

PG9912-0270

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究 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、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、
曾晴賢、楊正澤、葉昭憲、蔡尚惠（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

中華民國一百年十二月

（本報告內容及建議，純屬研究團隊意見，不代表本機關意見）

目次

表次	XIII
圖次	XVIII
研究計畫分工項目	XXIX
第一章 資料整合	
中文摘要	1-1
英文摘要	1-11
一、前言	1-13
(一)計畫緣由	1-13
(二)七家灣溪一號防砂壩壩體改善工程	1-16
(三)計畫目標	1-21
二、材料與方法	1-23
(一)研究測站	1-23
(二)採樣頻度	1-23
(三)各計畫採樣方法	1-25
三、成果	1-28
(一)各子計畫成果	1-28
(二)整合成果	1-35
四、結論與建議	1-37
(一)結論	1-37
(二)建議	1-38
五、參考文獻	1-42
圖	1-48
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) 石附生藻生物量監測	2-12
(三) 有機碎屑收集	2-14
三、結果	2-16
(一) 歷年石附生藻生物量時空變化	2-16
(二) 水中傳輸有機物質(CPOM)與底層細顆粒有機物(FBOM)	2-16
(三) 水質與流速	2-17
(四) 水中總傳輸物質	2-18
(五) 壩體改善前後藻類生物量時空變化	2-18
(六) 一號壩壩體改善後生物及環境因子反應	2-24
四、討論	2-25
五、結論與建議	2-33
(一) 結論	2-33
(二) 建議	2-35
六、參考文獻	2-36
表	2-42
圖	2-46

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) 七家灣溪二號壩及一號壩河道斷面調查	3-8

(三) 高山溪及七家灣溪物理棲地分析.....	3-9
(四) 七家灣溪生態共同採樣區分析.....	3-10
四、結論與建議.....	3-13
(一) 結論.....	3-13
(二) 建議.....	3-13
五、參考文獻.....	3-15
表.....	3-18
圖.....	3-31

第四章 水質研究

中文摘要.....	4-1
英文摘要.....	4-3
一、前言.....	4-4
(一) 研究緣起.....	4-4
(二) 研究目的.....	4-4
(三) 文獻回顧.....	4-4
二、材料與方法.....	4-13
(一) 採樣地點介紹.....	4-13
(二) 樣品保存.....	4-14
(三) 水質分析方法.....	4-14
(四) 實驗室品質管制.....	4-17
三、結果.....	4-19
四、討論.....	4-20
(一) 七家灣溪流例行性水質監測.....	4-20
(二) 一號壩壩體改善密集監測.....	4-23
(三) 山溝及排水溝之水質監測.....	4-25
(四) 8.1 公頃回收農用地之水質監測.....	4-26
五、結論與建議.....	4-27
(一) 結論.....	4-27
(二) 建議.....	4-27

目次

六、參考文獻	4-29
表	4-31
圖	4-39

第五章 濱岸植群監測

中文摘要	5-1
英文摘要	5-5
一、計畫緣由	5-7
二、前人研究	5-9
三、研究地區	5-13
四、研究方法	5-14
(一)、調查方法	5-14
(二)、分析方法	5-16
五、結果與討論	5-20
(一)、濱岸地景監測	5-20
(二)、七家灣溪濱岸植群之植物組成	5-22
(三)、8.1 公頃回收農地植群監測	5-37
六、結論與建議	5-42
七、參考文獻	5-45
表	5-54
圖	5-73
附錄一、武陵地區七家灣溪濱岸植群線截樣區調查之植物名錄	5-101
附錄二、武陵地區七家灣溪濱岸植群臨時樣區調查之植物名錄	5-106
附錄三、2011 年 8.1 公頃回收農地植物名錄	5-113

第六章 水棲昆蟲研究

中文摘要	6-1
英文摘要	6-3
一、前言	6-4
二、材料與方法	6-8

三、結果.....	6-10
(一) 物種數及個體數.....	6-10
(二) 多樣性.....	6-11
(三) 棲地評比.....	6-12
(四) 群聚結構.....	6-12
(五) 司界蘭溪.....	6-12
(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響.....	6-13
四、討論.....	6-15
(一) 物種數及個體數.....	6-15
(二) 多樣性.....	6-15
(三) 棲地評比.....	6-16
(四) 農地回收政策已具有成效.....	6-16
(五) 司界蘭溪.....	6-17
(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響.....	6-17
(七) 全球氣候變遷對溪流生態系的衝擊.....	6-18
五、結論.....	6-20
六、研究成果與建議.....	6-22
(一) 研究成果.....	6-22
(二) 建議.....	6-22
七、參考文獻.....	6-24
表.....	6-27
圖.....	6-31

第七章 陸棲昆蟲研究

中文摘要.....	7-1
英文摘要.....	7-5
一、前言.....	7-7
(一) 森林生態系昆蟲群聚.....	7-9
(二) 濱水帶樣區昆蟲群聚結構.....	7-10
(三) 濱水帶與高海拔昆蟲指標群.....	7-11

目次

(四) 濱水帶昆蟲群聚.....	7-12
二、材料與方法.....	7-14
三、結果.....	7-17
(一) 昆蟲群聚組成.....	7-17
(二) 掃網方法評估.....	7-17
(三) 積水水域昆蟲群聚.....	7-19
(四) 濱水帶陸生昆蟲.....	7-19
(五) 陸域與水域昆蟲相.....	7-20
(六) 壩上壩下的變化.....	7-21
(七) 細葉山萵苣的綴化(<i>cristatus</i>)異形.....	7-22
(八) 植物癭.....	7-22
四、討論.....	7-25
五、結論與建議.....	7-27
(一) 結論.....	7-27
(二) 建議.....	7-28
六、參考文獻.....	7-29
表.....	7-40
圖.....	7-58
附錄一、武陵地區昆蟲科級分類群與編碼對照一覽表.....	7-69
附錄二、臺灣植物癭之記錄.....	7-75

第八章 兩生爬蟲類研究

中文摘要.....	8-1
英文摘要.....	8-3
一、前言.....	8-4
(一) 兩生類.....	8-4
(二) 爬蟲類.....	8-5
(三) 非昆蟲無脊椎動物.....	8-5
(四) 哺乳類.....	8-5
二、材料與方法.....	8-7

(一) 溪流兩生類、非昆蟲無脊椎動物.....	8-7
(二) 爬蟲類.....	8-8
(三) 小型哺乳類.....	8-8
三、結果.....	8-10
(一) 兩生類.....	8-10
(二) 爬蟲類.....	8-11
(三) 壩體改善工程對兩生爬蟲類的影響.....	8-11
(四) 水域非昆蟲無脊椎動物.....	8-11
(五) 小型哺乳類.....	8-12
四、討論.....	8-14
(一) 兩生爬蟲類長期監測.....	8-14
(二) 壩體改善工程對兩生爬蟲類的影響.....	8-14
(三) 水域非昆蟲無脊椎動物.....	8-15
(四) 回收農地小型哺乳類.....	8-15
五、結論與建議.....	8-17
六、參考文獻.....	8-18
表.....	8-19
圖.....	8-38

第九章 台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

中文摘要.....	9-1
英文摘要.....	9-4
一、前言.....	9-7
二、材料與方法.....	9-10
三、調查結果.....	9-12
(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果.....	9-12
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果.....	9-14
(三) 台灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布.....	9-17
四、討論.....	9-19
(一) 台灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化.....	9-19

目次

(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果.....	9-20
(三) 氣候變遷對櫻花鉤吻鮭族群的影響探討.....	9-21
五、結論與建議.....	9-24
(一) 結論.....	9-24
(二) 建議.....	9-25
六、參考文獻.....	9-27
表.....	9-31
圖.....	9-39

第十章 鳥類研究

中文摘要.....	10-1
英文摘要.....	10-3
一、前言.....	10-4
二、材料與方法.....	10-6
(一) 研究地區.....	10-6
(二) 研究方法.....	10-6
三、調查結果.....	10-8
(一) 溪鳥族群變動.....	10-8
(二) 繫放成果.....	10-10
(三) 河鳥以及鉛色水鵝繁殖狀況.....	10-12
(四) 壩體改善對兩種常見溪鳥數量之影響.....	10-15
四、討論.....	10-16
(一) 河鳥.....	10-16
(二) 鉛色水鵝.....	10-16
(三) 壩體改善對兩種常見溪鳥數量之影響.....	10-18
(四) 氣候變遷對溪流鳥類的影響.....	10-19
五、結論與建議.....	10-20
(一) 結論.....	10-20
(二) 建議.....	10-20
六、參考文獻.....	10-21

表	10-24
圖	10-31
附錄一、武陵地區溪流鳥類繫放紀錄.....	10-48
附錄二、武陵地區溪流鳥類繫放型質紀錄.....	10-51
第十一章 生態資料庫建構	
中文摘要.....	11-1
英文摘要.....	11-3
一、前言.....	11-4
二、材料及方法.....	11-4
三、結果.....	11-5
四、討論與結論.....	11-6
五、研究成果與建議.....	11-7
圖	11-8
第十二章 七家灣溪一號壩壩體改善工程之水文與泥砂監測	
中文摘要.....	12-1
英文摘要.....	12-3
一、前言.....	12-5
(一) 計畫緣起及目的.....	12-5
(二) 文獻回顧	12-6
(三) 工作內容及預期目標	12-7
二、材料方法	12-8
(一) 研究範圍	12-8
(二) 監測內容	12-8
三、結果.....	12-12
(一) 壩體改善工程歷程記錄.....	12-12
(二) 定點儀器監測結果	12-12
(三) 現地監測調查結果	12-15
四、泥砂清運行為分析與討論	12-17

目次

(一) 工程階段之干擾影響	12-17
(二) 泥砂運移行為與河相變化解析	12-17
(三) 集水區整體影響.....	12-19
(四) 氣候變遷	12-20
五、結論.....	12-22
(一) 結論	12-22
(二) 建議	12-22
六、參考文獻	12-24
表	12-25
圖	12-31
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 2-1	一號壩壩體改善後生物及環境因子反應	2-42
表 3-1	高山溪三號壩上游床面平均坡降表	3-18
表 3-2	高山溪二號壩上游床面平均坡降表	3-18
表 3-3	高山溪一號壩上游床面平均坡降表	3-18
表 3-4	高山溪一號壩下游床面平均坡降表	3-18
表 3-5	七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺平均坡降表	3-18
表 3-6	七家灣溪二號壩上游床面平均坡降表	3-18
表 3-7	七家灣溪二號壩下游床面平均坡降表	3-18
表 3-8	七家灣溪一號壩上游床面平均坡降表	3-18
表 3-9	七家灣溪一號壩下游床面平均坡降表	3-19
表 3-10	棲地底質分類表	3-19
表 3-11	2011 年 10 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-19
表 3-12	2011 年 6 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-19
表 3-13	2011 年 2 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-20
表 3-14	2010 年 10 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-20
表 3-15	2010 年 6 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-20
表 3-16	2010 年 2 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例	3-20
表 3-17	2011 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-18	2011 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-19	2011 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-20	2010 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-21	2010 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-22	2010 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈	3-21
表 3-23	2011 年七家灣溪一號石壩上游之棲地底質分佈	3-22
表 3-24	2011 年七家灣溪一號石壩下游之棲地底質分佈	3-22
表 3-25	棲地環境類型分析	3-22
表 3-26	2011 年 10 月高山溪棲地環境類型分析	3-23
表 3-27	2011 年 6 月高山溪棲地環境類型分析	3-23

表 3-28	2011 年 2 月高山溪棲地環境類型分析	3-23
表 3-29	2010 年 10 月高山溪棲地環境類型分析	3-23
表 3-30	2010 年 6 月高山溪棲地環境類型分析	3-24
表 3-31	2010 年 2 月高山溪棲地環境類型分析	3-24
表 3-32	2011 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-24
表 3-33	2011 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-24
表 3-34	2011 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-24
表 3-35	2010 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-25
表 3-36	2010 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-25
表 3-37	2010 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析	3-25
表 3-38	2011 年七家灣溪一號壩上游棲地環境類型分析	3-25
表 3-39	2011 年七家灣溪一號壩下游棲地環境類型分析	3-26
表 3-40	桃山北溪測站床面平均坡度表	3-26
表 3-41	桃山北溪測站床面底質分佈表	3-26
表 3-42	桃山西溪測站床面平均坡度表	3-26
表 3-43	桃山西溪測站床面底質分佈表	3-27
表 3-44	觀魚臺測站床面平均坡度表	3-27
表 3-45	觀魚臺測站床面底質分佈表	3-27
表 3-46	新繁殖場測站床面平均坡度表	3-28
表 3-47	新繁殖場測站床面底質分佈表	3-28
表 3-48	萬壽橋測站床面平均坡度表	3-28
表 3-49	萬壽橋測站床面底質分佈表	3-28
表 3-50	迎賓橋測站床面平均坡度表	3-29
表 3-51	迎賓橋測站床面底質分佈表	3-29
表 3-52	有勝溪測站床面平均坡度表	3-29
表 3-53	有勝溪測站床面底質分佈表	3-29
表 3-54	司界蘭溪上游段測站床面平均坡度表	3-29
表 3-55	司界蘭溪上游段測站床面底質分佈表	3-30
表 3-56	司界蘭溪下游段測站床面平均坡度表	3-30
表 3-57	司界蘭溪下游段測站床面底質分佈表	3-30

表 4-1	採樣地點地理座標.....	4-31
表 4-2	水體樣品保存.....	4-31
表 4-3	地面水體分類及水質標準.....	4-32
表 4-4	歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準.....	4-32
表 4-5	100 年 02 月溶解態分析數據.....	4-33
表 4-6	100 年 04 月溶解態分析數據.....	4-34
表 4-7	100 年 06 月溶解態分析數據.....	4-35
表 4-8	100 年 08 月溶解態分析數據.....	4-36
表 4-9	100 年 09 月溶解態分析數據.....	4-37
表 4-10	100 年 10 月溶解態分析數據.....	4-38
表 5-1	影響濱岸植群變化之機制與其生態反應.....	5-54
表 5-2	七家灣溪濱岸各測站之土地利用比率.....	5-55
表 5-3	七家灣溪濱岸植群之線截樣區屬性表.....	5-55
表 5-4	2010 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種.....	5-56
表 5-5	2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種.....	5-57
表 5-6	2011 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種.....	5-58
表 5-7	2011 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種.....	5-58
表 5-8	2010 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種.....	5-59
表 5-9	2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種.....	5-60
表 5-10	2011 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種.....	5-61
表 5-11	2011 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種.....	5-62
表 5-12	七家灣溪濱岸植群線截樣區之喬木層.....	5-63
表 5-13	七家灣溪濱岸植群線截樣區之地被層多樣性指數.....	5-64
表 5-14	七家灣溪濱岸植群之臨時樣區屬性表.....	5-65
表 5-15	七家灣溪濱岸植群臨時樣區喬木層之優勢種.....	5-65
表 5-16	七家灣溪濱岸植群臨時樣區地被層之優勢種.....	5-66
表 5-17	七家灣溪濱岸植群臨時樣區地被層多樣性指數.....	5-67
表 5-18	8.1 ha 回收農地植群樣區屬性表.....	5-68
表 5-19	2011 年回收農地植群樣區喬木層之優勢植物.....	5-68
表 5-20	2011 年春季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種.....	5-69

表 5-21	2011 年夏季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種.....	5-70
表 5-22	2011 年秋季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種.....	5-71
表 5-23	8.1 ha 回收農地樣區地被層之總種數及種豐富度指數.....	5-72
表 6-1	武陵地區於 2011 年之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	6-27
表 6-1	武陵地區於 2011 年之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	6-28
表 6-2	司界蘭溪於 2011 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	6-29
表 6-2	司界蘭溪於 2011 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	6-30
表 7-1	武陵地區昆蟲調查 2004 年至 2011 年優勢目指標分類群.....	7-39
表 7-2	2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果.....	7-40
表 7-3	2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果.....	7-41
表 7-4	2005 年 4 月全樣區不同調查方法採得昆蟲科級分類群之比較.....	7-47
表 7-5	武陵地區 2010 年 4 月全樣區科級分類群一覽表.....	7-52
表 7-6	七家灣溪一號壩下濱水帶台灣澤蘭上大眼長椿象之分佈.....	7-55
表 7-7	高山溪薔薇科植物小蔥葉懸鈎子灌叢昆蟲活動情形調查表.....	7-56
表 7-8	武陵地區昆蟲調查 2004 年水中植物分解袋昆蟲個體數調查結果 ..	7-57
表 8-1	2011 年各測站棲地因子數值.....	8-19
表 8-2	2011 年各測站蛙類數目與密度.....	8-23
表 8-3	各種蛙類總數、平均吻肛長、平均體重、生物量及測站生物量.....	8-27
表 8-4	各測站蝌蚪總數、密度、生物量及平均全長、體重、期數.....	8-31
表 8-5	各測站水生非昆蟲無脊椎動物類群與數量.....	8-34
表 8-6	各月份各測站環境因子之統計資料.....	8-35
表 8-7	回收農地小型哺乳類調查各月份捕獲種類及數目.....	8-37
表 9-1	2011 年武陵地區長期生態監測固定樣點櫻花鈎吻鮭調查結果.....	9-31
表 9-2	2011 年武陵地區長期生態監測固定樣點台灣鏟頰魚調查結果.....	9-32
表 9-3	2011 年一號壩工程改善櫻花鈎吻鮭密集監測樣點調查結果.....	9-33
表 9-4	2011 年一號壩工程改善台灣鏟頰魚密集監測樣點調查結果.....	9-34
表 9-5	七家灣溪一號壩工程改善櫻花鈎吻鮭密集監測樣點調查結果.....	9-35
表 9-6	七家灣溪一號壩工程改善台灣鏟頰魚密集監測樣點調查結果.....	9-35
表 9-7	2002 年至 2011 年七家灣溪中游河段台灣鏟頰魚族群數量變化.....	9-36
表 9-8	武陵地區 2010 年秋季與 2011 年夏秋二季櫻花鈎吻鮭普查結果 ...	9-37

表 10-1	武陵地區溪流鳥類調查	10-24
表 10-2	拆壩前後 4 個月一號壩上下游分段河鳥數量比較.....	10-26
表 10-3	拆壩前後 4 個月一號壩上下游分段鉛色水鶉數量比較.....	10-26
表 10-4	河鳥巢位測量紀錄	10-27
表 10-5	鉛色水鶉巢位特徵	10-28
表 10-6	鉛色水鶉繁殖狀況	10-30
表 12-1	斷面補充測量時間表	12-25
表 12-2	2011/06/24-2011/06/26 現地影像監測圖	12-26
表 12-3	2011/10/2-2011/10/06 現地監測圖	12-27
表 12-4	七家灣溪一號壩上下游棲地測繪圖	12-28
表 12-5	七家灣溪橫斷面線比較	12-29
表 12-6	穿越線量測結果	12-30

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	1-48
圖 1-2	拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖	1-49
圖 1-3	拆壩前、後主要物理棲地以及濱岸植群的改變	1-49
圖 1-4	濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖	1-50
圖 1-5	雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖	1-51
圖 1-6	武陵地區溪流各測站相對位置圖	1-52
圖 1-7	武陵地區 A) 2010 年以及 B) 2011 年物種調查熱圖	1-53
圖 1-8	壩體改善後生物及非生物因子恢復時間軸	1-54
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	2-46
圖 2-2	共同樣站相對位置圖	2-47
圖 2-3	歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖	2-48
圖 2-4	一號壩上、下游歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖	2-49
圖 2-5	2011 年七家灣各測站粗顆粒有機碎屑傳輸量	2-50
圖 2-6	2011 年七家灣溪各測站粗顆粒有機碎屑傳輸量比值	2-51
圖 2-7	2011 年七家灣溪各測站底層細顆粒有機物年間變化	2-52
圖 2-8	壩體改善前後環境因子的差異	2-53
圖 2-9	壩體改善前後流速在各測站的趨勢	2-54
圖 2-10	七家灣溪各測站水中總懸浮物質、TSM 中有機物所佔比例	2-55
圖 2-11	壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素時空變化	2-56
圖 2-12	壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素 <i>b</i> 生物量時空變化	2-57
圖 2-13	壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素 <i>c</i> 生物量時空變化	2-58
圖 2-14	一號壩上游及觀魚台 2011 年石附生藻類生物量時空變化	2-59
圖 2-15	一號壩下游及繁殖場 2011 年石附生藻類生物量時空變化	2-60
圖 2-16	壩體改善前後石附生藻類群集組成	2-61
圖 2-17	壩體改善前後石附生藻屬 Shannon 歧異度指數	2-62
圖 2-18	壩壩體改善前後石附生藻類群集組成之多尺度空間排序圖	2-63
圖 2-19	各測站流速與粗顆粒有機碎屑傳輸量關係圖	2-64
圖 2-20	各測站粗顆粒傳輸物中碎葉比例在年間的變化	2-65

圖 2-21	各測站 TSM 中有機物所佔比例.....	2-66
圖 2-22	壩體改善後石附生藻類生物量變化情.....	2-67
圖 2-23	壩體改善後，繁殖場石附生藻類生物量變化情形.....	2-68
圖 2-24	矽藻歧異度與豐富度與石附生藻類葉綠素 c 之非線性迴歸圖.....	2-69
圖 3-1	本年度研究基本流程圖.....	3-31
圖 3-2	三號壩上游斷面高程剖面圖.....	3-31
圖 3-3	高山溪斷面 3-R 剖面高程.....	3-32
圖 3-4	高山溪斷面 3-T 剖面高程.....	3-32
圖 3-5	高山溪三號壩上之河道示意圖.....	3-32
圖 3-6	二號壩上游斷面高程剖面圖.....	3-32
圖 3-7	高山溪斷面 2-C 剖面高程.....	3-33
圖 3-8	高山溪斷面 2-H 剖面高程.....	3-33
圖 3-9	高山溪斷面 2-M 剖面高程.....	3-33
圖 3-10	高山溪斷面 2-Q 剖面高程.....	3-33
圖 3-11	高山溪二號壩上之河道示意圖.....	3-33
圖 3-12	一號壩上游斷面高程剖面圖.....	3-34
圖 3-13	高山溪斷面 1-B 剖面高程.....	3-34
圖 3-14	高山溪斷面 1-E 剖面高程.....	3-34
圖 3-15	高山溪斷面 1-K 剖面高程.....	3-34
圖 3-16	高山溪斷面 1-N 剖面高程.....	3-34
圖 3-17	高山溪一號壩上河道示意圖.....	3-35
圖 3-18	一號壩下游斷面高程剖面圖.....	3-35
圖 3-19	高山溪斷面 0-C 剖面高程.....	3-35
圖 3-20	高山溪斷面 0-F 剖面高程.....	3-35
圖 3-21	高山溪斷面 0-L 剖面高程.....	3-36
圖 3-22	高山溪斷面 0-O 剖面高程.....	3-36
圖 3-23	高山溪一號壩下至匯流口之河道示意圖.....	3-36
圖 3-24	七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺處高程剖面圖.....	3-36
圖 3-25	七家灣溪斷面 7-4 剖面高程.....	3-37
圖 3-26	七家灣溪斷面 7-10 剖面高程.....	3-37

圖次

圖 3-27	七家灣溪斷面 7-40 剖面高程.....	3-37
圖 3-28	七家灣溪三號壩至二號壩測量點位示意圖	3-37
圖 3-29	七家灣溪二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺剖面高程	3-38
圖 3-30	七家灣溪二號壩上 400 公尺處至二號壩下 200 公尺示意圖	3-38
圖 3-31	七家灣溪斷面 7-47 剖面高程.....	3-38
圖 3-32	七家灣溪二號壩至一號壩上測量點位示意圖.....	3-39
圖 3-33	七家灣溪二號壩下游 200 公尺至一號壩上剖面線.....	3-39
圖 3-34	七家灣溪一號壩上下游各 100 公尺測量點位示意圖	3-40
圖 3-35	七家灣溪斷面 7-76 剖面高程.....	3-40
圖 3-36	七家灣溪斷面 7-83 剖面高程.....	3-40
圖 3-37	七家灣溪一號壩下游至匯流口剖面高程.....	3-40
圖 3-38	七家灣溪斷面 7-100 剖面高程.....	3-41
圖 3-39	七家灣溪斷面 7-108 剖面高程.....	3-41
圖 3-40	七家灣溪一號壩下壩至匯流口測量點位示意圖	3-41
圖 3-41	高山溪 2010-2011 棲地環境類型分佈圖	3-42
圖 3-42	高山溪 2010-2011 底質類型分佈圖	3-42
圖 3-43	七家灣溪 2010-2011 棲地環境類型分佈圖	3-43
圖 3-44	七家灣溪 2010-2011 棲地底質類型分析圖	3-43
圖 3-45	七家灣溪一號壩上游密集監測剖面高程.....	3-44
圖 3-46	七家灣溪一號壩下游密集監測剖面高程.....	3-44
圖 3-47	一號壩上 40m 處剖面高程	3-44
圖 3-48	一號壩下 50m 處剖面高程	3-44
圖 3-49	七家灣溪一號壩特定斷面對時間關係圖.....	3-45
圖 3-50	七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型百分比圖	3-46
圖 3-51	七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型百分比圖	3-46
圖 3-52	七家灣溪一號壩下游密集監測棲地類型百分比圖	3-47
圖 3-53	七家灣溪一號壩下游密集監測底質類型百分比圖	3-47
圖 3-54	七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型網格圖	3-48
圖 3-55	七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型網格圖	3-48
圖 3-56	七家灣溪共同樣區位置分佈圖	3-48

圖 3-57	桃山北溪 1-1 斷面剖面高程.....	3-49
圖 3-58	桃山北溪 1-3 斷面剖面高程.....	3-49
圖 3-59	桃山北溪棲地分佈類型百分比圖	3-49
圖 3-60	桃山北溪底質分佈類型百分比圖	3-49
圖 3-61	桃山西溪 2-1 斷面剖面高程.....	3-50
圖 3-62	桃山西溪 2-2 斷面剖面高程.....	3-50
圖 3-63	桃山西溪棲地分佈類型百分比圖	3-50
圖 3-64	桃山西溪底質分佈類型百分比圖	3-50
圖 3-65	觀魚臺 4-1 斷面剖面高程	3-51
圖 3-66	觀魚臺 4-2 斷面剖面高程	3-51
圖 3-67	觀魚臺棲地分佈類型百分比圖	3-51
圖 3-68	觀魚臺底質分佈類型百分比圖	3-51
圖 3-69	新繁殖場 5-1 斷面剖面高程.....	3-52
圖 3-70	新繁殖場 5-2 斷面剖面高程.....	3-52
圖 3-71	新繁殖場棲地分佈類型百分比圖	3-52
圖 3-72	新繁殖場底質分佈類型百分比圖	3-52
圖 3-73	萬壽橋測站 6-2 斷面剖面高程	3-53
圖 3-74	萬壽橋測站 6-5 斷面剖面高程	3-53
圖 3-75	萬壽橋棲地分佈類型百分比圖	3-53
圖 3-76	萬壽橋底質分佈類型百分比圖	3-53
圖 3-77	迎賓橋測站 7-1 斷面剖面高程	3-54
圖 3-78	迎賓橋測站 7-3 斷面剖面高程	3-54
圖 3-79	迎賓橋棲地分佈類型百分比圖	3-54
圖 3-80	迎賓橋底質分佈類型百分比圖	3-54
圖 3-81	有勝溪測站 9-1 斷面剖面高程	3-55
圖 3-82	有勝溪測站 9-2 斷面剖面高程	3-55
圖 3-83	有勝溪棲地分佈類型百分比圖	3-55
圖 3-84	有勝溪底質分佈類型百分比圖	3-55
圖 3-85	司界蘭溪上游測站 10-1 斷面.....	3-56
圖 3-86	司界蘭溪上游測站 10-8 斷面.....	3-56

圖次

圖 3-87	司界蘭溪上游測站棲地分佈類型百分比圖	3-56
圖 3-88	司界蘭溪上游測站底質分佈類型百分比圖	3-56
圖 3-89	司界蘭溪下游測站 11-1 斷面	3-57
圖 3-90	司界蘭溪下游測站 11-2 斷面	3-57
圖 3-91	司界蘭溪下游測站棲地分佈類型百分比圖	3-57
圖 3-92	司界蘭溪下游測站底質分佈類型百分比圖	3-57
圖 4-1	雪霸國家公園	4-39
圖 4-2	氮素循環過程	4-39
圖 4-3	流程圖	4-40
圖 4-4	採樣地點位置圖	4-40
圖 4-6	武陵地區溪流導電度值變化	4-41
圖 4-7	武陵地區溪流溫度值變化	4-42
圖 4-8	武陵地區溪流溶氧值變化	4-42
圖 4-9	武陵地區溪流濁度值變化	4-43
圖 4-10	武陵地區溪流 SiO ₂ 值變化	4-43
圖 4-11	武陵地區溪流 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-44
圖 4-12	武陵地區溪流 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-44
圖 4-13	武陵地區溪流 SO ₄ ²⁻ 值變化	4-45
圖 4-14	武陵地區溪流 Cl ⁻ 值變化	4-45
圖 4-15	武陵地區溪流 PO ₄ ³⁻ 值變化	4-46
圖 4-16	武陵地區溪流 NH ₄ ⁺ -N 值變化	4-46
圖 4-17	武陵地區溪流 TOC 值變化	4-47
圖 4-18	一號壩壩體改善 pH 值變化	4-47
圖 4-19	一號壩壩體改善導電度值變化	4-48
圖 4-20	一號壩壩體改善溫度值變化	4-48
圖 4-21	一號壩壩體改善溶氧值變化	4-49
圖 4-22	一號壩壩體改善濁度值變化	4-49
圖 4-23	一號壩壩體改善 SiO ₂ 值變化	4-50
圖 4-24	一號壩壩體改善 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-50
圖 4-25	一號壩壩體改善 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-51

圖 4-26	一號壩壩體改善 SO_4^{2-} 值變化	4-51
圖 4-27	一號壩壩體改善 Cl^- 值變化	4-52
圖 4-28	一號壩壩體改善 PO_4^{3-} 值變化	4-52
圖 4-29	一號壩壩體改善 NH_4^+ -N 值變化	4-53
圖 4-30	一號壩壩體改善 TOC 值變化	4-53
圖 4-31	山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較	4-54
圖 4-32	山溝與七家灣溪測站之導電度值比較	4-54
圖 4-33	山溝與七家灣溪測站之溫度值比較	4-55
圖 4-34	山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較	4-55
圖 4-35	山溝與七家灣溪測站之濁度值比較	4-56
圖 4-36	山溝與七家灣溪測站之 SiO_2 值比較	4-56
圖 4-37	山溝與七家灣溪測站之 NO_3^- -N 值比較	4-57
圖 4-38	山溝與七家灣溪測站之 NO_2^- -N 值比較	4-57
圖 4-39	山溝與七家灣溪測站之 SO_4^{2-} 值比較	4-58
圖 4-40	山溝與七家灣溪測站之 Cl^- 值比較	4-58
圖 4-41	山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較	4-59
圖 4-42	山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+ -N 值比較	4-59
圖 4-43	山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較	4-60
圖 4-44	8.1ha 回收農用地 pH 值變化	4-60
圖 4-45	8.1ha 回收農用地導電度值變化	4-61
圖 4-46	8.1ha 回收農用地溫度值變化	4-61
圖 4-47	8.1ha 回收農用地溶氧值變化	4-62
圖 4-48	8.1ha 回收農用地濁度值變化	4-62
圖 4-49	8.1ha 回收農用地 SiO_2 值變化	4-63
圖 4-50	8.1ha 回收農用地 NO_3^- -N 值變化	4-63
圖 4-51	8.1ha 回收農用地 NO_2^- -N 值變化	4-64
圖 4-52	8.1ha 回收農用地 SO_4^{2-} 值變化	4-64
圖 4-53	8.1ha 回收農用地 Cl^- 值變化	4-65
圖 4-54	8.1ha 回收農用地 PO_4^{3-} 值變化	4-65
圖 4-55	8.1ha 回收農用地 NH_4^+ -N 值變化	4-66

圖次

圖 4-56	8.1ha 回收農用地 TOC 值變化	4-66
圖 5-1	中度干擾假說示意圖	5-73
圖 5-2	濱岸植群演替模式與空間結構示意圖	5-73
圖 5-3	七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖	5-74
圖 5-4	濱岸植群之線截樣區設置示意圖	5-75
圖 5-5	以方位表示之水分梯度級	5-76
圖 5-6	林分樣區之全天光空域示意圖	5-76
圖 5-7	桃山西溪測站(#2)-1 濱岸地景照相監測	5-77
圖 5-8	桃山西溪測站(#2)-2 濱岸地景照相監測	5-78
圖 5-9	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	5-79
圖 5-10	二號壩(#3)測站濱岸地景照相監測	5-80
圖 5-11	觀魚臺(#4)測站濱岸地景照相監測	5-81
圖 5-12	一號壩上游(#12)測站濱岸地景照相監測	5-82
圖 5-13	一號壩壩體改善前後之濱岸地景照相監測	5-83
圖 5-14	一號壩下游(#13)測站(FCU)之濱岸地景照相監測	5-84
圖 5-15	一號壩下游(#13)測站兆豐橋上游之濱岸地景照相監測	5-85
圖 5-16	一號壩下游(#13)測站兆豐橋下游之濱岸地景照相監測	5-86
圖 5-17	高山溪(#8)測站-1 濱岸地景照相監測	5-87
圖 5-18	高山溪(#8)測站-2 濱岸地景照相監測	5-88
圖 5-19	繁殖場(#5)測站濱岸地景照相監測	5-89
圖 5-20	有勝溪收費口(#9)測站濱岸地景照相監測	5-90
圖 5-21	2010 年春季線截樣區之矩陣群團分析	5-91
圖 5-22	2010 年秋季線截樣區之矩陣群團分析	5-92
圖 5-23	2011 年春季線截樣區之矩陣群團分析	5-93
圖 5-24	2011 年秋季線截樣區之矩陣群團分析	5-94
圖 5-25	2010 年春季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖	5-95
圖 5-26	2010 年春季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖	5-95
圖 5-27	2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖	5-96
圖 5-28	2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖	5-96
圖 5-29	2011 年春季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖	5-97

圖 5-30	2011 年春季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖	5-97
圖 5-31	2011 年秋季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖	5-98
圖 5-32	2011 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖	5-98
圖 5-33	2011 年七家灣溪濱岸植群演替推估圖	5-99
圖 5-34	武陵七家灣溪濱岸植群臨時樣區群團分析	5-99
圖 5-35	2011 年春季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析	5-100
圖 5-36	2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析	5-100
圖 5-37	2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析	5-100
圖 6-1	武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖	6-31
圖 6-2	武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量	6-31
圖 6-3	武陵地區溪流測站之櫻花鈎吻鮭中大體型昆蟲食餌數量變化圖	6-32
圖 6-4	武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index	6-32
圖 6-5	武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數	6-33
圖 6-6	武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 MDS 分析	6-33
圖 6-7	司界蘭溪測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index	6-34
圖 6-8	司界蘭溪測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數	6-34
圖 6-9	一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量	6-35
圖 6-10	一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量	6-35
圖 6-11	一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index	6-36
圖 6-12	一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index	6-36
圖 6-13	一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之 MDS 分析	6-37
圖 6-14	一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之相對變化	6-37
圖 7-1	2004 年 4 月-2011 年 3 月昆蟲個體數組成百分比	7-58
圖 7-2	鮭魚繁殖場樹林中廢棄水泥攪拌鐵桶環境與昆蟲照	7-59
圖 7-3	二號壩岸邊石頭凹凼環境與昆蟲照	7-60
圖 7-4	一號壩下岸邊石頭凹凼環境與昆蟲照	7-61
圖 7-5	觀魚台行人步道旁石頭凹陷環境與昆蟲照	7-62
圖 7-6	武陵地區 2004 年水中植物分解袋不同月份之昆蟲個體數	7-63
圖 7-7	武陵地區 2005 年濱水帶不同月份之昆蟲個體數	7-63
圖 7-8	2004 年水中植物分解袋各目之昆蟲個體數組成百分比	7-64

圖次

圖 7-9	武陵地區昆蟲調查 2005 年各目之昆蟲個體數組成百分比	7-64
圖 7-10	2004 水生植物分解袋各習性之比較	7-65
圖 7-11	一號壩拆後，左側河床的高差成了蝶類活動的蝶道	7-66
圖 7-12	細葉山萵苣的綴化	7-66
圖 7-13	武陵地區植物癭之調查	7-67
圖 7-14	植物癭照片	7-68
圖 8-1	2011 年各月份蛙類平均密度	8-38
圖 8-2	2010 年至 2011 年各測站生物量	8-38
圖 8-3	2011 年各月份蝌蚪平均密度	8-39
圖 8-4	2011 年各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均期數	8-39
圖 8-5	2004 年至 2011 年，各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均體長	8-40
圖 8-6	2011 年各月份盤古蟾蜍蝌蚪平均期數	8-40
圖 8-7	2011 年各測站蝌蚪生物量	8-41
圖 8-8	2011 年各測站蛙平均密度	8-41
圖 8-9	2010 年至 2011 年各測站蝌蚪平均密度	8-42
圖 8-10	2011 年七家灣溪地區水生非昆蟲無脊椎動物數量百分比	8-42
圖 8-11	一號攔砂壩上下游四測站各月份水螈平均密度	8-43
圖 8-12	壩體改善工程前後各測站水螈密度單因子多變異分析圖	8-44
圖 8-13	2004 年至 2011 年有勝溪與七家灣溪蛙類平均密度	8-45
圖 8-14	2004 年至 2011 年有勝溪與七家灣溪蝌蚪平均密度	8-45
圖 8-15	2004 年至 2011 年所有蛙類平均密度	8-46
圖 8-16	2004 年至 2011 年有勝溪蛙與蝌蚪平均密度	8-46
圖 8-17	2004 年至 2011 年七家灣溪蛙與蝌蚪平均密度	8-47
圖 8-18	壩體移除後，兩生類與水螈之生態可能復原途徑圖	8-47
圖 9-1	研究樣區示意圖	9-39
圖 9-2	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的河烏數量月變化	9-40
圖 9-3	一號壩上下游 1 公里每 500 公尺溪段河烏數量月變化	9-41
圖 9-4	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	9-42
圖 9-5	一號壩上下游 1 公里每百公尺溪段鉛色水鵝數量月變化	9-43
圖 9-6	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鵝數量月變化	9-44

圖 9-7	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	9-45
圖 9-8	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鴛鴦數量月變化	9-46
圖 10-1	研究樣區示意圖	10-31
圖 10-2	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的河烏數量月變化	10-32
圖 10-3	一號壩上下游 1 公里每 500 公尺溪段河烏數量月變化	10-33
圖 10-4	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	10-34
圖 10-5	一號壩上下游 1 公里每百公尺溪段鉛色水鵝數量月變化	10-35
圖 10-6	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鵝數量月變化	10-36
圖 10-7	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	10-37
圖 10-8	七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鴛鴦數量月變化	10-38
圖 10-9	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	10-39
圖 10-10	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	10-40
圖 10-11	拆壩密集監測 4 樣站歷次採樣溪流鳥類數量變化圖	10-41
圖 10-12	2011 年七家灣溪河烏巢位示意圖	10-42
圖 10-13	拆壩前河烏四號巢周邊為深潭地形	10-43
圖 10-14	拆壩後河烏四號巢周邊形成淺瀨地形	10-43
圖 10-15	一號壩拆除後下方沖刷形成深潭	10-44
圖 10-16	2011 年七家灣溪鉛色水鵝巢位示意圖	10-45
圖 10-17	七家灣溪鉛色水鵝五號巢雛鳥成長曲線	10-46
圖 10-18	七家灣溪鉛色水鵝雛鳥發現日期與發現地海拔關係圖	10-47
圖 11-1	武陵衛星影像全圖 (含 13 個測站)	11-8
圖 11-2	武陵衛星影像高解析影像(迎賓橋)	11-8
圖 11-3	由衛星影像查詢調查資料操作範例	11-9
圖 11-4	LSID 格式	11-10
圖 11-5	武陵資料 LSID 範例	11-10
圖 12-1	壩體移除後河床演變時間尺度示意圖	12-31
圖 12-2	壩體移除後河床變化示意圖	12-31
圖 12-3	監視儀器架設處與整體儀器配置	12-31
圖 12-4	七家灣溪一號壩斷面位置及橫斷面圖	12-32
圖 12-5	水深穿越線位置圖	12-32

圖次

圖 12-6	施工便道(2011/05/22)	12-33
圖 12-7	上游砂石回填工程情形	12-33
圖 12-8	壩體改善施工圖	12-34
圖 12-9	壩體改善工程後之七家灣溪一號壩	12-34
圖 12-10	壩體改善工程後之溯源侵蝕比較圖	12-35
圖 12-11	米雷颱風前後一號壩址上游河道型態變化比較圖	12-35
圖 12-12	萬壽橋、兆豐橋以及觀魚台水文測站之水位資料	12-35
圖 12-13	觀魚台水位濁度	12-36
圖 12-14	萬壽橋水位濁度	12-36
圖 12-15	明坑挖掘各區粒徑分佈比較圖	12-37
圖 12-16	七家灣溪縱斷面線比較圖	12-37

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	蔡尚惠	環球技術學院環境資源管理系	助理教授	濱岸植群研究
子計畫 5	郭美華	中興大學昆蟲系	副教授	水棲昆蟲研究
子計畫 6	楊正澤	中興大學昆蟲系	教授	陸棲昆蟲研究
子計畫 7	吳聲海	中興大學生命科學系	副教授	兩生類研究
子計畫 8	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 9	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 10	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
子計畫 11	王筱雯	成功大學水利及海洋工程學系	助理教授	水文與泥沙監測

第一章 資料整合

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

1. 國立中興大學生命科學系
2. 成功大學水利及海洋工程學系
3. 明志科技大學環境與安全衛生工程系
4. 中央研究院生物多樣性研究中心
5. 屏東科技大學野生動物保育所
6. 中興大學昆蟲系
7. 清華大學生物資訊與結構生物研究所
8. 逢甲大學水利工程與資源保育學系
9. 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台灣櫻花鉤吻鮭。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，持續監測武陵農場山溝水點源污染源以及 2006 年 8.1 公頃農地回收後對七家灣溪的生態影響，以及監測七家灣溪一號防砂壩改善前中後生態環境的變化。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. 瞭解台灣櫻花鉤吻鮭生物與環境的控制因子，確保台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，做為訂定台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。本研究共設有十個測站，其中司界蘭溪上、下游僅作乾季(2 月)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

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。

(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

- 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。

(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

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。

(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 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。

(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台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 年以及 2011 年的生物調查數量，依採樣時間及地點，特別是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)，進行資料整理分析。統計軟體以 R 軟體(<http://www.r-project.org/index.html>)中的熱圖進行分析，將原始資料經過轉換後再進行分析，分群的方法以階層式分

群法進行分群。利用物種在同年度不同數量組成的規律性，來代表物種間可能存在的食性關係，同時以不同的生物類群組成在每個月的規律性進行月份分群。

三、成果

1. 整合分析各類水生生物數量的時間變化，發現今年(2011)的 10 月與 6、8 月的各類生物數量極為相似，顯示今年夏天的颱風並未對武陵地區溪流生物帶來影響。今年與去年(2010)的生物數量皆有很清楚的季節性變化型態，顯示一號壩壩體改善工程對於七家灣溪水生生物數量影響不大，壩體改善工程開始的時機選擇與工程延續的時間控制(一個星期)皆能發揮很大成效。
2. 整合分析各類水生生物數量的空間變化，發現去年的水棲昆蟲與臺灣櫻花鉤吻鮭數量變化可以分為壩上與壩下的不同，但是今年的壩上與壩下的差異變小，尤其壩體改善工程後數量之月別組成逐漸趨近，顯示一號壩壩體改善工程後對溪流生物所帶來的生態廊道效益。
3. 鳥類攝食並不會受到壩體存在影響，反而與水棲昆蟲數量極為相關，因此並沒有壩上與壩下的差異。然而臺灣鏟頰魚數量的移動會受到壩體的限制，因此去年其數量變化會與附生藻類變化極為相似，但是今年的臺灣鏟頰魚數量變化上已無壩上與壩下的差別，且並未與附生藻類生物量變化歸在一起，而且臺灣櫻花鉤吻鮭的數量變化亦與水棲昆蟲分開，可能原因是壩體改善後，臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚皆能自由通過與往來壩體缺口攝食，因此兩種魚類皆不在受限於下游河段，自然與其食物來源之數量沒有密切相關了。
4. 整體來說，壩體改善工程所帶來的高濁度，在工程結束後一天隨即降低；溪流生態系的附生藻類與細顆粒有機物等食物來源以及水質參數會在 1~2 週內恢復；水棲昆蟲則需要較長時間，約 1-2 個月才能恢復到壩體改善前數量。濱岸植群、陸棲昆蟲以及鳥類目前似乎還未直接受到壩體改善工程影響，但仍需持續研究調查。臺灣櫻花鉤吻鮭因為雪霸國家公園管理處在壩體改善前已事先妥善安置，因此工程對於鮭魚的影響已減到最低。

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、退輔會武陵農場、農委會林務局保育組、台中縣政府農業處保育科

1. 壩體改善後環境因子或是基礎生產者的生物量大致上皆符合預期結果，首次的大雨事件為米雷颱風期間，明顯的溯源侵蝕加劇以及河道走向改變。但是更大規模的洪水事件在今年並沒有發生，因此建議壩體改善後的監測應繼續至明年底，持續針對一號壩上游以及下游 4 個測站進行環境因子以及生物的監測。
2. 2011 年八月觀魚台石附生藻類生物量高於以往約 5 倍。當時水體的磷酸鹽濃度明顯增加，因此須慎防過多營養輸入。
3. 目前高山溪殘材壩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。
4. 由監測結果顯示，農業及人為活動較密集之區域，導電度及營養鹽濃度均較高，故持續監測關鍵水質項目仍屬必要，且若能適度控管遊客人數或對生活污水適當收集處理，應可顯著降低七家灣溪流中下游之營養鹽濃度。
5. 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；然濱岸植群較其他生物相復原的時間長。此外，線截樣區四期調查中地被層外來種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢。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，雖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，未來監測重點除濱岸植群之微環境影響，亦需關注於外來種植物入侵潛力的監控。
6. 四月起武陵路從雪山登山口至武陵山莊路段的盤古蟾蜍路死個體極多，希望可規劃路下方野生動物通道，以減少每年春秋的動物遷移時的路死數量。
7. 鉛色水鶉利用人工建物築巢的比例很高，因有些建物的安全條件不佳，建議可在適合地點掛設不同設計的巢台，測試其偏好。

8. 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、台中縣政府保育課、退輔會武陵農場、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. 壩體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監測魚類與其他環境與生物因子的變化，其監測記錄亦可提供往後壩體改善時之重要依據。
3. 七家灣溪一號壩壩體改善後，石附生藻類生物量在壩下已回復，但在壩體改善前，壩上、下游藻屬組成已有差異。此結果是否為壩體改善的影響必須持續監測，以了解其藻類群集組成的差異是否會進一步影響食物鏈的結構。
4. 設立自動水質監測站，定期蒐集水質資料，以評估七家灣溪水質之變化，供管理及決策參考。
5. 8.1 ha 農地回收仍有四區存在植栽之山櫻花、楓香，且 D 區之苗木較為矮小，然其大扁雀麥、加拿大蓬等豐富度極高，應加強撫育以利生長。此外，8.1 ha 回收農地之地被層植群多樣性分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。然因未完成一年以上之監測，故建議仍須持續調查農地回收後之植群演替變化。另區集 A、F、G 地被層多樣性較區集 D、E 為高；又此區集 A、F、G 亦是造林成效相對較佳者，因此針對未來回收農地之經營管理，建議可適當刈草植林。
6. 由 9 年數據可看出，流量為常態發生而非暴增時，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 2010~2011 年初，因此土地利用類

- 型考慮以能增加水留存量為主，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，而得以維持櫻花鉤吻鮭的食物來源。
7. 根據濱水帶昆蟲群聚長期調查，建議因每 3 年或 5 年進行 1 年期至 3 年期的監測計畫。
 8. 持續監測氣候變遷對溪流鳥類影響，如洪水對溪流鳥類族群量造成的變動，以及全球暖化後溪流鳥類的繁殖時程是否有所變化。
 9. 七家灣溪一號壩壩體結構改善後至今半年已有明顯之河道沖淤現象與泥砂粒徑改變，持續監測之掌握有其必要。以監測調查資料為基礎，針對河段尺度與集水區尺度的河相變化進行深入探討，方可藉由長期的紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。
 10. 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，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。
 11. 目前國際上正在推行生物多樣性資訊全球唯一識別碼(LSID)，目前雖尚未被普遍接受，未來仍應注意其發展，必要時得適時跟上國際腳步。本計畫收集的每筆資料均已依照 LSID 格式賦予全球唯一識別碼。
 12. 後續的調查計畫，須持續增補資料，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。

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 and effects of the point source pollution derived from agriculture and the recovered 8.1 ha of agricultural zone in 2005 along the 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. A similar pattern of aquatic communities was observed in June, August, and October 2011. This indicates that the typhoon which occurred in this summer had no significant effects on the aquatic organisms in the Wuling stream. There were clear seasonal patterns in 2011 and 2010, indicating that there wasn't significant influence on aquatic communities in Cijiawan Stream after dam removal. It is clear that the timing of dam-removal and the duration of dam-removal is appropriate for the aquatic organisms in the stream.
2. There were different patterns in aquatic insects and salmon between the upstream and downstream of 1st dam in 2010. However, the same cluster in 2011 suggests that the patterns of aquatic insects and salmon were similar between the upstream and downstream of 1st dam. This indicates benefits of aquatic organisms derived from an ecological corridor after dam-removal in the stream.
3. The feeding of birds should not be affected by the dam. The pattern of birds was similar to that of macroinvertebrates, and there was no difference between the upstream and downstream of 1st dam. Unlike the birds, the shovelmouth minnow would be separated by the dam, thus the pattern of the fish was similar to that of algae because of the feeding relationship last year. However, the pattern of the shovelmouth minnow became similar between the upstream and downstream of 1st dam in 2011. The shovelmouth minnow and salmon was no longer clustered with the pattern of their food. This suggests that there was a free pathway between the upstream and downstream after dam-removal, and this made it easier for the fish to feed on the upstream or downstream without separating by the dam.
4. Overall, high turbidity after dam-removal disappeared immediately. The stream food sources such as epiphytic algae and fine particulate organic matter and parameters of water quality recovered in 1 to 2 weeks. Aquatic insects required longer time to recover, about 1-2 months. There appears no direct influence of dam-removal on riparian vegetation, terrestrial insects, and birds. However, they are still need to be monitored. The impact of dam-removal on salmon appears to be reduced to minimum by removing the population to Breeding Center prior to the project.

一、前言

(一) 計畫緣由

雪霸國家公園位於台灣中部偏北，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、台中縣和平鄉，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台灣櫻花鉤吻鮭 (*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台灣，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」，指定並公告台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，主要著重在台灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(如 Wang, 1989; Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄, 2001a、b)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與台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，這些生物可能都與台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台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，進而影響台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台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，發現影響台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，更會對台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，水溫亦是影響台灣櫻花鉤吻鮭生殖(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 世紀末台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，配合台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，並藉此掌握台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，對於保育台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)指出台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 月雪、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，台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)研究發現在壩體改善後，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會有相反的影響。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载力，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，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。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。

昆蟲的分布及組成會受棲地植群影響。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)。濱岸帶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。七家灣溪濱岸帶昆蟲指標群經 2004~2006 年調查分析結果, 顯示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)。而各測站之指標群昆蟲組成百分比在測站七家灣溪變化較大, 而高山溪及有勝溪變化較小, 顯見此組成可當作各測站昆蟲指標群, 但排序會受到各溪段環境影響。

在溪流與濱岸帶活動的生物除了陸域昆蟲外, 還有非昆蟲無脊椎動物、兩生類及爬蟲類。2010 年於七家灣溪流域共採集三門 8 種非昆蟲無脊椎動物, 分屬於節肢動物門中的蛛形綱(水蟎與水蜘蛛 2 種)、甲殼綱(端腳目與等腳目 2 種)、扁形動物門 1 種與軟體動物門 3 種等, 本年記錄類群數與採集數量明顯較 2004 年減少。兩生類的部分, 由七家灣溪流域年度間兩生類的數量及密度變遷來看, 在 2006-2008 年都顯著比 2004-2005 年低。且梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍五年來的雄性體型有顯著差異, 且後三年的體長平均值逐漸增加。此現象有以下推論: 一個可能是新個體進入生殖族群的量變少, 使生殖個體都是年齡較大且體型較大的; 另一可能是所有個體的生長速度增加造成體型較大(可能因為溫度變暖)。

爬蟲類的調查自 2004 年至 2010 年，共記錄過 10 種蛇類，主要在四月到十月之間出現。在武陵地區紅斑蛇為主要蛇種，佔所有蛇類總數 80%。

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。

水棲昆蟲為台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)。武陵地區水棲昆蟲種類相當豐富，目前約有 6 目 32 科 52 種，主要種類為四節蜉蝣科(佔總隻數 25~30%)、扁蜉蝣(10%)、沼石蛾科(10%)、流石蛾科(5%)、網石蛾科(3%)、長角石蛾科(3%)及搖蚊科(10~15%) (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)。

雖然水棲昆蟲種類變化不大，但受颱風干擾大，尤其是水質優良的指標物種受颱風影響更明顯。連續 6 年數據(2003~2008 年)看出，生物量以位於七家灣溪二號壩測站為最多。每年年初為高峰，但 2005~2006 年的生物量明顯減少，可能是因為流量暴增對水棲昆蟲群聚之影響。2007 上半年因 2006 年下半年洪流較小，使得生物量回復至較高水準，但是 2007 年下半年洪流造成生物量低迷，並且延續至 2008 年。由 MDS 分析顯示，有勝溪測站的群聚結構和其他各測站較不相似，不過有勝溪測站開始趨向其他各測站之結構，可能因農地回收之成效，須待長期監測作驗證。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動力。2003~2005 年的颱風頻度及強度逐年增加，亦使群聚結構驅向某一特定群聚結構方向變動。2006 年颱風頻度及強度減小，群聚結構有回移的情形，然而 2007 年 8 月及 10

月的二次強颱中止了群聚結構之回移，並再趨向洪流干擾的方向移動，且變異度高於 2005 年，而 2008 年的變異度也類似於 2007 年(林幸助等，2008)。

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。

戴永禎(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)。

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。在雛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台灣鏟頰魚(*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。

(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. 台灣櫻花鉤吻鮭族群、年齡層與歷年動態變化之分析。
4. 探討台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

武陵地區位於台灣中部，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 2005 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)與櫻花鈎吻鮭繁殖場測站(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 2005 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。台灣櫻花鉤吻鮭除於共同樣區及共同時間計數觀測外，預計於6月及10月進行全流域計數調查。

針對七家灣溪一號壩壩體改善前、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

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台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 年以及 2011 年的生物調查數量，依採樣時間及地點，特別是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)，進行資料整理分析。統計軟體以 R 軟體(<http://www.r-project.org/index.html>)中的熱圖進行分析，將原始資料經過轉換後再進行分析，分群的方法以階層式分群法進行分群。利用物種在同年度不同數量組成的規律性，來代表物種間可能存在的食性關係，同時以不同的生物類群組成在每個月的規律性進行月份分群。

三、成果

(一)各子計畫成果

1. 七家灣溪一號壩壩體改善後，壩下100公尺與繁殖場兩測站瀨區與流區的石附生藻類生物量皆可在兩週內回復至壩體改善前的水準。
2. 七家灣溪一號壩壩體改善後，壩上100公尺的石附生藻類生物量只能於潭區留存且在約兩週內回復，瀨區與流區仍維持較低的藻類生物量。
3. 七家灣溪一號壩壩體改善後，壩下100公尺的石附生藻類群集藻屬豐富度與歧異度皆於兩週內增高，且高於壩上游100公尺測站。
4. 相較於壩體改善效應，降雨的沖刷會導致一號壩上、下游石附生藻屬群集中藍綠菌相對豐度的明顯提升。
5. 石附生藻屬群集分析中，多尺度空間排序的結果顯示一號壩壩體改善後，對壩上與壩下測站的影響在時間變化上較棲地間的差異明顯。
6. 因為受到一號壩改善工程的影響，雖然一號壩下游100 m測站有高流速與高懸浮顆粒(TSM)濃度，但是有機物質比例卻很低，代表施工所帶來的TSM中大部分都是生物無法直接利用的無機物質，但是約兩週後可以恢復。
7. 因為受到一號壩改善工程的影響，一號壩下游繁殖場測站泥沙沉積嚴重，底質中有機物質的含量亦低。
8. 高山溪在二號壩址與一號壩下之殘材壩，在雪霸國家公園管理處進行裁切作業後，其高度已有下降；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，高差也有3公尺多，但普遍呈現下降趨勢。
9. 各測站之物理棲地與底質類型調查結果，除七家灣溪一號壩上下游外，其餘測站與過去調查成果無劇烈變化，評估與今年觀測區無強烈暴雨事件有關。
10. 七家灣溪二號破壩在歷經長時間的沖淤變化後，調查發現壩體的下游因兩岸為岩盤束縮河道，流速加快。
11. 七家灣溪一號壩改善後，河道已形成連續通道，上游較多小型、大型礫石，坡降約在為4.4%上下，一號壩下游則為粗石、小型礫石，坡降為3.6%，棲地類型皆以緩流與淺灘為主。
12. 司界蘭溪之年度調查結果顯示，其河道變為較寬廣而導致河道與

地貌變化較為劇烈，坡度較去年度變緩，棲地類型則與去年相似以淺灘為大宗。

13. 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，架設攝影機、濁度計、水位計等自動監測儀器，並於不同階段進行現地調查，已完整紀錄壩體改善前中後之泥砂運移與水位變化之歷程。
14. 原本攔蓄於一號壩壩體後方的泥砂在為期約兩周的工程中，透過人為的干擾如土方回填與壩體結構移除工程以及自然運移等不同的形式被帶往下游。
15. 觀魚台所量測的濁度值於壩體拆除期間皆低於 15 NTU，但受到降雨的影響濁度升高，約可在 4 小時至 14 天恢復至常流量濁度值；萬壽橋之濁度測值於壩體拆除前約 27 NTU，在壩體拆除工程影響下，濁度最高達 627 NTU，濁度約在 15 至 16 天內恢復正常。由監測結果可知拆壩工程之人為干擾與降雨之天然干擾所造成的濁度影響尺度相近。
16. 七家灣溪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，溯源侵蝕的範圍亦逐漸向上游延伸，2011 年 6 月 9 日縱斷面調查結果發現僅延伸至上游約 150 公尺處。米雷颱風後，6 月 29 日縱斷面結果可發現溯源侵蝕頂點已往上遊延伸至 250 公尺處，而由 7 月 26 日與 8 月 8 日縱斷面可發現溯源侵蝕速度已減緩。
17. 水質監測結果顯示，武陵地區大部分溪流水質良好。七家灣溪流中人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，仍必須持續監測關鍵水質項目。
18. 在壩體改善工程前，有一場較大之降雨，致使在工程進行間，亞硝酸鹽氮及氨氮之濃度較高，但在工程結束約一至二週後，兩者之濃度隨即降回與上下游測站近似之水平。
19. 回收農用地水質監測項目暫無明顯變化跡象，但山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度明顯比七家灣溪測站高，顯示該區水質仍受到人為活動影響。
20. 桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)及高山溪(#8)等測站之周邊土地利用，植群覆蓋皆>80%。一號壩上游(#13)測站之裸露地佔 35%，遠較其他測站(<10%)為高。

21. 線截樣區內共記錄維管束植物 40 科 61 屬 76 種；其中以菊科(Compositae) 植物種數最多。地被層可分為五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣赤楊小苗(Seedlings of *Alnus formosana* type)型，以及臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)。
22. 線截樣區之喬木層多樣性以 2010 年春季調查最高。地被層植物之總種數及種豐富度指數變化中，不同時期、測站間均具顯著差異，但無交感差異。2010 年秋季、2011 年春季之地被層多樣性較高，而一號壩上游(#12)、觀魚臺(#4)測站之地被層多樣性也較高。
23. 臨時樣區內共記錄維管束植物 48 科 95 屬 123 種，亦以菊科植物為調查中種數為最多者。地被層可分為臺灣澤蘭型及頂芽狗脊蕨型(*Woodwardia unigemmata* type)。
24. 8.1 公頃回收農用地之植群監測中，發現所有樣區之土壤 pH 值屬中性。喬木層植物主要為山櫻花、楓香、桃等植栽樹種，而地被層植物以禾本科(Poaceae)種數為最多者，其次為菊科，且三季調查皆以此二科為主要優勢。地被層可分為大扁雀麥型(*Bromus catharticus* type)與加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)。
25. 水棲昆蟲種數逐年微量增加，由 2003 年 6 目 27 科 46 物種(Taxa) 增加至 2010 年之 6 目 37 科 64 物種(Taxa)，而 2011 年達 6 目 37 科 67 物種(Taxa)。
26. 毛翅目之長鬚石蛾(Stenopsychidae)數量增加，2008~2009 年沒採獲之黑管石蛾(Uenoidae)復於 2010 年及 2011 年有採獲記錄，因此毛翅目這二物種可作為極端洪流的生物指標。
27. 以快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) 進行棲地評價，各測站介於無損害到中度損害之間。
28. 各站所採獲水棲昆蟲數量於每年的 1 或 2 月可達高峰，但於溼季中下降。各站所採獲中大型水棲昆蟲數量與櫻花鉤吻鮭之時間動態變化相似，顯現其可能之食性關係。
29. 農業區下游之觀魚台測站今年水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較其他測站為高，顯示 2006 年農地回收政策已具有成效。

30. 2003 年到 2011 年各測站之水棲昆蟲群集分析顯示有勝溪測站連續 9 年皆為單一群，而其他測站則屬另一群。但兩群於 2009 年~2011 年時有所交集，顯示有勝溪測站開始與其他測站有相近結構之趨勢，而且武陵地區於 2003 年及 2010~2011 年的群集結構亦頗相近。
31. 司界蘭溪棲地評比及多樣性指數，天然林之上游優於有農業活動的下游。
32. 一號壩壩體改善工程對七家灣溪的水棲昆蟲群集產生約 2.5 個月的負面直接影響，導致數量和多樣性下降，且壩體下游兩測站受到之影響較上游兩測站大。一號壩下游測站首當其衝遭受較大衝擊，個體數大幅下降，多樣性亦下降至最低。
33. 從 2004 年 4 月至 2011 年 3 月止，陸棲昆蟲調查結果累計 177,887 隻，23,275 筆資料，共分為 24 目，已鑑定 190 科，尚有 19,454 筆資料鑑定至目。
34. 武陵濱水帶樣區昆蟲群集結構，主要為彈尾目 (Collembola)、鞘翅目 (Coleoptera)、雙翅目 (Diptera) 以及膜翅目 (Hymenoptera)，可作為武陵地區模式群。
35. 本年度蛙類總共捕捉 877 隻，捕獲量分別為盤古蟾蜍 536 隻、梭德氏赤蛙 298 隻與斯文豪氏赤蛙 43 隻。今年度調查結果與往年相似，濱岸兩生類數量隨著各物種的生殖季而有月份間的波動。
36. 針對壩體改善工程的密集監測顯示，施工過程對兩生類沒有造成太大的影響。不論成蛙或蝌蚪，各次調查的數量波動都與往年相似，不因施工而有顯著下降。
37. 水生非昆蟲無脊椎動物共記錄節肢動物門、扁形動物門與軟體動物門等三個類群，以節肢動物門中的水螈最為優勢，數量佔總數量約 94%。今年所有樣站的水螈密度皆高於去年。壩體改善工程對水螈密度有顯著影響，位於壩體下游的樣站在施工後水螈密度顯著下降，但在密集監測期間都未回升。
38. 回收農地之小型哺乳類監測共完成三次調查，總計 4420 籠次的努力量中，共記錄了短尾鼯、長尾麝鼯、煙尖鼠、臺灣森鼠、黑腹絨鼠、巢鼠、鼯鼠等 7 種共 1571 隻個體，以臺灣森鼠為最優勢種。其他捕捉到的動物有盤古蟾蜍和麗紋石龍子。

