自2004年調查至今雙翅目昆蟲為主要優勢分類群，本研究今年對曾經發現蠓類叮咬的部分以人誘集調查至今並未再發現，但於一號壩上、一號壩下和繁殖場近水邊處設置誘蟲燈可獲得庫蠓。推論雪霸國家公園管理處的生態保育工作良好，使得野生動物族群穩定，讓偶吸人血的雙翅目吸血昆蟲回歸以野生動物為血源。另推論可能因拆壩時造成濱水帶棲地改變，使得生活在濱岸的雙翅目昆蟲往兩岸更高陸地尋找暫時性水域而發生偶吸人血的情形。因此，建議管理處有機會可對此問題再作進一步研究。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

六、參考文獻

- 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。
- 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。櫻花鈎吻鮭生態之研究(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。
- 胡峻毓 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。七家灣溪濱岸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。
- 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。七家灣溪濱岸植群動態。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。七家灣溪濱岸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。櫻花鈎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。
- 楊淑燕、陳明義、楊正澤。2000。台灣的植物癭。行政院農業委員會，中華民國
環境綠化協會。台北。127 頁。
- 楊淑燕、楊正澤、陳明義。1996。關刀溪林區之香楠蟲癭。台灣省立博物館年刊
39:17-29。
- 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。櫻花鈎吻鮭保育
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—七家灣溪濱岸植群監測
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(Megacrania 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.
- Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Flather, C.H., McGariga, I 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.
- Jořdan, F., Takaćks-Sańta, A. & Molnař, 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.
- Kubeř, 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.
- Lřw, J., 1988. Guildlines 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., Shewel, 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., Shewel, 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.
- 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, 30., 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., Forgacs, 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.
- Soul31, 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., Roosalu, 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.

Yang, S.Y., M.Y. Chen and J.T. Yang. 2000. The diversity of gall-inducing plants and insect-induced galls in Guandaushi forest ecosystem of central Taiwan. *Taiwania* 45(2) : 121-128.

Yang, S.Y., M.Y. Chen and J.T. Yang. 2002. Application of cecidomyiid galls to the systematics of the genus *Machilus* (Lauraceae) in Taiwan. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 43: 31-35.

表8-1. 101年武陵地區昆蟲調查樣區延續採樣回收率(%)

月份	採樣回收率(%)						
	MOT	PA	PF	SWP	YSP	PBT	LIT
2月	88.1	40.5	100	97.6	90.5	83.3	100
4月	85.7	76.2	88.1	81.0	81.0	81.0	81.0
6月	92.9%	85.7%	90.5%	100%	100%	92.9%	95.2%
8月	59.5%	59.5%	59.5%	59.5%	59.5%	59.5%	59.5%
10月	92.9%	52.4%	100%	100%	100%	100%	100%

(資料來源：本研究資料)

表8-2 不同延續採樣方法所採得分類群

	MOT	PA	PF	SWP	PBT	LIT	ALL
目數	13	9	13	18	13	12	20
採得較多的4個目	雙翅目 (90.1%)	鞘翅目 (67.2%)	彈尾目 (70.0%)	雙翅目 (76.6%)	彈尾目 (49.5%)	彈尾目 (30.4%)	雙翅目 (75.0%)
	革翅目 (2.5%)	雙翅目 (13.2%)	雙翅目 (9.4%)	半翅目 (8.1%)	膜翅目 (21.7%)	半翅目 (19.2%)	鱗翅目 (6.0%)
	膜翅目 (1.8%)	革翅目 (5.2%)	膜翅目 (5.3%)	膜翅目 (4.1%)	雙翅目 (21.4%)	膜翅目 (15.0%)	彈尾目 (5.2%)
	鱗翅目 (1.6%)	嚙蟲目 (4.2%)	鞘翅目 (4.3%)	鞘翅目 (3.5%)	鞘翅目 (2.5%)	嚙蟲目 (11.7%)	半翅目 (5.1%)

(資料來源：本研究資料)

表8-3 武陵地區昆蟲調查2004年至2012年優勢指標分類群

年份	優勢指標分類群
2004年-2012年	DCmCpHy*
2004年	CpDCmHo
2005年	DCmCpHy
2006年	DCmCpHy
2007年	DCmCpHy
2008年	CpDHyCm
2010年	CmDHyCp
2011年	DCmCpHy
2012年	DCmCpHy

D:Diptera(雙翅目); Cm:Collembola(彈尾目); Cp:Coleoptera(鞘翅目);

Ho:Homoptera(同翅目) Hy:Hymenoptera(膜翅目).

(資料來源：本研究資料)

表8-4 武陵地區昆蟲調查2004年4月至2012年10月昆蟲數量調查

Order	目名	筆數	隻數	Order	目名	筆數	隻數
Blattaria	蜚蠊目	89	119	Mantodea	螳螂目	2	2
Coleoptera	鞘翅目	3606	13465	Mecoptera	長翅目	3	4
Collembola	彈尾目	2879	46234	Neuroptera	脈翅目	118	163
Dermaptera	革翅目	209	332	Orthoptera	直翅目	206	291
Diplura	雙尾目	1	2	Phasmida	竹節蟲目 (虫脩目)	3	3
Diptera	雙翅目	10050	111439	Plecoptera	襍翅目	37	62
Ephemeroptera	蜉蝣目	5	8	Psocoptera	嚙蟲目	479	2158
Hemiptera	半翅目	793	2227	Siphonaptera	蚤目	11	20
Homoptera	同翅目	1321	2934	Thysanoptera	纓翅目	472	2558
Hymenoptera	膜翅目	3480	7590	Thysanura	總尾目	23	38
Isoptera	等翅目	13	14	Trichoptera	毛翅目	114	237
Lepidoptera	鱗翅目	1476	3128	Total	(23 目)	25,390	193,028

(資料來源：本研究資料)

表 8-5 七家灣溪濱水帶蚊幼蟲孳生源調查

測站	蚊幼蟲(隻)				
	2月	4月	6月	8月	10月
#2 桃山西溪	89	67	32	0	165
#3 二號壩	92	149	56	0	221
#4 觀魚台	17	153	3	0	84
#5 繁殖場	2	7	11	285	32
#8 高山溪	0	23	0	0	4
#9 有勝溪	0	18	22	0	0
#12 一號壩上	0	26	10	0	43
#13 一號壩下	0	0	5	0	86

(資料來源：本研究資料)

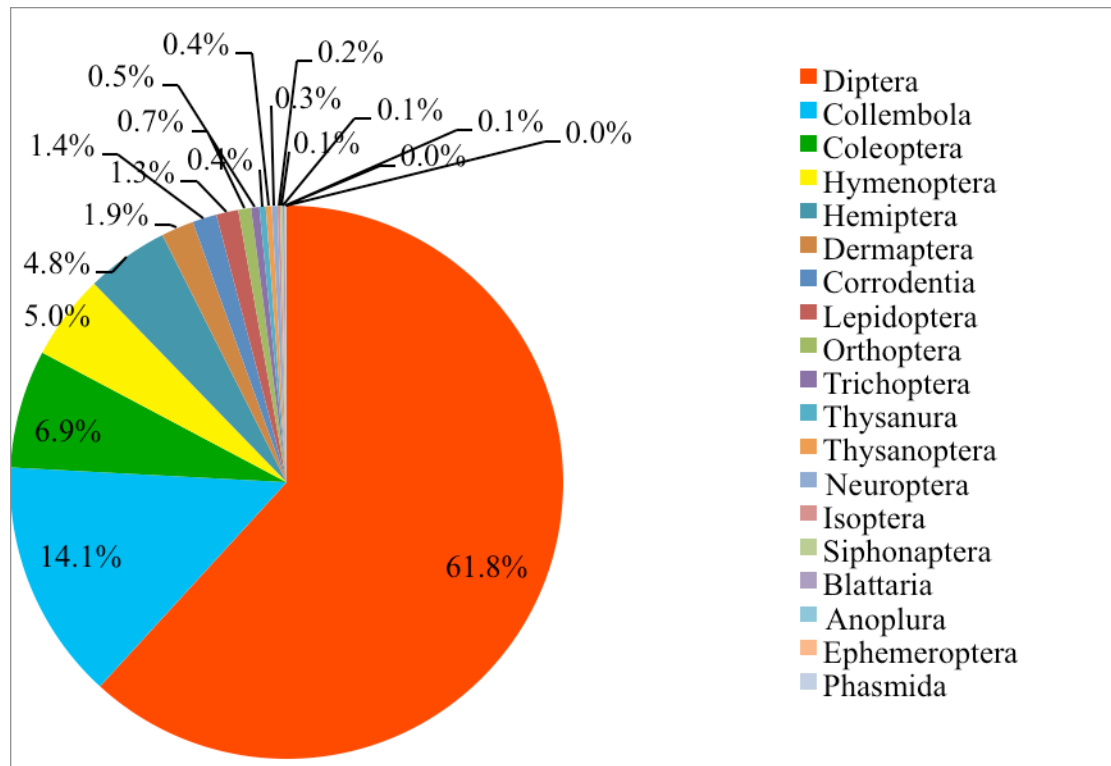
表 8-6 七家灣溪濱水帶庫蠓調查

測站／方法	人體 誘集	誘蟲燈									
		16:00~19:00					19:00~22:00				
時間	誘集	二	四	六	八	十	二	四	六	八	十
#2 桃山西溪	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#3 二號壩	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#4 觀魚台	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#5 繁殖場	0	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
#8 高山溪	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#9 有勝溪	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#12 一號壩上	0	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+
#13 一號壩下	0	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+

+：採集，有庫蠓；-：未採集；0：採集，無庫蠓。

(資料來源：本研究資料)

A



B

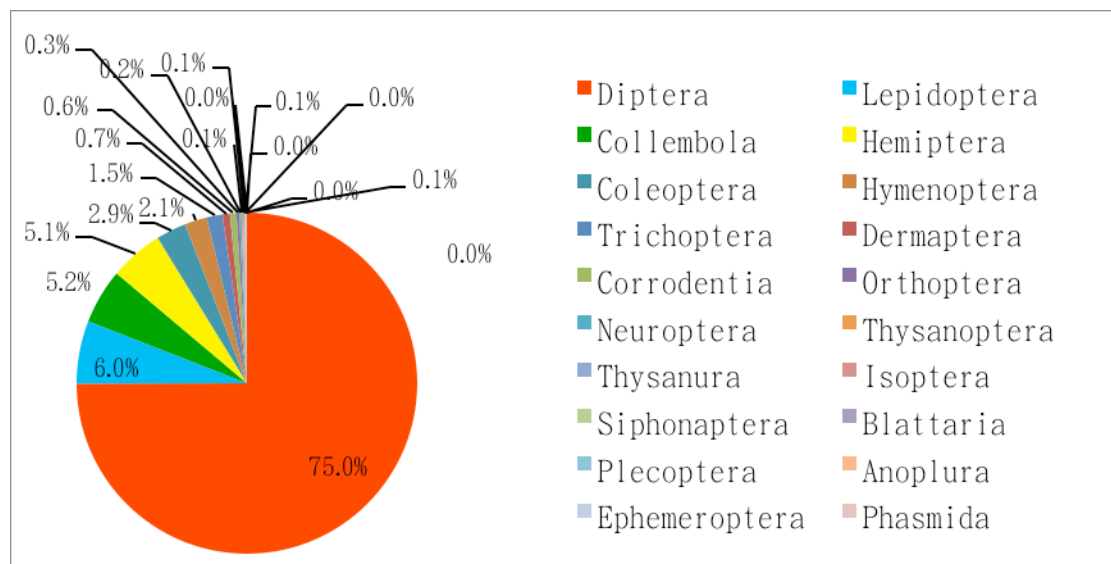


圖8-1 101年昆蟲調查樣區(A)延續採樣(B) 增加採樣方法(圖例依比例高低順序)
(資料來源：本研究資料)

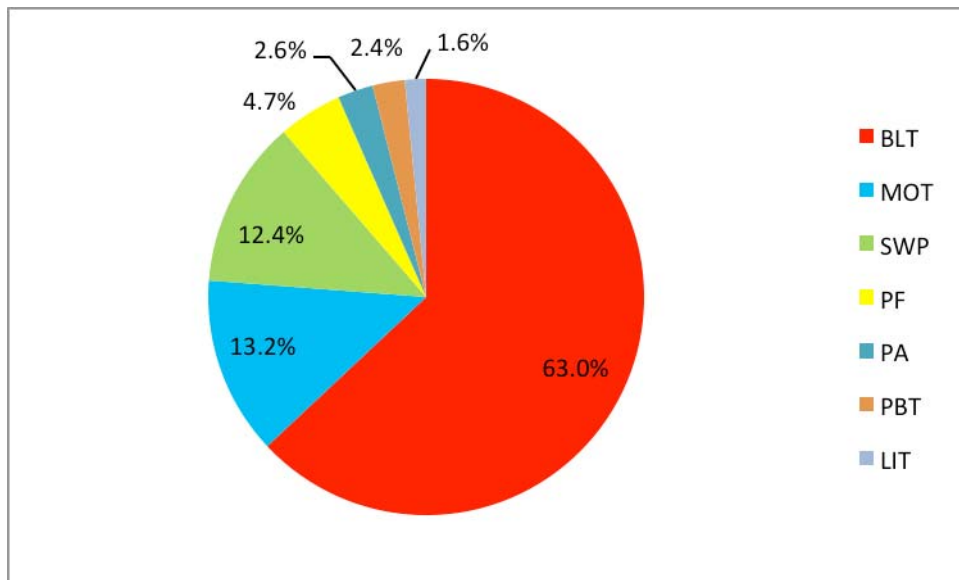


圖8-2 101年各項採集方法所獲得的昆蟲量(圖例依比例高低順序)

(資料來源：本研究資料)

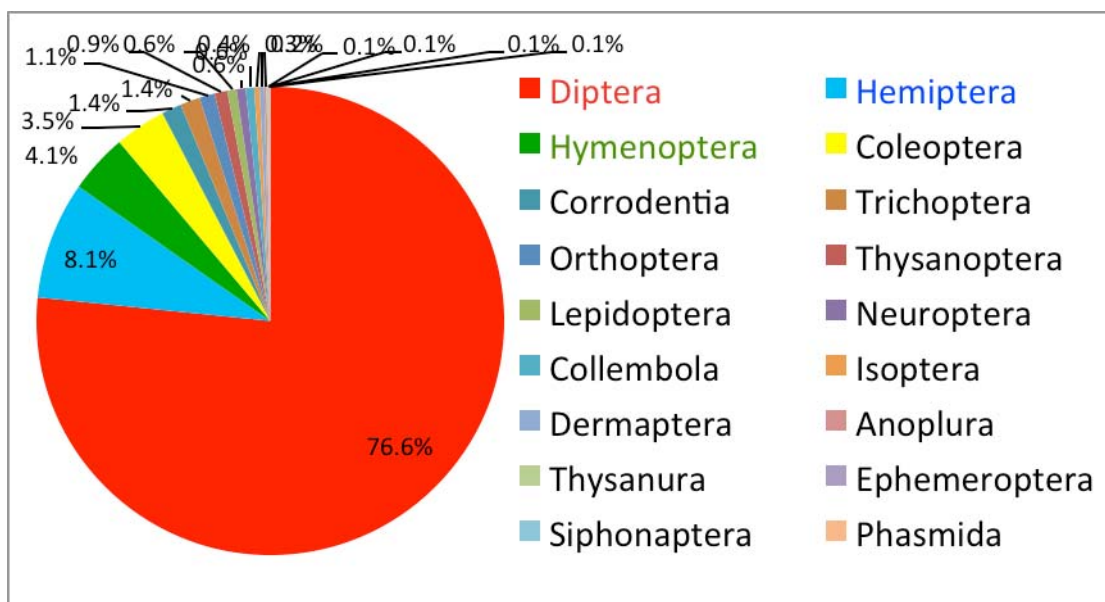


圖8-3 101年掃網(SWP)採集法所獲得的昆蟲量(圖例依比例高低順序)

(資料來源：本研究資料)

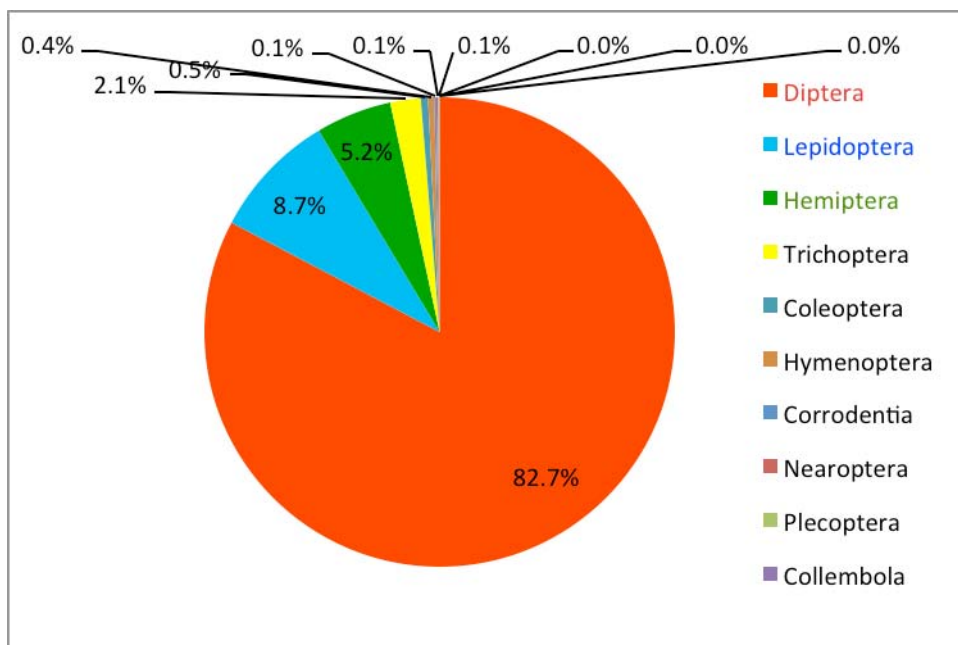


圖8-4 101年誘蟲燈的採集分類群(圖例依比例高低順序)

(資料來源：本研究資料)

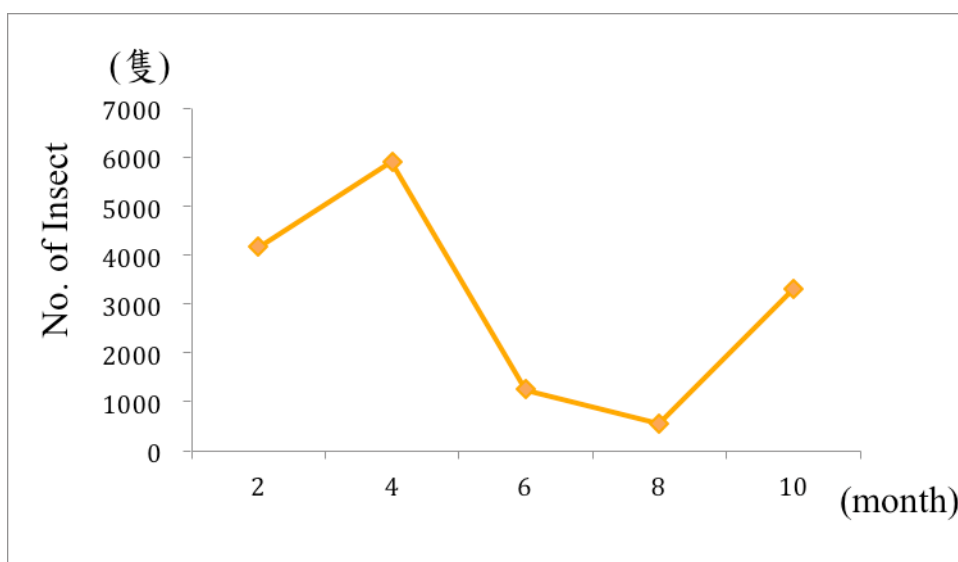


圖8-5 101年2-10月昆蟲數量變化

(資料來源：本研究資料)

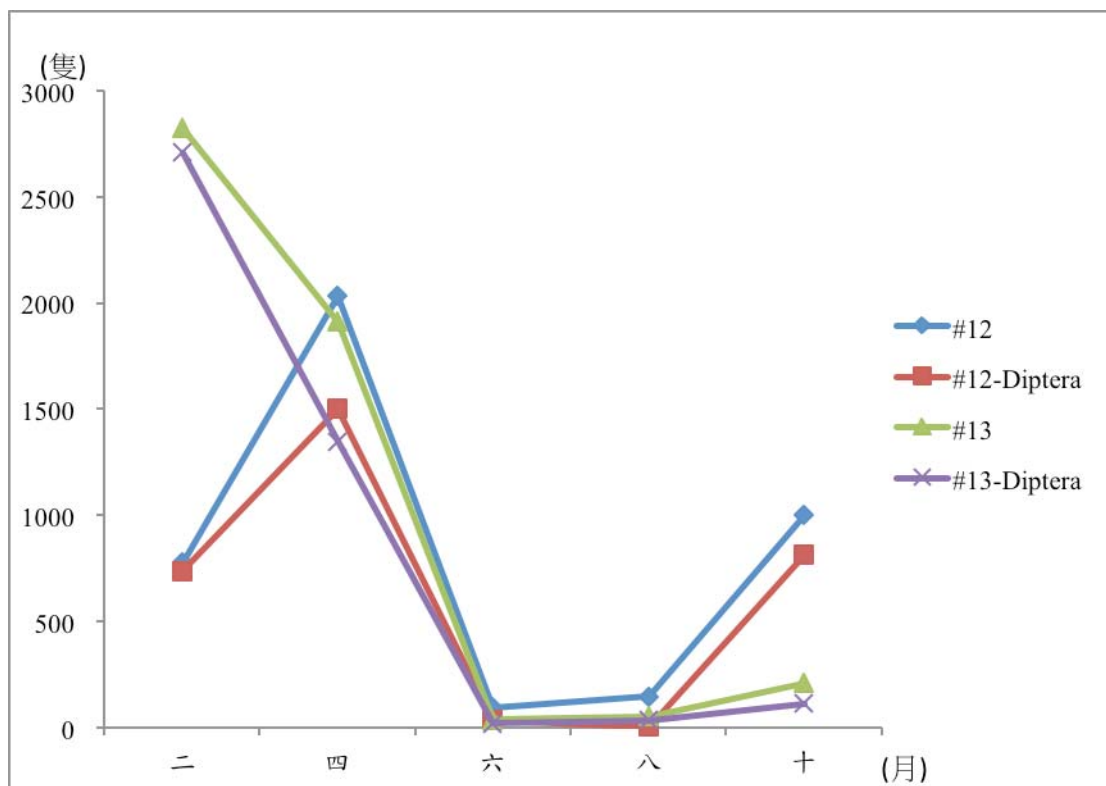


圖 8-6. 武陵地區#12 一號壩上和#13 一號壩下總蟲數與雙翅目蟲數
(資料來源：本研究資料)



圖8-7 101年採集雙翅目蚊科昆蟲
(資料來源：本研究資料)

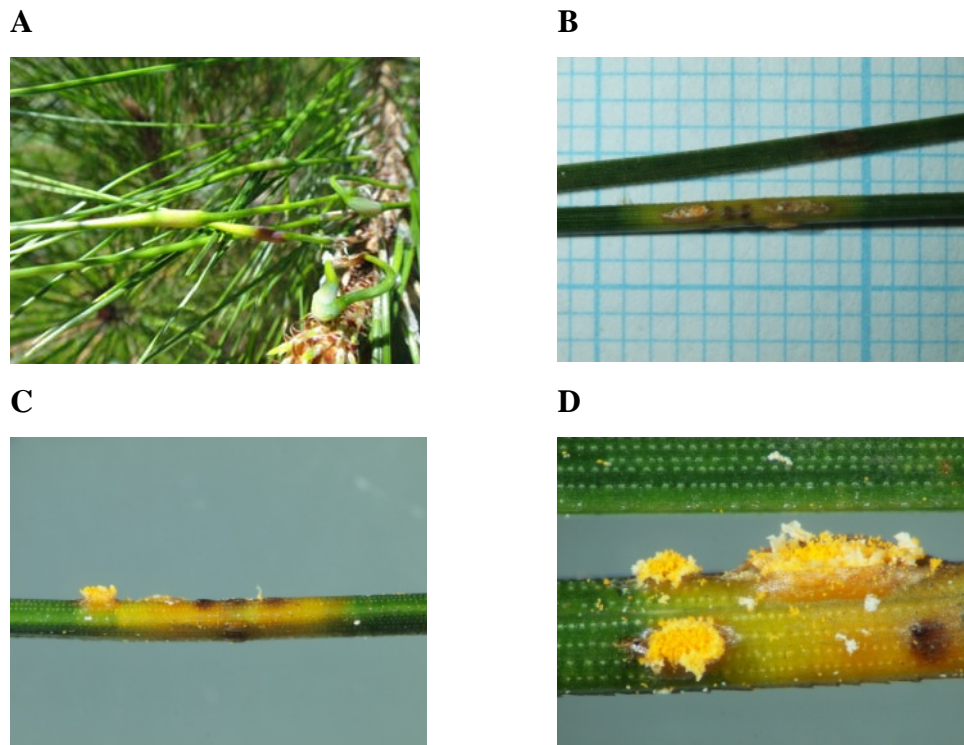


圖 8-8. 武陵地區台灣二葉松植物癭。A:台灣二葉松松針折曲膨大如膝為癭蚧 (Cecidomyiidae) 造癭。B-D: 由真菌於台灣二葉松松針針狀葉上造成的植物癭 (資料來源：本研究資料)

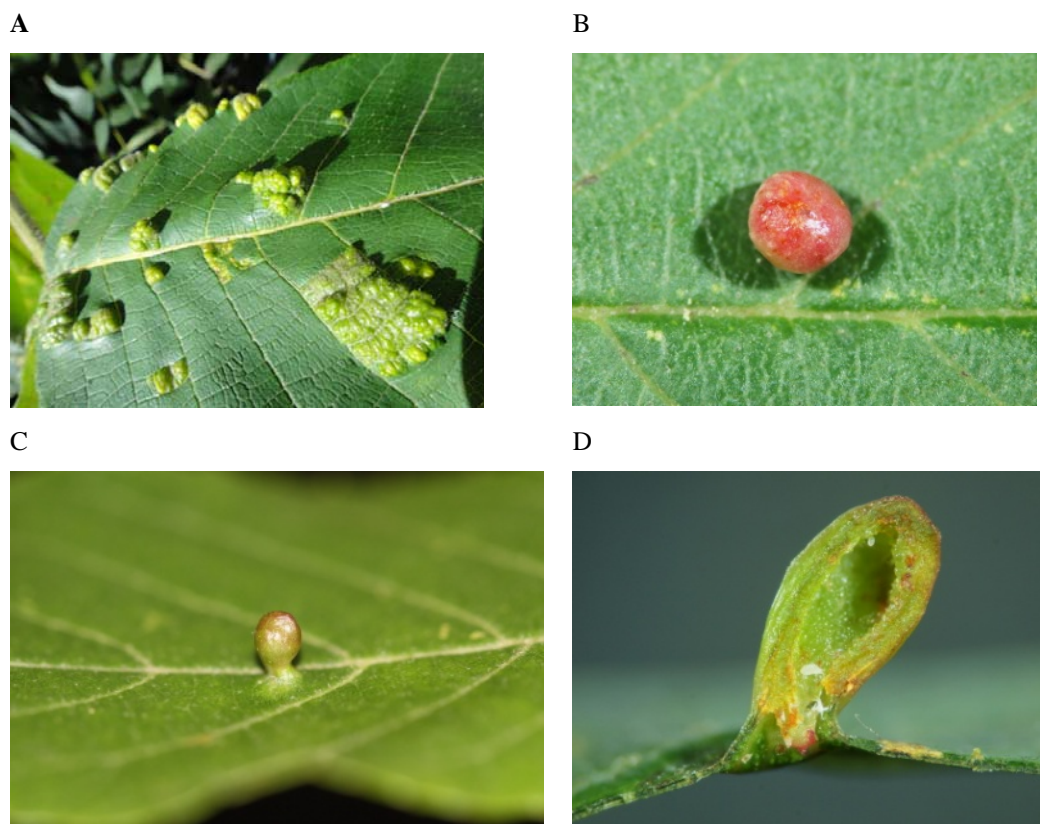


圖 8-9. 武陵地區台灣胡桃葉植物癭。A:台灣胡桃葉為節蟬造癭。B-D:由節蟬於台灣赤楊葉上造成的植物癭
(資料來源：本研究資料)



圖 8-10. 武陵地區台灣狹葉櫟植物癭。A-B:節蟬於台灣狹葉櫟的葉上造癭。C:雙翅目癭蚧科。
(資料來源：本研究資料)



圖 8-11 同翅目蚜蟲造成艾草的植物癭。

(資料來源：本研究資料)



圖 8-12 拆壩後，左側河床的高差，成了蝶類活動的蝶道。

(資料來源：本研究資料)



圖 8-13 今年 8 月蘇拉颱風後一號壩上的河道、環境改變。

(資料來源：本研究資料)

第九章 兩生、爬蟲類研究

吳聲海、張文宏、蔡慧珊、郭家旻、林奕甫、蔡俊興、楊茵洳、

洪敏瑜、王怡蓁、蔡學承

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：七家灣溪、兩生類、爬蟲類、蝌蚪

一、研究緣起

延續過去的研究，對武陵地區七家灣溪流域的兩生爬蟲類做長期生態監測與一號壩改善工程之施工後監測。為了解壩體改善造成的沙粒可能對蝌蚪的影響，本年度並以實驗方法了解沙粒是否會改變蝌蚪生長速度。

二、研究方法

溪流兩生類均在固定樣站，以 D 形網及徒手捕捉；並於每次調查測量水中環境因子（流速、水深、溶氧、底石、覆蓋度等）。在實驗過程中發現的所有爬蟲類均加以記錄。食砂實驗是在溪流圍籠中飼養蝌蚪，每週於實驗組內投入砂粒，比較四週後兩處理間的差異。

三、重要發現

七家灣溪流域的蛙類群聚由盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙組成，本年度十個測站共捕捉蛙類 200 隻、蝌蚪 425 隻。今年颱風頻繁，影響水中蝌蚪的族群數量，八月所有測站總計僅撈到 1 隻蝌蚪。今年的調查，沒有發現任何爬蟲類動物。

蝌蚪在攝食過程中經常吞入砂粒，比較有/無投砂對梭德氏赤蛙蝌蚪營養攝取的影響。結果發現投砂組之蝌蚪體內含砂量增加，成長、發育及消化速率明顯下降，顯示食砂會減少蝌蚪的營養攝取。一號壩工程所產生的短期擾動，可能造

成下游蝌蚪食砂量增加，影響其成長與發育。

長期監測結果顯示，梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍的成、幼體在時、空間分布上各有不同。在時間尺度上，梭德氏赤蛙常於年末出現，盤古蟾蜍則較集中於年初；在空間分布上，盤古蟾蜍蝌蚪多出現於有勝溪樣站，梭德氏赤蛙蝌蚪密度以七家灣溪流域高於有勝溪。兩者成體多分布於下游測站。

四、建議事項

(一) 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退除役官兵輔導委員會武陵農場、林務局、台中市政府

1. 在園區妥善維護下，近幾年櫻花花況甚佳，吸引眾多遊客造訪，然卻也造成兩棲爬蟲路死個體增加，尤其二、三月正值蛙類繁殖季，大量成蛙移至溪邊交配，經常在遷移過程中遭車輛輾斃，若能適度管控園區遊客人數、減少車流量，或有適當之解說及勸導，即可降低路死數量。
2. 本研究指出水中含砂量增加會對蝌蚪造成影響，因此建議未來在鄰近溪流施工時，應避免陸上砂石注入或對溪流產生激烈擾動，或選擇對溪流生態系影響較小的時間，以減低砂礫沉降對水域生態系的影響。

(二) 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：各受託研究單位

國家公園中任何可能影響動物生態的工程規劃，應先調查該環境中各類群動物的分布與活動週期，並依據調查結果擬定適合的工程時間，盡可能將對動物的干擾降至最低。

ABSTRACT

Keywords: Qijiawan creek, amphibian, reptile, tadpole

We continued the long-term monitoring of amphibians (adults and tadpoles) and reptiles inhabiting Qijiawan Creek before and after the dam improvement plan. In order to understand whether substrate movement associated with dam improvement may affect tadpole growth and survival, we conducted controlled experiments to examine tadpole growth in different conditions.

Three species of anurans were found and a total of 200 frogs and 425 tadpoles were collected in 2012. The number of tadpoles in the streams in August was greatly decreased due to typhoons and floods.

Tadpoles raised with the presence of sands had more inorganic components in the body than controlled group, and their growth and differentiation rate, and rate of digestion were significantly lower than the controlled group. The results can partly explained the condition observed before and after last year's samplings prior and after the dam improvement construction.

Based on long-term monitoring pattern, the tadpoles and adults of the two most abundant anurans (*Bufo bankorensis* and *Rana sauteri*) are segregated spatially and temporally. *Rana sauteri* are more common near the end of the year whereas *B. bankorensis* are more abundant in the first half of the year. The highest density of the tadpoles of *B. bankorensis* were found in Yoshen Creek, and the density of *R. sauteri* tadpoles were higher in Qijawan Creek than in Yoshan. The number of adults of both species were higher in down-stream sites.

一、前言

本研究主要目的為配合武陵地區長期生態研究，持續武陵地區七家灣流域兩生爬蟲類的監測。

七家灣流域最常見的蛙類為盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙與斯文豪氏赤蛙。在各溪段中，三種的數量分布各有差異，反映出各種類不同的棲地需求。且兩生類成體主要利用陸域環境，僅生殖時才聚集於水邊，幼生時期則必須於水域中生活，直至變態後才離開，因此棲地需求不僅是種間的不同，亦有種內各生活史時期的差異。

七家灣溪為典型的高山溪流，但不同溪段之微環境仍有差異。而鄰近的高山溪低溫、貧養、流速相對較快；有勝溪則因其上游仍有農業活動，使其營養鹽含量高，且水溫較高、水流緩慢，兩個溪段正好做為與七家灣溪主流之對照。

武陵長期監測至今已持續八年，由累積的生物調查資料，輔以環境因子的監測資料，可探討溪流兩生類物種對棲地的需求與偏好。

七家灣溪一號壩壩體改善工程，使溪流的水文和鄰近陸域環境會受到時間長短不一的影響，如短期的泥沙量增加、水流變急或是較長期的河床坡度改變或河道束縮等，都有可能影響到兩生類的生存環境。根據去年的調查結果，因壩體改善工程施行時間為五月至六月，此時溪流中最優勢的梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍蝌蚪正好大量變態離開水域，而盤古蟾蜍生殖季大約在春季，梭德氏赤蛙約在秋季，工程時都尚未進入溪流繁殖，因此在這時段進行工程，對兩生類的影響甚小。但此時期溪中仍有少數尚未能變態的蝌蚪，這些蝌蚪在經歷環境的改變，能否有其因應機制？正可利用這次工程的機會做一探討。因此本研究另一個目的，是利用長期監測資料並配合短期實驗，試圖瞭解大型工程對溪流環境造成的擾動對兩生類有何種程度的影響，並可做為經營管理之依據。

梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍的蝌蚪是七家灣流域最重要的植食性動物 (herbivores)，兩者皆以矽藻為主食 (Chen *et al.* 2008)。食藻的蝌蚪 (rasping

tadpole)在攝食過程中會攝入砂粒 (Akers *et al.* 2008)，解剖發現這兩種蝌蚪有此食砂 (substrate ingestion)現象。

在池塘及緩流環境中，沉積物能提供營養、增加食物的來源 (Flecker *et al.* 1999 ; Akers *et al.* 2008)。在 Flecker 等人 (1999)的研究中，增加沉積物含量會使蝌蚪 (*Rana palmipes*)加速發育，並增加成功變態的個體。因此蝌蚪會將底層沉積物視為營養來源，藉由攝入砂粒，可獲取其中的有機質 (Gillespie 2002 ; Akers *et al.* 2008 ; Wood and Richardson 2009 ; Wood and Richardson 2010)。緩流環境沉積作用旺盛，七家灣溪終年湍急，環境與上述研究區域迥異，溪底沉積量不若前者，而且前述研究對象多屬腐食性的蝌蚪 (detritivores)，與梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍蝌蚪食藻不同。這兩種蝌蚪的食砂行為可能是溪中砂粒有矽藻附著，蝌蚪在刮食藻類的過程中連帶將砂粒視為食物攝入，也可能扮演生態系工程師 (ecosystem engineers)(Flecker *et al.* 1999 ; Wood and Richardson 2010)的角色：透過攝食過程移除沉積物，改變溪流底部的物理環境，進而使藻類的群聚組成產生變化 (Ranvestel *et al.* 2004)。

負浮力對溪流型蝌蚪來說非常重要，可維持蝌蚪在溪流中的位置 (Wassersug, and Feder 1983)與增加蝌蚪在急流中的行動能力 (rheotactic ability)(Bruce *et al.* 1994)。Rondeau 和 Gee (2005)指出攝入底質可以增加蝌蚪的比重，因此湍急水域可能促使蝌蚪攝入較多底質來維持在激流中的位置。

本研究先期實驗發現流速越快，蝌蚪消化道的含砂量越高。未來將探討食砂行為對於生物本身的意義，是否為養分或功能需求，以及對整個溪流環境的能量傳遞是否產生影響。

蝌蚪的成長包含發育與生長，發育為身體構造的改變 (期數變化)；生長指體重或體長的增加。環境壓力 (如低溫或貧養)會影響蝌蚪的發育及生長期 (Alford 1999)。高海拔的梭德氏赤蛙蝌蚪在冬季會有發育停滯的現象，該表現使蝌蚪將能量集中於生長，被視為抵抗低溫的生存策略 (Lai *et al.* 2002)。在 Smith-Gill 和 Berven (1979)的研究中，低溫對蝌蚪發育的影響較生長大。

二至四月，部分蝌蚪開始發育，此時七家灣溪的藻類量逐月增加（林等 2010），因此除了溫度以外，個體發育、生長速度應與食物量有關。本研究測試食物是否影響越冬蝌蚪的發育與生長。

二、研究方法

(一) 長期監測

兩生類

每一測站於 50m 內設 3 條測線，日間於每條測線測量水面寬、水裡底石大小。於每條測線上溪水兩端距岸邊 1m 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 1m 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 2004-2010 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 50m 長的溪段，在夜間日落後一小時至午夜間，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 5m 之內。單位面積隻數乘以 3.785 後即可與 2004-2010 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。以 2004 年至 2005 年所測量之蛙類體長、體重關係式推算三種蛙類的體重： $\ln(W)=a+b\ln(SVL)$ ，其中 a 及 b 為係數，W 為體重，SVL 為吻肛長。三種青蛙的關係式分別為： $\ln(W)=-8.237+2.685\ln(SVL)$ (梭德氏赤蛙)； $\ln(W)=-9.371+3.056\ln(SVL)$ (盤古蟾蜍)； $\ln(W)=-9.299+3.005\ln(SVL)$ (斯文豪氏赤蛙)。

爬蟲類

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。

(二) 蝌蚪食砂實驗

蝌蚪在攝食過程中經常吞入砂粒，解剖消化道後證實蝌蚪有此食砂現象。欲測試梭德氏赤蛙蝌蚪食砂對其成長發育及行為的影響，於今年 3 月 26 日至 5 月 12 日間做短期實驗。在七家灣溪緩流區架設 12 個圍籠 (37×24×18 cm、孔隙 0.061 mm)，每籠分別放入藻磚 4 塊 (20×9×6 cm) 和體型、期數相近的梭德氏赤蛙蝌蚪 (體長 27.51 ± 1.89 mm、體重 0.17 ± 0.034 g、期數 27-30 期) 20 隻。每週在實驗組中投入 20g 砂粒，比較有/無投砂對蝌蚪攝取營養的影響。實驗為期 4 週，結束後測量藻板上的附生藻生物量，並紀錄所有蝌蚪發育期數和存活隻數，其中 1/3 蝌蚪灰化測無機物含量；1/3 蝌蚪清腸後秤重，並檢測消化速率 (assimilation efficiency, AE)。

三、結果

(一) 生活史

2012 年全年採樣各測站之環境因子統計資料見表 9-1，水寬、水深及流速等因子在不同月份間有顯著差異 (Kruskal-Wallis test, 水寬： $p < 0.05$ ；水深： $p < 0.05$ ；流速： $p < 0.05$) (圖 9-1)。受颱風影響，八月份時暴雨沖刷、兩岸砂石大量堆積，使河道變窄、變深，流速也因此增加。水域環境的劇變對水中兩生類幼體的族群數量產生影響，八月所有測站總計僅撈到 1 隻蝌蚪。

七家灣流域的蛙類群聚由盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙組成，均為典型的溪流生植物種。本年度十個測站蛙類共捕捉 200 隻，分別為盤古蟾蜍 117 隻、梭德氏赤蛙 73 隻與斯文豪氏赤蛙 10 隻 (表 9-2)。比較三種蛙類密度，二月盤古蟾蜍密度最高 (0.047 隻/ m^2) (圖 9-2a)，捕獲之個體數多為雄性 (雌雄比為 1:12.2) (表 9-3)，顯示此時為盤古蟾蜍生殖季；十月幼蛙比例明顯增加 (成幼比為 1:1.83) (表 9-3)，多數為剛變態上岸的小蛙。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 (八月為 16 隻、密度 0.016 隻/ m^2 ；十月為 47 隻、密度 0.024 隻/ m^2) (圖 9-2a)，且多為雄性 (雌雄比分別為八月為 1:7；十月為 1:14) (表 9-3)。斯文豪氏赤蛙在二月到八月皆有捕獲，但數量稀少，月平均密度為 0.0023 隻/ m^2 (圖 9-2a)。