39. 臺灣櫻花鉤吻鮭年度監測資料顯示與歷年結果差異不大，但相較於過去幾年，高山溪樣站發現有較多的鮭魚記錄。在上游樣站的二號破壩，於一號壩工程改善後也發現臺灣鏟頰魚的紀錄。
40. 今年六月普查結果顯示，六月份武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 4,294 尾，其中一齡小魚有 1,823 尾，二齡中型鮭魚有 1,806 尾，三齡大型成魚則有 665 尾，族群結構呈現以小型鮭魚較多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構。十月份的調查結果則共計有 5,478 尾，為歷年來新高記錄，其中一齡小魚有 2,087 尾，二齡中型鮭魚有 2,391 尾，三齡大型成魚則有 1,000 尾，族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的中胖型的族群結構。
41. 與去（2010）年普查的族群數量比較，今年六月（4,294 尾）與十月（5,478 尾）較去年十月（4,149）分別增加了 145 尾與 1,329 尾，顯示今年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭受到天然災害的影響不大，且族群更新狀況良好。
42. 七家灣溪一號壩壩體改善後，已有部分上標誌的櫻花鉤吻鮭可通過一號壩上溯至上游河段或三號壩前，而在二號壩以上的河段所發現的臺灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現的臺灣鏟頰魚幼魚群，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。高山溪殘材壩前河段則為魚群在施工期間與完工後的庇護所之一。
43. 鳥類調查的結果發現，今年 3 月河烏(*Cinclus pallasii*)數量達到 2004 年以來的最高峰，反應出近兩年無明顯夏季洪峰與水生昆蟲數量回升現象。鉛色水鶇(*Rhyacornis fuliginosus*)數量在本年度夏季達到歷年新高，研判已接近族群承載量。
44. 鳥類巢位調查共找到 8 個河烏巢位、16 個鉛色水鶇巢次，其中鉛色水鶇有 8 巢構築在岩壁上，另 8 巢構築在人工結構物上。目前共繫放了 19 隻河烏(含 1 隻成鳥)和 25 隻鉛色水鶇(含 5 隻成鳥)。
45. 七家灣溪一號壩改善後，下游段河烏數量較上游段有較大幅度下降現象，然以陸生昆蟲為主食的鉛色水鶇則無此現象，可能是下游水生昆蟲受到細沙覆蓋衝擊所致。

46. 本年迄今收集陸生昆蟲資料1419筆、陸生昆蟲資料991筆、水質資料49筆、藻類資料549筆，魚類資料300筆，兩生及爬蟲資料376筆，鳥類資料172筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共74305筆(涵蓋15綱99目406科826種生物物種)，水體環境資料共2571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2183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。
47. 本計畫收集的原始生態調查資料，將以XML及資料庫及Drawin Core Archieve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)。
48. 本計畫收集的每筆資料均已依照 LSID 格式賦予全球唯一識別碼。
49. 整合分析各類水生生物數量的時間變化，發現今年(2011)的10月與6、8月的各類生物數量極為相似，顯示今年夏天的颱風並未對武陵地區溪流生物帶來影響。今年與去年(2010)的生物數量皆有很清楚的季節性變化型態，顯示一號壩壩體改善工程對於七家灣溪水生生物數量影響不大，壩體改善工程開始的時機選擇與工程延續的時間控制(一個星期)皆能發揮很大成效。
50. 整合分析各類水生生物數量的空間變化，發現去年的水棲昆蟲與臺灣櫻花鉤吻鮭數量變化可以分為壩上與壩下的不同，但是今年的壩上與壩下的差異變小，尤其壩體改善工程後數量之月別組成逐漸趨近，顯示一號壩壩體改善工程後對溪流生物所帶來的生態廊道效益。
51. 鳥類攝食並不會受到壩體存在影響，而與水棲昆蟲數量極為相關，因此並沒有壩上與壩下的差異。然而臺灣鏟頰魚數量的移動會受到壩體的限制，因此去年其數量變化會與附生藻類變化極為相似，但是今年的臺灣鏟頰魚數量變化上已無壩上與壩下的差別，且並未與附生藻類生物量變化歸群在一起，而且臺灣櫻花鉤吻鮭的數量變化亦與水棲昆蟲分開，可能原因是壩體改善後，臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚皆能自由通過與往來壩體缺口攝食，因此兩種魚類皆不在受限於下游河段，自然與其食物來源之數量沒有密切相關了。

52. 整體來說，壩體改善工程所帶來的高濁度，在工程結束後一天隨即降低；溪流生態系的附生藻類與細顆粒有機物等食物來源以及水質參數會在 1~2 週內恢復；水棲昆蟲則需要較長時間，約 1-2 個月才能恢復到壩體改善前數量。濱岸植群、陸棲昆蟲以及鳥類目前似乎還未直接受到壩體改善工程影響，但仍需持續研究調查。臺灣櫻花鉤吻鮭因為雪霸國家公園管理處在壩體改善前已事先妥善安置，因此工程對於鮭魚的影響已減到最低。

(二) 整合成果

從熱圖(圖1-7)的結果來看,群集(cluster)在一起的物種代表有相同的年度數量調查變化。可依時間、空間以及食性面向進行討論:

1. 時間:今年(2011)與去年(2010)的月份分群沒有太大的變化,大致上可將2、4月群集在一起,而6、8月則歸為另一群。但是不同的是今年的10月與6、8月的各類水生生物數量較相似,顯示今年夏天的颱風並未對武陵地區溪流生物帶來影響。兩年的物種數量月別變化來看,皆有很清楚的季節性變化型態。尤其是今年5月下旬所執行的七家灣溪一號壩壩體改善工程後的6、8與10月,各類生物數量所受到之影響程度並不明顯,顯示一號壩壩體改善工程對於七家灣溪水生生物數量影響不大,亦顯示壩體改善工程開始的時機選擇與工程延續的時間控制(一個星期)皆能發揮很大成效。主要原因推測是在水生生物種類中佔最大部分的水棲昆蟲主要數量高發生在2、4月,而工程開始的時間選擇在5月下旬,與水棲昆蟲主要發生的時間錯開後,可將工程對於溪流生物數量的干擾降低,因此在今年的各類水生生物數量與去年相較並沒有太大變化。
2. 空間:各類水生生物數量分群依七家灣溪一號壩上(#4、#12)與壩下(#13、#5)進行分析。去年的結果顯示,水棲昆蟲在壩上與壩下的月別數量變化很相似,因此可以將各類水棲昆蟲數量歸群在一起,但若仔細區分,還是可以分為壩上與壩下的不同。由今年的各類水生生物數量群集分析,可以發現壩上與壩下的各類水生生物數量分群差異變小,水棲昆蟲常與其他物種被歸群在一起。臺灣櫻花鉤吻鮭的數量月別組成在去年(圖1-7. A)壩上與壩下明顯不同,被分在群集的兩端。但是在今年壩體改善工程後,截至今年10月的鮭魚數量調查顯示,壩上與壩下的鮭魚數量月別組成逐漸趨近。雖仍仍分屬於兩個不同的群集,但是比起去年,在今年有更相似的數量月別組成,顯示一號壩壩體改善工程後對臺灣櫻花鉤吻鮭所帶來的生態廊道效益。
3. 食性:溪流鳥類的移動並不會受到壩體存在的限制,因此在壩上與壩下所記錄到的鳥類數量,都與水棲昆蟲有數量上的月別規律,也就是並沒有壩上與壩下的差異。大致上水棲昆蟲數量多的月份,可以記錄到的鳥類數量也較多,無論是在今年或是去年都有相同的結果。相反地,魚類的移動因為

受到壩體存在的限制，推論數量變化的月別規律性會與當地的食物來源規律性相似，因此去年的臺灣鏟頰魚數量與當時附生藻生物量的月別變化被歸為一群，而且壩上與壩下的組成結果亦相似，因此臺灣鏟頰魚數量與附生藻數量在空間的月別變化差異不大。今年的臺灣鏟頰魚數量月別變化上已無壩上與壩下的差別，但是附生藻類的月別變化與去年截然不同，所以並沒有與臺灣鏟頰魚數量歸在一起。今年臺灣櫻花鉤吻鮭的數量月別變化雖然在壩上與壩下較去年相似，但是今年歸群的結果卻與主要的食物來源水棲昆蟲分開，可能原因之一是壩體改善工程前，已先將下游之臺灣櫻花鉤吻鮭移走有關；另一個可能原因是壩體改善後，臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚皆能自由通過與往來壩體缺口攝食，因此兩種魚類皆不在受限於下游河段，自然與其食物來源之數量沒有密切相關了。

壩體改善後生物及非生物因子恢復時間(圖 1-8)圖顯示，整體來說，壩體改善工程所帶來的高濁度，在工程結束後一天隨即降低；溪流生態系的附生藻類與細顆粒有機物等食物來源以及水質參數會在 1~2 週內恢復；水棲昆蟲則需要較長時間，約 1-2 個月才能恢復到壩體改善前數量。濱岸植群、陸棲昆蟲以及鳥類目前似乎還未直接受到壩體改善工程影響，但是隨著河道的上溯侵蝕與寬度的擴展所導致的地形與地貌改變，可能的影響結果仍需持續研究調查。臺灣櫻花鉤吻鮭的部分，因為雪霸國家公園管理處在壩體改善前已事先妥善安置，因此工程對於鮭魚的影響已減到最低。

透過熱圖以及生物數量恢復的時間軸結果來看，顯示工程開始的時機、工程進行的時間與相關配套的措施，可以使壩體改善工程對於水生生物產生的影響降到最低，因此未來在溪流壩體改善工程的經營管理上，針對水生生物的部分建議：(1) 工程應選擇適宜的時機，例如春夏季節交替時，以避開各類水生生物數量最多的時期；(2) 工程進行時間應儘量縮短至一個星期；(3) 具敏感性與保育類物種可事先妥善安置。

四、結論與建議

(一) 結論

1. 整合分析各類水生生物數量的時間變化，發現今年(2011)的 10 月與 6、8 月的各類生物數量極為相似，顯示今年夏天的颱風並未對武陵地區溪流生物帶來影響。今年與去年(2010)的生物數量皆有很清楚的季節性變化型態，顯示一號壩壩體改善工程對於七家灣溪水生生物數量影響不大，壩體改善工程開始的時機選擇與工程延續的時間控制(一個星期)皆能發揮很大成效。
2. 整合分析各類水生生物數量的空間變化，發現去年的水棲昆蟲與臺灣櫻花鉤吻鮭數量變化可以分為壩上與壩下的不同，但是今年的壩上與壩下的差異變小，尤其壩體改善工程後數量之月別組成逐漸趨近，顯示一號壩壩體改善工程後對溪流生物所帶來的生態廊道效益。
3. 鳥類攝食並不會受到壩體存在影響，而與水棲昆蟲數量極為相關，因此並沒有壩上與壩下的差異。然而臺灣鏟頰魚數量的移動會受到壩體的限制，因此去年其數量變化會與附生藻類變化極為相似，但是今年的臺灣鏟頰魚數量變化上已無壩上與壩下的差別，且並未與附生藻類生物量變化歸群在一起，而且臺灣櫻花鉤吻鮭的數量變化亦與水棲昆蟲分開，可能原因是壩體改善後，臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚皆能自由通過與往來壩體缺口攝食，因此兩種魚類皆不在受限於下游河段，自然與其食物來源之數量沒有密切相關了。
4. 整體來說，壩體改善工程所帶來的高濁度，在工程結束後一天隨即降低；溪流生態系的附生藻類與細顆粒有機物等食物來源以及水質參數會在 1~2 週內恢復；水棲昆蟲則需要較長時間，約 1-2 個月才能恢復到壩體改善前數量。濱岸植群、陸棲昆蟲以及鳥類目前似乎還未直接受到壩體改善工程影響，但仍需持續研究調查。臺灣櫻花鉤吻鮭因為雪霸國家公園管理處在

壩體改善前已事先妥善安置，因此工程對於鮭魚的影響已減到最低。

(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、退輔會武陵農場、農委會林務局保育組、台中縣政府農業處保育科

1. 壩體改善後環境因子或是基礎生產者的生物量大致上皆符合預期結果，首次的大雨事件為米雷颱風期間，明顯的溯源侵蝕加劇以及河道走向改變。但是更大規模的洪水事件在今年並沒有發生，因此建議壩體改善後的監測應繼續至明年底，持續針對一號壩上游以及下游 4 個測站進行環境因子以及生物的監測。
2. 2011 年八月觀魚台石附生藻類生物量高於以往約 5 倍。當時水體的磷酸鹽濃度明顯增加，因此須慎防過多營養輸入。
3. 目前高山溪殘材壩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。
4. 由監測結果顯示，農業及人為活動較密集之區域，導電度及營養鹽濃度均較高，故持續監測關鍵水質項目仍屬必要，且若能適度控管遊客人數或對生活污水適當收集處理，應可顯著降低七家灣溪流中下游之營養鹽濃度。
5. 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；然濱岸植群較其他生物相復原的時間長。此外，線截樣區四期調查中地被層外來種植物—加拿大蓬，於觀魚臺(#4)測站、一號壩下游(#13)測站皆屬優勢。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，雖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，未來監測重點除濱岸植群之微環境影響，亦需關注於外來種植物入侵潛力的監控。

6. 四月起武陵路從雪山登山口至武陵山莊路段的盤古蟾蜍路死個體極多，希望可規劃路下方野生動物通道，以減少每年春秋季的動物遷移時的路死數量。
7. 鉛色水鷀利用人工建物築巢的比例很高，因有些建物的安全條件不佳，建議可在適合地點掛設不同設計的巢台，測試其偏好。
8. 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、台中縣政府保育課、退輔會武陵農場、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. 壩體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監測魚類與其他環境與生物因子的變化，其監測記錄亦可提供往後壩體改善時之重要依據。
3. 七家灣溪一號壩壩體改善後，石附生藻類生物量在壩下已回復，但在壩體改善前，壩上、下游藻屬組成已有差異。此結果是否為壩體改善的影響必須持續監測，以了解其藻類群集組成的差異是否會進一步影響食物鏈的結構。
4. 設立自動水質監測站，定期蒐集水質資料，以評估七家灣溪水質之變化，供管理及決策參考。

5. 8.1 ha 農地回收仍有四區存在植栽之山櫻花、楓香，且 D 區之苗木較為矮小，然其大扁雀麥、加拿大蓬等豐富度極高，應加強撫育以利生長。此外，8.1 ha 回收農地之地被層植群多樣性分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。然因未完成一年以上之監測，故建議仍須持續調查農地回收後之植群演替變化！另區集 A、F、G 地被層多樣性較區集 D、E 為高；又此區集 A、F、G 亦是造林成效相對較佳者，職是之故，針對未來回收農地之經營管理，建議可適當刈草植林。
6. 由 9 年數據可看出，流量為常態發生而非暴增時，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 2010~2011 年初，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量為主，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，而得以維持櫻花鉤吻鮭的食物來源。
7. 根據濱水帶昆蟲群聚長期調查，建議因每 3 年或 5 年進行 1 年期至 3 年期的監測計畫。
8. 持續監測氣候變遷對溪流鳥類影響，如洪水對溪流鳥類族群量造成的變動，以及全球暖化後溪流鳥類的繁殖時程是否有所變化。
9. 七家灣溪一號壩壩體結構改善後至今半年已有明顯之河道沖淤現象與泥砂粒徑改變，持續監測之掌握有其必要。以監測調查資料為基礎，針對河段尺度與集水區尺度的河相變化進行深入探討，方可藉由長期的紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。
10. 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，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。

11. 目前國際上正在推行生物多樣性資訊全球唯一識別碼(LSID)，目前雖尚未被普遍接受，未來仍應注意其發展，必要時得適時跟上國際腳步。本計畫收集的每筆資料均已依照 LSID 格式賦予全球唯一識別碼。
12. 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。

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.
- 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.
- 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.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 1998. *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. ISBN-0-934213-59-3
- 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
- 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.
- Leopold L.B. 1969. Landscape esthetics. *Natural History*, 78:37-44.
- 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
- 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 R.J, 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。台灣大甲溪の鱒關の食性と寄生蟲。台灣博物館學會學報，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。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。國立台灣大學植物病蟲害研究所碩士論文。
- 楊正澤。2001。台灣昆蟲分類人力普查與鑑定服務網絡構築。跨世紀台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、營建署及雪霸國家公園管理處編印。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。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。

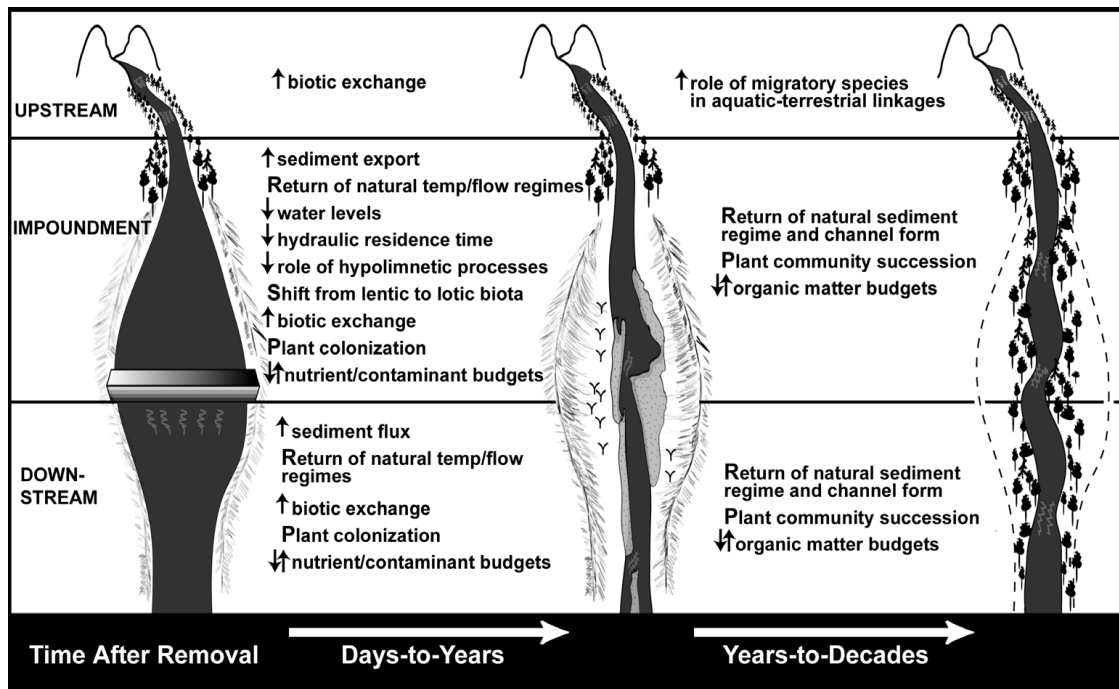


圖 1-2 拆壩後溪流生態系所預測的時空動態變化圖。(Hart et al. 2002)

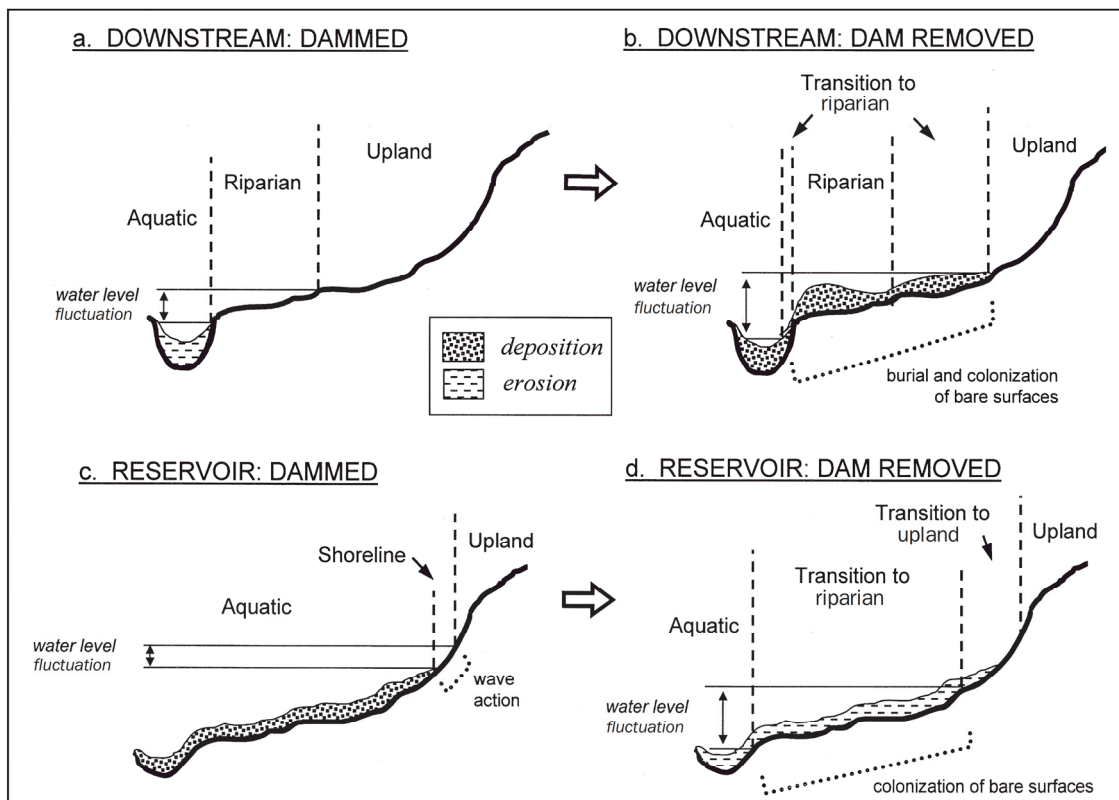


圖 1-3 拆壩前、後主要物理棲地以及濱岸植群的改變。(Shafroth et al. 2002)

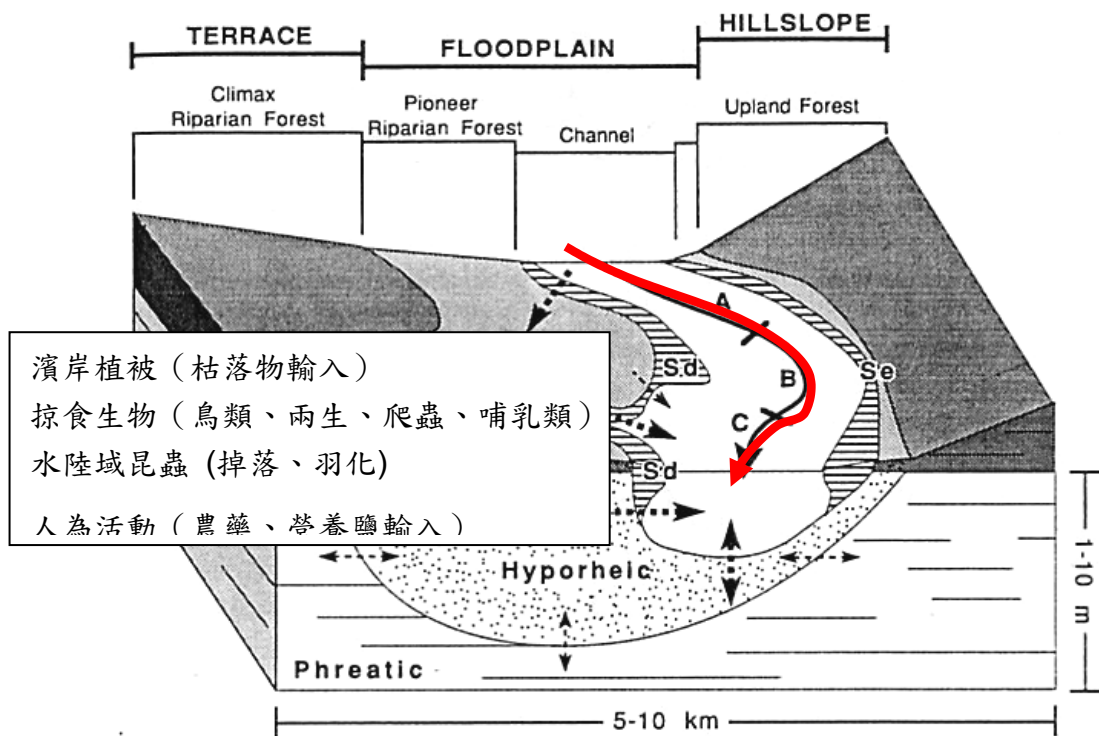


圖 1-4 濱岸水陸域交界帶能量流傳輸模式概念圖

(資料來源：本研究資料)

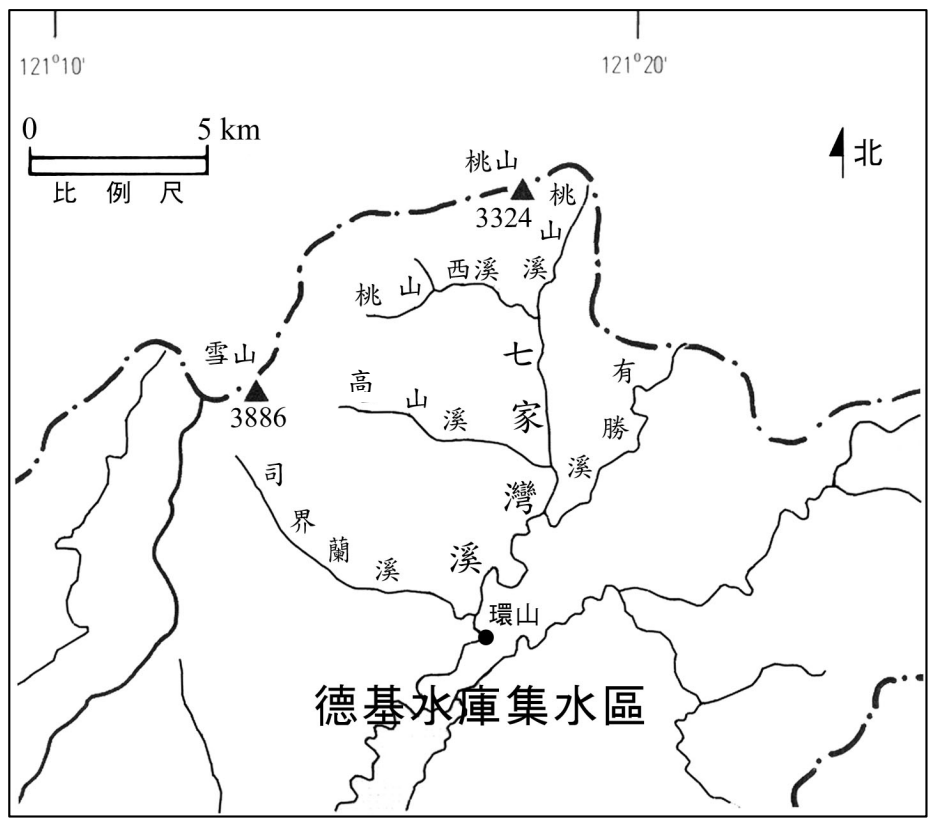


圖 1-5 雪霸國家公園武陵地區各溪流相對位置圖
(資料來源：本研究資料)

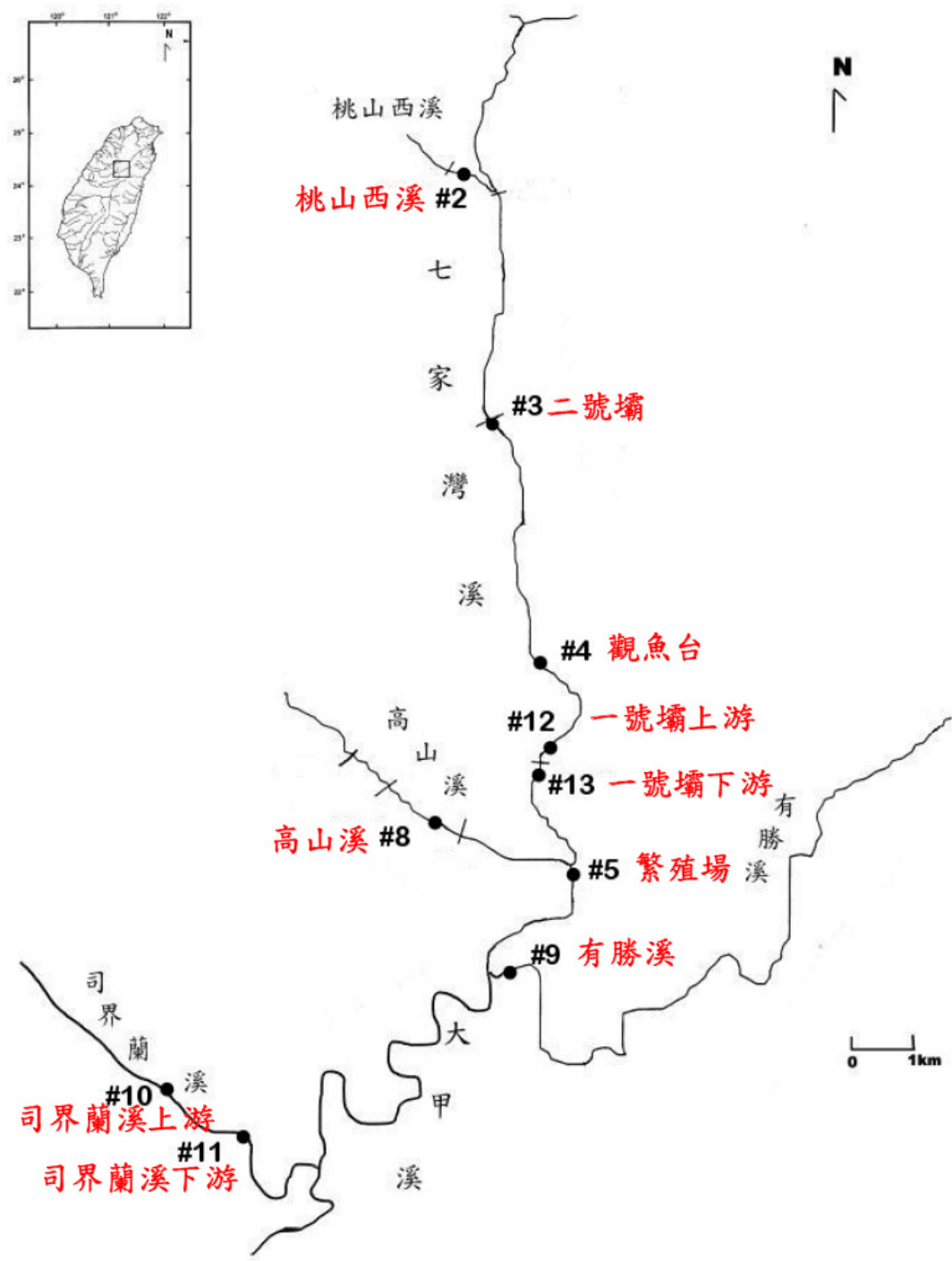


圖 1-6 武陵地區溪流各測站相對位置圖
(資料來源：本研究資料)

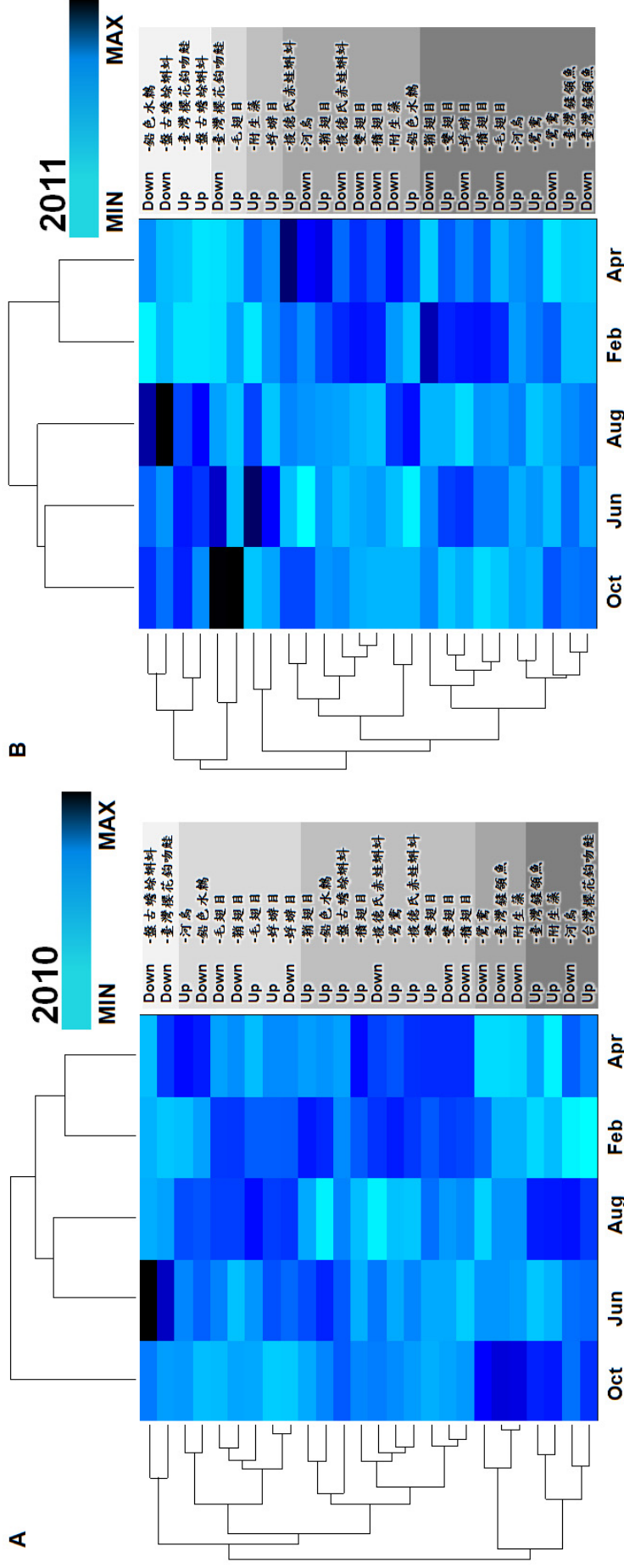


圖 1-7 武陵地區 A) 2010 年物種調查熱圖。垂直軸為調查物種的數量群集，分別為附生藻、水棲昆蟲(鞘翅目、毛翅目、蟬蟬目、積翅目)以及雙翅目)、兩生類蝌蚪(盤古蟾蜍蝌蚪以及梭德氏赤蛙蝌蚪)、魚類(臺灣櫻花鉤吻蛙以及臺灣鏟額魚)以及鳥類(鴛鴦、河烏以及鉛色水鰍)。平行軸為調查時間，分別為 2 月、4 月、6 月、8 月以及 10 月。Up：一號壩上游(#4 以及 #12)，Down：一號壩下游(#13 以及 #5)。熱圖顏色越深代表該物種在該月份有相對較高的數量。(資料來源：本研究資料)

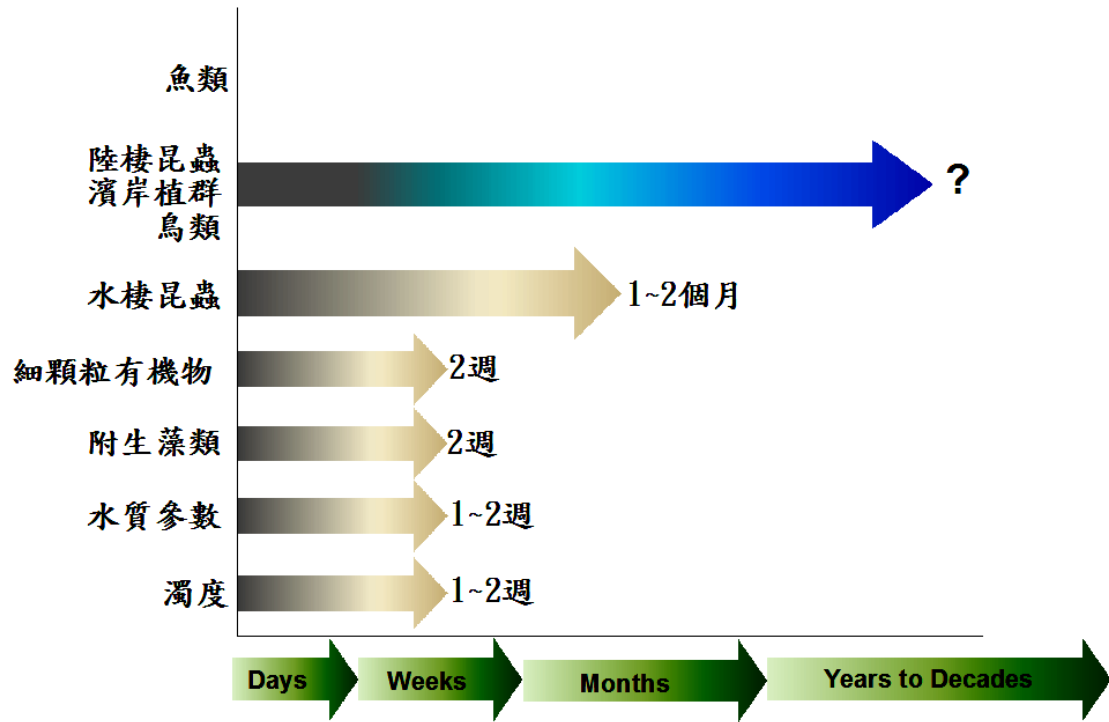


圖 1-8. 壩體改善後生物(附生藻類、細顆粒有機物、水棲昆蟲、陸棲昆蟲、濱岸植群、鳥類以及魚類)及非生物因子(濁度以及水質參數)恢復時間軸。

(資料來源：本研究資料)

第二章 藻類研究

林幸助、莊怡麗、張顥嚴、劉政欣、許鳳育、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台灣櫻花鉤吻鮭。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與模式建構(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，今年的重點著重在七家灣溪一號壩壩體改善工程前、後藻類生物量的差異。透過基礎生產者的採樣調查，瞭解壩體改善過程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，已進行二月、四月、六、八、十月例行性採樣與針對壩體改善工程實行之密集採樣(五月至七月)。司界蘭溪上游與下游兩測站於二月進行年度監測。監測項目為各溪段不同微棲地之石附生藻類生物量。壩體改善工程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、水中傳輸有機物及底層細顆粒有機物。

三、重要發現

各測站間石附生藻生物量以葉綠素 *a* 濃度作為代表，大部分測站在六月平均生物量最高，其中又以有勝溪增加最多；桃山西溪的藻類生物量則如往年在冬春季較高，夏季偏低。而一號壩上游因壩體改善而在夏季略微降低，一號壩下游在壩體改善後仍恢復至往年的高生物量。司界蘭溪上游平均生物量明顯增加，但下游則有下降趨勢。整體來說趨勢與 2010 年不同，大部分測站藻類生物量在今年有上升的現象。從 2006~2011 年的藻類生物量變化發現，藻類生物量最多的測站是有勝溪，大約在每年四月到六月有個高峰期，但是在今年有勝溪測站的高峰在四月就達到以往的最高值，然後持續攀升到六月約高於往年六月的 3 倍之多。

今年的資料顯示流速越快，傳輸量越高。流速快同時有較高的濁度、總懸浮物質(TSM)濃度及有機物質(AFDM)，但是因為受到施工的影響，雖然一號壩下游有高流速、高 TSM 濃度，但是所佔 AFDM 比例卻很低，代表施工所帶來的 TSM 中大部分都是生物無法直接利用的無機物質。同樣狀況在底層細顆粒有機碎屑也可以發現，泥沙沉積嚴重的繁殖場測站，底質中 AFDM 的含量同樣很低。

石附生藻類生物量在壩體改善後明顯降低，觀魚台以及一號壩上游測站的生物量下降至與今年二月的生物量相當，而觀魚台在八月激增為往年的五倍多，但是一號壩上游 100 公尺測站的石附生藻類生物量則尚未回復。在一號壩下游測站，壩體改善後石附生藻類生物量則明顯下降，幾乎沒有藻類，但是兩週過後隨即回復；繁殖場測站在壩體改善後因為受到泥沙覆蓋影響，呈現兩種狀況：被泥沙覆蓋的基質部分完全沒有藻類生長，而基質沒有被覆蓋的部分則有較壩體改善前高的藻類生物量。

四、主要建議事項

立即可行之建議

1. 壩體改善後環境因子或是基礎生產者的生物量大致上皆符合預期結果。壩體改善後，六月底颱風米雷的影響對藻類的影響不大。預估真正大規模干擾會發生在豪雨作用之後。因此建議壩體改善後的監測應繼續至明年底，持續針對一

號壩上游以及下游 4 個測站進行環境因子以及生物的監測。

2. 今年 2 月以來的低降雨，讓七家灣溪流域狀況適合藻類生長，結果顯示藻類生物量持續增加，穩定的環境如果有過多的營養輸入時，水域會產生優化的現象，因此須慎防過多營養輸入。

長期可行之建議

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。

ABSTRACT

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) is an endangered endemic species, which is distributed only in the basin of Cijawan 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 Cijaclan 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; algal biomass of Taoshan West Stream is higher in winter and spring than in summer as usual. At the upstream of the first dam, there is lower biomass in summer after the dam-removal, but the downstream of the first dam had the higher biomass as usual. 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 higher algal biomass.

The stream when higher velocity occurred was found to have higher CPOM flux. 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.

Periphyton biomass became lower after the dam removal at four monitored sites. Little periphyton biomass was found at the downstream of the first dam after dam removal. Further downstream at Breeding Center, some boulders were covered by sand in which no periphyton biomass was observed. However, higher periphyton biomass was observed on uncovered boulders. The project comes to immediate strategies:

1. Environmental factors and biomass of primary producers in general are consistent with the expected results after dam removal. After dam removal, there was less effect of Meari typhoon on algal biomass. We expect that massive disturbance will occur during the next storm. Therefore, the monitoring should be continued to the end of next year.

2. Periphyton biomass continued to increase in the Chichiawan Stream from February to April due to the little rainfall. If there is excessive nutrient inputs, the stream will become eutrophic. The first priority for stream management in the Wuling area is to prevent excessive anthropogenic N inputs.

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.

【Keywords】 ecological monitoring, dam removal, periphyton biomass, CPOM flux, velocity

一、前言

雪霸國家公園位於台灣中部偏北，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、台中縣和平鄉，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台灣櫻花鉤吻鮭 (*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台灣，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」，指定並公告台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，主要著重在台灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(如 Wang, 1989; Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄, 2001a、b)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查，與台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，這些生物可能都與台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台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，進而影響台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台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)，已於 2011 年 5 月 20 日起施工的七家灣溪一號壩壩體改善工程，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)對於壩體改善後溪流生態系所發生的時空動態變化進行預測。在壩體改善初期，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；壩體改善數十年後，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 & 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，壩體改善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壩體改善前沒有差別 (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，壩體改善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壩體改善後發生改變，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，本研究將對此次七家灣溪一號壩壩體改善工程，進行研究壩體改善前、後藻類生物量變化並加以探討。

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. 探討七家灣溪一號壩壩體改善工程前、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

今年本研究共有 10 個測站(圖 2-2)，在二月、四月、六月、八月、九月、十月共進行六次採集以及十二月預定採樣。#10 司界蘭溪上游、#11 下游兩測站僅於二月進行年度監測。司界蘭溪於七家灣溪下游匯入大甲溪，曾為櫻花鉤吻鮭魚苗放流地點。測站位於環山部落，上游處為一開闊測站，附近無農業干擾，今年上游河道變寬，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，其中二號壩為今年新增測站。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 m 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 200 m 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。

#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。

#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。(在壩體改善後一週的 6 月 11 日之後，因棲地改變因此只區分為近壩的上游、遠壩的下游。近壩的上游約為壩下 50 公尺，遠壩的上游約為壩下 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。(在壩體改善後兩週的 6 月 18 日後，因棲地改變因此只區分為樣站範圍 100 公尺內的上游與下游)。

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。

針對七家灣溪一號壩壩體改善工程，增加三月、五月以及七月為壩體改善監測時間。壩體改善監測的測站為#4(觀魚台)、#12(一號壩上游 100 公尺)、#13(一號壩下游 100 公尺)以及#5(繁殖場)四個測站。採樣時間：第一次採樣監測於 5 月 23 日配合開挖工程進行前與後採樣監測作業(共三次採樣)，主要監測項目為水質、水文以及物理棲地。第二次採樣監測於 5 月 31 日進行壩體改善工程後的採樣監測作業，主要監測項目為水質、水文以及物理棲地。第三次採樣監測於 6 月 4 日壩體改善工程結束後(壩體改善後 5 天)進行，監測項目包含水質、水文、物理棲地以及生物等各子計畫。第四次採樣監測於 6 月 11 日(約 1 週後)進行。第五次採樣監測於 6 月 18 日(約 2 週後)進行。第六次採樣監測於 7 月 4 日(約 4 週後)進行。因為在施工期間，生物調查有其困難度，於壩體改善中(5 月 23~31 日)沒有進行生物部分的監測，僅監測水文與物理棲地狀況。

(二) 石附生藻類監測

1. 石附生藻類生物量

七家灣河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，每個微棲地有三重複。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大於 16~25 cm² 面積的藻樣、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 的)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 630nm、647nm、664nm、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：

$$[\text{Chl } a] = 11.85 \times E_{664} - 1.54 \times E_{647} - 0.08 \times E_{630}$$

$$[\text{Chl } b] = -5.43 \times E_{664} + 21.03 \times E_{647} - 2.66 \times E_{630}$$

$$[\text{Chl } c1+c2] = -1.67 \times E_{664} - 7.6 \times E_{647} + 24.53 \times E_{630}$$

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

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

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

$$E_{664} = \text{波長 } 664 \text{ nm 吸光值} - \text{波長 } 750 \text{ nm 吸光值}$$

$$E_{647} = \text{波長 } 647 \text{ nm 吸光值} - \text{波長 } 750 \text{ nm 吸光值}$$

$$E_{630} = \text{波長 } 630 \text{ nm 吸光值} - \text{波長 } 750 \text{ nm 吸光值}$$

(Parsons et al. 1984)

2. 石附生藻類群集分析

採樣之石附生藻類均質液以 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 300 個細胞，若為絲狀綠藻或藍綠菌則以條單位(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)。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，共五個時間點，包括壩體改善前的 5 月 13 日、壩體改善完成之 6 月 4 日，與之後的 6 月 11 日、6 月 18 日及 7 月 7 日。棲地類型則包括瀨區、流區、潭區三種棲地類型、壩體改善後一號壩下游之近壩的上游與遠壩的下游)。

計數所得之石附生藻類藻屬組成資料進行資料分析，檢測資料是否屬於常態分布，並以對數轉換資料類型後以 PRIMER v6 (Clarke and Gorley 2001)進行石附生藻類群集分析。並以 Bray-Curtis 相似性係數作出樣本間的相似性三角矩陣，再以多元尺度空間排序法(Non-metric Multi-Dimensional Scaling, MDS)，比較一號壩上、下游與棲地間藻屬組成相似度，以進一步討論群集的時空變化。MDS 圖可將不同時間與測站之藻樣間的相似程度表現於二維空間圖上。在空間圖上的位置越近，代表樣本藻種組成越相似，反之則差異越大。若 stress < 0.20 表示該 MDS 圖所顯示藻樣間相似程度能符合實際相似性係數分析結果。此外，歧異度指數 (Shannon-Weaver diversity)與藻屬豐富度(species richness)之計算則用以探討壩體改善前後，一號壩上、下游石附生藻屬多樣性的改變。

(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)

以舒博士水網 (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~1mm 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°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 1000ml PE 瓶收集水樣, 每個樣點採取 5 個重複數, 採樣時間配合壩體改善工程進行, 分為壩體改善前、壩體改善中以及壩體改善後進行樣品採集。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

從 2006~2011 年的藻類累積圖(圖 2-3a)可以發現，藻類生物量最多的測站在有勝溪，且大約在每年的四月至六月有個高峰期。今年四月至六月，有勝溪的藻類生物量累積已超過歷年的高峰，六月的葉綠素 *a* 生物量高達 620 mg m^{-2} 。此外，歷年來有勝溪藻類生物量的月平均值由 2006 年的 14.6 mg m^{-2} 攀升至今年的 201.3 mg m^{-2} 。其他測站(圖 2-3b)的藻類生物量歷年趨勢類似，除桃山西溪夏季生物量較低之外，大致都以四月至六月為石附生藻類的累積時期。

桃山西溪、高山溪以及繁殖場測站在每年十二月到隔年四月會有藻類生物量增加的現象，這可能與河川枯水期有關。然而，不同於往年的趨勢，今年八月桃山西溪藻類生物量累積至 23.4 mg m^{-2} ，相當於今年二月的生物量高峰。另一方面，高山溪、二號壩與繁殖場三個測站的結果皆顯示今年六月石附生藻類生物量較歷年來的六月高。今年八月觀魚台的石附生藻類生物量高峰值 140 mg m^{-2} ，明顯高於歷年高峰值的約 3 倍之多(圖 2-3b)。整體而言，相較於歷年趨勢，武陵地區七家灣溪各測站及其鄰近支流今年的石附生藻類生物量略高於往年。

2009 年開始至今年十月的一號壩上、下游 100 公尺藻類生物量的歷年變化顯示，除了 2009 年藻類生物量偏低之外，一號壩下游 100 公尺生物量皆於冬季與夏季各有兩個高峰值(圖 2-4)。除了 2010 年夏季因降雨較少導致的峰值之外，一號壩上游 100 公尺則大致以冬季的十二月至隔年二月有較高的生物量。整體而言，歷年的一號壩下游 100 公尺的石附生藻類月平均生物量(27.3 mg m^{-2})明顯高於一號壩上游 100 公尺(13.7 mg m^{-2})。

(二) 水中傳輸有機物(CPOM)與底層細顆粒有機物(FBOM)

由 CPOM 的傳輸量可以發現，四個採樣測站的傳輸量在壩體改善前(5 月 14 號以前)呈現類似的趨勢；2011 年 6 月 4 號以後，四個測站的傳輸量趨勢明

顯不同，繁殖場測站(#5)有年度最高的傳輸量 $3692.5 \pm 433.8 \text{ g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 。整體來看，七家灣溪一號壩上、下游(#12、#13)的傳輸量較觀魚台(#4)以及繁殖場(#5)少(圖 2-5)。2011 年與 2004 年同時期的傳輸量相比可以發現，2011 年壩體改善前的傳輸量與 2004 年同時期相近(圖 2-6，比值接近 1)；壩體改善後，四個測站的比值逐漸增加，顯示 2011 年的傳輸量高於 2004 年同期傳輸量。

底層細顆粒有機物顯示年度的變化量(圖 2-7)，#12、#13 以及#5 三個測站有相同的蓄存量趨勢，與#4 顯著不同($p < 0.05$)。結果顯示#4 不受到壩體改善工程的影響，FBOM 蓄存量較高；壩體改善後(6 月 4 日)#4 的蓄存量有明顯下降的現象，推論與洪水事件有關。#13 以及#5 受到壩體改善後泥沙量增加而降低了 FBOM 的蓄存量。

(三) 水質與流速

從壩體改善的過程可以發現溶氧值(DO)逐漸增加(圖 2-8a)，四個測站間沒有明顯的差異，在壩體改善工程後一天(5 月 31 日)可以發現壩下 100 公尺所測得的 DO 值是四個測站的最大值，顯示壩體改善後高流速同時增加水體擾動進而增加 DO 值。從 6 月 4 日至 7 月 7 日，DO 值整體下降，逐漸回到施工前的狀態，之後在八月與十月逐漸降低(九月份因儀器故障缺失測值)。圖 2-9a 上的灰色區塊代表 2010 年同時期四個測站所測得值的範圍，顯示施工過程中，雖然 DO 值會發生改變，但是改變幅度都在 2010 年同時期的範圍內。pH 值的結果也呈現相同狀況(圖 2-8b)，在施工過程中 4 個測站 pH 值變化不大，同時與 2010 年同時期相比沒有顯著差異，顯示壩體改善對於水質沒有明顯的影響。然而在十月的觀魚台與一號壩上游的 pH 值則較 2010 年的測值低。

壩體改善對於流速有明顯的影響(圖 2-9)，所有測站的流速在施工後都明顯增加，觀魚台(#4)測站是四個測站中離一號壩最遠的測站，一號壩上游 100 公尺(#12)則是受到架設便道涵管的干擾，推測這兩個上游的測站流速增加可能與壩體改善前五月的短暫降雨有關，在圖中可以發現壩體改善後(6 月 4 日)這兩個測

站的流速有下降的趨勢。而一號壩下游 100 公尺(#13)，因為直接受到地形改變的影響，從壩體改善開始後流速不斷上升至 6 月 4 日，之後逐漸下降，但由於六月底的米雷颱風導致流速一直到八月才恢復到以往的變動範圍內。而繁殖場(#5)因為河道開闊因此流速明顯低於#13 測站，但是從壩體改善過程可以發現#5 測站的流速從 6 月 4 日開始逐漸上升直到至米雷颱風過後的七月(此時流速與#13 相當)，在八月才恢復到以往的變動範圍。因此，在壩體改善後的 6 月 4 日，一號壩下游 100 公尺#13 測站與繁殖場#5 測站流速的變動剛好呈現相反的趨勢。整體來看，一號壩下游的測站受到壩體改善的影響而有流速增加的現象，而一號壩上游的#4 與#12 則是因為施工期間的降雨造成流速增加現象，在停止降雨後便恢復到干擾前的流速。

(四) 水中總傳輸物質

由圖 2-10A 可以看到 TSM 濃度在施工期間明顯上升，在上游不受壩體改善工程影響的#4，TSM 濃度則無明顯增加。在工程結束後(6 月 4 日)四個測站的 TSM 濃度隨即回到相同的趨勢。進一步從 TSM 中所含有機物來看(圖 2-10B)，可以發現施工期間雖然#13 以及#5 有很高的水中懸浮物質，但是大部分都是無機物；反之，#4 以及#12 在施工期間雖然 TSM 濃度沒有明顯增加，但是水中的 TSM 主要由有機物組成，顯示施工期間泥沙的增加會暫時降低 TSM 中有機物的含量。

(五) 壩體改善前後石附生藻類的時空變化

1. 石附生藻類生物量

(1) 葉綠素 a 生物量

七家灣溪一號壩壩體改善前、後之 4 個重點測站(測站#4、#12、#13、#5)的結果顯示，石附生藻類葉綠素 a 生物量在壩體改善後皆明顯下降(圖 2-11)。其中以#13 測站葉綠素 a 生物量減少的幅度最大，所有的棲地類型在壩體改善後 5

天藻類仍無法拓植到基質上，但在壩體改善後兩週即可恢復至相當於拆壩前的水準。相對的，壩體改善後，一號壩上游 100 公尺(#12)瀨區與流區的葉綠素 *a* 生物量無法恢復，直至九月才逐漸回升。另一方面，壩上的觀魚台(#4)與一號壩上游 100 公尺(#12)兩測站皆於潭區有較高的葉綠素 *a* 生物量，也會於壩體改善後迅速回復。不同的是，#12 測站在壩體改善後所受到的影響主要為向源侵蝕導致瀨區與流區受到干擾而無法恢復。觀魚台#4 則是因為在壩體改善前五月份的降雨導致石附生藻類生物量減少。此外，壩體改善後的七月，所有測站的葉綠素 *a* 生物量皆減少的情況是導因於米雷颱風後的降雨所致。

壩體改善後繁殖場(#5)的流區葉綠素 *a* 生物量有增加的情形，可能導因於上游的#12 與#13 兩測站所被沖刷至#5 並迅速拓殖的藻類。另一可能的原因則是：不同於#13 測站的高流速影響，#5 主要受到泥沙覆蓋的影響，被泥沙覆蓋的區塊藻類便無法生長，在流區因為流速較快不會有泥沙覆蓋，所以有較高的生物量，而瀨區推論因為水中泥沙的沖刷，而較流區的生物量低。

整體而言，除了一號壩上游 100 公尺的瀨區與流區之外，其他測站的石附生藻類葉綠素 *a* 生物量皆能於壩體改善後兩週內恢復至壩體改善前的水準。然而因壩體改善使得一號壩下游 100 公尺與繁殖場兩測站的棲地類型的改變，因此沒有潭區的棲地類型。#13 與#5 的石附生藻類亦只能拓殖於瀨區與流區的棲地環境。

(2) 葉綠素 *b* 生物量

一號壩壩體改善前，各測站的石附生藻類葉綠素 *b* 生物量大部分累積於潭區的棲地類型(圖 2-12)。除了瀨區之外，壩體改善前的 5 月 13 日，一號壩下游 100 公尺的流區與潭區都有較多的葉綠素 *b* 生物量，顯示原本#13 有較多的綠藻拓殖其中。然而，在壩體改善後一週，繁殖場#5 的葉綠素 *b* 生物量在瀨區與流區顯著攀升後，卻在隔週立即減少。推論此現象與上述葉綠素 *a* 生物量的情形類似，可能是上游#13 測站在壩體改善前生長的綠藻在壩體改善後被沖刷至#5 的

短暫拓殖結果。此外，一號壩下游 100 公尺#13 的藻類葉綠素 *b* 生物量在壩體改善後第二週逐漸恢復；較不受向源侵蝕影響的一號壩上游 100 公尺#12 的潭區也是在壩體改善後二週可以迅速恢復。另一方面，不受壩體改善工程影響的觀魚台測站#4，其瀨區與潭區有綠藻拓殖，且降雨後瀨區的綠藻可以迅速生長回復，於今年的八月有極高的葉綠素 *b* 生物量，可達 26.9 mg m^{-2} 。整體而言，#4 與#13 的葉綠素 *b* 生物量高於其他兩測站，且#13 的葉綠素 *b* 生物量在壩體改善後兩週有回升的趨勢，六月底則因米雷颱風降雨的影響而未能繼續累積。

(3) 葉綠素 *c* 生物量

壩體改善前，各測站皆於 4 月有較高的葉綠素 *c* 生物量，尤以一號壩上游 100 公尺(14.1 mg m^{-2})與一號壩下游 100 公尺(14.5 mg m^{-2})的潭區最多(圖 2-13)。壩體改善後的 6 月 4 日，除了繁殖場#5 略增之外，其他測站的葉綠素 *c* 生物量皆明顯減少，此情形與上述葉綠素 *a*、葉綠素 *b* 類似。然而，在壩體改善後，#12 各棲地類型的葉綠素 *c* 生物量皆偏低，雖然於壩體改善後一週略微回升，之後因米雷颱風降雨而再度減少。而一號壩下游 100 公尺#13 與繁殖場#5 的葉綠素 *c* 生物量則於壩體改善後兩週有恢復的趨勢。觀魚台#4 瀨區的葉綠素 *c* 生物量則可於降雨後迅速回復，並於今年八月有高峰值(5.8 mg m^{-2})。整體而言，主要以矽藻貢獻的葉綠素 *c* 生物量在壩體改善後的下游可於兩週內恢復，但因上游的#12 受到向源侵蝕影響而導致流區與瀨區無法恢復。

(4) 2011 年瀨區石附生藻類葉綠素 *a*、*b*、*c* 比例的時空變化

石附生藻類葉綠素生物量比例圖顯示，觀魚台(#4，圖 2-14)全年皆以綠藻為主要優勢藻種。五月的降雨、六月底的米雷颱風使得#4 藻類生物量驟降，降雨過後，以綠藻為主的葉綠素 *b* 生物量得以急遽回升，濃度遠高於以矽藻為主的葉綠素 *c*。在一號壩上游 100 公尺處(#12，圖 2-14)，則以矽藻為主的葉綠素 *c* 較為優勢。在壩體改善後，#12 整體生物量降低，但仍以葉綠素 *c* 生物量為優勢，

並在兩週後回復。另一方面，一號壩下游 100 公尺處(#13，圖 2-15)的葉綠素比例在壩體改善前以矽藻為主的葉綠素 *c* 較多；壩體改善後的兩週(6 月 18 日)則有葉綠素 *b* 突然增高的趨勢，而後受米雷颱風的影響而驟減。距離一號壩較遠的下游繁殖場測站(#5，圖 2-15)的結果則顯示，壩體改善前，石附生藻類生物量組成的比例中，葉綠素 *b* 與 *c* 的濃度大致相當。然而，壩體改善後一週(6 月 11 日)，#5 的葉綠素 *b* 生物量驟升，此現象與#13 的狀況類似，之後亦受米雷颱風影響而降低。

整體而言，觀魚台以綠藻為主的葉綠素 *b* 生物量為優勢，而一號壩上游一百公尺#12、一號壩下游一百公尺#13 在壩體改善前、後皆以矽藻為優勢。壩體改善後綠藻只短暫出現於#13 與#5，並隨即減少，推論可能為上游沖刷所帶來的部分。在較下游的繁殖場#5 之藻類生物量貢獻比例則是葉綠素 *b* 與 *c* 相當。

2. 石附生藻群集組成

(1) 一號壩上游 100 公尺(#12)

一號壩上游 100 公尺(#12)的石附生藻屬相對豐度變化顯示(圖 2-16)，整體而言，壩體改善完成的 6 月 4 日之後，藍綠菌的相對豐度大幅增加，尤其是在瀨區。而每次採樣的所有棲地類型幾乎都會有細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)存在。棲地間的石附生藻屬相對豐度變化情況詳述如下：

a. #12 瀨區

壩體改善前的 5 月 13 日，矽藻中的細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)、缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)以及橋彎藻屬(*Cymbella*)較為優勢。壩體改善後，除了絲狀藍綠菌大幅增加之外，壩體改善後一週的 6 月 11 日出現部分異極藻屬(*Gomphonema*)，但是在隔週的 6 月 18 日又因向源侵蝕的干擾而轉變為與 6 月 4 日相似的組成。而米雷颱風過後的 7 月 7 日則出現大量球狀藍綠菌。

b. #12 流區

壩體改善前的 5 月 13 日，，矽藻中的細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)、橋彎

藻(*Cymbella*)、卵形藻屬(*Cocconeis*)以及絲狀藍綠菌最為優勢。壩體改善後一週的6月11日,出現大量缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*),異極藻屬(*Gomphonema*)也大幅增加,此結果與#12的瀨區類似,但是在流區還有少部分的絲狀綠藻出現。至於米雷颱風過後的7月7日,流區的缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)仍持續優勢,異極藻屬(*Gomphonema*)無法繼續拓殖,反而卵形藻屬(*Cocconeis*)的相對豐度突然增加。

c. #12 潭區

一號壩上游潭區的藻屬相對豐度在壩體改善前、後大致與瀨區和流區類似。壩體改善前、後都以(*Achnantheidium*)為優勢,橋彎藻屬(*Cymbella*)在干擾過後較能留存於潭的環境,異極藻屬(*Gomphonema*)與等片藻屬(*Diatoma*)出現於壩體改善後兩週的6月18日。在米雷颱風過後的7月7日,石附生藻屬組成則類似於壩體改善完成的6月4日。整體而言,一號壩上游100公尺的潭區受壩體改善工程的干擾較瀨區與流區低,潭區主要受降雨的影響較為明顯。