本年度共捕撈到 425 隻蝌蚪，分別為梭德氏赤蛙蝌蚪 280 隻、盤古蟾蜍蝌蚪 144 隻、斯文豪氏赤蛙蝌蚪 1 隻 (表 9-4)。梭德氏赤蛙蝌蚪全年皆可捕獲，密度由二月 0.092 隻/ m^2 漸降至八月 0.006 隻/ m^2 (圖 9-2b)。其中，二月捕獲的蝌蚪期數多未超過 30 期 (圖 9-3)，由蝌蚪體長變化推估 (表 9-4)，為渡冬後待成長的蝌蚪。由蝌蚪期數分布可知(圖 9-3)，二月至八月間蝌蚪逐漸長大、變態而離開水域；十月蝌蚪密度增至 0.946 隻/ m^2 (圖 9-2b)，且捕獲的個體平均期數低且體長小 (期數 26 ± 1.5 期、體長 19.50 ± 8.17 mm) (圖 9-3、表 9-4)，為剛孵化的幼體。盤古蟾蜍蝌蚪在四月及十月出現，四月數量較多 (133 隻、密度 0.75 隻/ m^2) (圖 9-2b)，平均期數和體長偏低 (期數 27.5 ± 2.1 期、體長 17.31 ± 4.24

mm) (圖 9-3、表 9-4)，為剛孵化的蝌蚪，多發現於有勝溪樣站 (#9-132 隻) (表 9-4)；十月蝌蚪數量較少 (僅 8 隻、密度 $0.039 \text{ 隻}/\text{m}^2$) (圖 9-2b)，但期數、體長較大 (期數 28.1 ± 0.9 期、體長 $18.85 \pm 3.86 \text{ mm}$) (圖 9-3、表 9-4)。本年度斯文豪氏赤蛙蝌蚪僅於十月在繁殖場樣站 (#5) 採到 1 隻 (表 9-4)。

今年的調查，沒有發現任何爬蟲類動物。

(二) 短期實驗—食砂影響

實驗期間發現，蝌蚪白天大多會躲藏於磚塊縫隙中，偶而可見游至磚塊表面覓食的蝌蚪，在刮食過程中會吞食或推開表面殘砂，磚塊上可見移動痕跡。

實驗結果顯示，投砂組蝌蚪的體內無機物含量顯著高於未投砂的控制組 (Mann-Whitney U test, $U = 28, p < 0.001$, 圖 9-4)，表示蝌蚪確實有食砂行為。比較實驗前後，發現投砂組蝌蚪在體長、體重、期數的發育速度顯著低於控制組 (t-test, 體長: $t = -2.253, p < 0.05$, 圖 9-5a; 體重: $t = -2.310, p < 0.05$, 圖 9-5b; 期數: $t = -7.166, p < 0.001$, 圖 9-5c)；擷取蝌蚪糞便，並以 Conover's Index (Conover 1966) 進行分析，比較兩組蝌蚪的消化速率。發現投砂組蝌蚪的消化速率顯著低於控制組 (Mann-Whitney U test, $U = 32, p < 0.05$, 圖 9-6)，顯示體內含砂量高的蝌蚪吸收有機物的能力較差。刮取藻板，檢視兩組藻板上的葉綠素 a 濃度及有機物含量，發現投砂組的葉綠素 a 濃度及有機物含量均顯著低於控制組 (t-test, 葉綠素 a 濃度: $t = -4.887, p < 0.001$, 圖 9-7a; 有機物含量: $t = -5.663, p < 0.001$, 圖 9-7b)，顯示砂粒覆蓋會減少藻類及生物膜生長，抑制蝌蚪食物來源。

研究顯示投砂組之蝌蚪體內含砂量增加，成長、發育及消化速率明顯低於控制組，表示食砂會減少蝌蚪的營養攝取。

由去年研究團隊的監測可知，一號壩的拆除工程，在施工後濁度會短暫增加，約 1-2 週內趨於穩定 (林等 2011)。在此期間，水中的泥砂擾動將可能會增加蝌蚪的食砂量，影響其生理。比較壩上、壩下測站在拆壩前 (5 月)、拆壩後 (6

月)梭德氏赤蛙蝌蚪的體重、體長和期數變化，結果發現一號壩上游測站 (#4、#12)在拆壩前後的一個月內，蝌蚪體重、體長及期數均呈現顯著成長 (Mann-Whitney U test, 體重: $U = 1024.5, p < 0.05$, 圖 9-8a; 體長: $U = 1024.5, p < 0.05$, 圖 9-8b; 期數: $U = 1160, p < 0.001$, 圖 9-8c), 且成長、發育速度與歷年同期蝌蚪增長幅度一致 (梭德氏赤蛙蝌蚪: 體重增加率為 0.092 g/月; 體長增加率為 2.716 mm/月); 相反的, 拆壩前後下游測站 (#5、#13)的蝌蚪其體重、體長及期數並無明顯增長 (Mann-Whitney U test, 體重: $U = 26, p > 0.05$, 圖 9-8a; 體長: $U = 26, p > 0.05$, 圖 9-8b; 期數: $U = 40, p > 0.05$, 圖 9-8c), 顯示一號壩下游蝌蚪有發育遲滯的現象。

(三) 長期監測

在 2004-2012 年的長期監測中，比較不同種蛙類在各月間的密度變化。梭德氏赤蛙的密度高峰期為九至十月，蝌蚪密度則以十月至隔年二月較高 (圖 9-9a); 盤古蟾蜍的密度變化較大，峰值分布於二至八月間，蝌蚪密度以四月較高 (圖 9-9b)。總體而言，年末是梭德氏赤蛙成蛙與蝌蚪的活躍期；年初則為盤古蟾蜍的主要活動期。

不同習性的物種在空間分布上可能會有差異，比較 2006-2012 年梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍在測站間的密度變化，結果發現兩者在測站間的分布具有差異。在蛙密度上，盤古蟾蜍主要分布在繁殖場樣站 (#5)與有勝溪樣站 (#9) (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$, 圖 9-10a); 梭德氏赤蛙則分布於繁殖場樣站 (#5)、有勝溪樣站 (#9)、一號壩上 (#12)與一號壩下測站 (#13) (Kruskal-Wallis test, $p < 0.001$, 圖 9-10b)。在蝌蚪密度上，盤古蟾蜍蝌蚪主要集中於有勝溪樣站 (#9) (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$, 圖 9-11a); 梭德氏赤蛙蝌蚪則以七家灣溪流域為主，其中觀魚台樣站 (#4)與一號壩上樣站(#12)的密度顯著高於繁殖場樣站 (#5) (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$, 圖 9-11b)。由以上結果顯示，梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍的成、幼體在空間分布上各有不同。

四、討論

(一) 短期研究

在水域生態系中，高泥砂含量會對許多生物產生負面影響，特別是在人為活動頻繁和伐木盛行的地區，來自陸地的泥沙注入池塘溪流，砂礫沉降造成初級生產者無法行光合作用而大量死亡 (Power 1990 ; Ryan 1991)。沉積物亦會對魚、無脊椎動物等水棲生物產生負面影響，如：降低覓食、繁殖、呼吸、生物量 (Burkhead and Jelks 2001 ; Waters 1995)，此影響同時出現在兩生類幼體身上。透過武陵地區溪流型蝌蚪的研究，可知梭德氏赤蛙蝌蚪在食砂後會降低成長、發育及消化速率。此發現印證 Wood (2009)所提出的”資源抑制”(resource depressant)假設：沉積物使藻類生物量下降，抑制蝌蚪的食物來源；本研究亦發現，體內含砂量高的蝌蚪，消化速率 (AE)會顯著降低，造成營養攝取能力下降。類似的研究結果亦出現在溫帶靜水域的美西蟾蜍 (*Bufo boreas*)蝌蚪身上 (Wood 2009) ; Gillespie (2002)則認為在泥砂含量高的水域中，蝌蚪需耗費較多的能量來搜尋食物，因而造成生長遲緩。然而學者亦發現，對熱帶池塘、溪流的蝌蚪而言，泥沙中所含的有機物質可提供足夠的營養、增加食物量，使蝌蚪加速發育、增加成功變態的個體 (Flecker *et al.* 1999 ; Akers *et al.* 2008)。蝌蚪藉由食砂行為，獲取其中豐富的有機質，砂礫添加形同一種”資源補助”(resource subsidy)。武陵地區蝌蚪之所以無法透過食砂，獲取足夠營養，應與溪流沉積物有機質含量較低 (2%-3%)有關。

一號壩壩體改善工程期間，下游測站蝌蚪的成長、發育速度緩慢，明顯不如上游測站及同期蝌蚪發育速度，原因很可能與拆壩期間水中濁度增加有關：大量泥砂沉降會減少蝌蚪的食物來源，且食砂後的蝌蚪消化速率下降，減少營養的攝取，降低成長、發育速率；此外，下游測站蝌蚪在體重、體長與期數的變異程度加大，可能是拆壩後流速增加，溪水沖刷其他蝌蚪至下游所致。

(二) 長期監測

兩生類的密度變化與其生殖季有密切的關係，梭德氏赤蛙主要生殖季為秋冬季 (吳等 2007)，因此大量成蛙在此時出現，繁殖孵化的蝌蚪在冬季會受水溫低的影響而停止發育，將能量集中以抵抗低溫 (Lai *et al.* 2002)，至隔年春季回暖後，再行發育、變態，因此梭德氏赤蛙蝌蚪密度以十月至隔年二月較高；盤古蟾蜍以春夏季為主要繁殖季 (吳等 2007)，因此三至五月的成蛙密度高。四月幼體孵化，水中蝌蚪密度增加，並逐漸成長、變態，六到八月間便出現大量離水上岸的小蛙。

梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍成、幼體的空間分布各不相同。梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍成體主要集中下游測站，測站間密度不同可能與腹地大小有關，下游腹地大，提供較多非生殖季的棲地，因此青蛙密度高。在各測站中，盤古蟾蜍蝌蚪密度以有勝溪樣站 (#9)最高，原因應與其獨特的環境因子有關 (水溫高、流速慢)，且上游行農業活動，肥料殘留致使水中藻類增生，提供盤古蟾蜍蝌蚪大量食物來源 (吳等 2008)。在七家灣溪流域，觀魚台樣站 (#4)與一號壩上樣站 (#12)的梭德氏赤蛙蝌蚪密度較繁殖場樣站 (#5)高，可能與流速等環境因子有關。觀魚台樣站 (#4)與一號壩上樣站 (#12)的流速皆低於繁殖場樣站 (#5) (one-way ANOVA, 流速： $F_{2,216} = 7.248, p < 0.05$)，顯示兩測站具有流速緩慢的特徵。緩慢的水流使梭德氏赤蛙蝌蚪不易被沖走，讓較多蝌蚪得以在此存活。

五、結論與建議

(一) 結論

1. 今年八月受颱風影響，溪流環境變動劇烈，全部測站僅採一隻蝌蚪；其他月份則與往年無太大差異。
2. 食砂會降低蝌蚪成長、發育及消化速率，減少蝌蚪營養攝取。
3. 由蝌蚪食砂實驗推估，一號壩工程擾動所產生的大量砂粒搬移，可能造成下游梭德氏赤蛙蝌蚪砂粒攝取量增加，影響其成長、發育。
4. 梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍的蛙與蝌蚪密度在測站、月份上具有差異。
測站：盤古蟾蜍幼體集中有勝溪樣站；梭德氏赤蛙幼體則以七家灣流域為主。兩者成體多分布於下游測站。
月份：盤古蟾蜍成、幼體多出現於年初；梭德氏赤蛙則集中於年末。

(二) 建議事項

立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退除役官兵輔導委員會武陵農場、林務局、台中市政府

1. 在園區妥善維護下，近幾年櫻花花況甚佳，吸引眾多遊客造訪，然卻也造成兩棲爬蟲路死個體增加，尤其二、三月正值蛙類繁殖季，大量成蛙移至溪邊交配，經常在遷移過程中遭車輛輾斃，若能適度管控園區遊客人數、減少車流量，或有適當之解說及勸導，即可降低路死數量。
2. 本研究指出水中含砂量增加會對蝌蚪造成影響，因此建議未來在鄰近溪流施工時，應避免陸上砂石注入或對溪流產生激烈擾動，或選擇對溪流生態系影響較小的時間，以減低砂礫沉降對水域生態系的影響。

長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：各受託研究單位

國家公園中任何可能影響動物生態的工程規劃，應先調查該環境中各類群動物的分布與活動週期，並依據調查結果擬定適合的工程時間，盡可能將對動物的干擾降至最低。

六、參考文獻

- Akers, E. C., Taylor, C. M., and Altig, A. R.** (2008). Effects of clay-associated organic material on the growth of *Hyla chrysoscelis* tadpoles. *Journal of Herpetology* **42**: 408–410.
- Alford, R. A.** (1999). Tadpoles: the biology of anuran larvae. p. 240–278. University of Chicago.
- Alford, R. A., and Harris, R. N.** (1988). Effect of larval growth history on anuran metamorphosis. *The American Naturalist* **131**: 91–106.
- Bruce, R. C., Beachy, C. K., Lenzo, P. G., Pronych, S. P., and Wassersug, R. J.** (1994). Effects of lung reduction on rheotactic performance in amphibian larvae. *Journal of Experimental Zoology* **268**:377–380
- Burkhead, N. M., and Jelks, H. L.** (2001). Effects of suspended sediment on the reproductive success of the tricolor shiner, a crevice-spawning minnow. *American Fisheries Society* **130**: 959–968
- Chen, H. C., Lai, B. C., Fellers, G. M., Wang, W. L., and Kam, Y. C.** (2008). Diet and foraging of rana sauteri and bufo bankorensis tadpoles in subtropical taiwanese streams. *Zoological Studies* **47**: 685–696.
- Flecker, A. S., Feifarek, B. P., and Taylor, B. W.** (1999). Ecosystem engineering by a tropical tadpole: density-dependent effects on habitat structure and larval growth rates. *Copeia* **1999**: 495–500.
- Gillespie, G. R.** (2002). Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. *Biological Conservation* **106**: 141–150.
- Gosner, K. L.** (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* **16**: 183–190.

- Lai, S. J., Kam, Y. C., Hsu, F. H., and Lin, Y. S.** (2002). Elevational effects on the growth and development of tadpoles of Sauter's frog *Rana sauteri* Boulenger in Taiwan. *Acta Zoologica Taiwanica* **13**: 11–20.
- Power, M. E.** (1990). Resource enhancement by indirect effects of grazers: armoured catfish algae and sediment. *Ecology* **71**: 897–904.
- Ranvestel, A. W., Lips, K. R., Pringle C. M., Whiles, M. R., and Bixby, R. J.** (2004). Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. *Freshwater Biology* **49**: 274–285.
- Rondeau, S. L., and Gee, J. H.** (2005). Larval anurans adjust buoyancy in response to substrate ingestion. *Copeia* **2005**: 188–195.
- Ryan, P. A.** (1991). Environmental-effects of sediment on New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **25**: 207–221.
- Smith–Gill, S. J., and Berven, K. A.** (1979). Predicting amphibian metamorphosis. *American Naturalist* **113**: 563–585.
- Wassersug, R. J., and Feder, M. E.** (1983). The effects of aquatic oxygen concentration, body size and respiratory behaviour on the stamina of obligate aquatic (*Bufo americanus*) and facultative air–breathing (*Xenopus leavis* and *Rana berlandieri*) anuran larvae. *Journal of Experimental Biology* **105**: 173–190.
- Waters, T. F.** (1995). Sediment in streams : Sources, biological effects, and control. *American Fisheries Society* **126**: 1048–1051
- Wood, S. L. R., and Richardson, J. S.** (2009). Impact of sediment and nutrient inputs on growth and survival of tadpoles of the Western Toad. *Freshwater Biology* **54**: 1120–1134.

Wood, S. L. R., and Richardson, J. S. (2010). Evidence for ecosystem engineering in a lentic habitat by tadpoles of the western toad. *Aquatic Science* **72**: 499–508.

林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲，2007。武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。

林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲，2008。武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。

表 9-1、2012 年各測站棲地因子數值 (平均值 ± 標準差)。

樣區	水寬(m)	水深(m)	流速(m/s)	覆蓋度(%)	水溫(°C)	水寬底石 平均	水寬底石 標準差
二月							
4	13.73 ± 5.08	0.34 ± 0.14	0.33 ± 0.14	0.39 ± 0.09	13.04 ± 0.31	3.39 ± 0.18	1.08 ± 0.51
12	9.26 ± 0.44	0.28 ± 0.04	0.28 ± 0.04	0.09 ± 0.15	12.42 ± 1.88	4.35 ± 0.21	1.36 ± 0.17
13	12.10 ± 4.16	0.29 ± 0.19	0.44 ± 0.08	0.27 ± 0.03	13.12 ± 1.38	4.49 ± 1.08	0.95 ± 0.19
5	19.77 ± 9.85	0.44 ± 0.26	0.57 ± 0.05	0.23 ± 0.05	11.82 ± 0.54	4.46 ± 0.46	1.15 ± 0.40
10	7.97 ± 1.15	0.31 ± 0.08	0.67 ± 0.38	0.30 ± 0.11	13.27 ± 0.67	4.68 ± 0.39	0.96 ± 0.12
11	9.12 ± 0.29	0.34 ± 0.06	0.52 ± 0.26	0.49 ± 0.13	14.67 ± 0.91	4.85 ± 0.28	1.11 ± 0.14
四月							
2	11.07 ± 1.79	0.44 ± 0.23	0.17 ± 0.11	0.40 ± 0.17	12.11 ± 0.02	3.79 ± 0.88	0.88 ± 0.50
3	17.47 ± 5.62	0.36 ± 0.05	0.29 ± 0.15	0.47 ± 0.08	12.66 ± 0.07	4.37 ± 0.15	0.98 ± 0.06
4	15.40 ± 5.82	0.36 ± 0.08	0.21 ± 0.08	0.26 ± 0.10	13.10 ± 0.12	2.97 ± 0.59	1.05 ± 0.64
12	9.53 ± 0.21	0.35 ± 0.06	0.25 ± 0.05	0.09 ± 0.04	13.51 ± 0.16	3.63 ± 0.32	1.15 ± 0.34
13	11.87 ± 3.36	0.32 ± 0.16	0.47 ± 0.16	0.31 ± 0.07	13.81 ± 0.22	3.37 ± 0.66	1.21 ± 0.47
5	20.50 ± 9.13	0.43 ± 0.22	0.73 ± 0.14	0.28 ± 0.05	13.96 ± 0.24	4.23 ± 0.96	1.13 ± 0.10
8	6.90 ± 1.04	0.22 ± 0.09	0.25 ± 0.07	0.79 ± 0.14	13.53 ± 0.12	4.03 ± 0.71	1.10 ± 0.38
9	8.48 ± 2.03	0.20 ± 0.09	0.15 ± 0.07	0.46 ± 0.02	16.46 ± 0.22	2.98 ± 0.20	1.30 ± 0.19
八月							
4	12.67 ± 2.91	0.48 ± 0.15	0.66 ± 0.21	0.36 ± 0.16	16.63 ± 0.03	4.16 ± 0.30	1.10 ± 0.36
12	11.30 ± 1.70	0.48 ± 0.04	0.69 ± 0.42	0.23 ± 0.03	16.32 ± 0.23	4.43 ± 0.10	1.28 ± 0.01
13	-	0.61 ± 0.10	1.04 ± 0.56	0.51 ± 0.13	16.09 ± 0.01	-	-
5	13.30 ± 2.82	0.45 ± 0.12	0.60 ± 0.13	0.16 ± 0.05	14.41 ± 0.17	4.93 ± 0.26	0.76 ± 0.15
十月							
2	11.83 ± 3.15	0.33 ± 0.13	0.16 ± 0.14	0.40 ± 0.04	12.09 ± 0.17	4.26 ± 0.72	1.10 ± 0.56
3	14.63 ± 7.36	0.36 ± 0.23	0.20 ± 0.10	0.52 ± 0.11	14.08 ± 0.04	4.20 ± 0.91	0.90 ± 0.38
4	10.80 ± 2.00	0.40 ± 0.18	0.36 ± 0.03	0.30 ± 0.21	15.30 ± 0.12	3.91 ± 0.02	1.06 ± 0.34
12	8.63 ± 0.68	0.38 ± 0.06	0.37 ± 0.10	0.17 ± 0.08	15.61 ± 0.18	4.49 ± 0.34	0.96 ± 0.11
13	7.93 ± 1.80	0.40 ± 0.02	0.44 ± 0.02	0.43 ± 0.21	15.20 ± 0.15	4.40 ± 0.56	0.96 ± 0.34
5	12.27 ± 3.72	0.36 ± 0.05	0.23 ± 0.16	0.24 ± 0.08	15.03 ± 0.12	4.41 ± 0.60	1.06 ± 0.30
8	7.60 ± 1.08	0.30 ± 0.09	0.22 ± 0.04	0.85 ± 0.13	12.32 ± 0.02	4.67 ± 0.88	1.12 ± 0.26
9	7.77 ± 2.55	0.25 ± 0.05	0.32 ± 0.09	0.50 ± 0.04	14.64 ± 0.32	2.43 ± 0.67	1.03 ± 0.66

附註：「-」符號代表水流過於湍急，該因子無法施測。

(資料來源：本研究資料)

表 9-2、2012 年各測站各種蛙類總數、平均吻肛長(mm)、平均體重(g)、生物量(g/m²)及測站生物量(g/m²)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						
4	盤古蟾蜍	6	60.60 ± 7.79	24.92 ± 10.58	0.598	0.598
12	盤古蟾蜍	32	55.00 ± 5.64	18.31 ± 6.02	2.344	2.344
13	梭德氏赤蛙	2	35.15 ± 1.20	3.75 ± 0.34	0.030	1.063
13	盤古蟾蜍	15	53.66 ± 6.53	17.21 ± 7.56	1.033	
5	梭德氏赤蛙	3	32.15 ± 1.78	2.96 ± 0.44	0.036	0.201
5	盤古蟾蜍	6	28.08 ± 20.98	6.90 ± 14.64	0.166	
10	梭德氏赤蛙	2	36.23 ± 0.18	4.06 ± 0.05	0.032	0.684
10	盤古蟾蜍	6	56.50 ± 5.77	19.78 ± 6.28	0.475	
10	斯文豪氏赤蛙	1	77.90	44.21	0.177	
11	梭德氏赤蛙	2	38.45 ± 1.56	4.77 ± 0.52	0.038	0.695
11	盤古蟾蜍	6	62.23 ± 9.62	27.38 ± 10.48	0.657	
四月						
2	梭德氏赤蛙	1	40	5.30	0.021	0.021
3	-	0	-	-	0	0
4	-	0	-	-	0	0
12	盤古蟾蜍	6	62.79 ± 7.50	27.59 ± 10.08	0.662	1.017
13	斯文豪氏赤蛙	3	66.20 ± 14.26	29.58 ± 16.74	0.355	0.801
5	盤古蟾蜍	5	58.27 ± 8.48	22.29 ± 9.69	0.446	0.756
8	盤古蟾蜍	2	70.85 ± 5.44	38.80 ± 9.04	0.310	0.824
9	盤古蟾蜍	6	57.71 ± 7.19	21.40 ± 8.63	0.514	0.599
9	斯文豪氏赤蛙	3	41.52 ± 7.55	7.12 ± 3.80	0.085	
八月						
4	盤古蟾蜍	2	61.18 ± 9.02	25.38 ± 11.10	0.203	0.203
12	梭德氏赤蛙	2	39.48 ± 9.79	5.47 ± 3.43	0.044	0.044
12	斯文豪氏赤蛙	1	53.05	13.94	0.056	0.095
13	梭德氏赤蛙	3	33.20 ± 3.41	3.26 ± 0.85	0.039	
13	盤古蟾蜍	5	37.90 ± 9.26	6.59 ± 5.26	0.132	0.319
13	斯文豪氏赤蛙	2	62.45 ± 8.70	23.42 ± 9.55	0.187	
5	梭德氏赤蛙	11	35.14 ± 3.07	3.80 ± 1.01	0.167	0.211
5	盤古蟾蜍	3	31.33 ± 8.52	3.64 ± 2.29	0.044	

(資料來源：本研究資料)

表 9-2 (續)

測站	種類	總數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
十月						
2	梭德氏赤蛙	1	33.95	3.41	0.014	0.014
3	-	0	-	-	0	0
4	梭德氏赤蛙	5	37.58 ± 4.46	4.60 ± 1.46	0.092	0.194
4	盤古蟾蜍	1	61.90	25.45	0.102	
12	梭德氏赤蛙	3	35.80 ± 1.15	3.94 ± 0.34	0.047	0.337
12	盤古蟾蜍	2	68.85 ± 9.26	36.23 ± 14.53	0.290	
13	梭德氏赤蛙	7	36.99 ± 6.13	4.52 ± 1.84	0.127	0.127
5	梭德氏赤蛙	15	34.21 ± 2.13	3.51 ± 0.57	0.211	0.277
5	盤古蟾蜍	11	24.08 ± 3.35	1.50 ± 0.65	0.066	
8	梭德氏赤蛙	1	30.75	2.62	0.010	0.010
9	梭德氏赤蛙	15	30.98 ± 3.50	2.74 ± 0.68	0.164	0.313
9	盤古蟾蜍	3	48.62 ± 4.35	12.37 ± 3.43	0.148	

(資料來源：本研究資料)

表 9-3、2012 年各測站蛙類數目與密度(隻/m²)。

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		
4	0	0	0	0	5	1	0	6	0	0	0	0	6	0.024
12	0	0	0	0	30	2	0	32	0	0	0	0	32	0.128
13	2	0	0	2	14	1	0	15	0	0	0	0	17	0.068
5	3	0	0	3	1	0	5	6	0	0	0	0	9	0.036
10	2	0	0	2	6	0	0	6	1	0	0	1	9	0.036
11	2	0	0	2	5	1	0	6	0	0	0	0	8	0.032
小計	9	0	0	9	61	5	5	71	1	0	0	1	81	0.324
平均	1.5	0	0	1.5	10.17	0.83	0.83	11.83	0.17	0	0	0.17	13.5	0.054

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	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
12	0	0	0	0	4	2	0	6	0	0	0	0	6	0.024
13	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	3	3	0.012
5	0	0	0	0	3	2	0	5	0	0	0	0	5	0.02
8	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	2	0.008
9	0	0	0	0	5	1	0	6	0	0	3	3	9	0.036
小計	1	0	0	1	12	7	0	19	2	0	4	6	26	0.104
平均	0.13	0	0	0.13	1.5	0.88	0	2.38	0.25	0	0.5	0.75	3.25	0.01

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		
4	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	2	0.008
12	1	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0.012
13	3	0	0	3	1	1	3	5	1	0	1	2	10	0.04
5	10	1	0	11	0	2	1	3	0	0	0	0	14	0.056
小計	14	2	0	16	2	4	4	10	2	0	1	3	29	0.116
平均	3.5	0.5	0	4	0.5	1	1	2.5	0.5	0	0.25	0.75	7.25	0.029

(資料來源：本研究資料)

表 9-3 (續)

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	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	3	2	0	5	0	1	0	1	0	0	0	0	6	0.024
12	3	0	0	3	0	2	0	2	0	0	0	0	5	0.02
13	5	1	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0.028
5	15	0	0	15	0	0	11	11	0	0	0	0	26	0.104
8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.004
9	14	0	1	15	3	0	0	3	0	0	0	0	18	0.072
小計	42	3	2	47	3	3	11	17	0	0	0	0	64	0.256
平均	5.25	0.38	0.25	5.88	0.38	0.38	1.38	2.13	0	0	0	0	8	0.03

(資料來源：本研究資料)

表 9-4、2012 年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/m²)、密度(隻/m²)。

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							
4	梭德氏赤蛙	15	28.54 ± 5.87	0.33 ± 0.23	28.4 ± 2.0	0.365	0.326
12	梭德氏赤蛙	3	34.17 ± 4.93	0.55 ± 0.26	29.0 ± 1.7	0.179	0.108
13	-	-	-	-	-	0	0
5	梭德氏赤蛙	3	34.02 ± 2.88	0.52 ± 0.15	29.3 ± 1.5	0.080	0.040
10	梭德氏赤蛙	2	33.55 ± 2.76	0.50 ± 0.13	29.0 ± 1.4	0.125	0.078
11	-	-	-	-	-	0	0
四月							
2	-	-	-	-	-	0	0
3	梭德氏赤蛙	4	36.88 ± 6.08	0.73 ± 0.39	35.0 ± 5.9	0.166	0.092
4	梭德氏赤蛙	4	30.88 ± 5.52	0.41 ± 0.22	31.3 ± 4.3	0.106	0.076
12	盤古蟾蜍	1	10.40	0.01	26.0	0.001	0.035
13	梭德氏赤蛙	1	36.80	0.67	34.0	0.056	0.041
5	梭德氏赤蛙	1	33.85	0.51	32.0	0.025	0.013
8	-	-	-	-	-	0	0
9	梭德氏赤蛙	7	43.38 ± 3.18	1.17 ± 0.26	41.0 ± 1.2	0.965	0.243
9	盤古蟾蜍	132	17.37 ± 4.22	0.07 ± 0.05	27.5 ± 2.1	1.023	5.988
八月							
4	梭德氏赤蛙	1	17.60	0.06	26.0	0.005	0.025
12	-	-	-	-	-	0	0
13	-	-	-	-	-	0	0
5	-	-	-	-	-	0	0
十月							
2	梭德氏赤蛙	29	17.18 ± 4.32	0.07 ± 0.07	25.0 ± 3.9	0.167	0.787
3	梭德氏赤蛙	42	21.65 ± 15.97	0.81 ± 4.58	26.1 ± 1.3	2.338	0.962
4	梭德氏赤蛙	46	19.86 ± 5.00	0.11 ± 0.09	26.4 ± 1.3	0.464	1.400
4	盤古蟾蜍	1	14.02	0.03	27.0	0.002	0.026
12	梭德氏赤蛙	15	16.73 ± 4.25	0.06 ± 0.07	25.7 ± 1.4	0.110	0.604
13	梭德氏赤蛙	13	22.04 ± 6.47	0.16 ± 0.14	26.9 ± 1.7	0.264	0.564
13	盤古蟾蜍	3	23.28 ± 0.96	0.14 ± 0.02	28.3 ± 0.6	0.053	0.144
5	梭德氏赤蛙	42	19.49 ± 5.24	0.11 ± 0.10	26.4 ± 1.7	0.364	1.179
5	盤古蟾蜍	7	17.64 ± 3.03	0.06 ± 0.04	28.2 ± 1.0	0.035	0.142
5	斯文豪氏赤蛙	1	35.30	-	28.0	-	0.020
8	梭德氏赤蛙	41	19.33 ± 5.43	0.11 ± 0.10	26.1 ± 1.4	0.567	1.664
9	梭德氏赤蛙	11	17.34 ± 3.38	0.06 ± 0.05	43.9 ± 60.1	0.091	0.407

附註：「-」符號代表該測站無任何捕獲，斯文豪氏赤蛙樣本數過少，無體長 - 體重推估公式。

(資料來源：本研究資料)

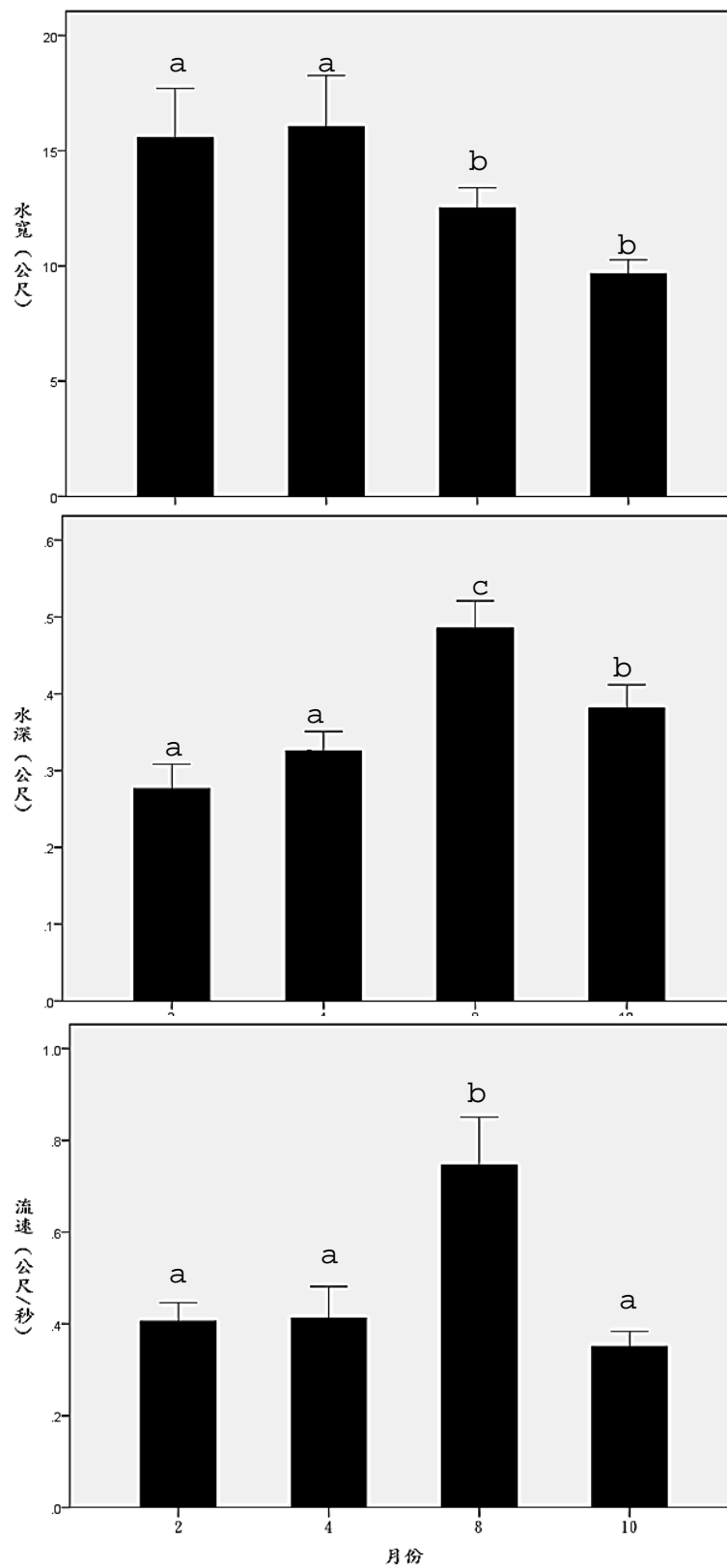
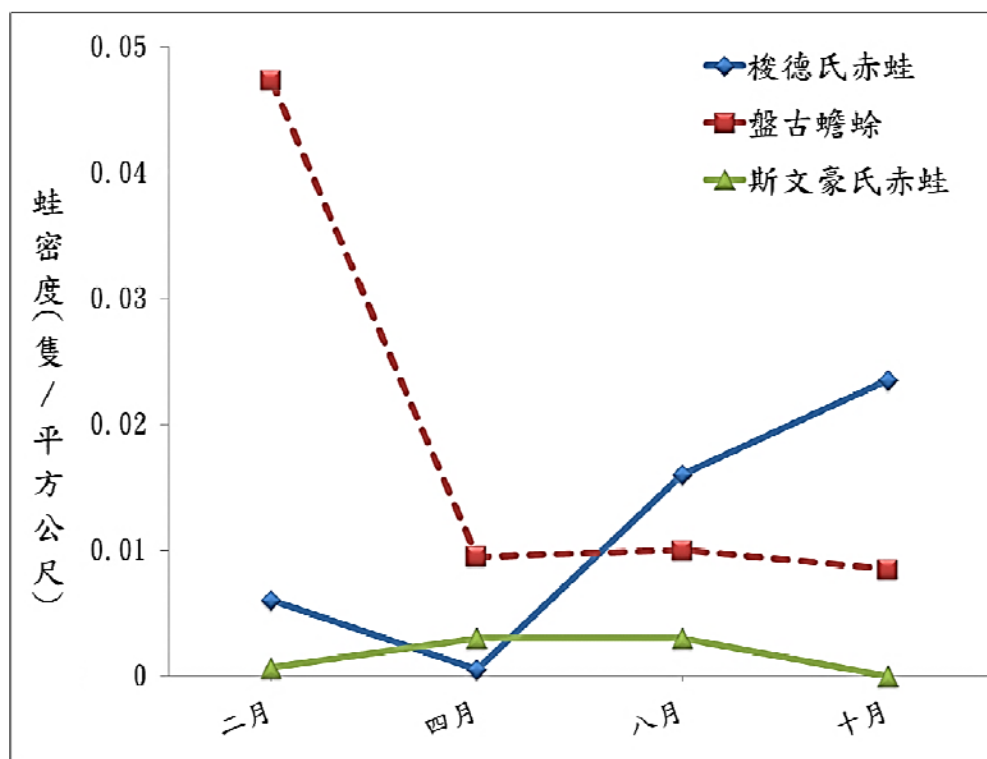


圖 9-1、2012 年各月份環境因子比較圖 (平均數 \pm SE)；由上而下分別為水寬、水深、流速。(各測站圖中相同英文字為 LSD 檢定無顯著差異者) (資料來源：本研究資料)

a.



b.