(2) 一號壩下游 100 公尺(#13)

一號壩下游100公尺(#13)在壩體改善前還有瀨區、流區與潭區;壩體改善後只分為近壩的上游與遠壩的下游兩種棲地類型。不同於一號壩上游100公尺(#12),在壩體改善前,一號壩下游100公尺(#13)的石附生藻屬皆以絲狀藍綠菌、球狀藍綠菌與細曲殼藻屬(*Achnantheidium*)為優勢菌為優勢(圖2-16)。然而在潭區會有部分絲狀綠藻出現。此外,每次採樣的所有棲地類型都會有細曲殼藻屬(*Achnantheidium*)出現。

a. #13 近壩的上游(約在一號壩下游50公尺)

壩體改善完成的6月4日,因石附生藻類生物量未能留存於一號壩下游的近壩上游,因此藻屬組成相對豐度的資料闕如。在壩體改善後兩週內(6月11日~6月18日),異極藻屬(*Gomphonema*)、等片藻屬(*Diatoma*)、缺刻異橋彎(*Reimeria sinuata*)與部分微曲殼藻屬(*Planothidium*)為優勢。壩體改善後兩週(6月18日,

有絲狀綠藻出現，隨即在 7 月 7 日的米雷颱風過後，轉變為藍綠菌優勢。

b. #13 遠壩的下游(約在一號壩下游 150 公尺)

壩體改善完成的 6 月 4 日，#13 遠壩的下游還能有一部分石附生藻類留存，主要藻屬組成細曲殼藻屬(*Achnantheidium*)與異極藻屬(*Gomphonema*)。在壩體改善後一週的 6 月 11 日則沒有任何藻類出現。另一方面，石附生藻屬數量在壩體改善後的第二週(6 月 18 日)顯著增加，以異極藻屬(*Gomphonema*)、缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)、微曲殼藻屬(*Planothidium*)、等片藻屬(*Diatoma*)、菱形藻屬(*Nitzschia*)與少量的絲狀綠藻。米雷颱風過後的 7 月 7 日，球狀藍綠菌與絲狀藍綠菌的相對豐度增加，但優勢藻屬仍與 6 月 18 日類相似。

(3) 藻屬歧異度指數

a. 一號壩上游 100 公尺(#12)

壩體改善前，潭區與瀨區有較高的藻屬歧異度(圖 2-17a)，流區的藻屬歧異度則略低。在壩體改善完成時的 6 月 4 日，各棲地的藻屬歧異度皆降低，尤其以流區最為明顯。壩體改善後一週的 6 月 11 日，各棲地的藻屬歧異度皆回升，但是瀨區與流區在兩週後的 6 月 18 日因向源侵蝕的干擾而使藻屬歧異度降低。相較於瀨區與流區，潭區的藻屬歧異度持續增加，在壩體改善後兩週及回復至壩體改善前的水準，之後則因米雷颱風的影響而略微下降。

b. 一號壩下游 100 公尺(#13)

一號壩下游 100 公尺在壩體改善前的三種棲地類型歧異度指數皆低於一號壩上游 100 公尺(圖 2-17a)，以潭區的歧異度指數最低。然而在壩體改善完成的 6 月 4 日(圖 2-17b)，近壩的上游處因受到壩體改善的直接影響，歧異度指數為零；遠壩的下游仍能留存部分藻屬。壩體改善後兩週的(6 月 11 日~6 月 18 日)，近壩的上游處與遠壩下游處的藻屬歧異度指數皆已回復。米雷颱風過後的降雨同時降低對近壩上游處與遠壩下游處的藻屬歧異度，然而近壩的上游處受到的衝擊更為明顯，但能仍維持在壩體改善前的水準。

(4) 多尺度空間排序圖

石附生藻類群集多尺度空間排序圖(MDS)顯示，在一號壩上游 100 公尺#12 的個棲地類型差異不大，但大致能依據採樣時間而分開(圖 2-18)。壩體改善後第二週的 6 月 18 日，#12 的瀨區與流區因為受到向源侵蝕的干擾而與潭區分開(採樣的第 4 個時間點)。然而在一號壩下游 100 公尺#13 測站，壩體改善前(5 月 13 日)的群集組成的相似程度較接近#12 測站的 7 月 7 日(米雷颱風後)。整體而言，一號壩下游 100 公尺的藻類群集空間排序大致與一號壩上游 100 公尺有所區分，且隨著採樣時間而有明顯的改變。

(六) 一號壩壩體改善後生物及環境因子反應

壩體改善後觀測的結果與國外研究之文獻資料相同，也在預期結果內(表 2-1)。壩體上游河道坡度變陡，開始向上游侵蝕，壩體下游水質溶氧與濁度升高，但工程結束後濁度隨即下降。一號壩原本所蓄屬於粒徑大的砂礫石，因此下游有明顯淤積現象，深潭比例因而大幅降低，石附生藻類幾乎消失，約兩週的時間恢復；水棲昆蟲生物量亦大幅下降，約 1-2 個月時間可以恢復。至於沿岸植群的演替是長期的生態過程，目前仍無法看出變化。鳥類位於食物鏈上層，仍需長期生態監測，才能看出壩體改善如何透過食物網影響鳥類。

四、討論

今年 4 月以前，台灣地區都沒有明顯的降雨，在現場觀察發現，流域狀況很穩定，河道並無明顯變化，對於藻類來說有較為穩定的生長環境。由圖 2-3 與圖 2-4 顯示，壩體改善監測四個測站#4、#12、#13 以及#5 測站石附生藻類生物量都有逐漸增加的現象，而有勝溪的生物量在今年六月達到高峰。由歷年石附生藻類生物量的資料可以發現，有勝溪生物量高峰會出現在六月(颱風季節前)，但是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。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。因此全球氣候變遷不只作用於大尺度的生態系統，氣候變遷帶來的氣候異常，例如暖冬或是低降雨量都會影響溪流流域狀況，進而間接影響藻類的生長狀況。2010 年本研究所進行的營養限制實驗發現，在有勝溪測站沒有任何營養的限制，代表有勝溪的營養物質很多，藻類可以無限制的生長(林，2010)。以今年的研究結果來看，有勝溪藻類的高峰期如預期地出現在六月(圖 2-3a)，且是去年六月生物量的約 6 倍。雖然在六月底米雷颱風降雨短暫影響，但是八月的石附生藻類生物量仍然比往年高。由此可知，氣候變遷所導致的低降雨，可以提供藻類一個穩定的生長環境。如果同時有營養持續的輸入，溪流就可能會有優養化的狀況發生。

同時，暖化所導致的高溫能幫助藻類快速生長，若再加上過多的營養輸入就會增加溪流優養化的可能。七家灣溪各測站今年六月的石附生藻類生物量與去年同期生物量相比，雖然生物量沒有明顯增加的現象，八月的觀魚台的石附生藻類生物量卻突然激增為往年的約 4 倍之多(圖 2-3)。由水質的參數資料可以發現，在 8 月的時候在觀魚台確實有較高的磷酸鹽濃度，這可能是造成藻類在這個 8 月大量生長的原因。而 2010 七家灣溪各測站的營養限制實驗結果顯示，七家灣

溪各測站大多屬於氮限制，所以在暖化以及穩定的流域狀況下，如果有過多的氮輸入到溪流中，會使七家灣溪的藻類產生優養化的情形，顯示過多的營養鹽濃度可以立即反應在藻類的生長上。然而此觀魚台綠藻較多，為偏好磷酸鹽與高溫的藻種。同時近來研究也指出，逐漸升高的溫度對於台灣櫻花鉤吻鮭的存活而言是一大挑戰，如果溫度提高 1°C 將會使鮭魚族群數銳減 50%；若升高 3°C 時，鮭魚族群將因此消失(Lin et al. 2008; Liu et al. 2010)。未來七家灣溪溪流生態系在面臨全球氣候變遷的挑戰時，過多的營養輸入會使基礎生產者的藻類成為破壞台灣櫻花鉤吻鮭棲地的重要角色，因此持續監控營養輸入以及溫度對於藻類生長的機制，都是未來研究探討的重要方向。

從 CPOM 的傳輸量圖可以發現(圖 2-5)，壩體改善工程對於溪流水中傳輸物的影響，不容易與季節變化或是測站變異作區分；以 2004 年同時期 CPOM 傳輸量為基準(圖 2-6)作為標準化的基準，可以發現工程結束後，CPOM 的傳輸量有增加的趨勢，但是仍不能解釋壩體改善所帶來的影響。研究發現溪流中傳輸物會隨著流速升高而增加(圖 2-19A)，從 2011 年與 2004 年的流速(圖 2-19B)可以發現，2011 年的流速在繁殖場(#5)有明顯增加的趨勢，流速在不受壩體改善工程影響的觀魚台(#4)則為季節性的變化。顯示壩體改善工程後，因為繁殖場(#5)溪流流況改變，造成流速提高而增加了 CPOM 的傳輸量。流速提高後會加大溪流對於 CPOM 的物理破碎作用，因此推論在 CPOM 的組成中碎葉(其他)的比例可能會因為壩體改善工程而增加；在壩體改善工程後，碎葉比例明顯在測站間區分為壩上(#4 以及#12)與壩下(#13 以及#5)的區段(圖 2-20)，6 月 11 日之後各測站又回復相同的趨勢。顯示壩體改善工程的影響時間很短暫，爾後隨即又回到季節的變化。

流速提高同時會增加水中總懸浮物質(TSM)的濃度(圖 2-10A)以及有機物含量。施工期間受到干擾最大的一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站，水體中有機物含量(%)較施工前有下降的趨勢(圖 2-10B)；而干擾較小的觀魚台(#4)以及一號壩上游(#12)測站水體中有機物含量(%)有增加的趨勢。研究結果顯示，影響一

號壩上游以及下游測站有機物含量(%)變化有兩種不同的情況，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壩體改善的影響，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。

水中傳輸的細顆粒有機物的生地化特性，可以作為當地(local)環境的一個指標(Sakamaki and Richardson 2011)。本研究利用水體細顆粒有機物含量(%)作為壩體改善工程影響的指標，由圖 2-21A 可以發現，在遠離一號壩的觀魚台(#4)以及繁殖場(#5)測站適合作為觀測壩體改善的影響，兩個測站從施工前相同的水體有機物含量(%)，施工中(深灰色區塊)可以看到兩個測站有機物含量(%)的差異；工程結束後(淺灰色區塊)，直到 6 月 18 號後又逐漸有相同的有機物含量(%)，顯示壩體改善工程對於水體中細顆粒有機物傳輸量影響的時間約為兩週。靠近一號壩的兩個測站(#12 以及#13)則沒有這樣的趨勢，推論由於壩體改善後的河川作用仍持續進行，對於#12 以及#13 測站而言，測站本身正處於河川作用較強的階段，因此不適合作為干擾的指標測站。

壩體改善工程前，一號壩下游 100 公尺的歷年石附生藻類生物量平均高於一號壩上游 100 公尺(圖 2-4)。作為壩體改善前基準點的 5 月 13 日，#13 測站的石附生藻類生物量確實比#12 高，藻屬歧異度卻比#12 測站低。雖然在壩體改善前五月曾短暫降雨，然而一號壩下游在壩體改善前有較高的石附生藻類生物量，且由大量的藍綠菌為優勢，此結果與過去文獻中提出藍綠菌為干擾過後前期出現的藻種結果類似(Biggs 1996)。在美國華盛頓州 Elwha River 研究中，Morley

et al. (2008)監測的結果顯示，壩尚未拆除前，壩下的附生藻類生物量比壩上高。然而，Chester & Norris (2006)的研究結果則顯示壩下游的藻類生物量較壩上游低，但是卻有較多的藻食性水棲昆蟲存在，是因為壩的存在能提供捕食者較佳的食物品質所致。此外，他們的研究結果也顯示在壩下的附生藻組成大部分為綠藻，可能是因為食物組成改變，而進一步導致水棲昆蟲群集組成異於與壩上的環境。因此，判斷壩體改善對藻類生物量與種類組成影響除了必須針對時間尺度的長短探討，還要與壩體改善前建立的長期監測資料比對才能有進一步的意義。

壩體改善工程後，就短時間的尺度而言(圖 2-11)，一號壩下游 100 公尺(#13)瀨區的石附生藻類生物量在壩體改善後的兩週即回復至壩體改善前的 5 月 13 日。以長時間尺度而言(圖 2-4)，一號壩下游 100 公尺瀨區的石附生藻類生物量在壩體改善後的兩週即回復至與 2010 年的六月相當。然而，無論以短期或長期看來，在一號壩上游 100 公尺(#12)的石附生藻類生物量在瀨區與流區都尚未恢復。在 Orr et al. (2008)的研究結果顯示，雖然石附生藻類生物量可以在拆壩後短短數週內回復之拆壩前的水準，然而就年間尺度的變化來看，藻類生物量卻在拆壩後呈現逐年遞減的趨勢。有學者認為，石附生藻類生物量在拆壩後恢復的情形與底質穩定程度極為相關。Thomson et al. (2005)發現，在拆壩 7 個月後，隨著細顆粒的泥沙沉降、穩定之後的底質才能讓石附生藻類生物量快速回復。因此，本研究認為，一號壩上游 100 公尺瀨區(#12)的石附生藻類生物量尚未恢復的原因與底質不穩定性(向源侵蝕)有關，如預期地，在#12 唯一在兩週內回復的棲地是潭區的葉綠素 *b* 生物量。類似的結果在美國科羅拉多河的 Glen Canyon 壩，Shannon et al. (2001)曾針對探討壩下洪水事件的影響，結果顯示在洪水過後底棲藻類與水棲昆蟲會因為底質的沖刷而大量減少，但是在 7 個月內便可隨底質穩定而恢復。另一方面，在瑞士的 Punt de Gall 壩下，大型洪水事件會降低附生藻類生物量，但是並不會影響水棲昆蟲的組成(Jakob et al. 2003; Uehlinger et al. 2003)。此外，七家灣溪一號壩下游 100 公尺因壩體改善後導致石附生藻類生長的棲地類型改變，潭區被殘壩碎塊及壩上沖刷而下的底質填埋而消失，轉

變為以流區與部分瀨區。而繁殖場(#5)測站受到砂石沉降覆蓋的影響，現場觀察發現，石頭被覆蓋的部分藻類完全無法生長，但是沒有被砂石覆蓋的部分，所採集的藻類生物量與壩體改善前的生物量沒有明顯差異。此結果顯示泥沙淤積的作用影響很大，採集藻類時若針對沒有被泥沙覆蓋的部分，有可能就高估藻類生物量而低估了泥沙覆蓋的影響，使得藻類生物量的結果雖然無法表現出泥沙淤積的影響。不同於泥沙淤積的影響，壩體改善工程影響最明顯的測站為壩下 100 公尺(#13)測站，Francoeur and Biggs (2006)提出，洪水事件中的三個物理過程會減少藻類生物量，包含水中流速增加，提升剪切力使藻類剝離。水流帶動沉積物進而磨損藻類，且基質受水流帶動使生長於其上的藻類受到磨蝕。相較於一號壩下游 100 公尺的上游近壩處，一號壩下游 100 公尺下游遠離壩處的干擾程度較輕，此處的石附生藻類生物量也會恢復的比較快。然而到了八月過後，一號壩下游 100 公尺的近壩上游與遠壩下游生物量則趨於相當(圖 2-13)，與 Jakob et al. (2003)的結果相似。明顯地，無論是在一號壩下游的近壩上游處或是遠壩下游處，以矽藻為主要的葉綠素 *c* 生物量在壩體改善後的恢復情形是沒有差別的。此結果顯示石附生藻類群集中的矽藻較能在高干擾、流速較快的環境中生存(Biggs and Stokseth 1996)。繁殖場的上游與下游(圖 2-14)，石附生藻類生物量恢復情形則沒有因壩體改善的影響而有所區別，壩體改善後短暫葉綠素 *b* 生物量攀升可能是因為上游沖刷而下的緣故，因此一直到九月都沒有增加。綜觀之，對七家灣溪一號壩壩體改善工程後的壩下而言，石附生藻類生物量在短期而言是可以快速回復的，但是伴隨壩體改善後颱風降雨的干擾使生物量遞減。而一號壩上游 100 公尺測站的石附生藻類生物量回復情形仍須持續監測，以進一步了解壩體改善後的影響。

就石附生藻類生物量而言，壩體改善後恢復的時間只需約兩週，然而藻屬組成的改變可能影響水棲昆蟲的組成而進一步影響至食物網的層面。因此壩體改善後石附生藻類的群集改變是本研究的重點之一。壩體改善前的一號壩上游 100 公尺處，綠藻只在流區與潭區累積，與本研究過去的結果是一致的(林，2010)。

壩體改善後，一號壩下游 100 公尺處的流區一開始有部分綠藻累積，之後轉變為矽藻與藍綠藻優勢。此乃導因於壩體改善後一號壩下游棲地類型轉變為瀨區與流區，與本研究過去發現矽藻多出現於瀨區與流區的結果相類似(林，2010)。壩體改善後的一號壩上游 100 公尺處，石附生藻屬組成普遍轉變為藍綠菌為優勢(干擾指標，Biggs 1996)，然而瀨區與流區在壩體改善後第二週出現大量的缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)與異極藻屬(*Gomphonema*)。根據過去的研究顯示，蘇(2009)在七家灣溪與林(2011)在今年針對繁殖場的研究中，曾指出缺刻異橋彎藻(*Reimeria sinuata*)為七家灣溪中可在流速較快的環境中拓殖的矽藻種類。此外，異極藻屬(*Gomphonema*)可能會偏好流速較淺的環境，但是是否與干擾有直接的相關則尚未被證實(蘇，2009)。另一方面，(Uehlinger et al. 2003)發現，壩下受洪水干擾的環境中，矽藻群集組成中的卵形藻(*Cocconeis placentula*)與等片藻(*Diatoma ehrenbergii*)的優勢度會比控制組高。本研究中，等片藻屬(*Diatoma*)與卵形藻屬(*Cocconeis*)在壩體改善後的一號壩下游 100 公尺處的相對豐度有增加的情形，尤其是#13 近壩的上游處，等片藻屬(*Diatoma*)的相對豐度明顯增加，而一號壩上游 100 公尺#12 測站只在潭區有部分等片藻屬(*Diatoma*)出現於壩體改善後兩週。上述的現象反應了一號壩上、下游在壩體改善前組成就不相同，在壩體改善後藻類拓殖的狀況也有所不同。又例如壩體改善後兩週(6 月 18 日)一號壩下游 100 公尺處的上、下游都出現了少部分的微曲殼藻屬(*Planothidium*)，但是在一號壩上游 100 公尺處亦無類似現象發生。曾有研究指出，平貼生長型的微曲殼藻屬(*Planothidium*)與膠柄著生型的異極藻屬(*Gomphonema*)喜好生長在高干擾的、光照充足、伴隨農墾活動的開闊溪流中(Bixby et al. 2009)，然而此一狀況與本研究並不相符。因此，導致石附生藻屬組成差異的原因仍須釐清，因此本研究將持續分析其他測站的石附生藻類群集，更進一步比對去年的資料來探討。

另一方面，Thomson et al. (2005)的研究結果顯示，雖然拆壩後藻類生物量降低而後恢復，但藻種群集組成並沒有改變。壩體改善前、後，即使藻屬相對

豐度有所消長，細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)在一號壩上游 100 公尺處的瀨、流與潭區都會存在，是過去普遍會存在七家灣溪的矽藻藻屬(于，2008；蘇，2009；林，2011)。過去有關溪流附生矽藻的研究中也指出，細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)能適應生長在廣泛分布的上游溪流環境，常常被認為是干擾後的先驅藻種與適應高流速的藻種(Kelly 2000)。由於細曲殼藻屬(*Achnanthydium*)分布範圍廣泛、敏感度不能有效區別干擾等級、可適應的溪流水質範圍較廣，因此有學者認為，除非能準確的區分至種的層級，否則以細曲殼藻屬作為水質指標並不合適(Ponader and Potapova 2007)。整體看來，石附生藻類群集組成的改變在一號壩上游與下游是明顯被區隔開來的，至於群集組成是否“恢復”至壩體改善前的狀況，則需進一步分析。

就生態系的尺度而言，若將壩體改善工程視為一種干擾，對石附生藻類而言，此一干擾所扮演的角色究竟為何，又是否為負面的影響，可從過去有關生態系干擾的假說來探討。著名的中度干擾假說(Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH)指出物種歧異度會隨著干擾頻度的增加而在中度干擾頻度的時候有一個單峰的最大值。然而，Huston (1979, 1994)針對中度干擾假說修正後，而提出動態平衡模式(Dynamic Equilibrium Model)。Huston(1994)認為，群集中的物種多樣性取決於生長速率(競爭與否)。當環境中的資源充足促使族群生長速率快時，群集物種會趨向較低的歧異度；反之，族群生長速率較慢的群集則會有較高的物種歧異度。然而在干擾頻度增加的時候，對生長速率快的物種(例如本研究中的石附生藻類)而言，隨著生物量的增加，物種歧異度反而會增加。這是因為在干擾頻度增加會使群集內優勢物種豐度降低，而使次優勢物種有機會可以增加優勢度的結果。然而，過去溪流生態系中，藻類較少被用以驗證動態平衡模式的適用性與否的。Steinman et al. (1989)曾經以充足的光照(資源充足)與捕食效應(干擾程度)測試動態平衡模式，但是結果並不符合，顯示當資源越充足的時候，在不同的干擾程度下，藻類的歧異度仍持續增加。另一方面，McCabe and Gotelli (2000)研究干擾頻度與干擾強度對大型底棲無脊椎群集的影響，相較於中

度干擾假說(Intermediate-disturbance theory, IDH)其結果符合較符合Huston(1979)提出的動態平衡模式。而本研究結果顯示壩體改善期間，以矽藻藻屬計算的石附生藻類物種歧異度與豐富度都會隨著葉綠素 *c* 濃度增加(圖 2-24)。當壩上(#12)與壩下(#13)的葉綠素 *c* 濃度相當時，一號壩下游的石附生藻類群集會有較高的藻屬豐富度。另一方面，從藻屬相對豐富度組成來看，也顯示在壩體改善後，一號壩下游 100 公尺處的矽藻藻屬明顯變多，甚至多於一號壩上游 100 公尺(圖 2-16)。然而由於目前分析樣本數還不夠充足，壩體改善的干擾對石附生藻類群集組成的影響機制仍須進一步分析。就目前的結果而言，壩體改善後的一號壩下游 100 公尺的石附生藻類在工程完成後兩週的歧異度大幅提升，且藻屬組成與一號壩上游 100 公尺處有所區隔。

總而言之，七家灣溪一號壩壩體改善工程後，在溪水高流速的作用下，石附生藻類生物量在一號壩下游 100 公尺的瀨區與流區大致可在兩週內恢復至原有的水準。然而一號壩上游 100 公尺的潭雖然有逐漸回復的現象，但是瀨區與流區的生物量仍呈現較低的藻類生物量。雖然曾有研究指出藻類生物量在壩體改善後數週(Orr *et al.* 2008)，甚至數個月(Thomsom *et al.* 2005)方可恢復壩體改善前的藻類生物量，但是時間尺度的長短與底質的穩定性仍是決定性因素。以此次七家灣溪一號壩壩體改善過程造成石附生藻類生物量下降的干擾為例，#13 測站藻類生物量恢復的程度需取決於壩體改善後溪流作用時間的長短，#12 則取決於壩體改善後向源侵蝕的干擾至何時趨於穩定。有機碎屑通量主要受到流速的影響，粗顆粒有機碎屑組成中的碎葉比例可以反映出流速增加後的物理破碎作用提高；而水體細顆粒有機物含量(%)作為壩體改善工程影響的指標，研究發現約兩週後，水中的有機物含量在測站間逐漸相似。

五、結論與建議

(一) 結論

今年各測站間石附生藻生物量以葉綠素 *a* 濃度，大部分測站在四月~六月平均生物量皆較二月高，其中又以有勝溪增加最多，且有勝溪在六月為往年的 6 倍多；桃山西溪與一號壩上游及下游則是下降較明顯。司界蘭溪上游石附生藻類平均生物量明顯增加，但下游則有下降趨勢。整體來說趨勢與 2010 年不同，大部分測站石附生藻類生物量在今年有上升的現象。從 2006~2011 年的藻類生物量變化發現，石附生藻類生物量最多的測站是有勝溪，大約在每年四月至六月有高峰期，但是在今年有勝溪測站的四月達到往年的高峰值且持續激增至六月。另一方面，2009 年至 2011 年，一號壩上游 100 公尺與一號壩下游 100 公尺的石附生藻類歷年變化結果則顯示，一號壩上游 100 公尺處在十二月到隔年的二月會有較多的藻類生物量；一號壩下游 100 公尺則分別在每年的十二月與六月有兩個高峰值。

沿岸植被是溪流中有機物主要來源，壩體改善工程對於沿岸植被有機物的輸入來說尚未有明顯的影響，有機物在溪流中主要受到物理流況的影響，流速是一個重要的影響因子，流速越快水中傳輸物越多。除此之外，細顆粒有機物的含量(%)可以作為壩體改善工程影響的指標，用以評估干擾發生持續的時間，本研究發現干擾後回復的時間約為兩週。

石附生藻類生物量在壩體改善後明顯降低，觀魚台以及一號壩上游測站的生物量下降至與今年二月的生物量相當；一號壩下游測站則明顯下降，幾乎沒有藻類，但兩週後大致回復至往年水準；繁殖場測站因為受到泥沙覆蓋影響，呈現兩種狀況：被泥沙覆蓋的基質部分完全沒有藻類生長，而基質沒有被覆蓋的部分則有較壩體改善前高的藻類生物量，但是這樣的情形在壩體改善後兩週即消失且藻類生物量可以回復至往年水準。此外，一號壩上、下游 100 公尺處的石附生藻屬組成在壩體改善前、後明顯被區隔開來。在壩體改善後，石附生藻屬的多尺

度空間分布排序的結果大致可隨著拓殖時間而被區分。整體而言，壩體改善後，一號壩下游 100 公尺的石附生藻屬歧異度會高於一號壩上游 100 公尺處。

(二) 建議

立即可行之建議

1. 壩體改善後環境因子或是基礎生產者的生物量大致上皆符合預期結果。壩體改善後，六月底颱風米雷的影響對藻類的影響不大。預估真正大規模干擾會發生在豪雨作用之後。因此建議壩體改善後的監測應繼續至明年底，持續針對一號壩上游以及下游 4 個測站進行環境因子以及生物的監測。
2. 今年 2 月以來的低降雨，讓七家灣流域狀況適合藻類生長，結果顯示藻類生物量持續增加，穩定的環境如果有過多的營養輸入時，水域會產生優化的現象，因此須慎防過多營養輸入。

長期可行之建議

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。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退輔會武陵農場、台中市政府農業局保育科

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，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，2011。武陵七家灣溪不同尺度下石附生藻類之拓殖。國立中興大學生命科學系，碩士論文。
- 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。

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.

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.

Bixby, R.J., Benstead, J.P., Douglas, M.M., and Pringle, C.M. 2009.
Relationships of stream algal community structure to catchment
deforestation in eastern Madagascar. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28,
466-479.

Chester, H., and Norris, R. 2006. Dams and flow in the Cotter River, Australia:
Effects on instream trophic structure and benthic metabolism.

Hydrobiologia 572, 275-286.

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.

Clarke, K.R. and Gorley, R.N. 2001. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*, UK.

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.

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.

Huston, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113,

81–99.

- Huston, M.A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jakob, C., Robinson, C.T., and Uehlinger, U. 2003. Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aqu. Sci.* 65, 223-231.
- Kelly, M. 2000. Identification of common benthic diatoms in rivers. *Field Studies* 9, 583-700.
- Liu, C-M, Lin S-H, Schneider SH, Root TL, Lee K-T, Lu H-J, Lee P-F, Ko C-Y, Lin H-J, Shao K-T, Huang W-C, Lur H-S, Shen Y, King C-C. 2010. Climate Change Impact Assessment in Taiwan. in submitted.
- Newcombe, C.P., and MacDonald D.D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11, 72–82.
- Morley, S.A., Duda, J.J., Coe, H.J., Kloehn, K.K., and McHenry, M.L. 2008. Benthic invertebrates and periphyton in the Elwha River Basin: Current conditions and predicted response to dam removal. *Northwest Science*, 82, 179–196.
- 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.
- Parsons, T.R., Maita, Y., and Lalli, C.M. 1984. Fluorometric determination of chlorophylls. In: *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press Inc, New York, USA. 1st ed., pp. 14-17.
- Round, F.E., Crawford, R.M., and Mann. D.G. 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shannon, J.P., Blinn, D.W., McKinney, T., Benanti, E.P., Wilson, K.P., and

- O'Brien, C. 2001. Aquatic food base responses to the 1996 test flood below Glen Canyon Dam, Colorado River, Arizona. *Ecol. Appl.* 11, 672-685.
- Steinman, A.D., McIntire, C.D., Gregory, S.V., and Lamberti, G.A. 1989. Effects of irradiance and grazing on lotic algal assemblages. *J. Phycol.* 25, 478-485.
- Stevenson, R.J. 1996. The stimulation and drag of current. In: Stevenson R.J., 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*). PhD. Dissertation of Colorado State University. Fort Collins, Colorado, USA. 213pp.
- Sakamaki, T., and Richardson, J.S. 2011. Biogeochemical properties of fine particulate organic matter as an indicator of local catchment impacts on forested streams. *J. Appl. Ecol.* 48, 1462-1471.
- Stanley, E.H., and Doyle M.W. 2002. A geomorphic perspective on nutrient retention following dam removal. *BioScience* 52, 693-701.
- Uehlinger, U. 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a Prealpine River (Necker, Switzerland). *Arch. Hydrobiol.* 123, 219-237.
- Velinsky, D.J., Bushaw-Newton, K.L., Kreeger, D.A., and Johnson, T.E. 2006.

Effects of small dam removal on stream chemistry in southeastern Pennsylvania. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 569–582.

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.

Wood, P.J., and Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ. Manage.* 21, 203–217.

表 2-1 一號壩壩壩體改善後生物及環境因子反應(資料來源:本研究資料)

計畫內容	文獻報告	本計畫結果	文獻
藻類研究	壩體改善過程附生藻類受到嚴重的干擾生物量隨即下降，但是幾個禮拜過後，生物量又可以恢復到與壩體改善前沒有差別。	壩下 100 公尺測站，在壩體改善工程期間，幾乎沒有藻類生物量，約兩周的時間可恢復。與國外研究有相同結果。	Thomsom et al. 2005 ; Orr et al. 2008
物理棲地研究	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沙迅速輸送至下游，而向下輸送的泥沙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。	七家灣溪一號壩改善後，河道已形成連續通道，上游較多小型、大型礫石，坡降約在為 4.4%上下，一號壩下游則為粗石、小型礫石，坡降為 3.6%，棲地類型皆以緩流與淺灘為主；特定斷面的高程變化以及棲地變化仍需長期追蹤。	Grant and Bromley 2007
水質研究	1987 年 12 月拆除的 Dead Lake Dam，拆除後有助於下游 Dead Lake 水中溶氧值增加。在拆除前，夏季的 Dead Lake 會有溶氧分層的現象；拆除後，再也沒有觀察到湖水有分層現象(1988-1991)。有研究指出壩上蓄水區的無機 N 及 P 會有減少的現象*；但是也有研究發現壩體改善前後不會有變化 ⁺ 。	在壩體改善後，繁殖場測站的溶氧明顯高於其他測站。推測是壩體改善造成的地形變化，經過高低差衝擊，水中溶氧升高。一號壩壩體改善工程對下游水質尤其其是濁度有立即性的影響，但在一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。另外，由於在壩體改善工程前，有一場較大之降雨，致使在工程進行間，亞硝酸鹽氮之濃度較高，但在工程結束約一至二週後，隨即降回與上下游測站近似之水平。	Hill et al. 1994 ; Stanley and Doyle 2002* ; Velinsky et al. 2006 ⁺

計畫內容	文獻報告	本計畫結果	文獻
<p>濱岸植群研究</p>	<p>壩體改善後經長時期所建立的平衡河道地貌及新的泛濫平原，數年到十年後原蓄水區可形成原生濱岸植群。濱岸植群復原的時間較其他生物類群長！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，具有有效的繁殖散佈機制，而在後續演替過程中逐漸出現拓殖種（colonizing species）。</p> <p>壩體改善會使物理環境改變，進而影響濱岸植群的建立與生長；壩體改善後，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。</p> <p>雖然有顯著機會提供濱岸棲地復原，亦有可能造成非原生物種的入侵。</p> <p>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。</p>	<p>比較一號壩於壩體改善後各測站之溪寬變化中，2011年壩體改善前後溪寬之差異，以繁殖場(#5)測站之線截樣區218相差最多(10.3 m)；另2010、2011年同季於壩體改善前後相較，則以繁殖場(#5)測站之線截樣區217相差最多(6.9 m)</p> <p>植群之演替乃是長期的生態過程；就目前壩體改善前後之資料而言，濱岸植群並無顯著變化，其中五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型及臺灣赤楊型為四期調查之共同植群型。此外，喬木層多樣性以2010年春季調查最高；另2010年秋季、2011年春季之地被層多樣性較高，而一號壩上游(#12)、觀魚臺(#4)測站之地被層多樣性較高。未來將持續</p>	<p>Hart et al, 2002; Doyle et al., 2005a; Shafroth et al., 2002; Lenhart, 2000 Simon et al., 2002</p>

計畫內容	文獻報告	本計畫結果	文獻
水棲昆蟲研究	水蟲生物量在壩體改善後須經過數個月時間才會恢復。水蟲功能群在壩體改善短期內，會以 collector-gatherer 取代 collector-filterer。	一號壩下游測站的水蟲數量由壩體改善前 3821.6 (individual/m ²) 降至壩體改善後 71.8 (individual/m ²)，恢復的時間約為 1-2 個月。	Thomsom et al. 2005 ; Hansen and Hayes 2011
陸棲昆蟲研究	陸棲昆蟲不會直接受到壩體改善工程的影響，預期濱岸植群拓殖後，以濱岸為棲地的陸棲昆蟲的種類會隨拓殖植物種類而改變。	結果待分析	
兩生類研究	一號壩拆除工程，勢必將改變該溪段之水文型態，而蝌蚪密度受水文環境影響明顯，將會是重要的監測生物類群。相對的對於成蛙的干擾較小。	一號壩壩體改善工程雖對水文環境有明顯的影響，但調查結果顯示，改善工程實施時間正好與七家灣溪溪畔兩生類(成體與幼體皆同)的活動高峰期錯開，因此壩體改善工程對七家灣溪濱岸兩生類的族群動態影響不大。	

計畫內容	文獻報告	本計畫結果	文獻
魚類研究	在壩體改善後，鮭魚在壩體上、下游之間移動頻率有增加的現象。	壩體上游樣站魚類數量有增加的趨勢，下游則為減少。七家灣溪與高山溪匯流處至高山溪殘材壩約 50 公尺河段中，魚類數量呈現增加的趨勢，顯示該河段應為魚群躲避干擾的避難所。從數量上的分佈結果可以發現壩上以及壩下的鮭魚數量組成逐漸相似。	Hill et al. 1994 ; Nakamura and Komiyama 2010
鳥類研究	水庫蓄水水位高低變化會影響鳥類巢位的選擇，鳥類的覓食同樣受到水位變化的影響。	鳥類位於食物鏈上層，壩體改善工程的影響不會立即反應出來。仍需長期生態的監測，才可看出壩體改善工程如何透過食物網影響鳥類。	Bednarek 2001 ; Nilsson and Dynesius 1994
水文與泥砂監測	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，使下游泥砂量增加。	由壩體改善後於 2011 年 6 月 9 日之第一次縱斷面調查結果發現溯源侵蝕約至壩上游 150 公尺處；而六月底之縱斷面調查已可觀察到洪水事件(米雷颱風)後明顯之河道侵蝕與泥砂粒徑改變。	Doyle et al. 2003 ; Hart et al. 2002 ; Pizzuto 2002

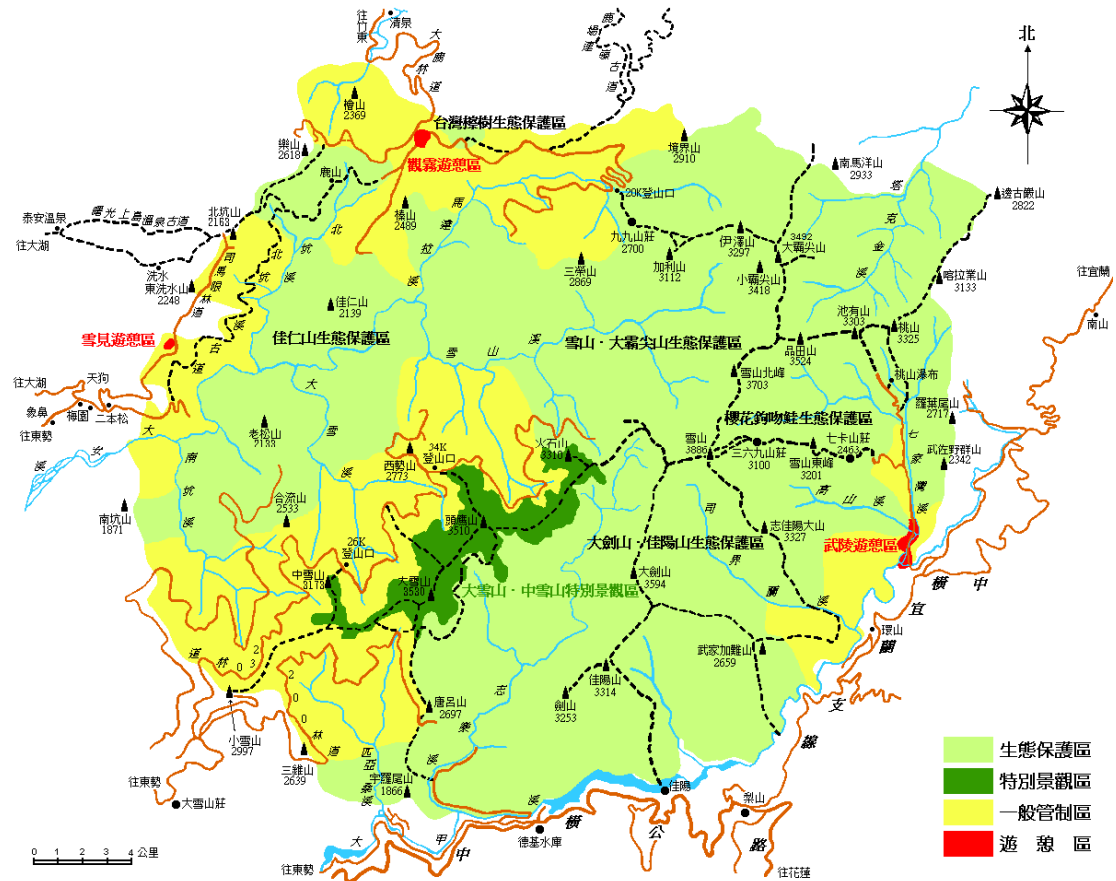


圖 2-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)

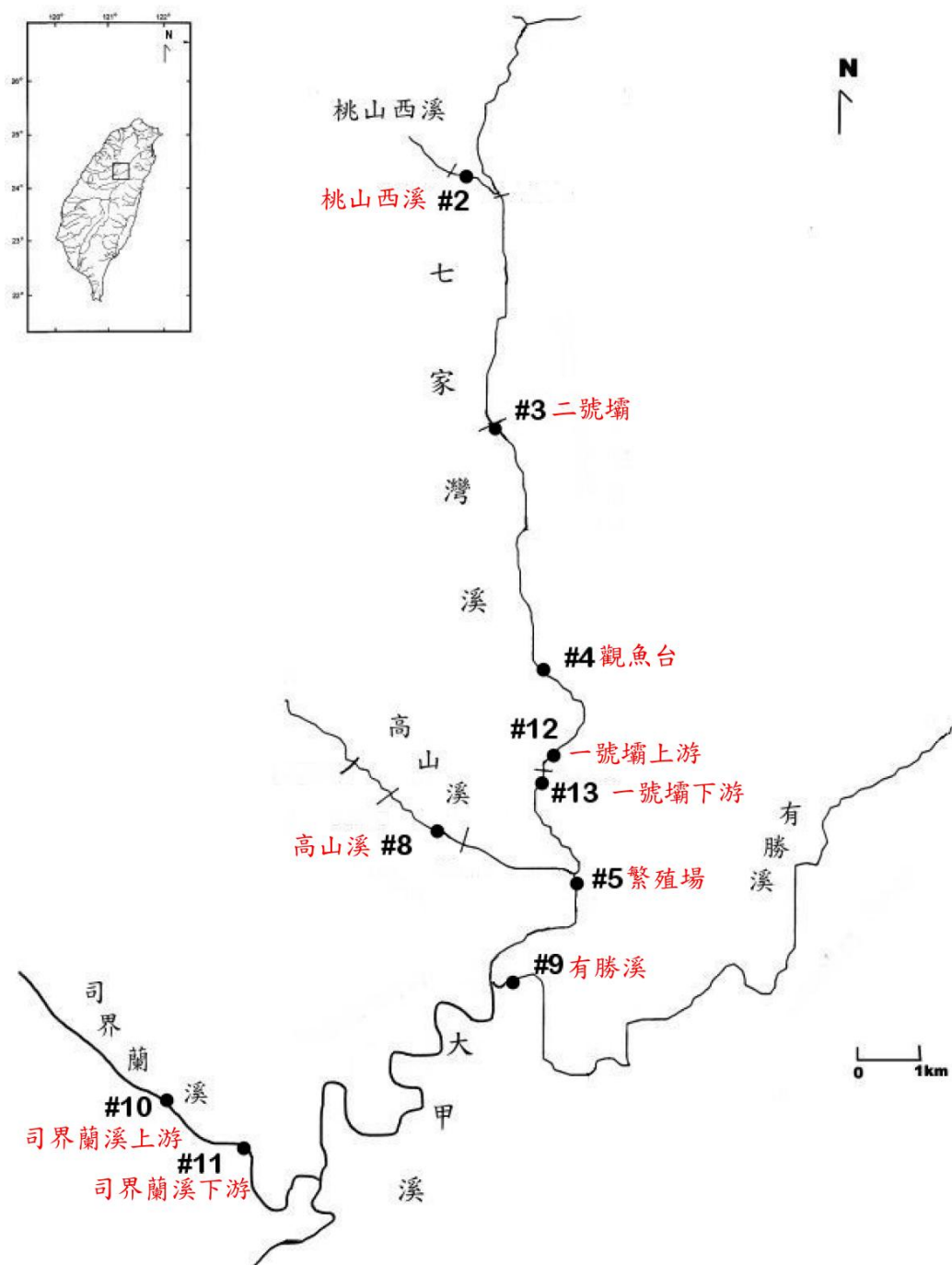


圖 2-2 共同樣站相對位置圖

(資料來源：本研究資料)

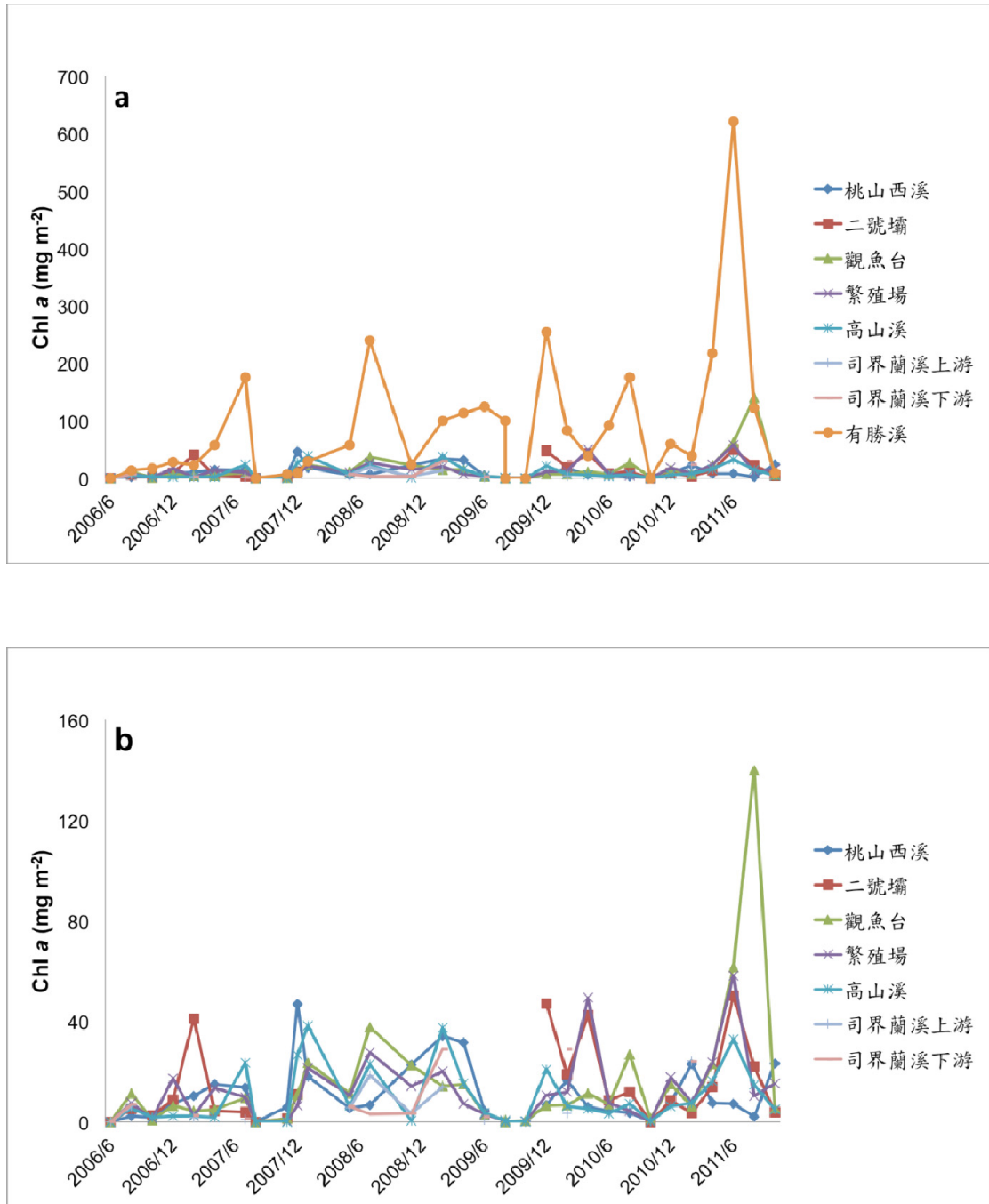


圖 2-3. 歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖(a. 2006 年六月至 2011 年十月歷年瀨區石附生藻生物量；b. 2006 年六月至 2011 年十月排除有勝溪測站後石附生藻生物量)

(資料來源：本研究資料)

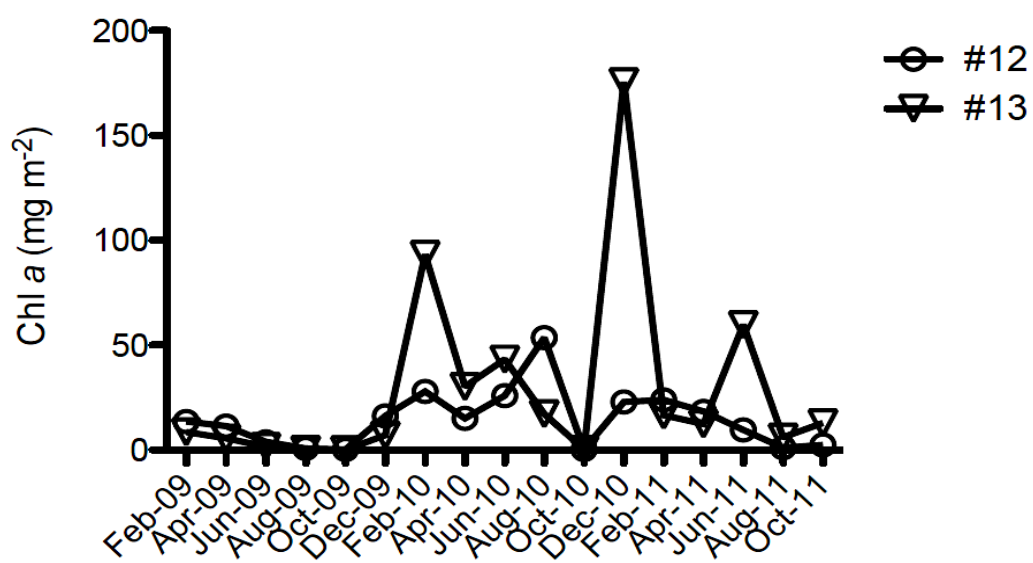


圖 2-4. 一號壩上、下游歷年瀨區石附生藻類生物量圖曲線圖 (2009 年二月至 2011 年十月歷年瀨區石附生藻生物量)

(資料來源：本研究資料)

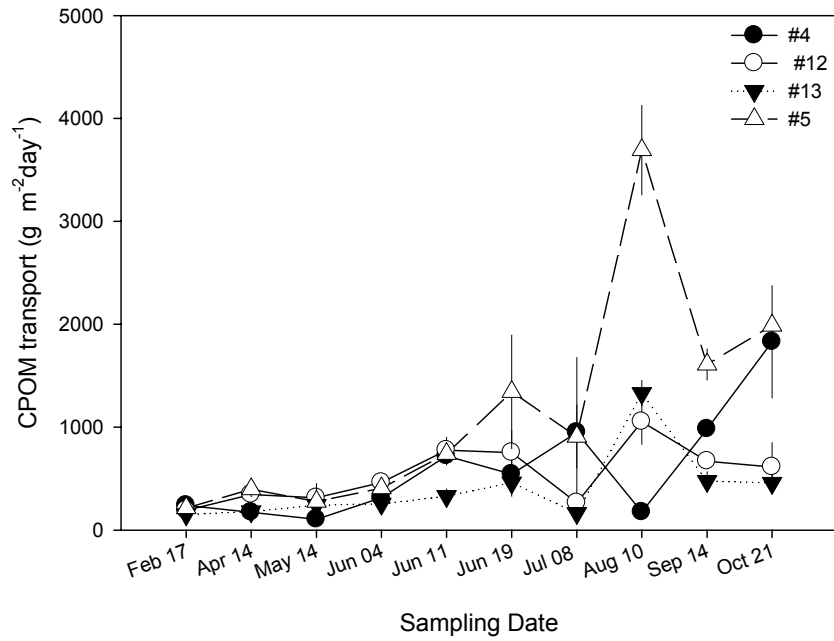


圖 2-5. 2011 年七家灣溪觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站粗顆粒有機碎屑傳輸量(coarse particulate organic matter ; CPOM)。

(資料來源：本研究資料)

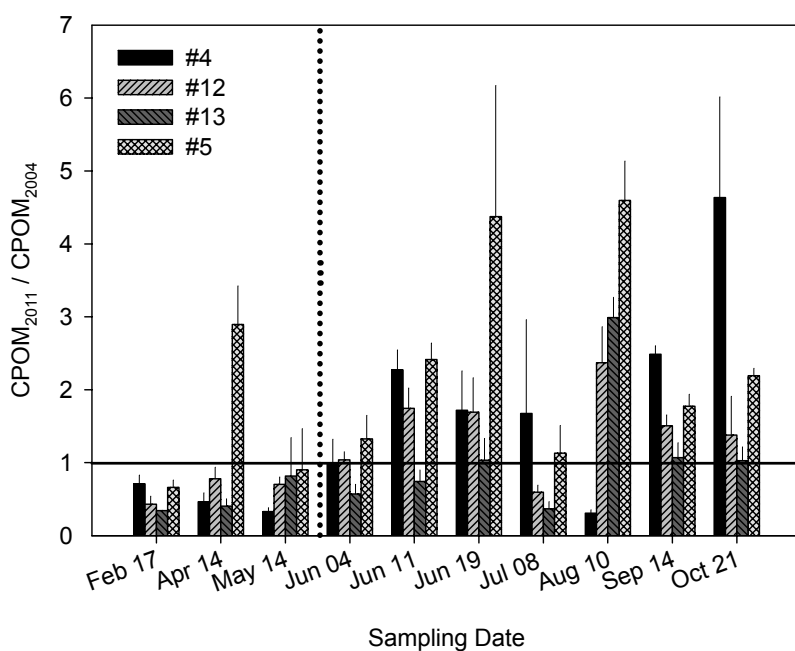


圖 2-6. 2011 年七家灣溪觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站，2011 與 2004 粗顆粒有機碎屑傳輸量比值。比值 1 的黑線代表 2011 年的碎屑傳輸量與 2004 年同時期相同；<1 代表今年的傳輸量低於 2004 年；反之則大於。虛線代表壩體改善工程施工開始時間。

(資料來源：本研究資料)

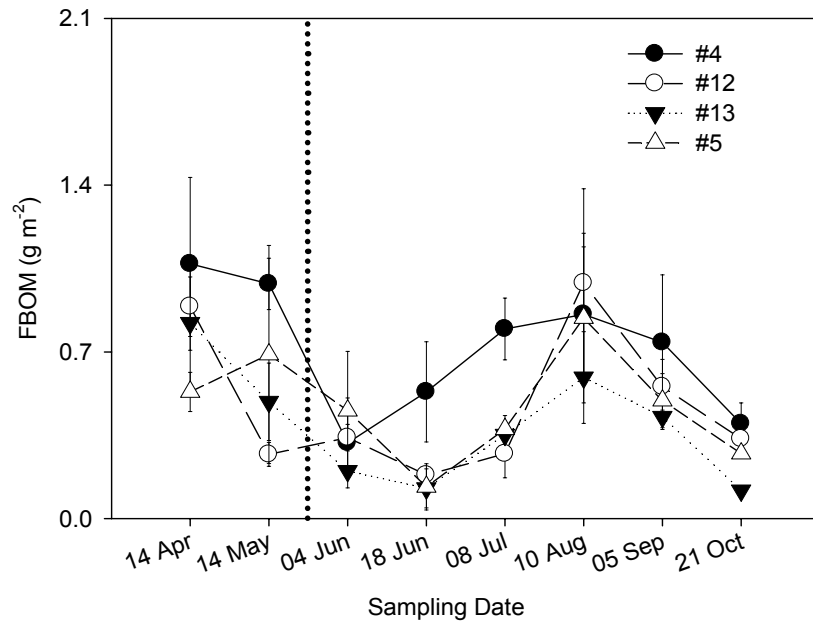


圖 2-7. 2011 年七家灣溪觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站。底層細顆粒有機物(fine benthic organic matter ; FBOM)年間變化。虛線代表壩體改善工程施工結束。

(資料來源：本研究資料)

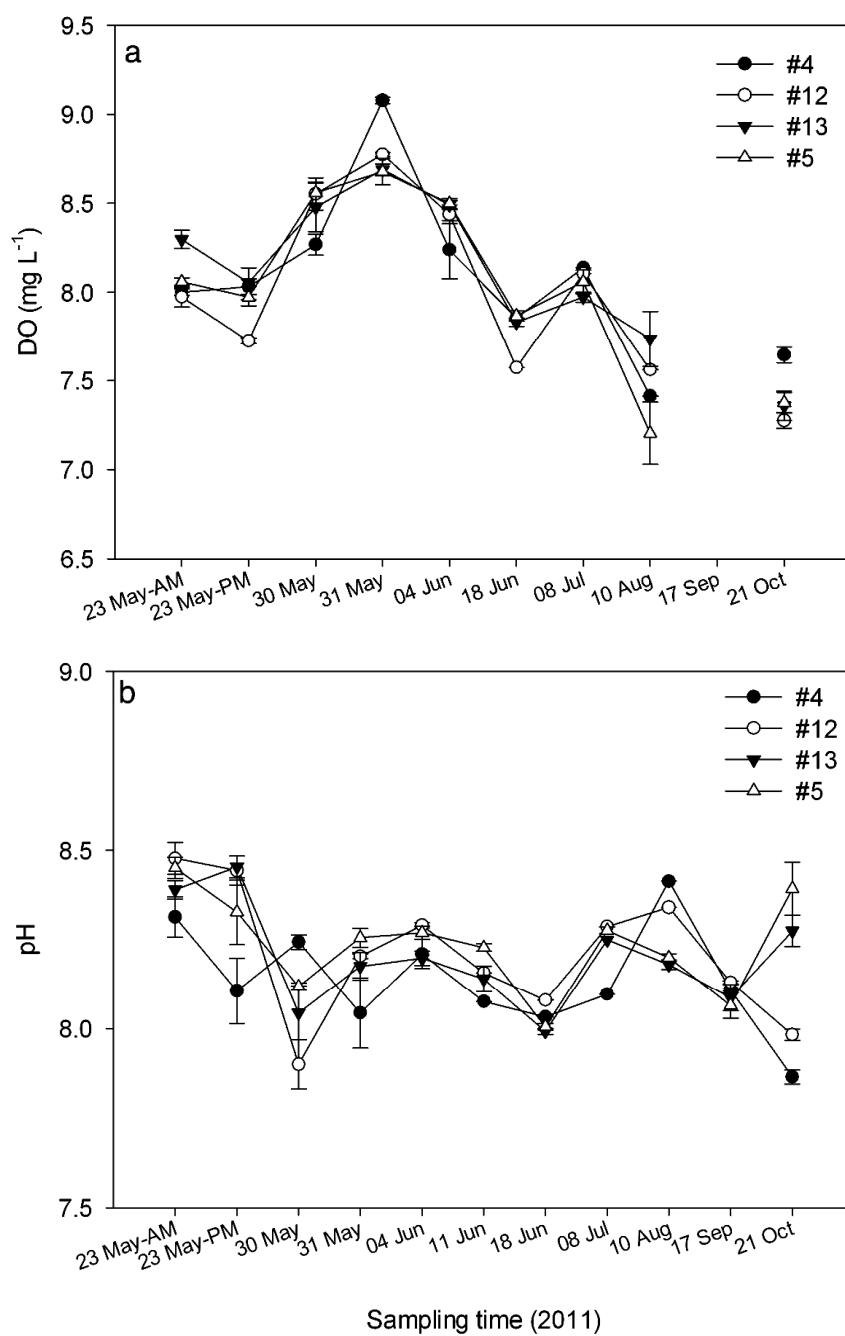


圖 2-8 環境因子 a. 溶氧(DO)、b. pH 值在壩體改善前後的差異。(施工前：
20110523-AM； 施工中：20110523-PM ~ 20110530； 施工後：
20110531~20110604)

(資料來源：本研究資料)

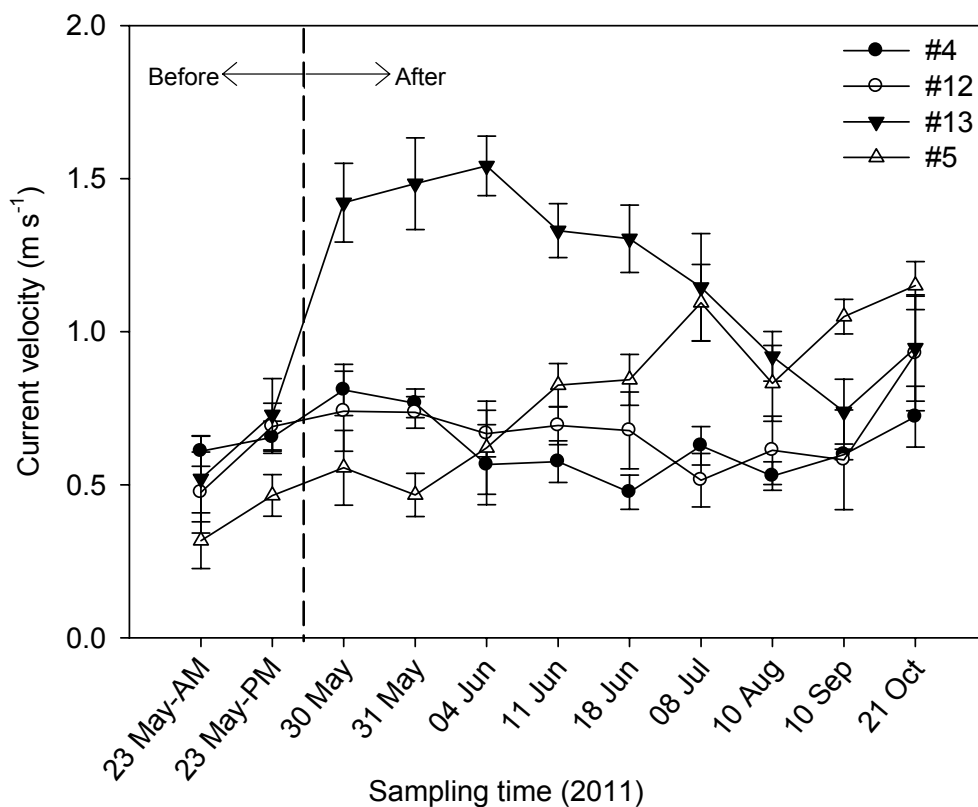


圖 2-9 壩體改善前後流速在各測站的趨勢。(施工前：20110523-AM；施工中：20110523-PM ~ 20110530；施工後：20110531~20110604)

(資料來源：本研究資料)

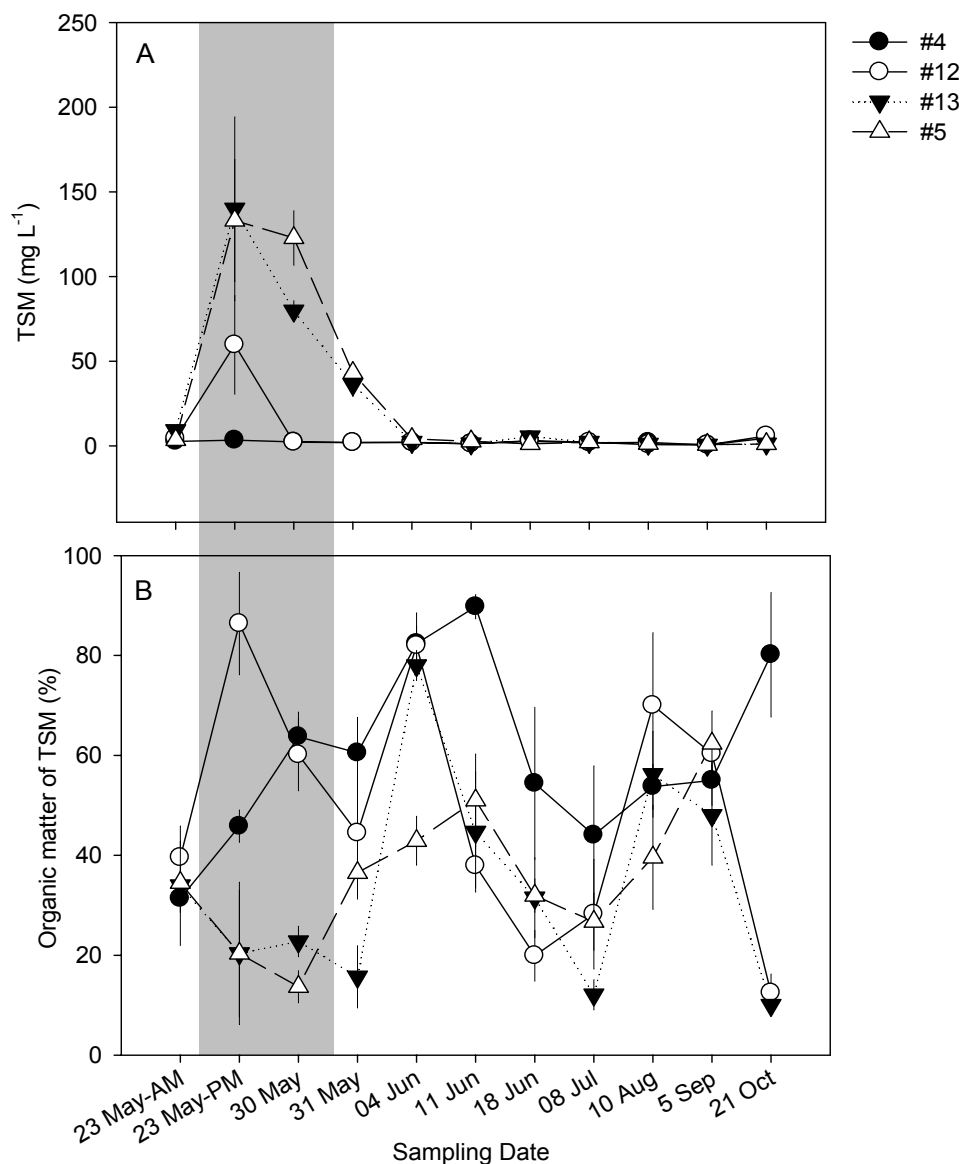


圖 2-10. 2011 年七家灣溪觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站。(A) 水中總懸浮物質(total suspension matter ; TSM) ; (B) TSM 中有機物所佔比例。灰色區塊代表壩體改善工程施工開始與結束時間。

(資料來源：本研究資料)

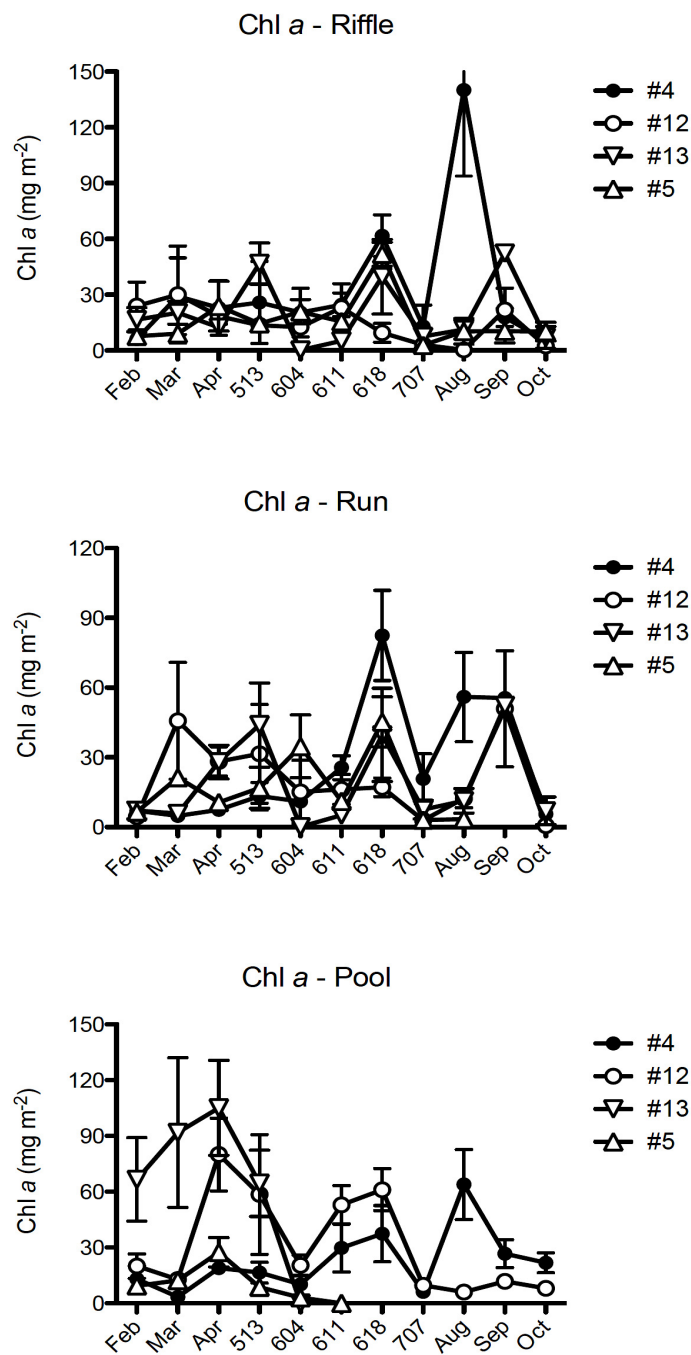


圖 2-11. 壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素 a 生物量時空變化(施工前：
 20110523-AM；施工中：20110523-PM ~ 20110530；施工後：
 20110531~20110604)

(資料來源：本研究資料)

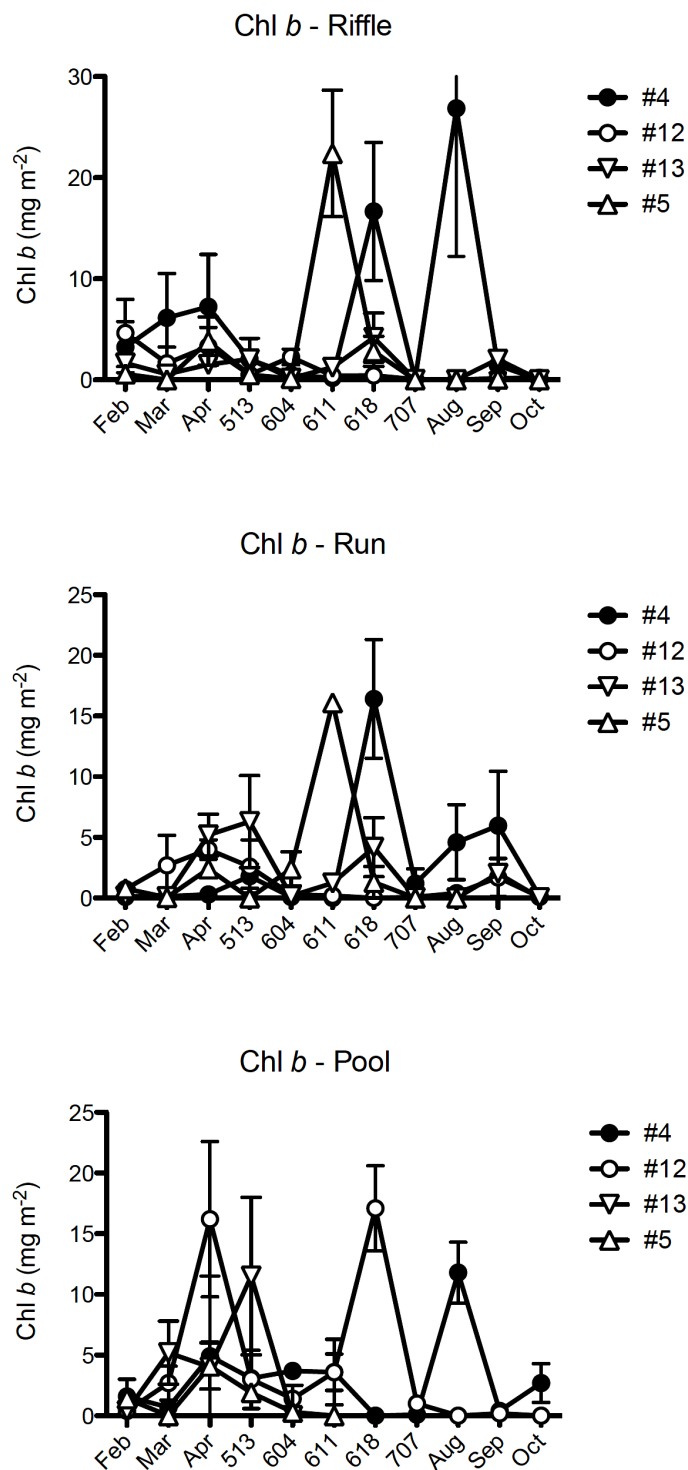


圖 2-12. 壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素 *b* 生物量時空變化(施工前：

20110523-AM；施工中：20110523-PM ~ 20110530；施工後：

20110531~20110604)

(資料來源：本研究資料)

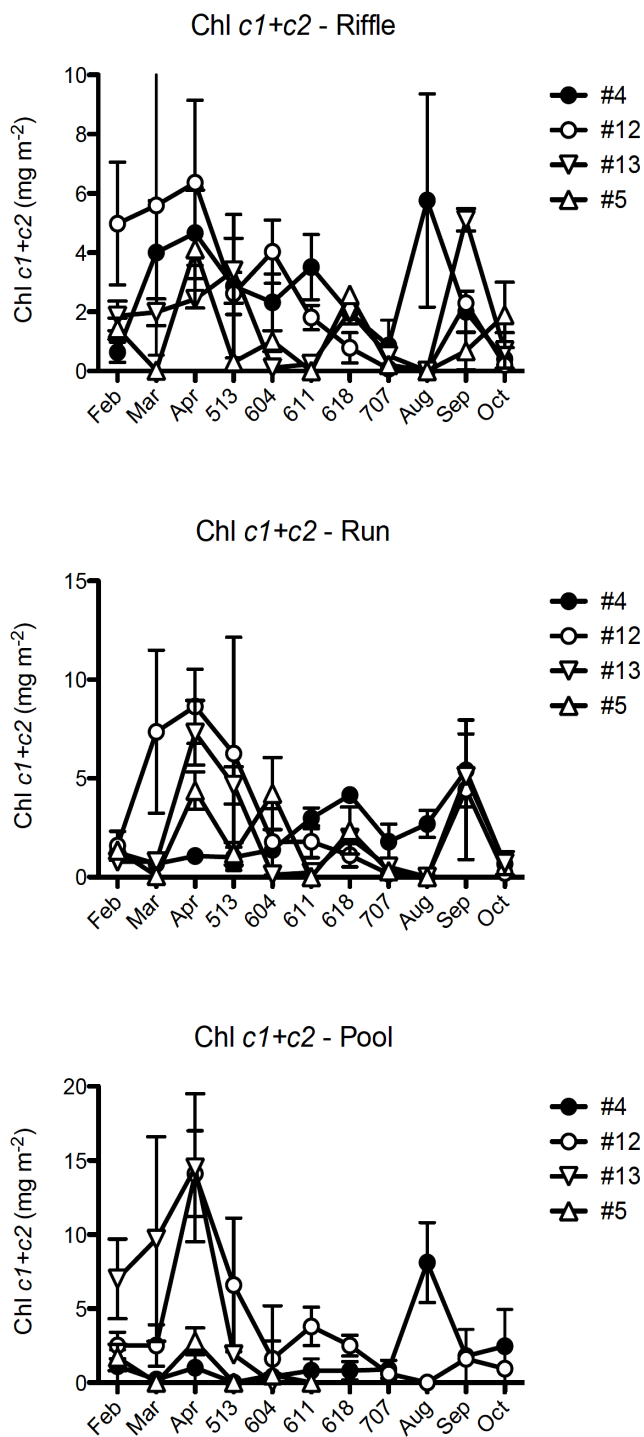


圖 2-13. 壩體改善前後，瀨、流與潭區葉綠素 c 生物量時空變化(施工前：
20110523-AM；施工中：20110523-PM ~ 20110530；施工後：
20110531~20110604)

(資料來源：本研究資料)

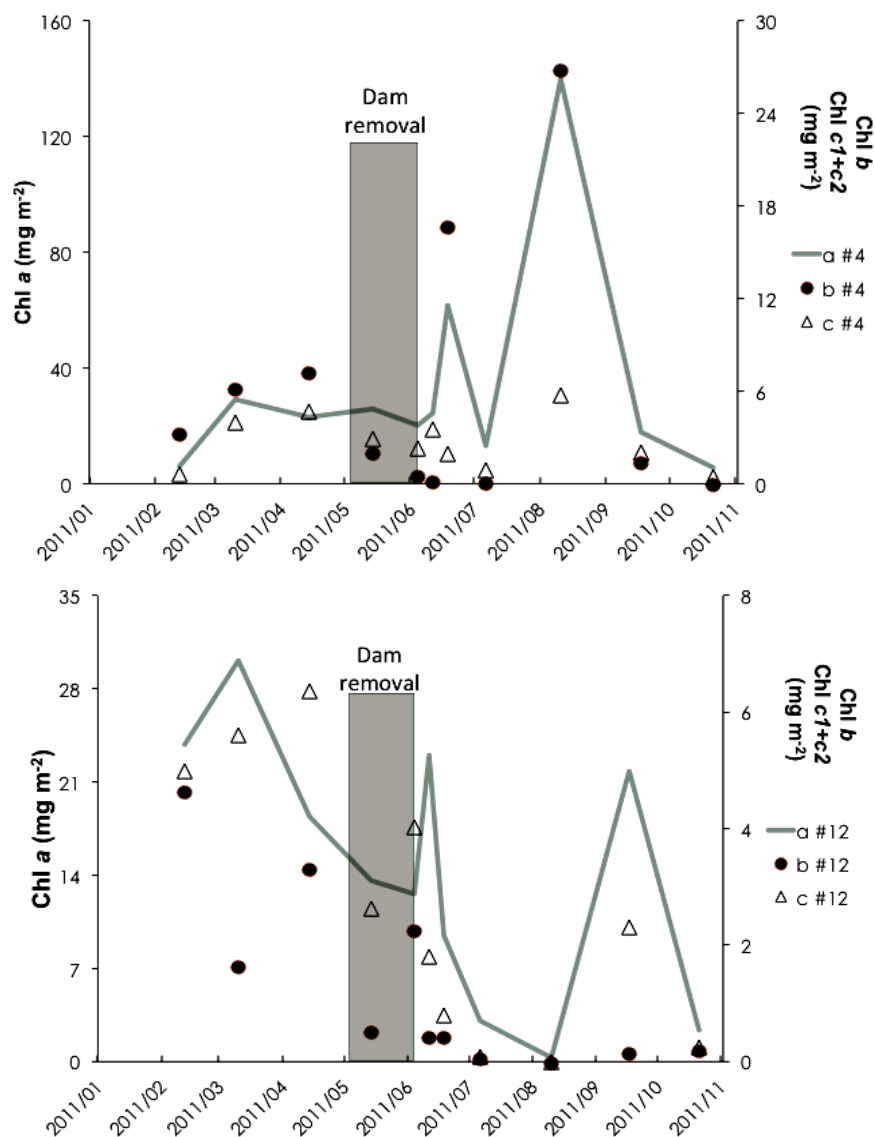


圖 2-14. 2011 年石附生藻類生物量時空變化(#4 觀魚台瀨區石附生藻類生物量；
#12 一號壩上游瀨區石附生藻類生物量；a 葉綠素 a 生物量；b 葉綠素
b 生物量；c 葉綠素 c1+c2 生物量)

(資料來源：本研究資料)

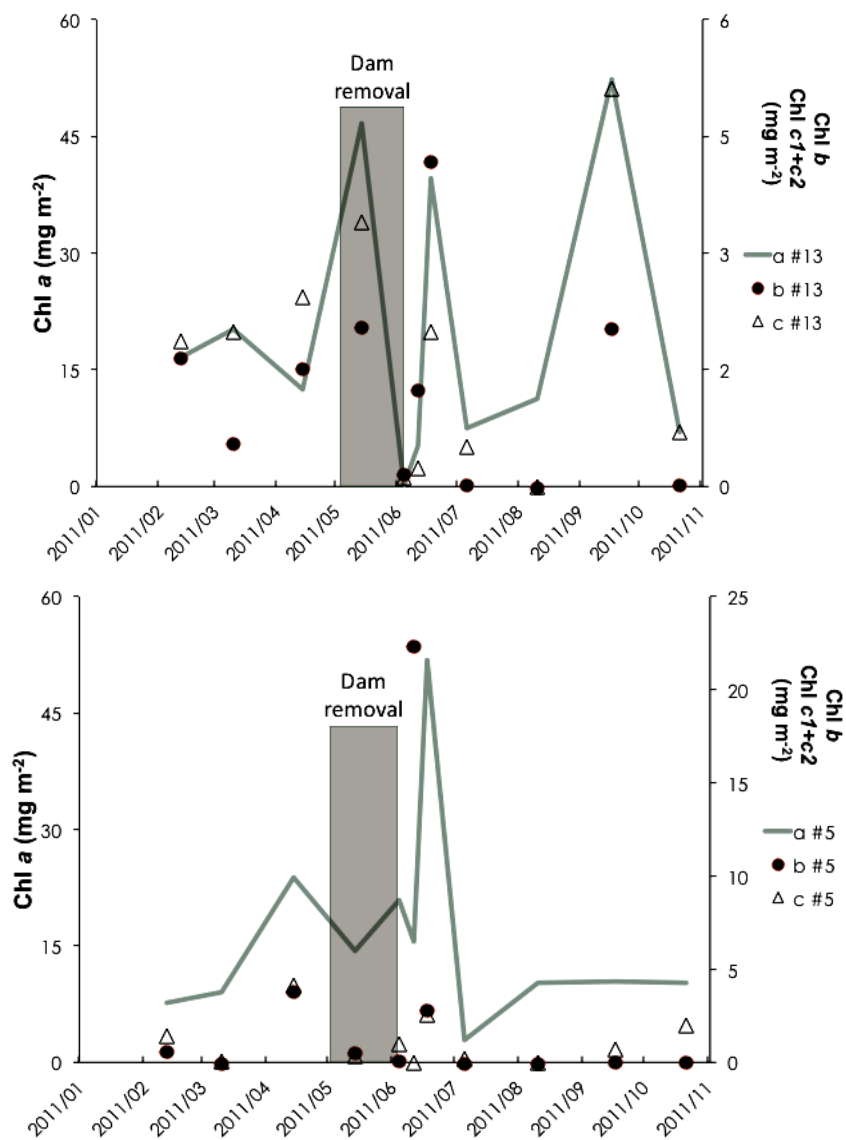


圖 2-15. 2011 年石附生藻類生物量時空變化(#13 一號壩下游瀨區石附生藻類生物量；#5 繁殖場瀨區石附生藻類生物量；a 葉綠素 a 生物量；b 葉綠素 b 生物量；c 葉綠素 c1+c2 生物量)

(資料來源：本研究資料)

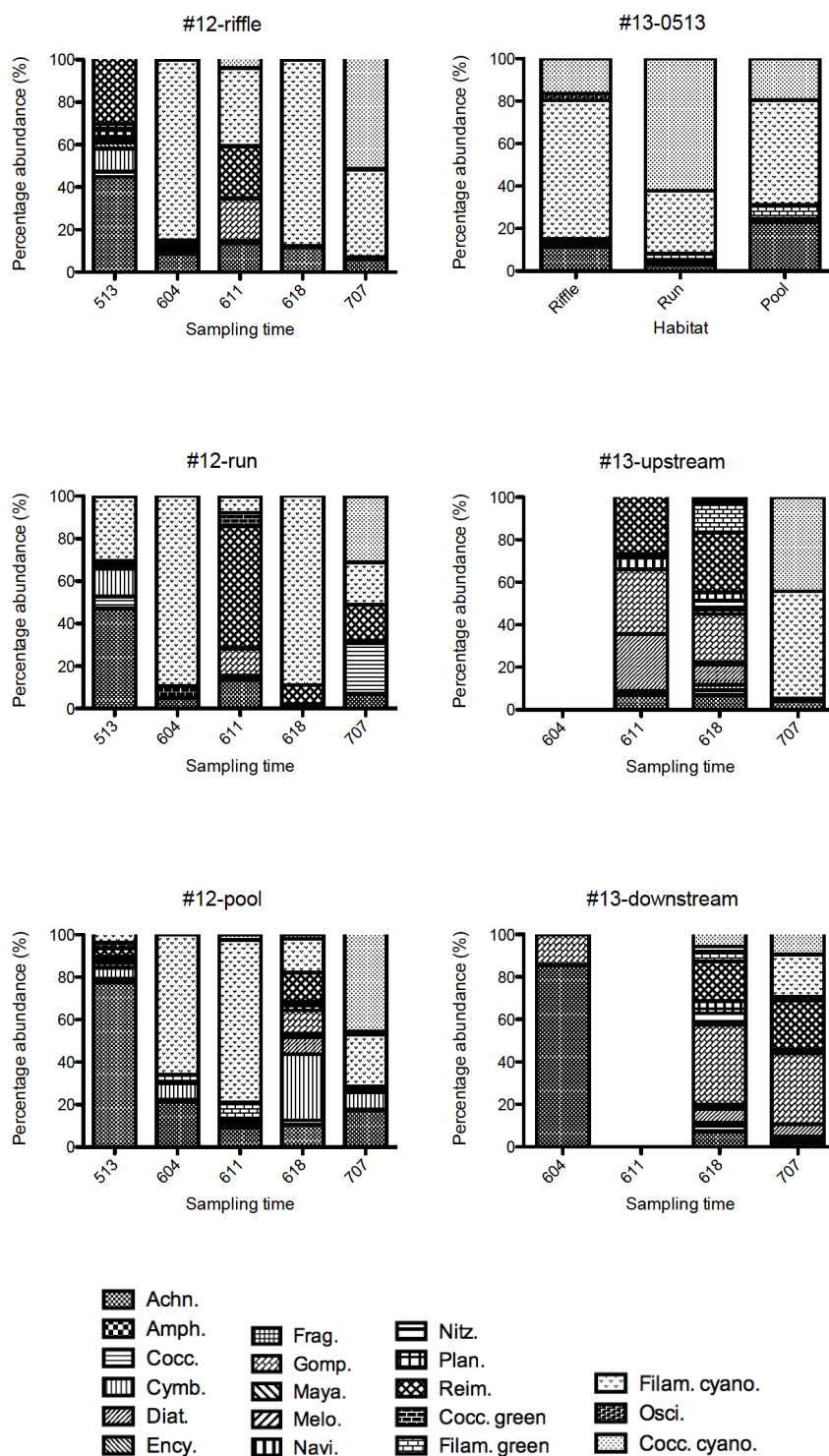


圖 2-16. 壩體改善前後，一號壩上游 100 公尺(#12)與一號壩下游 100 公尺(#13)的石附生藻類群集組成(施工前:20110523-AM;施工中:20110523-PM ~ 20110530;施工後:20110531~20110604)
(資料來源:本研究資料)

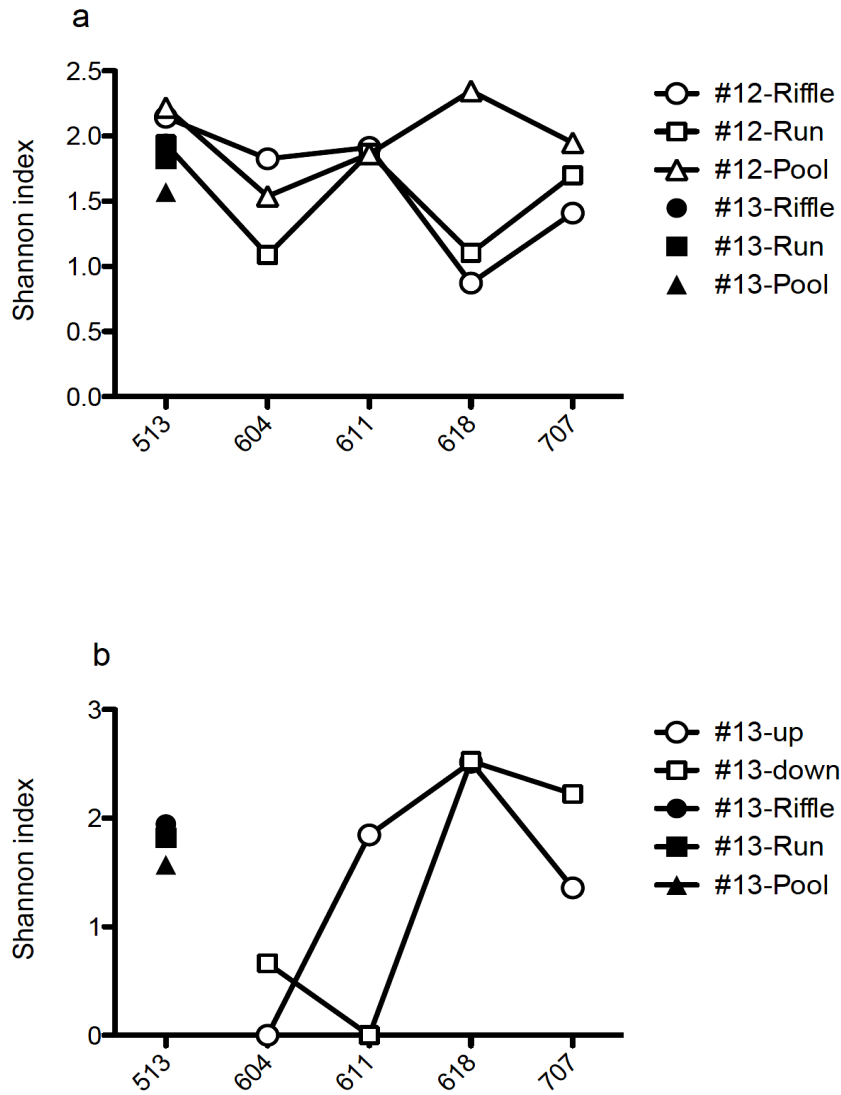


圖 2-17. 壩體改善前後，一號壩上游 100 公尺(#12)與一號壩下游 100 公尺(#13)

的石附生藻屬 Shannon 歧異度指數

(資料來源：本研究資料)

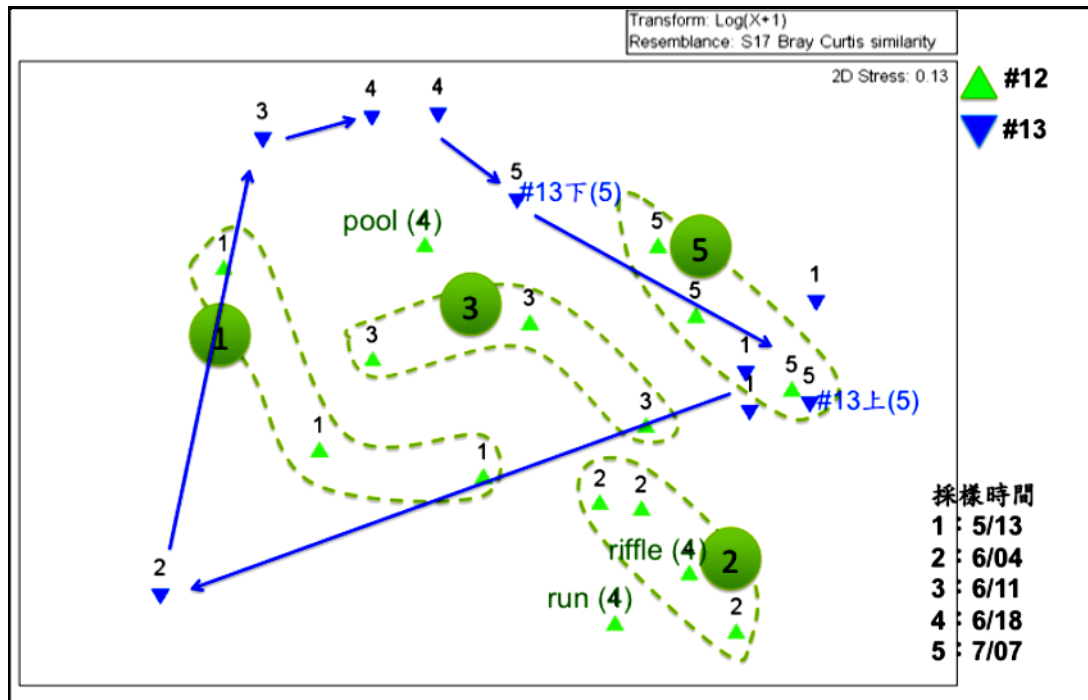


圖 2-18. 一號壩壩體改善前後，石附生藻類群集組成之多尺度空間排序圖(#12 :

一號壩上游 100 公尺，#13：一號壩下游 100 公尺)

(資料來源：本研究資料)

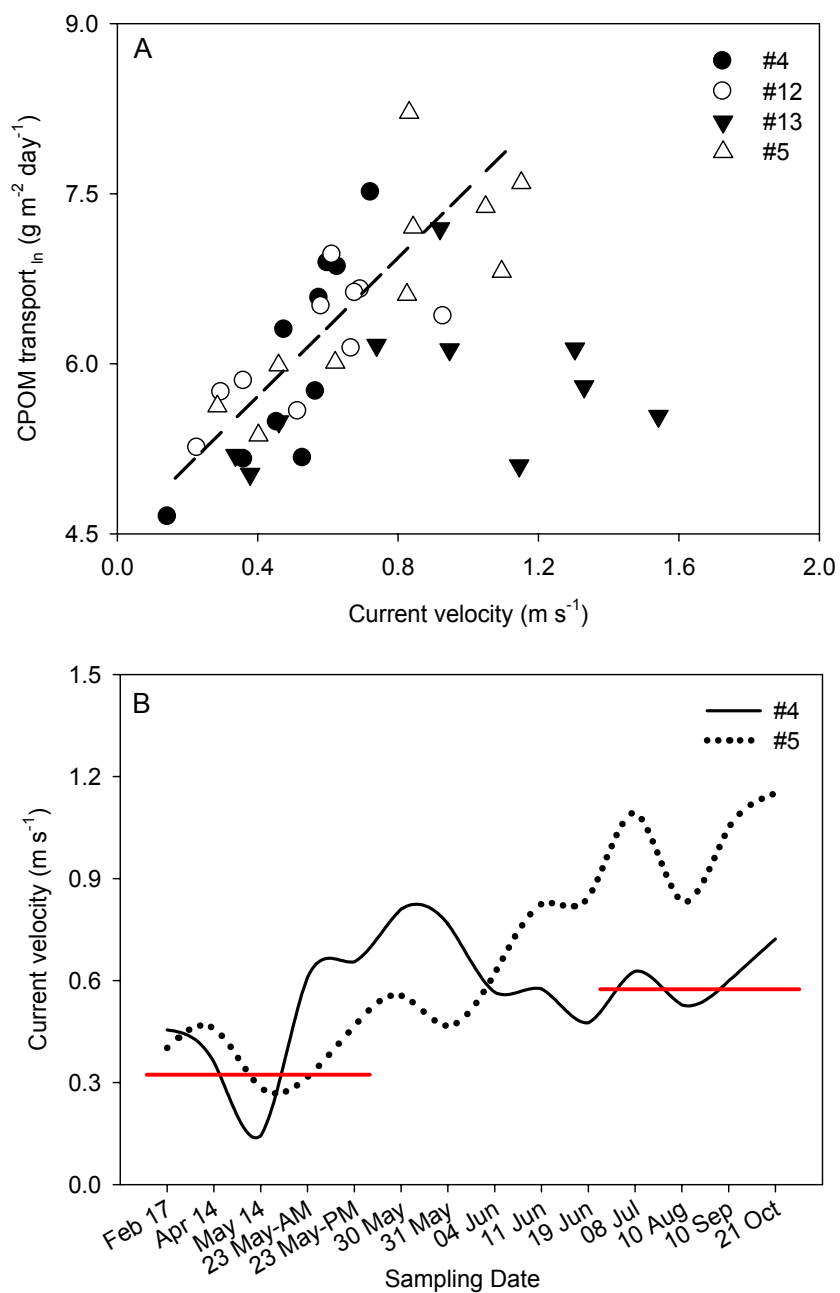


圖 2-19. (A) 觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)

測站流速與粗顆粒有機碎屑傳輸量關係圖(傳輸量以自然對數進行資料

處理)。(B)觀魚台(#4)以及繁殖場(#5)測站 2011 年年間的流速變化，圖

中橫槓直線代表 2004 年同時期流速平均。

(資料來源：本研究資料)

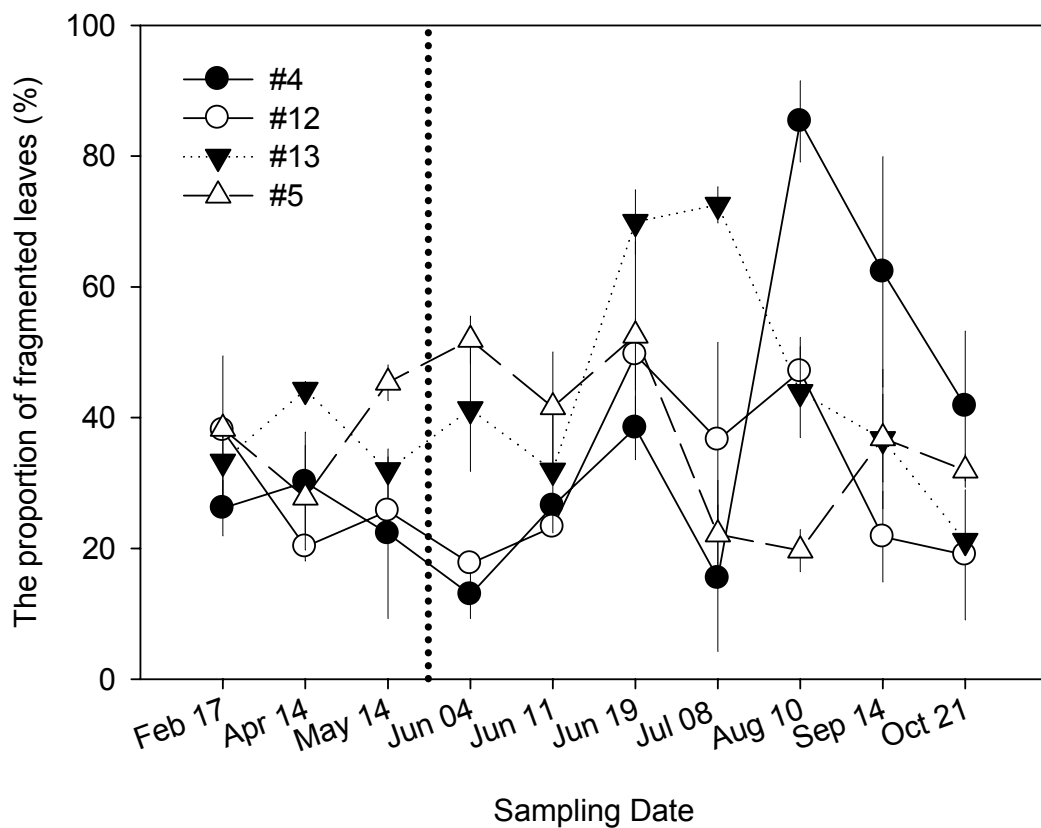


圖 2-20. 2011 年七家灣溪觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)以及繁殖場(#5)測站，粗顆粒傳輸物中碎葉比例在年間的變化。虛線代表壩體改善工程施工開始時間。

(資料來源：本研究資料)

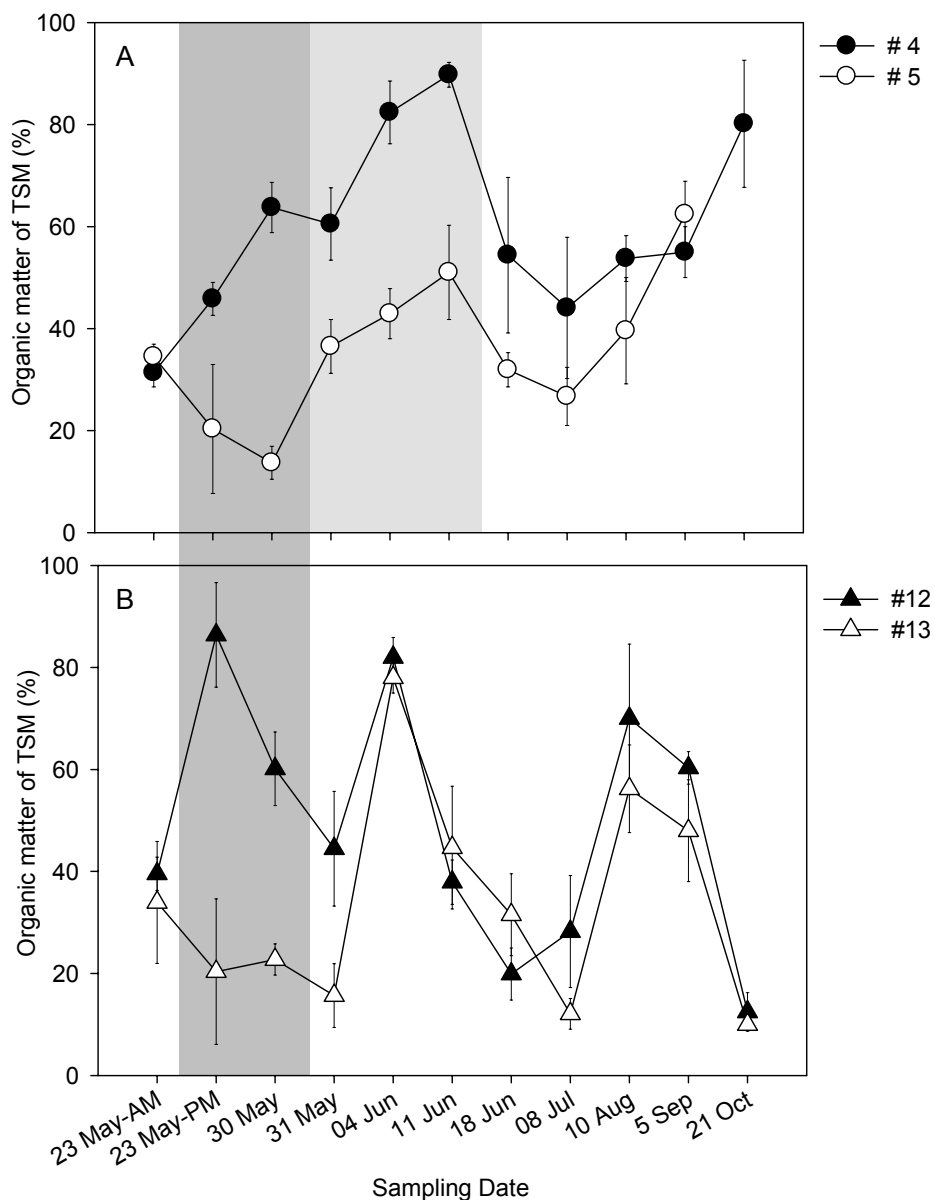


圖 2-21. TSM 中有機物所佔比例 (A) 觀魚台(#4) 以及繁殖場(#5)測站;(B)一號壩上游(#12)以及一號壩下游(#13)測站。深灰色區塊代表壩體改善工程施工開始與結束時間;淺灰色區塊代表恢復的時間。

(資料來源:本研究資料)

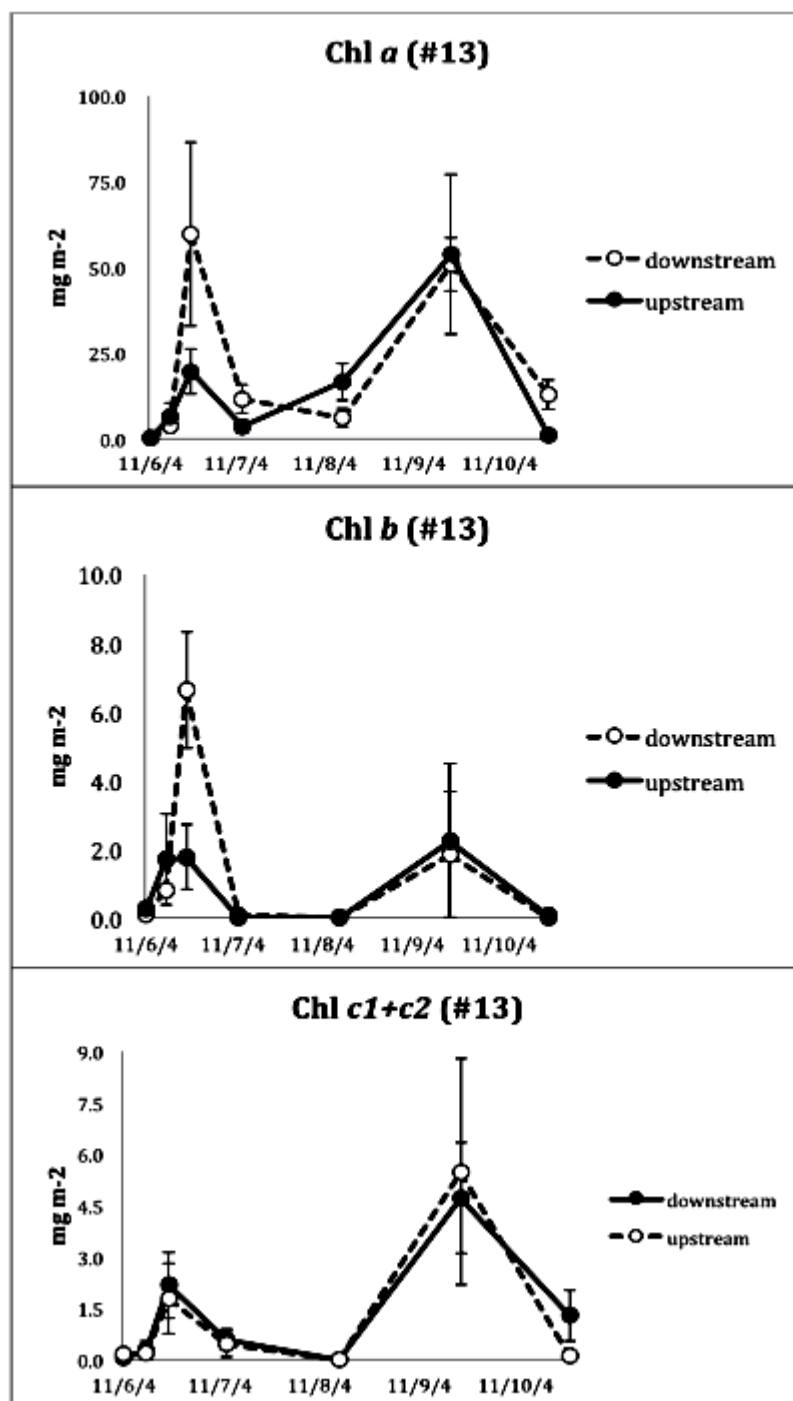


圖 2-22. 壩體改善後，一號壩下游 100 公尺石附生藻類生物量變化情(upstream: 近壩的上游 downstream:遠壩的下游)

(資料來源：本研究資料)

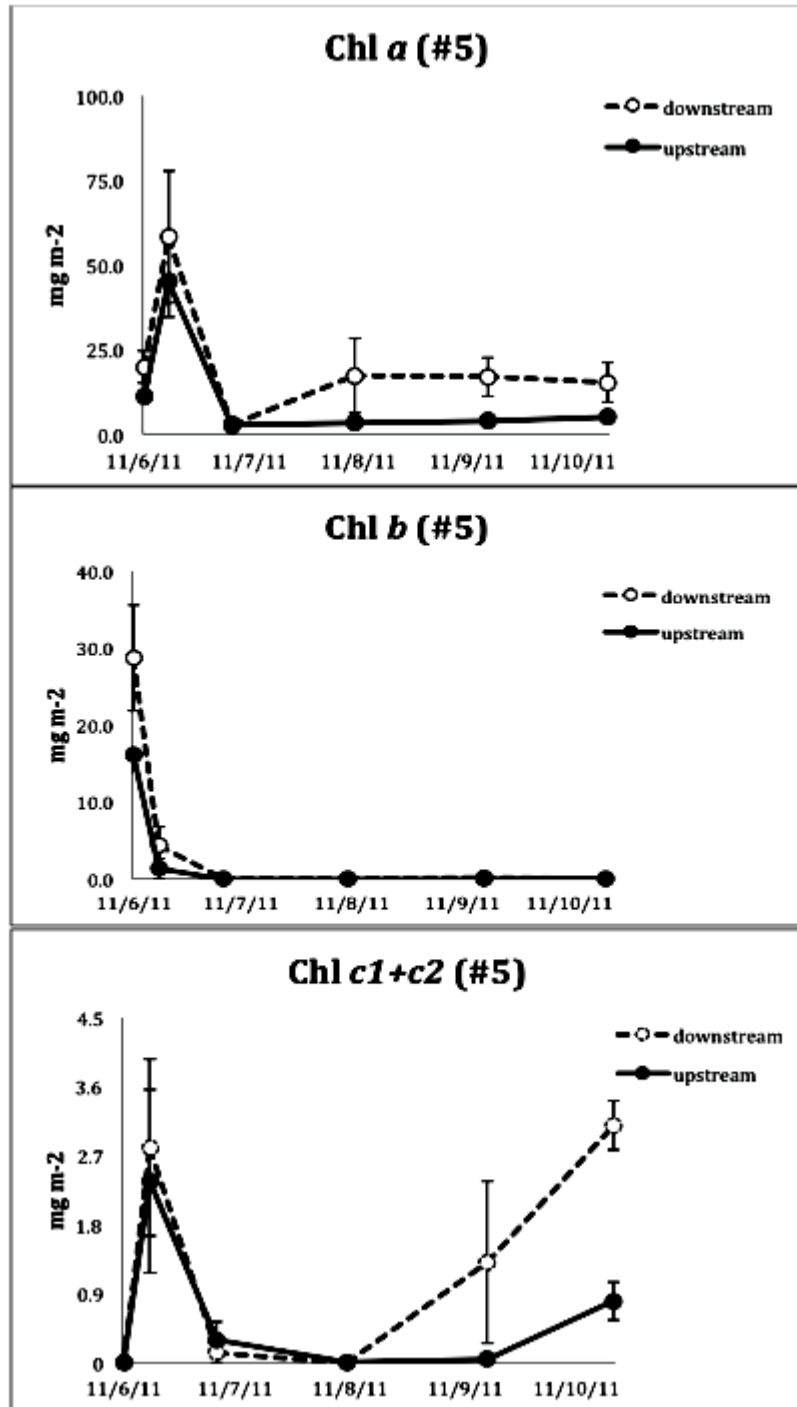


圖 2-23. 壩體改善後，繁殖場石附生藻類生物量變化情形(upstream: 上游
downstream:下游)

(資料來源：本研究資料)

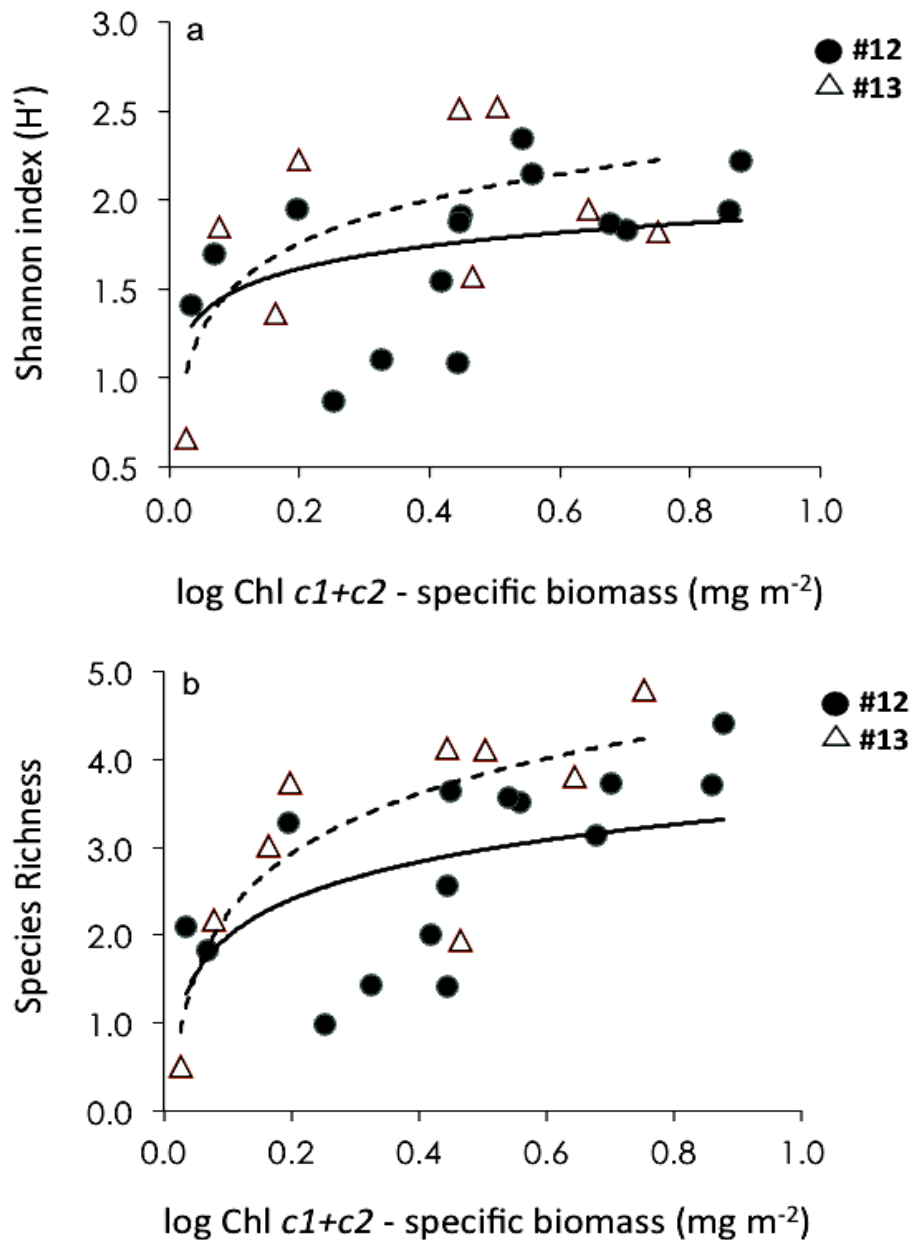


圖 2-24. 壩體改善前後，a.矽藻藻屬歧異度與 b.矽藻藻屬豐富度，與石附生藻類葉綠素 *c* 隻非線性迴歸圖。

(資料來源：本研究資料)

第三章 物理棲地研究

葉昭憲、張志豪

逢甲大學水利工程與資源保育學系

摘要

關鍵詞：櫻花鈎吻鮭、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，追蹤高山溪防砂壩改善工程以及七家灣溪一號壩拆除工程後之河道演變，本計畫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：**調查結果顯示 99 年底到 100 年底調查間，高山溪河道並無顯著變化，僅在局部地區有小幅度的沖淤互現。木質殘材在高山溪四號與三號壩間所形成的殘材壩及深潭，仍使四號壩現況無法在近年調查中確認；二號壩壩址之上木質殘材以及高山溪一號壩下游之殘材壩高度皆有降低趨勢。今年度七家灣溪一號壩進行拆除工程，因此特別針對觀魚台、一號壩上游、一號壩下游、新繁殖場四個測站進行密集監測調查，結果顯示在拆壩期間，觀魚台並無顯著變化；一號壩上游及下游因壩體拆除，斷面、棲地及底質皆有劇烈變動，上游棲地類型轉為緩流及淺灘，底質以粗石類型為主；下游棲地類型以緩流及淺灘為主，底質為細顆粒的卵石、碎石為主，新繁殖場則因上游壩體拆除，細顆粒被水流帶至下游，在左岸堆積，未來將持續監測拆壩後的河道演變。
- 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—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

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

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 of Gaushan Creek has no significant change but minor deposit or scour locally. The woody debris dam and its downstream deep pool between Dam #3 and #4 are still impossible to go over such that the channel condition beyond the woody debris dam is remained unclear. However, the other two woody debris dams in the Gaushan Creek decreased in heights because of cutting the woody debris into halves last year. At both upstream and downstream channels of the partial-removed Dam #1 of Chichiawan Creek have experienced dramatic changes in morphology, substrate composition, and physical habitat composition. The channel of Sihjielan Creek often changes dramatically after storm for its wide channel.

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

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，這都顯示櫻花鉤吻鮭保育工作之重要性。然而，近數十年來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 99 年度計畫在共同樣區進行測量、調查工作外，本年度特別針對七家灣溪一號壩壩體改善前後，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之密集監測以持續紀錄河道變化歷程，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、七家灣溪三號石壩與原有的二號攔水堰間河道、七家灣溪一號壩上下游監測、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一〇〇年一月至民國一〇〇年十二月。

(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、二號石壩之上游河道 400 公尺及下游 200 公尺河道進行調查，對其現況與過去調查結果進行探討。
3. 調查七家灣溪上四處計畫共同樣區拆除壩體前後之河道縱橫向變化、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 3-10)所示。

棲地分級則根據 Leopold (1969)之研究成果，將水流型態歸類為水潭(pool)、緩流(slow water)、湍流(淺瀨)(riffles)、急流(rapids)、岸邊緩流(slack)、迴流(backwater)等六種流況。上述六種水流形態，可利用水深與流速之比值，也就是福祿數(Froude Number) $F_r = V/\sqrt{gH}$ 來表示。

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。

100 年度計畫預計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，一號壩下游的殘材壩，其木質殘材間之空隙被砂石填滿，二號壩口的木質殘材在經過人為處理後有降低的趨勢，但主體結構呈現穩定狀態；今年度尚未出現較大的降雨事件，因此二號壩及一號壩之殘材壩並無明顯變化

- 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 4% 左右。棲地型態為淺灘與緩流為主，底質以岩盤及大型礫石偏大顆粒為主。
- 3. 二至三號壩間河道：**為目前觀測之高山溪四個壩體之間間距最長的河段，由河道平均坡度約在 3%，調查發現此河段在枯水期間地形均呈現淤大於沖。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，已有部分被鋸斷，故主體結構有降低趨勢，與下游河道落差約為 2.5 公尺。此河段棲地型態以淺灘與緩流為主，底質分佈較均勻。
- 4. 一至二號壩間河道：**一至二號壩間河道以及二至三號壩間河道，在河道長度、

坡度變化與河道型態等方面皆相當類似；此段特點是在於一號壩口上游處之河灘地廣闊，為高山溪河段中河道最寬之處，此乃因為壩體改善後土砂運移所造成。本年度調查結果，平均坡降為 3.6%。棲地型態以緩流居多，少有深潭出現，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有降低趨勢，與下游河道落差為 3 公尺。此區域之棲地類型，以淺灘與緩流為主少有深潭出現，溪床底質以小型礫石居多。

(二)七家灣溪二號壩及一號壩河道斷面調查

本年度進行七家灣溪的全河道調查，並與去年所獲得的資料表比較。河道調查以桃山西溪與桃山北溪匯流口下游之七家灣溪三號壩為起點，終點則是七家灣溪與有勝溪匯流處，全長約 6.1 公里。本節將七家灣溪分成四個部份：三號壩下至二號壩上 400 公尺、二號壩上 400 公尺至二號壩下 200 公尺、二號壩下 200 公尺至一號壩與一號壩下至終點分別探討。

本年度因進行七家灣溪一號壩拆除工程，因此在拆壩期間特別針對觀魚台、一號壩上游 100 公尺、一號壩下游 100 公尺、新繁殖場四個測站進行密集監測並探討。

- 1. 三號壩下至二號壩上 400 公尺：**本段測量起點為三號壩至二號壩上游 400 公尺處，約為 1200 公尺，本河段河寬分布約為 30 至 35 公尺之間，河道坡度約為 2.3%，與去年度調查結果比較，呈現沖淤互見之狀況。三號壩壩下兩岸為岩盤且有多處崩塌，但多半在大雨或颱風過後被帶往下游。
- 2. 二號壩上游 400 公尺至二號壩下游 200 公尺：**此河段坡度約為 3%，呈現淤大於沖之現象。由於地形條件之影響以及底床存在許多巨礫及岩盤，橫斷面變化不大。此河段具有許多深潭（深度可達 0.8~1m 以上）及急流，此河段棲地型態較多樣，能夠有效提供魚類的棲息及繁殖。

3. **二號壩下 200 公尺至一號壩**：此河段起點位置在舊復育場下游處，一直延伸至一號壩上，其中包含了觀魚台生態採樣區。本河段全長約為 2,300 公尺，河道坡度約為 1.04%，此河段斷面寬度變化落差相當大，從 20 多公尺逐漸增加到觀魚台前約為 50 至 60 公尺，為相當平直的河道，兩岸有非常大量礫石所堆積成的灘地，在經過觀魚台後，河道變得更加開闊。今年度進行的一號壩拆除工程導致一號壩上游的河貌、斷面及棲地產生劇烈變化，經調查結果顯示流心線有向上游延伸的趨勢。
4. **一號壩下至匯流口**：本河段起點位在七家灣溪一號壩下，終點為七家灣溪與有勝溪匯流處；起點之七家灣溪一號壩為寬約 40 公尺，高約 20 公尺的攔砂壩，本段沿途會與高山溪匯流，並且包含新繁殖場與萬壽橋兩個生態採樣區。此區河段全長約為 1650 公尺，其中從一號壩到與高山溪匯流約為 800 公尺，而高山溪匯流口至終點約為 850 公尺。本年度進行的一號壩改善工程，使上下游落差降低，且在斷面、棲地及底質上有相當大的變化，拆壩後所產生的大型、小型礫石大多堆積在此河段。

(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 3-25)的分類標準產生(表 3-26~表 3-39)。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 3-17~表 3-24)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；棲地轉變為淺灘及緩流(圖 3-54~圖 3-55)。

2. 棲地環境類型分析：本研究利用(表 3-25)進行棲地環境類型的分類如(表 3-26 至表 3-31)。在今年度高山溪的調查中，棲地類型以淺灘所佔的比例最高且淺灘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，淺灘棲地的部份，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灘成為緩流；而濕季則因為流速增加而使得部分淺灘成為急流。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

本年度計畫為了提供各研究計畫，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 11 處生態共同採樣區進行調查外(圖 3-56)，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。以下將個別對各樣區在本年度兩次至三次調查的河道斷面以及棲地底質調查結果所顯示的分佈情形作進一步分析。

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，近幾次在測站範圍的平均坡度約為 1.5%左右，今年 10 月所調查的平均坡度降為 1.3%左右(表 3-40)；相較於桃山西溪狹窄許多，河寬大都在 8~15 公尺左右。在本年度調查結果顯示河道坡度變化不大，呈現沖淤互見之情形。在棲地型態上，可以發現本河段以淺灘比例最高，均有 50%以上且變化趨勢不大，緩流有減少趨勢。至於底質分佈上，在今年度兩次調查此河段均以碎石及卵石為主，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 20~30 公尺左右，平均坡度約 1.9%左右(表 3-42)，此區域沒有太大的變動。棲地分佈上，

主要以淺灘為主，偶有深潭出現。底質方面以碎石、卵石的比例較高。

測站 4. 觀魚臺：觀魚臺測站位於七家灣溪一號壩上，緊接在觀魚台下游一段約 200 公尺的河道，亦為本年度密集監測測站之一，平均坡度均在約 2.1% 上下(表 3-44)，此河段河寬較寬闊，約為 30 公尺左右，而右岸部份有大量的土砂堆積。而棲地分佈上，本河段以淺灘及部分緩流為主。底質分佈上以碎石、粗石為主，少有發現大型礫石的存在。

測站 5. 新繁殖場：新繁殖場的位址起點始於高山溪與七家灣溪的匯流口，長約 100 公尺，河道寬闊，多在 25~30 公尺間，亦為本年度密集監測測站之一，平均坡度約將近 1.2%(表 3-46)，在密集監測期間發現匯流口處左岸有沙洲形成，評估為拆壩工程所影響，導致細顆粒堆積在此河段。棲地分佈上，本河段的淺灘比例較高，其次為緩流。至於底質分佈，今年度調查以碎石、卵石為主。

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變化不大，約在 2.2%(表 3-48)。河道寬度變化較大，河寬的分布 10~25 公尺均有，河道斷面變化不大。棲地分佈上，緩流與淺灘比例各半。底質分佈上，此區域的粒徑分佈偏大，粗石至小型礫石比例較其他樣區高。

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 1.7% 左右(表 3-50)，近期兩次調查與去年度調查發現，河道呈穩定趨勢。另外此河段中河道寬度屬所有樣區中最大的，河寬甚至達 40 公尺，本流段無明顯變化，流心仍維持於右岸。棲地分佈上以緩流為主，但是棲地類型相較於其他樣區有較多的比例。至於底質分佈上，整體上是較為平均，粗石與小型礫石佔多數比例。

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，河寬大都分布在 15~20 公尺之間，坡降為 1.5% 上下(表

3-52)。在棲地分佈上，淺灘與緩流呈現互相消長現象，底質分佈上偏碎石與粗石為主。

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%(表 3-54)。此區地貌變化大，常有木質殘材堆積。棲地分佈上，以淺灘與急流為主，棲地較去年多樣。底質分佈上以碎石及粗石為主要類型。

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 2.8%(表 3-56)，今年所調查結果顯示坡度有比去年變緩之走向。棲地分佈上，以淺灘與急流為主要類型。底質分佈均勻，鮮少大型礫石。

四、結論與建議

(一) 結論

今年度研究計畫共針對高山溪、七家灣溪二號壩上下游與共同生態採樣區進行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第六次全河道測量調查，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，在雪霸國家公園管理處進行裁切作業後，其高度已有下降；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，高差也有 3 公尺多，但普遍呈現下降趨勢。
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無劇烈變化，評估與今年觀測區無強烈暴雨事件有關。
3. 七家灣溪二號破壩在歷經長時間的沖淤變化後，調查發現壩體的下游因兩岸為岩盤束縮河道，流速加快外，豐水期間可能為了調查人員安全而無法通行。
4. 七家灣溪一號壩改善後，河道已形成連續通道，上游較多小型、大型礫石，坡降約在為 4.4% 上下，一號壩下游則為粗石、小型礫石，坡降為 3.6%，棲地類型皆以緩流與淺灘為主；特定斷面的高程變化(圖 3-49)以及棲地變化仍需長期追蹤。