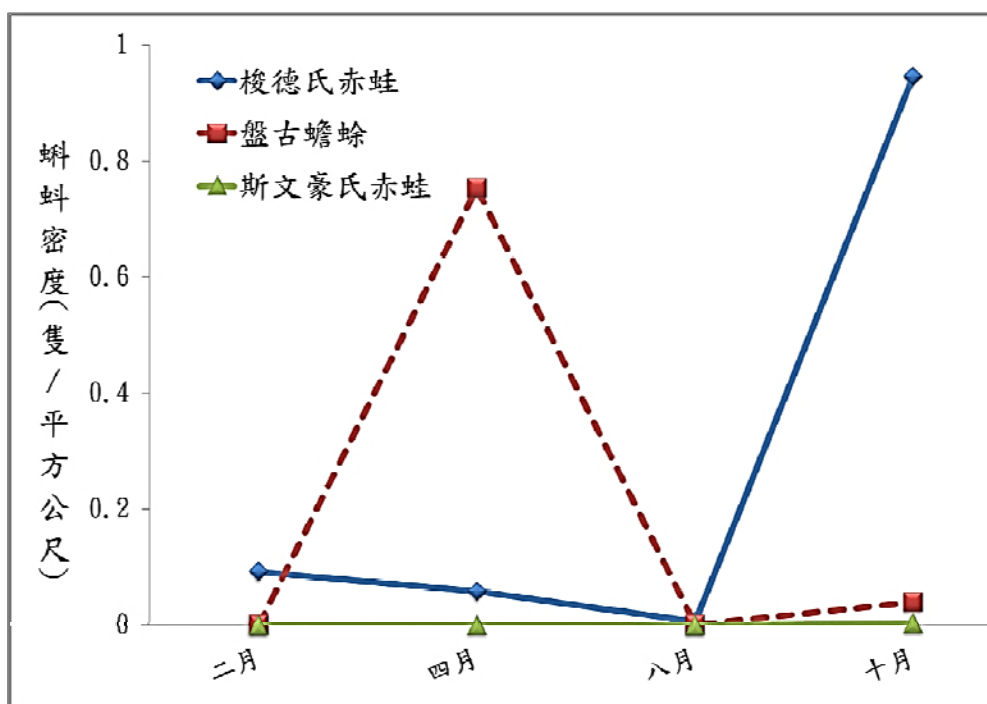


圖 9-2、2012 年各月份兩生類平均密度(隻/m²)；由上而下分別代表 a：蛙密度、b：蝌蚪密度。
(資料來源：本研究資料)

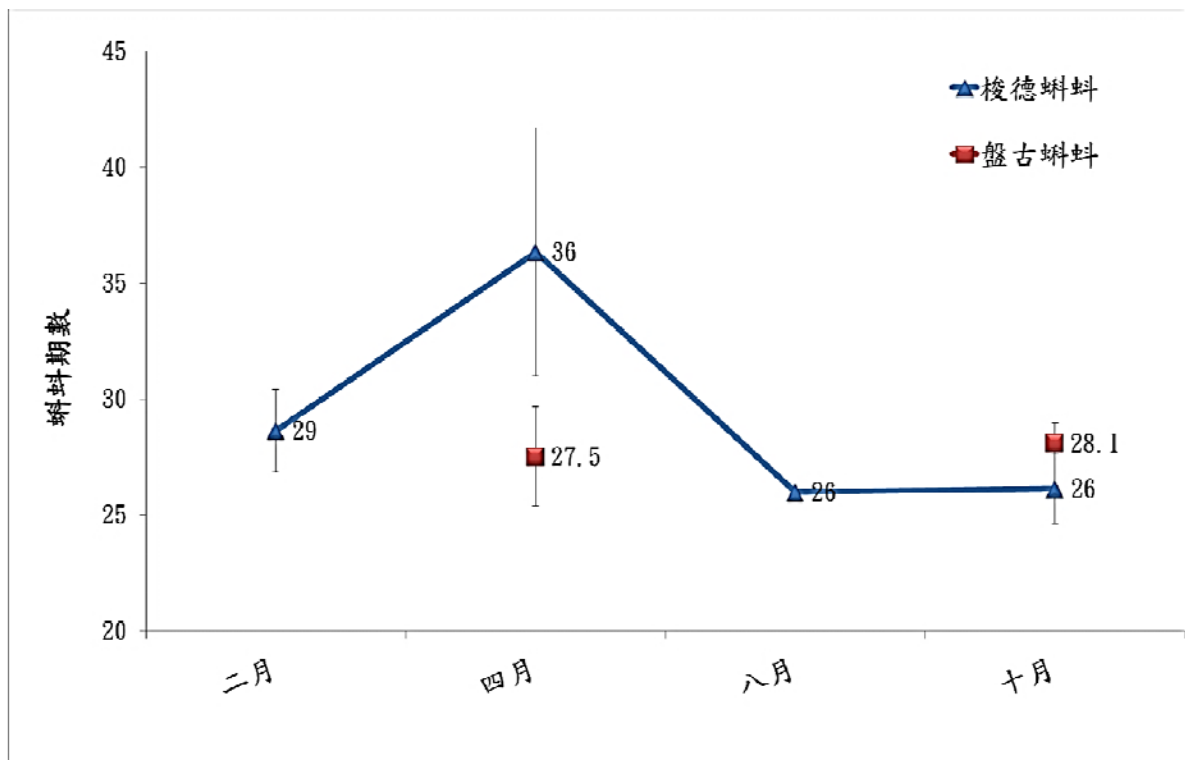


圖 9-3、2012 年各月份蝌蚪平均期數 (平均數 ± SE)；圖為梭德氏赤蛙蝌蚪、盤古蟾蜍蝌蚪期數分布。(資料來源：本研究資料)

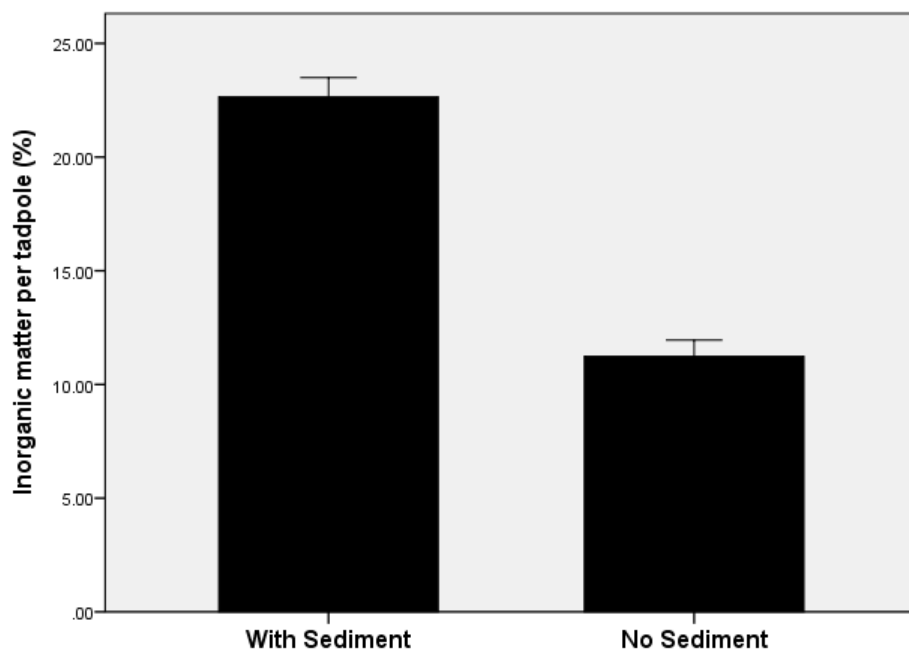


圖 9-4、不同處理組蝌蚪體內無機物含量 (%) (平均數 ± SE)；實驗組為投砂處理、控制組為無處理。(***代表 $p < 0.001$) (資料來源：本研究資料)

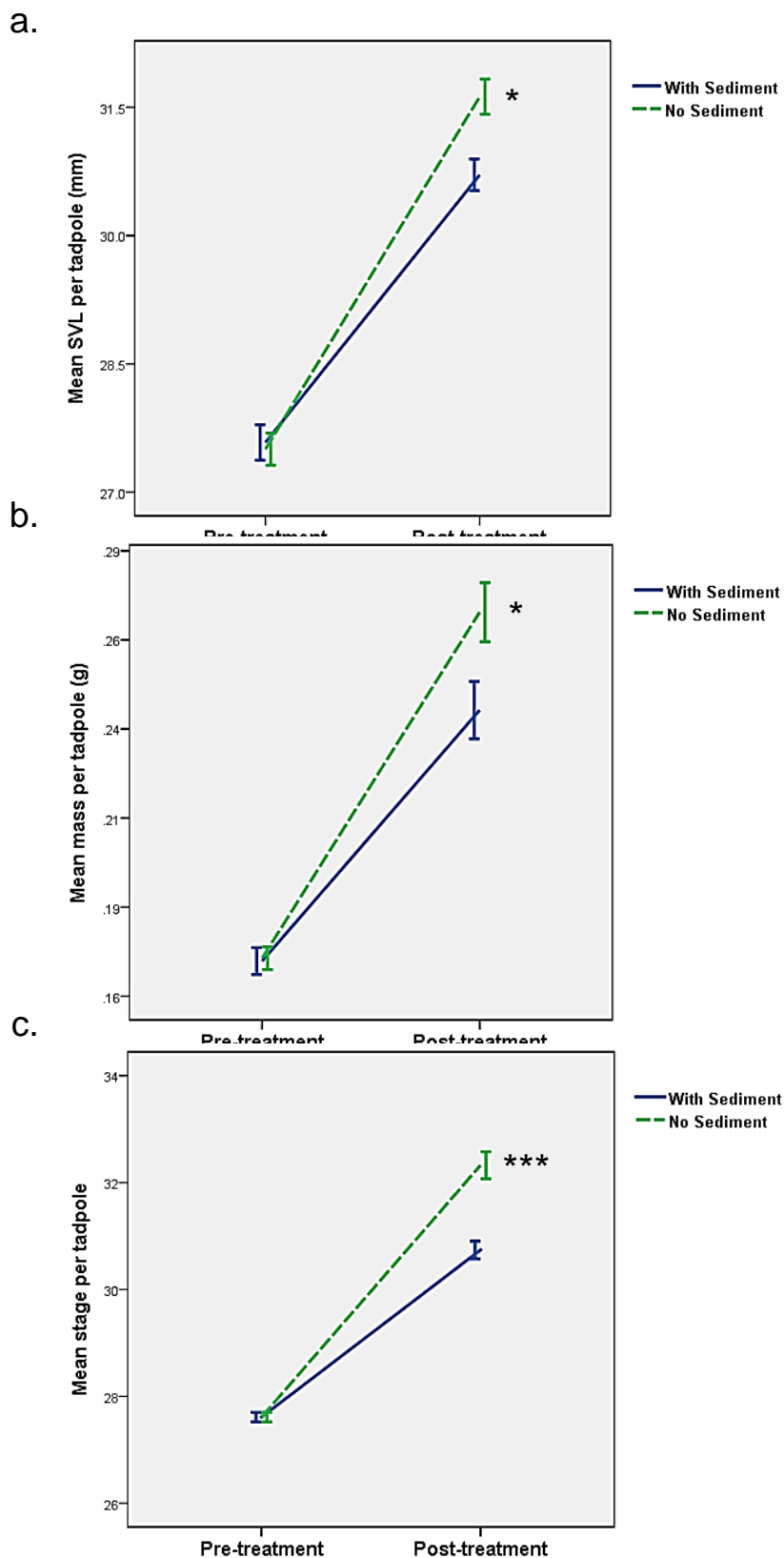


圖 9-5、不同處理組蝌蚪的成長發育變化 (平均數 ± SE)；由上而下分別為 a：體長、b：體重、c：期數。(*代表 $p < 0.05$ 、***代表 $p < 0.001$) (資料來源：本研究資料)

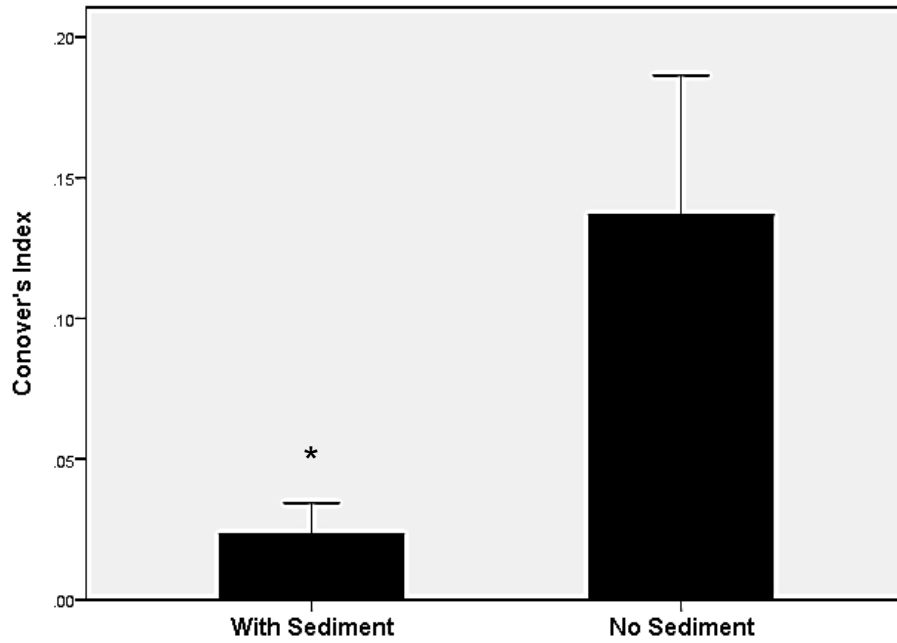


圖 9-6、不同處理組蝌蚪的消化速率 (Conover's Index) (平均數 ± SE)；實驗組為投砂處理、控制組為無處理。(*代表 $p < 0.05$) (資料來源：本研究資料)

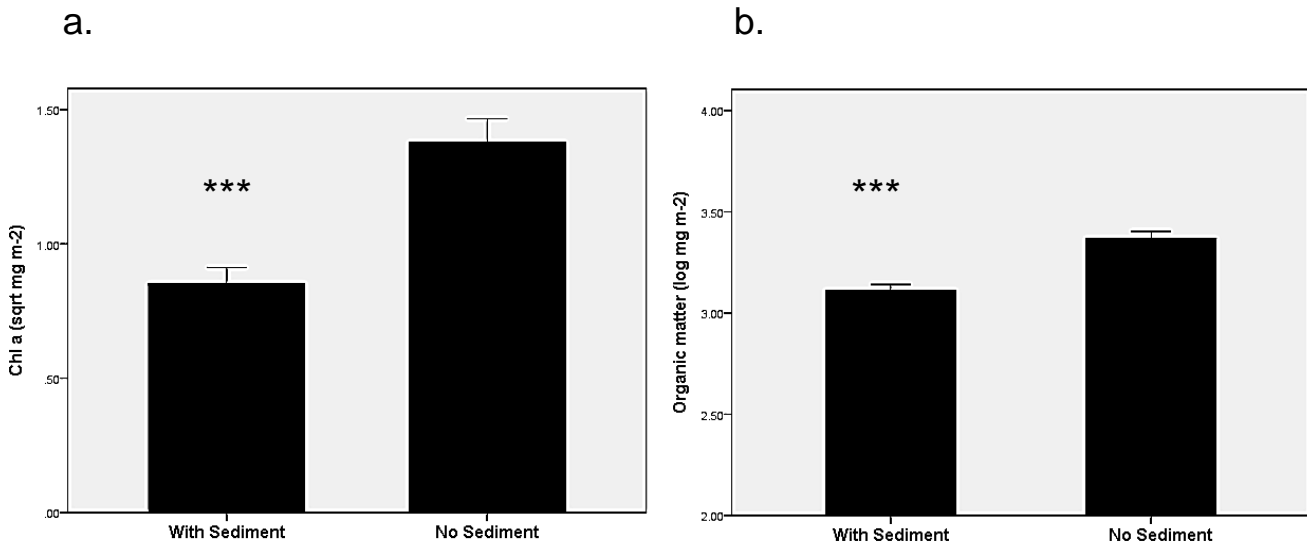


圖 9-7、不同處理蝌蚪食物量的變化 (平均數 ± SE)；實驗組為投砂處理、控制組為無處理；由左而右分別為 a：藻板葉綠素 a 濃度、b：藻板有機物含量 (mg / m^2)。 (***)代表 $p < 0.001$) (資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系復

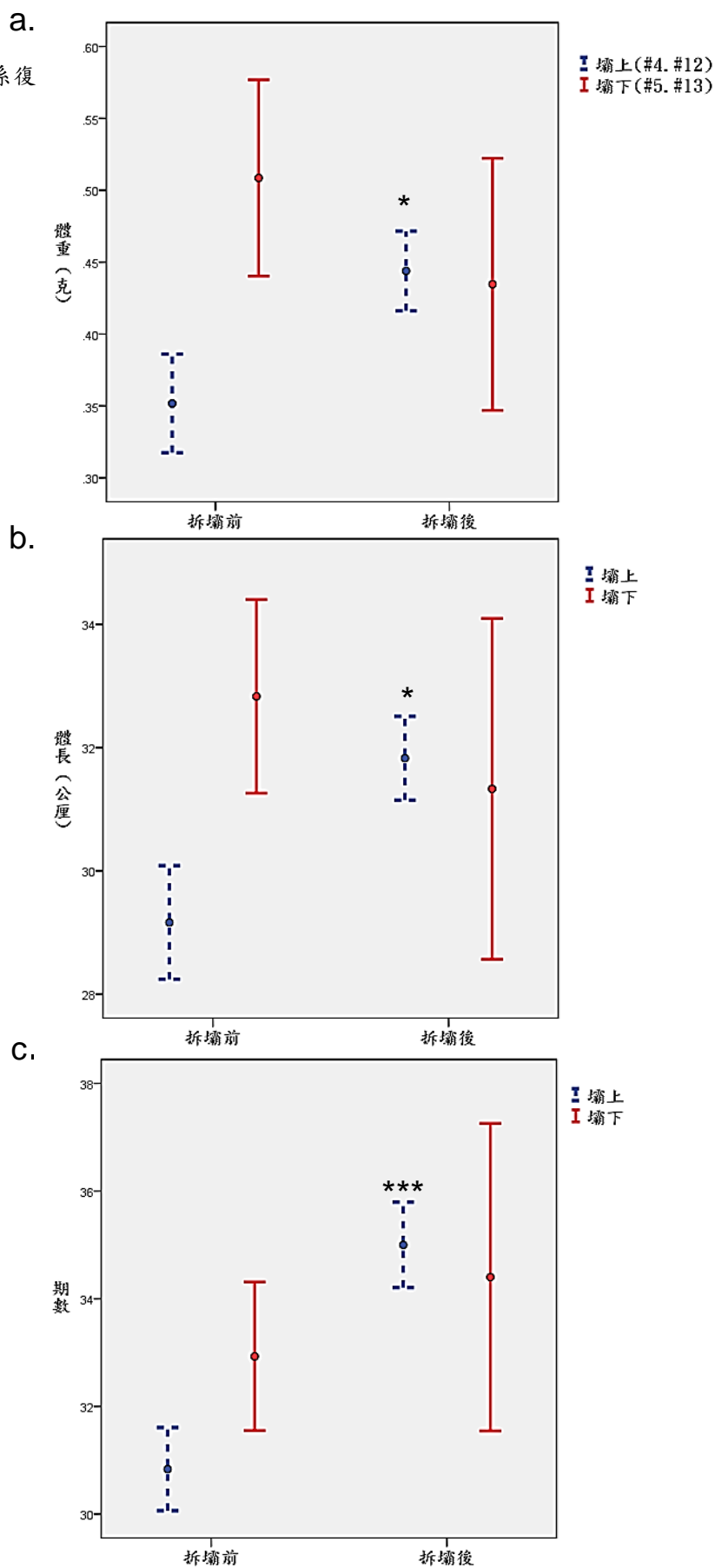
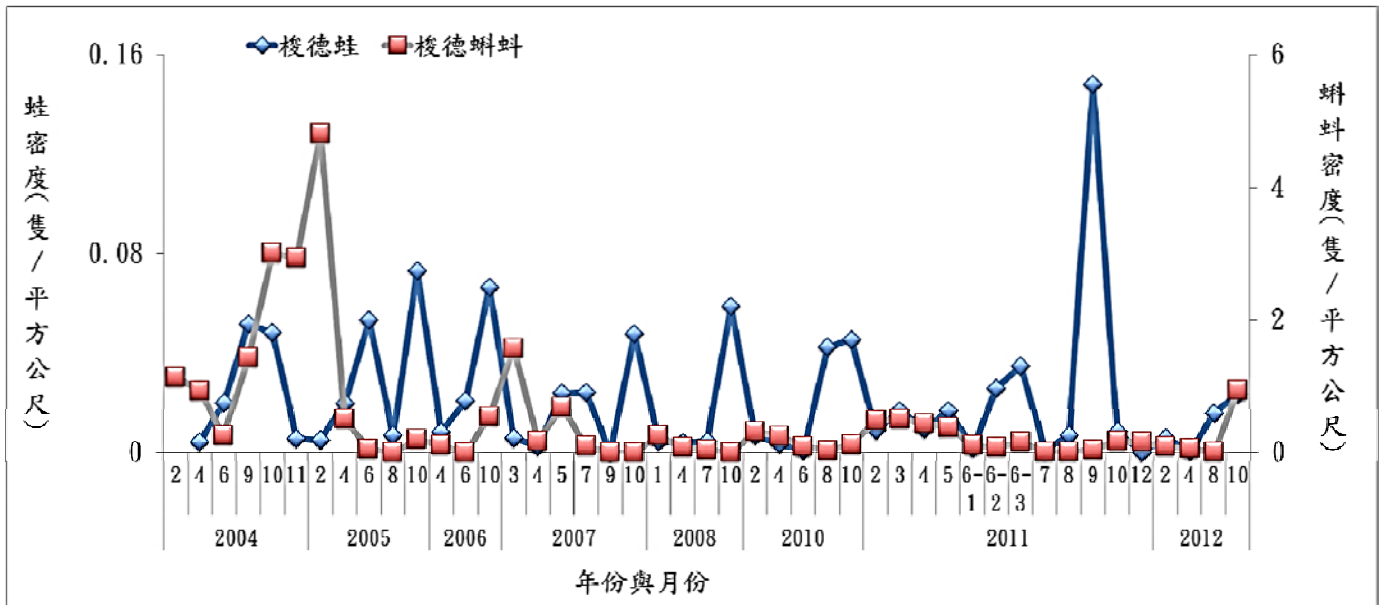


圖 9-8、拆壩前後壩上、壩下測站蝌蚪的形值變化 (平均數 \pm SE)；壩上：觀魚台站(#4)與一號壩上測站(#12)、壩下：繁殖場站(#5)與一號壩下測站(#13)；由上而下分別為 a：體長、b：體重、c：期數。(*代表 $p < 0.05$ 、***代表 $p < 0.001$) (資料來源：本研究資料)

a.



b.

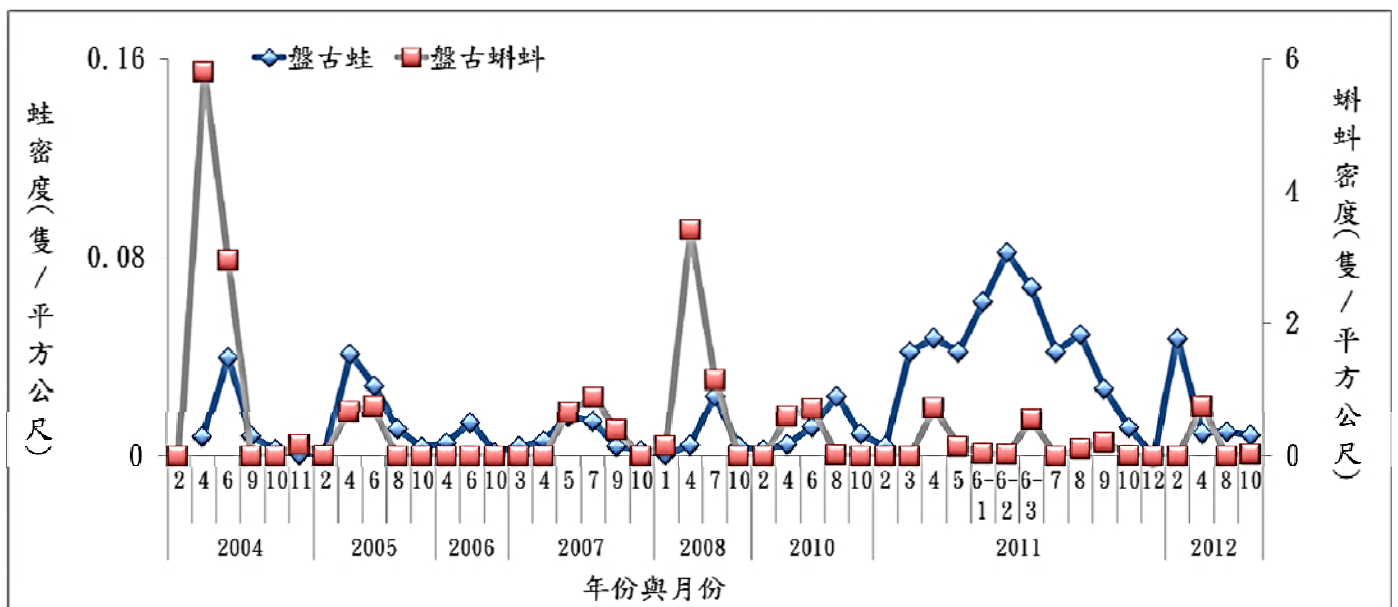
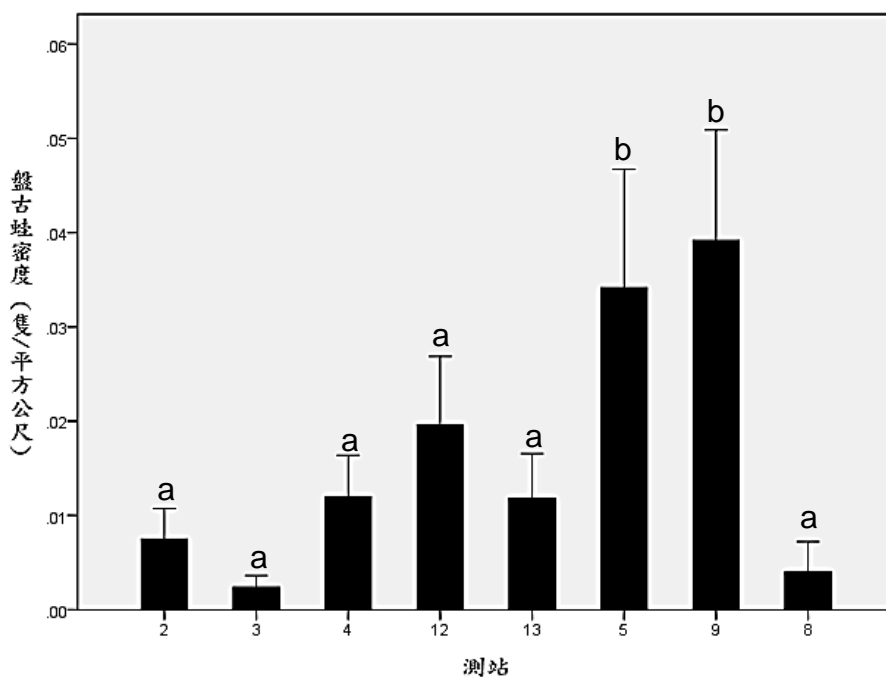


圖 9-9、2004-2012 年各月份兩生類的蛙與蝌蚪密度變化 (隻/m²)；由上而下分別為 a：梭德氏赤蛙、b：盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

a.



b.

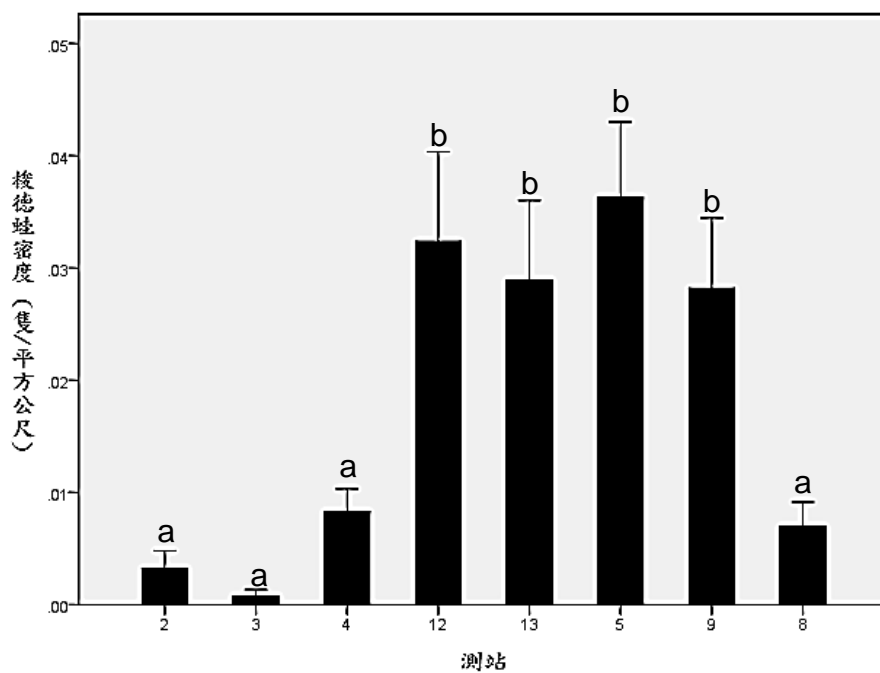


圖 9-10、2006-2012 年各測站兩生類的蛙密度變化 (隻/m²) (平均數 ± SE)；由上而下分別為 a：盤古蟾蜍、b：梭德氏赤蛙。(各測站圖中相同英文字為 LSD 檢定無顯著差異者)
(資料來源：本研究資料)

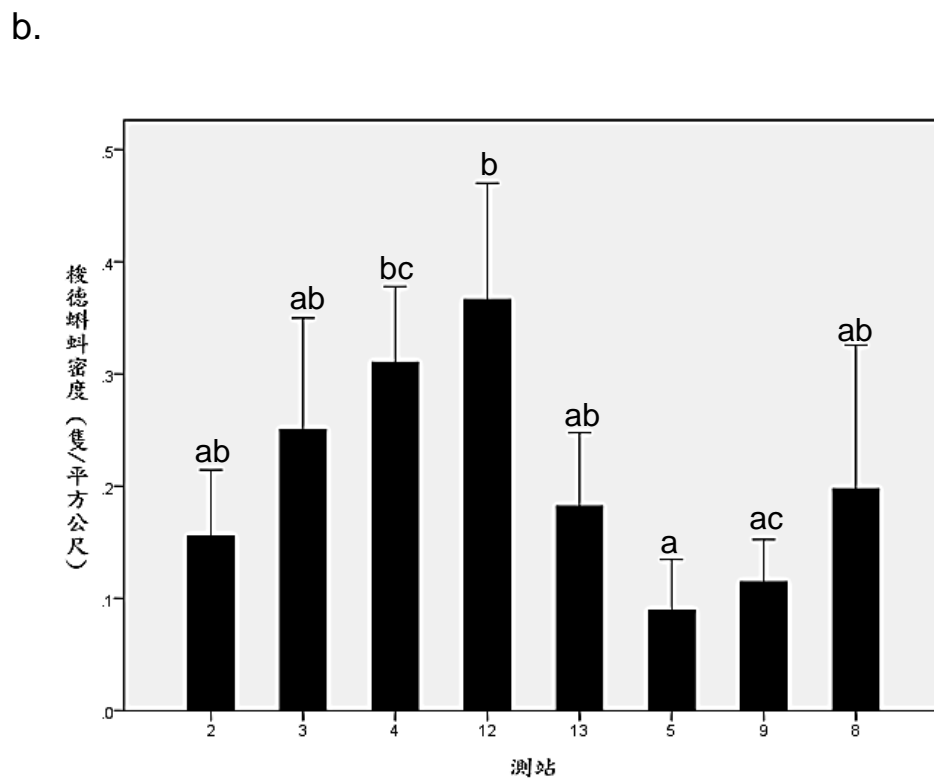
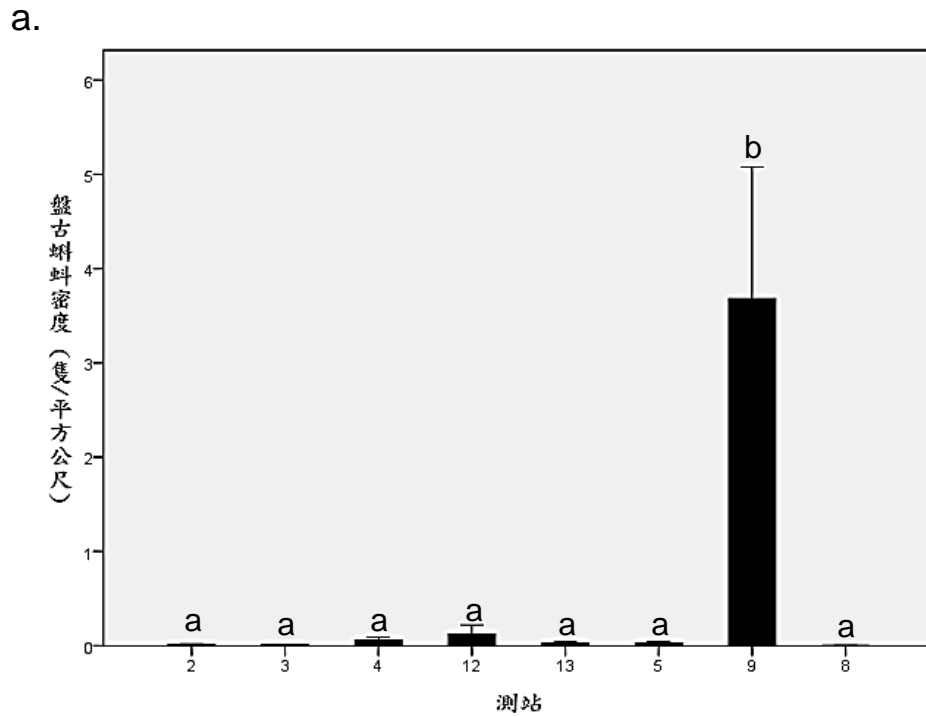


圖 9-11、2006-2012 年各測站兩生類的蝌蚪密度變化 (隻/m²) (平均數 ± SE)；由上而下分別為 a：盤古蟾蜍、b：梭德氏赤蛙。(各測站圖中相同英文字為 LSD 檢定無顯著差異者)
(資料來源：本研究資料)

第十章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

曾晴賢、陳彥谷

清華大學生物資訊與結構生物研究所

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、族群數量、生態調查、壩體改善

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*)，是「瀕臨絕種」保育類野生動物，也是台灣特有的冰河孑遺生物。但因為颱風洪水、農業開發、防砂壩阻隔等諸多因素衝擊，使得生存棲地環境變化很大，並且造成嚴重威脅其生存。雪霸國家公園管理處因此自 1994 年開始進行臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查工作，以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形。以建立基礎資料並據以擬定復育計畫。

二、研究方法及過程

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於 2012 年七月底與十月中進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，以瞭解 2011 年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及 2012 年繁殖季節前成魚的狀況，並對照歷年的魚群數量與族群結構的變化以作進一步的分析。同時為了配合去年度七家灣溪一號壩壩體改善工程，增加四處固定樣站(一號壩上下游各兩處樣站)及高山溪匯流口到殘材壩前河段之密集監測，以了解壩體改善前後各樣站鮭魚數量之變化情形。

三、重要發現

1、2012 年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示與歷年資料差異不大，四月份過後由於有新生幼魚的加入而比二月份有更多鮭魚紀錄，十月份的調查顯示出蘇拉颱風過後，各樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量皆有降低。相較於過去幾年的調查結果，高山溪樣站調查結果發現有較多的鮭魚

記錄。另外，在上游樣站的二號破壩，於一號壩工程改善後，去（2011）年10月開始記錄到一尾台灣鏟頰魚之後，今年持續有穩定的紀錄，顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。

- 2、今（2012）年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,479 尾，為歷年新高。其中一齡小魚有 1,545 尾，二齡中型鮭魚有 2,910 尾，三齡大型成魚則有 1,024 尾。族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，顯示今年七月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。
- 3、今（2012）年秋季普查結果顯示，受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾，跟颱風前相比減少了約三分之一。其中一齡小魚有 1,253 尾，二齡中型鮭魚有 1,852 尾，三齡大型成魚則有 659 尾。族群結構仍然呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，在將來族群復原的速度上應仍屬相當樂觀。
- 4、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集監測與鮭魚普查結果顯示出，已有部分上標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可通過一號壩上溯至上游河段到達三號壩前，而在二號壩以上的河段所發現的台灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現的台灣鏟頰魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段；而高山溪殘材壩前河段魚類數量有較明顯增加的趨勢，直至七家灣溪主流漸趨穩定之後則又漸漸恢復以往的數量，以及在蘇拉颱風過後因主流受到擾動此處魚類數量又增加，這些跡象顯示高山溪殘材壩前河段提供臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚壩體改善時以及七家灣溪主流受到干擾時一個良好的庇護所。
- 5、由歷年結果看來，去（2011）年一號壩壩體改善之後，從去年秋季以後開始到今（2012）年整體的台灣鏟頰魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在今年四月崩解之後仍無台灣鏟頰魚之記錄，顯示其在高山溪的

分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，水溫仍保持在較低溫有關。

四、主要建議事項

1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

今年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪匯流口殘材壩之倒木因之前已做切割分段之處理並用人力拖曳，於四月份被大水沖垮形成魚類可自由通過之廊道。另外高山溪二號破壩堆積之殘材壩與其上游大型倒木仍造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，建議立即拆除。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

去年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據。

ABSTRACT

Keyword : *Oncorhynchus formosanus*, Chichiawan creek, population size, ecological survey, dam improving

Taiwan masu salmon (*Oncorhynchus formosanus*) is one of the endangered species of conserved wildlife. It is also a Taiwanese endemic wildlife since the glacial epoch. However, owing to the impact of Typhoons, floods, agriculture development, dams, etc. on the environmental habitats, the survival of wildlife has been seriously threatened. The Shei-Pa National Park has engaged the investigation projects on the population circumstances of Taiwan masu salmon since 1994. Those projects have aimed to understand and to control the current statuses of the population, age structure and distribution areas. On the basis of those data, the Shei-Pa National Park may make proposals of projects for restoration of Taiwan masu salmon.

Beside the investigation on the 8 joint site every two month, the overall population investigations for Taiwan masu salmon in the Chichiawan creek have been conducted in July and October of 2012 in order to know the population and the distribution of new born juveniles attending to the salmon group after the 2011 breeding season and the distribution and the amount of the adults before 2012 breeding season. For the further analysis the result of the investigation was compared with the amount and the variation of the population structure of the salmon over the years. In order to coordinate with the work of the improvement of the first dam, the investigation on the four of the eight joint sites, two were in the upstream of the fist dam and two were in the downstream, and the new site which was the reach from the flow junction to the wood dam and residue checkdam in the downstream of Gao-shan creek were monitored intensively to know the variation of the population of the salmon in the sites before and after the improvement of the first dam.

The major findings are as follows:

1. The population survey on the joint site had completed five times in 2012 and the result revealed that only a few difference with the data over the years,

but the population decreased after the Typhoon Saola affected Wuling area in August of 2012. However, compare with the results of past two years, the joint site of Gao-shan creek had more salmon. Additionally, after the improvement of the first dam, the joint site of the second dam in the upstream of the first dam was investigated *Onychostoma barbatulum*, indicated that the improvement of the first dam had positive benefits of fish traced.

2. The investigation showed that the total amount of the salmon was 5,479 in July of 2012. The amount of the one-aged juvenile was 1,545, the two-aged adult was 2,910, and the three-aged adult was 1,024. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was constrictive pyramid which the amount of the two-aged juvenile was the most, followed by the one-aged adult and the three-aged adult was the least. In conclusion, the population of salmon was well renewed before July this year.

3. In October of 2012, the total amount of the salmon was 3,764. The population of salmon decreased by one-third after the Typhoon Saola affected Wuling area in August of 2012. The amount of the one-aged juvenile was 1,253, the two-aged adult was 1,852, and the three-aged adult was 659. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was constrictive pyramid which the amount of the two-aged juvenile was the most, followed by the one-aged adult and the three-aged adult was the least. The increasing rate of the salmon population is optimistic in the future.

4. After the improvement of the first dam, through the results of the investigation on the five sites and the overall population investigations for Taiwan masu salmon in October of 2011, it found that some marked salmon could swim through the first dam to the third dam. Besides, the adult fish of *Onychostoma barbatulum* was found in the upstream of the second dam and groups of the juvenile fish of *Onychostoma barbatulum* were found on the joint site in the upstream of the first dam. In conclusion, the two major species of fish in Chichiawan creek could swim through the first dam to the upstream. The investigation also showed that the reach before the wood dam and residue checkdam in Gao-shan creek was the shelter for fish during and after the

construction.

5. The upper limit of the distribution of *Onychostoma barbatulum* was moved up in the Chichiawan creek after the improvement of the first dam. Perhaps the phenomenon was caused by the benefits of the improvement of the first dam, and the impact of Global Climate Change. On the contrary, the upper limit of the distribution of *Onychostoma barbatulum* didn't moved up in the Gao-shan creek after the disintegration of the woods dam. It may because of Gao-shan creek is narrower than Chichiawan creek, and the shade beside the river is more than Chichiawan creek.

For the main recommendations:

1. For short-term strategies

The investigation of the effect of the wood dam and residue checkdam in the Gao-shan creek on the Taiwan masu salmon showed that the fallen and residue woods had been cut and the suggestion to Shei-Pa National Park headquarters is that keep an eye on the fallen and residue woods which had been cut in Chichiawan and Gao-shan creek can be drift by the flood after typhoon or not to prevent the woods form a high dam causing the activity limitation of the salmon.

2. For long-term strategies

Improving the first dam aimed at keeping the Chichiawan creek smooth that could increase the use of the habitat and the opportunity of the gene change of the salmon. It also solved the problem that the salmon in the downstream could not to reproduce. Suggestion is that Shei-Pa National Park headquarters should keep monitoring the changes of the fish, environment and biotic factors, and the record can also provide the basis to the improvement of dam in the future.