(二) 建議

1. 位於高山溪各殘材壩，其二號壩之殘材壩與匯流口上游約 100 公尺處之殘材壩，溢流口處皆有部分殘材與砂石減少，但其溢流口至下游水面高度依舊無改變，對於迴游性的鮭魚，是否有影響或者為障礙，將持續監測。
2. 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，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。

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、蔡尚憲，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、蔡尚憲，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。防砂壩對臺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	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.039	-	0.031	0.039	0.040	0.040

(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	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.025	0.029	0.029	0.030	0.030	0.031

(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	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.031	0.035	0.036	0.035	0.035	0.037

(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	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.048	0.035	0.031	0.038	0.039	0.044

(資料來源：本研究資料)

表 3-5 七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺平均坡降表

測量日期	2007/12	2008/11	2009/10	2010/10	2011/10
平均坡降	0.029	0.012	0.023	0.026	0.020

(資料來源：本研究資料)

表 3-6 七家灣溪二號壩上游床面平均坡降表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.029	0.026	0.028	0.031	0.029	0.030

(資料來源：本研究資料)

表 3-7 七家灣溪二號壩下游床面平均坡降表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.026	0.026	0.023	0.024	0.025	0.022

(資料來源：本研究資料)

表 3-8 七家灣溪一號壩上游床面平均坡降表

測量日期	2011/02	2011/03	2011/04	2011/05 (改善前)	2011/05 (改善中)	2011/05 (改善後)
平均坡降	0.012	0.014	0.014	0.012	0.018	0.068
測量日期	2011/06 (改善後約 14 天)	2011/07 (改善後約 31 天)	2011/09 (改善後約 62 天)			
平均坡降	0.063	0.047	0.044			

(資料來源：本研究資料)

表 3-9 七家灣溪一號壩下游床面平均坡降表

測量日期	2011/02	2011/03	2011/04	2011/05 (改善前)	2011/05 (改善中)	2011/05 (改善後)
平均坡降	0.041	0.048	0.050	0.024	0.024	0.042
測量日期	2011/06 (改善後約 14 天)	2011/07 (改善後約 31 天)	2011/09 (改善後約 62 天)			
平均坡降	0.041	0.030	0.036			

(資料來源：本研究資料)

表 3-10 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 3-11 2011 年 10 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	10.0%	26.7%	3.3%	0.0%	3.3%	56.7%
二號壩至三號壩	15.6%	14.4%	20.0%	10.0%	15.6%	24.4%
一號壩至二號壩	8.6%	16.0%	28.4%	23.5%	14.8%	8.6%
一號壩以下	12.3%	13.6%	29.6%	11.1%	18.5%	14.8%

(資料來源：本研究資料)

表 3-12 2011 年 6 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	13.3%	10.0%	16.7%	10.0%	30.0%	20.0%
二號壩至三號壩	17.8%	18.9%	33.3%	11.1%	13.3%	5.6%
一號壩至二號壩	22.2%	23.5%	22.2%	11.1%	14.8%	6.2%
一號壩以下	12.3%	19.8%	40.7%	4.9%	17.3%	4.9%

(資料來源：本研究資料)

表 3-13 2011 年 2 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	40.0%	0.0%	6.7%	10.0%	10.0%	33.3%
二號壩至三號壩	31.1%	11.1%	23.3%	14.4%	7.8%	12.2%
一號壩至二號壩	44.4%	12.3%	7.4%	4.9%	16.0%	14.8%
一號壩以下	30.9%	18.5%	14.8%	14.8%	8.6%	12.3%

(資料來源：本研究資料)

表 3-14 2010 年 10 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	3.3%	0.0%	3.3%	13.3%	20.0%	60.0%
二號壩至三號壩	1.1%	8.9%	31.1%	42.2%	3.3%	13.3%
一號壩至二號壩	7.4%	8.6%	23.5%	38.3%	3.7%	18.5%
一號壩以下	1.2%	4.9%	22.0%	40.1%	4.6%	23.4%

(資料來源：本研究資料)

表 3-15 2010 年 6 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	-	-	-	-	-	-
二號壩至三號壩	33.3%	36.7%	11.1%	6.7%	3.3%	8.9%
一號壩至二號壩	28.4%	30.9%	12.3%	8.6%	3.7%	16.0%
一號壩以下	34.6%	33.3%	9.9%	6.2%	6.2%	9.9%

(資料來源：本研究資料)

表 3-16 2010 年 2 月高山溪各河段之棲地底質分佈比例

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
四號壩以上	-	-	-	-	-	-
三號壩至四號壩	6.1%	9.1%	12.1%	27.3%	9.1%	36.4%
二號壩至三號壩	48.9%	22.2%	4.4%	10.0%	3.3%	11.1%
一號壩至二號壩	58.0%	11.1%	4.9%	2.5%	3.7%	19.8%
一號壩以下	53.1%	11.1%	6.2%	8.6%	7.4%	13.6%

(資料來源：本研究資料)

表 3-17 2011 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	0.0%	8.0%	21.7%	7.2%	24.6%	38.4%
二號石壩以下	3.1%	11.6%	14.0%	27.9%	25.6%	17.8%

(資料來源：本研究資料)

表 3-18 2011 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	0.0%	25.9%	42.6%	14.8%	14.8%	1.9%
二號石壩以下	0.0%	15.3%	25.4%	11.9%	20.3%	27.1%

(資料來源：本研究資料)

表 3-19 2011 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	25.9%	20.4%	14.8%	16.7%	16.7%	5.6%
二號石壩以下	16.7%	18.3%	13.3%	5.0%	16.7%	30.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-20 2010 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	2.9%	5.1%	19.6%	31.2%	17.4%	23.9%
二號石壩以下	2.3%	13.2%	27.9%	42.6%	1.6%	12.4%

(資料來源：本研究資料)

表 3-21 2010 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	-	-	-	-	-	-
二號石壩以下	8.9%	13.3%	13.3%	20.0%	17.8%	26.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-22 2010 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游之棲地底質分佈

位置 \ 底質	1	2	3	4	5	6
二號石壩以上	37.0%	1.9%	20.4%	7.4%	11.1%	22.2%
二號石壩以下	19.3%	7.0%	7.0%	3.5%	10.5%	52.6%

(資料來源：本研究資料)

表 3-23 2011 年七家灣溪一號石壩上游之棲地底質分佈

日期 \ 底質	1	2	3	4	5	6
2011/02	62.5%	12.5%	12.5%	0.0%	0.0%	12.5%
2011/03	50.0%	20.8%	16.7%	4.2%	0.0%	8.3%
2011/04	54.5%	22.7%	22.7%	0.0%	0.0%	0.0%
2011/05(改善前)	10.2%	24.5%	51.0%	10.2%	0.0%	4.1%
2011/05(改善中)	0.0%	18.5%	33.3%	25.9%	22.2%	0.0%
2011/05(改善後)	0.0%	13.9%	19.4%	30.6%	22.2%	13.9%
2011/06(改善後約 14 天)	2.8%	27.8%	27.8%	19.4%	13.9%	8.3%
2011/07(改善後約 31 天)	0.0%	0.0%	5.6%	88.9%	5.6%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	0.0%	2.8%	30.6%	55.6%	11.1%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-24 2011 年七家灣溪一號石壩下游之棲地底質分佈

日期 \ 底質	1	2	3	4	5	6
2011/02	20.8%	0.0%	0.0%	12.5%	12.5%	54.2%
2011/03	12.5%	8.3%	12.5%	4.2%	12.5%	50.0%
2011/04	6.4%	12.8%	34.0%	19.1%	2.1%	25.5%
2011/05(改善前)	5.6%	0.0%	5.6%	5.6%	22.2%	61.1%
2011/05(改善中)	19.0%	14.3%	61.9%	4.8%	0.0%	0.0%
2011/05(改善後)	0.0%	0.0%	25.0%	41.7%	29.2%	4.2%
2011/06(改善後約 14 天)	0.0%	0.0%	33.3%	50.0%	16.7%	0.0%
2011/07(改善後約 31 天)	7.7%	48.7%	38.5%	5.1%	0.0%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	2.6%	41.0%	41.0%	15.4%	0.0%	0.0%

表 3-25 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 3-26 2011 年 10 月高山溪棲地環境類型分析

位置 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	0.0%	53.3%	40.0%	6.7%
二號壩至三號壩	0.0%	55.2%	40.2%	4.6%
一號壩至二號壩	0.0%	63.0%	30.9%	6.2%
一號壩以下	0.0%	63.0%	33.3%	3.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-27 2011 年 6 月高山溪棲地環境類型分析

位置 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	13.33%	60.00%	16.67%	10.00%
二號壩至三號壩	5.75%	54.02%	40.23%	0.00%
一號壩至二號壩	3.70%	45.68%	43.21%	7.41%
一號壩以下	2.47%	50.62%	43.21%	3.70%

(資料來源：本研究資料)

表 3-28 2011 年 2 月高山溪棲地環境類型分析

位置 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	5.0%	50.0%	40.0%	5.0%
二號壩至三號壩	0.0%	67.6%	27.0%	5.4%
一號壩至二號壩	0.0%	67.5%	22.5%	10.0%
一號壩以下	0.0%	63.4%	29.3%	7.3%

(資料來源：本研究資料)

表 3-29 2010 年 10 月高山溪棲地環境類型分析

位置 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	0.0%	70.0%	30.0%	0.0%
二號壩至三號壩	0.0%	60.0%	40.0%	0.0%
一號壩至二號壩	0.0%	70.4%	25.9%	3.7%
一號壩以下	0.0%	70.4%	25.9%	3.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-30 2010 年 6 月高山溪棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	-	-	-	-
二號壩至三號壩	0.0%	42.86%	46.94%	10.20%
一號壩至二號壩	0.0%	44.19%	51.16%	4.65%
一號壩以下	0.0%	43.75%	37.50%	18.75%

(資料來源：本研究資料)

表 3-31 2010 年 2 月高山溪棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
四號壩以上	-	-	-	-
三號壩至四號壩	26.1%	60.9%	8.7%	4.3%
二號壩至三號壩	0.00%	71.4%	25.7%	2.9%
一號壩至二號壩	0.00%	60.0%	30.0%	10.0%
一號壩以下	2.5%	62.5%	27.5%	7.5%

(資料來源：本研究資料)

表 3-32 2011 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	0.0%	55.1%	36.2%	8.7%
二號石壩以下	0.0%	28.2%	58.1%	13.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-33 2011 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	0.0%	79.2%	20.8%	0.0%
二號石壩以下	1.7%	84.7%	11.9%	1.7%

(資料來源：本研究資料)

表 3-34 2011 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	0.0%	83.3%	16.7%	0.0%
二號石壩以下	2.9%	61.8%	26.5%	8.8%

(資料來源：本研究資料)

表 3-35 2010 年 10 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	0.0%	52.1%	43.8%	4.2%
二號石壩以下	0.0%	90.9%	9.1%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-36 2010 年 6 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	-	-	-	-
二號石壩以下	0.0%	57.6%	30.3%	12.1%

(資料來源：本研究資料)

表 3-37 2010 年 2 月七家灣溪二號石壩上下游棲地環境類型分析

棲地類型 位置	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
二號石壩以上	0.0%	55.0%	30.0%	15.0%
二號石壩以下	0.0%	65.2%	30.4%	4.3%

(資料來源：本研究資料)

表 3-38 2011 年七家灣溪一號壩上游棲地環境類型分析

日期 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2011/02	8.3%	33.3%	50.0%	8.3%
2011/03	4.3%	68.4%	18.2%	9.1%
2011/04	6.1%	59.3%	23.4%	11.2%
2011/05(改善前)	76.4%	0.0%	0.0%	23.6%
2011/05(改善中)	66.7%	12.1%	21.2%	0.0%
2011/05(改善後)	72.0%	12.0%	16.0%	0.0%
2011/06(改善後約 14 天)	36.4%	39.4%	21.2%	3.0%
2011/07(改善後約 31 天)	0.0%	90.9%	9.1%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	0.0%	70.6%	29.4%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-39 2011 年七家灣溪一號壩下游棲地環境類型分析

日期 \ 棲地類型	Rapids	Riffles	Slow water	Pools
2011/02	16.7%	50.0%	16.7%	25.0%
2011/03	5.5%	48.3%	23.1%	23.1%
2011/04	4.3%	45.7%	39.5%	10.5%
2011/05(改善前)	67.4%	0.0%	0.0%	32.6%
2011/05(改善中)	57.1%	0.0%	42.9%	0.0%
2011/05(改善後)	62.5%	0.0%	37.5%	0.0%
2011/06(改善後約 14 天)	50.0%	50.0%	0.0%	0.0%
2011/07(改善後約 31 天)	2.6%	82.1%	15.4%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	0.0%	69.2%	30.8%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-40 桃山北溪測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.015	0.012	0.013	0.018	0.014	0.013

(資料來源：本研究資料)

表 3-41 桃山北溪測站床面底質分佈表

日期 \ 底質	1	2	3	4	5	6
2010/02	50.0%	25.0%	20.8%	4.2%	0.0%	0.0%
2010/06	16.7%	41.7%	25.0%	16.7%	0.0%	0.0%
2010/10	3.7%	18.5%	22.2%	44.4%	0.0%	11.1%
2011/02	45.8%	33.3%	16.7%	4.2%	0.0%	0.0%
2011/06	4.2%	20.8%	70.8%	4.2%	0.0%	0.0%
2011/10	8.3%	45.8%	37.5%	8.3%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-42 桃山西溪測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.019	0.020	0.019	0.024	0.019	0.015

(資料來源：本研究資料)

表 3-43 桃山西溪測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2010/02	25.0%	12.5%	20.8%	12.5%	4.2%	25.0%
2010/06	12.5%	12.5%	33.3%	33.3%	8.3%	0.0%
2010/10	8.3%	4.2%	12.5%	58.3%	0.0%	16.7%
2011/02	29.2%	8.3%	33.3%	12.5%	16.7%	0.0%
2011/06	0.0%	33.3%	50.0%	16.7%	0.0%	0.0%
2011/10	16.7%	25.0%	12.5%	25.0%	20.8%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-44 觀魚臺測站床面平均坡度表

測量日期	2011/02	2011/03	2011/04	2011/05 (改善前)	2011/05 (改善中)	2011/05 (改善後)
平均坡降	0.019	0.013	0.024	0.023	0.023	0.023
測量日期	2011/06 (改善後約 14 天)	2011/07 (改善後約 31 天)	2011/09 (改善後約 62 天)			
平均坡降	0.022	0.016	0.020			

(資料來源：本研究資料)

表 3-45 觀魚臺測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2011/02	61.9%	9.5%	9.5%	0.0%	14.3%	4.8%
2011/03	28.6%	19.0%	38.1%	0.0%	4.8%	9.5%
2011/04	23.1%	51.3%	23.1%	2.6%	0.0%	0.0%
2011/05(改善前)	0.0%	0.0%	55.6%	44.4%	0.0%	0.0%
2011/05(改善中)	0.0%	19.0%	66.7%	14.3%	0.0%	0.0%
2011/05(改善後)	0.0%	19.0%	33.3%	33.3%	14.3%	0.0%
2011/06(改善後約 14 天)	0.0%	16.7%	38.9%	27.8%	16.7%	0.0%
2011/07(改善後約 31 天)	0.0%	28.6%	38.1%	33.3%	0.0%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	2.6%	41.0%	41.0%	15.4%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-46 新繁殖場測站床面平均坡度表

測量日期	2011/02	2011/03	2011/04	2011/05 (改善前)	2011/05 (改善中)	2011/05 (改善後)
平均坡降	0.014	0.013	0.012	0.013	0.017	0.008
測量日期	2011/06 (改善後約 14 天)	2011/07 (改善後約 31 天)	2011/09 (改善後約 62 天)			
平均坡降	0.009	0.011	0.017			

(資料來源：本研究資料)

表 3-47 新繁殖場測站床面底質分佈表

日期 \ 底質	1	2	3	4	5	6
2011/02	44.4%	16.7%	0.0%	5.6%	22.2%	11.1%
2011/03	16.7%	5.6%	33.3%	22.2%	11.1%	11.1%
2011/04	9.4%	53.1%	28.1%	9.4%	0.0%	0.0%
2011/05(改善前)	11.1%	5.6%	50.0%	22.2%	5.6%	5.6%
2011/05(改善中)	23.8%	14.3%	57.1%	4.8%	0.0%	0.0%
2011/05(改善後)	11.1%	27.8%	33.3%	22.2%	5.6%	0.0%
2011/06(改善後約 14 天)	5.6%	50.0%	16.7%	16.7%	11.1%	0.0%
2011/07(改善後約 31 天)	0.0%	0.0%	88.9%	11.1%	0.0%	0.0%
2011/09(改善後約 62 天)	0.0%	27.8%	50.0%	22.2%	0.0%	0.0%

(資料來源：本研究資料)

表 3-48 萬壽橋測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.021	0.025	0.024	0.022	0.022	0.023

(資料來源：本研究資料)

表 3-49 萬壽橋測站床面底質分佈表

日期 \ 底質	1	2	3	4	5	6
2010/02	40.0%	5.0%	0.0%	10.0%	10.0%	35.0%
2010/06	20.0%	45.0%	10.0%	5.0%	20.0%	5.0%
2010/10	4.8%	0.0%	14.3%	42.9%	4.8%	33.3%
2011/02	28.6%	19.0%	4.8%	9.5%	14.3%	23.8%
2011/06	28.6%	14.3%	19.0%	19.0%	9.5%	9.5%
2011/10	0.0%	47.6%	9.5%	19.0%	19.0%	4.8%

(資料來源：本研究資料)

表 3-50 迎賓橋測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.018	0.018	0.017	0.016	0.013	0.011

(資料來源：本研究資料)

表 3-51 迎賓橋測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2010/02	4.8%	4.8%	23.8%	38.1%	4.8%	23.8%
2010/06	4.8%	14.3%	23.8%	33.3%	4.8%	19.0%
2010/10	66.7%	0.0%	0.0%	4.8%	0.0%	28.6%
2011/02	66.7%	4.8%	0.0%	4.8%	4.8%	19.0%
2011/06	0.0%	19.0%	38.1%	42.9%	0.0%	0.0%
2011/10	0.0%	23.8%	19.0%	33.3%	14.3%	9.5%

(資料來源：本研究資料)

表 3-52 有勝溪測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.012	0.014	0.015	0.015	0.014	0.015

(資料來源：本研究資料)

表 3-53 有勝溪測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2010/02	66.7%	5.6%	5.6%	5.6%	0.0%	16.7%
2010/06	38.9%	33.3%	5.6%	0.0%	11.1%	11.1%
2010/10	5.6%	11.1%	22.2%	50.0%	0.0%	11.1%
2011/02	61.1%	11.1%	5.6%	5.6%	0.0%	16.7%
2011/06	0.0%	72.2%	27.8%	0.0%	0.0%	0.0%
2011/10	27.8%	33.3%	22.2%	11.1%	0.0%	5.6%

(資料來源：本研究資料)

表 3-54 司界蘭溪上游段測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.033	-	-	0.032	-	-

(資料來源：本研究資料)

表 3-55 司界蘭溪上游段測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2010/02	56.7%	23.3%	6.7%	0.0%	3.3%	10.0%
2010/06	-	-	-	-	-	-
2010/10	-	-	-	-	-	-
2011/02	23.3%	33.3%	10.0%	30.0%	3.3%	0.0%
2011/06	-	-	-	-	-	-
2011/10	-	-	-	-	-	-

(資料來源：本研究資料)

表 3-56 司界蘭溪下游段測站床面平均坡度表

測量日期	2010/02	2010/06	2010/10	2011/02	2011/06	2011/10
平均坡降	0.033	-	-	0.023	-	-

(資料來源：本研究資料)

表 3-57 司界蘭溪下游段測站床面底質分佈表

底質 日期	1	2	3	4	5	6
2010/02	40.0%	13.3%	13.3%	6.7%	3.3%	23.3%
2010/06	-	-	-	-	-	-
2010/10	-	-	-	-	-	-
2011/02	23.3%	20.0%	10.0%	26.7%	16.7%	3.3%
2011/06	-	-	-	-	-	-
2011/10	-	-	-	-	-	-

(資料來源：本研究資料)

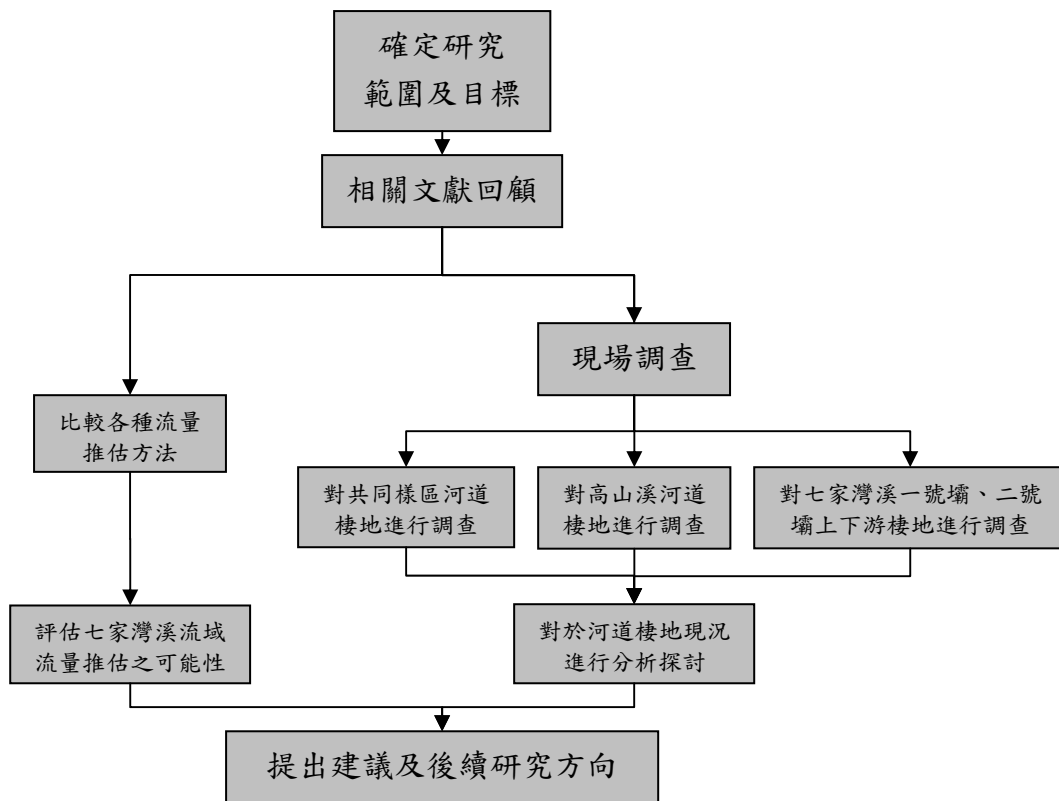


圖 3-1 本年度研究基本流程圖
(資料來源：本研究資料)

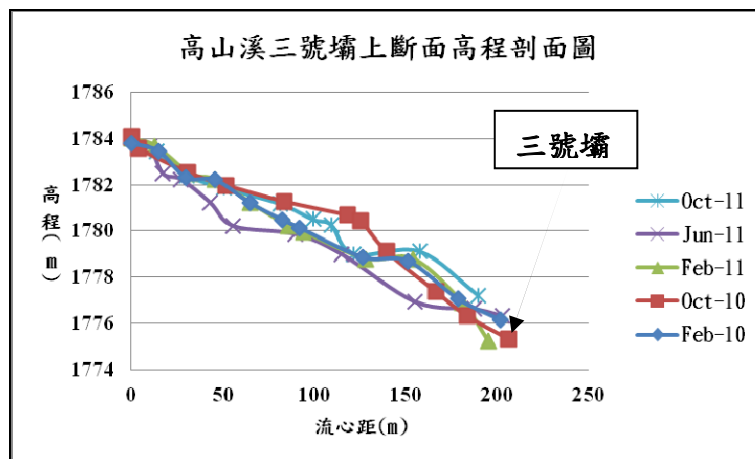


圖 3-2 三號壩上游斷面高程剖面圖(Jun-10 因深潭無法抵達，三號壩上無資料)
(資料來源：本研究資料)

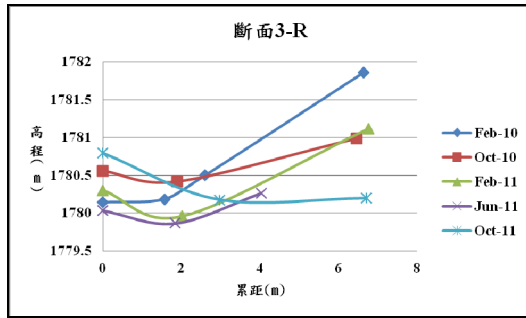


圖 3-3 高山溪断面 3-R 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

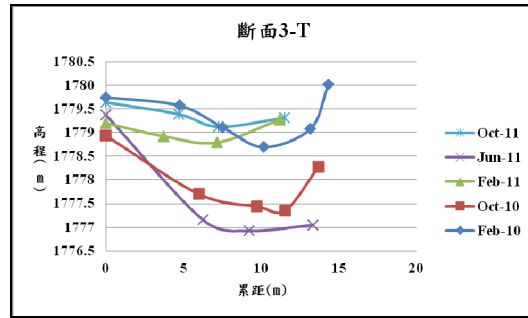


圖 3-4 高山溪断面 3-T 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

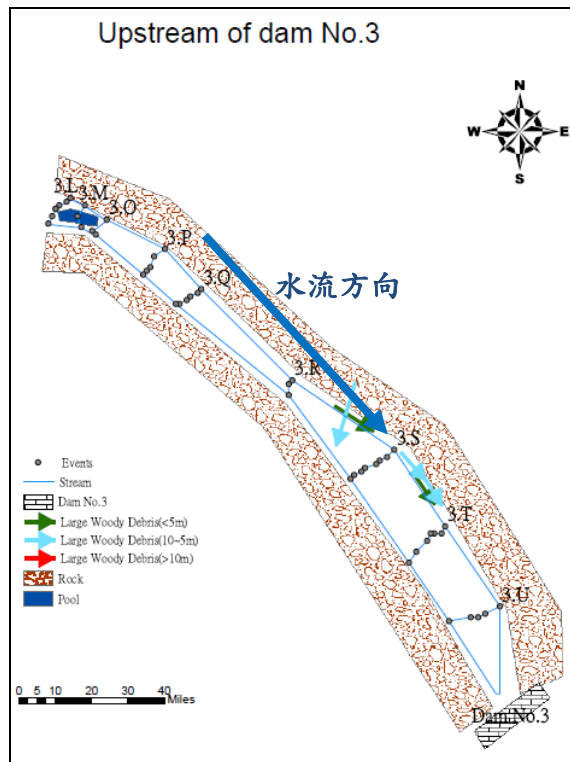


圖 3-5 高山溪三號壩上之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

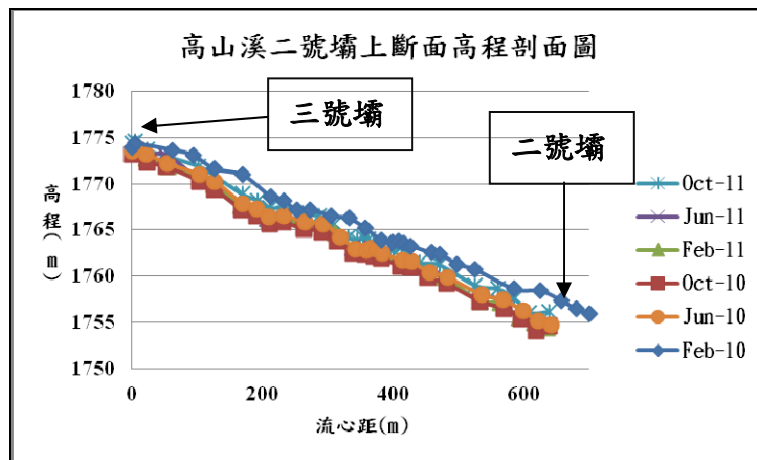


圖 3-6 二號壩上游断面高程剖面圖(資料來源：本研究資料)

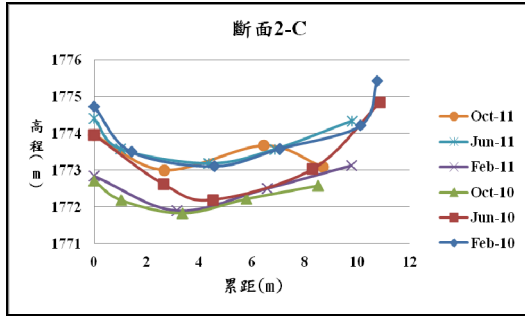


圖 3-7 高山溪断面 2-C 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

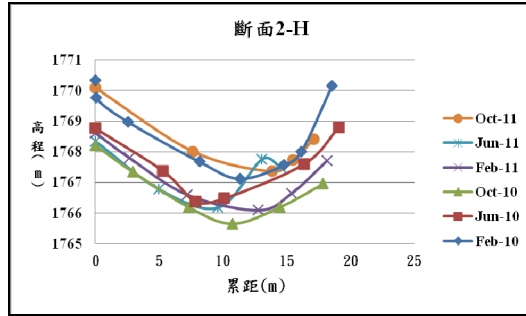


圖 3-8 高山溪断面 2-H 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

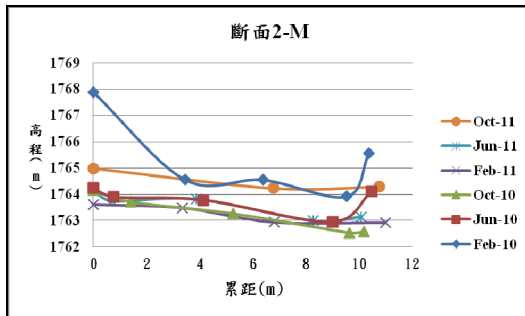


圖 3-9 高山溪断面 2-M 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

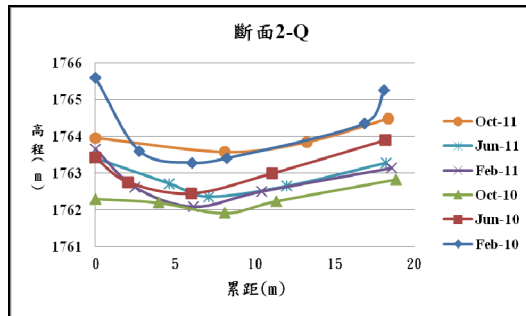


圖 3-10 高山溪断面 2-Q 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

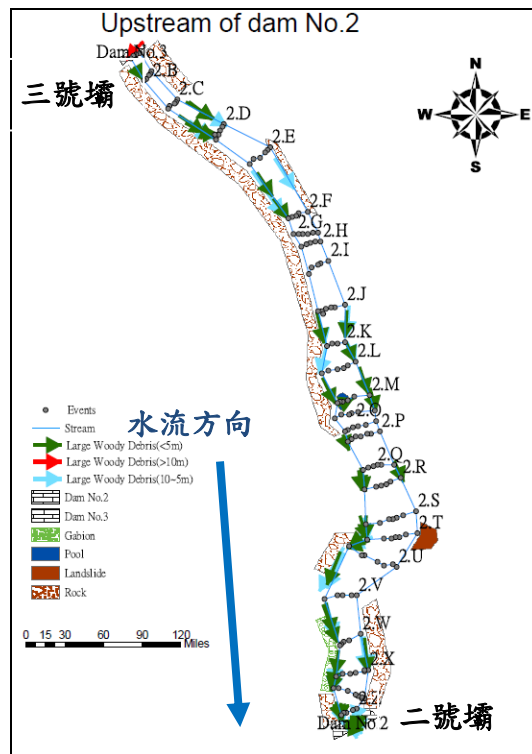


圖 3-11 高山溪二號壩上之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

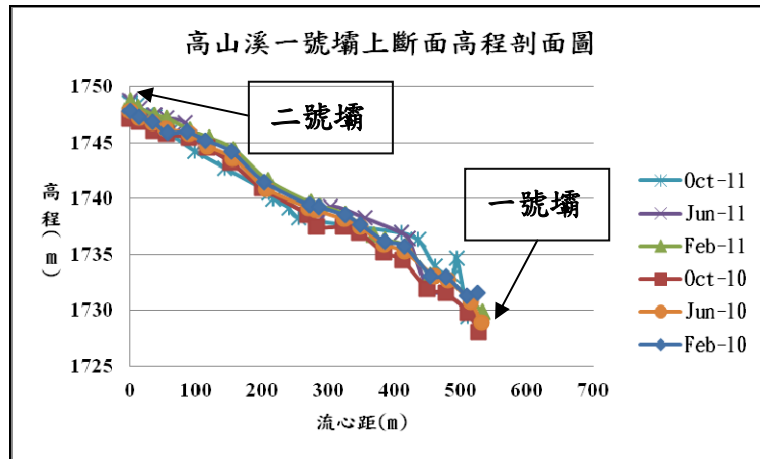


圖 3-12 一號壩上游斷面高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

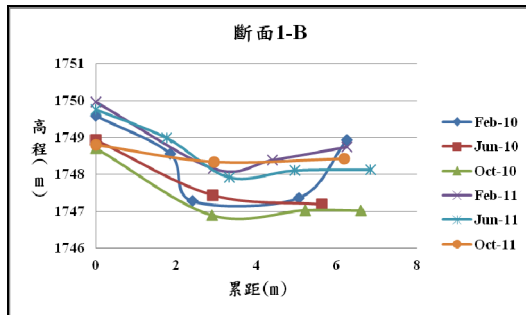


圖 3-13 高山溪斷面 1-B 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

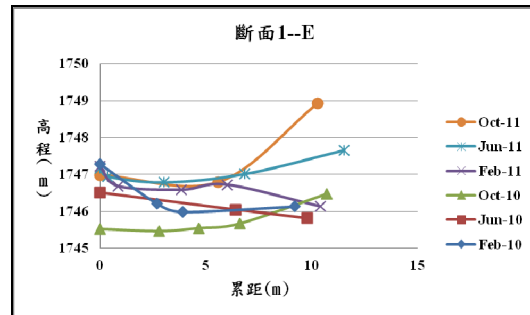


圖 3-14 高山溪斷面 1-E 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

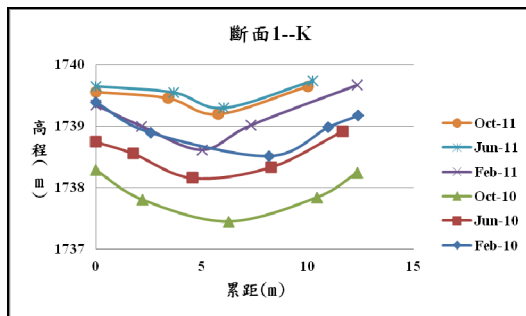


圖 3-15 高山溪斷面 1-K 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

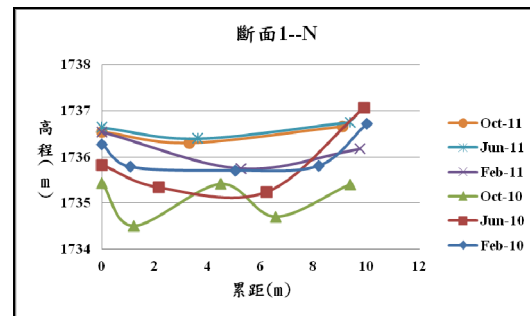


圖 3-16 高山溪斷面 1-N 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

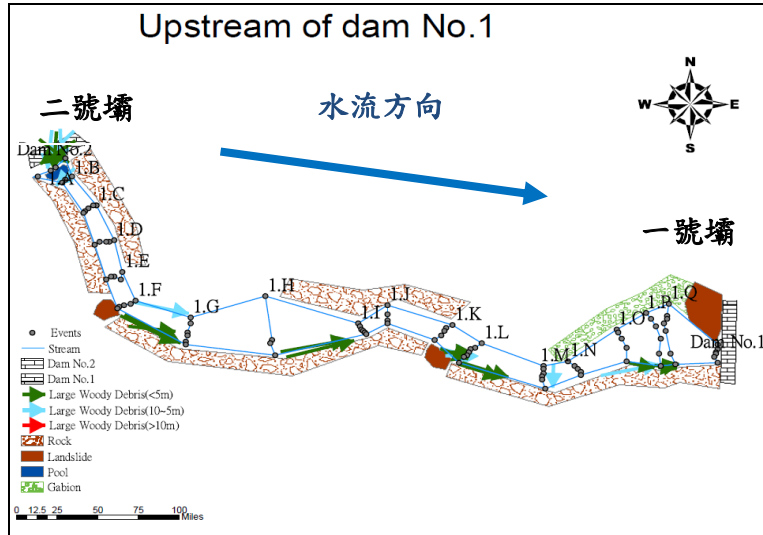


圖 3-17 高山溪一號壩上河道示意圖

(資料來源：本研究資料)

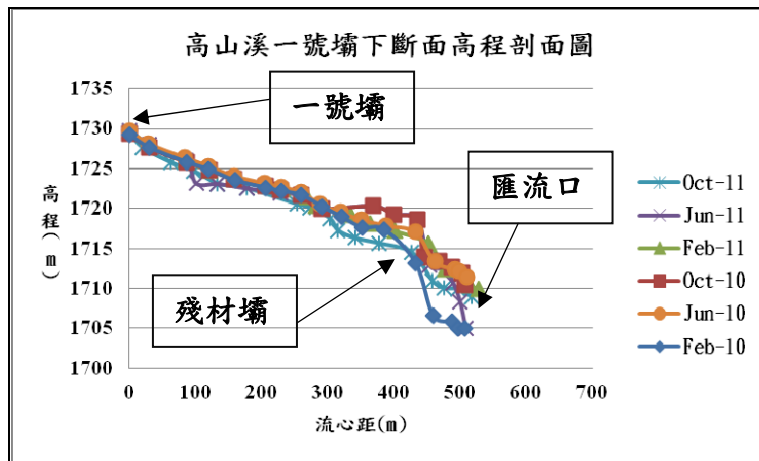


圖 3-18 一號壩下游断面高程剖面圖

(資料來源：本研究資料)

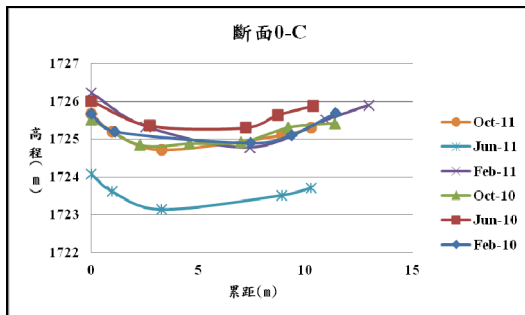


圖 3-19 高山溪断面 0-C 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

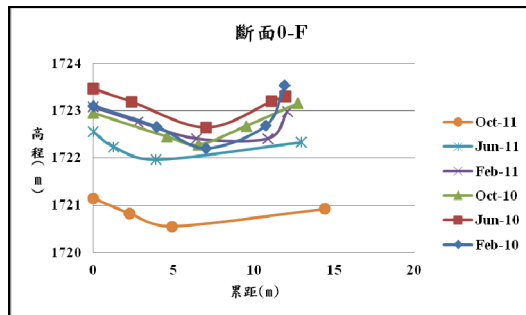


圖 3-20 高山溪断面 0-F 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

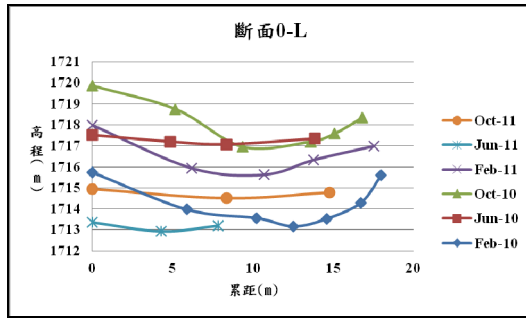


圖 3-21 高山溪斷面 0-L 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

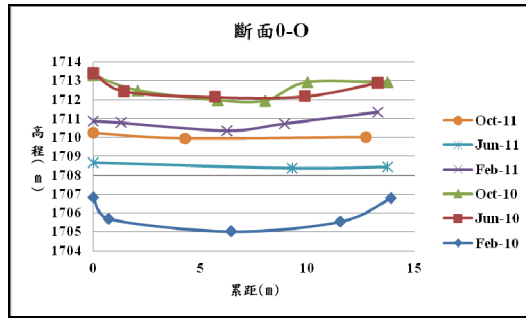


圖 3-22 高山溪斷面 0-O 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

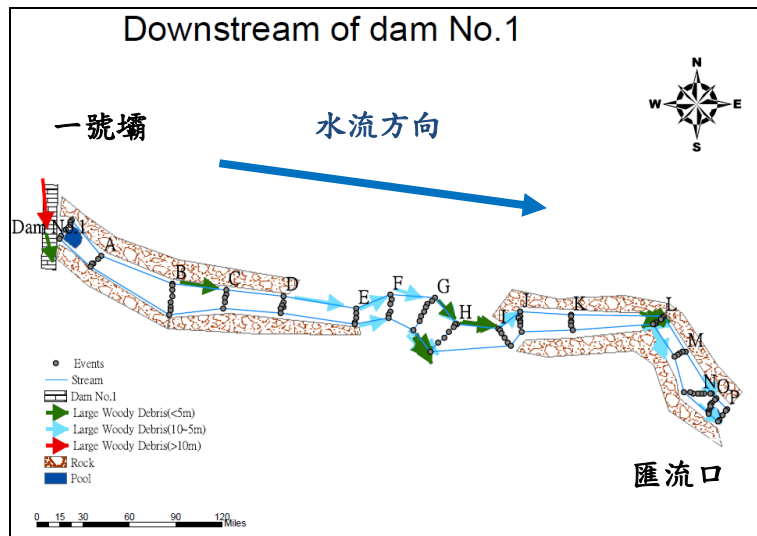


圖 3-23 高山溪一號壩下至匯流口之河道示意圖
(資料來源：本研究資料)

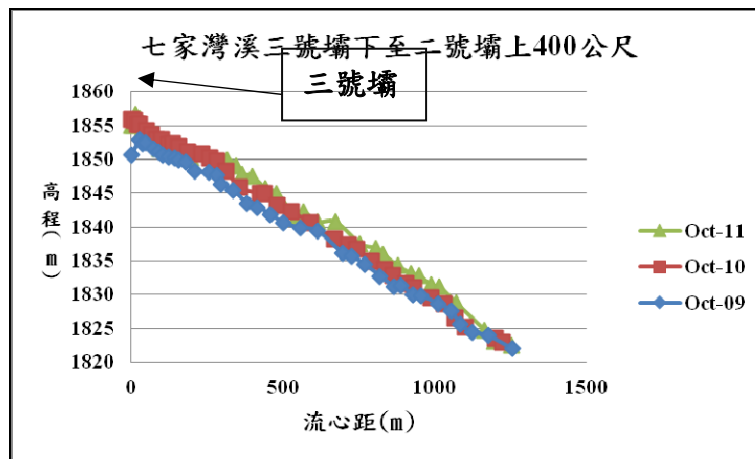


圖 3-24 七家灣溪三號壩下至二號壩上 400 公尺處高程剖面圖
(資料來源：本研究資料)

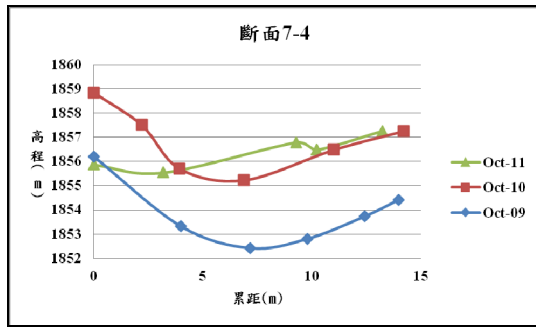


圖 3-25 七家灣溪断面 7-4 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

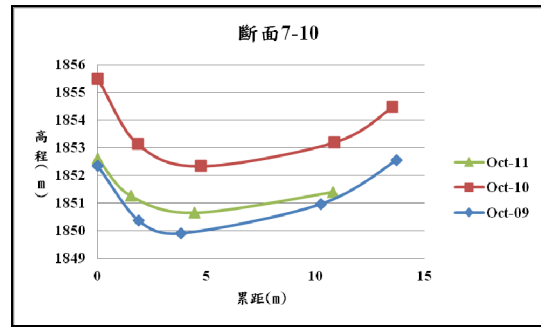


圖 3-26 七家灣溪断面 7-10 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

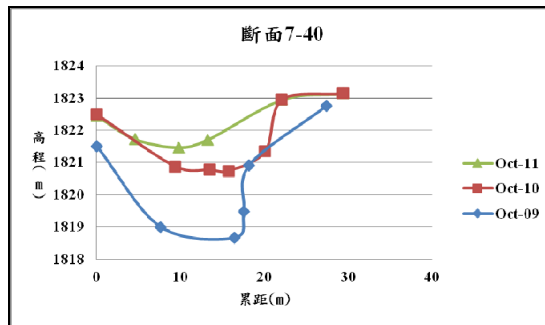


圖 3-27 七家灣溪断面 7-40 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

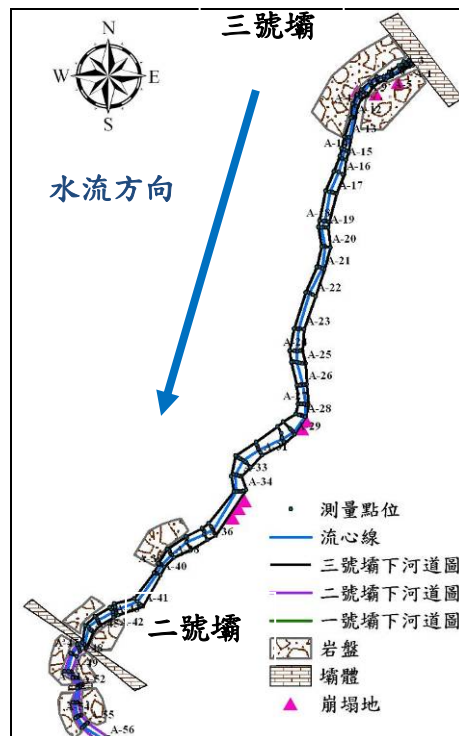


圖 3-28 七家灣溪三號壩至二號壩測量點位示意圖
(資料來源：本研究資料)

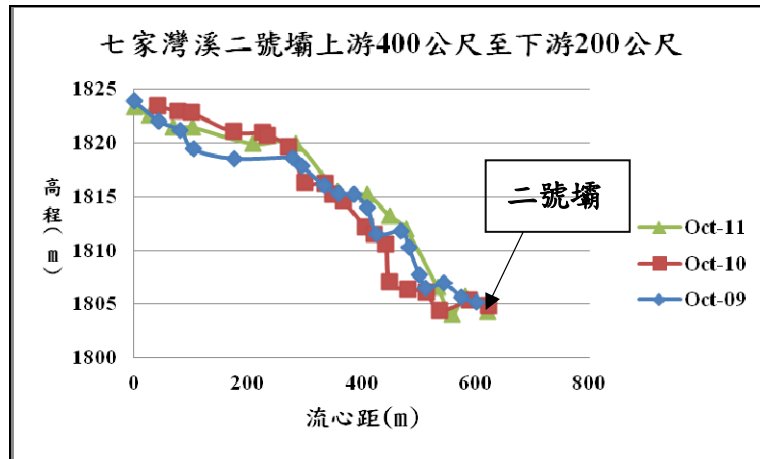


圖 3-29 七家灣溪二號壩上游 400 公尺至下游 200 公尺剖面高程
(資料來源：本研究資料)

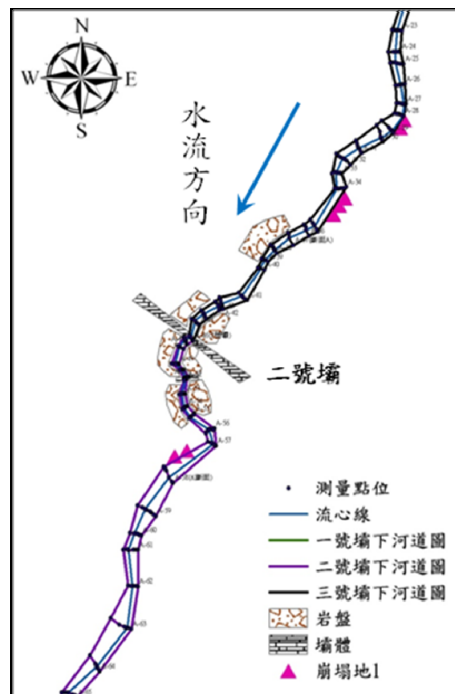


圖 3-30 七家灣溪二號壩上 400 公尺處至二號壩下 200 公尺示意圖
(資料來源：本研究資料)

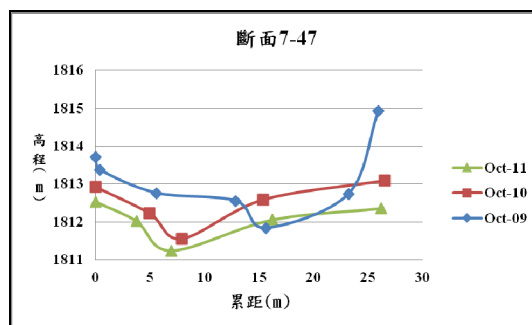


圖 3-31 七家灣溪斷面 7-47 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

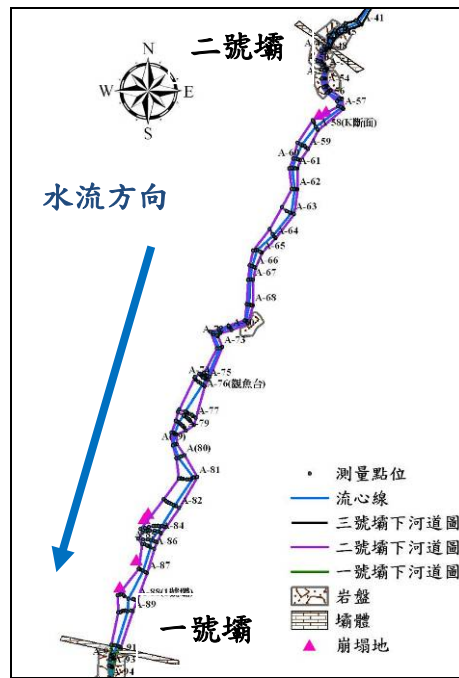


圖 3-32 七家灣溪二號壩至一號壩上測量點位示意圖
(資料來源：本研究資料)

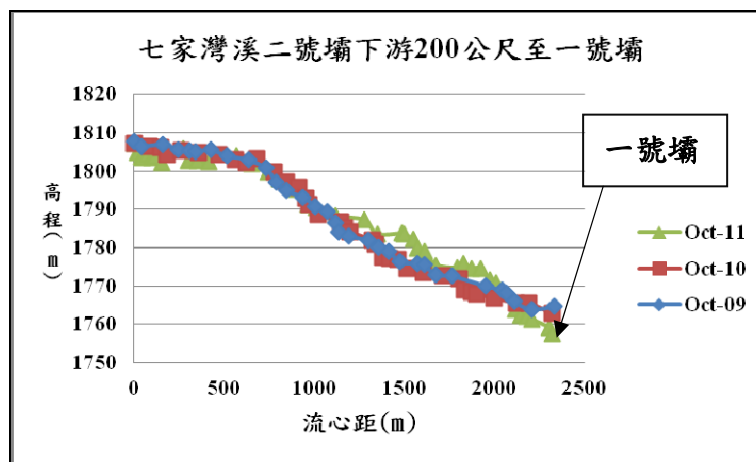


圖 3-33 七家灣溪二號壩下游 200 公尺至一號壩上剖面線
(資料來源：本研究資料)

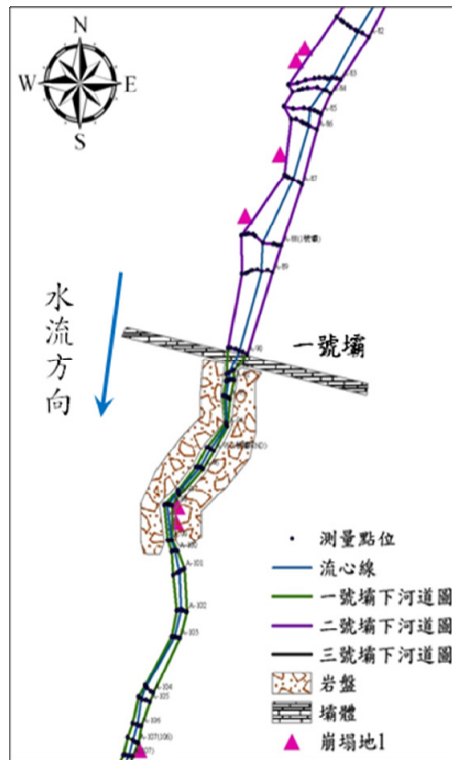


圖 3-34 七家灣溪一號壩上下游各 100 公尺測量點位示意圖
(資料來源：本研究資料)

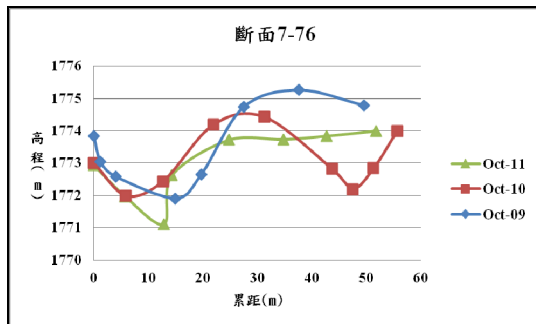


圖 3-35 七家灣溪斷面 7-76 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

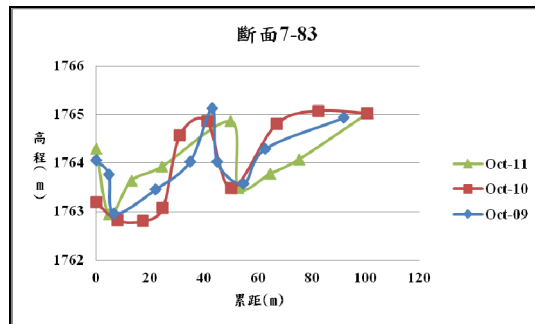


圖 3-36 七家灣溪斷面 7-83 剖面高程
(資料來源：本研究資料)

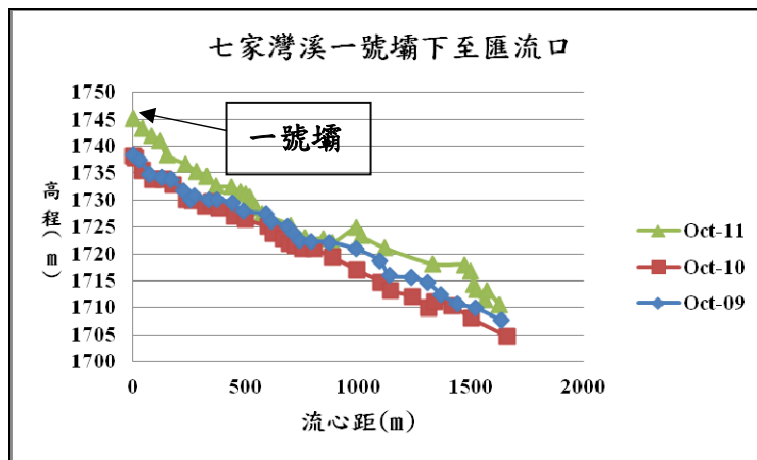


圖 3-37 七家灣溪一號壩下游至匯流口剖面高程
(資料來源：本研究資料)

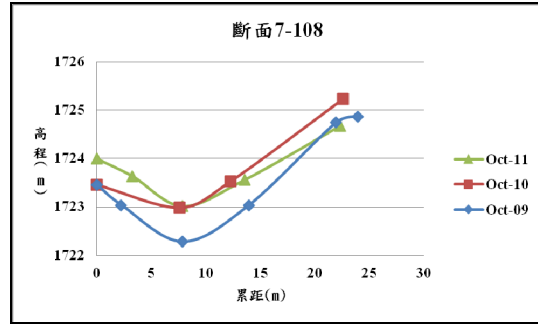
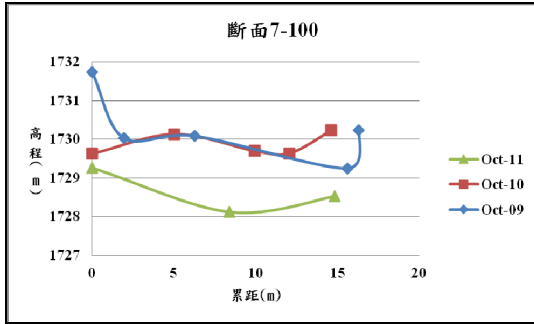


圖 3-38 七家灣溪断面 7-100 剖面高程

圖 3-39 七家灣溪断面 7-108 剖面高程

(資料來源：本研究資料)

(資料來源：本研究資料)

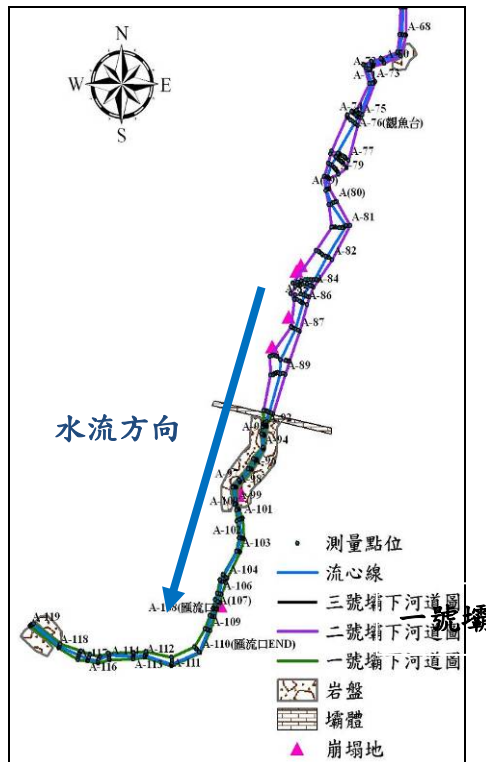


圖 3-40 七家灣溪一號壩下壩至匯流口測量點位示意圖

(資料來源：本研究資料)

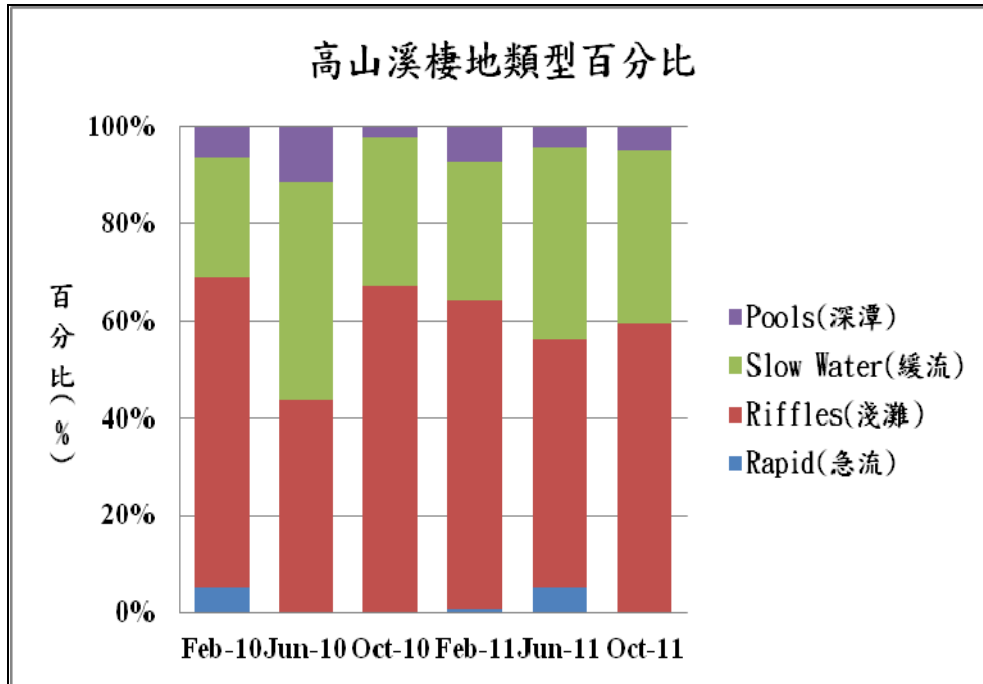


圖 3-41 高山溪 2010-2011 棲地環境類型分佈圖
(資料來源：本研究資料)

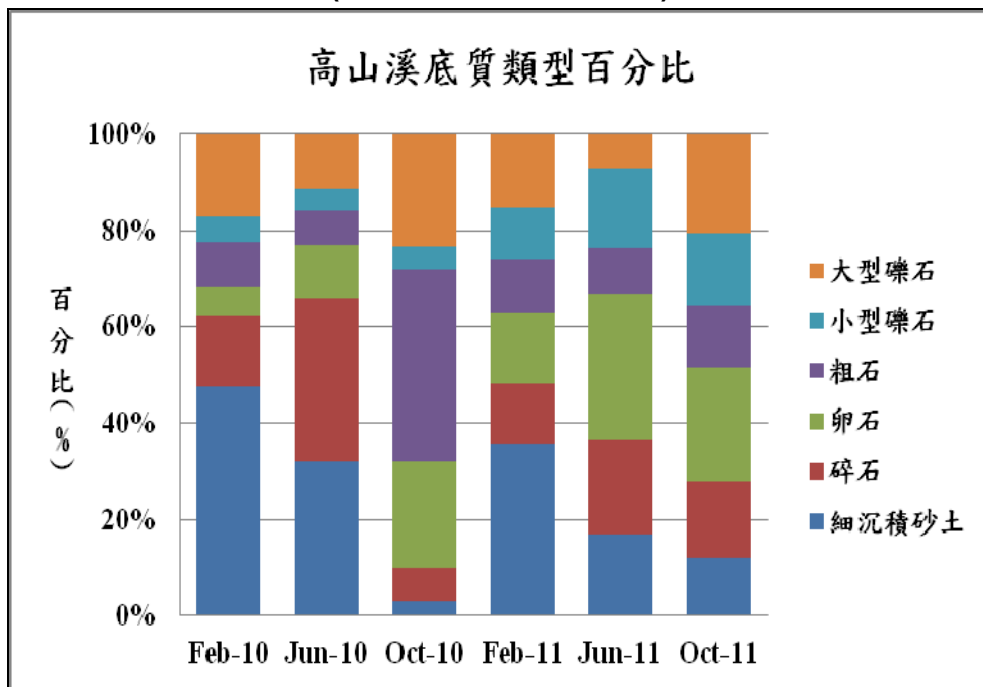


圖 3-42 高山溪 2010-2011 底質類型分佈圖
(資料來源：本研究資料)