一、前言

臺灣櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima, 1919)，是世界上知名的魚類之一，其在生物地理學上的科學意義相當大，在亞熱帶地區的台灣出現了寒帶性的鮭鱒科(Salmonidae)魚類，實在是令人意想不到的事情。

目前僅知臺灣櫻花鉤吻鮭在台灣只分布於中部的大甲溪上游，由於本種有非常重要的學術和經濟價值，而目前數量稀少到瀕臨絕種的地步，因此政府於民國七十三年（1984）七月依「文化資產保存法」第 49 及施行細則 72 條之規定，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，至此，臺灣櫻花鉤吻鮭被列為文化資產之一。其現存棲息地的七家灣流域，並且在民國八十六年（1997）由農委會依據「野生動物保護法」，公告為野生動物保護區。

根據早期的記錄顯示 (Kano, 1940)，臺灣櫻花鉤吻鮭在日據時代(自 1917 年至 1941 年間)的分布遍及今日松茂以上的整個大甲溪上游，包括合歡溪、南湖溪、司界蘭溪、七家灣溪及有勝溪等支流都曾是其的棲息地。其中司界蘭溪及七家灣溪的數量最多，甚至在七家灣溪還可以用投網的方式，每人每天可以捕獲到十五斤以上，在當時是當地原住民重要的食物來源之一。但是到了民國五、六十年代時日本人來台灣採集調查時，發現就只剩下司界蘭溪、高山溪及七家灣溪有鮭魚的蹤影了 (Watanabe and Lin, 1988)。當時並且發現這種魚類受到嚴重的迫害，毒魚、電魚的情形極為嚴重，魚類數量已經極度稀少。到了在民國七十三年（1984）時，農委會委託台大動物系林曜松教授等人再次詳細調查時，發現只剩下七家灣溪約五公里左右的溪段，有這種國寶魚的存在 (林等, 1988)。之後又根據民國八十年（1991）林務局邱健介先生等人之調查，臺灣櫻花鉤吻鮭的棲地大概是以七家灣溪武陵農場迎賓橋為下限，向上至七家灣溪上游桃山西溪六號壩底下約七公里長之區域 (邱, 1991)。近年來由於人工復育的幼魚都放流在七家灣溪與高山溪的上游地區，所以後來的調查結果顯示，臺灣櫻花鉤吻鮭的分布範圍之最上游約在池有溪匯流點以下附近，海拔約在 1980 公尺左右，距離分布範圍的最低點七家灣溪與有勝溪匯流點約有八公里左右的距離。雖然過

去亦曾經發現有極少數鮭魚個體會分布到更下游的大甲溪和平農場附近（曾，1996），但是這種情形應該是颱風等天災所帶來之洪水將部份個體沖刷到下游地區的結果，並未能夠在此下游河段建立穩定的族群。

雪霸國家公園管理處自民國八十三年（1994）五月起開始，委託辦理臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查（曾，1994、1995、1996、1997、1998、1999、2000、2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011），本項研究計畫延續林曜松教授等人在七家灣溪主流域的族群數量調查工作（林等，1988；林等，1990；林等，1991；Tsao，1995），以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形。這些臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動與分布資料不僅關係到本種珍貴保育類動物的存續問題，復為提供一般大眾了解臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況，為雪霸國家公園管理處建立一個接續以往本種珍貴魚類之保育工作的基礎生態資料，因此有必要持續且全面調查該種魚類的分布現況，以瞭解其族群數量和分布變化情形。

多年來的調查結果分析顯示，天然災害如颱風、梅雨，對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群的威脅最大，經常會影響整個鮭魚族群的數量與分布變化（曾等，2000）。加上此地甚多防砂壩阻隔的重疊效應，往往使得被洪水沖到下游的鮭魚無法再回到上游地區，影響族群的天然分布。而天然災害對臺灣櫻花鉤吻鮭族群最深遠的影響，主要是在產卵季節時對於新生族群的傷害，例如在 1994 年十月的產卵季開始時，正好碰上豪雨使得溪水高漲，許多已經產完卵的巢場和卵均被沖毀。洪水同時挾帶甚多的泥沙，覆蓋許多未被沖毀的鮭魚產卵場，導致魚卵的死亡率大增（曾，1995）。

每年新生幼魚的加入對整個臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響甚巨，各河段魚卵孵化死亡率的高低影響到當年度各河段新生族群的加入（楊，1997）。如七家灣溪一號壩至二號壩之間的河段雖然在多年來都觀察到有許多產卵場，幼魚的數量卻都是偏低的。在 1995 年的調查中，發現此段唯一的一尾幼魚是在觀魚台棲地改善後的深潭中所記錄到的，其餘近二公里的河段竟然看不到其他的幼魚蹤跡（曾，1995）。這樣的現象提醒我們對各河段的水文水質特性進一步的調查分

析，以了解魚群分布與環境因子之間的關係。由於七家灣溪流域長期進行水質監測與分析（陳，1996、1997、1998、1999、2000），因此本研究只就最有可能影響鮭魚族群的水溫條件著手分析研究，自 1996 年起開始就加上水溫長期監測與分析的工作，探討水溫在臺灣櫻花鉤吻鮭生活史各個階段所扮演的角色，以了解天然族群數量的變化與水溫之間的關聯。進一步研究影響水溫變化的各相關因子，期能提供一良好的策略作為管理單位棲地改善及經營管理的依據。同時為了瞭解臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量、結構及分布溪段的變化，提供管理單位保育經營政策擬定之精確的參考資訊與基本資料，持續進行長期而全面性的族群監測以及族群動態研究是相當重要的。

由於 2001 年繁殖季節的低水溫與少洪水等環境因素使得 2002 年幼魚數量大幅提高，由於當年度並未對七家灣溪流域進行人工繁殖放流工作，因此這些大量增加的幼魚都是自然生殖成功的加入族群，且在各個主、支流河段中都可以觀察到大量發生的幼魚族群，並未如以往只特別集中在某一河段，鮭魚總數因此創下族群調查工作以來的最高數量。隨後兩年內的幼魚更新狀況也不算差，因此自 2002 年以後的鮭魚數量都在三千尾以上，雖然各齡族群有所增減變動，但仍然顯得十分穩定。不過 2004 年夏季以後，遭逢兩個敏督莉（Mindulle）以及艾莉（Aeri）颱風侵襲，以及 2005 年多個連續颱風，包含七月強烈颱風海棠（Haitang），八月份中度颱風馬莎（Matsa）、輕度颱風珊瑚（Sanvu）、強烈颱風泰利（Talim），九月份強烈颱風龍王（Longwang），超大且連續豪雨所帶來的洪水，使臺灣櫻花鉤吻鮭再次面臨生存威脅，由於大多數的防砂壩仍舊矗立，形成的阻隔效應使得風災對族群的衝擊放大，因此 2005 年夏秋季以來的族群數量，又呈現快速的衰退。不過風災過後在 2006 年夏秋兩季由於幼魚數量的增加，整個族群數量又大幅度的提升，之後雖然又歷經一些颱風的侵襲，但影響並不大。2007 年夏秋季節三個颱風，包含聖帕（Sepat）、韋帕（Wipha）和柯羅沙（Krosa）的接連侵襲，帶來的充沛雨量也對七家灣溪流域造成一定的損害與衝擊，尤其是十月初的柯羅沙颱風來襲時已經是繁殖季節的初期，不過 2007 年秋季調查結果顯示，族群損失並未如預期般嚴重，大多數河道雖然因為風災洪水沖刷或是泥沙淤積完全改觀，但各河段仍保有許多良好的棲地環境。在 2008 年夏季的調查中，因鮭魚族群結構良好，幼魚數量的增加使的整個數量回到歷史

上的新高點，但武陵地區在九月中旬又受到辛樂克颱風（Sinlaku）的侵襲，此次的雨量也對鮭魚的數量帶來衝擊。接下來的 2009~2012 年初整個武陵地區可謂是風調雨順，鮭魚的族群量亦不斷攀升，至 2011 年秋季以及 2012 年夏季調查達到歷史最高點，並已接近七家灣溪流域所預估的最大承載量。但 2012 年八月的蘇拉颱風（Saola）的降雨為武陵地區帶來相當大的洪水事件，大多數河道因風災洪水沖刷或泥沙淤積而完全改觀，鮭魚族群數量也受到衝擊而減少。

由於整個河床棲地在洪水衝擊後將完全改觀，由以往對賀伯風災的觀察經驗，棲地恢復以及族群穩定通常都需要二至三年以上的時間，甚至可能因為連續的天災，以及氣候變遷造成幼魚更新狀況不佳而使得族群數量跌到谷底，但由調查結果看來，2012 年風災的影響仍屬正常範圍，不過即使如此，因為造成臺灣櫻花鉤吻鮭族群不穩定的各項因子依舊存在，許多河段的防砂壩依舊矗立，因此仍有必要密切且持續地監測風災後臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動以及棲地回復情形。

二、材料與方法

本年度計畫為「武陵地區長期生態監測暨生態模式建立」的子計畫，配合各相關計畫的共同樣點（圖 10-1）進行定期監測工作，依照總計畫之預定進度，過去監測地點共有 5 個主要測站，此 5 個主要測站分別為「桃山西溪」測站、「觀魚台」（之前該測站名稱為一號壩）測站、「高山溪」測站、「繁殖場」測站以及「有勝溪」測站。除上述 5 個樣站之外，2010 年分別於七家灣溪一號壩的上下游 100 公尺處新增二個共同樣站，並針對觀魚台、一號壩上游、一號壩下游、繁殖場與高山溪殘材壩前河段進行密集監測作業，以了解七家灣溪一號壩壩體改善後，對其上下游鮭魚族群的影響。同時，為了監測 8.1 公頃的農場回收後是否能改善七家灣溪的水質狀況，新增一處「二號壩」樣站進行監測（圖 10-1），每二個月（2、4、6、8、10、12 月）進行一次監測工作。此外，2011 年開始司界蘭溪則更改為一年進行一次監測（2 月份），所以調查樣站總共有十一處，本計畫之調查為瞭解共同樣區內魚類種類與數量分布等狀況。

此外，為了延續以往的臺灣櫻花鉤吻鮭長期族群監測工作，本研究亦持續進行全流域的族群普查工作，預定在夏季及秋季分別進行兩次普查工作，主要希望瞭解各河段臺灣櫻花鉤吻鮭在前一年繁殖季節孵化及幼魚更新的狀況，及觀察瞭解各河段秋季成年鮭魚繁殖的狀況。調查範圍預計如圖 10-11 所示，包含迎賓橋（有勝溪匯流點）以上至桃山西溪六號壩的整個七家灣溪流域，其中並包含桃山北溪（舊名無名溪）、高山溪（舊名雪山溪或武陵溪）等支流，而湧泉池則由於這兩年來已跟七家灣溪無水流流通，目前裡面無鮭魚生存，水溫也因無流動而較高，故未前往作調查。

族群數量調查採用浮潛法，此法是野外調查魚類的方法中花費較少，破壞性最低的方法（林等，1988），由於本流域平常水質清澈，對於族群數量已屆瀕臨絕種的臺灣櫻花鉤吻鮭而言，這無異是最為合適的方法。調查時採三人一組，其中一人於岸上記錄，二人穿著防寒衣、面鏡、呼吸管以浮潛的方式直接觀察和鑑定魚種及估計其大小，由於臺灣櫻花鉤吻鮭每年只進行一次繁殖活動，因此各齡魚間的體型差異明顯，因此本研究依其體長大小來辨別鮭魚的年齡，年齡是依

鮭魚經歷繁殖期的次數作為依據，如一齡幼魚指經歷過一次繁殖期的鮭魚，全長約為 15cm 以下(幼魚夏季全長約在 5~8cm 左右，秋季則約在 8~15cm 左右)；二齡中型成魚指經歷過兩次繁殖期的鮭魚，全長 15~20cm 之間；及全長 25cm 以上的三齡大型成魚，指經歷過三次以上繁殖期的鮭魚，三齡以上大魚亦是參與繁殖的成魚。族群調查中利用手繪河道圖標定各齡魚的相對位置與數量。魚群較多的地點並輔以潛水相機和攝影機加以拍攝記錄，藉以進行族群結構、數量分布分析。調查結果均直接標示於河段圖面上，並比較歷年魚群數量、結構及分布的變化。

野外調查工作時，並且一併進行其他共域魚種 (Wang, 1989)，包含台灣鏟頰魚 (*Onychostoma barbatulum*)、纓口台鰍 (*Formosania lacustre*) 與明潭吻蝦虎魚 (*Rhinogobius candidianus*) 的數量與分布狀況。不過由於其他魚類與鮭魚的生長速率不同，以及生殖特性不同，特別是是數量最多的台灣鏟頰魚，生殖季節長，體型與體長都呈現連續變化，雄、雌魚性成熟的體型明顯不同，且數量眾多，並不如臺灣櫻花鉤吻鮭般容易判定。不過為了調查與記錄的方便，我們只在調查當時，採用與臺灣櫻花鉤吻鮭相同的體型判別標準進行調查與記錄，記錄不同體型族群的數量與分布位置，並未針對其實際年齡進行判斷與討論。

三、調查結果

(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果

本年度計畫首先配合「武陵地區長期生態監測暨生態模式建立」總計畫的需要，在總計畫選擇的十個共同樣點（圖 10-1）中進行定點監測。預計每二個月（2、4、6、8、10 與 12 月）進行一次監測工作。此外司界蘭溪的兩個共同樣點則維持一年進行一次監測（2 月），以瞭解共同樣區內魚類種類與數量分布等狀況。今年 5 次的各樣點調查結果如表 10-1 所示。各個固定河段的調查結果與狀況說明如下：

Site2：桃山西溪（武陵吊橋）

本河段的調查點位於武陵吊橋下的稍上游河段，棲地型態以平瀨或急瀨為主，不過在調查樣點下游，有個依著岩壁地形的大型深潭。本樣站今年歷次的調查結果中（表 10-1），以小型的鮭魚數量較多，中型鮭魚次之而大型成鮭較少，但是今年二月的調查結果中，則以小型幼鮭的數量較少，顯示去年新出生的幼鮭會在四月甚至是六月後才漸漸從石縫中出來活動。而在十月的調查之中，中型以及小型的鮭魚數量明顯減少，應是受八月份蘇拉颱風帶來的洪水事件所影響。值得注意的是此樣站在十月份的調查中有一筆台灣鏟頰魚的紀錄（圖 10-7），在往年此樣站未曾有過台灣鏟頰魚族群的紀錄，且此樣站下游處的三號壩高度甚高，下游的台灣鏟頰魚族群應無機會上溯到該樣區內，研判可能是有人力的介入，將此尾台灣鏟頰魚放流在七家灣溪三號壩跟四號壩之間。

Site3：二號破壩

此樣站設立目的在於瞭解此樣站旁之 8.1 公頃農地回收之後，是否有助於改善七家灣溪的水質狀況。本河段的調查位於七家灣二號破壩前，也就是舊鮭魚復育中心（已毀損）的旁邊。棲地型態以平瀨或急瀨為主，在調查樣點上游，有二處依著岩壁地形的大型深潭，通常也是這二處深潭有較多的鮭魚紀錄。在浮潛的調查紀錄上（表 10-1），三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現，其中以中型的鮭魚數量較多，小型鮭魚次之而大型成鮭較少。而在十月的調查之中，中型以

及小型的鮭魚數量明顯減少，應是八月份蘇拉颱風帶來的豪雨洪水事件將抗急流能力較弱的中小型魚往下游沖造成的結果。值得注意的是 2005 年至去年為止此樣站皆未曾有過台灣鏟頰魚的紀錄，但在去年十月份與十二月份以及今年的調查上即有台灣鏟頰魚的紀錄，推測應與七家灣溪一號壩改善工程完成後所使魚類洄游廊道暢通有關。

Site4：觀魚台

本河段的調查點位於觀魚台下游約 150m 的七家灣溪河段，棲地主要是平瀨地形，但有較多的大石頭，在較上游河段的轉折處有個深潭區，但在今年的蘇拉颱風洪水過後被砂石所淤積填平。此處通常開始記錄到較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，而台灣鏟頰魚的分布也開始受到侷限，在該區域及其以上河段的數量通常都相當零星，此測站可以視為是台灣鏟頰魚的過渡地帶，歷年調查都可以發現零星記錄，今年在五次調查皆有台灣鏟頰魚的紀錄，且各種體型皆有記錄到。在鮭魚的紀錄方面，四月份以及七月份有紀錄到較多的數量，二月份及六月份的數量則較為零星，十月份則是受到先前蘇拉颱風的影響使得小型魚沒有被記錄到（表 10-1）。

Site5：繁殖場（新復育中心）

本河段調查點位於七家灣溪與高山溪匯流後，新復育心中旁的七家灣溪河段，棲地型態主要是水深較深的平瀨環境，在高山溪匯流點附近有個小型深潭區，大多數魚群都是在平瀨區域被紀錄到，不過臺灣櫻花鉤吻鮭通常分布在匯流點附近的水潭區，且此處通常開始記錄到較多的台灣鏟頰魚。在鮭魚與台灣鏟頰魚調查的結果部分（表 10-1），二月份的紀錄相當零星，四月份之後才有鮭魚幼魚的出現，七月份時數量最多，到十月份則是受到先前蘇拉颱風的影響使得中小型魚數量大幅減少。四月後也有比較多台灣鏟頰魚的紀錄，其中以小型的幼魚較多。六月份則因調查時遇到 6/11、6/12 台灣西南氣流引發的連日豪雨造成水濁而無法完成調查，而七月份以及十月份則可見到台灣鏟頰魚的數量有增加的趨勢。

Site8：高山溪

本河段的調查點位於高山溪一號破壩上游，右岸有蛇籠護岸，但部分已經毀損崩落，棲地型態以急瀨為主，不過因為高山溪的底質較多大粒徑石頭，加上坡度較其他河段來得大，因此形成類似階梯狀的急瀨地形。本河段都是以臺灣櫻花鉤吻鮭為主要魚類，以往有時可以記錄到零星的台灣鏟頰魚個體，不過近四年的歷次調查都只記錄到臺灣櫻花鉤吻鮭，而沒有發現到台灣鏟頰魚。今年歷次的調查中（表 10-1），臺灣櫻花鉤吻鮭在四月份之前的紀錄較為零星，六月份則因調查時遇到 6/11、6/12 台灣西南氣流引發的連日豪雨造成水濁而無法完成調查。七月份時有較多的中、小型鮭魚的紀錄，但十月份時因受蘇拉颱風的影響而使得中小型魚數量大幅減少。今年五次調查依然沒有台灣鏟頰魚的紀錄。

Site9：有勝溪

有勝溪的調查點位於收費站旁防砂壩上游河段，該河段通常都是以台灣鏟頰魚為主，因為樣區下游有座高聳的防砂壩矗立，七家灣溪下游的臺灣櫻花鉤吻鮭也沒有機會上溯到該樣區內，因此沒有發現到任何臺灣櫻花鉤吻鮭的機會。二月份分別有記錄了 27 尾中型與 28 尾小型的台灣鏟頰魚（表 10-1），較去年同期為多，但進入四月繁殖季節後台灣鏟頰魚的幼魚數量增加卻沒有如往年多，僅有 69 隻幼魚的紀錄，並且沒有整群魚苗在岸邊，跟 2009 年較為相似。六月份因調查時遇到 6/11、6/12 台灣西南氣流引發的連日豪雨造成水濁而無法完成調查，七月份小型台灣鏟頰魚數量則提升至 323 尾，但十月份因受蘇拉颱風的影響而使得中小型魚數量大幅減少。

Site10 及 Site11 司界蘭溪上下游

司界蘭溪共有兩個樣點，編號 Site10 的上游樣點則位於松柏農場以上的未開發河段，後來於 2006 年十月後更改至雪霸國家管理處的放流點位置，棲地以急瀨為主，上方有一水潭區（即放流點）。2005 年各月份調查在上下游樣點都沒有記錄到任何魚群。自雪霸國家公園管理處在 2006 年十月於司界蘭溪放流一百多尾臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚以後，才開始記錄到魚群。由前幾年調查結果看來，樣站鮭魚數量逐漸減少甚至沒有紀錄；台灣鏟頰魚則是由 2005 年至今只有 2009 年二月以及 2011 年二月份有調查到的紀錄。而今年司界蘭溪上游樣站皆沒有任何鮭魚紀錄，但有 22 尾台灣鏟頰魚的紀錄（表 10-1），較去年 2 尾的紀錄為多。

編號 Site11 的下游樣點位於司界蘭溪松柏農場旁防砂壩下游河段，棲地主要是平瀨為主，該河段通常僅能記錄到台灣鏟頰魚個體，有時則沒有發現任何魚群。今年度二月調查發現 2 尾大型、15 尾中型以及 58 尾小型的台灣鏟頰魚（表 10-1），較去年 1 尾中型與 21 尾小型的紀錄有明顯增加。

以上是共同樣區範圍的調查狀況，不過由於無論是台灣鏟頰魚或是臺灣櫻花鉤吻鮭的平日移動範圍都並非僅限於共同樣區範圍內，因此其將各河段的鮭魚數量列表提供其他相關子計畫研究團隊進行相關係數分析時使用，本研究並未特別針對此部分調查結果進行分析或進一步的討論。

（二）七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果

為了解七家灣溪一號壩壩體改善前後，對臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚族群的影響，本研究共設立五個樣站進行研究與監測。除在一號壩上下游各 100 公尺處設立樣站外，亦於距離一號壩上下游約 1 公里的觀魚台(上游)和繁殖場(下游)進行密集監測作業；同時，也在七家灣溪與高山溪匯流處至高山溪殘材壩約 50 公尺的河段進行監測，以了解臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚在一號壩壩體改善期間造成七家灣溪濁度提升時，一號壩下游的魚類是否會利用此河段進行迴避成為其庇護所。

從表 10-3 與表 10-4 中可以看出，距離一號壩較遠的上游樣站(觀魚台)中，鮭魚的數量幾乎沒有明顯的改變，且自 2009 年 2 月至今，觀魚台樣站鮭魚的數量變化較為不穩定，甚至有時有下降的趨勢，故無法單由此樣站數據判定壩體改善後對鮭魚族群的增加是否有所助益；但是研究人員曾於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的鮭魚個體上溯至此（圖 10-8），直接地顯示一號壩改善工程後所產生的效益。而台灣鏟頰魚則有小幅增加的現象，且是從壩體改善後（一號壩體改善工程於 5 月 26 日開始進行，於 5 月 30 日完成壩體改善工程）有增加的趨勢，其中以每年的七月至九月增加較多，且 2012 年的 5 次調查也都有在此紀錄到台灣鏟頰魚（圖 10-2）。在距離一號壩較遠的下游樣

站(繁殖場)上，鮭魚的數量也有增加的趨勢(表 10-3)，而從 2009 年 2 月的紀錄至今來看該樣站的數量變動較大，研判此樣站位於高山溪匯流進入七家灣溪的位置上(圖 10-1)，受到鮭魚可以在此處自由移動於兩條溪之間的影響，導致此樣站的數量波動較大。在台灣鏟頰魚部分，也呈現增加的趨勢且變動幅度大(表 10-3)，研判除了進入繁殖季節後所補充的個體所致之外，也是因為此樣站位處高山溪與七家灣溪兩條溪匯流的位置，在壩體改善所產生的干擾時，台灣鏟頰魚可以在此處自由移動於兩條溪所致。

在距離施工地點最近的二處樣站上(圖 10-1)，由於受到的干擾程度較大，其棲地也有明顯的改變。上游樣站部分，原本的一處深潭與深賴的棲地類型，受到施工便道與工程將河道掏深的影響，轉變為急賴的棲地類型，下游樣站原本多為峽谷深潭的棲地類型(圖 10-2)，受到一號壩體的施工影響，堆積許多的礫石與細沙導致河道抬升，也讓原本的深潭幾乎消失(圖 10-3)。在魚類的監測部分，2011 年 6 月 4 日的調查結果上，一號壩上游樣站沒有發現任何魚類的紀錄，其原因可能是距離施工的日期較近，干擾仍大，整個棲地樣貌與水文條件尚未恢復穩定，但是一個星期過後，便開始有魚類的紀錄，且無論是臺灣櫻花鉤吻鮭或是台灣鏟頰魚，都較壩體施工前有較多的數量紀錄(表 10-3)，其中又以台灣鏟頰魚增加的趨勢更為明顯，甚至在 2011 年 9 月 15 日的監測記錄上，發現 171 尾台灣鏟頰魚的幼魚群，以及 7 尾大型和 16 尾中型的台灣鏟頰魚，顯示一號壩壩體改善後，確實有益於台灣鏟頰魚的自由移動，在 2012 年 10 月份的調查記錄上，在此樣站也總共記錄了 153 尾台灣鏟頰魚，顯示台灣鏟頰魚已可以在此處穩定繁殖。在一號壩下游樣站部分，則因為峽谷深潭的棲地受到一號壩體的施工影響，堆積許多的礫石與細沙導致河道抬升，也讓原本的深潭完全消失。因為原本較適合魚類利用的棲地減少，此樣站的鮭魚數量無法增加，變動不大(表 10-3)，且從 2009 年 2 月之後的紀錄來看(表 10-4, 10-5)，一號壩下游樣站的鮭魚與台灣鏟頰魚數量有小幅減少的趨勢，一直到 2012 年 2 月之後台灣鏟頰魚的數量才有所回升。

此外，在七家灣溪與高山溪匯流處至高山溪殘材壩約 50 公尺河段監測上，則可以看出在壩體改善工程期間，無論是臺灣櫻花鉤吻鮭或是台灣鏟頰魚都有增

加的趨勢（表 10-3）。在一號壩壩體施工前期的二次監測上，鮭魚的數量分別為 31 尾與 32 尾，在壩體施工完畢後的 7 次監測結果上，平均數量約 60 尾左右，最多的紀錄達 84 尾，推測當一號壩體施工對下游河段產生濁度提升時，鮭魚應會利用此河段作為其庇護所。而台灣鏟頰魚也有相同的現象發生，也就是在一號壩體施工後，此河段的台灣鏟頰魚數量有增加的趨勢，且增加的現象比鮭魚來得更明顯，從原本只有 12 尾與 3 尾的數量，增加到 60 尾以上，壩體改善後的平均數量達 76 尾，也可看到在今年的 4 次調查當中（六月份因西南氣流豪雨影響無法調查），由於七家灣溪受壩體改善工程影響之河段棲地已漸趨穩定，因此高山溪殘材壩前的魚類數量已開始慢慢下降，但在八月份的蘇拉颱風後此處的魚類數量又有上升的現象（表 10-2）。從上述可知，高山溪匯流處至高山溪殘材壩此 50 公尺河段，為兩種於魚類在壩體改善工程期間以及颱風洪流時期重要的庇護河段。在監測工作的同時，本研究發現到 2012 年 2 月為止，高山溪一號壩前的殘材壩仍然存在（圖 10-9），其落差仍維持約 2~3 公尺左右的高度，此高度無法讓鮭魚與台灣鏟頰魚自由移動，但在 2012 年 4 月 24 日的調查當中殘材壩已崩毀，原本深潭消失變成水深約 30~50 公分的淺灘地形（圖 10-10），臺灣櫻花鉤吻鮭及台灣鏟頰魚皆可由此上溯至高山溪更上游之河段，連同去年七家灣溪一號壩壩體改善的效益，相信對於七家灣溪以及高山溪之間的鮭魚族群互相往來有相當的助益。

若我們再從 2002 年至 2012 年七家灣溪中下游河段（迎賓橋至三號壩）的台灣鏟頰魚族群的數量變化來看（表 10-6），下游河段（迎賓橋至一號壩）的台灣鏟頰魚族群數量雖然變動相當大，但是一直都有新的個體補充進來，加上鄰近的有勝溪與大甲溪都是台灣鏟頰魚適合棲息的棲地，故此河段都能維持一定的族群數量。而中游的一號壩至三號壩之間的河段，在 2004 年夏季以後，遭逢敏督莉（Mindulle）以及艾莉（Aeri）颱風侵襲，以及 2005 年多個連續颱風，包含七月強烈颱風海棠（Haitang），八月份中度颱風馬莎（Matsa）、輕度颱風珊瑚（Sanvu）、強烈颱風泰利（Talim），九月份強烈颱風龍王（Longwang），超大且連續豪雨所帶來的洪水，使中游河段的台灣鏟頰魚族群遭受強烈的干擾與衝擊，加上大多數的防砂壩仍舊矗立，形成的阻隔效應使得風災對台灣鏟頰魚族群的衝擊放大，導致 2006 年至 2011 夏季這段期間，中游河段的台灣鏟頰魚數量

都相當零星，尤其是 2006 年以後到 2011 年夏季，二號壩至三號壩之間就完全沒有台灣鏟頰魚的紀錄。但是在 2011 年 5 月底一號壩改善工程結束後，在 2011 年以及 2012 年的十月份秋季普查中二號壩至三號壩之間的河段都有台灣鏟頰魚的紀錄（表 10-6），雖然數量仍不多，但卻是相當明顯的變化。尤其是 2012 年八月武陵地區也曾經遭逢十年一度級的蘇拉颱風（Saola）洪水事件影響，但秋季普查時仍能在七家灣溪中游二號壩至三號壩之間發現台灣鏟頰魚的族群，此現象應該也是一號壩改善工程施工後所產生的效應，亦即可以讓被洪水沖到一號壩以下的台灣鏟頰魚個體能自由上溯至中游河段棲息利用，而不至於像 2004 年夏季颱風之後連續七年在二號壩以上的族群數量都相當低。由近年整體結果看來，2011 年一號壩壩體改善之後，從 2011 年秋季以後開始到 2012 年整體的台灣鏟頰魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在今年四月崩解之後仍無台灣鏟頰魚之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，水溫仍保持在較低溫有關。

（三）臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布

今（2012）年於六月的普查由於調查時遇上 6 月 10 日強烈西南氣流帶來的豪雨，造成七家灣溪以及高山溪溪水暴漲、水色混濁而無法於預定時間內完成調查，只完成了七家灣溪一號壩至四號壩之間的河段普查，以及桃山北溪小瀑布前的前半段調查，其結果顯示（表 10-7）共記錄到 2,407 尾臺灣櫻花鉤吻鮭，其中一齡幼魚有 788 尾，佔全部數量的 32.8%，二齡中型成魚有 1,243 尾，佔全部數量的 51.6%，三齡以上的大型成魚計有 376 尾，佔全部數量的 15.6%。族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，整體數量若是以歷年同河段所占百分比來推估的話應可達 5000 尾以上。

由於六月份的普查因豪雨影響未能完成，因此本研究團隊於七月底再次進行夏季普查，其結果顯示（表 10-7）七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,479 尾，為歷年新高，其次為 2011 年秋季普查的 5,478 尾、2008 年夏季普查的 5,321 尾與 2009 年秋季普查的 4,545 尾（圖 10-4）。其中一齡小

魚有 1,545 尾，佔全部數量的 28.2%，二齡中型鮭魚有 2,910 尾，佔全部數量的 53.1%，三齡大型成魚則有 1,024 尾，佔全部數量的 18.7%。族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，顯示今年七月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。

然而秋季普查結果顯示（表 10-7），受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾，跟颱風前相比減少了約三分之一。其中一齡小魚有 1,253 尾，佔全部數量的 33.3%，二齡中型鮭魚有 1,852 尾，佔全部數量的 49.2%，三齡大型成魚則有 659 尾，佔全部數量的 17.5%。族群結構仍然呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，在將來族群復原的速度上應仍屬相當樂觀。

今年七家灣流域各個河段的鮭魚數量上（表 10-7），可以看出無論是去（2011）年或今（2012）年，都是以中游與上游河段所佔的比例較高，二者所佔的比例將近八成左右，而下游河段與高山溪比例較低。在今年夏季與秋季二次的普查結果上，中游河段（一號壩至三號壩）所佔的比例較高，為 42%~45%（圖 10-11B），其次為上游河段（三號壩以上，含桃山西溪與桃山北溪）的 33%（圖 10-11C）；而下游河段（迎賓橋至一號壩）與高山溪所佔的比例分別為 3%~4%（圖 10-11A）與 18%~21%（圖 10-11D），整體來說與過去幾年比例差異不大。因此自 2000 年以來，臺灣櫻花鉤吻鮭最主要的分布地點都集中於一號壩以上的中上游河段，且其數量高於下游河段與高山溪，但是高山溪的鮭魚族群似乎有增加的趨勢。

四、討論

(一) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化

將歷年族群調查數量及族群結構整理比較(圖 10-4;圖 10-5),探討 1987 年以來的族群調查結果,除了 2005 年兩次普查結果因為受到當年度接連數個強烈颱風天候影響,造成數量銳減至 523 尾之外。其他各次調查結果總數都有 1,000 尾以上,尤其在 2005 年之後,臺灣櫻花鉤吻鮭族群又逐年有數量回升的趨勢,且多能維持在 2,000 尾以上,2008 年之後則維持在 3,000 尾以上(圖 10-4)。今年夏季普查的結果臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,479 尾,為歷年新高,其次為 2011 年秋季普查的 5,478 尾、2008 年夏季普查的 5,321 尾與 2009 年秋季普查的 4,545 尾(圖 10-4),顯示 2008 年至今臺灣櫻花鉤吻鮭族群量處於一穩定的狀態,此結果亦顯示前年至今年七月為止武陵地區並沒有遭受嚴重的天災侵襲,讓此區的臺灣櫻花鉤吻鮭可以持續維持一穩定族群量,也已經相當接近於武陵地區七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭保護區的最大承載量之 5,807 尾(林,2010)。然而本年度十月份的秋季普查結果顯示(表 10-7),受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響,臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾,跟颱風前相比減少了約三分之一。但由於風災過後臺灣櫻花鉤吻鮭的族群結構仍屬更新狀況良好的筒型結構,並且一號壩改善工程後種種證據顯示被洪水沖往下游的魚還是能夠透過生態廊道回到七家灣溪的中游,將來族群復原的速度上應仍屬相當樂觀。未來在一號壩已經改善的情況下與相對穩定的氣候條件下,七家灣流域中的臺灣櫻花鉤吻鮭族群是否有持續增長的空間值得我們繼續關注。

若比較歷年的族群結構變化(圖 10-5),雖然不是每一年都能維持穩定的金字塔型結構,但也能多能維持以中型鮭魚居多的筒型結構,且小型鮭魚與中型鮭魚的族群數量差異並不明顯,顯示以小型和中型鮭魚為主要優勢齡級,可以維持七家灣溪鮭魚的族群穩定;再從圖 10-6 來看歷年各齡級鮭魚的族群數量變化,亦能得知 1995 年以來,小型和中型鮭魚數量增加較明顯,而大型鮭魚則較為平緩,限制大型鮭魚的增加或許與環境承載力有關聯,而 Hjort (1904) 在進行大西洋鮭研究時曾經觀察到整個族群中有某一「齡級」(year-class)的數量,相較其他齡級,會持續保有數量上的優勢多年。這種情形與一般想像魚類族群的

組成並不完全相同，其真正的原因雖然還並不清楚，不過許多學者都認為優勢齡級的生成在生活史初期時，如孵化與仔稚魚等的那一段時期就已決定 (Chamber et al., 1997)。觀察臺灣櫻花鉤吻鮭歷年的族群結構變動，似乎也可以觀察到這樣的現象。但由於臺灣櫻花鉤吻鮭的壽命只有三至四年，而且分齡族群統計次數也少，加上氣候變遷影響頻仍，以及防砂壩效應的干擾，似乎並不容易直接判定。由於臺灣櫻花鉤吻鮭和台灣其他溪流性魚類不同，一年僅繁殖一次，因此其繁殖季節的成功與否，直接關係到隔年的幼魚族群數量與分布狀況，因此其族群數量與結構特別容易遭逢到天災變動的影響。雖然臺灣櫻花鉤吻鮭進行繁殖的秋冬季節，已經是一年之中豪雨風災較少的時節，不過由近年來風災侵襲的狀況來說，以及全球氣候變遷的可能影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群的未來仍有可能面對相當大的挑戰。

(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果

雪霸國家公園曾於 1999-2001 年間為了臺灣櫻花鉤吻鮭的保育，曾在高山溪陸續拆除四座攔沙壩，而根據研究顯示，高山溪四座壩體的拆除了可以改善族群之間的阻隔，降低基因同質化的問題之外，也因為壩體的拆除後可將細沙與淤泥從中上游帶走，提高大石頭的比例，增加洪水與渡冬的避難處所，對於高山溪的鮭魚族群確有正面的效應 (鐘豐昌, 2007)。而 2011 年雪霸國家公園更於 5 月 26 日針對七家灣溪一號壩進行壩體改善，並於 5 月 30 日完成，本研究同時配合壩體改善前後，針對魚類族群進行密集的族群動態研究以及監測工作。

根據已經完成的監測資料顯示 (表 10-3)，在一號壩壩體改善之後幾天內，一號壩上下游的棲地樣貌與水文條件尚未恢復穩定，但是一個星期過後，上游樣站便開始有魚類的紀錄。其中，有幾個紀錄可以顯示一號壩壩體改善後對於魚類的助益：(1) 在 2011 年九月份時於一號壩上游樣站調查到的台灣鏟頰魚幼魚魚群 171 尾，這是近年來的第一次紀錄，並且在 2012 年十月份的調查記錄上，此樣站也總共記錄了 153 尾台灣鏟頰魚，顯示台灣鏟頰魚已經開始在一號壩上游建立族群；(2) 從 2002 年至 2012 年七家灣溪中下游河段 (迎賓橋至三號壩) 的台灣鏟頰魚族群的數量變化來看 (表 10-6)，也可以推測在一號壩壩體改善

後，拓展了台灣鏟頰魚在七家灣溪中的棲息利用空間，尤其是 2012 年八月武陵地區遭逢蘇拉颱風洪水事件影響後，在秋季普查時仍能在七家灣溪中游二號壩至三號壩之間發現台灣鏟頰魚的族群，表示被洪水沖到一號壩以下的台灣鏟頰魚個體能自由上溯至中游河段棲息利用；（3）研究人員於一號壩壩體改善後，已經有數次於一號壩以上的河段記錄到標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭如：三號壩下深潭、觀魚台固定樣站或二號壩等，這些記錄都顯示部分鮭魚已經可以自由地於一號壩上下游移動。

除上述一號壩壩體改善後對魚類的助益之外，高山溪匯流處至殘壩前的河段，從資料上來看可以得知此河段為壩體改善產生干擾時的重要庇護河段，無論是臺灣櫻花鉤吻鮭或台灣鏟頰魚都會利用此河段當成其庇護所，以避開壩體改善時以及七家灣溪遭受風災洪水侵襲時所產生的濁度或河中滾動之砂石（表 10-3），此一現象亦值得將來國內要進行類似的河川構造物改善時，可以參考的工程安排選項之一。也就是說，在工程進行的同時，也要將工程影響範圍內的魚類是否有庇護躲藏的空間考量進去。

（三）氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討

人類當前所面臨最重大的環境議題之一是氣候變遷（Scott et al. 2002），氣候變遷對於整個生態系的影響可從不同的層級討論，對於生物個體的層級上，氣候變遷可能會影響個體的形態、生理狀況與行為上的改變；對族群層級而言，可能會影響族群的出生與死亡率，也會改變遷移的模式，造成族群量的增加或減少與族群結構的改變，也會影響物種的空間與時間分布模式，而族群結構的改變也會造成物種與物種之間相互關係的重新組合；就生態系統而言，氣候變遷的影響包含能量與物質的循環、土地利用模式等等（白梅玲等，2004）。

淡水魚類的分布深深地受到水溫而有所限制，如果水溫上升，對於冷水性的淡水魚類是個相對不利的環境限制，但對溫水域的淡水魚類而言卻是可以增加其擴張的機會；而總雨量的改變與雨量季節的分布響影了溪水流量及豐水期、枯水期的週期，進而影響淡水魚的繁殖週期（Winder & Schindler, 2004）。而根據白

梅玲（2004）的研究顯示，當未來二氧化碳倍增所造成的氣候暖化，將導致台灣初級淡水魚生物多樣性降低。利用 RSM2 的模擬氣候變遷情境下，台灣本島不同區域魚種豐富度受到的衝擊各有不同，魚種最豐富的低海拔地區（<500m）豐富度呈現大幅度下滑；中海拔地區（1000~2000m）魚種豐富度為微幅增加；而 2000m 以上的高海拔地區原本的魚種豐富度就偏低，氣候變化對此海拔區域的改變不大。也就是說，當氣候變化時，台灣魚種豐富度呈現「低海拔劇減，中海拔微幅增加，高海拔變化不顯著」的形態（白梅玲等，2004）。

依據白梅玲等人（2004）針對氣候變遷對台灣淡水魚多樣性之衝擊評估後，提出幾項建議：一、加強基礎研究，包含：（一）累積長期與標準的研究資料；（二）深入對生態系統各個層級的研究；（三）加強國內外各研究網路間的資料與技術交流。二、落實監測，包含：（一）監測對變遷特別敏感的物種；（二）監測外來種；（三）沿海拔梯度監測淡水魚群聚。

該研究同時也提出幾項保育策略：（一）建立沿海拔梯度的生態廊道：台灣的保護區系統雖然已經沿著中央山脈完成連續的生態廊道，但多只涵蓋高海拔地區，魚類及兩棲類物種最豐富的低海拔區域被嚴重忽視，應加強低海拔至中高海拔生態廊道的建立；（二）評估移地保育的可行性：尤其是許多河段受到人為設施的阻礙，如攬砂壩、水庫或橫向構造物等，將嚴重影響台灣淡水魚遷移至新的棲地；（三）將氣候變遷對生態系的衝擊納入國家資源管理的考量。

因此，本研究團隊自 1994 年起對於七家灣流域的臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查之長期監測報告中（曾，1994、1995、1996、1997、1998、1999、2000、2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011），幾乎每年都強調如果沒有將影響臺灣櫻花鉤吻鮭繁衍最嚴重的一號壩（已進行壩體改善）和二號壩（已自然崩毀）拆除的話，將嚴重危害其族群的增長，同時亦將難以面對氣候變遷所帶來的極端氣候或溫度上升之負面衝擊。而二號壩在幾年前的自然崩毀，讓原本棲息於其下游河段的魚類，可以上溯到更適合繁殖的較高河段，因此繁衍之族群數量增加甚多，驗證了我們之推論，並強化我們對於進行一號壩壩體改善的建議理論基礎。且歷次的調查中也發現一號壩之基礎已經嚴重損壞，如果不儘速改善則萬一突然崩壞，所產生的突發狀況有時更難收拾。

如今，雪霸國家公園已於 2011 年五月底完成一號壩改善工程，讓七家灣溪自迎賓橋至三號壩之間的中游河段暢通，預計除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題。還有，面對當今氣候變遷對整個生態系的衝擊與極端氣候的難以預料的情況下，擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對溫度上升或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會。因此，一號壩壩體的改善，對七家灣溪中的臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚都是具有相當正面的助益。然建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究與監測記錄亦可提供往後壩體改善時之重要依據。

五、結論與建議

(一) 結論

總結今(2012)年至夏季為止臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查結果整理分述如下：

1. 2012年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示與歷年資料差異不大，四月份過後由於有新生幼魚的加入而比二月份有更多鮭魚紀錄，十月份的調查顯示出蘇拉颱風過後，各樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量皆有降低。相較於過去幾年的調查結果，高山溪樣站調查結果發現有較多的鮭魚紀錄。另外，在上游樣站的二號破壩，於一號壩工程改善後，去(2011)年10月開始記錄到一尾台灣鏟頰魚之後，今年持續有穩定的紀錄，顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。
2. 今(2012)年夏季普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有5,479尾，為歷年新高。其中一齡小魚有1,545尾，二齡中型鮭魚有2,910尾，三齡大型成魚則有1,024尾。族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，顯示今年七月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。
3. 今(2012)年秋季普查結果顯示，受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩3,764尾，跟颱風前相比減少了約三分之一。其中一齡小魚有1,253尾，二齡中型鮭魚有1,852尾，三齡大型成魚則有659尾。族群結構仍然呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的筒型的族群結構，在將來族群復原的速度上應仍屬相當樂觀。
4. 七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集監測與鮭魚普查結果顯示出，已有部分上標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可通過一號壩上溯至上游河段到達三號壩前，而在二號壩以上的河段所發現的台灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現的台灣鏟頰魚幼魚群，皆顯示七家灣溪二種主要魚類都可通過一號壩而上溯至上游河段；而高山溪殘材壩前河段魚類數量有較明顯增加的趨勢，直至

七家灣溪主流漸趨穩定之後則又漸漸恢復以往的數量，以及在蘇拉颱風過後因主流受到擾動此處魚類數量又增加，這些跡象顯示高山溪殘材壩前河段提供臺灣櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚壩體改善時以及七家灣溪主流受到干擾時一個良好的庇護所。

5. 由歷年結果看來，去（2011）年一號壩壩體改善之後，從去年秋季以後開始到今（2012）年整體的台灣鏟頰魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在今年四月崩解之後仍無台灣鏟頰魚之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，水溫仍保持在較低溫有關。

(二) 建議

1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

今年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪匯流口殘材壩之倒木因之前已做切割分段之處理並用人力拖曳，於四月份被大水沖垮形成魚類可自由通過之廊道。另外高山溪二號破壩堆積之殘材壩與其上游大型倒木仍造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，建議立即拆除。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

去年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據。

誌謝

今年度研究工作期間受到雪霸國家公園管理處保育課、警察隊和武陵管理站及遊客中心全體同仁的幫忙與照顧，在此特別感謝他們。除此之外，全體清華大學生命科學系淡水魚類生態及分子系統學實驗室等同仁鈺婷、立鈞、家程、可晉、金龍、瑞宗、貞瑜、承恩、鎮戩，以及志工士哲、文謙、久集、小強、柏崴、廖竣、哲緯、盈禎、孟臻、嘉慧、信良、健隆、建毅、柏鴻、大鈞、小歐、法明、靖淵、凱婷、聖文、伍薰、潔西、豪葳、小方、阿高、瑞麟、德祺、雅祥、奕凱、智詠、勝凱、湯包、奕廷、泰霆、瑾愉、鈺婷等人在野外工作上的協助，才能順利平安完成本年度多次的野外調查工作，其中也特別感謝同事林金龍與學妹嚴鈺婷二位，除了要幫忙野外的的工作之外，也在山上負責大家的伙食，特別在文末致謝之。

六、參考文獻

- 白梅玲、李培芬、端木茂甯。2004。氣候變遷對台灣淡水魚多樣性之衝擊評估。全球變遷通訊雜誌第四十九期，23-37 頁。
- 吳祥堅。2000。台灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*) 人工繁殖與放流。台灣櫻花鉤吻鮭保育研究研討會論文集：31-46 頁。
- 林曜松、曹先紹、張崑雄、楊平世。1988。台灣櫻花鉤吻鮭生態之研究(二)族群分布與環境因子間關係之研究。農委會 77 年生態研究第 012 號。39 頁。台北。
- 林曜松、張崑雄。1990。台灣七家灣溪台灣櫻花鉤吻鮭族群生態與保育。農委會 79 年生態研究第 001 號。40 頁。台北。
- 林曜松、張崑雄、詹榮桂。1991。台灣大甲溪上游產陸封性鮭魚的現況。農委會林業特刊第 39 號：166-172。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、高樹基、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文彬、葉昭憲、蔡尚惠。2007。96 年度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。
- 林幸助。2010。從生態系統研究來探討七家灣溪櫻花鉤吻鮭野生動物保護區的最大承載量。2010 年淡水魚類保育成果研討會暨保育策略系列論壇。
- 邱建介。1991。探尋國寶魚-台灣櫻花鉤吻鮭魚的故鄉。台灣林業 17(8):25-29。
- 陳弘成、林培旺、楊喜男。1996。溪流之水質調查與生物監測之研究— 武陵附近地區。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗。
- 陳弘成、楊喜男。1997。武陵地區—溪流之水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處八十六年度研究報告。苗栗。
- 陳弘成。1998。武陵地區—溪流之水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處八十七年度研究報告。苗栗。
- 陳弘成。1999。武陵地區溪流水源水質監測系統之規劃與調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處，78 頁。苗栗。

- 陳弘成。2000。武陵地區溪流水源水質監測系統之規劃與調查（六）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。106 頁。苗栗。
- 戴永禎。1992。台灣櫻花鉤吻鮭之族群生態學研究。國立台灣大學動物學研究所博士論文。121 頁。台北。
- 曾晴賢。1994。台灣櫻花鉤吻鮭族群調查及觀魚台附近河床之改善研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。24 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1995。台灣櫻花鉤吻鮭復育研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。21 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1996。台灣櫻花鉤吻鮭族群數量和生態調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處。苗栗。
- 曾晴賢。1997。台灣櫻花鉤吻鮭族群生態調查和育種場位址評估。內政部營建署雪霸國家公園管理處。71 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1998。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（一）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。79 頁。苗栗。
- 曾晴賢。1999。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（二）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。43 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2000。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（三）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。54 頁。苗栗。
- 曾晴賢、游智閔、楊正雄。2000。七家灣溪台灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動的研究。國家公園學報 10（2）：190-210。
- 曾晴賢。2001。台灣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。34 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2002。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（五）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。36 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2003。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（六）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。48 頁。苗栗。

- 沈世傑。2004。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（七）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。45 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2005。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（八）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。41 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2006。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（九）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。37 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2007。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。44 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2008。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十一）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。55 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2009。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十一）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。40 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2010。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十二）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。40 頁。苗栗。
- 曾晴賢。2011。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查（十三）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。47 頁。苗栗。
- 鐘豐昌。2007。壩體改善對台灣櫻花鉤吻鮭族群動態的影響。國立中興大學生命科學研究所博士論文。113 頁。台中。
- 葉昭憲、段錦浩、連惠邦。2001。七家灣溪河床棲地改善之試驗研究（四）。內政部營建署雪霸國家公園管理處。72 頁。苗栗。
- 楊正雄。1997。水溫對台灣櫻花鉤吻鮭族群的影響。國立清華大學生命科學系碩士班碩士論文。76 頁。新竹。
- 賴建盛。1996。防砂壩對台灣櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究。國立臺灣大學地理學研究所碩士論文。112 頁。台北。
- Hjort, J. (1914) Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe. Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 20, 1-28.
- Kano, T. (1940) Zoogeographical studies of the Tsugitaka Mountains of

- Formosa. Inst. Ethnogr. Res. Torkyo. 145pp.
- Scott, D, Malcolm, J.R., Lemieux, C. (2002) Climate change and modeled biome representation in Canada`s national park system: implication for system planning and park mandates, *Global Ecology & Biogeography*, 11, 475-484.
- Tsao, E. H. (1995) An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) . Ph. D. Dissertation, Colorado State Univ. 213pp.
- Tsao, E. H., Y. S. Lin. E. P. Bergersen, R. Behnke and C. R. Chiou (1996) A stream classification system for identifying reintroduction sites of Formosan landlocked salmon(*Oncorhynchus masou formosanus* Jordan and Oshima). *Acta Zoologica Taiwanica* 7(1):39-59.
- Wang, C. J. (1989) Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph. D. Dissertation, Iowa State Univ. 138pp.
- Watanabe, M., and Y. L. Lin (1985) Revision of the salmonid fish in Taiwan. *Bull. Biogeog. Soc. Japan* 40 (10) : 75- 84.
- Winder, M., Schindler, D., (2004) Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem, *Ecology*, 85, 2100-2106
- Ho & Gwo (2010) *Salmo formosanus* Jordan & Oshima, 1919 (currently *Oncorhynchus formosanus*) (Pisces, SALMONIDAE, SALMONINAE): proposed conservation of the specific name. *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 67(4):300-302.

表 10-1、2012 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果

年度 月份	2012 年																	
	2 月			4 月			6 月			7 月			10 月					
	臺灣櫻花鉤吻鮭	台灣鱣領魚	台灣櫻花鉤吻鮭	臺灣櫻花鉤吻鮭	台灣鱣領魚	台灣櫻花鉤吻鮭	臺灣櫻花鉤吻鮭	台灣鱣領魚	台灣櫻花鉤吻鮭	臺灣櫻花鉤吻鮭	台灣鱣領魚	台灣櫻花鉤吻鮭	臺灣櫻花鉤吻鮭	台灣鱣領魚				
樣站/體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小
桃山西溪	1	9	4	0	0	0	2	11	21	0	0	0	9	4	15	0	0	0
二號破壩	2	18	10	1	4	7	5	23	18	0	2	1	6	16	11	0	0	0
觀魚台	0	2	0	0	2	0	4	13	1	2	1	4	1	3	3	2	0	2
一號壩上游	0	5	0	1	1	1	2	12	4	1	2	1	0	5	4	0	1	0
一號壩下游	1	2	2	1	3	14	2	4	4	1	4	2	2	3	1	2	10	8
繁殖場	0	5	0	1	1	1	0	7	5	1	3	11	0	13	47	0	13	37
高山溪	0	6	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	13	7	0	0	0
有勝溪	0	0	0	0	27	28	0	0	0	0	0	69	0	0	0	4	53	323
司界蘭溪下游	0	0	0	2	15	58												
司界蘭溪上游	0	0	0	3	8	11												

(資料來源:本研究團隊)

表 10-2、2012 年武陵地區七家灣溪一號壩壩體改善後魚類密集監測調查結果

壩體改善前後	改善後																	
	12			13			14			15			16					
監測次別	2012.02.15			2012.04.24			2012.06.09			2012.07.30			2012.10.10					
物種名	臺灣櫻花鉤吻鮭			臺灣櫻花鉤吻鮭			臺灣櫻花鉤吻鮭			臺灣櫻花鉤吻鮭			臺灣櫻花鉤吻鮭					
樣站名稱 / 體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小
觀魚台	0	0	2	4	1	13	2	4	1	1	2	4	1	2	4	1	2	4
一號壩上游	0	0	5	1	1	1	2	4	12	1	1	2	0	0	1	1	2	140
一號壩下游	1	2	2	1	14	3	2	4	4	1	2	4						0
繁殖場	0	0	5	1	1	1	0	5	7	1	11	3						0
高山溪殘材壩	4	31	14	9	29	17	0	17	22	0	12	4						40

(資料來源:本研究團隊)

註 1、一號壩壩體改善工程於 2011 年 5 月 26 日開始進行，5 月 30 日完成壩壩體改善工程。

表 10-3、2011~2012 年武陵地區七家灣溪一號壩壩體改善後魚類密集監測魚類總量

壩體改善前後	改善前		改善後																									
	2011.03.18	2011.04.07	2011.06.04		2011.06.11		2011.06.17		2011.07.07		2011.08.10		2011.09.15		2011.10		2011.12.20		2012.02.15		2012.04.24		2012.07		2012.10			
樣站名稱/魚種	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花	鮭	苦 花
觀魚台	3	0	11	0	9	0	5	2	13	3	14	2	15	16	6	9	5	0	7	1	2	2	7	18	23	11	7	9
一號壩上游	0	0	1	0	0	0	17	12	8	13	5	7	18	7	194	14	2	10	4	5	3	18	4	1	2	11	153	
一號壩下游	11	22	3	18	4	2	5	2	7	11	3	8	11	4	16	18	3	2	0	5	18	10	7	6	20	0	70	
繁殖場	3	1	5	3	0	4	12	23	8	45	8	26	47	9	6	68	45	21	12	13	5	3	12	15	60	50	7	91
高山溪殘材壩	31	12	32	3	45	65	60	65	51	91	84	63	46	62	71	99	61	19	49	55	39	16	23	19	23	19	23	139

(資料來源:本研究團隊)

註 1、一號壩壩體改善工程於 2011 年 5 月 26 日開始進行，5 月 30 日完成壩體改善工程。

表 10-4、2009 年 2 月至 2012 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善臺灣櫻花鉤吻鮭密集監測樣點調查結果

魚種	臺灣櫻花鉤吻鮭																								總計												
	年份	2009 年						2010 年						2011 年						2012 年																	
		2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月													
樣站/月份	30	8	13	4	5	4	2	4	6	28	37	24	5	2	3	11	9	5	13	14	15	6	5	7	2	18	7	2	2	18	7	2	18	7	2	18	7
觀魚台	3	1	7	2	12	0	0	0	15	1	4	3	3	8	0	1	0	17	12	13	7	7	14	10	5	18	9	5	5	18	9	5	5	18	9		
一號壩上游	5	19	5	1	37	11	7	7	19	15	4	7	7	7	11	3	4	5	2	11	8	4	18	2	5	10	6	5	5	10	6	5	5	10	6		
一號壩下游	12	3	12	0	6	2	34	5	13	22	7	7	1	3	5	0	0	12	8	8	47	6	45	12	5	12	60	5	5	12	60	5	5	12	60		
繁殖場																																					
高山溪殘材壩															31	32	45	69	60	51	84	46	71	61	49	39	23	49	39	23	49	39	23	49			
總計	50	31	37	7	60	17	72	67	66	54	22	18	48	52	48	52	58	108	95	97	161	69	153	92	66	97	16	66	97	16	113	48	66	97	16		

(資料來源:本研究團隊)

註 1、一號壩壩體改善工程於 2011 年 5 月 26 日開始進行，5 月 30 日完成壩體改善工程。

表 10-5、2009 年 2 月至 2012 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善台灣鏝領魚密集監測樣點調查結果

魚種	台灣鏝領魚																								總計			
	2009 年						2010 年						2011 年						2012 年									
	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月					
樣站/月份	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月	12月	2月	4月	6月	8月	10月					
觀魚台	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	3	2	16	9	0	1	2	7	2	11	9	66
一號壩上游	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	4	1	5	0	0	12	8	5	18	194	2	4	3	4	1	2	153	420
一號壩下游	9	1	1	2	32	2	2	1	1	7	34	36	20	22	18	2	5	7	3	11	16	3	0	18	7	20	70	348
繁殖場	7	0	5	6	20	1	1	11	1	22	20	0	3	1	3	4	23	45	26	9	68	21	13	3	15	50	91	468
高山溪殘材壩													12	3	24	65	88	65	91	63	62	99	19	55	16	19	139	796
總計	16	1	9	8	53	3	3	12	2	30	58	38	28	35	24	71	130	128	127	117	349	125	37	81	49	3	102	462

(資料來源:本研究團隊)

註 1、一號壩壩體改善工程於 2011 年 5 月 26 日開始進行，5 月 30 日完成壩體改善工程。

表 10-6、2002 年至 2012 年七家灣溪中游河段（一號壩～三號壩）台灣鏟頰魚族群數量變化表

魚種		台灣鏟頰魚																																		
年份	2002						2003						2004						2005						2006						2007					
季節	秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季							
河段/體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小						
迎賓橋～一號壩	566			362	3030	5180	4411			267	767	2518	123	605	1403	127	536	885	145	792	830	93	375	732	117	708	1680	68	318	611	20	106	295			
一號壩～二號壩	2	14	483	40	159	224	201			17	68	112	7	42	55	1	4	49	1	21	21	3	10	69		1	31			38		9				
二號壩～三號壩	86	166	471																																	

(資料來源:本研究團隊)

表 10-6 (續)、2002 年至 2012 年七家灣溪中游河段（一號壩～三號壩）台灣鏟頰魚族群數量變化表

魚種		台灣鏟頰魚																															
年份	2008						2009						2010						2011						2012						總計		
季節	夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		夏季		秋季		
河段/體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小
迎賓橋～一號壩	219	369	1170				89	234	654	217	621	1126	6	33	78	175	1166	1441	13	87	88	56	343	987	197	598	2401	328	1909	4309	46584		
一號壩～二號壩	3	12	40				7	12	1	5	1	2		4	11	6	10	18	11	22	21	15	24	100	50	81	298	167	898	443	3944		
二號壩～三號壩																																	

(資料來源:本研究團隊) 註 1、一號壩壩體改善工程於 2011 年 5 月 26 日開始進行，5 月 30 日完成壩體改善工程。

表 10-7、武陵地區 2011 年秋季與 2012 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果

調查時間	2011 年秋季			2012 年 6 月大雨前			2012 年夏季			2012 年秋季		
	大型	中型	小型	大型	中型	小型	大型	中型	小型	大型	中型	小型
地點 / 體型												
分類小計	1000	2391	2087	376	1243	788	1024	2910	1545	659	1852	1253
總計	5478 尾			2407 尾 (推測總量 5000 尾以上)			5479 尾			3764 尾		
下游												
迎賓橋~高匯	4	8	3				15	5	19	7	25	23
高匯~一號壩	43	100	165		水濁無法調查			15	66	100	27	22
中游												
一~二號壩	200	351	288	164	405	375	421	507	175	114	279	215
二~三號壩	154	401	523	156	728	299	212	894	270	163	439	380
上游												
三~四號壩	67	141	88	15	63	51	20	134	59	40	58	64
四~五號壩	72	182	120				34	106	108	4	29	18
五~六號壩	119	413	172		水濁無法調查			63	304	110	266	149
桃山北溪	191	399	240	41	47	63	113	394	315	49	329	133
高山溪												
高匯~二號壩	46	166	260				51	259	179	88	276	90
二~四號壩	104	230	228		水濁無法調查			80	241	70	124	159

(資料來源:本研究團隊)

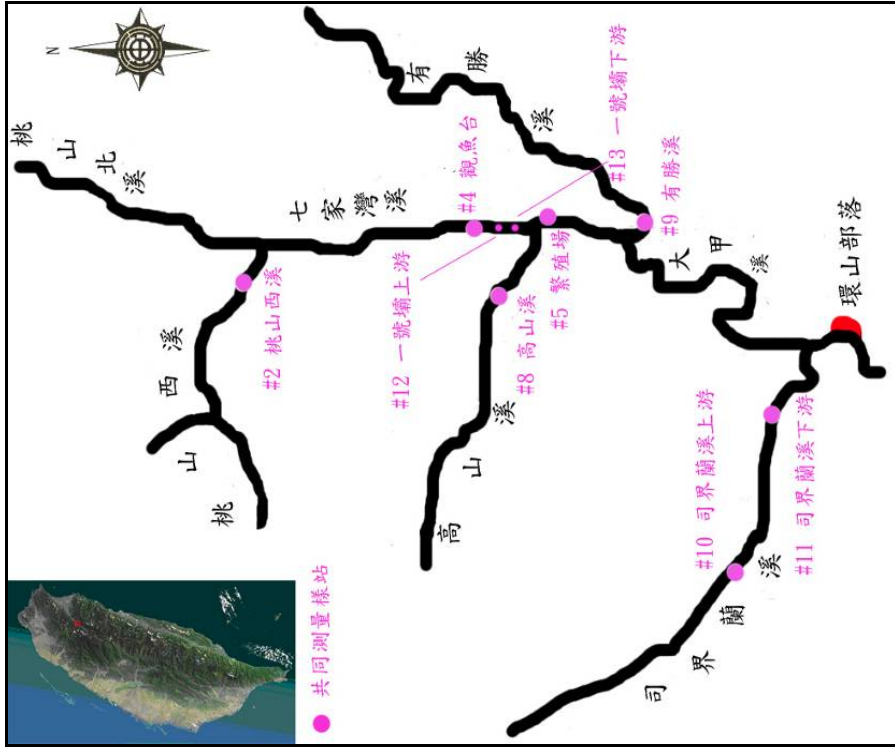


圖 10-1、武陵地區長期生態監測暨生態模式建立之調查樣站位置圖

(資料來源:本研究團隊)



圖 10-2、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善前之環境照
(照片來源:本研究團隊)



圖 10-3、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善後之環境照
(照片來源:本研究團隊)

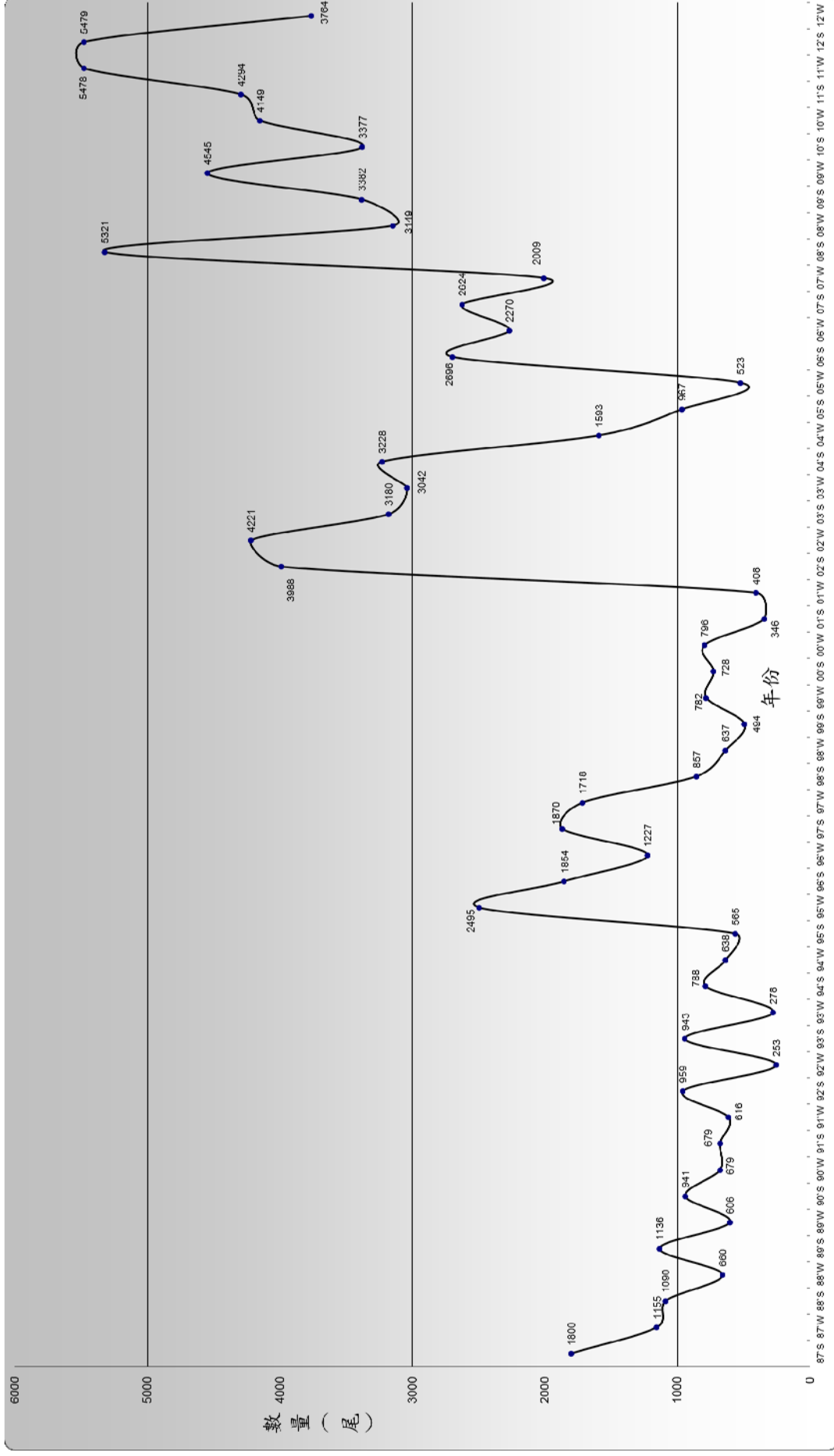


圖 10-4、1987 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化圖

(資料來源:本研究團隊)

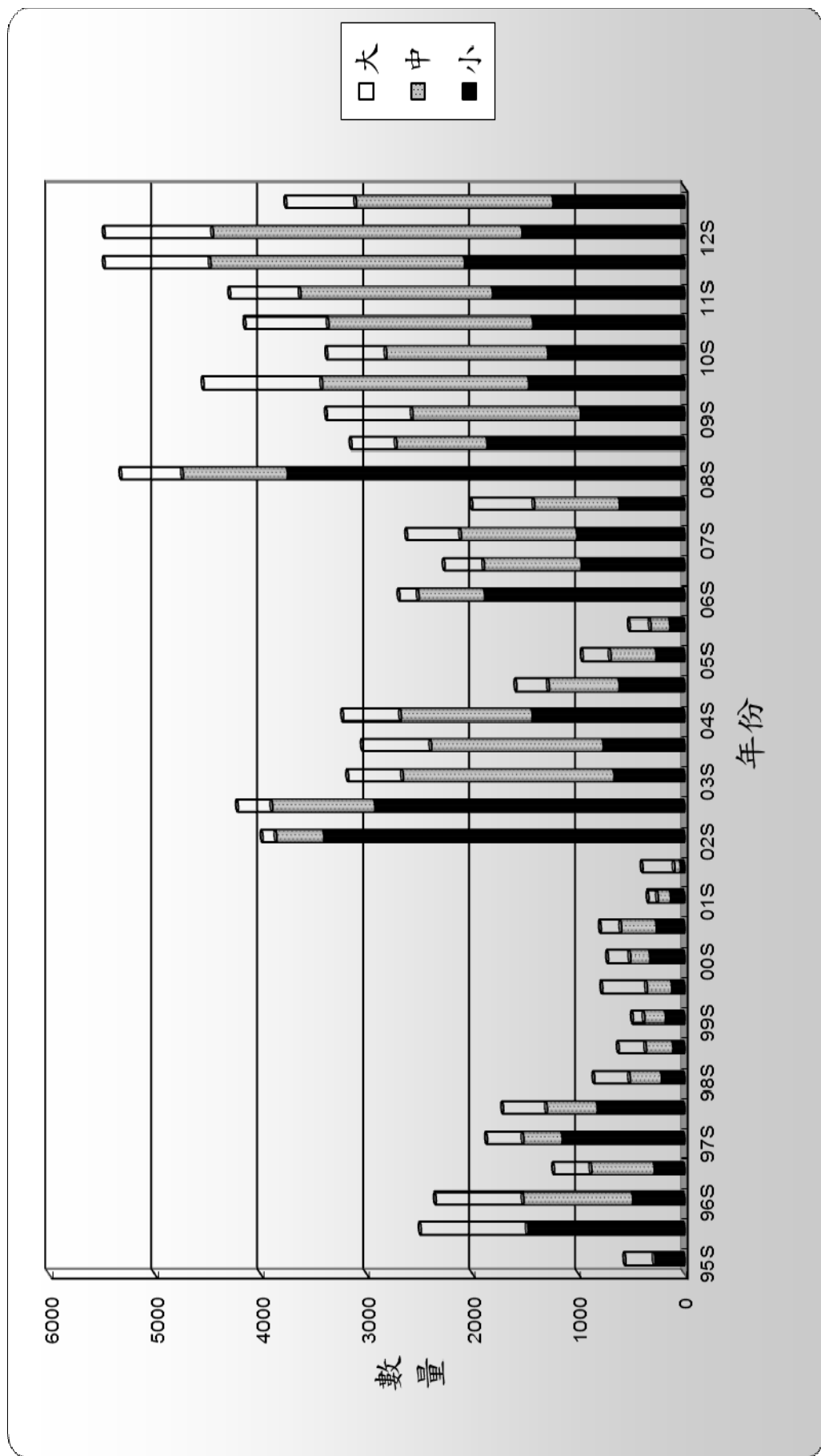


圖 10-5、1995 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭各齡級族群結構變化趨勢圖

(資料來源:本研究團隊)

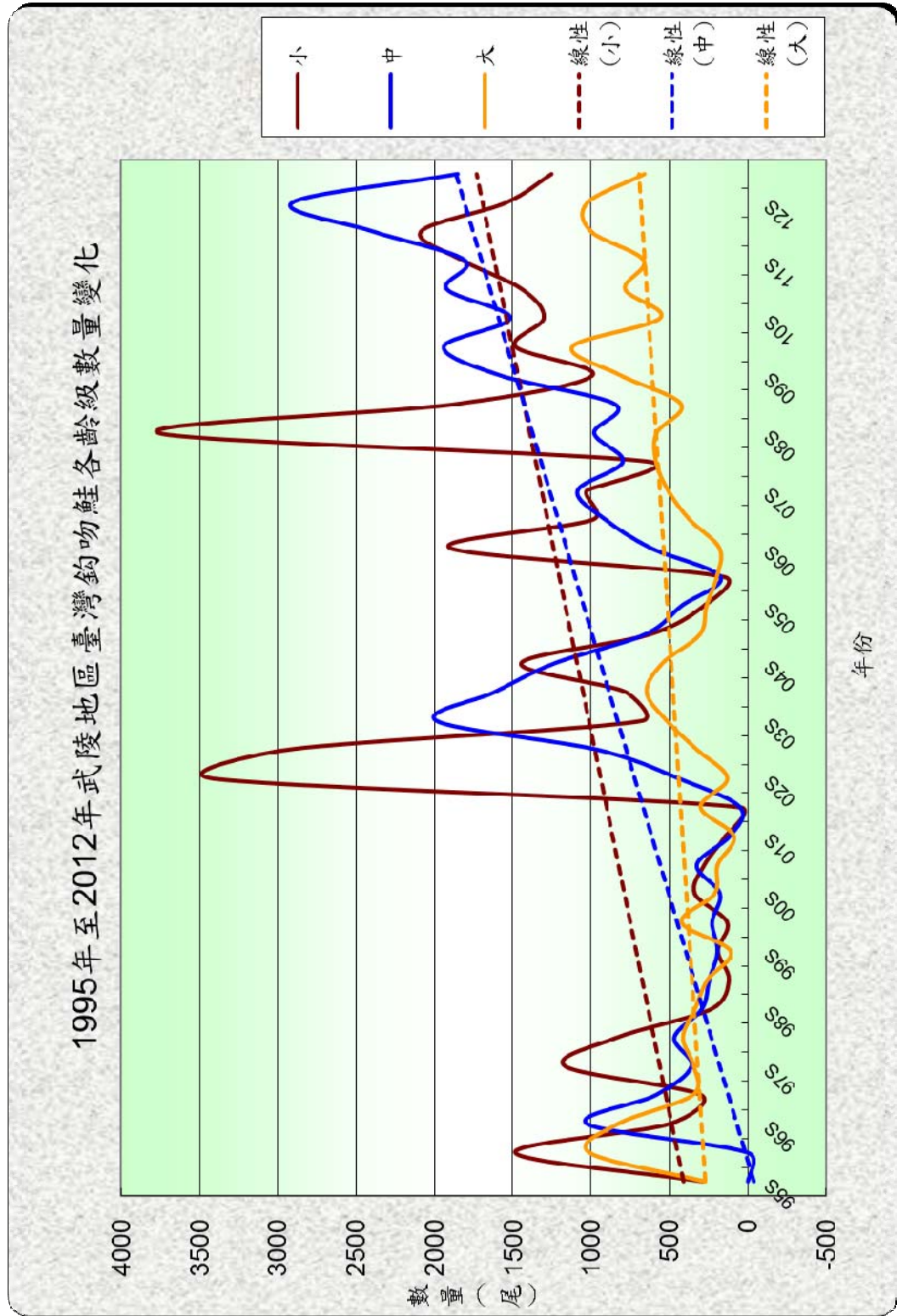


圖 10-6、1995 年至 2012 年武陵地區臺灣櫻花鈎吻鮭各齡級數量變化圖 (資料來源:本研究團隊)



圖 10-7、2012.10.10 日於桃山西溪樣站所記錄的台灣鏟頰魚

(照片來源:本研究團隊)



圖 10-8、2011.06.17 日於一號壩下游樣站所拍攝到標放的鮭魚

(照片來源:本研究團隊)



圖 10-9、2012.02.15 日所拍攝的高山溪匯流口前殘材壩

(照片來源:本研究團隊)

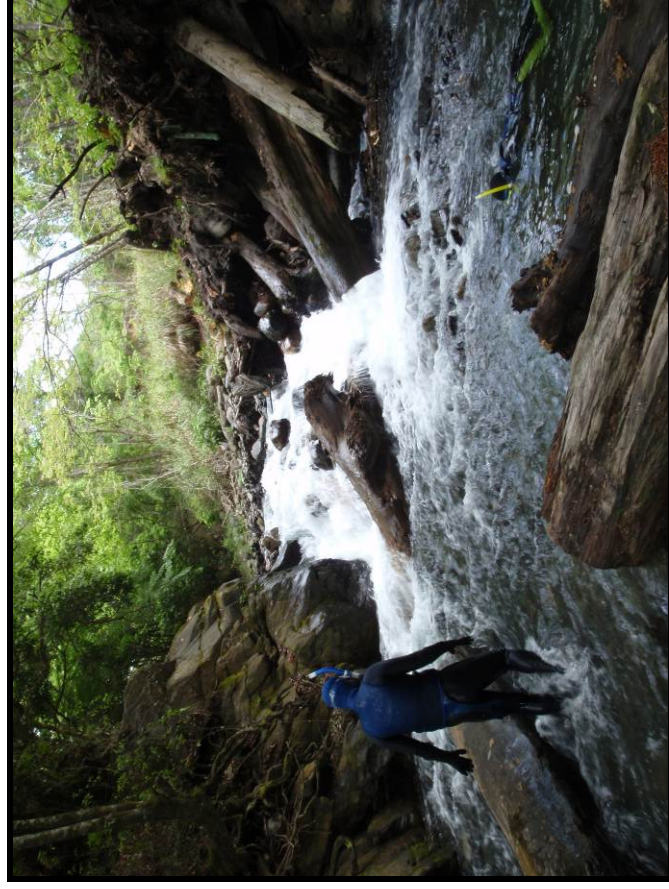


圖 10-10、2012.04.24 日所拍攝的高山溪匯流口前崩塌之殘材壩

(照片來源:本研究團隊)

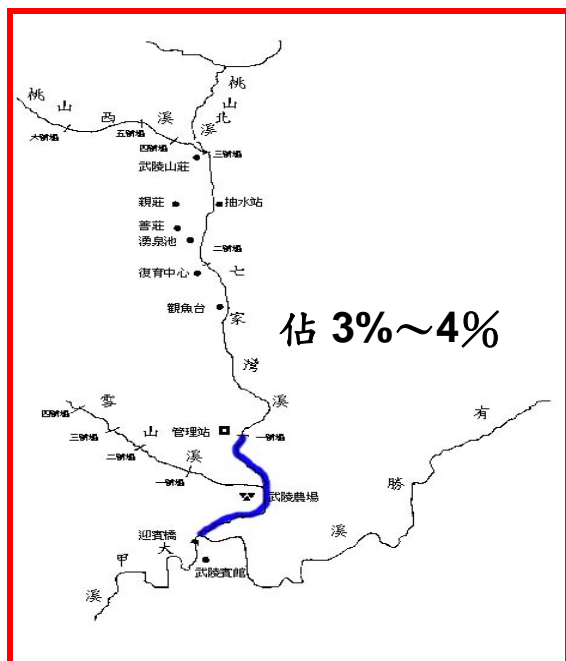


圖 10-11A、下游河段

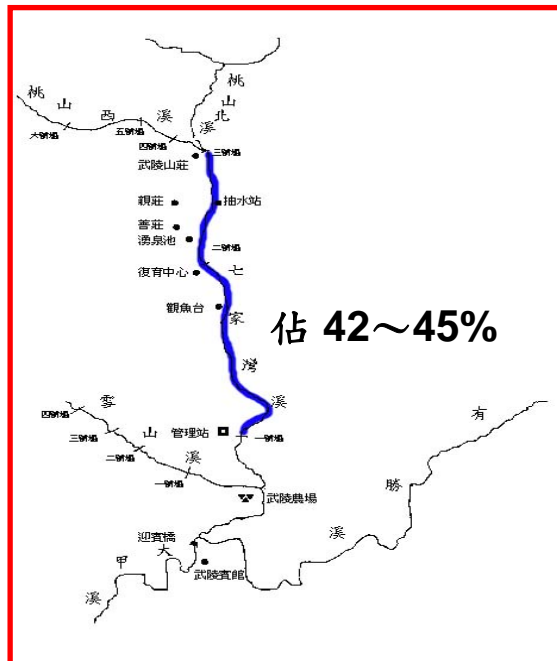


圖 10-11B、中游河段

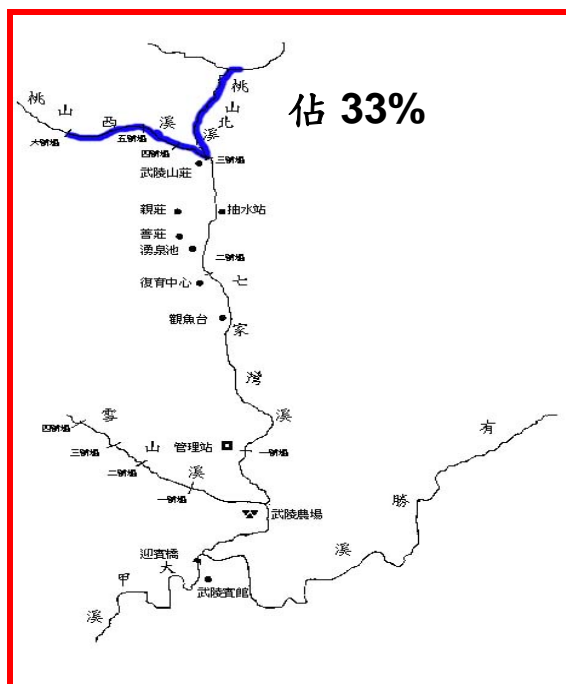


圖 10-11C、上游河段

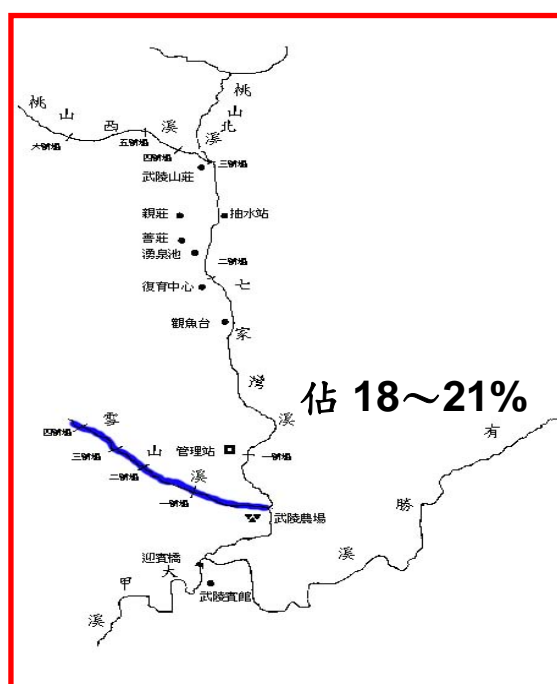


圖 10-11D、高山溪

圖 10-11 A~D、2012 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分比(資料來源:本研究團隊)

第十一章 鳥類研究

孫元勳、洪孝宇、曾建偉、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：拆壩、溪流鳥類、繁殖、族群變化

一、研究緣起

雪霸國家公園管理處於 2011 年 5 月拆除七家灣溪一號壩，以減少臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)族群流動障礙，本研究探討此一作業對溪流鳥類族群和繁殖表現的影響，並持續監測鳥類族群變化。

二、研究方法及過程

溪鳥族群監測範圍在七家灣溪迎賓橋至桃山西溪六號壩，高山溪一至三號壩，以及有勝溪自收費站到叁山國家風景區界碑。沿溪調查溪鳥數量和出現位置，找尋巢位及記錄繁殖情況。

三、重要發現

- 1.由於前兩年七家灣溪沒有較大的洪水事件，今年上半年河烏和鉛色水鶉族群都維持在去年的水準，位在近年來的高點。今年8月蘇拉颱風導致河烏和鉛色水鶉數量下降，但河烏數量下降可能只是短暫的避難行為，在隔月數量立即回復，鉛色水鶉的數量則回升較慢。
- 2.由於今年受到蘇拉颱風影響，預期明年河烏繁殖巢數會低於今年。
- 3.去年5月一號壩拆除後，沙石淤積造成6-9月壩下游1-500 m的河烏數量相對地較更下游溪段(501-1000 m)下降，而今年8月蘇拉颱風則導致一號壩上游向源侵蝕嚴重，影響上游1-500 m的河烏族群。鉛色水鶉整體數量變化受拆壩影響不大，蘇拉颱風過後上游1-500 m的數量略微下降。
- 4.今年開始調查有勝溪的溪鳥族群，河烏族群趨勢與七家灣溪不同，颱風前後河

鳥數量並無變化，冬季數量則較少，鉛色水鵝族群趨勢與七家灣溪類似。

5.一號壩下游去年有4對河鳥繁殖，今年只有3對且最靠近一號壩的巢未下蛋，可能是受拆壩影響，另兆豐橋下游巢位因砂石堆積，距離水面的高度降低，增加巢被沖走的風險。

6.今年在七家灣溪共發現9對河鳥繁殖，8對繁殖成功，離巢28隻幼鳥為歷年最高。有勝溪發現5個巢也都繁殖成功，離巢18隻幼鳥，有勝溪巢數較少可能原因是適合築巢的岩壁不足。

7.今年離巢幼鳥目擊回收率較低，可能是春雨較多導致死亡率比去年高。

四、主要建議事項

1.立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

回收農地的棲地復原過程可以是消極式的自然演替或積極式的人工栽植，或改良土壤性質，建議可將樣區劃分進行不同復原作業，以建立本區日後回收農地的棲地復原SOP。

2. 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

目前有勝溪沿岸仍有大規模農業活動，產生的農藥肥料以及廢棄物污染勢必對溪流生態有所影響，若未來確認七家灣溪和有勝溪在生態上有互相依存的關聯性，建議逐步將有勝溪納入國家公園範圍加以管理，確保武陵地區溪流生態之健全。

ABSTRACT

Keywords: breeding, dam- improving, population trend, stream birds

To remove the obstacle to the population connection of land-locked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), the Shepa Naitonla Park Headquarter tore down the Dam 1 in the Chichiawan Stream, at which main salmon population located, on May 31, 2011. In addition to monitor the population trend of stream birds, this study aimed at determining the effect of the dam-improving practice on the number and nest site of two most common stream birds, Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) and Plumberous Water Redstart (*Rhyacornis fuliginosus*), in this stream. Populations of all stream birds were surveyed along the stream from the confluence with Yosheng Stream upstream to the Dam 6 of Chichiawan Stream monthly. The number of the redstart reached its historical peak in this first half of this year but not for the second one. After the dam-improving practice, relative abundance of the dippers tended to recover at 1-500-m downstream section during January and May 2012 but not for upstream section during July-November, while it was not obvious for the redstart. Last year there were four breeding pairs living downstream from Dam 1, but this year all three pairs but one bred unsuccessfully along with one nest being washed away after young dippers fledged. At Chichiawan Stream nine pairs of dippers nested, of which eight pairs bred successfully with 28 young birds, the highest number ever. While at Yosheng Stream, just five pairs bred with 18 young birds. The lack of suitable cliff may be responsible for this. This year the re-sighting of banded young was lower than last year; wet spring may cause young perished.