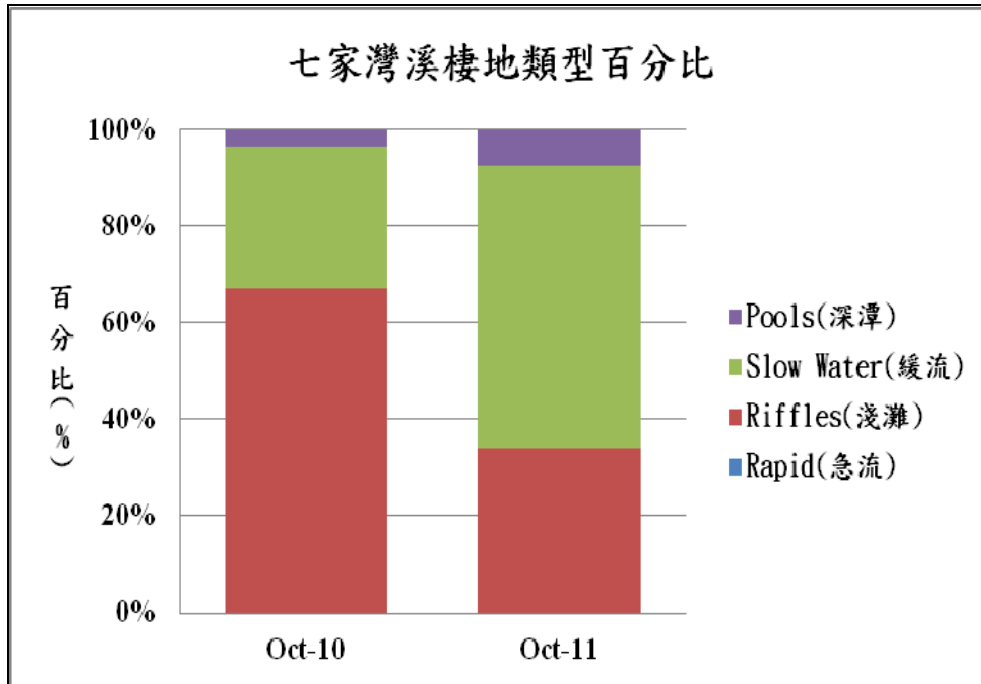


圖 3-43 七家灣溪 2010-2011 棲地環境類型分佈圖
(資料來源：本研究資料)

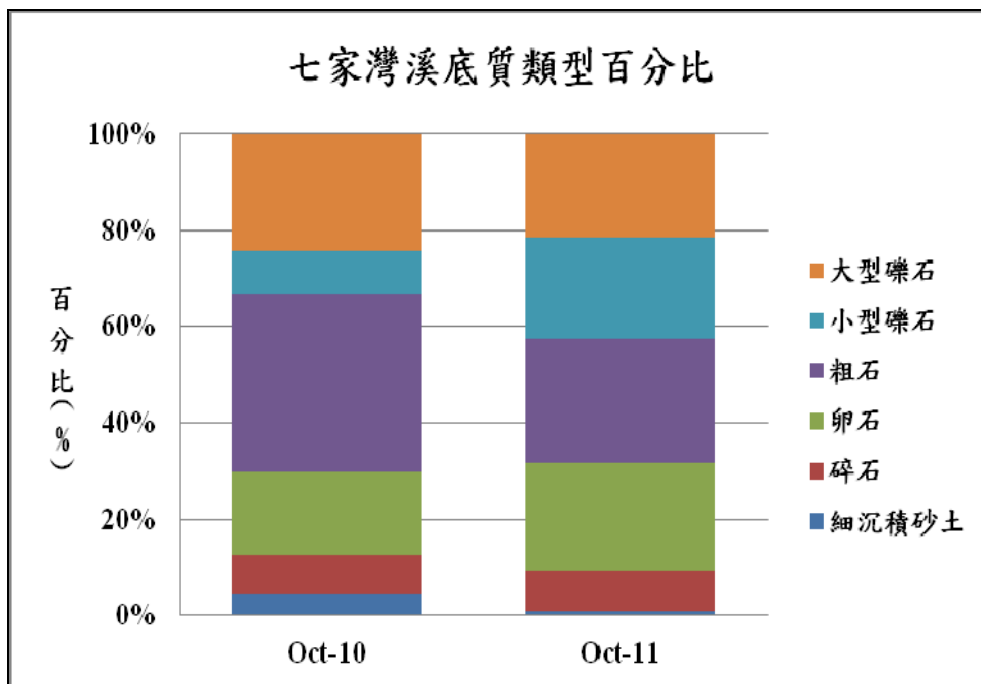


圖 3-44 七家灣溪 2010-2011 棲地底質類型分析圖
(資料來源：本研究資料)

七家灣溪一號壩密集監測結果

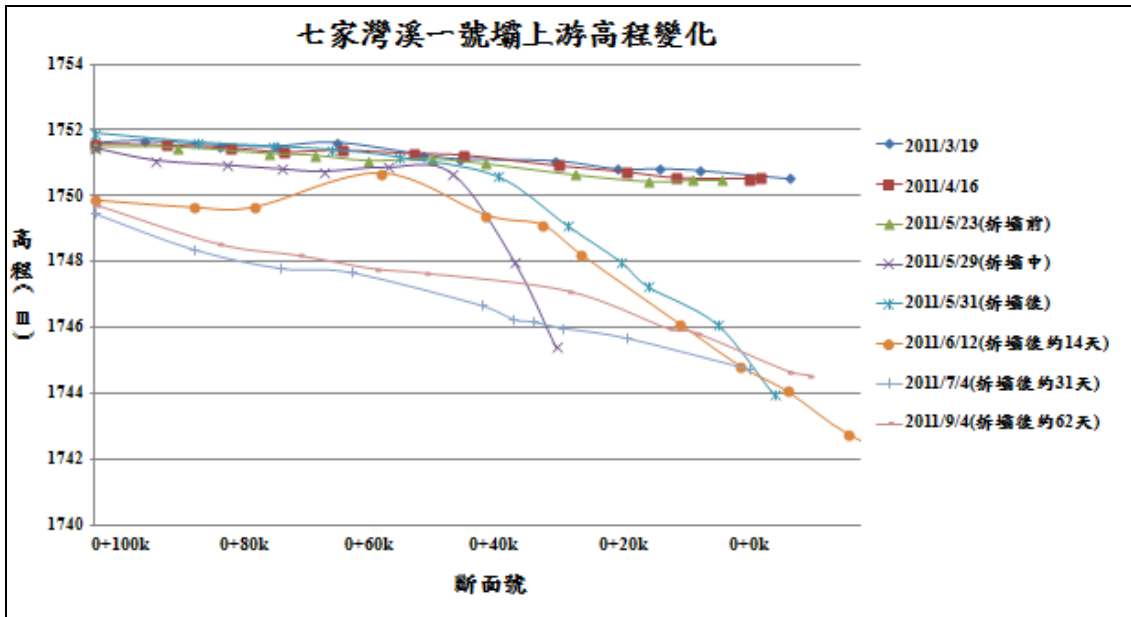


圖 3-45 七家灣溪一號壩上游密集監測剖面高程(資料來源：本研究資料)

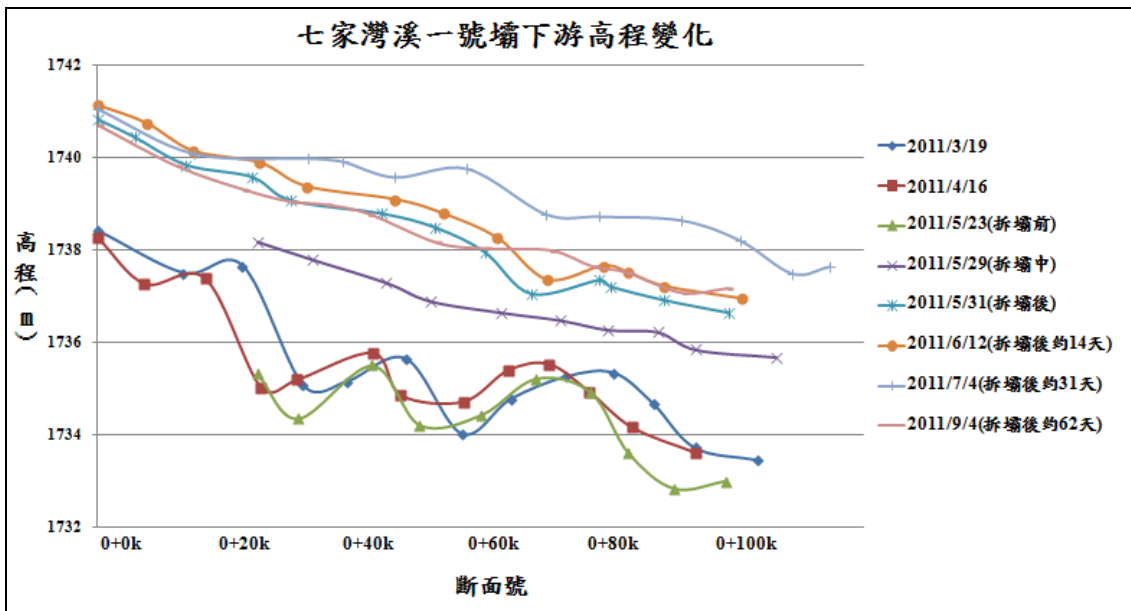


圖 3-46 七家灣溪一號壩下游密集監測剖面高程(資料來源：本研究資料)

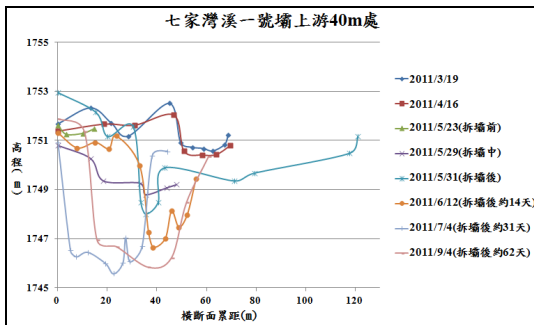


圖 3-47 一號壩上 40m 處剖面高程
(資料來源：本研究資料)

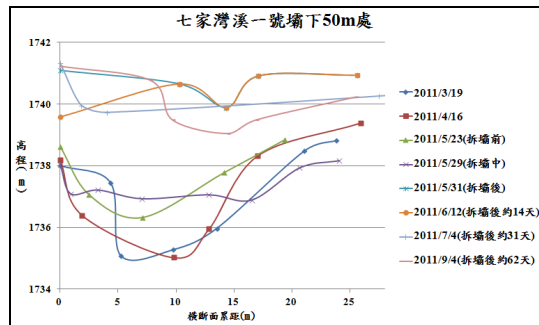


圖 3-48 一號壩下 50m 處剖面高程
(資料來源：本研究資料)

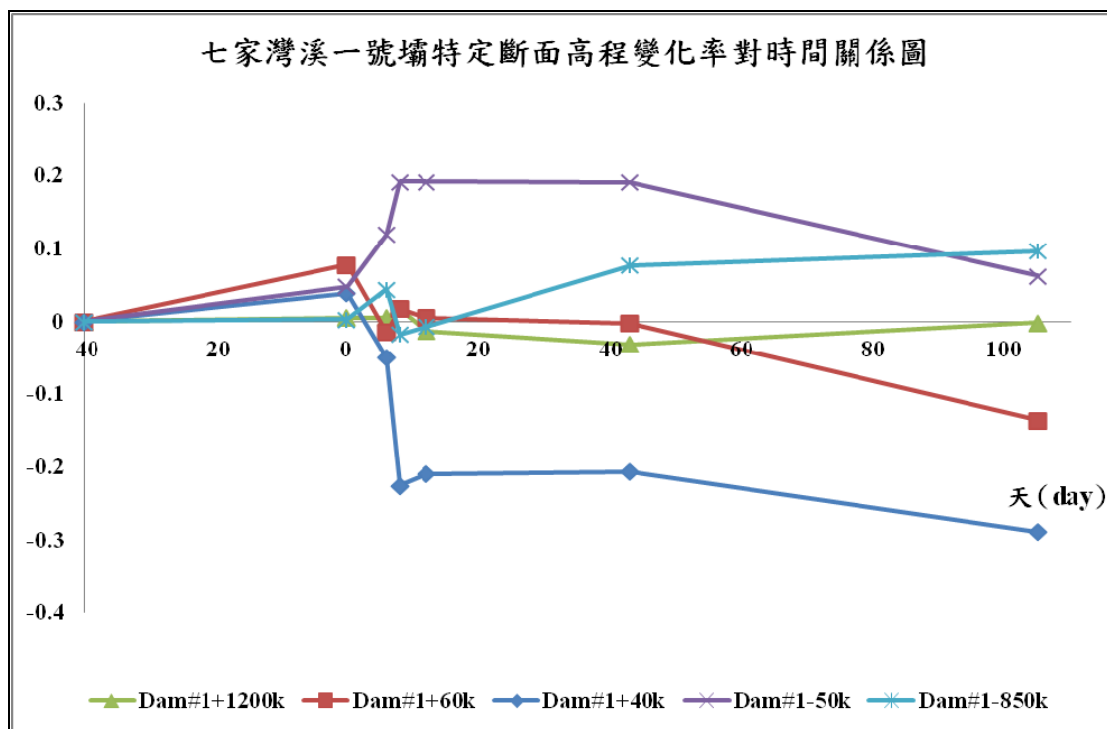


圖 3-49 七家灣溪一號壩特定斷面對時間關係圖
(資料來源：本研究資料)

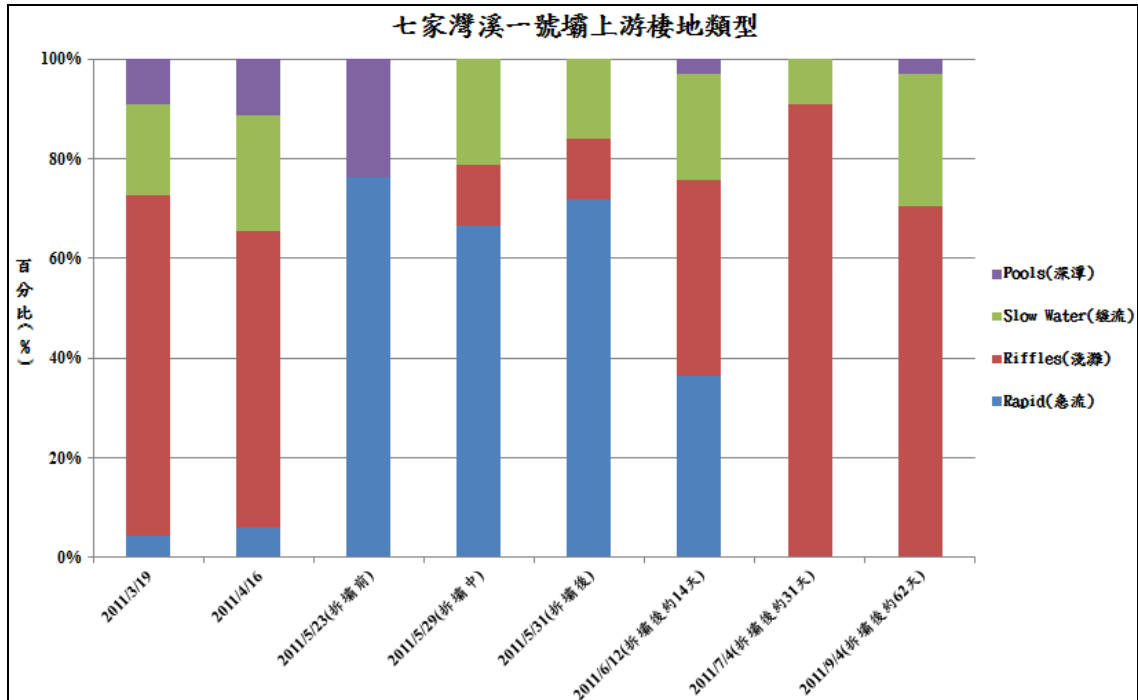


圖 3-50 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

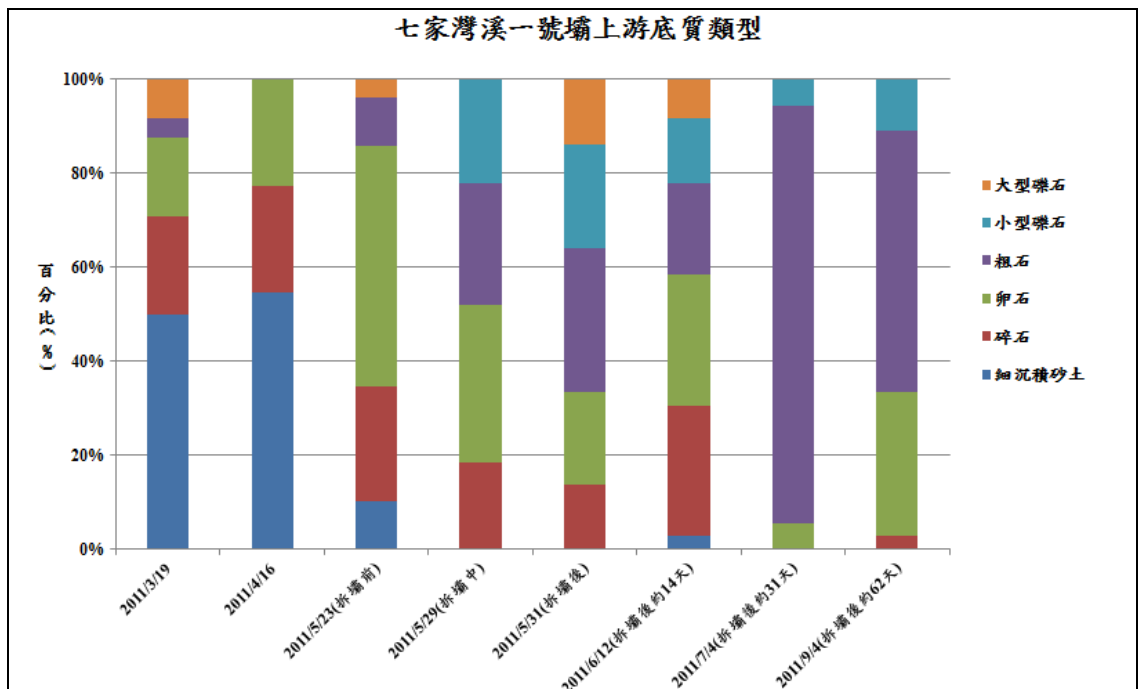


圖 3-51 七家灣溪一號壩上游密集監測底質類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

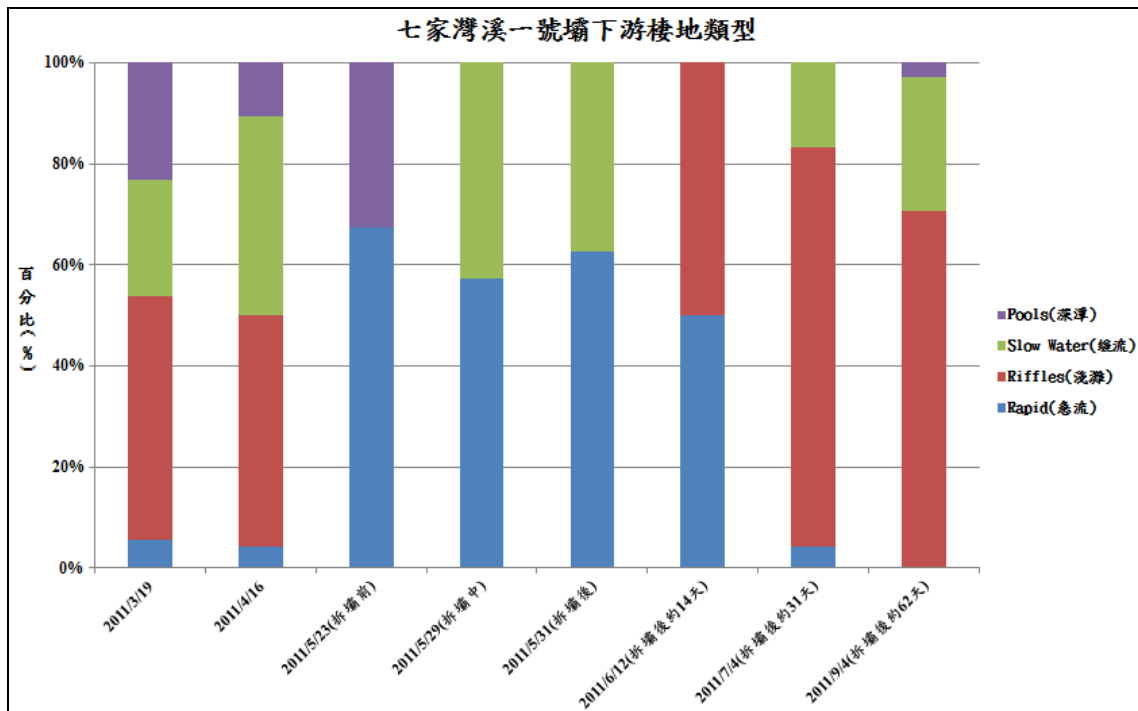


圖 3-52 七家灣溪一號壩下游密集監測棲地類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

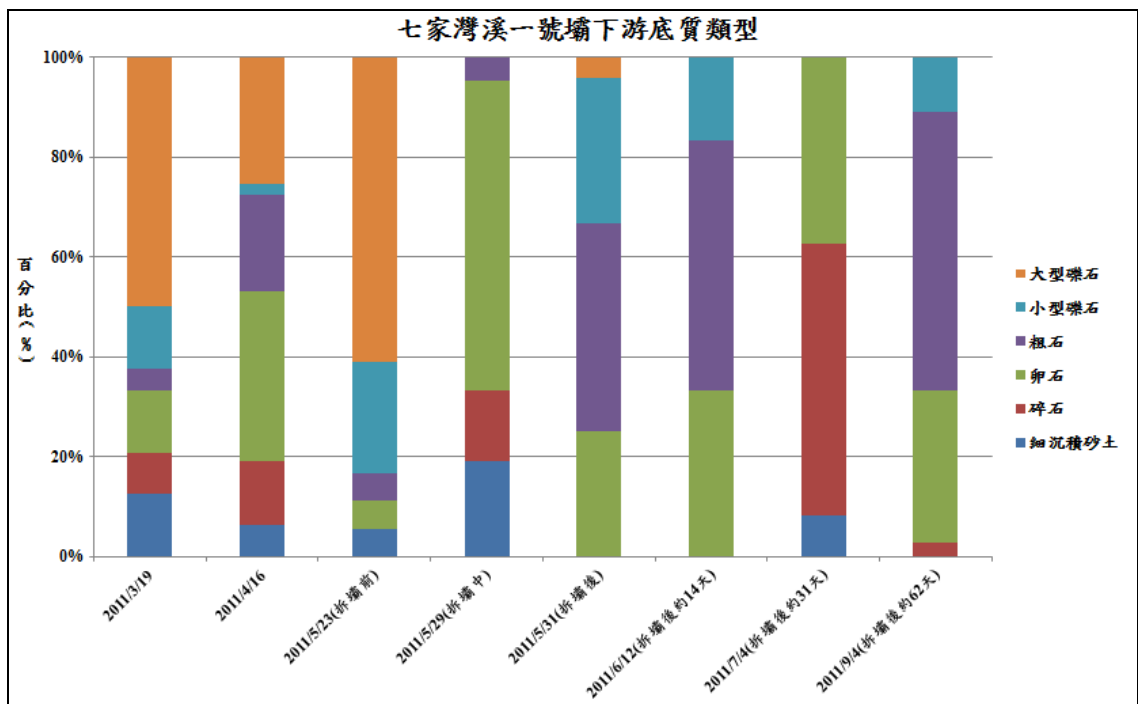


圖 3-53 七家灣溪一號壩下游密集監測底質類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

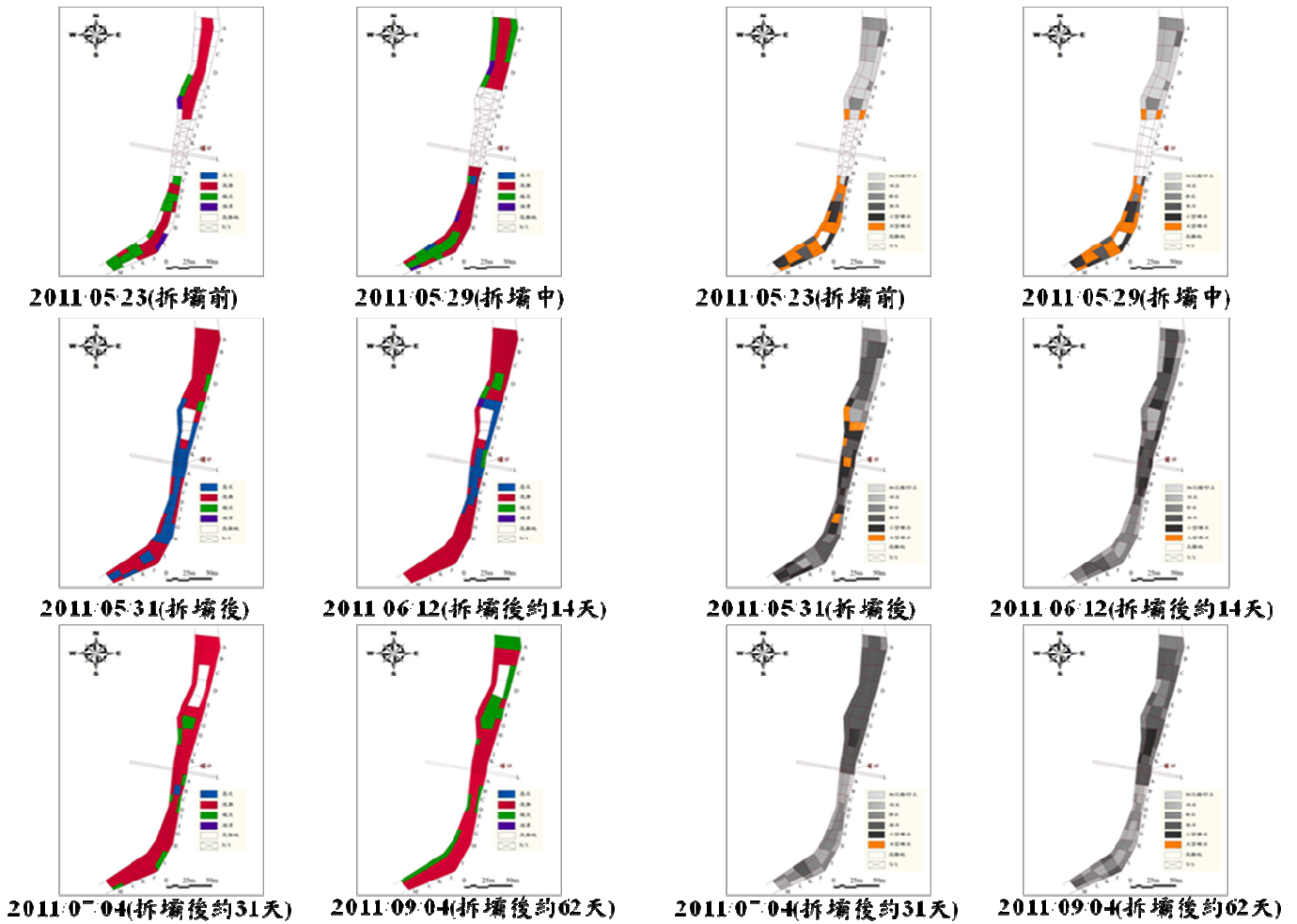


圖 3-54 七家灣溪一號壩上游密集監測棲地類型
網格圖

圖 3-55 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)

(資料來源：本研究資料)

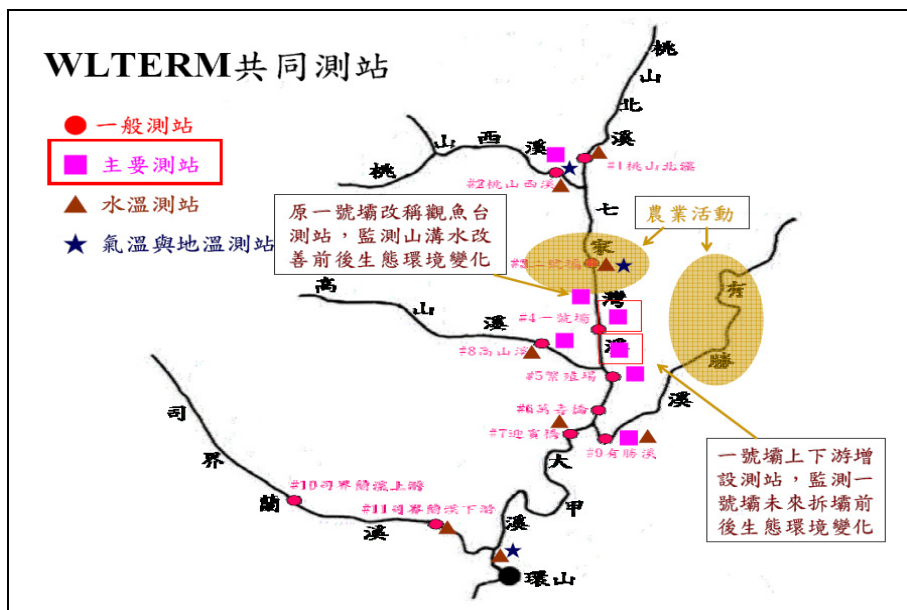


圖 3-56 七家灣溪共同樣區位置分佈圖

(資料來源：本研究資料)

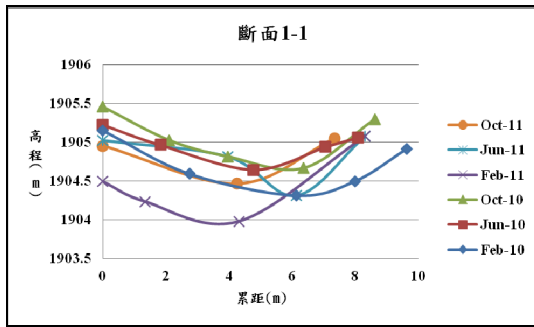


圖 3-57 桃山北溪 1-1 斷面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

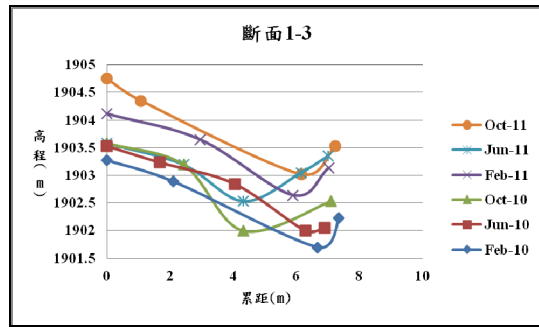


圖 3-58 桃山北溪 1-3 斷面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

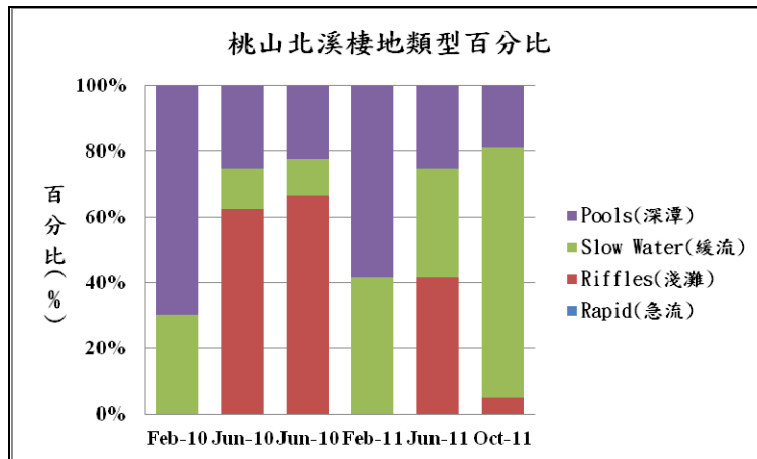


圖 3-59 桃山北溪棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

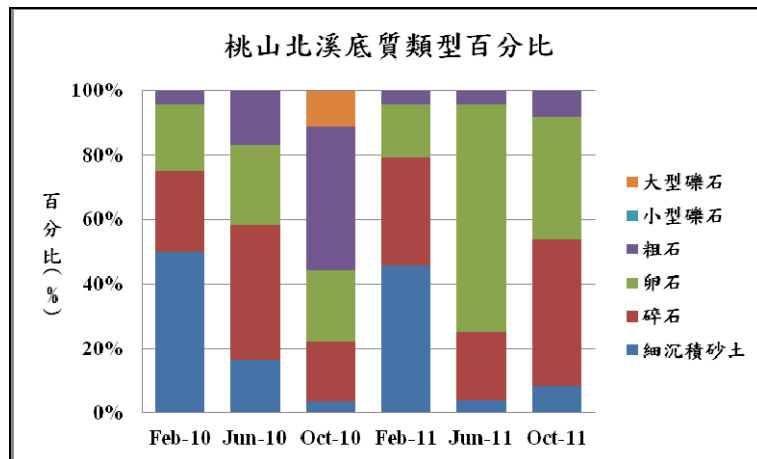


圖 3-60 桃山北溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

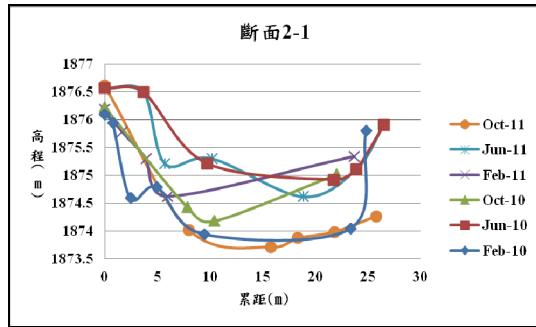


圖 3-61 桃山西溪 2-1 斷面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

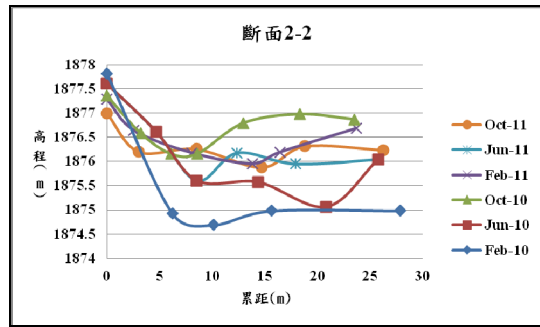


圖 3-62 桃山西溪 2-2 斷面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

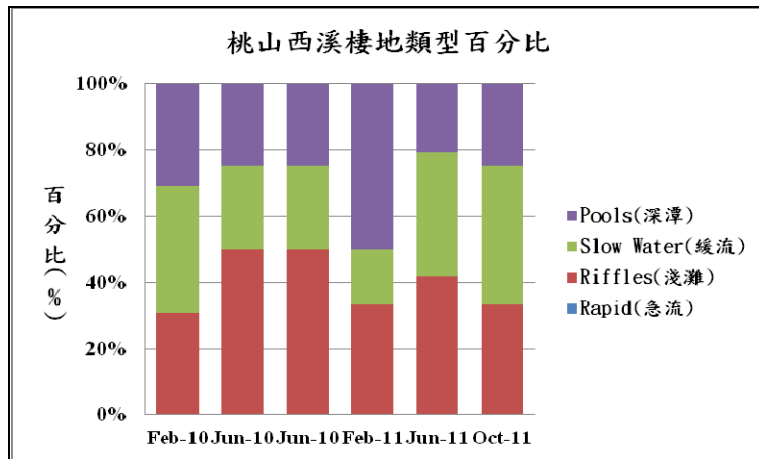


圖 3-63 桃山西溪棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

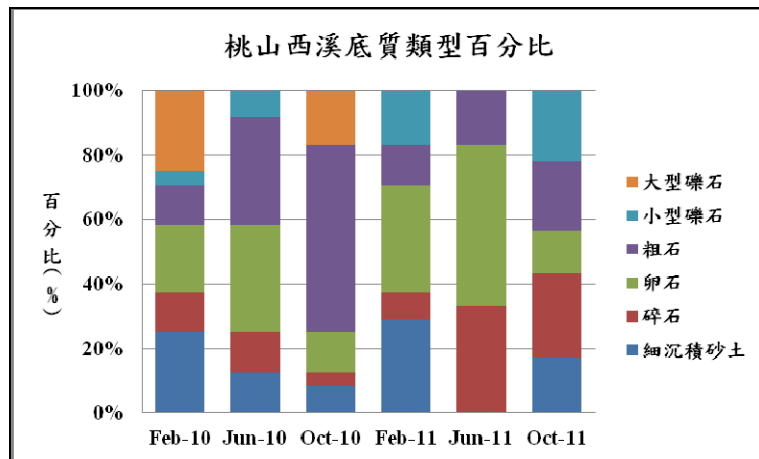


圖 3-64 桃山西溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

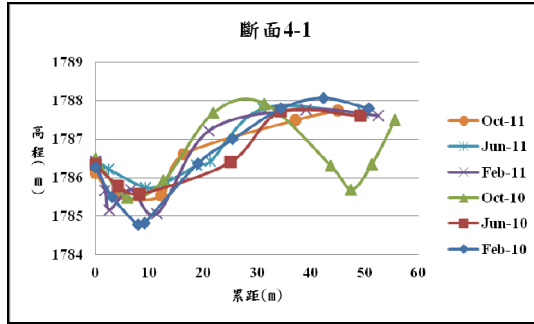


圖 3-65 觀魚臺 4-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

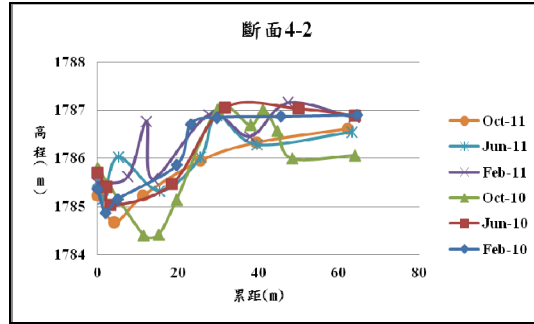


圖 3-66 觀魚臺 4-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

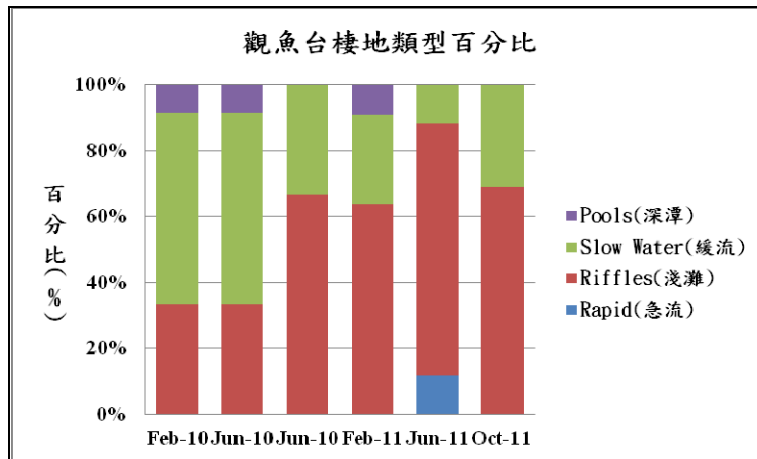


圖 3-67 觀魚臺棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

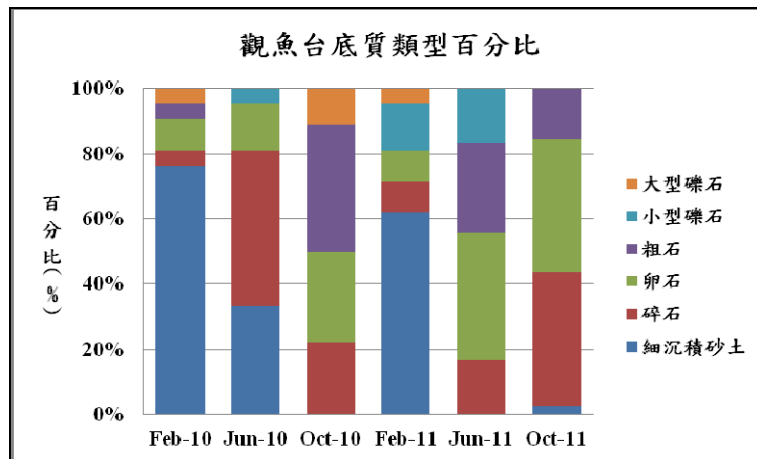


圖 3-68 觀魚臺底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

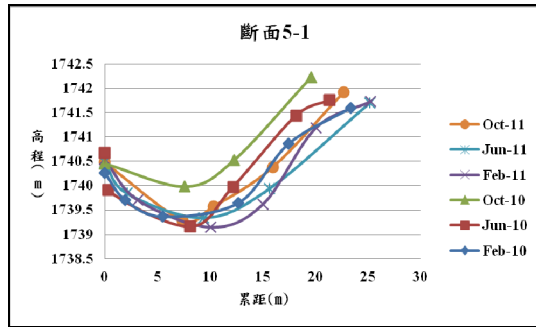


圖 3-69 新繁殖場 5-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

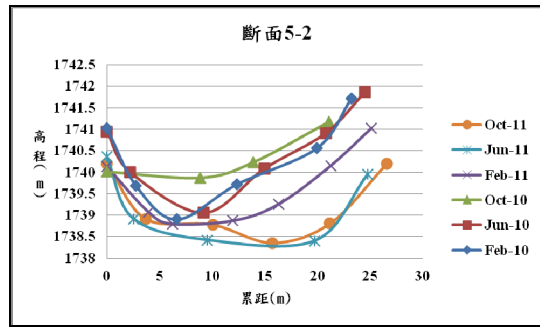


圖 3-70 新繁殖場 5-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

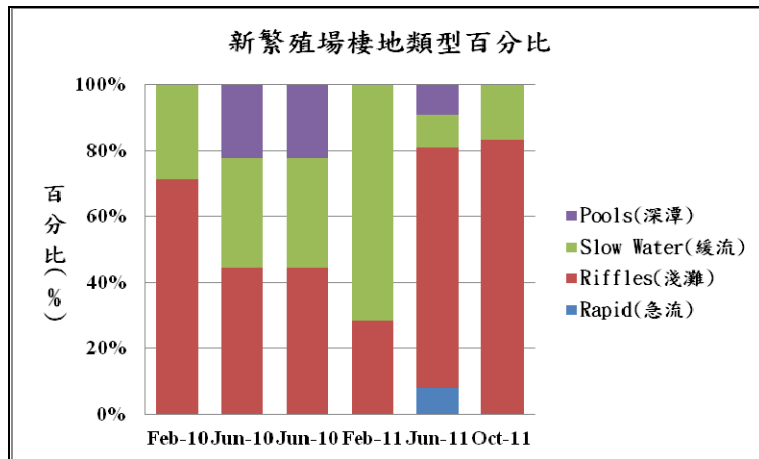


圖 3-71 新繁殖場棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

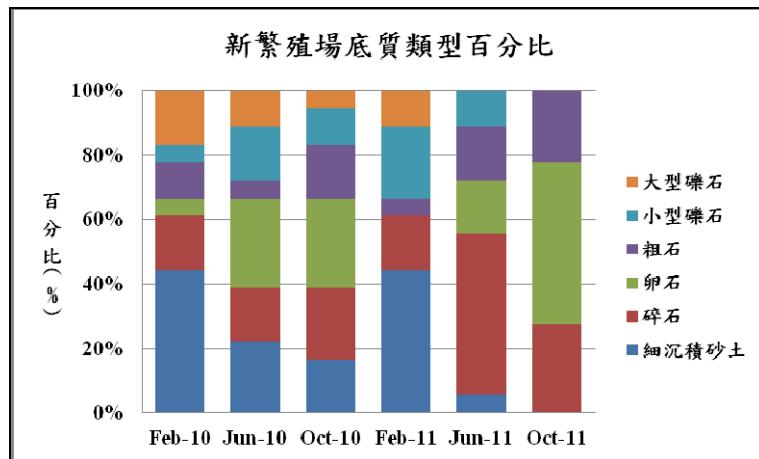


圖 3-72 新繁殖場底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

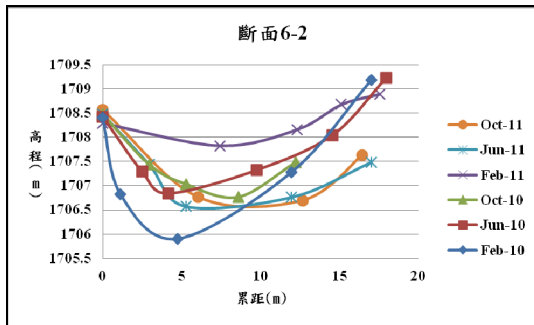


圖 3-73 萬壽橋測站 6-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

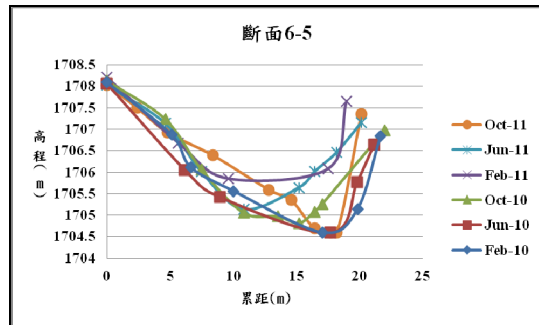


圖 3-74 萬壽橋測站 6-5 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

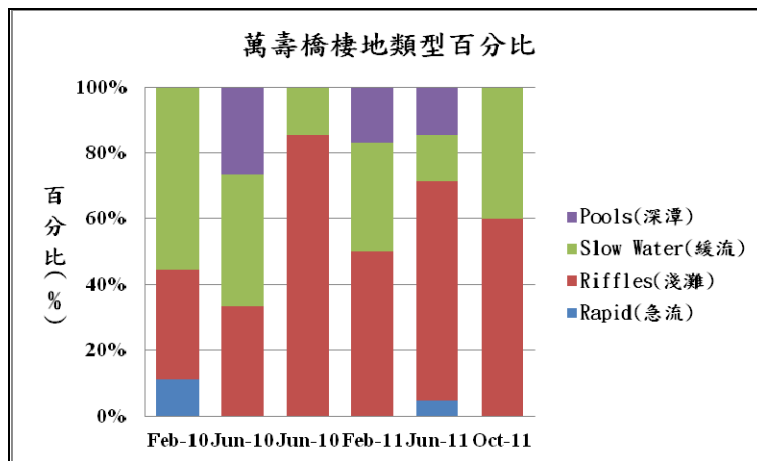


圖 3-75 萬壽橋棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

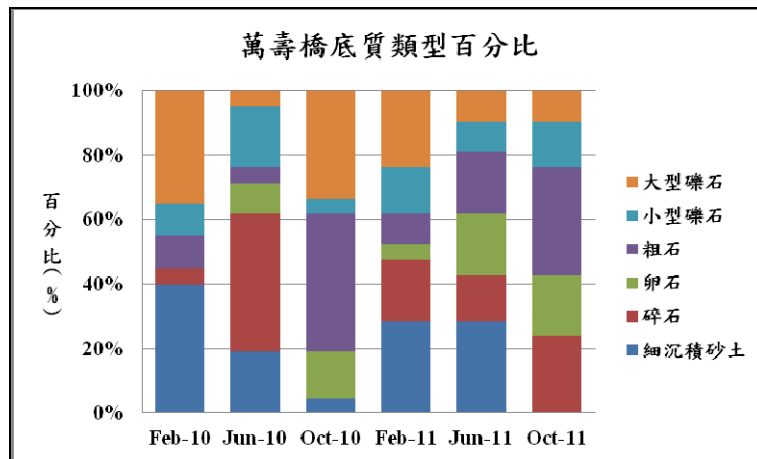


圖 3-76 萬壽橋底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

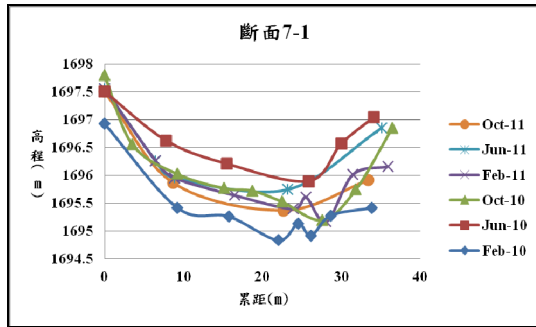


圖 3-77 迎賓橋測站 7-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

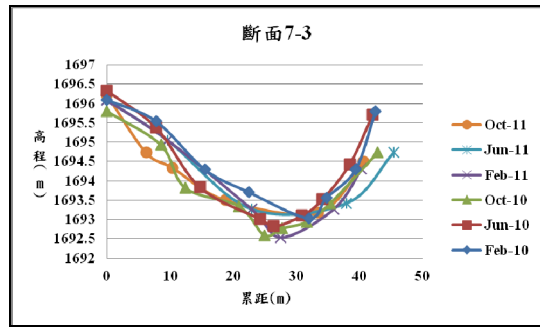


圖 3-78 迎賓橋測站 7-3 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

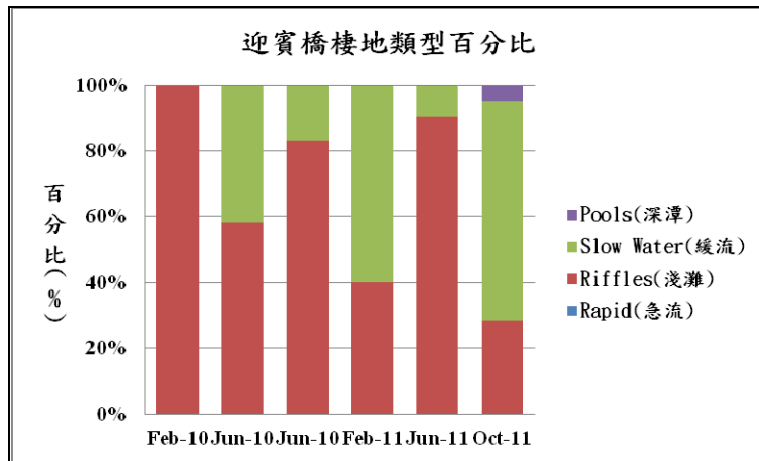


圖 3-79 迎賓橋棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

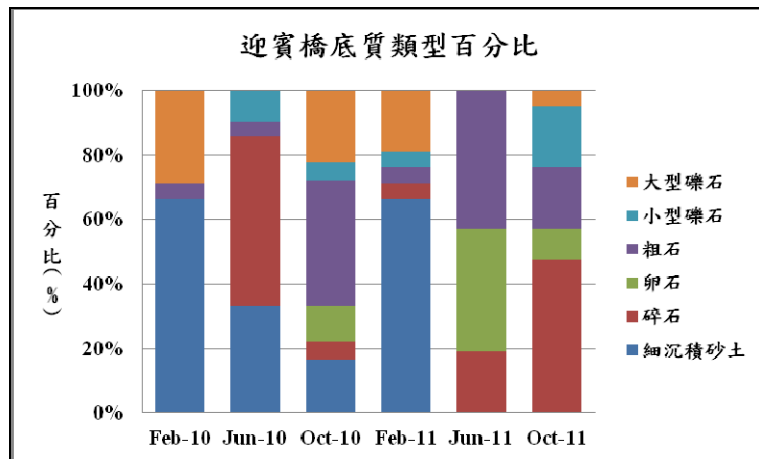


圖 3-80 迎賓橋底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

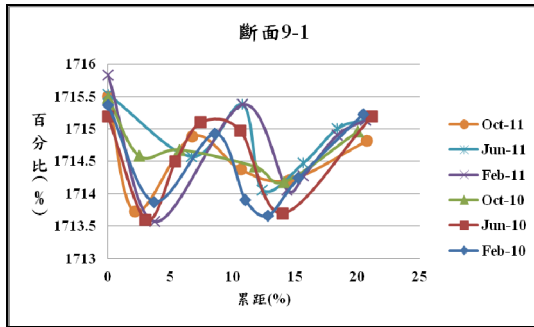


圖 3-81 有勝溪測站 9-1 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

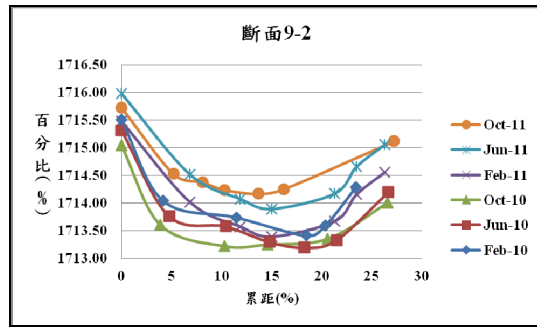


圖 3-82 有勝溪測站 9-2 断面剖面高程
(資料來源：本研究資料)

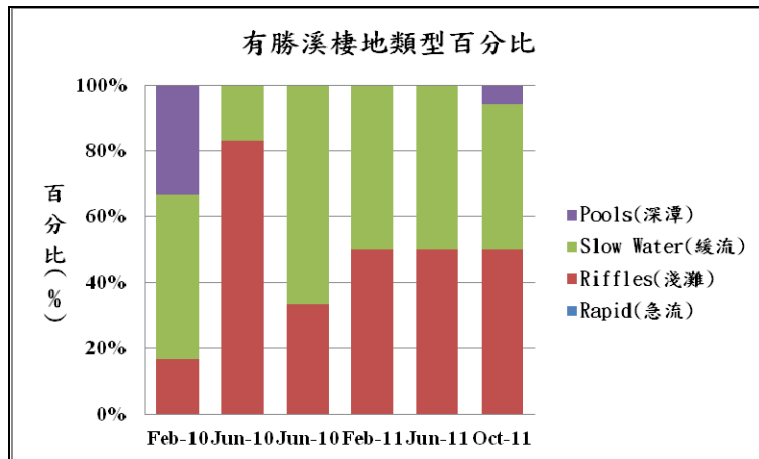


圖 3-83 有勝溪棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

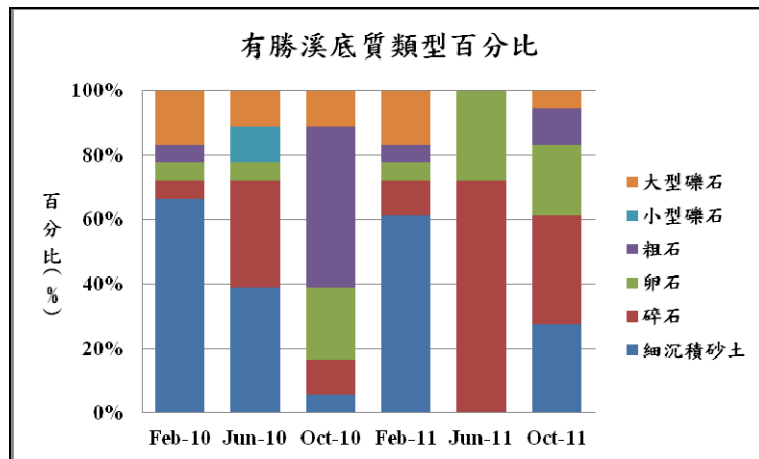


圖 3-84 有勝溪底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

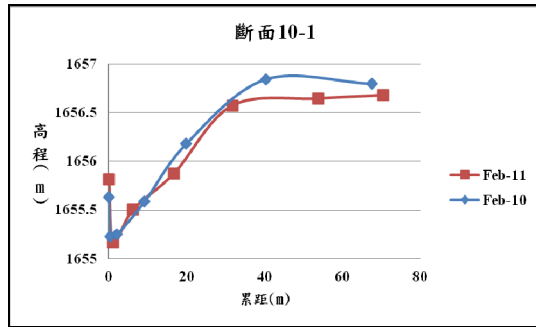


圖 3-85 司界蘭溪上游測站 10-1 断面
(資料來源：本研究資料)

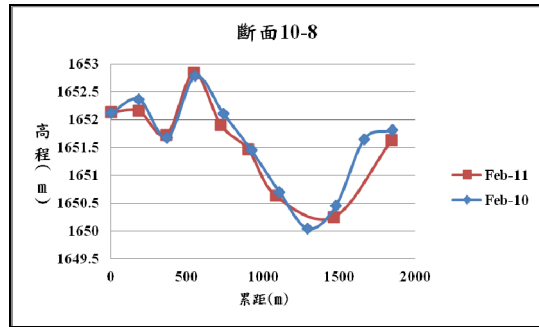


圖 3-86 司界蘭溪上游測站 10-8 断面
(資料來源：本研究資料)

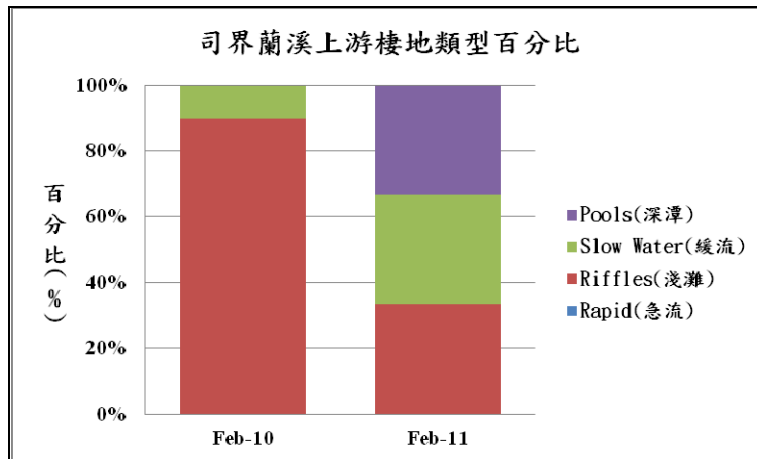


圖 3-87 司界蘭溪上游測站棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

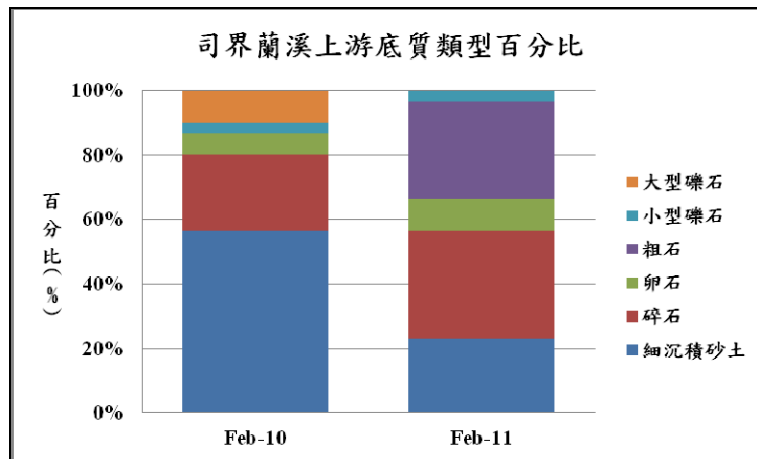


圖 3-88 司界蘭溪上游測站底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

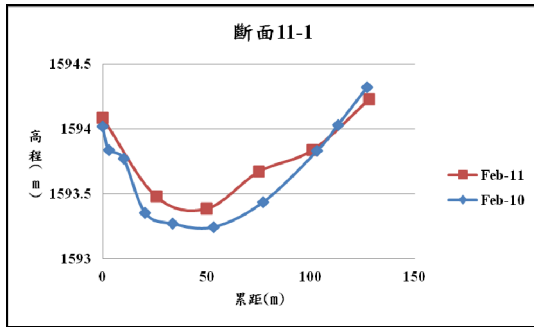


圖 3-89 司界蘭溪下游測站 11-1 断面
(資料來源：本研究資料)

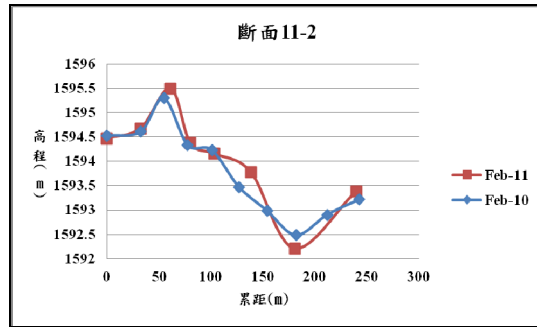


圖 3-90 司界蘭溪下游測站 11-2 断面
(資料來源：本研究資料)

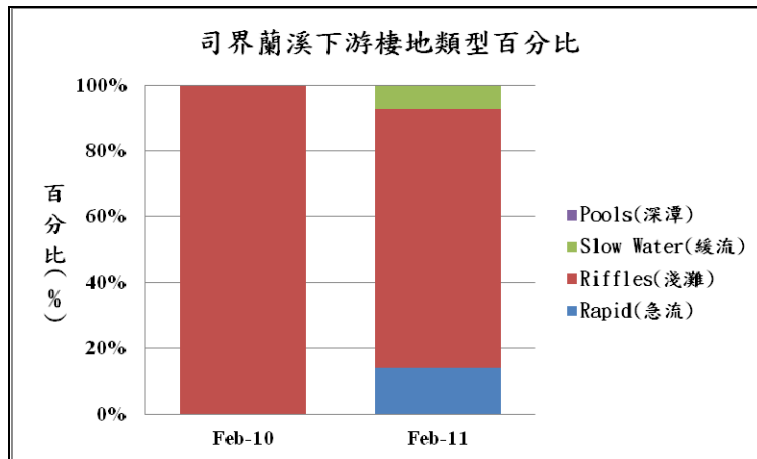


圖 3-91 司界蘭溪下游測站棲地分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

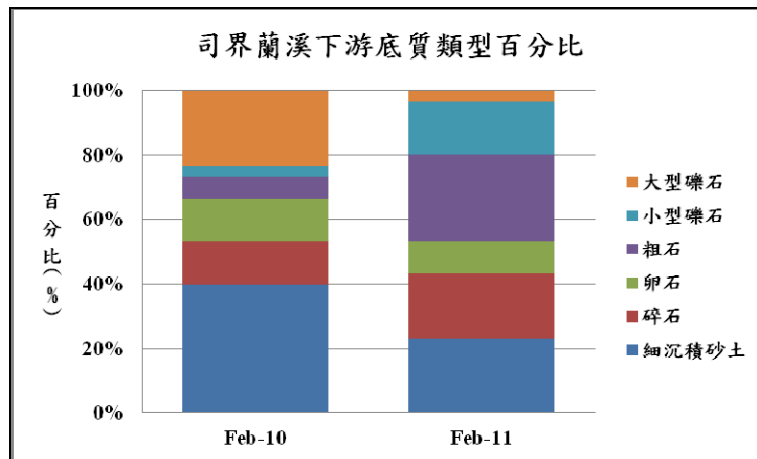
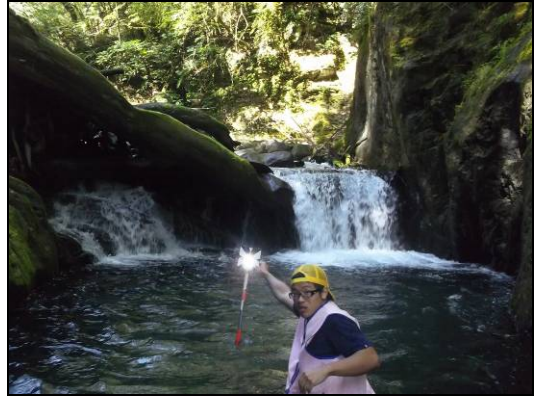