This project comes to the following immediate and long-term strategies:

1. Immediate strategy: to determine the best habitat restoration practice for the 8-ha reclaimed farmland.
2. Long-term strategy: to set up the baseline data for the Yosheng Stream, a potential habitat for the salmon in future.

一、前言

台灣溪流建構許多攔砂壩，目的在降低溪流泥沙沖刷，以延長水庫壽命，位於德基水庫上游的七家灣溪和高山溪也有多座攔砂壩，然而此處是臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)的重要棲息地，而攔砂壩會隔離鮭魚族群，讓鮭魚只能單向往下游擴散，無法上溯到上游河段(曾晴賢和楊正雄 2008)。雪霸國家公園管理處在 1999 年 4 月至 2000 年 6 月間已陸續將高山溪的 4 座攔砂壩拆除(葉昭憲等 2002)，2011 年 5 月則拆除了七家灣溪的一號壩。

過去有關高山溪拆壩對溪流生態之影響，主要是針對臺灣櫻花鉤吻鮭族群進行探討，研究顯示高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變化和拆壩關係不甚顯著，但拆壩可改善臺灣櫻花鉤吻鮭族群空間分布窄化的現象(曾晴賢和楊正雄 2008)，但拆壩對於其他溪流生物與非生物因子的影響，當時並未探究。2011 年雪霸國家公園規劃拆除七家灣溪一號壩，同時執行多項調查的整合計畫，不僅可再次深入研究拆壩對臺灣櫻花鉤吻鮭的影響，另可同時得知其他溪流物種所受之影響，並探討生物與非生物各因子間的交互作用。

2011 年七家灣溪溪鳥調查顯示，拆壩後由於砂石沖刷影響水生昆蟲數量，導致一號壩下游的河鳥數量減少，鉛色水鴨所受影響則較輕微；且因下游砂石堆積，可能會影響河鳥貫用的築巢岩壁(孫元勳等 2011)。因此本年度除持續監測一號壩上下游流鳥的數量變化，也將河鳥繁殖列為觀察重點。

除拆壩之外，本計畫也延續 2003 年開始的七家灣溪溪流鳥類長期監測，由於過去曾發現洪水會造成七家灣溪河鳥數量減少，且曾記錄部分河鳥在洪水期間到有勝溪避難(Chiu et al. 2008)，為瞭解河鳥在七家灣溪和有勝溪之間的移動模式，自今年起本研究也將有勝溪納入調查樣區。

二、材料與方法

(一)研究地區

位於雪霸國家公園境內大甲溪上游的七家灣溪，調查範圍由七家灣溪與有勝溪的匯流口至上游約 7 km 處桃山西溪的六號壩(圖 11-1)，以及高山溪由匯流口至上游 1.4 km 處的三號壩，今年度並增加有勝溪調查，自武陵收費站往上游約 8.5 km 的叁山國家風景區界碑。調查溪段的海拔範圍介於 1700-2000 m。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。七家灣溪沿岸土地利用型態包括遊憩住宿區、果園、菜園、二葉松林、次生林和原始針闊葉林等生態系。

(二)研究方法

1.溪流鳥類族群調查

在溪流水況安全無虞下每月沿溪調查一次，研究人員採步行方式並使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和年齡。

2.捕捉與繫放

為便於個體辨識和領域範圍界定，研究者將架設鳥網(黑色，網目 2-5 cm)進行捕捉繫放。每月視人力多寡，架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則是在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

3.河鳥繁殖監測

1-4 月間進行河鳥繁殖的密集觀察，調查者由親鳥啣巢材的行為來指引搜尋巢位。找到巢後紀錄產卵、孵化和離巢日期，以及每窩蛋數、雛鳥數和離巢幼鳥數以及生殖結果等，並於幼鳥 17 日齡前後給予色環標記。

4.拆壩對兩種常見溪鳥之影響

選定本溪最常見的兩種溪鳥—河鳥和鉛色水鴨，監測去年五月一號壩拆除前

後這兩種溪鳥在壩址上下游各 500 m 內的數量變化，選定此範圍係依據成大團隊對本溪泥沙運動的觀測結果：這個範圍的沖刷和淤積影響較大。有鑑於溪鳥數量本身會隨月份變化，為消除此一時間因子，本研究以離壩址更遠、影響較輕微的溪段(501-1000 m)為背景值，計算其與壩上下游 500 m 內溪鳥數量的比值。本研究將拆壩前後區分成四個時期：拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)。時期間的差異以 Kruskal-Wallis test 測試。

5. 洪水對河烏族群和繁殖之影響

為了解 2003-2012 年間洪水事件與河烏族群和繁殖之相關性，將每月河烏族群數量與前一個月最大洪水流量進行迴歸分析，另將每年最大洪水流量與隔年河烏繁殖巢數、成功巢數和離巢幼鳥數進行迴歸分析。

三、調查結果

(一)、溪流鳥類族群監測

2012 年 1-4 月七家灣溪和高山溪河鳥數量介在 35-42 隻間，大致維持在 2011 年底的高水準，惟 5 月梅雨後數量又降至 23 隻。8 月上旬的蘇拉颱風過後，河鳥數量僅剩 12 隻，但 9 月和 10 月又回升到 42-43 隻。有勝溪一月份河鳥僅 17 隻，3 月份數量倍增至 38 隻，4-5 月份又逐漸減少，但在 5 月份數量超過七家灣溪，8 月份蘇拉颱風過後的河鳥數量同 7 月(28 隻)，但 9 月降至 15 隻(圖 11-2 和 11-3)。

七家灣溪和高山溪的鉛色水鵝在 2011 年 6 月達到歷年來的最高點(127 隻)，之後逐漸減少，2012 年 1 月僅剩 78 隻，5 月份則因幼鳥加入又回升到 112 隻，8 月蘇拉颱風過後數量降至 48 隻，11 月份則回升至 96 隻。2012 年 1-11 月份有勝溪的鉛色水鵝數量均少於七家灣溪，波動趨勢大致與七家灣溪相同，最低是 9 月份 39 隻，最高是 7 月份 96 隻(圖 11-4 和 11-5)。

紫嘯鵝歷年來數量在 0-8 隻間，變化並不穩定，2012 年 4 和 5 月在七家灣溪記錄到 4 和 5 隻，並在萬壽橋下方岩壁發現一巢，有勝溪則只有在 1、3 和 8 月各紀錄 1 隻(圖 11-6 和 11-7)。小剪尾歷年來在 3-4 月數量都偏低，2012 年 4 月同樣只有紀錄到 1 隻，而有勝溪在 7 月記錄到 1 隻，但 11 月暴增到 8 隻(圖 11-8 和 11-9)。綠蓑鷺在七家灣溪流域是冬候鳥，以往最多可達 7 隻，今年度只有在 3 和 10 月紀錄 1 隻，反而是有勝溪在 1 月份紀錄 5 隻，3、4 和 9 月也各有 1-3 隻，數量多於七家灣溪(圖 11-10 和 11-11)。鴛鴦過去在七家灣溪幾乎都是 15 隻以下，只有 2007 年 7 月記錄到 25 隻，今年 3-4 月的數量在 10 隻上下，1 月和 5 月則完全沒有紀錄；有勝溪各月份鴛鴦的數量都多於七家灣溪，但 1 和 5 月份的數量也較低，趨勢和七家灣溪接近(圖 11-12 和 11-13)。2008 年起開始調查的白鵝鵝在多數月份都可在七家灣溪調查到，其中 2010 年 9 月份更有 16 隻的紀錄，但今年 4-5 月在七家灣溪都沒有紀錄，有勝溪則明顯以冬季較多(圖

11-14 和 11-15)。司界蘭溪在今年 1 月份的調查，兩個樣站間共有河烏兩隻、鉛色水鶉 10 隻和灰鵪鶉 1 隻，鐵橋下方有河烏舊巢。

(二) 拆壩對兩種常見溪鳥之影響

和拆壩前比較，拆壩後半年壩址上下游各 500 m 內的河烏數量比值較呈現下降趨勢，尤其是下游的降幅較大，2012 上半年下游 1-500 m 河烏總隻次反彈，但上游 1-500 m 河烏數量持續下滑，惟降幅減輕。今年 8 月蘇拉颱風之後，上游 1-500 m 的河烏數量大幅減少，下游 1-500 m 的影響則較輕微(圖 11-16、18)。以 Kruskal-Wallis test 進行分析，一號壩上游河烏數量比值的時期變化接近顯著 ($p = 0.055$)，下游則不顯著 ($p = 0.532$)。鉛色水鶉在拆壩後不論上下游 1-500 m 數量都略微上升，但 2012 上半年各溪段的總隻次略為下降，2012 下半年則持續下降，且以上游 1-500 m 下降較多(圖 11-17、19)。不過，以 Kruskal-Wallis test 進行分析，不論上下游鉛色水鶉數量比值的時期變化都不顯著(上游 $p = 0.66$ ；下游 $p = 0.82$)。

在拆壩對河烏繁殖巢位的影響上，2011 年拆壩前在兆豐橋下游的河烏巢位的下方是深潭，巢位距離水面約 50 cm，拆壩後因砂石堆積、溪床墊高、水文改變，岩壁下方原本的深潭變成急流，2012 年河烏仍選在同一位置築巢繁殖，巢位距離水面約 30 cm，這個巢在 3 月初繁殖成功，3 月底巢就被上漲溪水沖走(圖 11-20)。此外 2011 年一號壩到迎賓橋之間有 4 對河烏築巢，今年只有 3 對築巢，少了復育中心下游和高山溪匯流口的巢，多了兆豐橋上游窄谷的巢(圖 11-21)。

(三) 河烏繁殖調查

今年度在七家灣溪共有 9 對河烏進行繁殖，最早的產卵日是 1 月 13 日，其中觀魚台上游巢位和五號壩巢位因水深無法探巢，二號壩上游巢位發現時已繁殖結束，因此無法確認卵數和雛鳥數，但除了兆豐橋上游窄谷的巢未下蛋，以及舊復育中心的巢在孵卵期繁殖失敗後繼續生第二窩，其餘的巢都繁殖成功。總計七

家灣溪今年離巢幼鳥有 28 隻，創歷年新高。今年是有勝溪第一次進行河鳥繁殖調查，由於沒有過去的巢位可供參考，所以在 1 月份只發現兩個巢，另外有 3 個巢是先記錄到已離巢的幼鳥才知道巢位，總計有勝溪匯流口以上至在調查範圍內共發現 5 對河鳥繁殖，全部都繁殖成功，共離巢 18 隻幼鳥，其中編號 12 號的巢是今年唯一有 5 顆蛋的巢，但最後只有 3 隻幼鳥成功離巢(表 11-2)。

(四)河鳥繫放和回收紀錄

今年度在七家灣溪繫放了 12 隻成鳥和 20 隻幼鳥，有勝溪繫放了 5 隻成鳥和 11 隻幼鳥。對照 2011 年繫放 18 隻幼鳥，在 2011 年 4 和 6 月仍調查到 9 隻，今年共繫放 25 隻幼鳥，但在 4-5 月間僅調查到 8 隻，因此今年離巢幼鳥存活率似乎較去年低。2011 年繫放的幼鳥中，有 8 隻在今年仍被調查到，距離出生地最近的一隻幾乎沒有移動，最遠的則有 2100 m，從高山溪匯流口跑到觀魚台。8 隻個體中有 3 隻(W-G、W-W、G-Y)連續數個月都在同一地點被記錄，顯示可能已經建立領域，但今年並未開始繁殖(表 11-3)。

(五)洪水對河鳥族群和繁殖的影響

從 2003-2012 年河鳥長期監測的趨勢來看，河鳥族群數量跟前一個月的最大溪水流量有顯著的負相關($R^2 = 0.54$, $p < 0.001$)(圖 11-22)。每年繁殖巢數跟前一年最大溪水流量同樣也是負相關($R^2 = 0.84$, $p < 0.001$)(圖 11-23)，但繁殖成功巢數與離巢幼鳥數跟前一年最大洪水流量的關係則不顯著($p=0.1$ 和 0.16)(表 11-4)。

(六)8.1 公頃回收農地調查

8.1 公頃的回收農地在今年 2、5、7 和 10 月各調查一次，鳥種數在 4-5 種之間，數量較多的種類是白頭翁(*Pycnonotus sinensis*)、斑紋鷓鴣(*Prinia criniger*)和粉紅鸚嘴(*Paradoxornis webbianus*)，與去年相較，少了麻雀(*Passer*

montanus)和棕背伯勞(*Lanius schach formosae*)，多了白鵲鴿(*Motacilla alba*)和金背鳩(*Streptopelia orientalis*)(表 11-5)。

四、討論

(一)長期監測

河烏族群量在今年上半年基本上維持去年的高水平，Chiu *et al.*(2008)指出，河烏族群與水生昆蟲豐富度和生物量有顯著正相關，而水生昆蟲豐富度與生物量會受到洪水影響而減少，進而影響河烏數量，近兩年七家灣流域並無颱風帶來豐沛水量，因此河烏族群量已回復到接近 2003 年的水準。以往七家灣溪發生洪水時，河烏數量經常降至個位數，今年 8 月蘇拉颱風帶來的洪水雖造成部分河道改變，河烏族群仍尚有 12 隻，顯示洪水的影響可能不如以往的颱風強烈，且 9 月份河烏族群即恢復到 43 隻的水準，表示 8 月份減少的河烏只是到附近的小支流避難，洪水退去之後即會回到原棲地。

今年度首次調查有勝溪的溪鳥族群，發現河烏的族群趨勢與七家灣溪不同，3-4 月份因為幼鳥離巢，這兩條溪的族群量都增加，但有勝溪在 1 月份的繁殖初期以及 9-10 月份開始的求偶期，數量都只有七家灣溪的一半左右，推測是有勝溪的岩壁數量少於七家灣溪(圖 11-24)，能提供的河烏巢位不多，因此繁殖族群較少。另值得注意的是 8 月份蘇拉颱風過後，有勝溪溪床改變相當明顯，多處堤岸和農用鐵橋也遭到沖毀，但有勝溪的河烏族群卻沒有明顯變化。過去曾發現七家灣溪部分河烏會在洪水時避難到有勝溪，導致有勝溪的河烏數量異常增加(洪孝宇等 2012)，但此次颱風前後有勝溪的河烏數量並未增減，是否因為有勝溪也有部分河烏前往支流避難，加上七家灣溪前來避難的河烏，增減導致沒有變化，此現象需要更多的繫放資料才能確認。

鉛色水鵝自 2003 年調查以來，族群走勢正好與河烏相反，有逐漸增加的趨勢，孫元勳(2010)指出，中興大學水生昆蟲研究團對發現，七家灣溪大型毛翅目(Trichoptera)被大量的雙翅目(Diptera)搖蚊科(Chironomidae)取代後，對以小型飛蟲為主食的鉛色水鵝(王穎 1986)的族群而言，或許是正面的。此外，七家灣溪因颱風過後河道加寬，使得鉛色水鵝可用棲地積增加，也可能是另一助力(孫

元勳 2008)。

小剪尾也是歷年來波動很大的鳥種，但有呈現冬季數量較多的趨勢，可能是冬季海拔降遷的結果，過去我們也從未尋獲小剪尾的繁殖巢位，因此推測小剪尾是在更上游的小支流進行繁殖。

(二)拆壩對兩種常見溪鳥之影響

2011年5月七家灣溪一號壩拆除工程造成短期環境衝擊，下游500m的溪床砂石堆積達20cm(王筱雯 2010)。拆壩後半年下游1-500m的水生昆蟲數量受到比上游1-500m更大的衝擊(郭美華 2011)，2012年上半年下游1-500m的水生昆蟲數量大致回復，此一水生昆蟲數量波動現象和以其為主食的河鳥的數量波動模式大致是一樣的。2012年下半年因為蘇拉颱風影響，壩上游1-500m的範圍向源侵蝕嚴重，河床變化十分劇烈(王筱雯 2012)，或許導致該溪段河鳥數量相對銳減許多。至於下游段(500m內)受到的衝擊卻沒有上游段明顯，可能是泥沙的堆積往更下游而去。

由於鉛色水鵝是以空中的中小型昆蟲為食(王穎 1986)，可能是這個因素，受到拆壩的影響較為輕微，但今年下半年同樣受到颱風影響，壩上游1-500m的數量首次呈現些微下降。

拆壩導致的上游河床沖刷和下游砂石堆積也可能會影響河鳥繁殖的岩壁，目前一號壩上游河床兩岸的砂石仍在崩落，也未有新的岩壁露出可以提供河鳥繁殖，且歷年來一號壩上游最近的巢位是在距離約700m的分流處，因此暫時沒有受到影響。去年一號壩下游到迎賓橋共有4對河鳥進行繁殖，今年只有3對河鳥築巢，且最靠近一號壩(距離300m)的巢築好後並未下蛋，因此只有兩對河鳥進行繁殖，繁殖對數減半可能也是受到水生昆蟲減少的影響。兆豐橋下游的二號巢由於溪床墊高，今年距離水面僅30cm，且在3月底即遭溪水沖走，幸好當時幼鳥已經離巢，這也是河鳥繁殖受拆壩影響較明顯的例子。

(三) 河烏繁殖

七家灣溪在 2004 年有 11 對河烏繁殖的最高紀錄，之後幾年受洪水影響，繁殖對數大幅減少，最少時只有 6 對，這兩年因為沒有大規模的洪水事件，2011 年有 8 對河烏繁殖，今年增加到 9 對，若非受到拆壩事件影響導致一號壩下游的繁殖對數減少，今年的繁殖對數應可再增加。今年離巢幼鳥 28 隻則是歷年來最多，往年河烏繁殖失敗主要為天候因素和被天敵掠食兩類(洪孝宇等 2010)，今年除 3 號巢位築巢後未下蛋，以及 6 號巢位在孵蛋期不明原因失敗，其他巢位都繁殖成功，且 6 號巢位也在同位置產第二窩並繁殖成功，是今年唯一產第二窩的巢。

今年首度調查有勝溪河烏的繁殖狀況，因沒有過去的巢位資料可供參考，所以只有找到兩個正在繁殖的巢，另外 3 個巢是發現離巢幼鳥才確認有巢，有了今年的經驗，明年在有勝溪找巢應會較為容易。有勝溪的調查長度與七家灣溪一樣都是 8.5 km，但是只有發現 5 對河烏築巢，遠低於今年七家灣溪的 9 對，推測原因是有勝溪可供築巢的岩壁並不多，因為適合築巢的岩壁數量是河烏繁殖族群的限制因子之一(Loegering and Anthony 2006)。

(四) 河烏繫放和回收紀錄

今年河烏幼鳥的目擊回收率不如去年，可能是因為今年的春雨降雨量較多，使溪水都在較高水位的狀況，湍急的溪水造成離巢幼鳥的存活率降低，根據過去的研究，洪水對幼鳥存活率的影響大於成鳥(Chiu et al. in press)，但以往的目擊回收調查都只有在七家灣溪進行，幼鳥若離開七家灣溪則視同死亡，如此會低估幼鳥的存活率(Marzolin 2002)，本年度增加有勝溪的調查，將可了解幼鳥在兩條溪之間移動的情況，並增加目擊回收的機會。

2011 年繫放的 18 隻幼鳥中，今年發現有 3 隻連續幾個月在同一個地區停留，可能已經逐步建立領域，未來若累積足夠樣本，可比較是否雌性幼鳥的擴散距離大於雄性(O'Halloran et al. 2000)和幼鳥身體狀況指數跟存活率的關係

(Middleton and Green 2008)。

(五)8.1 公頃回收農地調查

8.1 公頃回收農地目前是屬於開闊灌叢的環境，因此以白頭翁、粉紅鸚嘴和斑紋鷓鴣等鳥種為主，且以秋冬季の種類數較多，因為會有白鵪鶉和黃尾鸛等冬候鳥的加入，預期未來會逐漸演替成為森林，因此監測的重點在於是否會從灌叢的鳥種逐漸轉變成森林性的鳥種。

五、結論與建議

(一)結論

- 1.由於前兩年七家灣溪沒有較大的洪水事件，今年上半年河烏和鉛色水鶉族群都維持去年的水準，位在近年來的高點。今年8月的蘇拉颱風導致河烏和鉛色水鶉數量下降，但河烏數量下降可能只是短暫的避難行為，在隔月數量立即回復，鉛色水鶉的數量則回升較慢。
- 2.由於今年受到蘇拉颱風影響，預期明年河烏繁殖巢數會低於今年。
- 3.2011年5月一號壩拆除後，土石沖刷造成6-9月間下游1-500 m的河烏數量下降，而今年8月蘇拉颱風則導致一號壩上游向源侵蝕嚴重，影響上游1-500 m的河烏族群。鉛色水鶉整體數量變化受拆壩影響不大，但蘇拉颱風過後上游1-500 m的數量也略微下降。
- 4.今年開始調查有勝溪的溪鳥族群，河烏族群趨勢與七家灣溪不同，颱風前後河烏數量並無變化，且冬季數量較少，鉛色水鶉族群趨勢與七家灣溪類似。
- 5.一號壩下游去年有4對河烏繁殖，今年只有3對且最靠近一號壩的巢未下蛋，可能是受拆壩影響，另兆豐橋下游巢位因砂石堆積，距離水面的高度降低，增加巢被沖走的風險。
- 6.今年在七家灣溪共發現9對河烏繁殖，8對繁殖成功，離巢28隻幼鳥為歷年最高。有勝溪發現5個巢也都繁殖成功，離巢18隻幼鳥，有勝溪巢數較少可能原因是適合築巢的岩壁不足。今年離巢河烏幼鳥目擊回收率較低，可能是春雨較多導致死亡率比去年高。
- 7.回收農地森林演替緩慢，尚無森林鳥類進駐。

(二)建議

1.立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

回收農地的棲地復原過程可以是消極式的自然演替或積極式的人工栽植，或改良土壤性質，建議可將樣區劃分進行不同復原作業，以建立本區日後回收農地的棲地復原SOP。

2. 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

目前有勝溪沿岸仍有大規模農業活動，產生的農藥肥料以及廢棄物汙染勢必對溪流生態有所影響，若未來確認七家灣溪和有勝溪在生態上有互相依存的關聯性，建議逐步將有勝溪納入國家公園範圍加以管理，確保武陵地區溪流生態之健全。

六、參考文獻

- 王筱雯，2010。七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程-泥沙衝擊物理模型及數值分析。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 王筱雯，2012。七家灣溪一號壩壩體及棲地改善工程-泥沙衝擊物理模型及數值分析。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 王穎，1986。台灣特有亞種鉛色水鵪的生態研究。師大生物學報21:15-39。
- 洪孝宇、陳惠玲、郭智筌、曾建偉、孫元勳。2011。七家灣溪河烏(*Cinclus pallasi*)的繁殖生物學。國家公園學報21:30-36。
- 洪孝宇、郭智筌、孫元勳。2012。颱風來了!七家灣溪河烏避難記。自然保育季刊 77:63-68。
- 孫元勳、汪辰寧、陳宏昌，2010。七家灣溪濱岸鳥類相調查七機灣溪一號壩壩體及棲地改善工程-先期生態及棲地調查，164-189頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 孫元勳、曾建偉、陳宏昌、汪辰寧，2008。武陵地區溪流生態系復育監測與研究-鳥類研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 郭美華、丘明智，2011。武陵地區溪流生態系復育監測與研究-水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 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。
- 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。
- Bednarek, A. T. 2001. Undaming Rivers: a review of the Ecological impacts of dam removal. Environmental Management 27(6): 803–814.

- Chiu M.-C., M.- H. Kuo, Y.- H. Sun, S.- Y. Hong, and H.- C. Kuo. 2008. Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. *Freshwater Biology* 53: 335–1344.
- Loefering, J. P., and R. G. Anthony. 2006. Nest-site selection and productivity of American dippers in the Oregon coast range. *The Wilson Journal of Ornithology* 118:281-294.
- Marzolin, G. 2002. Influence of the mating system of the Eurasian Dipper on sex-specific local survival rates. *The Journal of wildlife management* 66: 1023-1030.
- O'Halloran, J., P. Smiddy, and B. O'Mahony. 2000. Movements of Dippers *Cinclus cinclus* in southwest Ireland. *Ringling & Migration* 20:147-151.
- Thomson, J. R., D. D. Hart, D. F. Charles, T. L. Nightengale, and D. M. Winter. 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24:192-207.

表 11-1、2012 年 1 月-10 月武陵地區溪流鳥類調查，2 月及 6 月份因豪雨無調查資料。

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	
1月	鉛色水鶇	24	31	11	5	7	78
	河鳥	7	10	7	5	6	35
	小剪尾	2	2	1	1	2	8
	白鶇鶇			3			3
	灰鶇鶇		1	1			2
3月	鉛色水鶇	20	25	14	17	9	85
	河鳥	12	12	8	6	5	43
	鴛鴦	4	2	1			7
	白鶇鶇		4	2			6
	灰鶇鶇	1	1				2
	綠蓑鶇		1				1
4月	鉛色水鶇	24	35	18	13	13	103
	河鳥	7	19	9	2	5	42
	小剪尾			1			1
	紫嘯鶇	1		1		2	4
	鴛鴦	1	7		5		13
5月	鉛色水鶇	29	31	16	23	13	112
	河鳥	6	9	2	6	4	27
	紫嘯鶇	2			3		5
7月	鉛色水鶇	33	25	7	17	18	100
	河鳥	8	16	5	2	4	35
	小剪尾			1	1		2
	紫嘯鶇	1			2	1	4
	鴛鴦		3	1			4
8月	鉛色水鶇	16	11	4	5	12	48
	河鳥		6	2	1	3	12
	鴛鴦		2		1		3
	白鶇鶇			1			1

資料來源：本研究調查。

表 11-1(續)、2012 年 1 月-10 月武陵地區溪流鳥類調查，2 月及 6 月份因豪雨無調查資料。

月份	鳥種	溪段					合計
		迎賓橋-	一號壩-	二號壩-	三號壩-	高山溪	
		一號壩	二號壩	三號壩	六號壩		
9月	鉛色水鶇	10	19	10	14	14	67
	河鳥	4	17	9	6	7	43
	小剪尾		1		1	1	3
	鴛鴦			5		1	6
	灰鵲鴿	1	1		1		3
10月	鉛色水鶇	14	27	12	16	11	80
	河鳥	11	9	8	7	7	42
	小剪尾				1	2	3
	白鵲鴿			2			2
	鴛鴦		2	1	2	1	6
	灰鵲鴿		2				2
11月	鉛色水鶇	30	31	13	10	12	96
	河鳥	11	15	3	3	5	37
	小剪尾	2		1	1		4
	紫嘯鶇	1					1
	綠蓑鶇	3	1				4
	鴛鴦		2				2
	白鵲鴿		1				1

資料來源：本研究調查。

表 11-2、2012 年河鳥巢位監測紀錄。

編號	X 座標	Y 座標	溪段	地點	產卵日	離巢日	卵數	離巢數	成功/失敗	備註
1	280424	2693785	七家灣溪	萬壽橋下岩縫	1月13日	2月23日	4	4	S	完成繫放
2	280922	2694727	七家灣溪	兆豐橋下游水文測站	1月23日	3月5日	4	4	S	完成繫放
3	280779	2695026	七家灣溪	兆豐橋上游窄谷			0	-	F	築巢後未下蛋
4	280710	2696220	七家灣溪	分流處上游	1月21日	3月3日	4	4	S	完成繫放
5	280708	2696971	七家灣溪	觀魚台上游			?	?	S	水深無法採巢
6-1	280530	2697319	七家灣溪	舊復育中心下游	2月1日	-	4	0	F	孵蛋期失敗
6-2	280530	2697319	七家灣溪	舊復育中心下游	2月17日	3月30日	4	4	S	同位置時第二窩
7	280517	2698010	七家灣溪	二號壩上游 100m			?	?	S	發現時已離巢
8	280512	2698729	七家灣溪	抽水站	1月31日	3月13日	4	4	S	完成繫放
19	279919	2699708	七家灣溪	五號壩			?	?	S	水深無法採巢
10	280634	2693801	有勝溪	收費站下游窄谷			?	4	S	發現時已離巢
11	280909	2693398	有勝溪	第一菜園對面	1月25日	3月6日	4	4	S	完成繫放
12	281690	2694052	有勝溪	第一鐵橋下	1月23日	3月4日	5	3	S	完成繫放
13	283346	2696502	有勝溪	勝光上游 150 m			?	?	S	發現時已離巢
14	283952	2697421	有勝溪	三山界碑			?	?	S	發現時已離巢
15	278063	2690686	司界蘭溪	下游樣站下 30 m	1月30日		4	?	?	未持續觀察

資料來源：本研究調查。

表 11-3、2011 年繫放幼鳥在 2012 年目擊回收紀錄。

色環	繫放地點	最後目擊月份	最後目擊地點	移動距離(m)
W-W	高山溪匯流口	10	高山溪 1 號壩	500
G-W	高山溪匯流口	10	高山溪 1 號壩	500
R-W	高山溪匯流口	1	高山溪億年橋	150
R-GB	高山溪匯流口	11	觀魚台	2100
Y-R	舊復育中心	8	舊復育中心	0
G-Y	兆豐橋下水文測站	10	高山溪二號壩	1100
Y-G	迎賓橋	1	高山溪二號壩	2000
W-G	迎賓橋	10	有勝溪第一農田	900

資料來源：本研究調查。

表 11-4、2003-2012 年河烏繁殖資料。

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012
繁殖巢數	10	12	6	6	8	6	6	8	9
成功巢數	4	5	2	4	4	3	-	5	8
離巢幼鳥數	12	15	4	13	13	8	-	17	28

資料來源：本研究調查。

表 11-5、2011-2012 年 8.1 公頃回收農地鳥況調查。

鳥種	2011/5	2011/7	2011/10	2012/2	2012/5	2012/7	2012/10
白鵪鶉				2	2		1
白頭翁	1	4		6	7	8	2
斑紋鷓鴣	10	4	4	6	5	6	7
粉紅鸚嘴	8		2	2	3	12	3
綠繡眼	1					1	
麻雀	2						
黃尾鴿			1				2
棕背伯勞			1				
金背鳩						1	
種類數	5	2	4	4	4	5	5

資料來源：本研究調查。

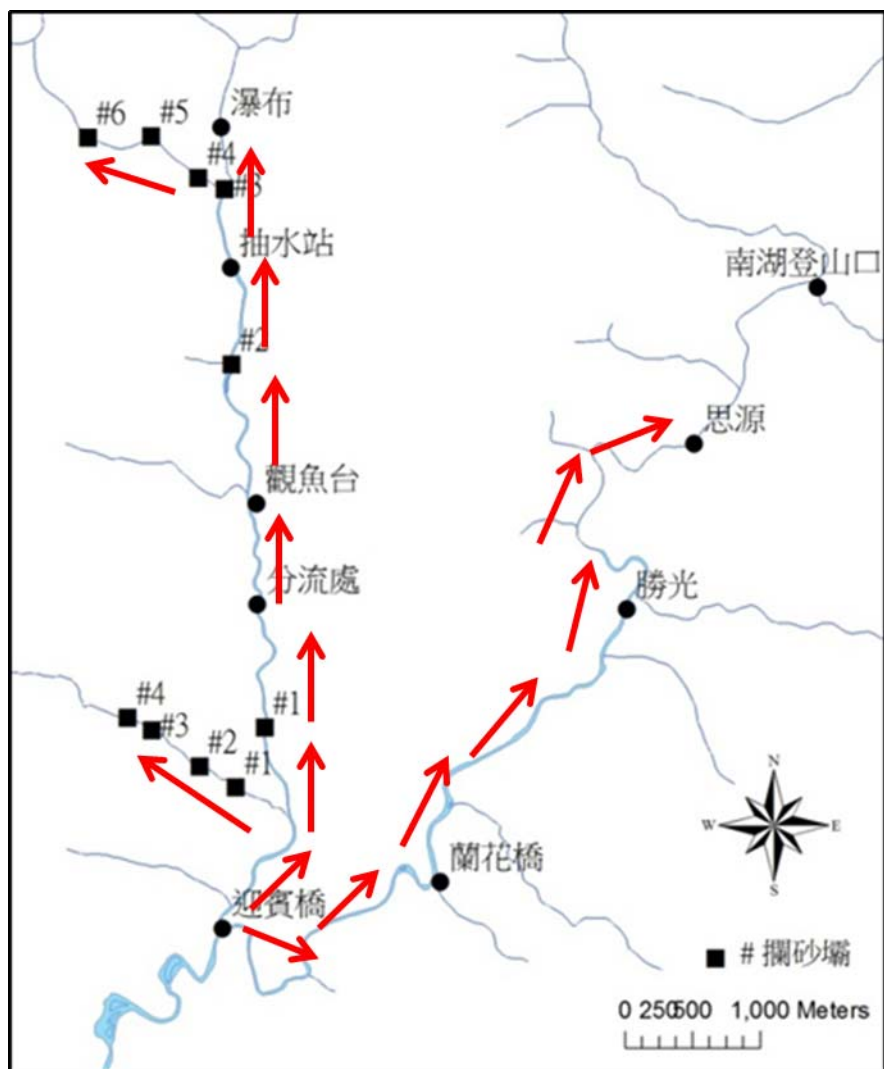


圖 11-1、研究樣區示意圖，紅色箭頭為調查區域
資料來源：本研究調查。

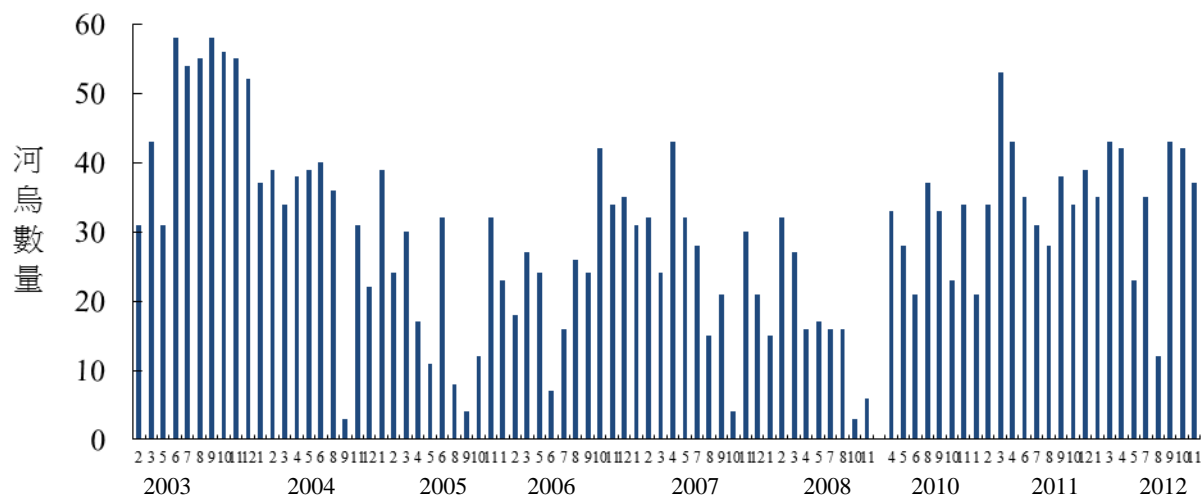


圖 11-2、2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的河鳥數量月變化。資料來源：本研究調查。

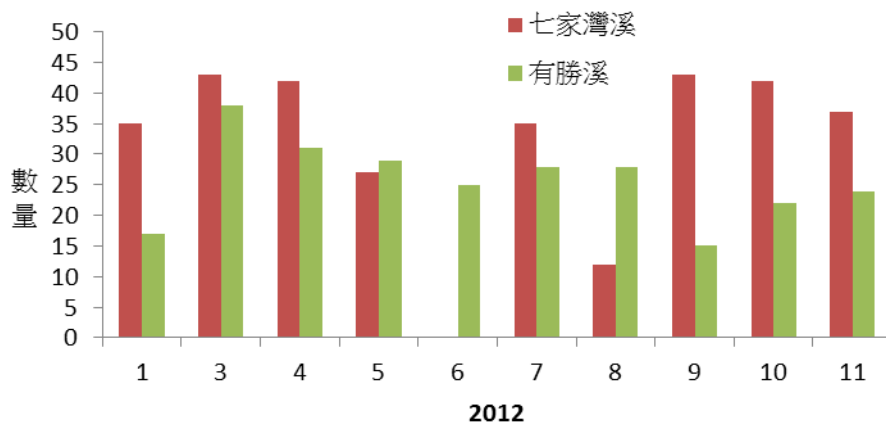


圖 11-3、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪河鳥數量變化。資料來源：本研究調查。

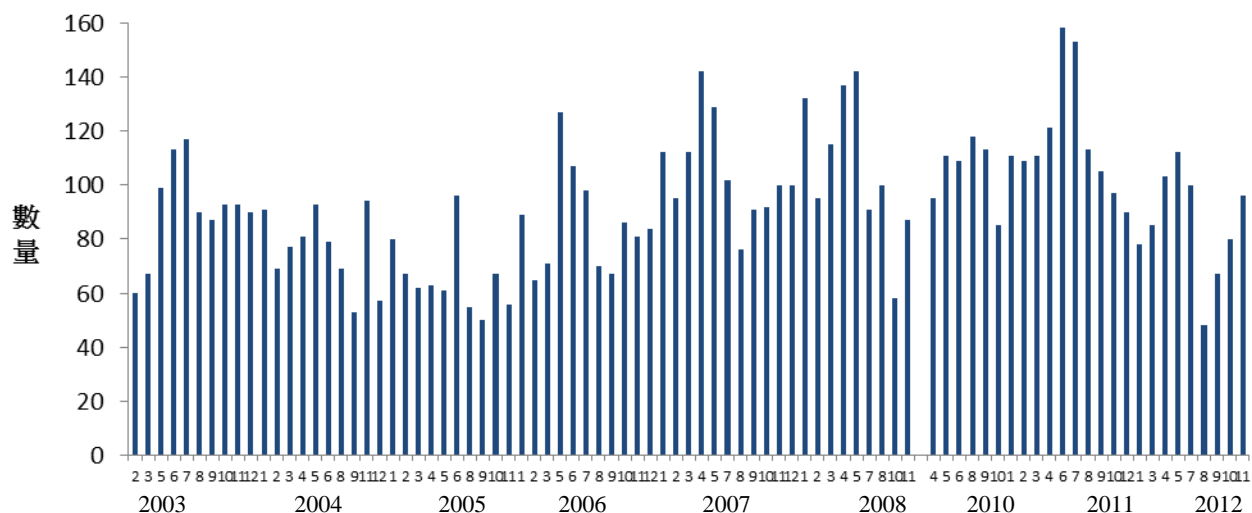


圖 11-4、2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鉛色水鵝數量月變化。資料來源：本研究調查。

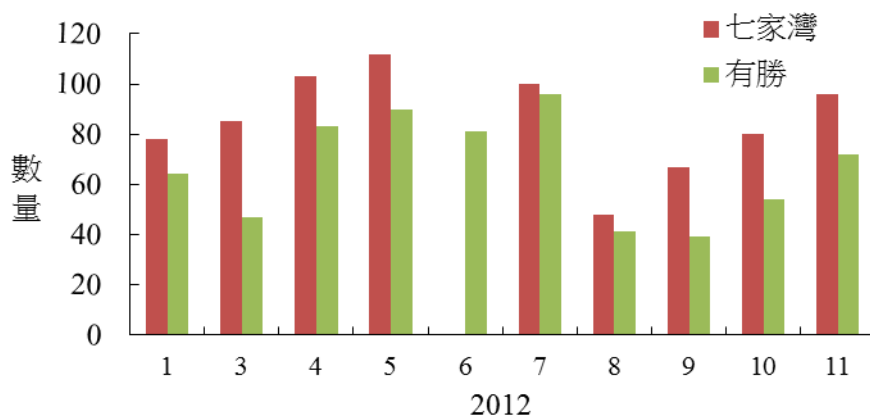


圖 11-5、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪鉛色水鵝數量變化。資料來源：本研究調查。

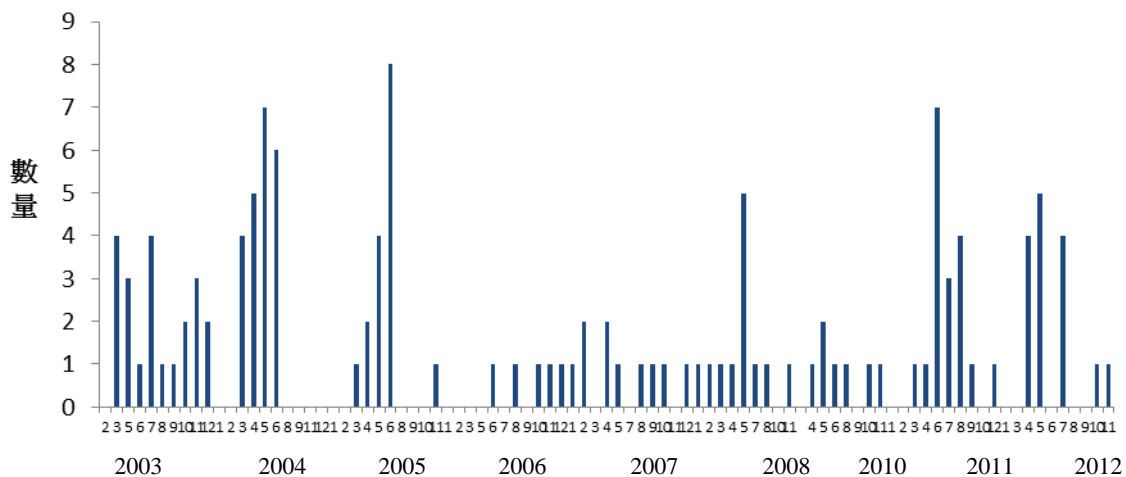


圖 11-6、2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鶇數量月變化。資料來源：本研究調查。

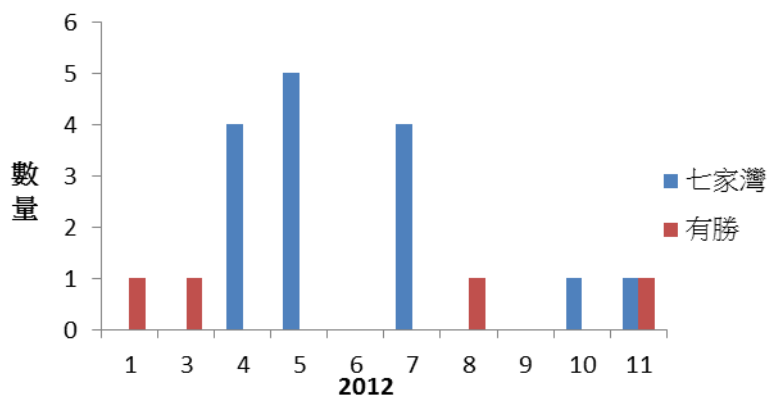


圖 11-7、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪紫嘯鶇數量變化。資料來源：本研究調查。

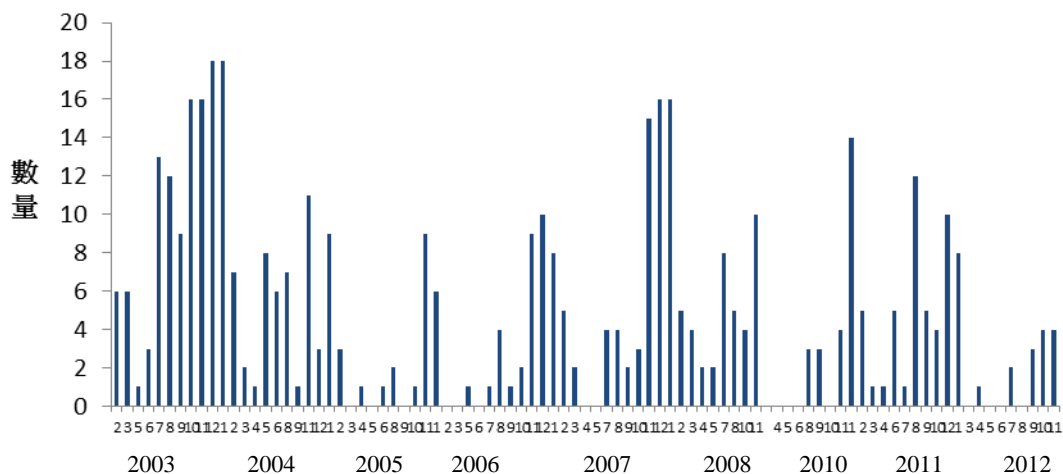


圖 11-8、2003 年 2 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的小剪尾數量月變化。資料來源：本研究調查。

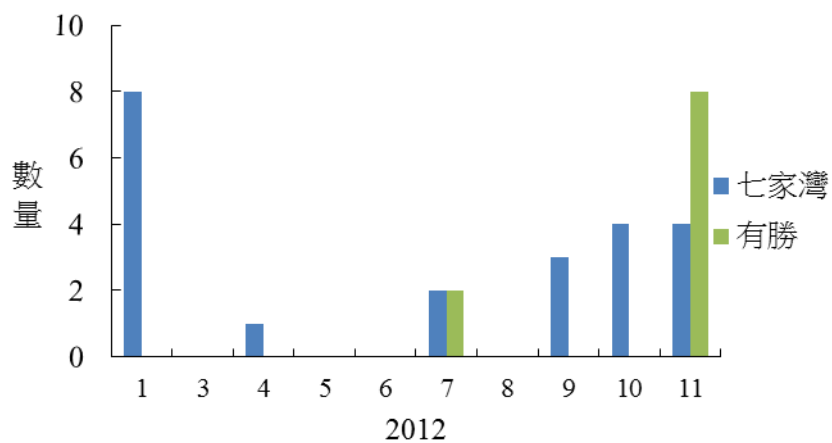


圖 11-9、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪小剪尾數量變化。資料來源：本研究調查。

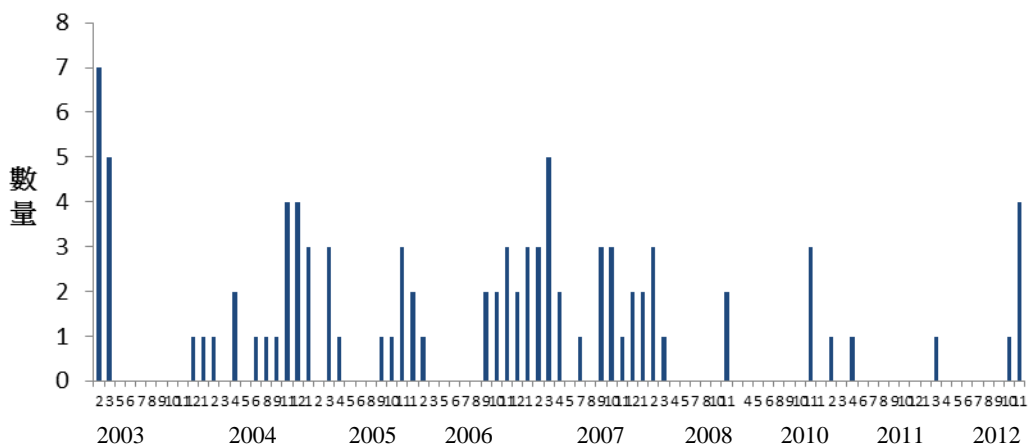


圖 11-10、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的綠蓑鷺數量月變化。資料來源：本研究調查。

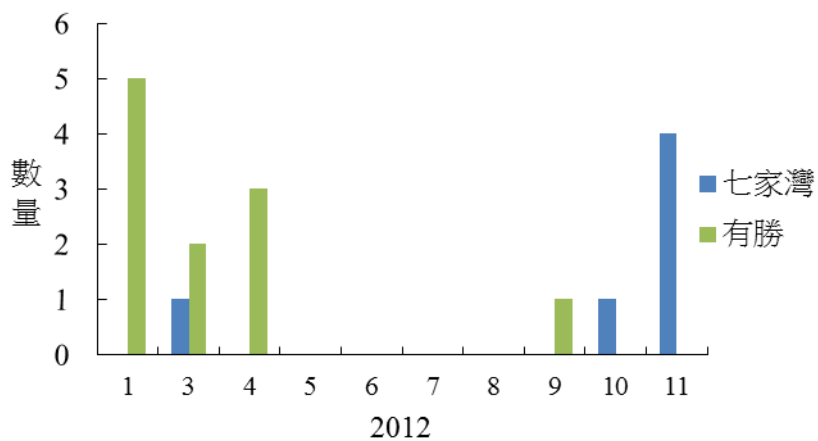


圖 11-11、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪綠蓑鷺數量變化。資料來源：本研究調查。

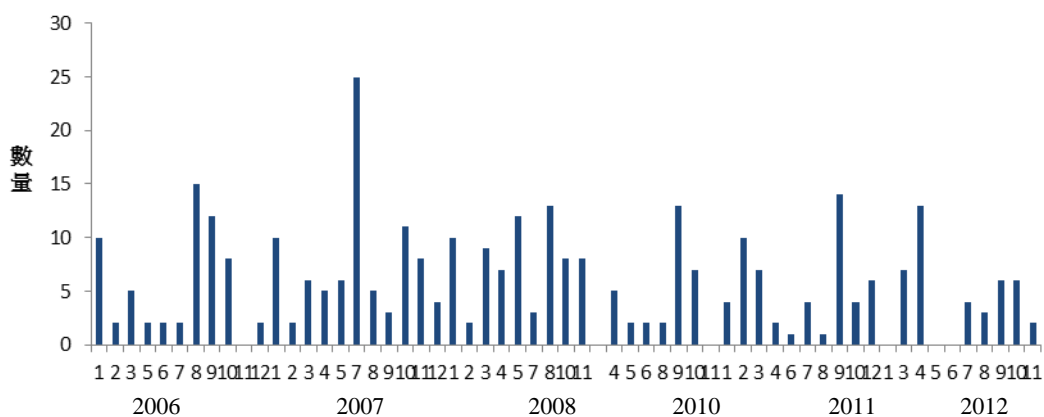


圖 11-12、2006 年 1 月-2008 年 11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鴛鴦數量月變化。資料來源：本研究調查。

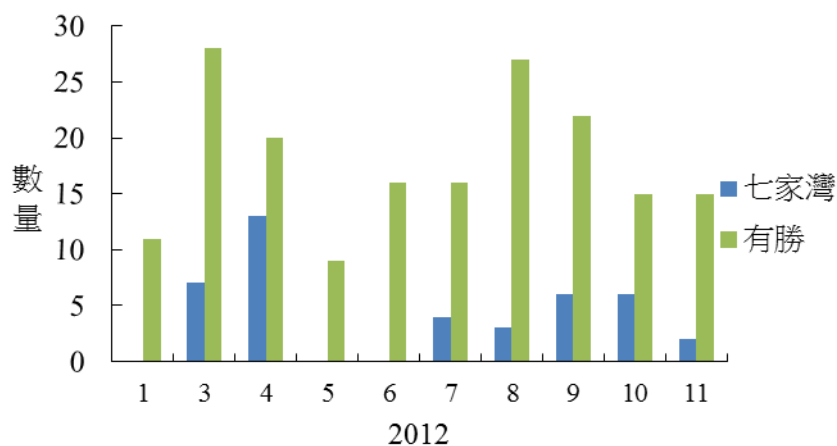


圖 11-13、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪鴛鴦數量變化。資料來源：本研究調查。

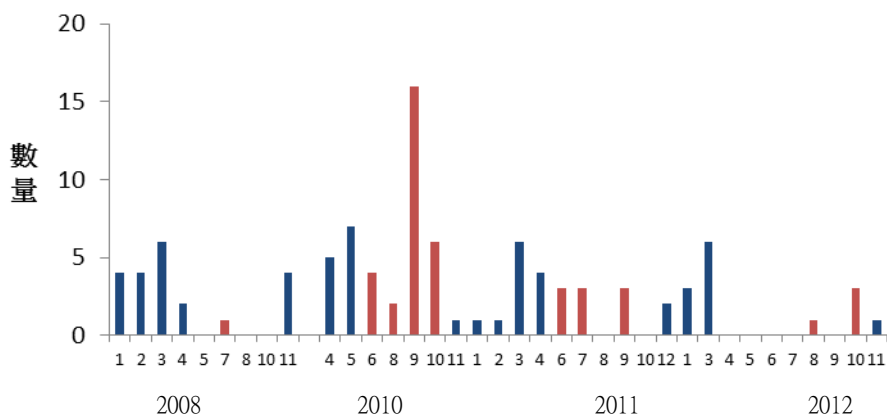


圖 11-14、2008 年 2-11 月及 2010 年 4 月-2012 年 11 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的白鵠鴿數量月變化。資料來源：本研究調查。

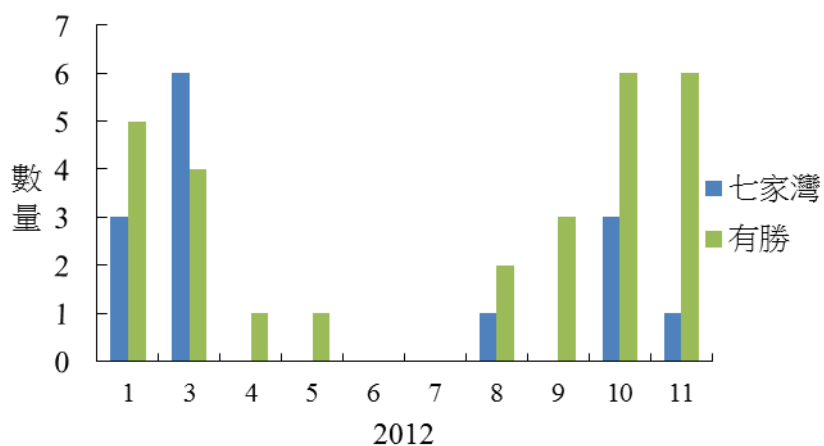


圖 11-15、2012 年 1-11 月七家灣溪(含高山溪)和有勝溪白鵠鴿數量變化。資料來源：本研究調查。

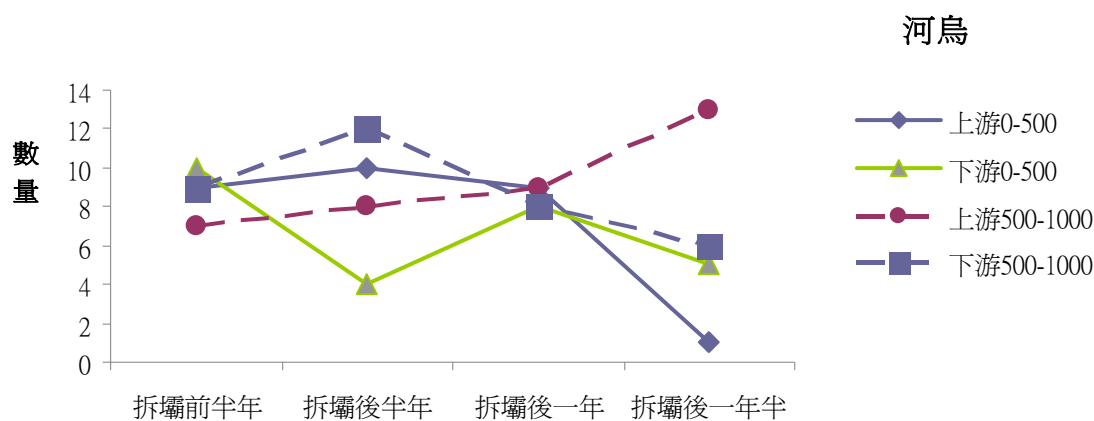


圖 11-16、河鳥在拆壩前(2011 年 1-4 月)、拆壩後(2011 年 6-9 月)、2012 上半年(1-5 月)和 2012 下半年(7-10 月)上下游總數量變化。

資料來源：本研究調查。

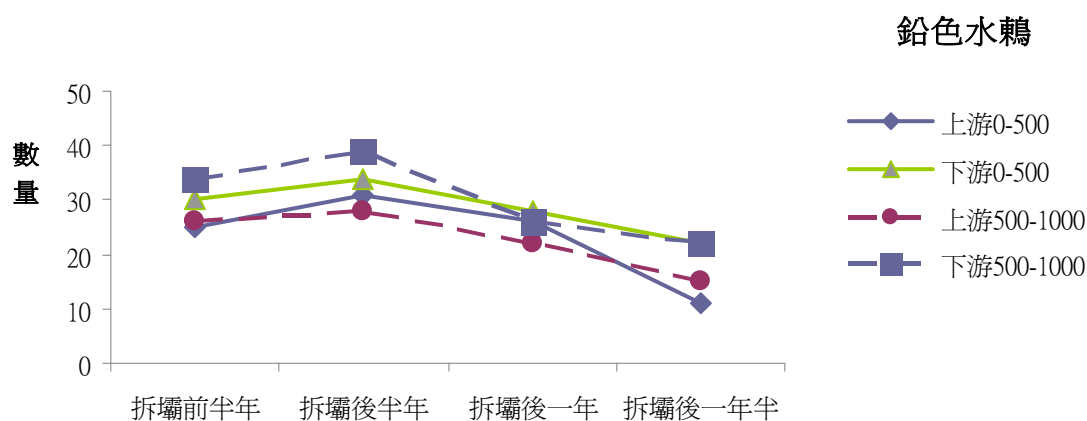


圖 11-17、鉛色水鵝在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)上下游總數量變化。

資料來源：本研究調查。

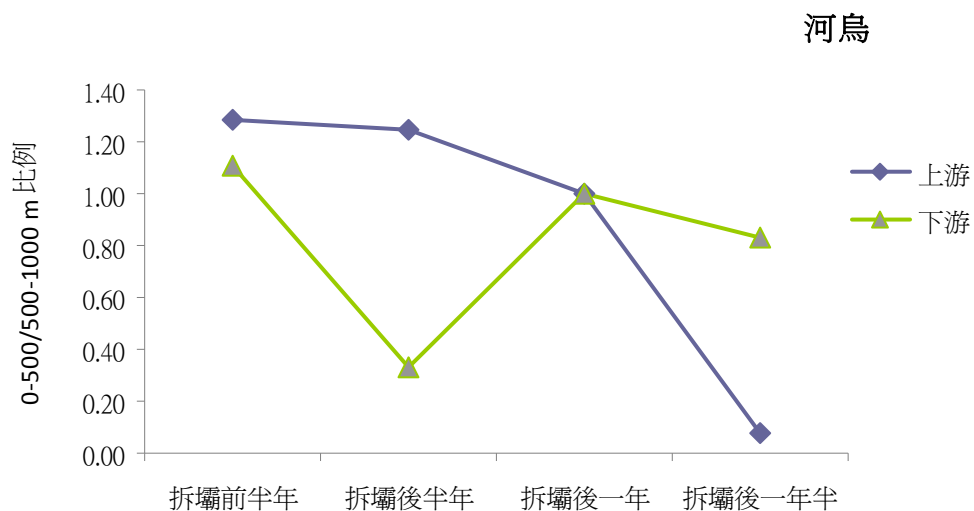


圖 11-18、河鳥在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)的上下游的數量比值變化。
資料來源：本研究調查。

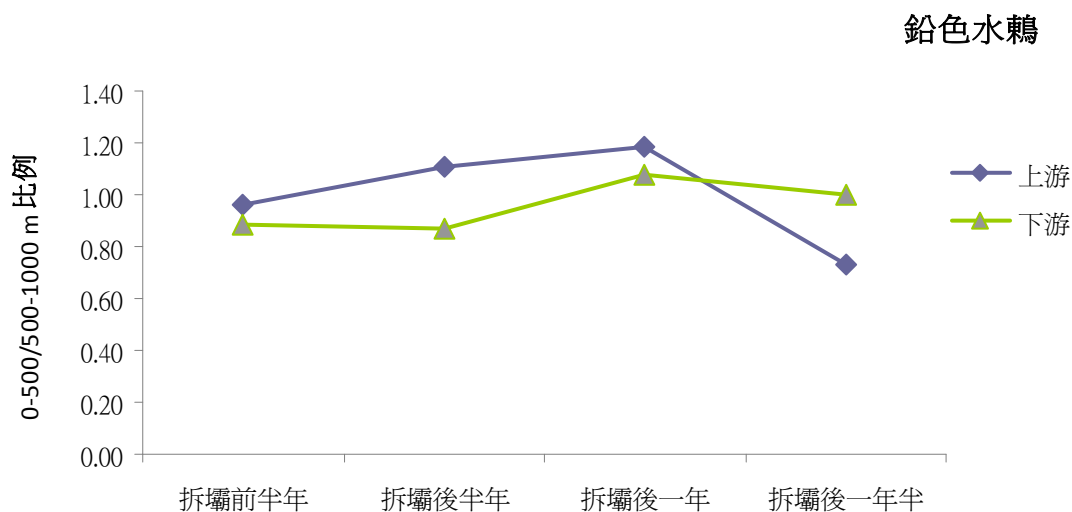


圖 11-19、鉛色水鵝在拆壩前半年(2011 年 1-4 月)、拆壩後半年(2011 年 6-9 月)、拆壩後一年(1-5 月)和拆壩後一年半(7-10 月)上下游的數量比值變化。
資料來源：本研究調查。



2011年3月22日拆壩前



2011年6月10日拆壩後



2012年1月28日



2012年4月1日

圖 11-20、河烏二號巢在去年拆壩前後和今年的巢位離水高度比較。
資料來源：本研究調查。

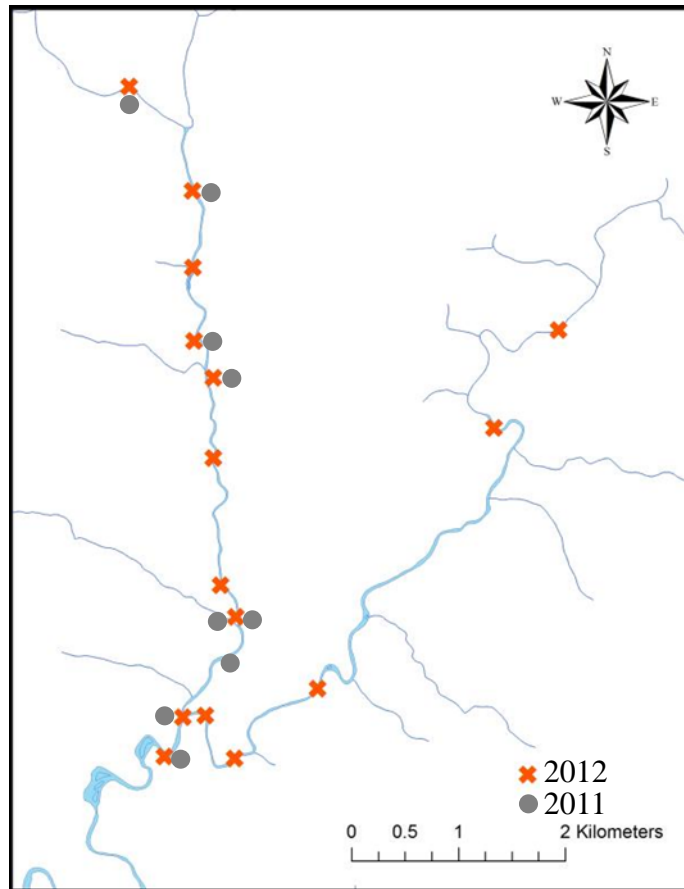


圖 11-21、2011 和 2012 年七家灣溪和有勝溪河鳥巢位示意圖(2011 年未調查有勝溪)。資料來源：本研究調查。

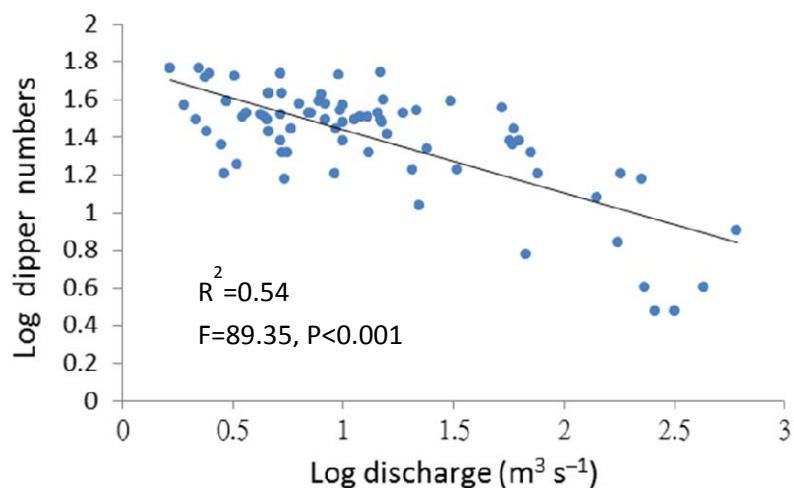


圖 11-22、2003-2011 年七家灣溪每月河烏數量和前月最大溪水流量關係圖
資料來源：本研究調查。

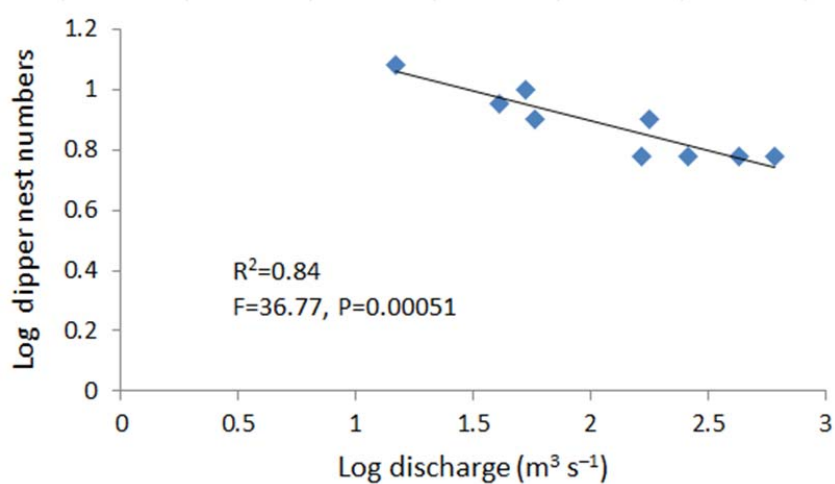


圖 11-23、2003-2012 七家灣溪河烏巢數和前一年最大洪水流量關係圖
資料來源：本研究調查。

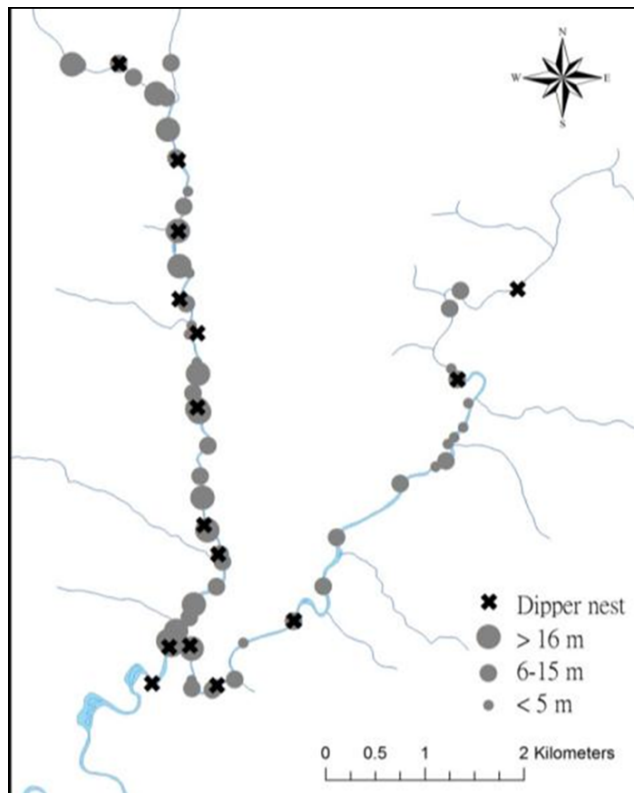


圖 11-24、七家灣溪和有勝溪岩壁和 2012 年巢位分布圖
資料來源：本研究調查。

第十二章 生態資料庫建構

邵廣昭、林永昌

中央研究院生物多樣性中心

摘要

關鍵詞：達爾文核心欄位, Darwin Core Archieve, 生態調查資料, IPT

一、研究緣起

武陵地區過去雖然有一些零星的生態調查，很可惜的是，大部分的生態調查資料，都沒有數位化建檔保存或上網供查詢，有鑑於此，本計畫將配合目前國科會、農委會漁業署、農委會林務局及農委會特生中心正在推動或執行的『台灣生物多樣性資料庫及資訊網』(TaiBNET 與 TaiBIF)、『漁業署海域生態資料庫』、及『東沙生態資源基礎調查研究計畫』等計畫所蒐集之資料，加以整合、數位化建檔及上網。

二、研究方法及過程

武陵地區長期生態監測暨生態模式建立計畫，所收集之原始生態調查資料，採用中央研究院生物多樣性研究中心設計的『簡便通用生態調查資料格式』，作為本計畫原始生態調查資料的格式。所有的資料分別轉換成 XML 文件，以利後續的整合、保存及資料交換，並同步匯入中央研究生物多樣性中心的資料發佈站(Integrated Publishing Toolkit)，轉換成 Darwin Core Archieve 格式 (內含 Ecological Metadata Language 格式)，以利資料分析運用。

三、重要發現

本年度收集水生昆蟲資料 1149 筆、水質資料 60 筆、藻類資料 906 筆，鳥類資料 86 筆，植物資料 4274 筆，魚類資料 276 筆、兩棲類資料 32 筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 83031

筆(涵蓋 16 綱 103 目 422 科 911 種生物物種)，水體環境資料共 2635 筆(包括水質、硝酸鹽、基本元素通量)，藻類與有機碎屑調查記錄共 3638 筆，環境溫度監測資料 9136 筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)以及河川流量模擬推估資料 1369 筆。

四、 主要建議事項

(一) 立即可行建議

為因應資料長期保存及國際資料交換的需求，調查資料應以國際通用的 XML 格式保存。

(二) 中長期建議

目前國際上正在推行使用 IPT 整合生物多樣性原始調查資訊，未來應注意其發展，以適時跟上國際腳步。

ABSTRACT

Keywords: Darwin Core, raw data, Ecological Investigation Data, LSID

The data formats for collecting raw data of the project “The Long Term Ecological Monitoring and Ecological Model Establishment for Wulin Area” adopts “the Common Ecological Investigation Data Format” designed by the Research Center for Biodiversity Academia Sinica on the basis of Darwin Core 2.0 and ABCD Schema, the common formats in the worldwide, with some modifications for the requirement of chinese language we use.

For the need and the convenience to exchange data internationally, the data in the project are recorded in XML format which is also internationally adopted. In addition, to compensate the need for information searching and presentation, the relevant databases were established at the same time. Currently, partial raw investigation data has been preserved digitized and is available online (<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>). The project sponsors and data providers as well as the general public are welcomed to inquire and download the data as they need.

Immediately feasible suggestion:

To meet the need of data long period preserving and international data exchange, investigating data should use XML format.

Medium long-term suggestion:

Currently, IPT is promoting by many international biodiversity institute, we should still notice its development in the future, and keep up with the international step.

一、前言

「生物多樣性資訊學」中包括生態分佈資訊之資料，此等資料之搜集、建置與整合之理論，技術與實作又被歸為「生態資訊學」之範疇。生態分佈資料又包括標本採集或觀測（僅做紀錄並未採集標本）兩類不同的時間與空間的分佈資料，也是生物學領域中探討生物地理分佈、擴散、群聚或生態系變遷之機制、陸域與海域環境影響評估、資源或生態之保育、利用、經營管理等等非常重要之基本資料。台灣之生態調查研究計畫甚多，每年政府所投入之調查經費龐大，但因過去缺乏各機關、各領域或各資料庫間之橫向聯絡與整合，故各資料庫建置之方式、設定之欄位格式、所使用之 GIS 或資料庫管理系統及資料公開之程度等亦多不一致，以致於目前國內之生態分佈資料庫仍多屬各自為政之狀態，所造成資源之重疊浪費、資料之散失及未來整合之困難度將日益嚴重。

武陵地區過去雖然有一些零星的生態調查，很可惜的是，大部分的生態調查資料，都沒有數位化建檔保存或上網供查詢，有鑑於此，本計畫將配合目前國科會、農委會漁業署、農委會林務局及農委會特生中心正在推動或執行的『台灣生物多樣性資料庫及資訊網』(TaiBNET 與 TaiBIF)、『漁業署海域生態資料庫』、及『東沙生態資源基礎調查研究計畫』等計畫所蒐集之資料，加以整合、數位化建檔及上網，此亦為行政院『生物多樣性推動方案』中所要求達成的，整合全國生物多樣性資訊的首要任務。

二、材料及方法

武陵地區長期生態監測暨生態模式建立計畫，所收集之原始生態調查資料，包括鳥類、魚類、兩生爬蟲類、無脊椎動物、陸棲昆蟲、水棲昆蟲、植物以及水文、棲地、水質等資料，涵蓋多種生物類別及多種資料型態，經過各類別的研究人員討論後，決定採用農委會漁業署於 2005 頒佈的『通用生態調查資料格式』，作為本計畫原始生態調查資料的格式，農委會漁業署及經濟部環保署已於 2005 年起推行於漁業署及環保署所委辦的各個生態研究計畫，作為共通的生態調查資料格式。

『通用生態調查資料格式』為中央研究院生物多樣性研究中心所設計，主要以國際通用的達爾文核心欄位（Darwin Core 2.0）及 ABCD Schema 為基礎，並配合中文資料的需求，作適度的修改，該資料格式提供多種資料提供方法及介面，包括 Excel, Access, XML, 及網路線上輸入等方法，供生態調查者選擇使用，目前絕大多數的生態調查者都採用 Excel 格式提供資料，再由資訊人員負責後端資訊格式的轉換工作。

為因應國際資料交換的需求，本計畫收集的資料，主要以國際通用的 XML 格式為主，此外為配合網站資料查詢及資料呈現的需求，也同步建立關聯式資料庫，供一般使用者使用，並同步匯入中央研究生物多樣性中心的資料發佈站(Integrated Publishing Toolkit)，轉換成 Darwin Core Archive 格式（內含 Ecological Metadata Language 格式），以利資料分析運用。

三、結果

(一) 持續利用通用生態調查資料格式整合調查資料，依照 Darwincore 整理成 xml 檔案且同步建立 MDB 關連式資料庫，本年度收集水生昆蟲資料 1149 筆、水質資料 60 筆、藻類資料 906 筆，鳥類資料 86 筆，植物資料 4274 筆，魚類資料 276 筆、兩棲類資料 32 筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 83031 筆(涵蓋 16 綱 103 目 422 科 911 種生物物種)，水體環境資料共 2635 筆(包括水質、硝酸鹽、基本元素通量)，藻類與有機碎屑調查記錄共 3638 筆，環境溫度監測資料 9136 筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)以及河川流量模擬推估資料 1369 筆。所有調查資料，均上網供使用者查詢，網址：<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>，使用者可使用以下任一種方法查詢。

1. 由地圖查資料：

提供武陵地區手繪地圖，使用者可直接點選地圖上的調查點，查得該點的調查資料。反之亦可由調查資料，查得該調查點的地圖。

2. 由生物分類階層查得資料

將此次計畫調查到的所有物種，依照生物分類階層，排序，供使用者點選查詢詳細資料，亦可反查調查點的地圖。

3. 由調查記錄清單查得資料

將此次計畫收集到所有資料，逐筆列出，並提供多種排序選擇，供使用者點選查詢單筆詳細資料，亦可反查調查點的地圖。

4. 由子計畫生物類別查詢資料

可單獨列出個別子計畫生物類別的資料及調查點，供使用者點選查詢詳細資料，亦可反查調查點的地圖。

(二) 每筆資料均賦于全球唯一識別碼

使用 TDWG (Biodiversity Information Standards) 推行的 LSID (Life Science Identifiers)，作為全球唯一識別碼 (Globally Unique Identifier)，以利資訊交流，LSID 格式如圖 12-4。

依照 LSID 格式，本計畫建立的資料使用

「urn:lsid:wlterm.biodiv.sinica.edu.tw:observation:」加資料流水號，作為全球唯一識別碼。

四、討論與結論

- (一) 網站及資料庫已全部改為 PHP+MySQL+UTF-8。
- (二) 使用 LSID 作為全球唯一識別碼，已確定可行，唯當初規劃以 LSID 為工具整合資料的願景，尚未實現。

五、研究成果與建議

- (一) 本計畫收集的原始生態調查資料，將以 XML 及資料庫及 Drawin Core Archive 三種格式燒錄至光碟，提供委辦單位雪霸國家管理處永久保存，或整合入管理處的網頁上，此外，亦可與國家生物多樣性入口網 TaiBIF 整合，使用者也可以使用 TaiBIF 網站提供的 GIS 系統，依地點查詢到本計畫各測站的物種，也可以由物種學名，依物種查詢該物種的分佈地點(保留敏感性保育類物種之分佈資料)。
- (二) 後續的調查計畫，將持續增補資料，以發揮建置此網站及資料的目的，亦可提供解說教育及分區規劃、經營管理之用。

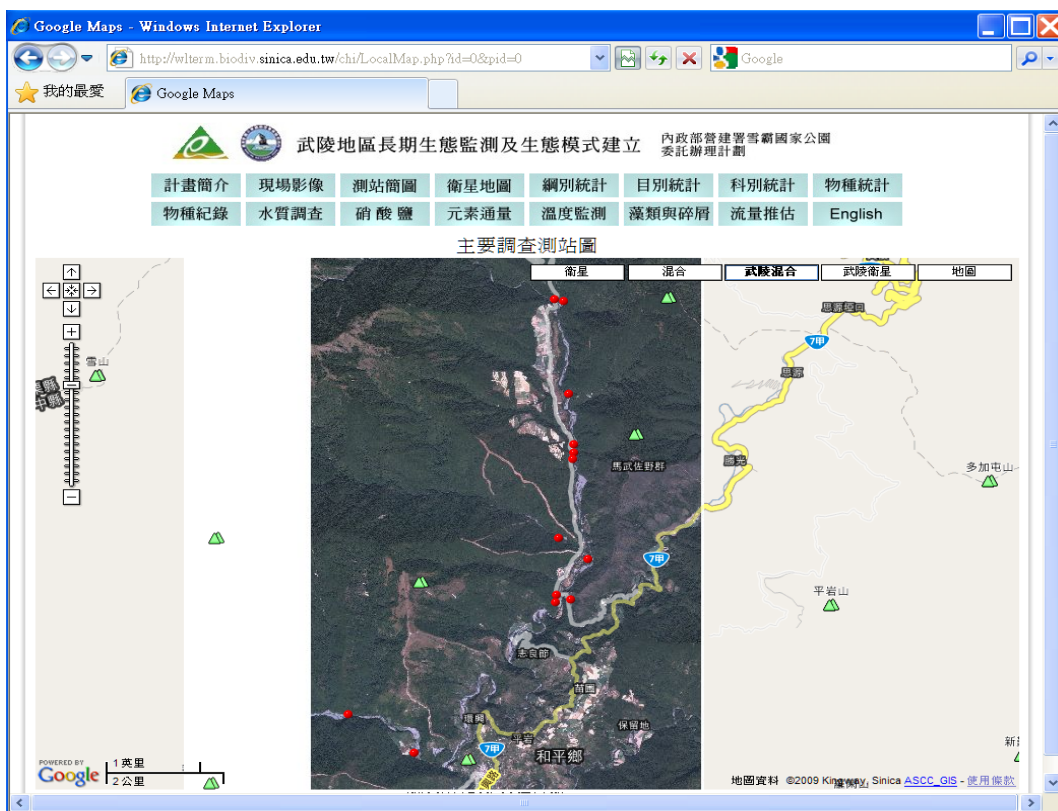


圖 12-1 武陵衛星影像全圖 (含 13 個測站)