圖 3-92 司界蘭溪下游測站底質分佈類型百分比圖
(資料來源：本研究資料)

高山溪現地調查照片



照片 3-1 斷面 3-L 殘材壩(2011/02)



照片 3-2 斷面 3-L 殘材壩(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-3 斷面 2-O 上游面(2011/02)



照片 3-4 斷面 2-O 上游面(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-5 斷面 2-W 下游面(2011/02)

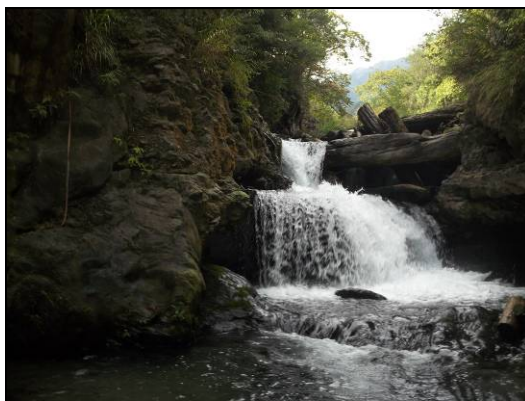


照片 3-6 斷面 2-W 下游面(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-7 二號壩壩口(2011/02)



照片 3-8 二號壩壩口(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-9 斷面 1-E 下游面(2011/02)



照片 3-10 斷面 1-E 下游面(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-11 斷面 1-O 下游面(2011/02)



照片 3-12 斷面 1-O 下游面(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-13 一號壩壩口(2011/02)



照片 3-14 一號壩壩口(2011/10)

(資料來源：本研究資料)

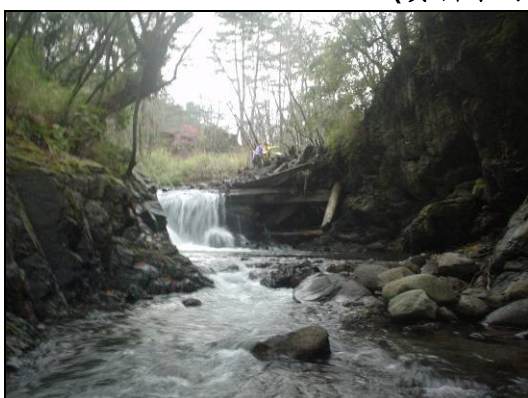


照片 3-15 斷面 0-E 下游面(2011/02)

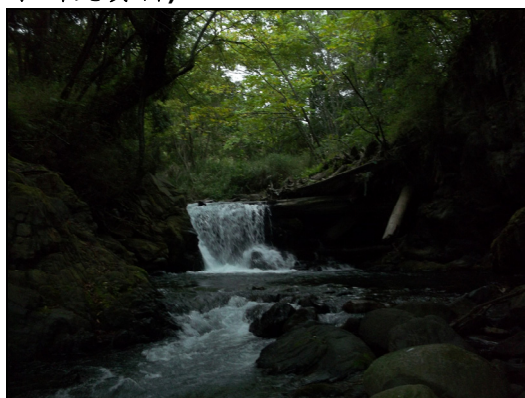


照片 3-16 斷面 0-E 下游面(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-17 斷面 0-M 殘材壩(2011/02)



照片 3-18 斷面 0-M 殘材壩(2011/10)

(資料來源：本研究資料)



照片 3-19 斷面 0-P 上游面(2011/02)



照片 3-20 斷面 0-P 上游面(2010/10)

(資料來源：本研究資料)

七家灣溪現地調查照片



照片 3-21 斷面 2-18 上游面(2011/02)



照片 3-22 斷面 7-18 上游(2011/10)



照片 3-23 二號石壩上游面(2011/02)



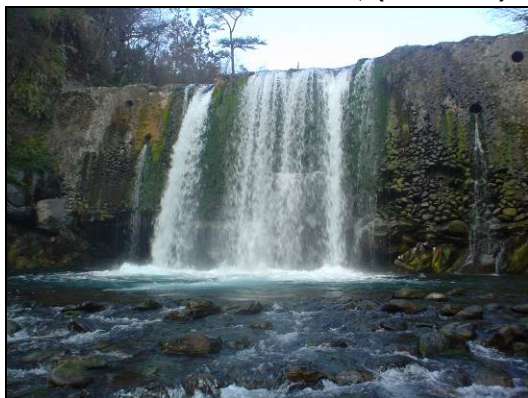
照片 3-24 二號石壩上游面(2011/10)



照片 3-25 二號石壩下深潭(2011/02)



照片 3-26 二號石壩下深潭(2011/02)



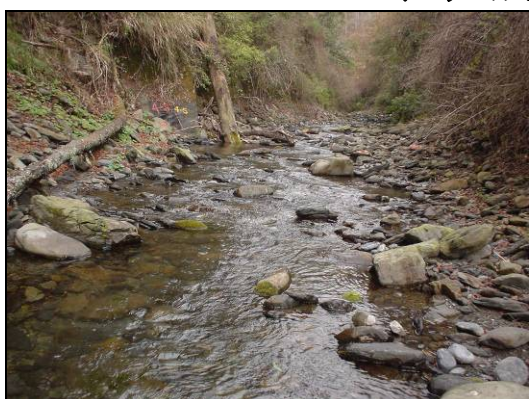
照片 3-27 一號石壩 (2011/02)



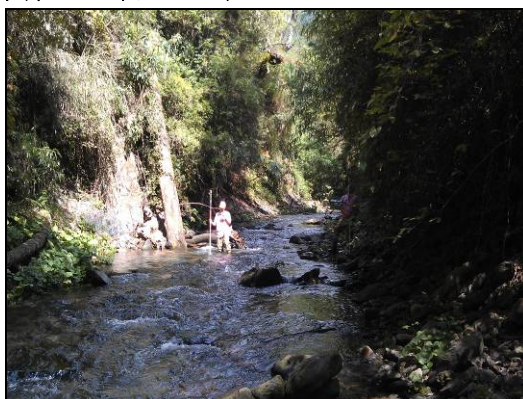
照片 3-28 一號石壩 (2011/10)

(資料來源：本研究資料)

七家灣溪共同樣區調查照片



照片 3-29 桃山北溪斷面 1-2 (2011/02)



照片 3-30 桃山北溪斷面 1-2 (2011/10)



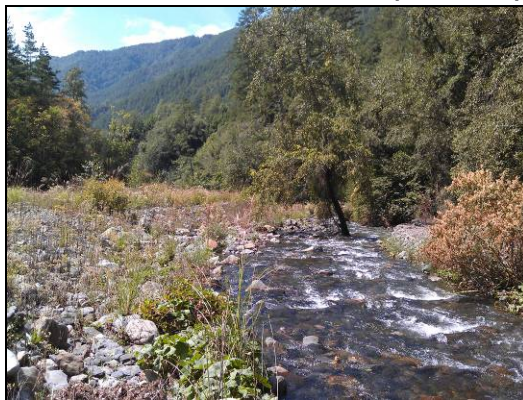
照片 3-31 桃山北溪斷面 1-5(2011/02)



照片 3-32 桃山北溪斷面 1-5(2011/10)



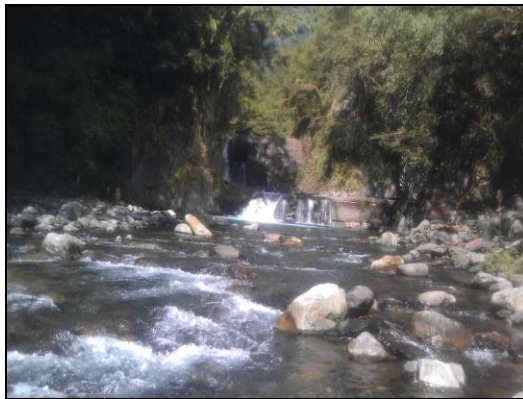
照片 3-33 桃山北溪斷面 1-7 (2011/02)



照片 3-34 桃山北溪斷面 1-7 (2011/10)



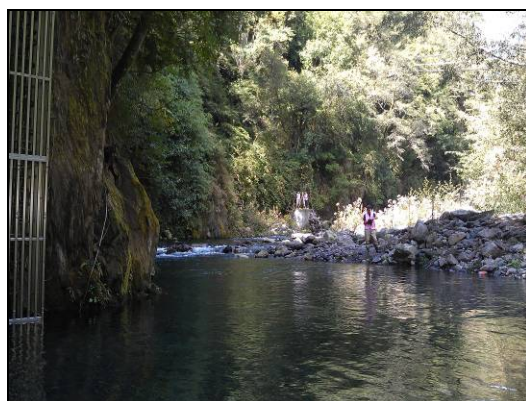
照片 3-35 桃山西溪斷面 2-2(2011/02)



照片 3-36 桃山西溪斷面 2-2 (2011/10)



照片 3-37 桃山西溪斷面 2-5(2011/02)



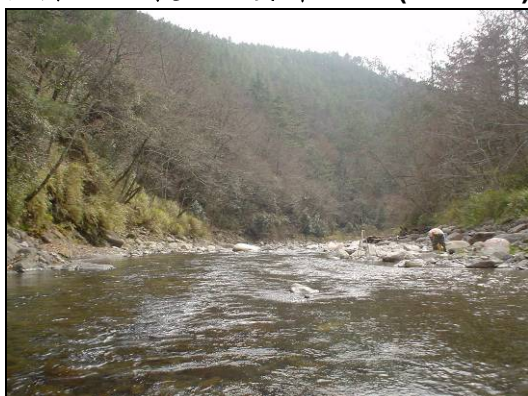
照片 3-38 桃山西溪斷面 2-5(2011/10)



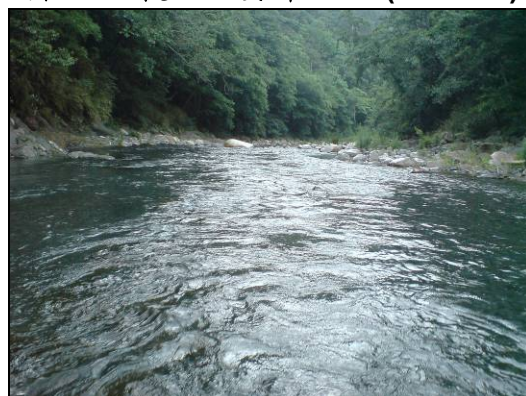
照片 3-39 桃山西溪斷面 2-6(2011/02)



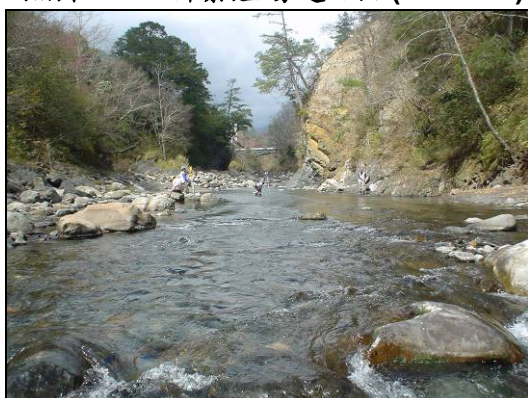
照片 3-40 桃山西溪斷面 2-6(2011/10)



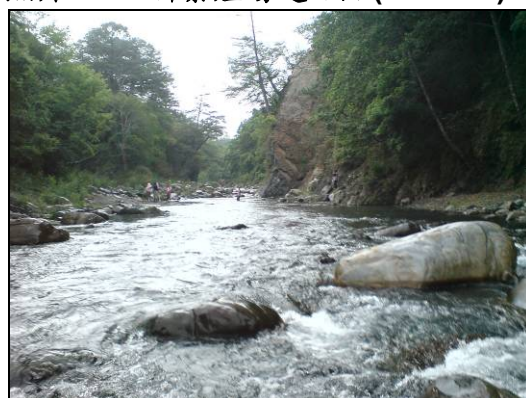
照片 3-41 新繁殖場起始點(2011/02)



照片 3-42 新繁殖場起始點(2011/10)



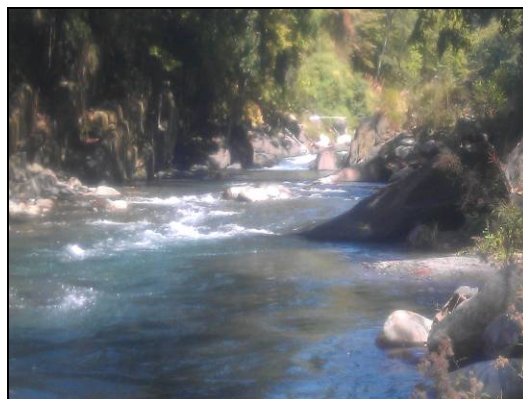
照片 3-43 新繁殖場斷面 5-4 (2011/02)



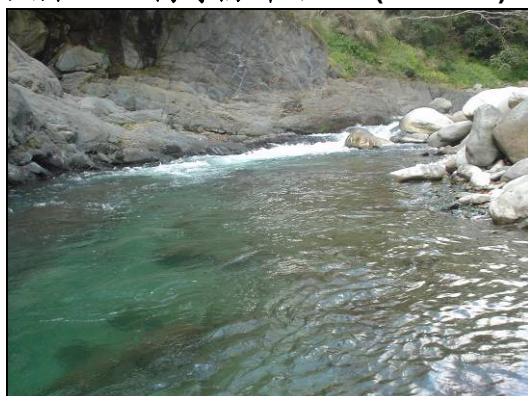
照片 3-44 新繁殖場斷面 5-4 (2011/10)



照片 3-45 萬壽橋斷面 8-2 (2011/02)



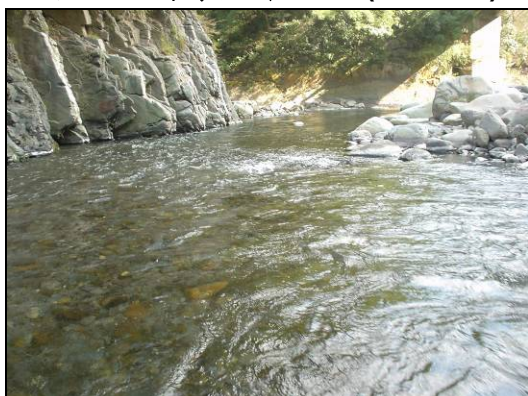
照片 3-46 萬壽橋斷面 8-2 (2011/10)



照片 3-47 萬壽橋斷面 8-5(2011/02)



照片 3-48 萬壽橋斷面 8-5(2011/10)



照片 3-49 萬壽橋斷面 8-6(2011/02)



照片 3-50 萬壽橋斷面 8-6(2010/10)



照片 3-51 迎賓橋斷面 9-2(2011/02)



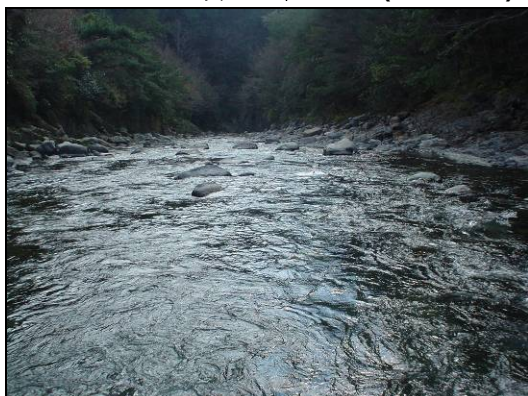
照片 3-52 迎賓橋斷面 9-2(2011/10)



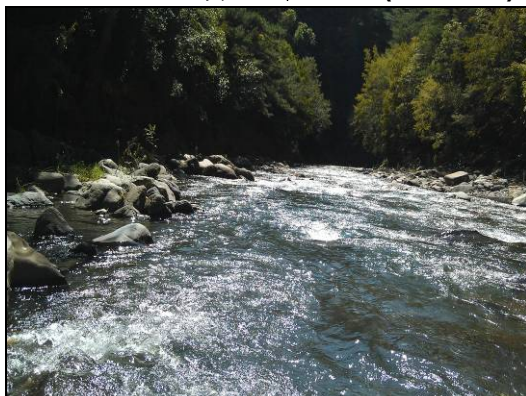
照片 3-53 迎賓橋斷面 9-4(2011/02)



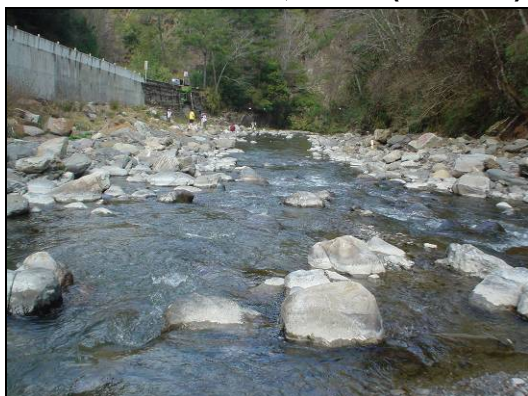
照片 3-54 迎賓橋斷面 9-4(2011/10)



照片 3-55 迎賓橋斷面 9-6 (2011/02)



照片 3-56 迎賓橋斷面 9-6 (2011/10)



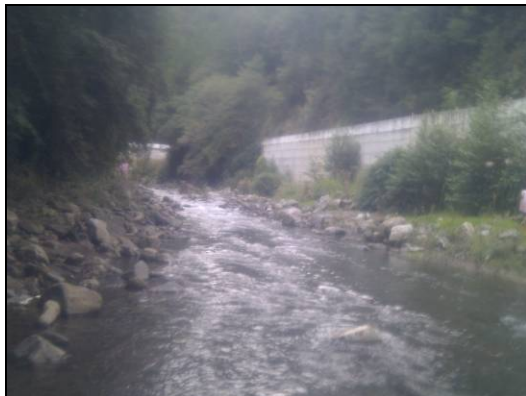
照片 3-57 有勝溪 1-2 斷面(2011/02)



照片 3-58 有勝溪 1-2 斷面(2011/10)



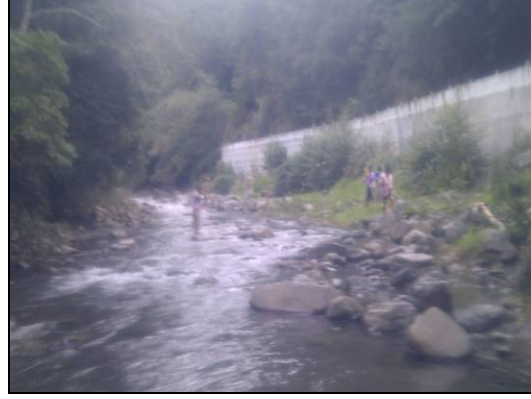
照片 3-59 有勝溪 1-5 斷面(2011/02)



照片 3-60 有勝溪 1-5 斷面(2011/10)



照片 3-61 有勝溪一號壩上(2011/02)



照片 3-62 有勝溪一號壩上(2011/10)



照片 3-63 司界蘭溪斷面 10-1 (2010/02)



照片 3-64 司界蘭溪斷面 10-1 (2011/02)



照片 3-65 司界蘭溪斷面 10-9 (2010/02)



照片 3-66 司界蘭溪斷面 10-9 (2011/02)



照片 3-67 司界蘭溪舊壩(2010/02)



照片 3-68 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、賴宥蒼、吳宏彬、張滋芳、陳柏瑋、黃彥霖、胡維娟

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、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樣站包括桃山西溪、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五月進行一號攔沙壩壩體改善工程，本團隊自今年四月起開始密集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流域包括桃山西溪、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；本年度為因應一號壩壩體改善工程，特於施工期間，增加壩體附近樣站之採樣頻率，以深入分析工程對水質之影響。採樣後現場量測pH、水溫、導電度、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。七家灣溪流中人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，持續監測關鍵水質項目仍屬必要。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，但在一個禮拜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。另外，由於在壩體改善工程前，有一場較大之降雨，致使在工程進行間，亞硝酸鹽氮及氨氮之濃度較高，但在工程結束約一至二週後，兩者之濃度隨即降回與上下游測站近似之水平。

回收農用地水質監測項目暫無明顯變化跡象。而山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度明顯比七家灣溪測站高，顯示該區水質可能受人為活動及動物排泄物污染，但仍須進一步監測評估，以證實確切來源。

四、主要建議事項

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，農業及人為活動較密集之區域，導電度及營養鹽濃度均較高，故持續監測關鍵水質項目仍屬必要，且若能適度控管遊客人數或對生活污水適當收集處理，應可顯著降低七家灣溪流中下游之營養鹽濃度。

2. 長期建議：

主辦機關：行政院所屬機關

協辦機關：武陵農場

設立自動水質及水文監測站，定期蒐集相關資料，以評估七家灣溪流水質與水文之變化，供管理及決策參考。

ABSTRACT

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.

【Keywords】 Chiachiawan stream, Formosan landlocked salmon, Water quality monitoring

一、前言

(一) 研究緣起

武陵地區七家灣溪為國寶魚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，而影響櫻花鉤吻鮭主要棲息地之溪流水質，故有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樣站包括桃山西溪、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五月進行一號攔沙壩壩體改善工程，本團隊自今年四月起開始密集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，包括新竹縣五峰鄉、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櫻花鉤吻鮭適合生存之流域，中游河段的湧泉支流則是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櫻花鉤吻鮭生態保護區為著名的景點，為保育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。櫻花鉤吻鮭之所以珍貴是在於其為冷水性的鮭鱒科魚類，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於大甲溪上游1500公尺上游的高山溪流地區。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，所以櫻花鉤吻鮭得以在此生存。

2. 櫻花鉤吻鮭棲息地之水質

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 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 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1-3)。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。

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現象發生，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

(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。

(3) 氮的循環

氮素循環（圖4-2）與土壤微生物的關係甚為密切，與植物營養上的關係更是重要，將各項氮素轉化分述如下：

A.礦質化作用：

動植物體內的有機物分解成無機物，其中微生物是分解菌的主角，分解後的產物是提供植物養分吸收。

B.固氮作用：

空氣中含有大量氮素，植物無法直接利用，只有微生物能有固定氮素的功能。固氮微生物包括非共生、協生及共生三大類。

C.硝化作用：

有機氮素經礦質化作用形成銨態，或使用尿素分解也成銨態氮素，這些土壤中的銨態氮會被硝化菌利用，轉化為亞硝酸態，最後轉化成至態氮，這種轉化作用稱為「硝化作用」。

D.脫氮作用：

土壤通氣排水不良時，脫氮微生物利用硝態氮轉化成氣態氮而揮發散失。

E.氮不移動現象：

氮不移動現象包括氮固定及微生物吸收的固定作用，有些土壤對銨態氮固定較強，使氮不易流失。

(4) 氮的流失

氮肥是最易被流失的養分，流失的方式可分為淋洗作用、氮揮散現象、嫌氣的脫氮作用及硝化作用的脫氮現象等，分別說明如下：

A.淋洗作用：雨水及灌溉排水將可溶性氮肥溶出移出土壤或進入地下水，尤其是以硝態氮 (NO_3^-) 最易移動而淋洗流失。

B.氮揮散現象：尿素及銨態氮施肥施入pH值大於7.5的鹼性土壤時，易使銨態 (NH_4^+) 轉變為 NH_3 氮之氣體而揮散，尤其在高溫或風大之季節

則更嚴重。

C. 脫氮作用：

a. 嫌氣的脫氮作用：土壤在排水不良的條件下土壤中缺乏氧氣，一群嫌氣的脫氮微生物會將氮肥的硝態氮 (NO_3^-) 轉變為氣態的氧化亞氮 (N_2O) 及氮氣 (N_2)，而導致氣態氮的流失問題，一般土壤可能由脫氮損失氮肥的9%~15%，嚴重者達30%之損失。

b. 硝化作用的脫氮現象：土壤在通氣良好的條件時，銨態氮 (NH_4^+) 會被硝化菌先轉化為亞硝酸態氮 (NO_2^-)，再被微生物轉化為硝態氮 (NO_3^-)，此過程稱為硝化作用。硝化作用的過程中微生物也釋放氧化亞氮 (N_2O)，而產生氮肥的流失問題。

4. 磷

(1) 磷的介紹

磷的循環透過物理、化學及生物作用之交互影響及傳輸而決定磷的形式。在土壤中磷主要是以無機和有機的形式存在，磷的形式會因土壤的成分、結構或因不同土地利用所加入或去除的磷而有所變化。有機磷的含量和土壤中的有機質的含量有關，土壤中之N/P比率，約為0.1~0.3，故土壤有機磷的多寡，隨有機質含量而異，在一般的土壤中有機磷常佔總磷的20~50%。磷在酸性土壤中會被鐵離子和鋁離子吸附，在鹼性土壤中則會被鈣離子吸附。無機磷透過微生物活動將有機磷礦化而增加，在某些情況下無機磷透過固定化過程會轉變為有機磷。無機磷透過風化分解轉變為溶解態及生物可利用之有效磷型態。透過各種化學反應之累積，例如磷固定或沈降，有效磷可被置於土壤中。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。

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磷

(粒狀磷)。粒狀磷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%)。在草地或林地則溶解性磷占主要的部分。其主要之傳輸方式也可分為滲淋、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。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。

(2) 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。

(3) 磷的移動

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。

楊與Goen and Notodarmojo (1997, 1995) 提出植物營養元素在土壤中的移動行為是決定正確施肥方法的重要指標，營養元素在根圈上植物吸收，於是根圈中的營養元素逐漸減少，營養元素將從根圈周圍往根移動，移動最快的形式屬隨水流移行的大量移動，例如硝態氮素的移動即屬於大量移動；另一種移動是靠高濃度往低濃度擴散的移動，這種移動的方式甚慢，磷素在土壤中的移動是靠此擴散移動，從根圈外供應根吸收的能力甚低。因此，根吸收磷素是靠根系接觸土壤的方式為主要來源。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，有機質有助磷素在土壤的移動。然而，磷在低溫時不易被固定；高溫時磷則易被固定。

5. 硫

(1) 硫的介紹

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，會有表土含硫量低，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。

(2) 硫的來源

土壤中硫的來源可有以下的來源：

A. 硫黃土：

當種植作物的土壤太鹼時，會以鋪硫黃土在土壤中以降低土壤的pH值。

B. 土壤：

土壤有機質含有相當多的硫含量。

C. 肥料：

農地中硫肥的使用，可溶性硫為硫酸鹽類，不可溶性硫為元素硫。

D. 糞便：

動物中的糞便含有大量的硫酸銅，主要以雞糞與豬糞為常用的有機肥料，作為蔬菜的基肥使用。

E. 農藥：

使用含硫的農藥。

F. 過磷酸鈣：

磷肥中常用的過磷酸鈣即含有11.9%的硫。

G. 生物體：

硫是氨基酸的組成元素，即生物體內含有硫。

H. 大氣：

大氣中的二氧化硫沉降。

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。

採樣時程為雙月(2、4、6、8、10月)進行，觀魚台、一號壩上、下游及繁殖場等四個樣站，在一號壩壩體改善工程期間增加採樣頻率。水樣部分設置的採樣點相關位置如圖4-4。採集樣品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分析。其在武陵地區現場的水質分析項目有pH、溶氧、導電度與溫度等四個項目，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。

(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，採樣地點上方為武陵吊橋下方，此處河寬約4-5公尺，水深約60公分，上游處有一攔砂霸，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，原位於此處的攔砂霸已拆除，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) 樣品保存

所採集之溶解態水體樣品保存方式如表4-2所示，底泥樣品均置於塑膠瓶內。另外，直接在現場量測部分有pH、溫度、導電度及溶氧等四項參數。

(三) 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。

(四) 實驗室品質管制

1. 校正曲線：

以檢測儀器測定一系列已知濃度標準品之訊號，求出標準品濃度與訊號之關係，製備成曲線或計算其校正因子或感應因子。此項程序應在儀器量測樣品待測物含量之前建立。檢量線均由校正最低點與校正最高點之間構成「校正範圍」，使用時，不使用外插法；製備檢量線時，依個別檢測方法所規定之步驟，使用適當濃度範圍的標準溶液。並包括至少五種不同濃度的標準溶液。樣品的濃度則應在偵測器的線性濃度範圍內。樣品中待測物之濃度應於檢量線最高濃度之20至80% 間之濃度為適當。

2. 實驗室空白樣品：

監測整個分析過程中可能導入污染而設計之樣品，以不含待測物之試劑水、吸收液，由方法空白樣品之分析結果，可判知樣品在分析過程是否遭受污染或樣品之背景值，並以一批次實驗做一實驗室空白樣品分析。

3. 查核樣品：

使用濃度經確認之標準品添加於與樣品相似的基質中所配製成的樣品，由查核樣品之分析結果，可確定分析程序之可信度與分析結果之準確性。以一批次實驗做一實驗室查核樣品分析。

4. 重覆樣品：

在實驗室將一樣品取二等份，依相同前處理及分析步驟檢測，由重複樣品之分析可確定分析結果之精密度。以一批次實驗做一實驗室樣品重覆分析。

5. 添加樣品分析：

添加樣品分析係指將添加樣品依與待測樣品相同前處理及分析步驟執行檢

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

測。以一批次實驗做一實驗室添加樣品分析。

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月及100年2、4、6、8、9、10月共39筆數據，分析項目包括現場測定之溫度、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，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今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6.2~8.5間呈中性偏鹼的狀態，除有勝溪下游測站(#9)於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400 $\mu\text{mho/cm}$ 以下，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。

溫度、生物間的呼吸作用、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7.0~12.0 mg/L之間，而今年四月份溶氧監測，所有測站之溶氧量皆偏低，尤其是繁殖場、高山溪、有勝溪與一號壩上游溶氧較低，高山溪溶氧值降至5.34 mg/L，其餘數值仍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櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，於今年五月攔砂壩的壩體改善後，武陵地區溪流水中濁度已趨於穩定。今年僅有勝溪測站(#9)於四月測得之濁度值較高，其餘月份濁度均低於2NTU。視覺性攝食魚種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。此區位於雪霸國家公園內又為櫻花鉤吻鮭的生態保育區，除有必要，道路施工、溪流整治等工程均不會在此區施做，加上國人的環保意識抬頭以

及教育的普及化另外加上管理處的定時巡邏，隨意傾倒垃圾的情形已不易見，因此會造成濁度上升的原因往往是因為大雨沖刷的關係所致。濁度高之水質並不會造成魚類立刻死亡，但會增加魚類的染病機率。

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、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。武陵地區各溪流所測得矽酸鹽介於0~9 ppm，以高山溪及有勝溪的數值較高，部分月份也有數值明顯較高的趨勢。97年10月與98年10月皆因大雨過後之沖刷，使礦物溶於水中，造成矽酸鹽濃度增加。目前矽酸鹽對櫻花鉤吻鮭的影響並無直接的證明，加上矽酸鹽的來源應是當地地質所提供的，且櫻花鉤吻鮭在此流域生存已久，在近幾十年才開始數量的減少，因而可判斷在此流域內的矽酸鹽並不是造成櫻花鉤吻鮭減少的主因。

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，在營養鹽方面下游均高於上游的濃度，得知溪流中營養鹽的流入應來自農地的施肥所致。

武陵地區各溪流硝酸鹽氮含量於今年測得之濃度，在七家灣溪上游測站濃度低至0.16 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一號壩，其硝酸鹽氮值明顯比上游高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮含量為最高，該測站於今年八月測得之硝酸鹽氮濃度甚至高達2.6 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。四月為甘藍菜施肥的時節，因而硝酸鹽氮有明顯濃度變化。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年訂定鮭鱒魚水體中亞硝酸鹽氮濃度需在3ppb以下。武陵地區各溪流除有勝溪外，亞硝酸鹽氮濃度維持在3 ppb之下，遠低於保育櫻花鉤吻鮭的水質基準50ppb，亦符合歐盟訂定之標準。

溪流中的氮氮變化，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氮氮濃度上升。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。歷史監測結果顯示，武陵地區溪流之氮氮濃度於冬至早春季節較高，其餘季節則較少偵測到氮氮。

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。上游處桃山西溪與高山溪硫酸鹽濃度較低，有勝溪測站硫酸鹽濃度較高；在冬季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。有勝溪硫酸鹽濃度偏高，推測可能是當地農民所使用的肥料含有硫酸銨與硫酸鉀兩成份。

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，僅有勝溪與七家灣溪中游之觀魚台附近因有農業活動，歷年測得之氯鹽濃度偏高。

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)，今年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。

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，七家灣溪流域之總有機碳濃度值至今年10月份採樣為止變動不大，濃度介於0~2.67 ppm，有勝溪之TOC值為所有樣站中最高，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今年5月進行一號壩壩體改善工程，在壩體改善前、後於四個樣站，由上游至下游分別為觀魚台、一號壩上游、一號壩下游、繁殖場，進行水質連續監測，以了解壩體改善對七家灣溪及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。

武陵地區溪流的pH值介於6.2~8.5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值內，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，導電度略微上升至230 $\mu\text{mho/cm}$ ，後續監測值則降至170 $\mu\text{mho/cm}$ 。

溫度於5月30日壩體改善當日有很明顯升高趨勢，推測原因為壩體改善當天天氣晴朗且觀魚台之植被覆蓋較其他溪流少，造成溫度上升，隨後又因氣候影響而降低。溶氧在壩體改善後，在繁殖場測站有明顯上升情況，尤其在6月4日測得9.6mg/L，明顯比其他測站介於7.55~8.43 mg/L都高，推測壩體改善造成的地形變化，經過高低差衝擊，使水中溶氧升高。今年十月份觀測到的溶氧值則普遍升高至12 mg/L左右。

視覺性攝食魚種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41NTU與 31.2NTU，但仍比不上5月17日連日大雨對溪水濁度的影響，觀魚台116NTU、一號壩上游157NTU、一號壩下游145NTU、繁殖場60NTU，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5NTU以下，到6月4日則低於2 NTU以下，皆符合櫻花鉤吻鮭對水中濁度需求。

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，二氧化矽為其主要成分，因而溪流內矽酸鹽的來源主要與地質相關。壩體改善對矽酸鹽的影響不大，數值皆介於0.06~1.07 mg/L之間，並無明顯影響。今年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期間維持在0.5 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，今年5月初總有機碳濃度值升高至2.5 mg/L左右。因有機碳為脫硝菌之能量來源，影響氮氣之生成，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及氮氣。

硫酸鹽的濃度並不受壩體改善工程影響，而今年6~10月豐水期時相較往年監測值明顯降低，維持在30 mg/L左右。該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。氯鹽於壩體改善工程期間在各測站之監測值皆低於0.24ppm以下，不受壩體改善工程之影響。磷酸鹽濃度於今年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，溫度、溶氧及矽酸鹽濃度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5NTU之下，僅排水溝於今年2~6月測得之濁度值偏高。

山溝之硝酸鹽濃度遠高於排水溝測站，介於0.4~27 mg/L，前後測站濃度值大致相同。該區硝酸鹽來源可能為生物的排泄物，或北面種植花海所施加之肥料，經由逕流水滲出，進而流入山溝水中。排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於0.41~5.47 mg/L。

亞硝酸鹽氮濃度除排水溝測站外，大多維持在3 ppb之下，低於保育櫻花鉤吻鮭的水質基準50ppb，亦符合歐盟訂定之標準。而氮氣不論是在山溝或排水溝皆幾乎偵測不到。

今年山溝及排水溝之硫酸鹽濃度介於8.2~23.2 mg/L，皆遠小於觀魚台、高山溪與有勝溪的監測濃度23.0~47.4 mg/L。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，而未受人類排泄或農業活動污染。

今年氯鹽監測結果顯示，山溝之氯鹽濃度遠高於排水溝測站，介於1.3~7.3 mg/L，前後測站濃度值大致相同。排水溝測值則略高於七家灣溪流，介於1.3~5.7 mg/L。除該區土壤溶出之氯鹽來源外，山溝水所測得之氯鹽含量，可能受山溝北面露營區人為活動之排泄物所影響，或由附近地下水流出並匯入山溝水。

今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。該區磷酸鹽濃度皆大於觀魚台、高山溪與有勝溪的監測值，顯示該區水質可能受動物排泄物污染，但仍需進一步監測分析，以證實確切來源。

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今年4及8月之有機碳濃度偏高，又排水溝前測站濃度較低，其餘測站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樣站包括桃山西溪、觀魚台及二號壩進行採樣以分析水質變化。

今年監測結果顯示，硝酸鹽氮濃度逐漸下降，又總有機碳濃度逐漸上升，伴隨著亞硝酸鹽濃度緩慢上升，顯示此地區溪流正在進行脫硝反應，脫硝菌利用有機碳為能量來源，將硝酸鹽氮還原成亞硝酸鹽氮。回收用地其餘監測項目暫無明顯變化跡象。

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，符合櫻花吻鈎鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合櫻花吻鈎鮭生存。
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；有勝溪及七家灣溪中游觀魚臺則有較高的營養鹽濃度，可能是有勝溪與七家灣溪中游沿岸有農耕施作，導致該區導電度與營養鹽濃度高於其他溪流。
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，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，但在一個禮拜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。另外，由於在壩體改善工程前，有一場較大之降雨，致使在工程進行間，亞硝酸鹽氮及氨氮之濃度較高，但在工程結束約一至二週後，兩者之濃度隨即降回與上下游測站近似之水平。
5. 回收農用地水質監測項目暫無明顯變化跡象。而山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度明顯比七家灣溪測站高，顯示該區水質可能受人為活動及動物排泄物污染。

(二) 建議

根據本研究於武陵地區七家灣河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

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由實驗結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，持續監測關鍵水質項目仍屬必要，且若能適度控管遊客人數或對生活污水適當收集處理，應可顯著降低七家灣溪流特別是中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：行政院所屬機關

協辦機關：武陵農場

設立自動水質及水文監測站，定期蒐集相關資料，以評估七家灣溪流水質與水文之變化，供管理及決策參考。

六、參考文獻

- 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.
- Goen, E. H., Notodarmojo, S. 1995. Phosphorus movement through soils and groundwater: application of a time-dependent sorption model. *Water Science Technology* 31(7):83-90.
- 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.

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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。

楊秋忠。1997。植物營養與施肥要領土壤與肥料第六版。農世股份有限公司。

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。

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 4-5 100 年 02 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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	2 月 2 日	8.27	160.5	8.63	0.46	2.56	0.356
測站 3	二號壩	晴	2 月 2 日	8.17	207.0	9.78	0.62	0.48	0.492
測站 4	觀魚臺	晴	2 月 2 日	8.26	218.0	9.98	0.42	0.10	0.610
測站 5	繁殖場	晴	2 月 2 日	8.41	230.0	9.66	0.99	0.67	0.521
測站 8	高山溪	晴	2 月 2 日	8.33	190.1	9.73	0.69	1.39	0.399
測站 9	有勝溪	晴	2 月 2 日	8.54	278.0	9.27	0.95	0.11	1.018
測站 12	一號壩上游	晴	2 月 2 日	8.28	221.0	10.15	0.78	0.71	0.628
測站 13	一號壩下游	晴	2 月 2 日	8.26	227.0	9.93	0.79	0.58	0.661
站號	站名	氣候	採樣日期	NO ₂ -N μg/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	2 月 2 日	N.D.	20.711	1.354	N.D.	N.D.	0.022
測站 3	二號壩	晴	2 月 2 日	N.D.	40.989	1.538	N.D.	N.D.	0.445
測站 4	觀魚臺	晴	2 月 2 日	N.D.	43.434	1.606	N.D.	N.D.	1.139
測站 5	繁殖場	晴	2 月 2 日	N.D.	42.074	1.557	N.D.	N.D.	0.300
測站 8	高山溪	晴	2 月 2 日	N.D.	35.623	1.382	N.D.	N.D.	0.328
測站 9	有勝溪	晴	2 月 2 日	N.D.	47.382	1.624	N.D.	N.D.	0.431
測站 12	一號壩上游	晴	2 月 2 日	N.D.	45.822	1.637	N.D.	N.D.	0.535
測站 13	一號壩下游	晴	2 月 2 日	N.D.	52.058	1.729	N.D.	N.D.	0.288

* N.D.值：(1) NO₂-N < 0.5 μg/L (2) PO₄³⁻ < 0.003 mg/L (3) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

表 4-6 100 年 04 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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	4 月 3 日	8.32	127.4	6.11	0.77	3.25	0.333
測站 3	二號壩	晴	4 月 3 日	8.24	160.7	6.31	0.73	1.30	0.391
測站 4	觀魚臺	晴	4 月 3 日	8.36	175.6	6.00	0.67	2.01	0.446
測站 5	繁殖場	晴	4 月 3 日	8.63	178.9	5.52	1.02	2.68	0.419
測站 8	高山溪	晴	4 月 3 日	8.48	161.6	5.34	0.20	2.17	0.357
測站 9	有勝溪	晴	4 月 3 日	8.91	177.0	5.40	2.45	1.80	1.006
測站 12	一號壩上游	晴	4 月 3 日	9.39	177.8	5.63	0.44	0.48	0.492
測站 13	一號壩下游	晴	4 月 3 日	9.46	181.1	6.09	0.31	1.24	0.467
站號	站名	氣候	採樣日期	NO ₂ -N μg/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	4 月 3 日	0.001	25.095	0.479	0.02	N.D.	0.721
測站 3	二號壩	晴	4 月 3 日	N.D.	34.063	0.603	0.03	N.D.	0.709
測站 4	觀魚臺	晴	4 月 3 日	0.001	36.705	0.704	0.07	N.D.	0.774
測站 5	繁殖場	晴	4 月 3 日	0.001	36.798	0.451	0.02	N.D.	0.854
測站 8	高山溪	晴	4 月 3 日	0.001	34.530	0.550	0.04	N.D.	0.928
測站 9	有勝溪	晴	4 月 3 日	0.004	45.341	1.465	0.07	N.D.	1.66
測站 12	一號壩上游	晴	4 月 3 日	0.001	36.518	0.678	0.02	N.D.	0.753
測站 13	一號壩下游	晴	4 月 3 日	0.001	39.121	0.683	0.03	N.D.	0.854

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

表 4-7 100 年 06 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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 4 日	8.35	167.4	7.54	0.29	1.55	0.308
測站 3	二號壩	晴	6 月 4 日	8.26	212.0	7.19	0.59	1.97	0.610
測站 4	觀魚臺	晴	6 月 4 日	8.41	225.0	6.52	0.86	2.24	0.621
測站 5	繁殖場	晴	6 月 4 日	8.25	227.0	6.33	0.88	2.18	0.592
測站 8	高山溪	晴	6 月 4 日	8.41	192.7	6.7	0.51	2.42	0.375
測站 9	有勝溪	晴	6 月 4 日	8.56	317.0	6.05	0.87	2.36	1.807
測站 12	一號壩上游	晴	6 月 4 日	8.47	225.0	7.25	0.64	3.71	0.651
測站 13	一號壩下游	晴	6 月 4 日	8.50	226.0	7.36	0.45	2.80	0.612
站號	站名	氣候	採樣日期	NO ₂ -N μg/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 4 日	1.30	24.728	0.259	0.01	N.D.	0.760
測站 3	二號壩	晴	6 月 4 日	0.50	33.143	0.457	0.01	N.D.	0.762
測站 4	觀魚臺	晴	6 月 4 日	0.50	35.914	0.581	0.01	N.D.	0.871
測站 5	繁殖場	晴	6 月 4 日	0.80	35.867	0.393	0.01	N.D.	0.784
測站 8	高山溪	晴	6 月 4 日	0.80	30.167	0.250	0.01	N.D.	0.893
測站 9	有勝溪	晴	6 月 4 日	1.20	43.537	1.678	0.01	N.D.	1.257
測站 12	一號壩上游	晴	6 月 4 日	5.60	36.086	0.489	0.01	N.D.	0.759
測站 13	一號壩下游	晴	6 月 4 日	0.80	36.631	0.398	0.01	N.D.	0.774

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

表 4-8 100 年 08 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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	8 月 9 日	6.82	162.7	9.78	0.15	5.15	0.172
測站 3	二號壩	晴	8 月 9 日	6.97	201.0	8.21	0.49	4.84	0.236
測站 4	觀魚臺	晴	8 月 9 日	8.03	215.0	7.78	0.22	6.17	0.343
測站 5	繁殖場	晴	8 月 9 日	7.31	178.0	5.81	0.42	6.32	0.285
測站 8	高山溪	晴	8 月 9 日	6.93	161.6	6.76	0.28	6.55	0.160
測站 9	有勝溪	晴	8 月 9 日	7.35	320.0	5.45	0.31	7.43	2.663
測站 12	一號壩上游	晴	8 月 9 日	8.24	213.0	8.60	0.21	5.88	0.367
測站 13	一號壩下游	晴	8 月 9 日	7.54	221.0	9.17	0.18	5.52	0.380
站號	站名	氣候	採樣日期	NO ₂ -N μg/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	8 月 9 日	1.29	19.949	0.852	0.03	N.D.	0.890
測站 3	二號壩	晴	8 月 9 日	0.74	24.489	0.807	0.04	N.D.	0.706
測站 4	觀魚臺	晴	8 月 9 日	0.87	29.648	0.970	0.03	N.D.	0.988
測站 5	繁殖場	晴	8 月 9 日	3.36	27.234	1.045	0.04	N.D.	1.012
測站 8	高山溪	晴	8 月 9 日	1.00	25.482	0.882	0.04	N.D.	1.068
測站 9	有勝溪	晴	8 月 9 日	5.81	39.832	2.848	0.03	N.D.	1.762
測站 12	一號壩上游	晴	8 月 9 日	1.29	29.505	1.001	0.03	0.094	1.044
測站 13	一號壩下游	晴	8 月 9 日	2.71	30.257	1.019	0.16	N.D.	1.122

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

表 4-9 100 年 09 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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	9 月 13 日	7.53	133.3	7.00	0.13	4.04	0.451
測站 3	二號壩	晴	9 月 13 日	7.70	171.7	6.42	0.14	2.62	0.531
測站 4	觀魚臺	晴	9 月 13 日	7.33	185.0	6.30	0.14	1.96	0.594
測站 5	繁殖場	晴	9 月 13 日	7.36	182.2	5.76	0.21	1.36	0.535
測站 8	高山溪	晴	9 月 13 日	7.60	152.1	6.73	0.31	2.12	0.473
測站 9	有勝溪	晴	9 月 13 日	7.32	268	7.72	0.40	1.15	2.061
測站 12	一號壩上游	晴	9 月 13 日	7.82	184	7.14	0.2	3.00	0.572
測站 13	一號壩下游	晴	9 月 13 日	7.72	187.2	5.88	0.17	3.36	0.587
站號	站名	氣候	採樣日期	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	9 月 13 日	19.031	0.512	0.01	N.D.	0.832	
測站 3	二號壩	晴	9 月 13 日	26.200	0.272	0.01	N.D.	0.830	
測站 4	觀魚臺	晴	9 月 13 日	29.008	0.710	0.01	N.D.	0.968	
測站 5	繁殖場	晴	9 月 13 日	28.399	0.661	0.01	N.D.	0.944	
測站 8	高山溪	晴	9 月 13 日	23.026	0.538	0.01	N.D.	1.180	
測站 9	有勝溪	晴	9 月 13 日	32.275	2.057	0.01	N.D.	1.560	
測站 12	一號壩上游	晴	9 月 13 日	29.201	0.769	0.01	N.D.	0.993	
測站 13	一號壩下游	晴	9 月 13 日	30.314	0.632	0.01	N.D.	0.816	

* N.D.值：(1) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

表 4-10 100 年 10 月溶解態分析數據 (資料來源：本研究資料)

站號	站名	氣候	採樣日期	pH	導電度 μS/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	10月18日	6.87	106.9	13.27	0.40	1.97	N.D.
測站 3	二號壩	晴	10月18日	7.20	150.3	12.31	0.23	2.89	0.714
測站 4	觀魚臺	晴	10月18日	7.70	171.3	10.78	0.21	2.45	0.183
測站 5	繁殖場	晴	10月18日	8.01	165.0	12.36	0.36	2.14	0.221
測站 8	高山溪	晴	10月18日	6.99	151.8	14.11	0.22	2.55	0.163
測站 9	有勝溪	晴	10月18日	7.70	227	11.51	0.34	2.08	1.614
測站 12	一號壩上游	晴	10月18日	7.27	170.7	12.07	0.22	2.00	0.228
測站 13	一號壩下游	晴	10月18日	7.85	165	12.14	0.37	2.63	0.238
站號	站名	氣候	採樣日期	NO ₂ -N μg/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	10月18日	9.31	21.796	2.203	N.D.	0.03	1.270
測站 3	二號壩	晴	10月18日	13.59	32.710	3.160	0.01	N.D.	1.514
測站 4	觀魚臺	晴	10月18日	1.07	30.298	N.D.	N.D.	N.D.	1.183
測站 5	繁殖場	晴	10月18日	2.66	30.780	N.D.	N.D.	N.D.	1.111
測站 8	高山溪	晴	10月18日	1.00	33.892	0.561	0.01	N.D.	1.113
測站 9	有勝溪	晴	10月18日	2.97	39.585	1.160	0.01	N.D.	1.276
測站 12	一號壩上游	晴	10月18日	0.97	28.711	0.507	N.D.	N.D.	1.127
測站 13	一號壩下游	晴	10月18日	0.41	36.718	N.D.	0.01	N.D.	1.044

* N.D.值：(1) NO₃-N < 0.001 mg/L (2) Cl⁻ < 0.01 mg/L (3) PO₄³⁻ < 0.003 mg/L (4) NH₄⁺-N < 0.003 mg/L

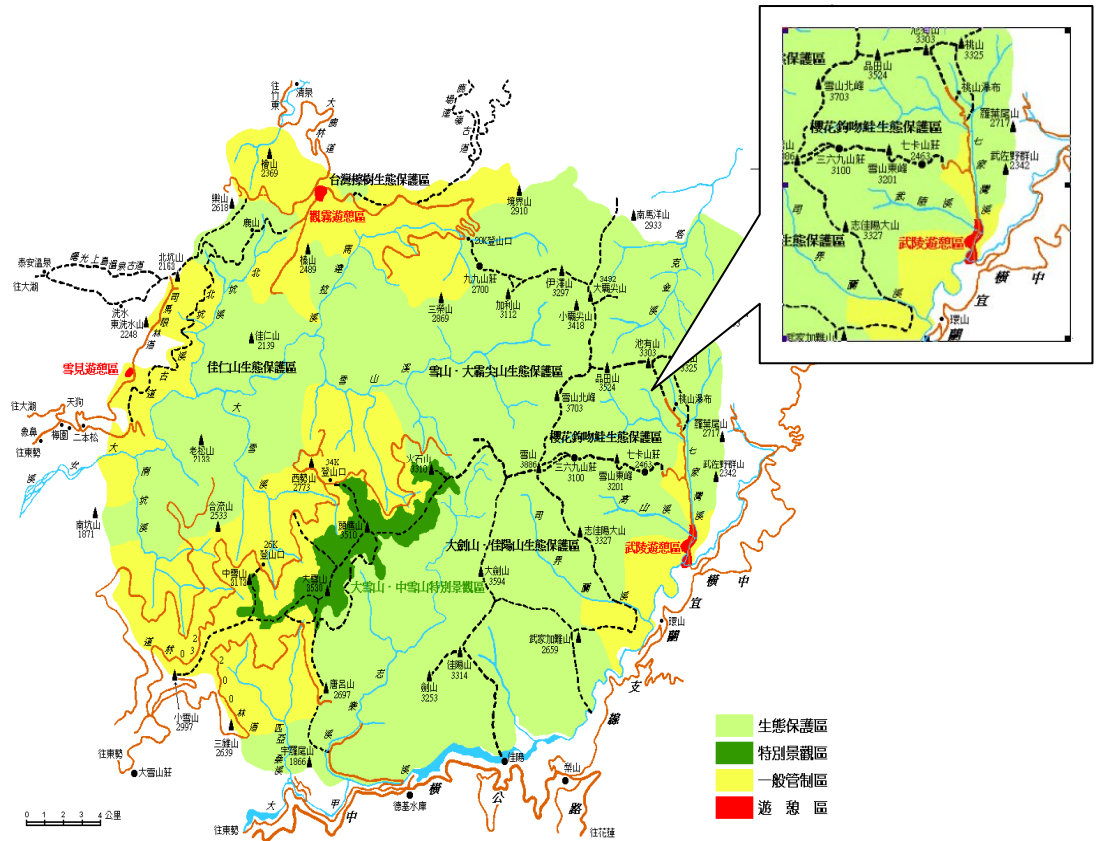


圖4-1 雪霸國家公園
(資料來源：本研究資料)

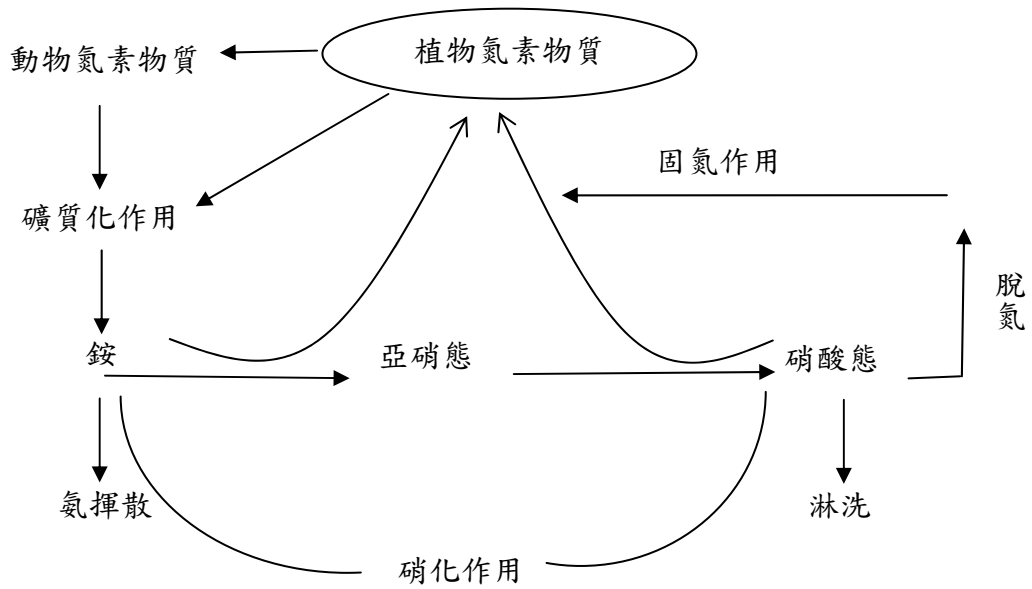


圖 4-2 氮素循環過程
(資料來源：本研究資料)

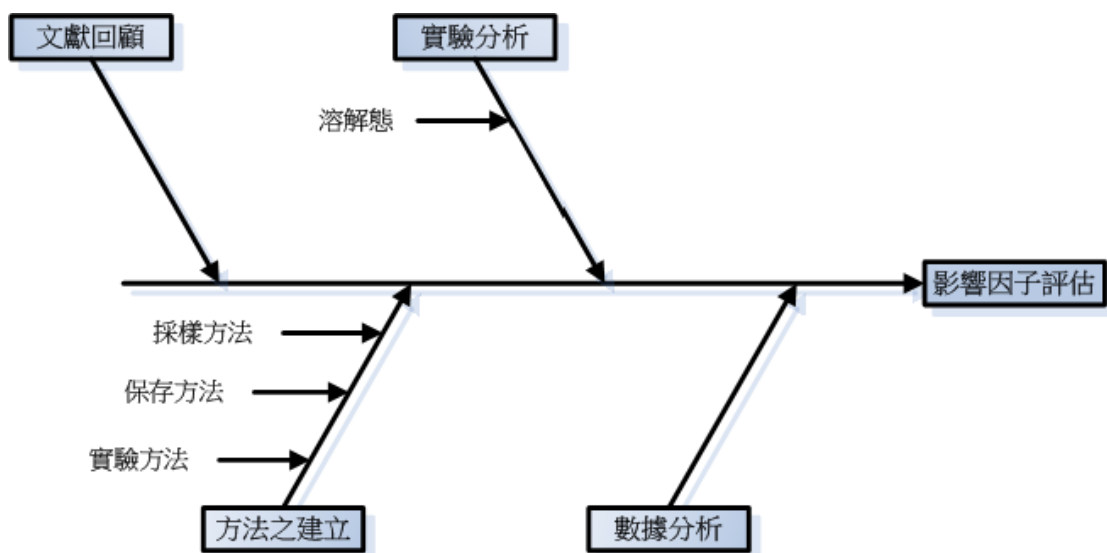


圖4-3 流程圖

(資料來源：本研究資料)

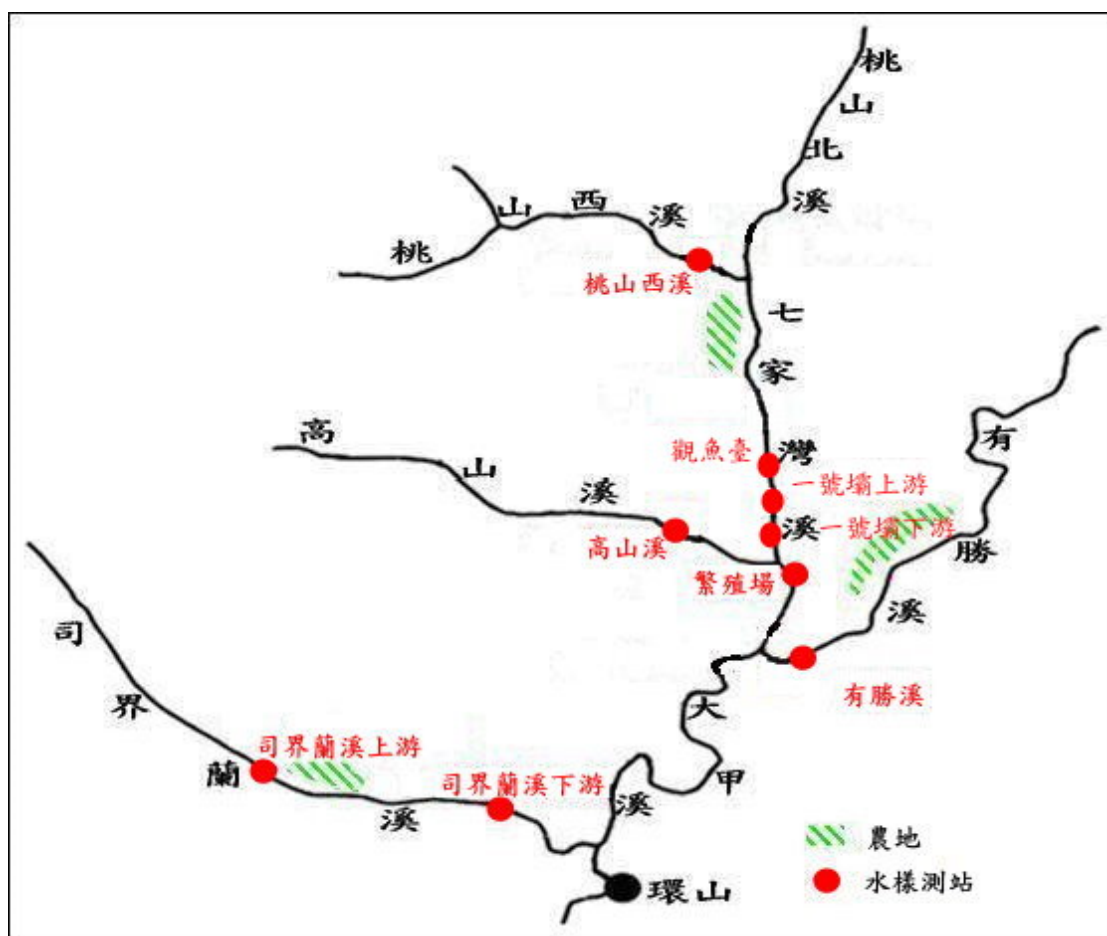


圖 4-4 採樣地點位置圖

(資料來源：本研究資料)