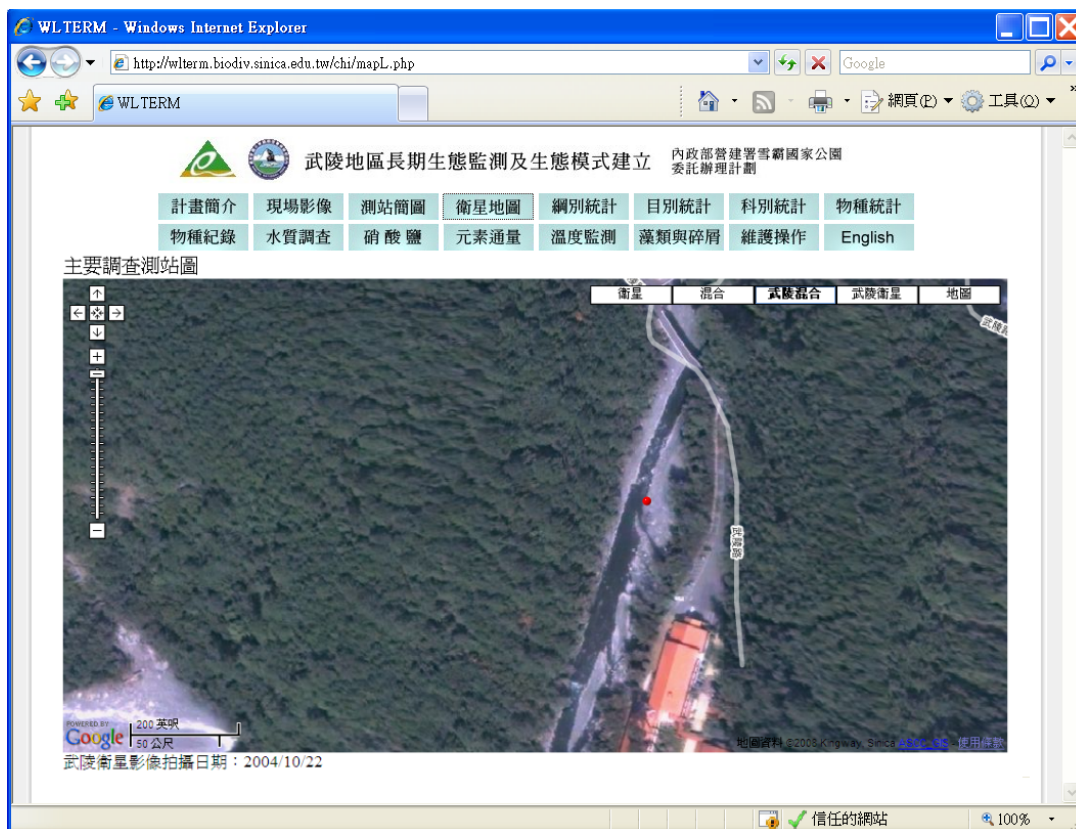


圖 12-2 武陵衛星影像高解析影像(迎賓橋)

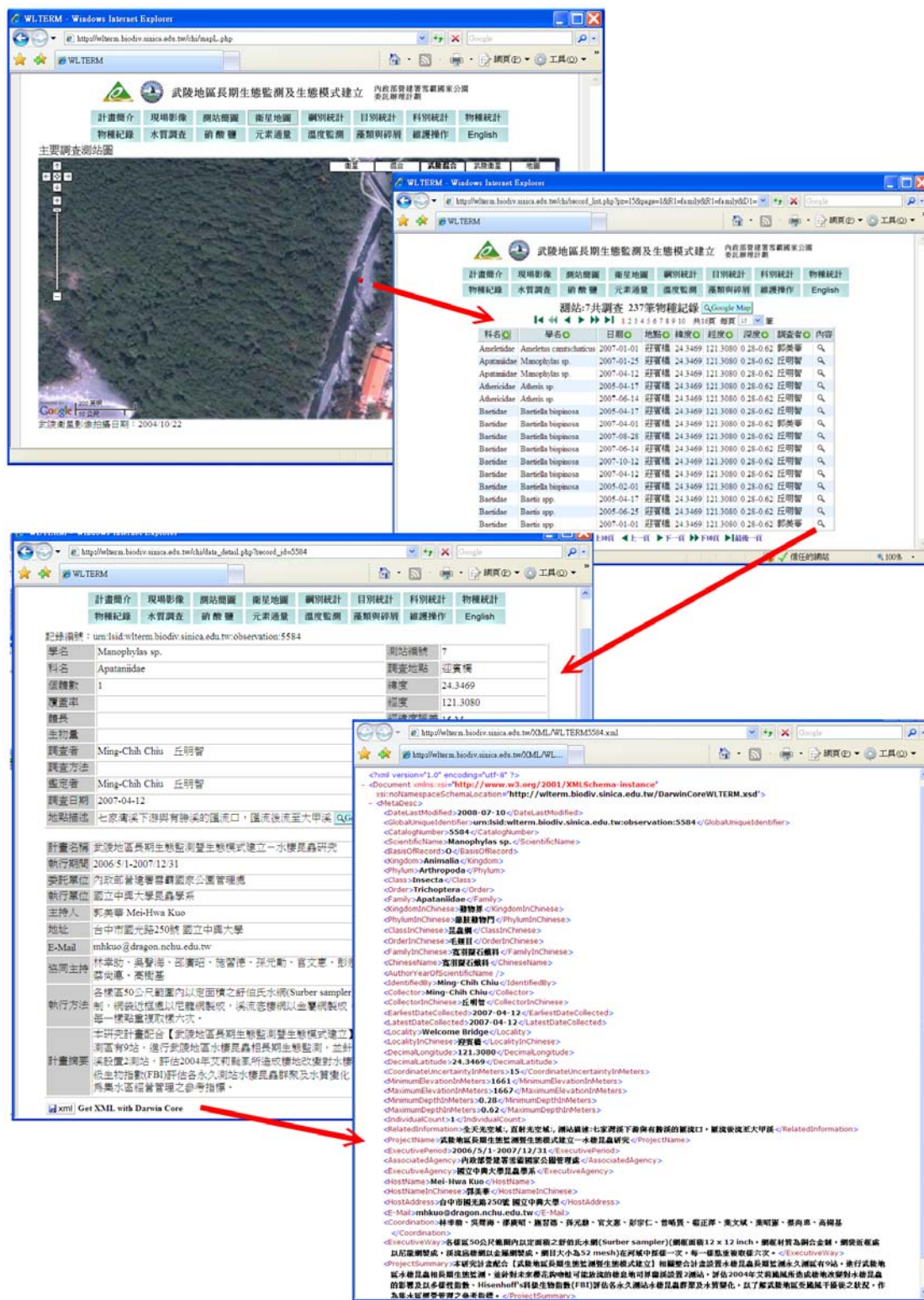


圖 12-3 由衛星影像查詢調查資料操作範例

圖片來源：<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>

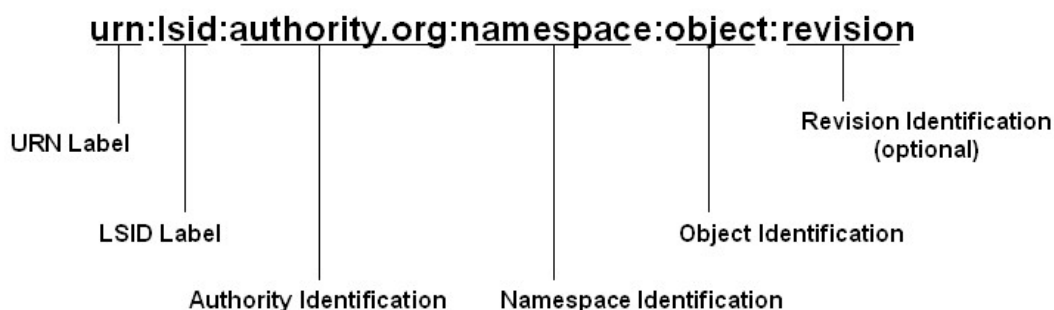


圖 12-4 LSID 格式

圖片來源：<http://www.tdwg.org/>

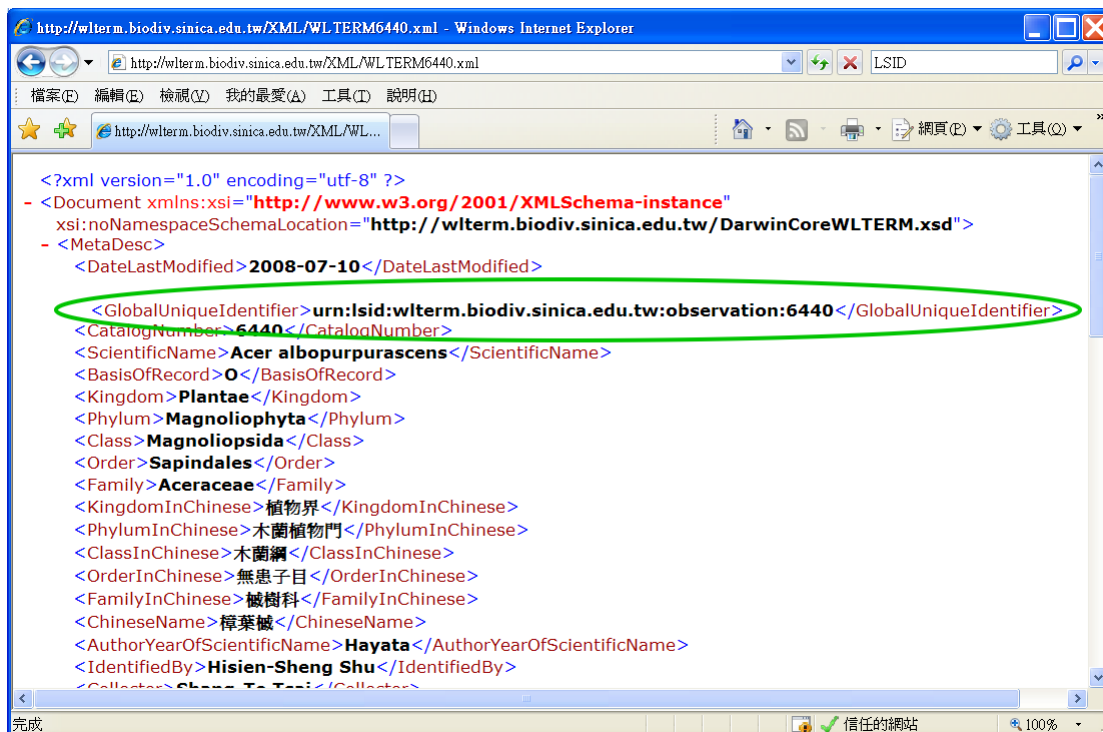


圖 12-5 武陵資料 LSID 範例

圖片來源：<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>

附錄一

「武陵地區溪流生態系復育監測與研究」案期中簡報會議紀錄

壹、開會時間：101年6月28日（星期四）上午9時30分

貳、開會地點：雪霸國家公園管理處第2視聽室

參、主持人：林處長青

記錄：蕭明堂

肆、出席單位及人員：

受託單位：中興大學林幸助教授、楊正澤教授、郭美華副教授、吳聲海副教授、清華大學曾晴賢教授、屏東科技大學孫元勳教授、逢甲大學葉昭憲副教授、環球科技大學蔡尚惠助理教授、中央研究員林永昌工程師、明志科技大學官文惠副教授、元培科技大學林驚喜助理教授

外聘審查專家學者：臺南大學王一匡助理教授、行政院農業委員會特有生物研究保育中心 莊明德副研究員、行政院農業委員會林業試驗所 趙榮台博士、臺灣大學李玲玲教授

德基水庫集水區管理委員會：黃俊耀

臺中市政府：陳英淙、魏慧雯

雪霸國家公園管理處：林青處長、于淑芬課長、邱滄明課長、張美瓊課長、廖林彥主任、張燕玲、詹育華、廖美琇、俞錚線、潘振彰、謝耿洲、王榮光、傅國銘、宋宜玲、劉惠芳

其他人員：洪孝宇、郭偉承、王昭賢、張家豪、陳博璋、胡維娟、黃彥霖、莊怡麗、郭家暢、黃筱芬、張顥嚴、林良瑾、陳彥谷、張文宏、王怡蓁、

伍、討論：

SECTION I

（一）廖林彥主任發言：

1. 本處過去曾改善高山溪壩體，去年又改善七家灣溪一號壩，由成果看起來都為成功的案例，今年經過兩個星期前的大雨後，改善後的狀況仍然不錯。展望未來，有勝溪有一個壩連接七家灣溪，司界蘭溪有一個壩連

接大甲溪，前者較像高山溪，河道較窄，後者則較像七家灣溪，河道較寬。未來管理處若規劃改善這兩座壩體，應如何考量崩坍的問題？

2. 由過去的經驗預測，未來司界蘭溪的壩體改善後，能否改善底質顆粒，提供放流鮭魚合適的棲息環境？

葉昭憲副教授回應：

1. 基本上防砂壩都設置在岩盤附近，所以天然環境算不錯，但每個壩體都有其獨特性，需個別檢視。有勝溪的壩體改善需要考量是否影響武陵農場收費亭的路基掏刷，預期影響會比高山溪及七家灣溪來得大。司界蘭溪壩體的改善對路基影響較小，但改善後對鮭魚的助益可能也較小。
2. 除壩體改善外，可思考有無其他的河川復舊工程能幫助河川底質的改善，不過，如果壩體還在，其他棲地改善工程的成效也是有限。

(二) 莊明德副研究員發言：

1. 整體計畫部分，建議增加研究流程圖及工作進度表，並說明各子計畫研究內容及成果呈現間之關連性。
2. 建議於第一章「資料整合」部分，將各子計畫之工作範圍及調查樣區，以圖表呈現，以利對整體計畫之瞭解。
3. 各子計畫調查工作應予整合，環境因子與生物之調查時間應一致，類似調查項目(如河道測量)應可統一辦理。
4. 物理棲地部分，p3-5 依 Leopold(1969)棲地分類有 6 類，但表 3-19~3-26 結果只有 4 種棲地分類？Leopold(1969)未列參考文獻？
5. 物理棲地部分，棲地分類為何使用 Leopold(1969)棲地分類？所列參考文獻 Jowett(1997)亦有提出以 Froude 之棲地分類；另 Reuter(2003)亦有提出以 Froude 之棲地分類。
6. 物理棲地部分，p3.7、p3.9 棲地分類「淺灘」？應為「淺瀨」；又緩流應為「glide」。
7. 物理棲地部分，表 3-19~3-26 棲地分類統計，請加入河川流量。
8. 物理棲地部分，p3-17 表 3-9 底質分類應為 Platts(1983)提出，資料來源請加註。
9. 物理棲地部分，段落排版有許多空白，請修正。
10. 泥沙監測部分，p.5-34 圖 5-15 流況棲地分類(6 種)之依據為何？是否有將底質納入棲地分類，如汪(2000)？
11. 泥沙監測部分，流況棲地分類成果建議與物理棲地計畫相整合。

(三) 王一匡助理教授發言：梅雨後一號壩上下游的物理棲地是否有明顯變化？
葉昭憲副教授回應：推測上游可能的影響包括向源侵蝕、下刷等，下游的變動預期較小。待六月底的調查工作完成後，將可進一步確認近期颱風的影響。

(四) 于淑芬課長發言：

1. 在梅雨、颱風季節對輸砂量的影響為何？
2. 拆壩後下游的底質顆粒應是變大，但比較高山溪 2011 年二月跟今年二月底質，兩者間的差異原因為何？請補充敘明。

郭偉承先生回應：有關輸砂量部分，今年度的全段面河段面繪製是在 2 月，所以颱風及梅雨的影響需等七月份再次調查後才能確認。

葉昭憲副教授回應：2011 年與本年度物理棲地的變化，將再次確認後補充敘明。

SECTION II

(一) 莊明德副研究員發言：

1. 建議由過去對臺灣鈎吻鮭棲地生態調查研究成果，建立臺灣鈎吻鮭棲地適合度曲線(Habitat suitable Curve, HSC)，以利河川棲地復育之指標。
2. 拆壩後原有棲地分布改變，如深潭消失(p10-17)變為淺瀨，棲地分布改變對指標物種可利用棲地面積之影響？
3. 濱岸植群部分，壩體改善後新增河岸地面積，對植群拓植範圍的影響為何？

曾晴賢教授回應：壩體改善後，魚群回到主流，使得這些過去認為對族群貢獻小的魚群，如今可以上溯，而原本在下游的苦花受水溫的限制，也只能上溯到觀魚臺。今年鮭魚幼魚的量較少，可能和去年繁殖季的水溫較往年高 2.5 度有關，但壩體的改善使得魚類可以到更上游。只要河道中的巨石仍存在，就能形成回流潭，讓魚類再利用。

蔡尚惠助理教授回應：從去年壩體改善完成至今，只有 150 公分的澤蘭拓植，對照國外的研究，這樣的拓植速度算是相當快的，一旦有較多植群拓植後，將會進行進一步量化。

(二) 王一匡助理教授發言：

1. 100 年水質的磷酸鹽比前幾年高，可能的原因為何？

2. 山溝水的氮含量相當高，是否有某處污水輸入？
3. 是否進行污染物及農藥殘留的監測？
4. 回收農地的植被目前以外來歸化種為優勢，文獻上是否提到這些種類的生態影響及如何防範的對策，另外回收農地植栽的部分有無經營管理建議？

官文惠副教授回應：有關 100 年水質的磷酸鹽較高的問題，目前無法得知原因，推測可能與該年水溫較高有關，水溫提高會促進微生物分解，並產生更多的營養鹽。另外，硝酸鹽濃度在山溝水較高，可能與上游的露營區人為活動有關，去年武陵農場設置化糞池後，硝酸鹽濃度已穩定在某一水準。

林幸助教授回應：過去曾進行幾種常見農業及環境荷爾蒙的檢測，但幾乎都沒測到，拆壩後原本蓄積在壩體的沈積物會釋放出來，或許可考慮未來再次進行相關檢測。

蔡尚惠助理教授回應：回收農地的經營管理，未來可考量種植防火樹種或做科學性的植物演替試驗，目前回收農地的植群現況已大致掌握，八月份將會調查回收地旁的次生林組成，做為未來植栽樹種的參考。

(三) 于淑芬課長發言：

1. 報告書 p4-42，有關山溝水、排水溝硝酸鹽及硫酸鹽濃度之敘述互相矛盾，是否有誤？
2. 本處過去回收農地 8.1 公頃後，3 塊地種楓香，但為何在植群調查的結果中沒出現，請補充敘明。

官文惠副教授回應：文字斷句有誤，將會更正，文意為山溝水與人類排泄物有關，不是地質地層的影響。

蔡尚惠助理教授回應：在設置樣區中沒調查到楓香之敘述部分，主要是說明灑播的種子無法與加拿大蓬與大扁雀麥競爭，楓香的資訊會再補充說明。

(四) 林青處長發言：

1. 由監測結果來看，有勝溪的水質較七家灣溪差，若能劃入國家公園的範圍，積極進行經營管理，對於鮭魚的存續有正面效益，未來本處二次通盤檢討擴大園區尚需請各位老師協助支持。
2. 有關露營區人為活動造成山溝水水質營養鹽濃度高部分，本處將再與武陵農場協調。
3. 有關各位委員及本處同仁提出之建議，請各位老師納入修正之參考。

SECTION III&IV

(一) 廖林彥主任發言：

1. 過去武陵地區沒有出現叮咬人的蚊蟲，但在 2010 年卻有蚊蟲的大發生，是否為氣候變遷所造成？如何因應面對。
2. 有關蝌蚪流速的試驗，不同受質的摩擦力應不同，研究試驗以壓克力為吸附的材質，和野外的石頭不同，應如何校正？不同體型個體的耐受力應該也不同？

林鶯熹助理教授回應：小黑蚊的主要傳播途徑為人類交通工具的傳播，現在全省只剩臺東沒有小黑蚊的出現，在武陵出現的蚊蟲非小黑蚊，而是庫蠓之類的物種，其主要以動物血源為主，建議個人可穿長袖長褲來保護，防治需要整個區域性防治，在武陵地區較不可行。

吳聲海教授回應：蝌蚪是用嘴巴吸附的能力來抗流速，而非用尾鰭，目前試驗使用的個體體型均相當，以減少體型的差異。

(二) 于淑芬課長發言：拆壩後水蟲的數量已恢復，但種類組成是否有不同？

郭美華副教授回應：今年二月水蟲數量恢復的種類主要是小型的物種，大型的物種的數量尚未增加。

(三) 李玲玲教授發言：

1. 本計畫為整合性研究，每個計畫都有歷年的監測資料，建議期末報告時應加上歷年的變化趨勢，拆壩後壩上壩下的變化等，使整體呈現上有一致性。
2. 本計畫已持續多年，監測資料的類別、納入資料庫的項目是否穩定？
3. 簡報中已確定未來的監測項目及頻度，那麼監測的方式是否確定？
4. 河流的物理特性改變是否有益於生物的生存？長遠預期的影響為何？要明白這些預期影響所需的監測項目是否納入目前的監測工作中？
5. 水量是主要的影響問題，但我們無法控制颱風，現在七家灣溪是否還有工程可以增加河流的穩定度？
6. 水棲昆蟲部分，季節、流量、底質的影響同時也會影響水棲昆蟲變化，比較關鍵的因素為何？
7. 陸棲昆蟲與溪流生態系的關聯點為何？為雙翅目嗎？陸棲昆蟲及兩棲類的監測與整體計畫的關連性均需要再加強。
8. 鳥類的部分，目前看到的結果都是相關性的推測，是否有更明確的證據

支持拆壩後對鳥類族群的影響，例如領域的限制。

林幸助教授回應：

1. 若檢視歷年的資料，可發現拆壩的影響如同一場大雨的干擾程度，期末會把資料一併呈現出來。
2. 有關監測類別與方式，目前的作業已能涵蓋整個生態系統，在陸棲昆蟲部分，原先設想拆壩後會往兩側刷深，而鮭魚 1/3 食物由陸蟲而來，所以須監測陸棲昆蟲，但陸棲昆蟲目前現在仍在調查的階段，所以選擇使用不同的採樣方法進行調查。
3. 拆壩後能增加河流的連通性，雖然一些深潭因拆壩後的淤砂而消失，但預期影響是短暫的，日後溪水會陸陸續續把淤砂往下帶。
4. 目前的監測發現水量是影響鮭魚的重要因子，若是能設置水文監測站將有助於監測工作，但實際執行上仍有許多問題需克服。

郭美華副教授回應：過去研究發現，水棲昆蟲的驅動力為流量，流量又受季節的影響，而水質、藻類及底質部分，則採用快速生物評估法評估，均屬於無損害的層級，武陵溪流的狀況遠遠比平地的環境優良，當中有勝溪算是較差的環境。

(四) 趙榮台研究員發言：

1. 本計畫的重點主要為壩體改善的影響，有些項目有量化的資料，但有些項目則沒有，建議個體層級的研究不切合整個計畫方向，不需要放入。
2. 經過本計畫的監測，能否知道下一次拆壩前需要收集哪些資料，對象為何？收集資料後，在哪一個時段拆壩最理想？
3. 未來在所建議的監測樣點、項目下執行監測工作，所需經費為何？監測應該很便宜，研究才需要很花錢。
4. 水棲昆蟲部分，年初變多的原因為何？生態意義為何？為捕食者變少嗎？假若壩體改善對水棲昆蟲的影響效應為 2.5 個月，下次拆壩工作的建議時程為何？
5. 陸生昆蟲部分，目前使用的昆蟲採集方法與溪流生態系間的關聯較低，雙翅目的結果應增加量化資料的呈現、種類數量及時間軸上的變化等，提供未來資料整合使用。
6. 陸生昆蟲的同翅目科別建議修正為半翅目。
7. 兩棲爬蟲研究應著重族群及群聚的研究，而非個體層級。
8. 鳥類部分，拆壩前後的河鳥、鉛色水鴨的變化是否有統計分析，是否有

將其變化與過去長期累積的資料進行分析？

林幸助教授回應：

1. 本年度整合性計畫共 11 個子計畫，每個子計畫約 60 萬，即使做基本的監測也不夠，最理想的經費一個子計畫至少要 100 萬。
2. 去年為五月底拆壩，此時期的蝌蚪多已變成成蛙，所以壩體改善對蝌蚪的影響較小，影響程度如同一次春雨，若擔心壩體改善對鮭魚的影響，可在工程前事先將鮭魚撈起安置，以減少鮭魚族群的影響。

郭美華副教授回應：在五月底至六月期間進行壩體改善工程是不錯的時間點，因為在武陵地區的溪流，二至四月是濕季，而五月後是乾季，在乾季前許多水蟲會預先適應環境，跨到成蟲的階段，所以在這個時間點拆壩對水棲昆蟲的影響較小，選擇在乾季拆壩是較佳的。

林鶯熹助理教授回應：陸棲昆蟲不同採樣方法所得到的種類不同，期望能選擇合適的方法來監測指標物種。

吳聲海副教授回應：本年度目前未發現爬蟲類，因此期中報告無資料，而從 2004 至今，爬蟲類的數量逐漸減少；兩棲類的部分，在過去的研究中發現鮭魚可以吃成蛙與蝌蚪，但目前無法量化其重要性有多少，而成蛙及蝌蚪的數量目前也呈現逐漸的趨勢。有關蝌蚪吞砂的試驗，係因蝌蚪被大雨沖走後將影響族群的補充，並且蝌蚪在溪流中為消費者，會啃食藻類，故有其重要性，但因為數量不多而調查不易。歷年兩棲類的數量變化資料已放在紙本報告，只是未在簡報呈現。

孫元勳教授回應：相關的分析及統計會在期末報告中補充。

陸、結論：

- (一) 本計畫的成果可作為解說教育及經營管理的宣導，本次期中簡報審查原則上通過，請受託單位依據上述參考委員提出建議修正。
- (二) 本期末報告參加人員可登錄公務人員終身學習時數 6 小時。

柒、散會

附錄二

「武陵地區溪流生態系復育監測與研究」案期末簡報會議紀錄

壹、開會時間：101 年 12 月 17 日（星期一）上午 9 時 40 分

貳、開會地點：雪霸國家公園管理處第 2 視聽室

參、主持人：林處長青

記錄：蕭明堂

肆、出席單位及人員：

受託單位：中興大學林幸助教授、郭美華副教授、吳聲海副教授、清華大學曾晴賢教授、屏東科技大學孫元勳教授、逢甲大學葉昭憲副教授、中央研究員林永昌工程師、明志科技大學官文惠副教授、元培科技大學林鶯喜助理教授、成功大學王筱雯助理教授

外聘審查專家學者：東海大學 林良恭教授、臺灣師範大學 林思民助理教授、海洋大學 陳義雄教授、行政院農業委員會特有生物研究保育中心 莊明德副研究員

行政院國軍退除役官兵輔導委員會武陵農場：鄒坤暘 技師

臺中市政府：魏慧雯 技士

雪霸國家公園警察隊：蕭旭堯 小隊長、陳國訓 隊員

雪霸國家公園管理處：林青處長、鍾銘山副處長、鄭瑞昌秘書、劉金龍課長、于淑芬課長、徐志彥課長、廖林彥主任、秋振昌主任、潘振彰、傅國銘、俞錚皞、謝耿洲、楊國華、許景祺、梁秀芸、宋宜玲

其他人員：洪孝宇、張峻愿、胡維娟、黃彥霖、王慧瑜、丘明智、許博盛、莊怡麗、廖冠茵、張顥嚴、林良瑾、張文宏、王怡蓁、李峻賢

伍、討論：

SECTION I

（一）林良恭 教授發言：

1. 陸棲昆蟲的調查上，本年度研究強調以 BLT 方法進行，過去調查方法為何？如何與過去資料進行比較？
2. 蚊子棲息在暫時性水域，暫時性水域的定義為何？
3. 植群調查部分，植群著重在 8.1 公頃干擾地帶的變化，8.1 公頃的回收農

地如果理論上會變成赤楊，為何沒有？是否可提供進一步說明。

4. 兩棲爬蟲部分，目前研究蝌蚪吞砂的變化，但蝌蚪的成長過程除了砂量的影響外，是否考量其他的環境因子？生活史過程是否受到拆壩影響？
5. 鳥類的部分，本年度的變化為拆壩與颱風的綜合影響，兩個因子分別對溪流鳥類的影響又是為何？
6. 在長期的監測，是否發現鳥類受氣候變遷而增加？
7. 生態資料庫的部分，若使用上欲進行比較分析，是否有合適的操作界面？

林鶯熹助理教授回應：本計畫為 2012 年才提出 BLT 調查方法，過去以普查方式進行，在過去調查中因確認雙翅目為主要的陸生昆蟲組成，並且有庫蠓的存在，所以 2012 年才採用 BLT 調查，預期將高山地區與其他平地地區(花東、高屏地區)的調查作比較。

廖冠茵研究助理回應：為釐清造林樹種為何沒有成功存活，本計畫檢視土壤化學性質，發現回收農地的土壤介於中性，而管理處栽植的樹種也為適合當地的物種，建議未來可朝土壤菌根的方向研究。

孫元勳教授回應：

1. 2003-2010 年間，颱風後藻類及水生昆蟲變少，河鳥會隨著減少，颱風過後一個月河鳥的數量會逐漸回升，但回升的數量約為原本的六至七成；去年因為進行壩體改善，所以將資料更細分為上游及下游 500 公尺、上下游 1000 公尺。發現下游 500 公尺因泥沙淤積，河鳥的數量較少，或許拆壩對局部地區族群有影響。今年颱風過後，只有一個區段的數量回復比颱風前更多，其餘的都減少，並且壩上游 500 公尺受颱風的衝擊更勝於下游地區，需後續追蹤。
2. 由 2003 年監測至今，只有鉛色水鶉的數量逐漸增加，如果是暖化效應，應該所有的鳥種都上升。

林永昌工程師回應：如何應用由生物學家提出需求，由系統管理員協助來萃取資料。

(二) 林思民 助理教授：

1. 一般昆蟲調查的圖表呈現，以蟲的隻數為單位，報告書中圓餅圖的單位為何？物種？數量或生物量？
2. 植被調查部分，有些圖片是順光，有些圖片是逆光，建議拍攝時間可以統一。

3. P6-109，濱岸的植物演替到最後都是台灣赤楊林，但從五節芒到赤楊林之間，是否有過度帶？
4. 兩爬部分做含砂量與蝌蚪的實驗，蝌蚪成長牽涉到許多因子，是否均已考量，實驗設計的樣本數如何計算？
5. 兩爬調查部分，報告書上的表如蝌蚪密度、蛙類密度如何計算而得，建議可再敘明，理論上密度應該為數量除以面積。
6. 兩爬調查部分，目前資料未提到爬蟲類調查，原因為何？
7. 鳥類的部分適合做長期監控，然而當颱風影響大於拆壩時，就很難看出拆壩的影響，是否可與有颱風干擾但無拆壩的地區進行比較分析，以釐清颱風的影響與拆壩的影響各為何？
8. 目前資料為長期的監控，較缺少實驗性質的操作，建議未來可增加科學性的議題的探討。

林鶯熹助理教授回應：陸生昆蟲的百分比以隻為單位，鑑定到目。

廖冠茵研究助理回應：植被演替圖是依時間來畫出，在同一時期，依據需光亮分成兩群，兩群分別為朝赤楊林的方向演替。五節芒到赤楊林中間應該有一個過度帶，這個過度時期有赤楊的小苗，但非優勢種。

吳聲海副教授回應：

1. 七家灣溪嚴格說起來為一個研究樣本，雖然可在不同地點進行，但因水流快，能做的有限，目前研究主要為比較颱風前後、拆壩前後的影響。所操作的蝌蚪吞砂實驗，分別設置有提供砂及無提供砂的組別各六組，沙子全烘乾加熱，再投入藻板。透過本次實驗推估去年拆壩對蝌蚪的可能影響。梭德氏赤蛙蝌蚪吞砂能有助於抗流速，但吞砂可能減緩發育，兩者為一個妥協。另外，提早變態也是一種另一種策略，蝌蚪的可塑性為未來的研究方向。
2. 近幾年爬蟲類以紅斑蛇數量最多，但紅斑蛇數量有越來越少的趨勢，本年度未捕捉到任何爬蟲類，過去標放的個體也未再捕捉到。

(三) 于淑芬 課長：

1. 報告書中，陸生昆蟲的分析以百分比表示，請將個別樣區、各別採樣方法所得的資料以數量或生物量獨立呈現出來，百分比的資料在未來無法使用。
2. 陸生昆蟲部分，圓餅圖因為印刷為黑白，報告書上難閱讀，請改善。

3. 陸蟲的分類至目，是否能進一步鑑定到科？
4. 庫蠓或蚊蟲的影響是否在所有山區都有，而數量不多，因為遊客並不會靠近七家灣溪，所以庫蠓是否會影響遊客，可再評估。
5. 有關蝌蚪的研究，目前已進行梭德氏赤蛙的吞砂研究，其他的蛙類是否也受拆壩的影響？
6. 有關 8.1 公頃的回收農地，報告書中敘明種了 9000 棵木荷、楓香，然而實際上，樹是種在鄰近地區，8.1 公頃主要進行灑種，另外少數農地有種植楓香，所種植的楓香有成功存活，但灑種未成功的原因，除可能為種子從冷凍保存拿出後，未經過處理之外，回收農地的土壤可能肥害嚴重，缺乏菌根，而使得木本植物不易存活。

林鶯熹助理教授回應：庫蠓為所有山區都會有的昆蟲，森林中主要以鳥類或畜牧為吸血的對象，人為偶爾被叮咬的對象，因為過去有遊客被叮咬的案例，所以進行進一步研究。

吳聲海副教授回應：本年度只進行梭德氏赤蛙的研究，或許未來可再做盤古蟾蜍的研究。

(四) 鐘銘山 副處長：

1. 在濱岸植群地景監測部分，於報告呈現上，建議同一月份照片排列一起，方便重點式比較。
2. 陸棲昆蟲部分，建議事項與研究主題較無關，研究的結論與建議可多與武陵溪流生態的主題契合。
3. 去年拆壩、今年有大豪雨，報告在陳述上，可加強比較過往有洪水無拆壩的資料，可以方便檢視拆壩的影響。提供後續研究的方向。

SECTION II& III

(一) 陳義雄 教授：

1. 物理棲地及泥沙模擬部分，是否可提出壩體沒拆前，浪費多少棲地無法被魚利用？包括淹沒的行水區或陡降的區域等，而在拆完壩後可增加多少棲地？
2. 水質部分，在進行山溝與排水溝的監測後，是否有處理作為？是否可量化有多少 CMS 流進溪流？枯水期時是否有更嚴苛的排放標準？

3. 水生昆蟲部分，雖然有很多水生昆蟲，但鮭魚是否有吃飽呢？推測應該還是沒有吃飽，因為台灣的櫻花鉤吻鮭比起日本的櫻花鉤吻鮭可以吃另一種共域的魚，食物資源是相對貧乏的。另外，有勝溪內昆蟲的採食者比例偏高，原因為何？
4. 颱風過後鮭魚族群的損失量約為 1/3，這個數值相較於其他河流來說並不高。請教目前合歡溪的限制因子為何？未來在復育上如何進行？
5. 能否計算七家灣溪陸源能量生產及水中能量生產的值各別為多少？
於國外研究溪流本身自產值約為三左右，由陸棲能量約為七。

葉昭憲副教授回應：若能取得櫻花鉤吻鮭的適應性曲線，就可推估拆壩後增加多少棲地，目前只有就以粗石及細石的變化比例，大概推估。

官文惠副教授回應：過去曾計算過非點源污染的排放，現在可再針對排水溝與山溝的點源污染，計算河川可以涵容的量。

郭美華副教授回應：有勝溪採食者較多的原因，一則為沒有櫻花鉤吻鮭捕食，一則為水溫較高，而有勝溪中也缺少櫻花鉤吻鮭喜歡吃的刮石者。至於鮭魚是否吃飽的問題？將會於本年度成果中，以科普文章來討論。

曾晴賢教授回應：合歡溪發現的最後一隻鮭魚為 30 年前水試所的調查記錄，因合歡溪未在雪霸的範圍內，且在太魯閣的邊陲地帶，所以過去較少投注研究資源。又因為合歡溪鄰近中橫，人為干擾可能相對較高，過去所進行的放流也未成功，若長遠來看，南湖溪、耳無溪等溪流可考量放流。

林幸助教授回應：在七家灣溪陸源能量與溪流自產能量的比值約為 1:1，與過去國外研究不同。

(二) 莊明德 副研究員：

1. 物理棲地研究計畫中，p3-16 表 3-10~15 「底質」應為「底質編號」；底質分類應為 Platts(1983)提出，資料來源請加註。
2. 物理棲地研究計畫中，p.3-17 表 3-17 棲地環境類型為林秉賢(2002)提出之分類基準？資料來源請加註。表 3-17 當 Froude=0.95、0.255、1(切割點)之棲地類型？
3. 物理棲地研究計畫中，共同樣站棲地類型調查結果與第 10 章魚類棲地調查結果差異甚大；如 p3-10 桃山西溪本研究調查棲地以「緩流區」為主，第 10 章 p10-13 調查以「瀨區」為主，p3-18 表 3-18 高山溪一號壩以「急流區」為主，第 10 章 p10-15 調查以「瀨區」為主。另

曹及林(2000)「臺灣櫻花鉤吻鮭棲地調查」認為武陵地區棲地之普遍以「緩流區」之比例偏低，但本年度調查棲地類型「緩流區」比例均偏高？這是因以 Froude 進行棲地分類結果之差異性造成？或是棲地的顯著改變？

4. 水文泥沙監測計畫中，在 p5-15 下段有關拆壩後土方量沖刷 3 階段之劃分方式？此與 p5-8 Pizzuto(2002)之拆壩後河相變化 6 階段是否相符？目前因泥砂造成之河相變化是否屬第 3 階段？
5. 水文泥沙監測計畫中，p5-19 末段「...可知水位與濁度絕無正相關性，...較大降雨事件的濁度並不為最高濁度」。推測是因水位與濁度上升有時間稽延(time lag)關係，建議可以 CCF 分析其相關性。
6. 水文泥沙監測計畫中，壩體改善前後之棲地變化情形之影像紀錄成果可於報告中呈現。
7. 水質監測計畫中，建議將「泥砂監測計畫」之有關濁度及水位之全時監測紀錄納入水質分析；如由濁度之全時監測紀錄得知觀魚臺魚 2012/7/30(NTU)達 7909，但 p4-19 各樣站之調查之濁度(NTU)均為 10 以下，顯見濁度因子之變異。
8. 水質監測計畫中，p4-20 首段「...溫度及溶氧不受壩體改善工程之影響」之原因？建議可以輔以施工前後溫度及溶氧之統計量檢定。
9. 水生昆蟲監測計畫中，p7-8「...由 MDS 分析顯示，有勝溪水昆群聚結構與其他各站不相似...」之依據？建議加入 ANOSIM 檢定分析，以檢定群組間之差異。
10. 水生昆蟲監測計畫中，p7-15 及 p7-45 圖 7-12 MDS 分析，何以說明一號壩下水昆組成變化較大？且經過 2.5 個月順著 MDS 軸反向歸回至相似結構？
11. 魚類監測與分析計畫中，8 月颱風洪水事件調查發現鮭魚族群減少 1/3，其中以中、大型魚數量減少最多，期可能原因為何？
12. 魚類監測與分析計畫中，防砂壩於高流量時是否具有正面效益(如降低水流速)？拆壩後河川流速變高，是否不利於鮭魚棲息與躲避？七家灣溪一號壩下有一個深潭，在壩體改善前為魚類的庇護區，而改善後壩下的深潭消失。是以進行河川復育時，如何一邊考慮廊道的效應，一邊考量魚的庇護區？又如何營造鮭魚於高流量時之蔽護區？

官文惠副教授回應：水質部分除了進行濁度外，還有其他的測項，並為過往調查的延續監測。若有需要會考量整合即時測站資料來檢視問題。

葉昭憲副教授回應：物理棲地是用福祿數來將棲地分類，曾晴賢教授是用水生棲地四分法，可由福祿數再轉換為水生棲地四分法，但最大的問題是量測的空間、時間不同，魚的研究為找有魚的地方進行測量，但物理棲地上則是檢視整個河段。

郭美華副教授回應：雖然近年有勝溪水蟲的群聚結構有逐漸接近七家灣溪的趨勢，但是，以 MDS 檢視整體空間上的變化以及食性組成的圓餅圖檢視，發現由圓餅圖的資料呈現有勝溪不同於其他溪流。

曾晴賢教授回應：台灣的高山溪流缺少深潭，若溪流中有深潭，對魚的保護當然有幫助，若河道形成大的落差則造成遷移的妨礙，因為鮭魚的跳躍約 1-1.2 公尺，超過 1.5 公尺的障礙就會妨礙鮭魚的遷移，若能不影響鮭魚跳躍下，任何一米內的落差形成的深潭，對魚都有幫助。或能採用高度約 70 公分的低壩群工程是可行的。

(三) 于淑芬課長

1. 在物理棲地部分，高山溪的高程比七家灣溪高，之前高山溪拆壩後，2-3 年就不再改變，是否可以依據高山溪的案例，推測目前七家灣溪是否達穩定？還是仍在變動？

2. 在泥沙淤積的部分，未來是否會造成繁殖場及鮭魚中心淹水？

葉昭憲副教授回應：由 1999~2001 年的資料來看，高山溪四號壩約一年半就達穩定，而更下游的一號、二號壩，因為有崩塌地所以看不太出來。因目前七家灣一號壩上游左岸有一塊崩塌地，天然崩塌地持續供給泥砂，所以一號壩需多少時間穩定，就會視崩塌地供給泥砂的影響。而該崩塌地為降雨促崩，非拆壩造成。

王筱雯助理教授回應：上游溯源侵蝕的部分，目前觀察到溯源侵蝕終點為拆壩後上游 800 公尺，因為該處有岩盤，不會再往上侵蝕，但降雨造成崩塌及細粒料的帶入則與拆壩無關。若土方堆積都不變，再發生一次蘇拉颱風，可能會造成滿岸，但不至於溢淹。在繁殖場的土方仍會再往下帶。

(四) 劉金龍課長：高山溪拆壩後至今，是否持續有泥沙淤積，或者已達穩定？目前該溪流仍屬於土石流警戒區，每逢颱風豪雨就被要求撤離。

葉昭憲副教授回應：因為該處岩石屬片麻岩，易破碎，不易形成土石流，過去有很多潛勢溪流是由地圖上判定，建議可行文予水保局，重新評估該溪流危險等級。

陸、結論：

本次期末簡報審查原則上通過，請受託單位依據上述委員提出之建議修正。

柒、散會