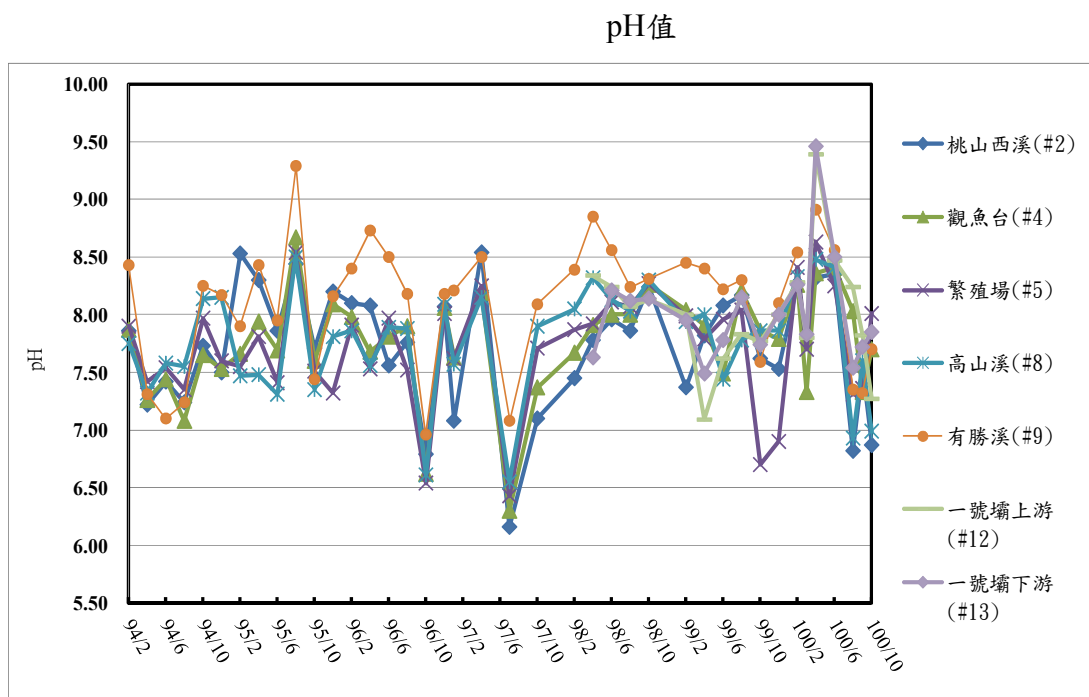


圖4-5 武陵地區溪流pH值變化
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

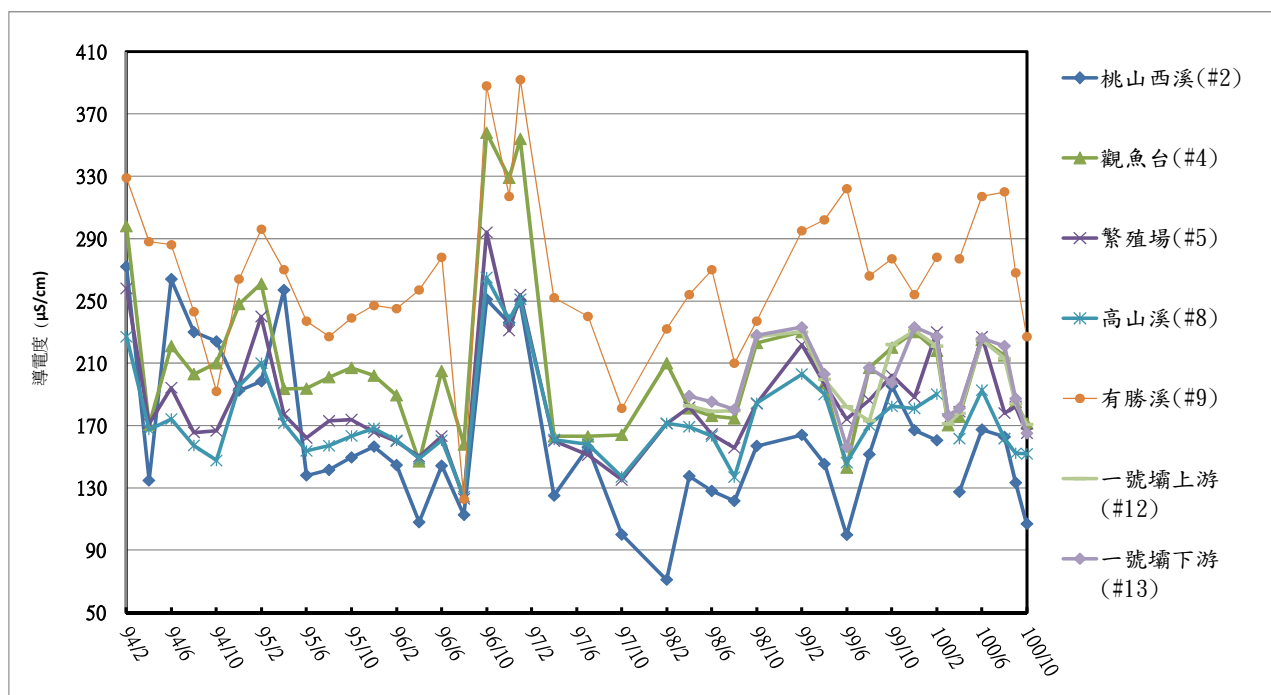


圖4-6 武陵地區溪流導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

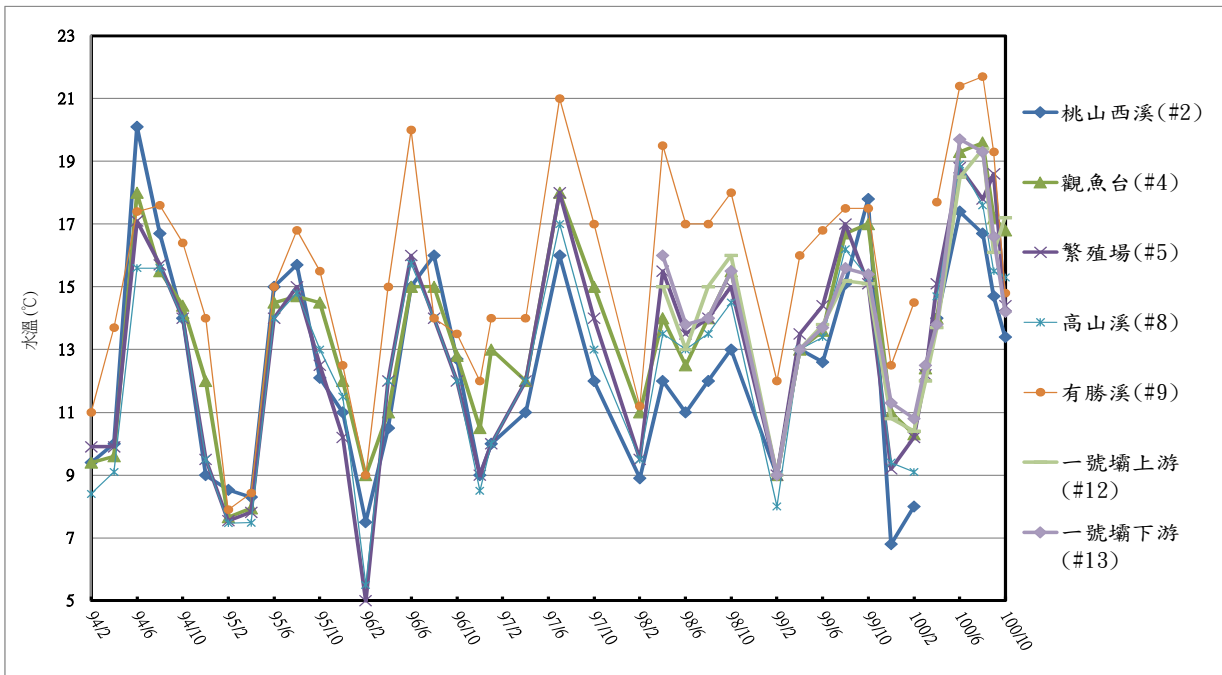


圖4-7 武陵地區溪流溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

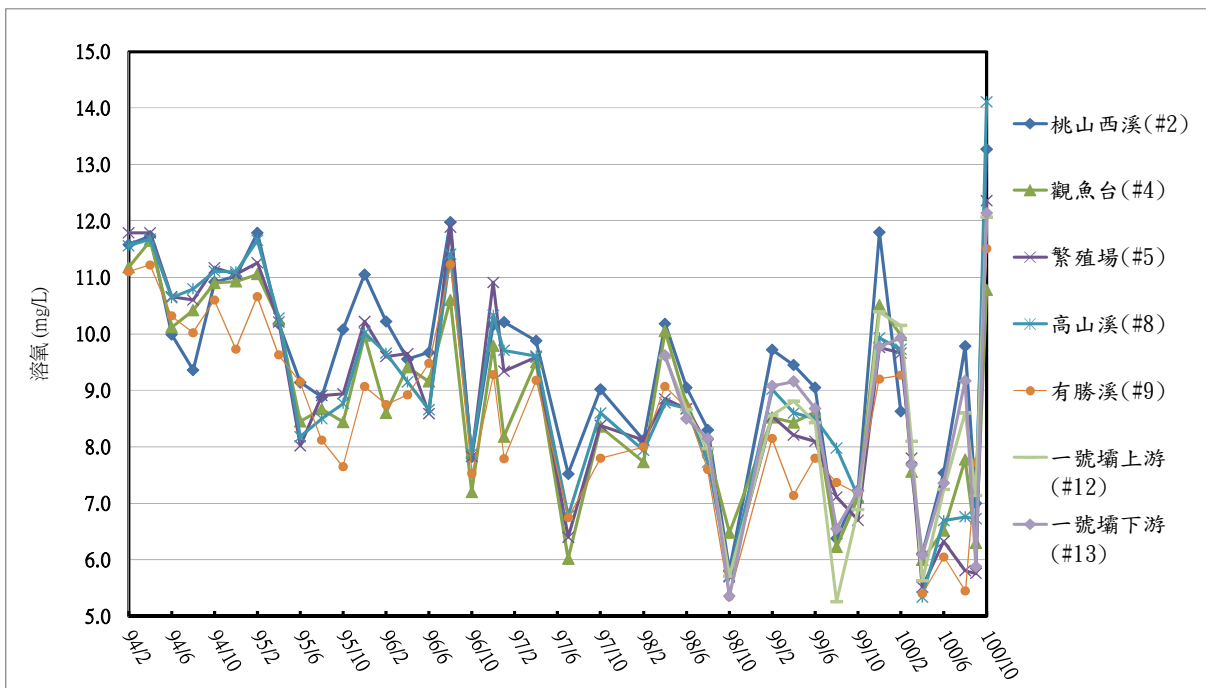


圖4-8 武陵地區溪流溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

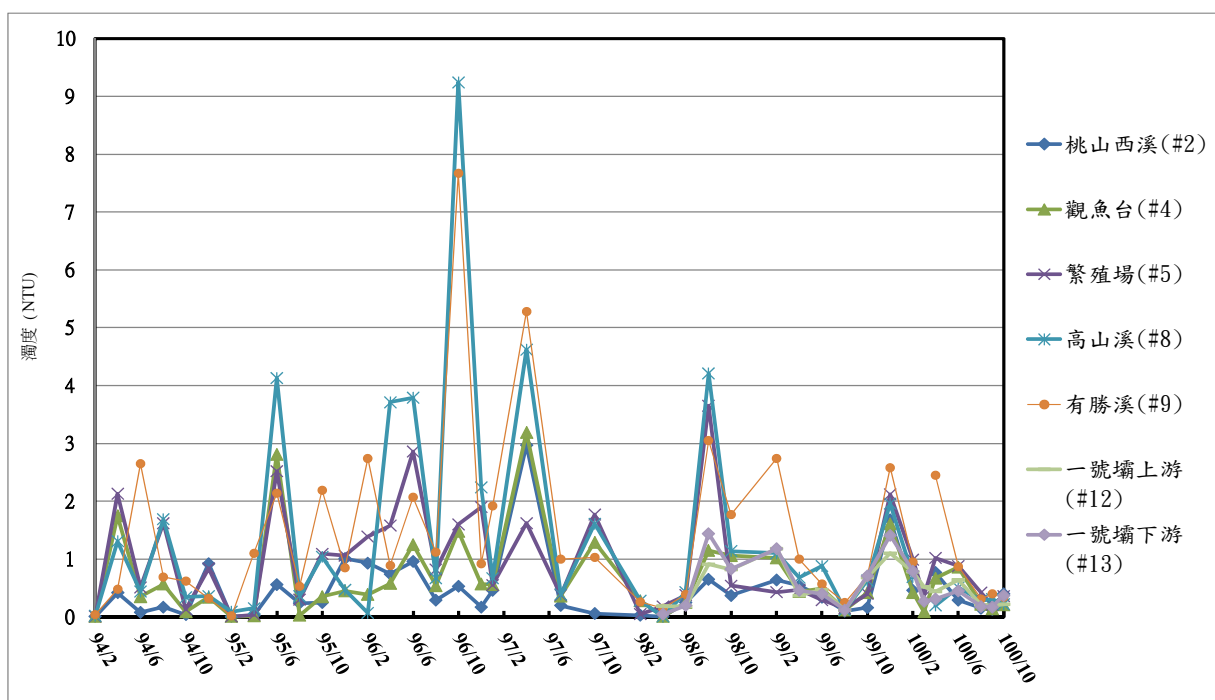


圖4-9 武陵地區溪流濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

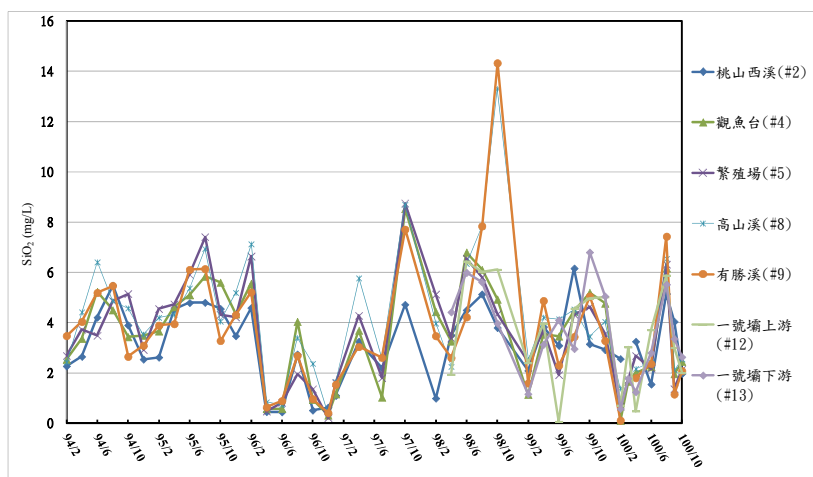


圖4-10 武陵地區溪流SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

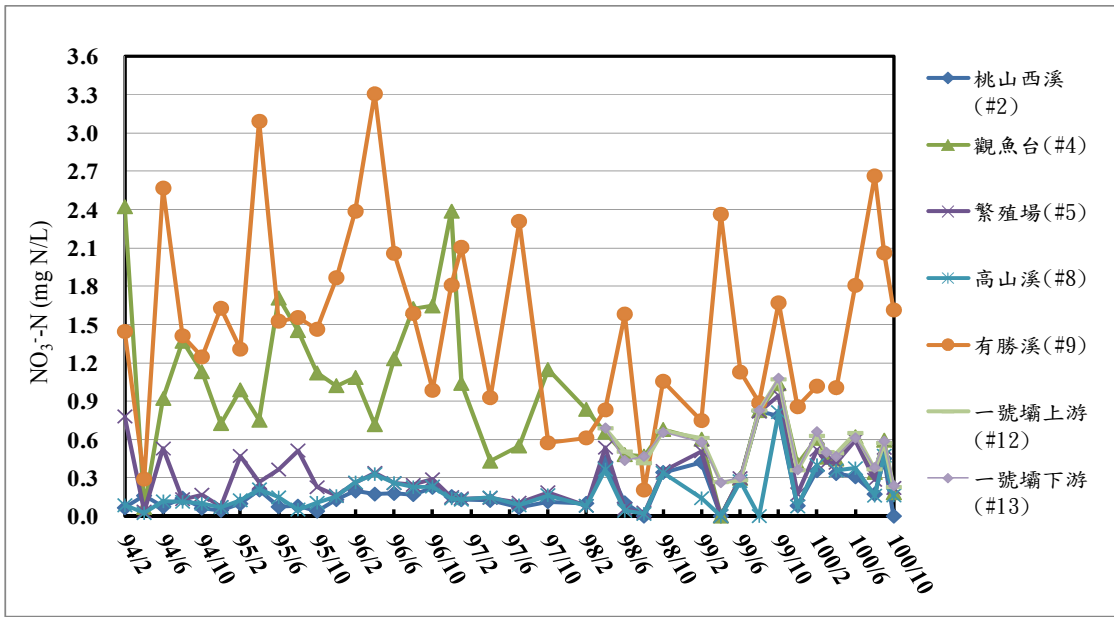


圖4-11 武陵地區溪流NO₃⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

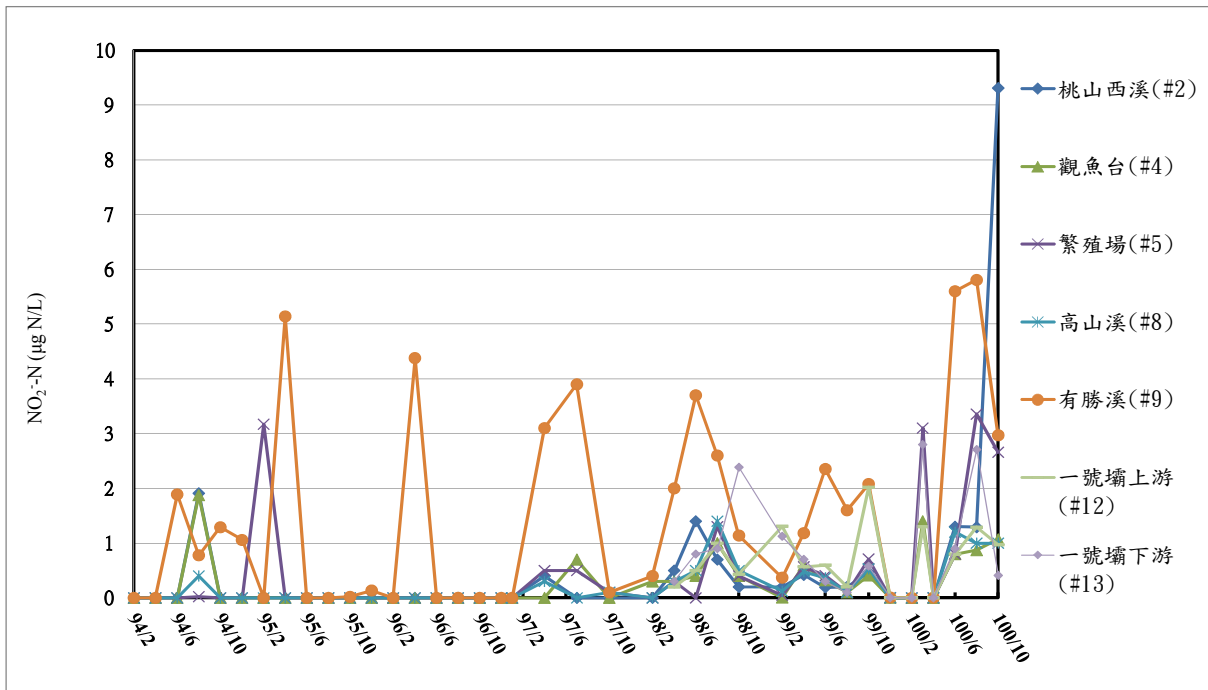


圖4-12 武陵地區溪流NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻ (單位：mg/L)

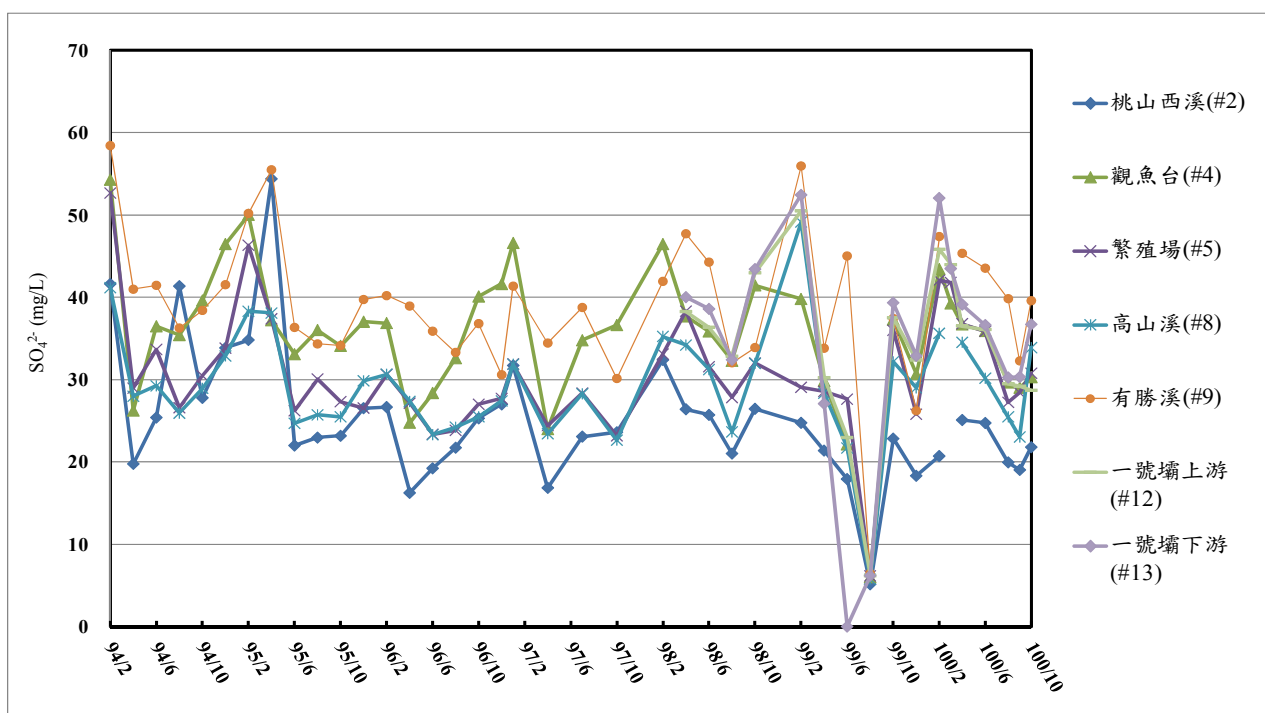


圖4-13 武陵地區溪流SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

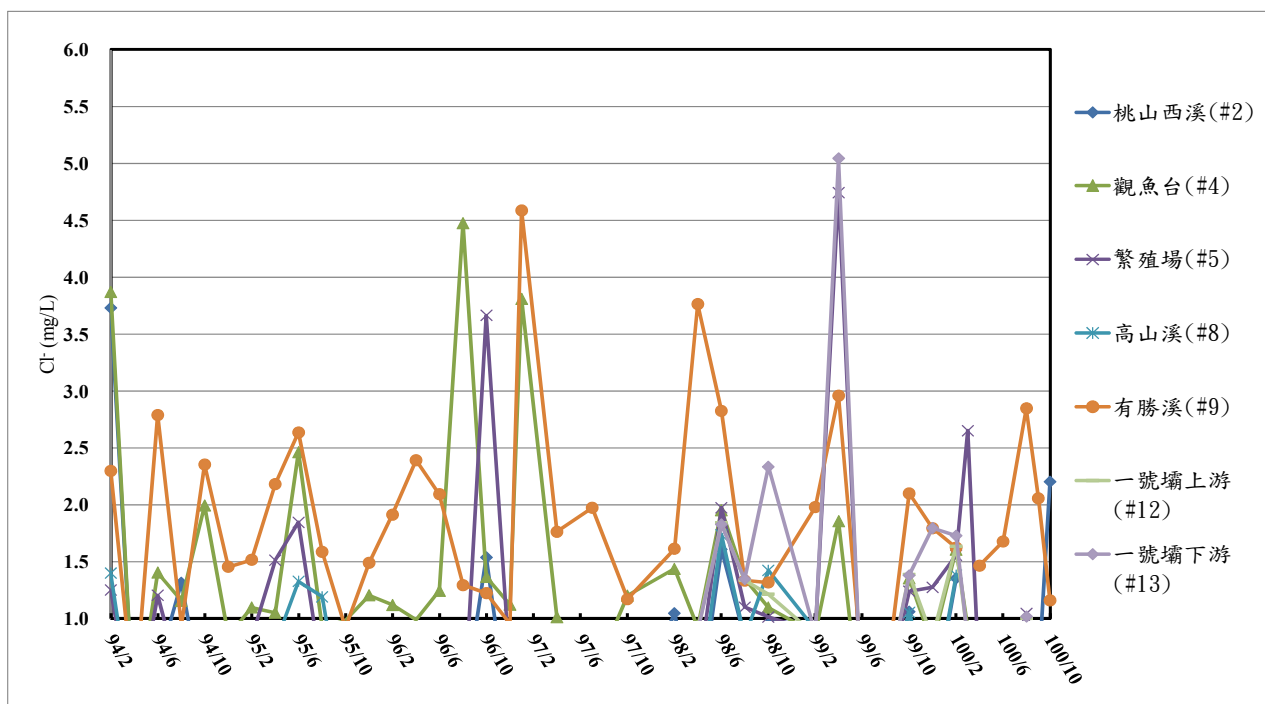


圖4-14 武陵地區溪流Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO_4^{3-} (單位: mg/L)

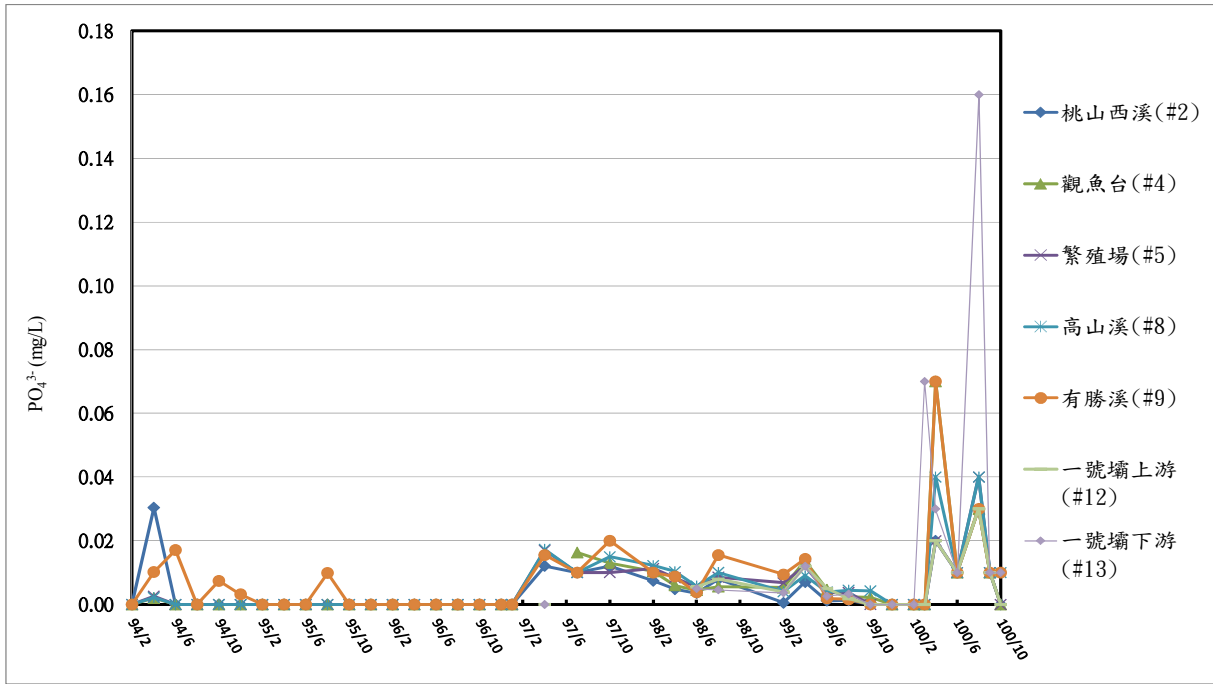


圖4-15 武陵地區溪流 PO_4^{3-} 值變化
(資料來源: 本研究資料)

NH_4^+-N (單位: mg N/L)

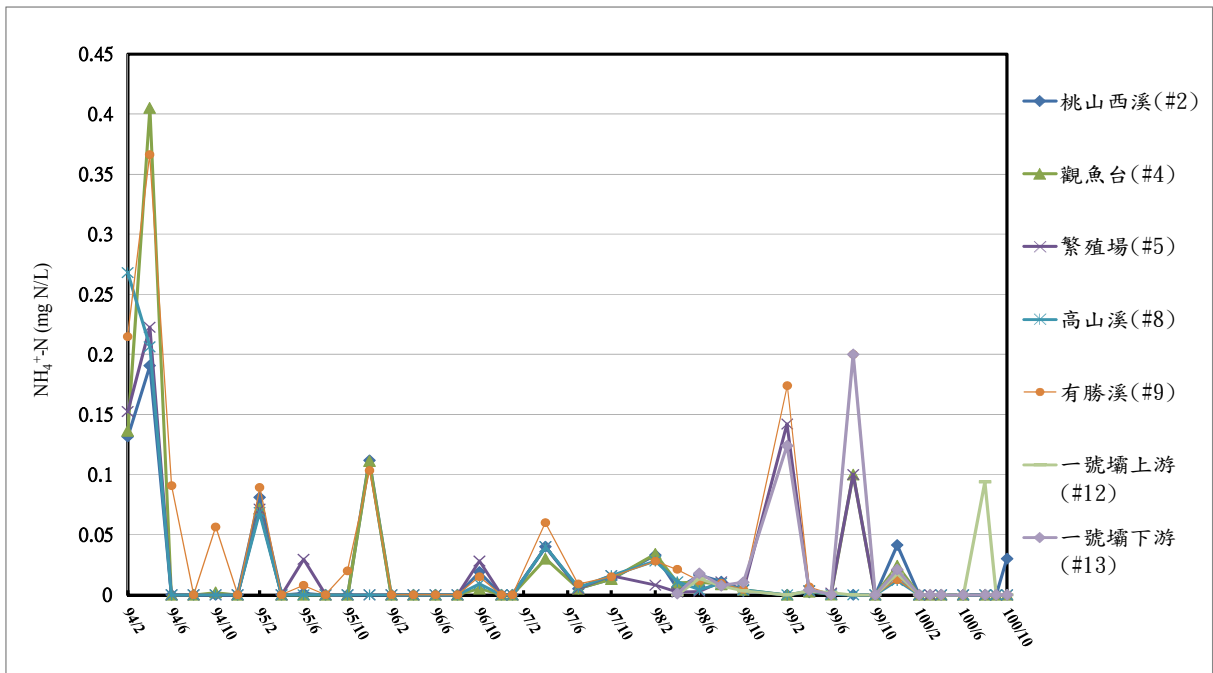


圖4-16 武陵地區溪流 NH_4^+-N 值變化
(資料來源: 本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

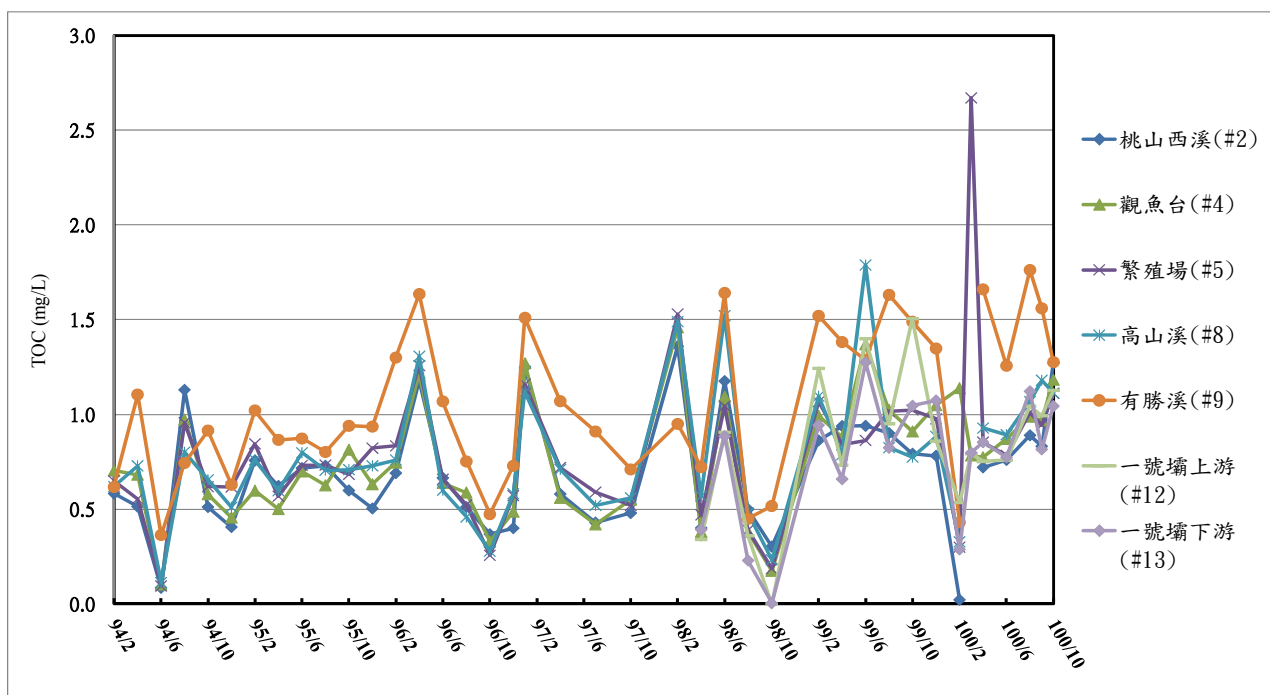


圖4-17 武陵地區溪流TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

pH值

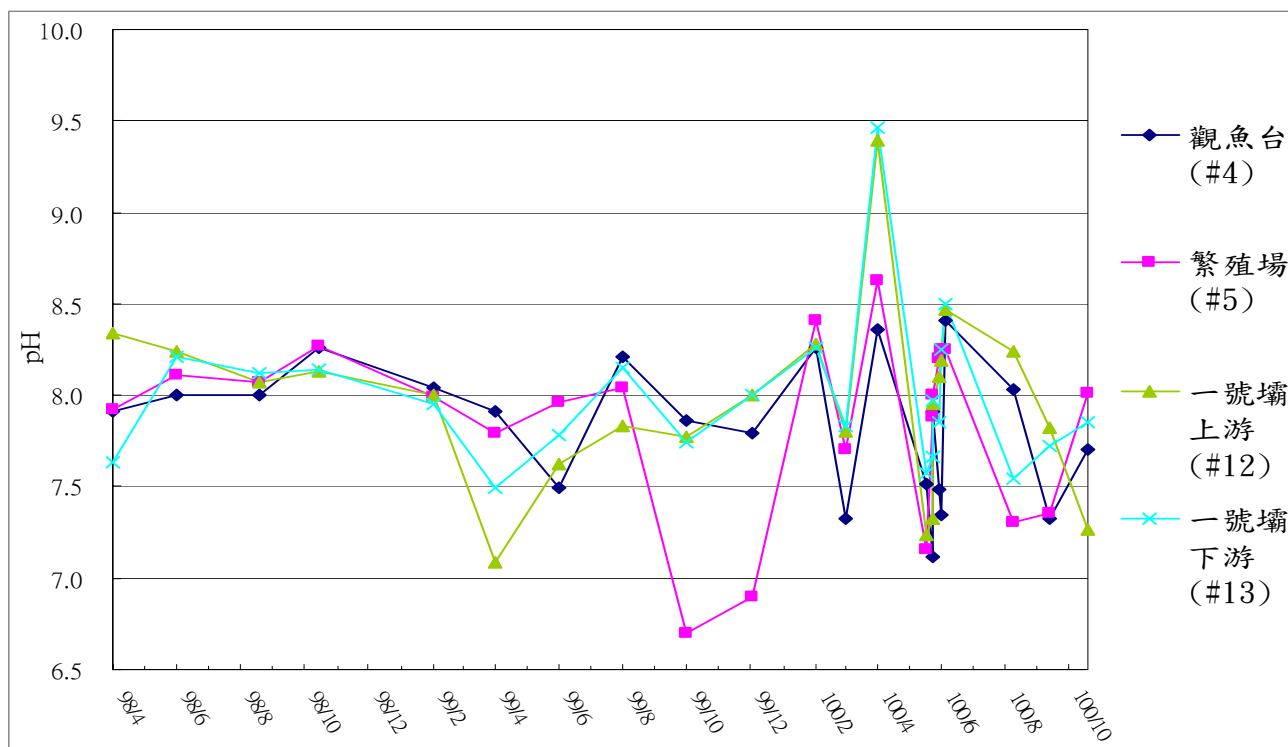


圖4-18 一號壩壩體改善pH值變化
(資料來源：本研究資料)

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)

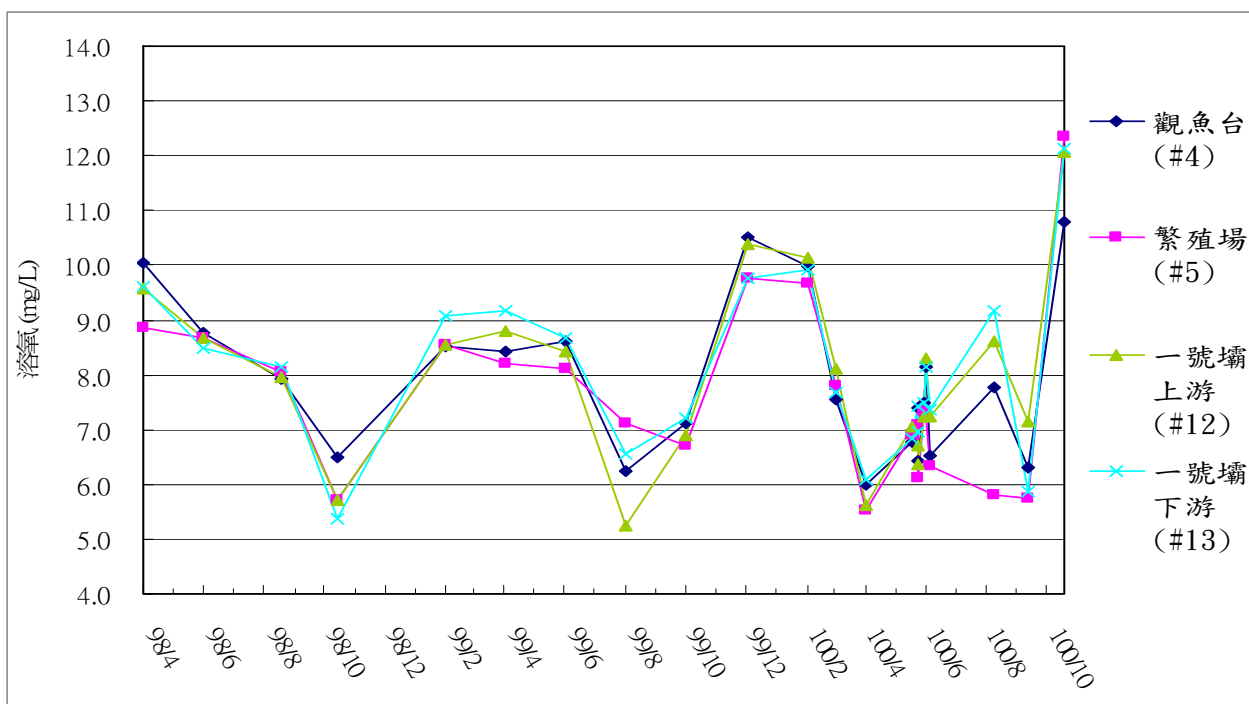


圖4-21 一號壩壩體改善溶氧值變化
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

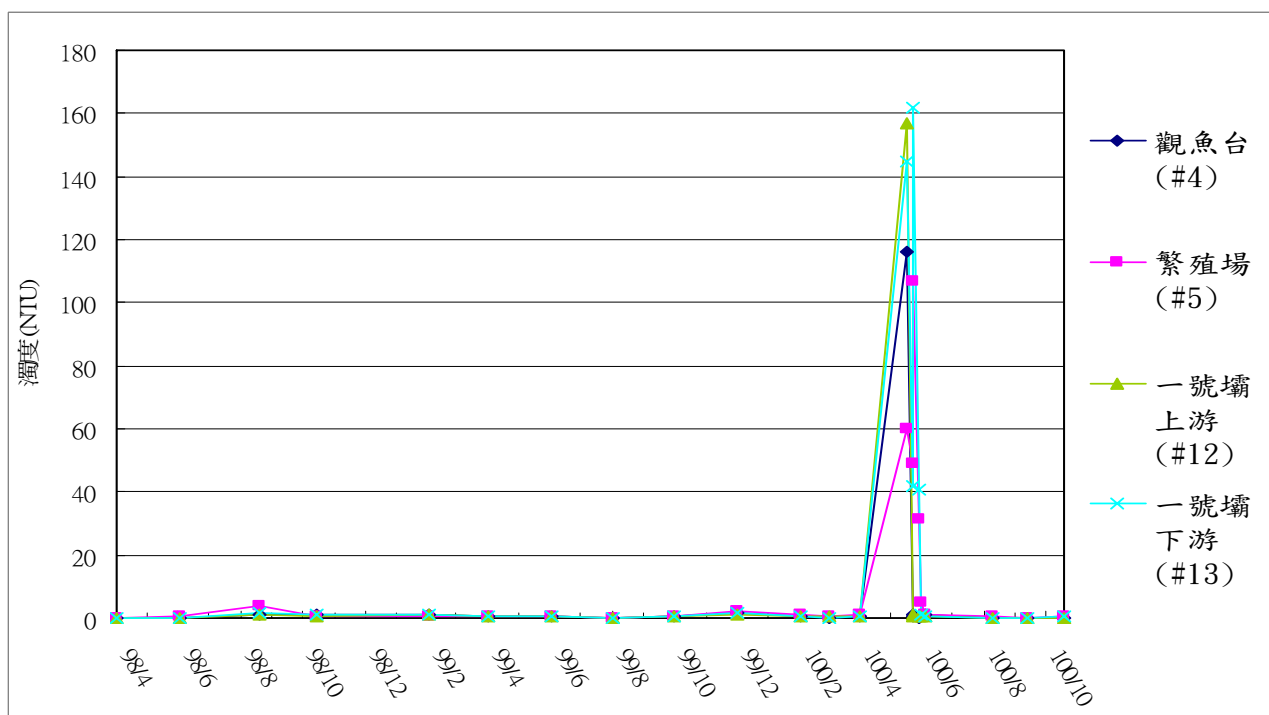


圖4-22 一號壩壩體改善濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

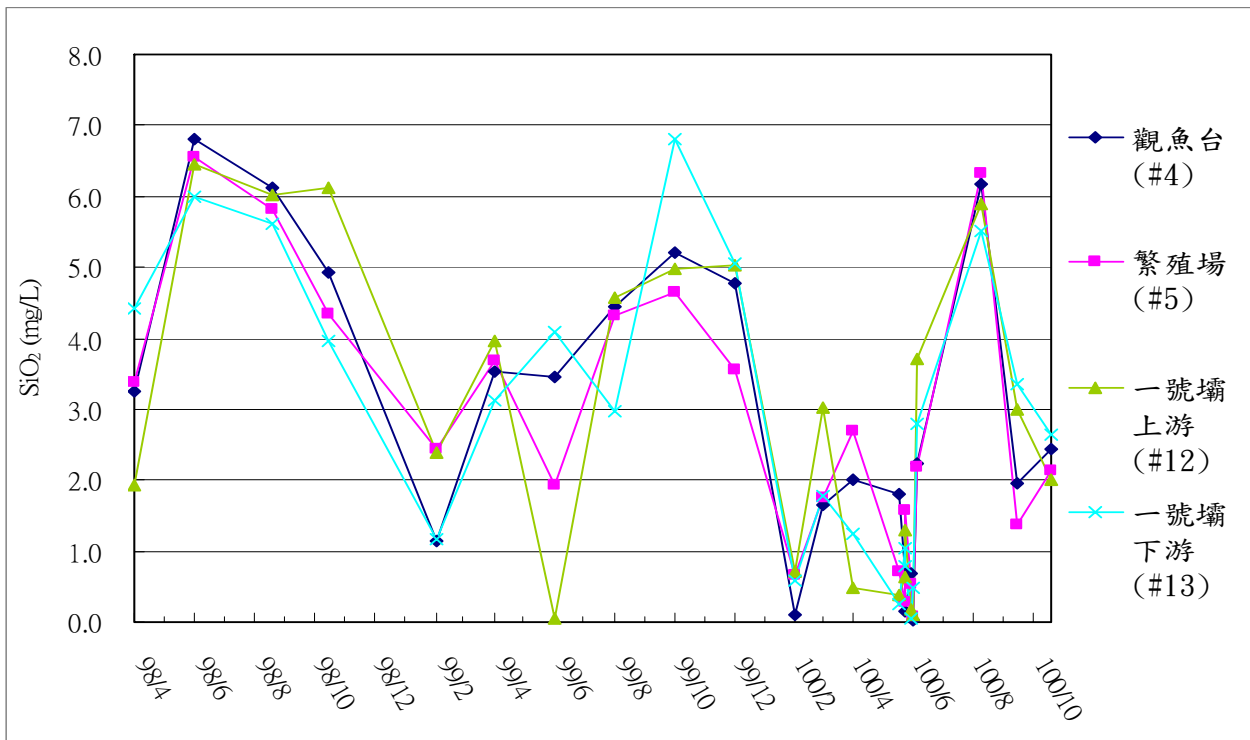


圖4-23 一號壩壩體改善SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

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)

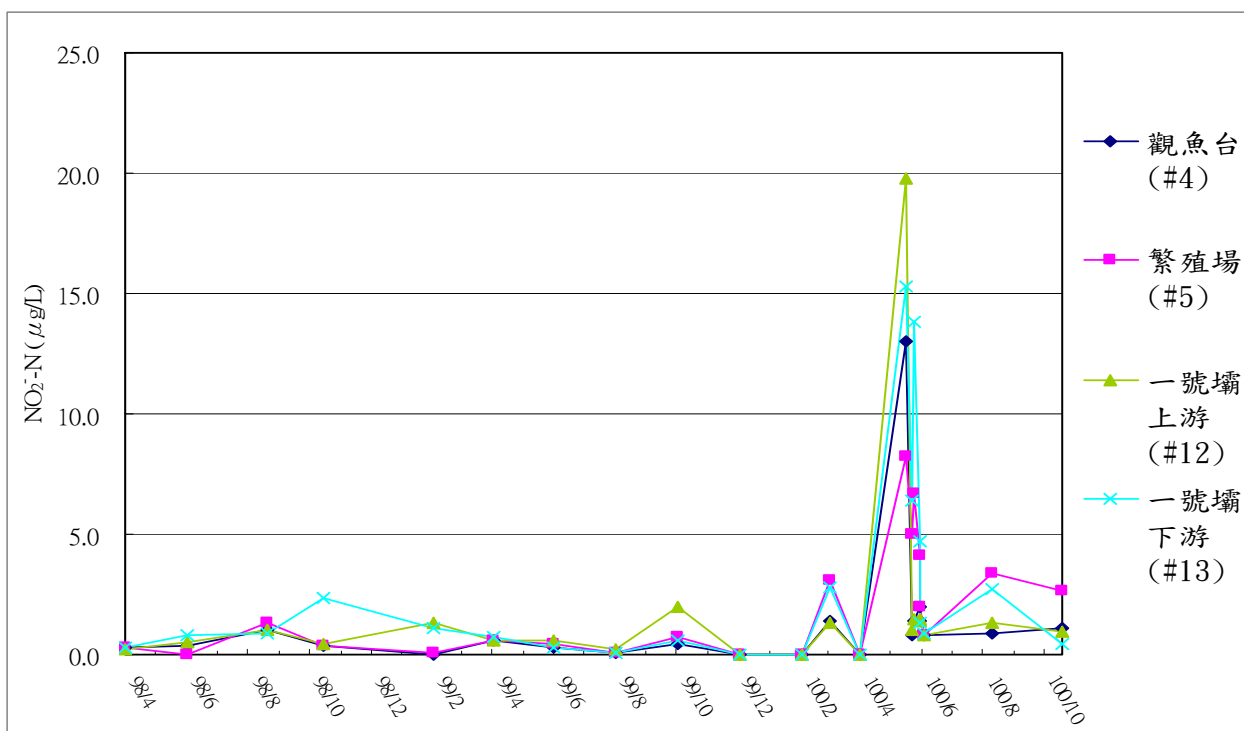


圖4-25 一號壩壩體改善NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻(單位：mg/L)

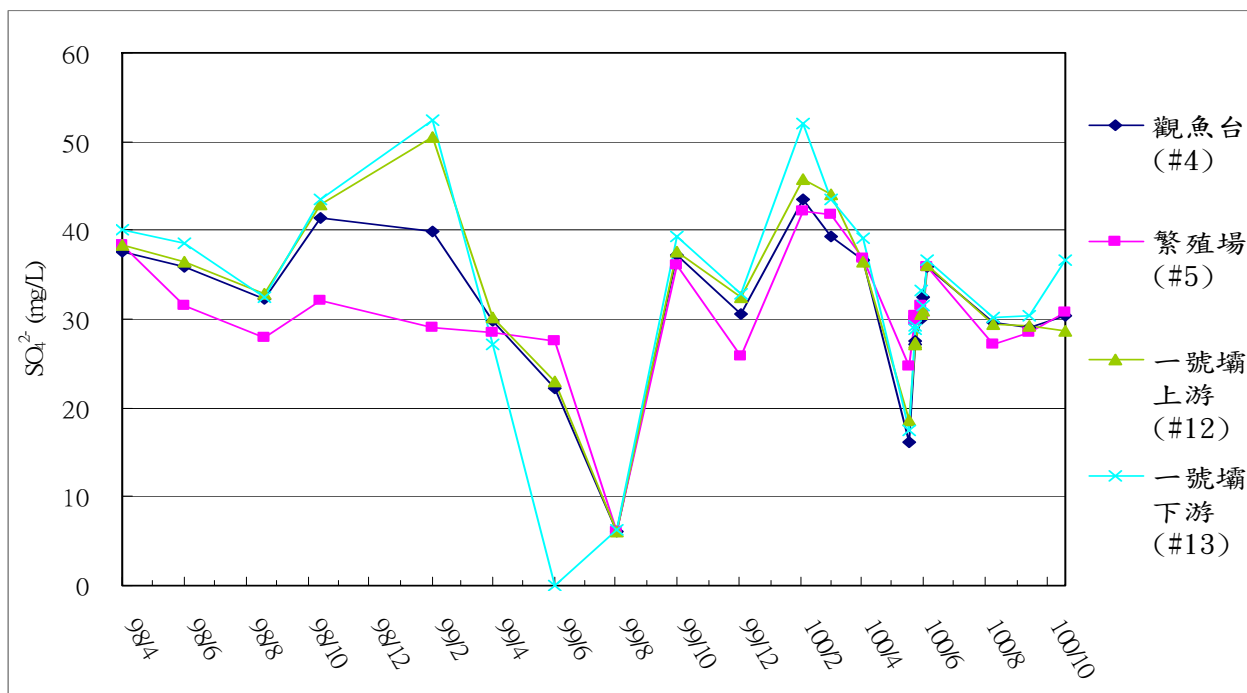


圖4-26 一號壩壩體改善SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

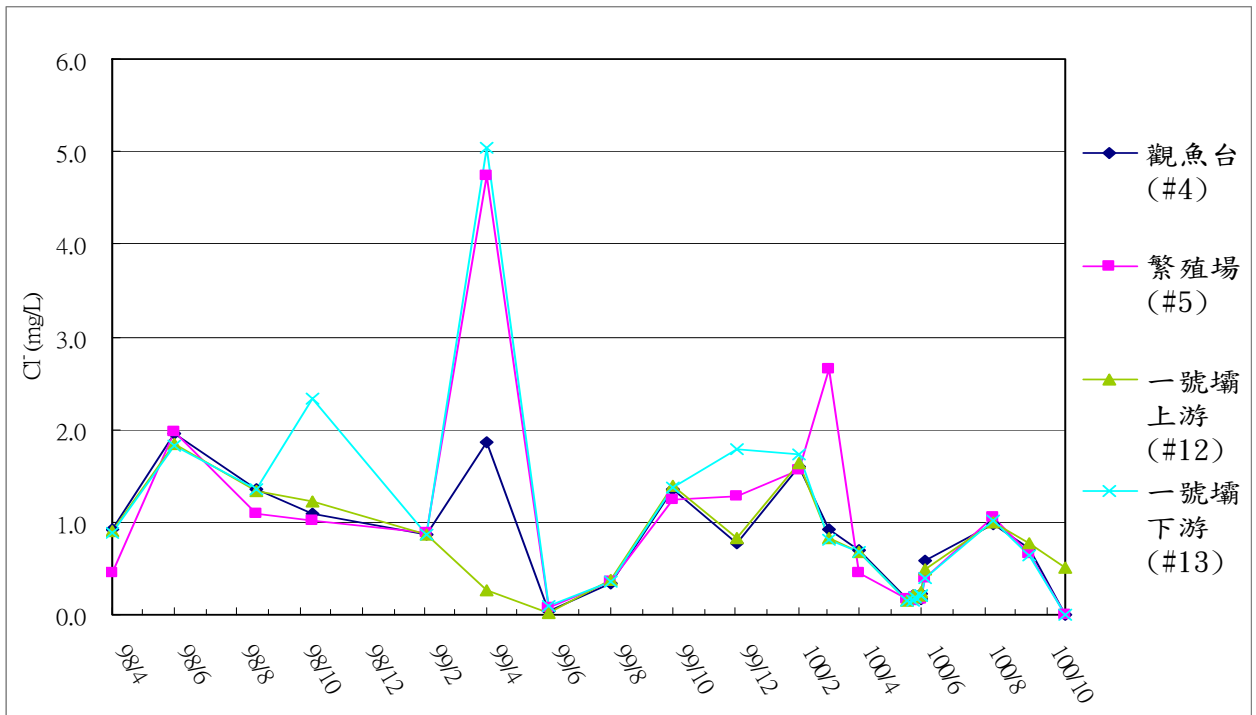


圖4-27 一號壩壩體改善Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO₄³⁻ (單位：mg/L)

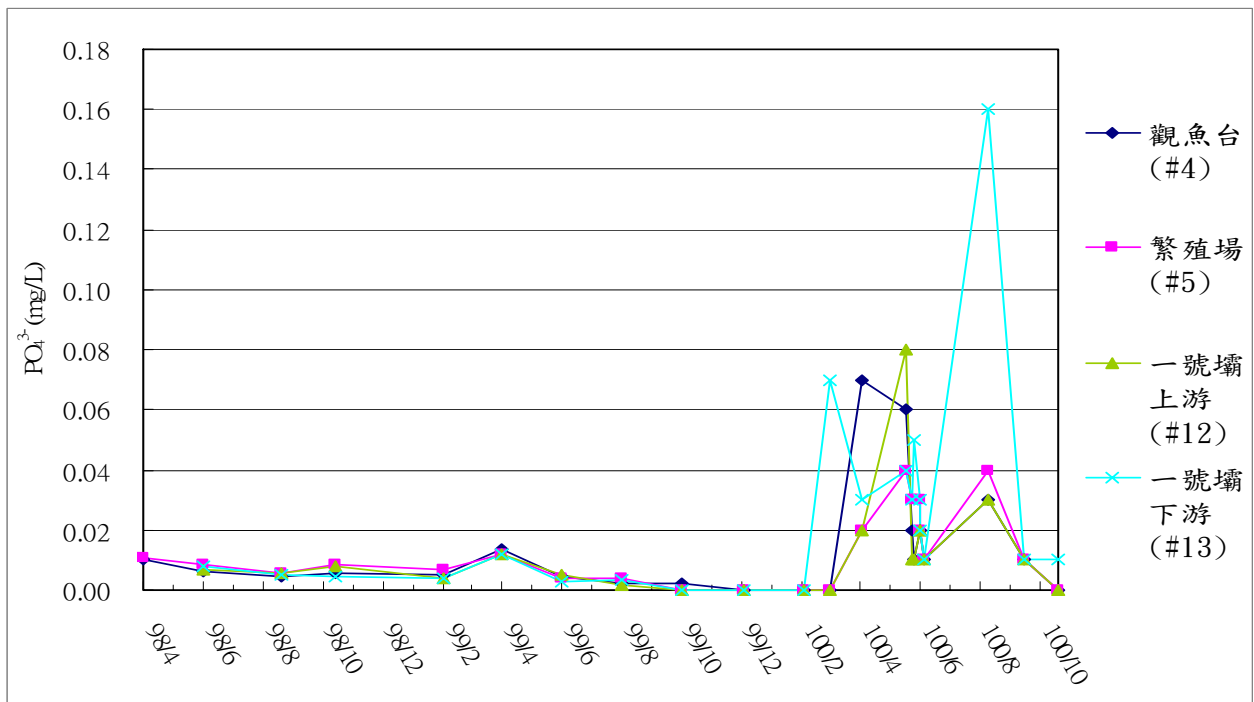


圖4-28 一號壩壩體改善PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (單位：mg N/L)

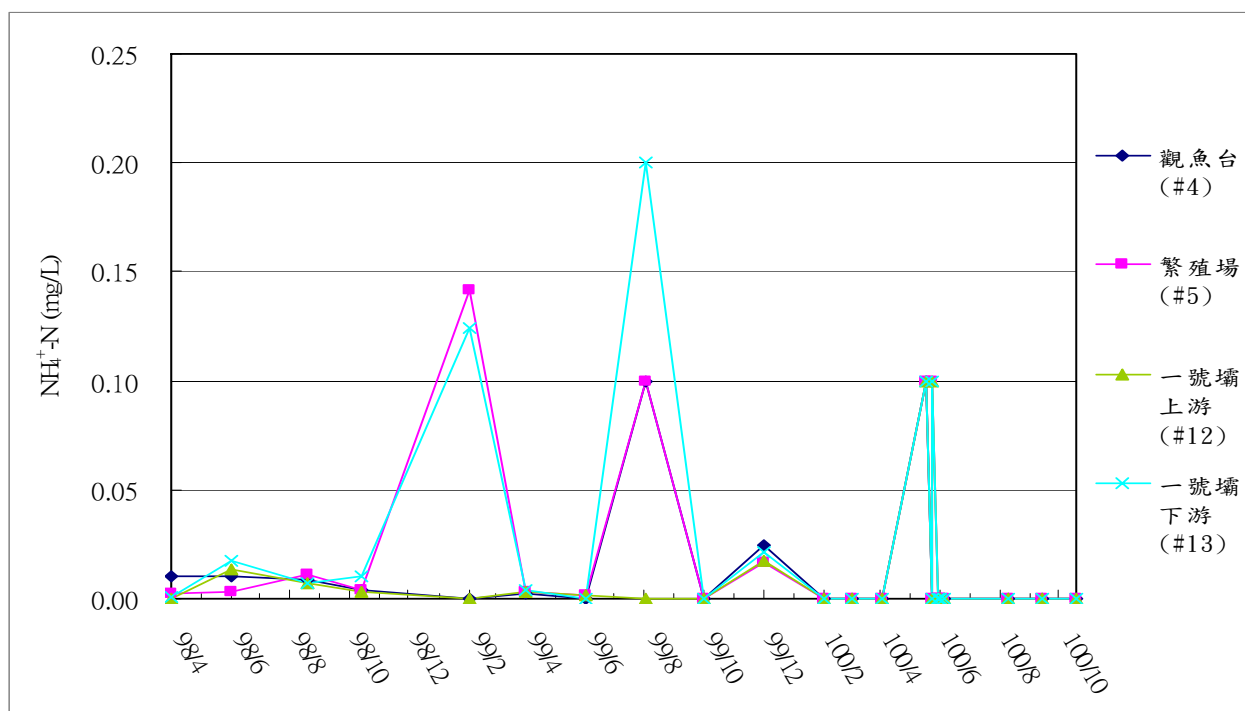


圖4-29 一號壩壩體改善 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 值變化
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

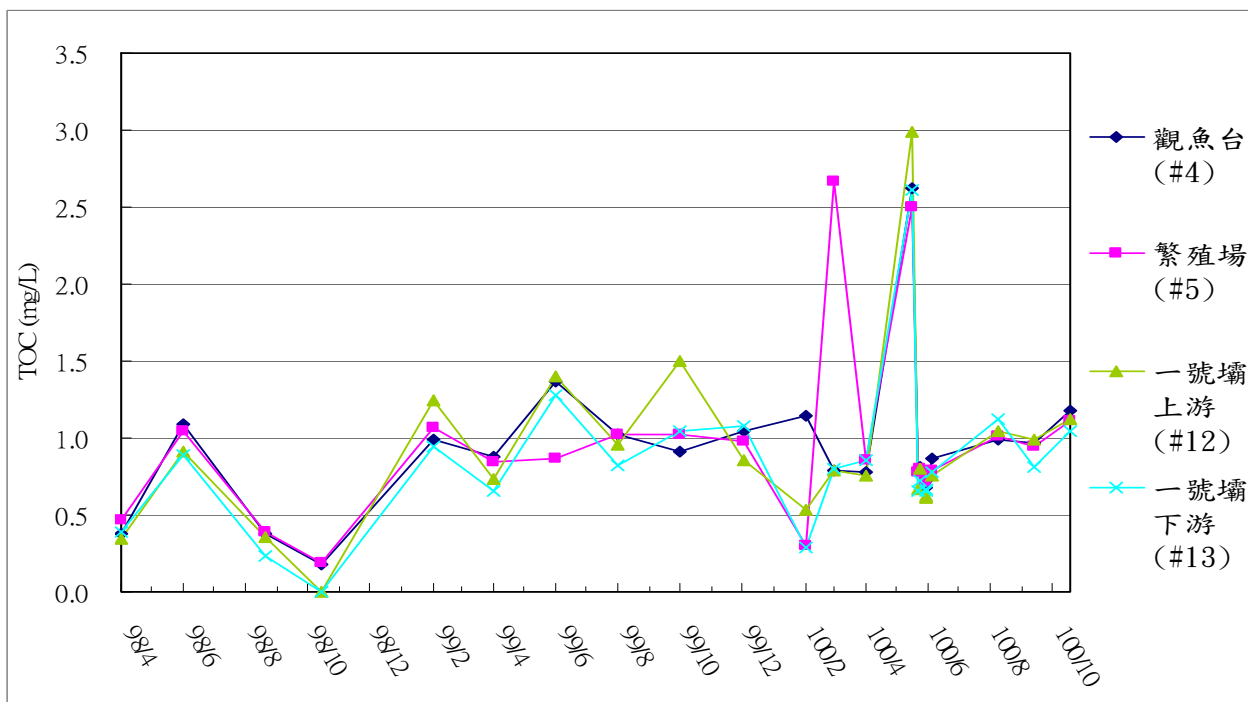


圖4-30 一號壩壩體改善TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

pH值

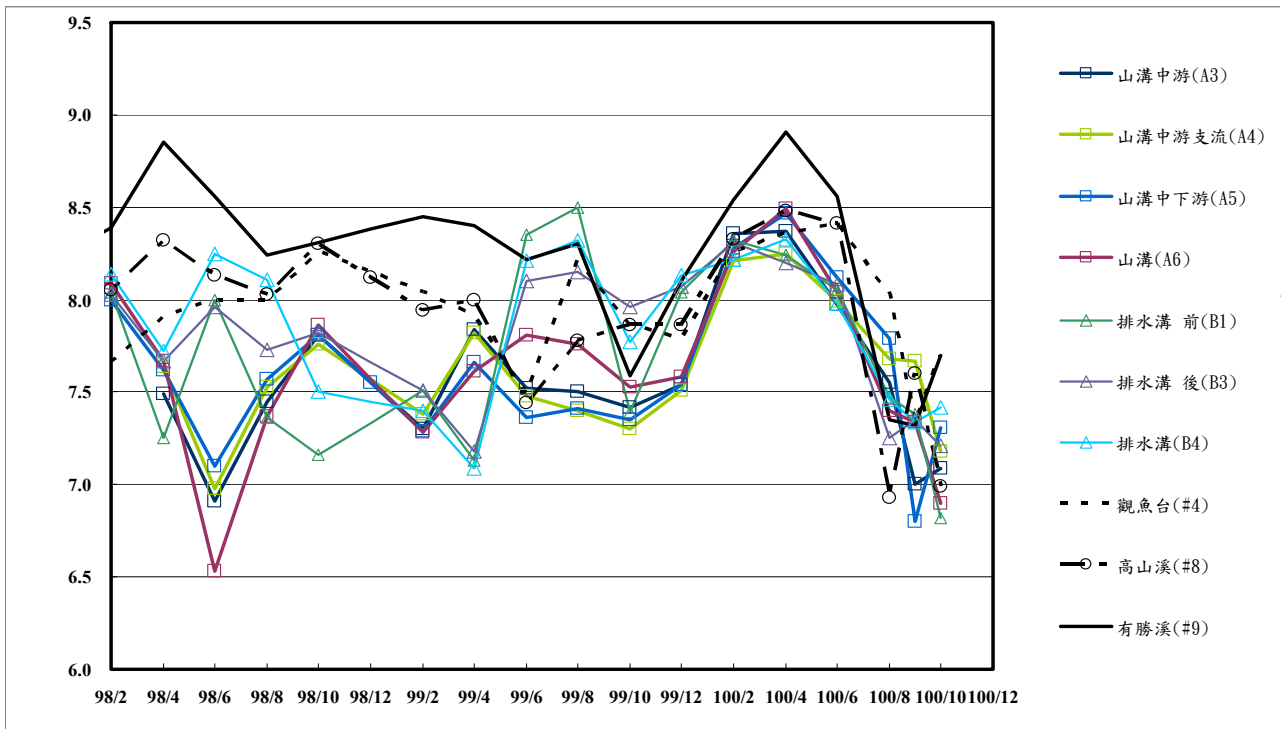


圖4-31 山溝與七家灣溪測站之pH值比較
(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

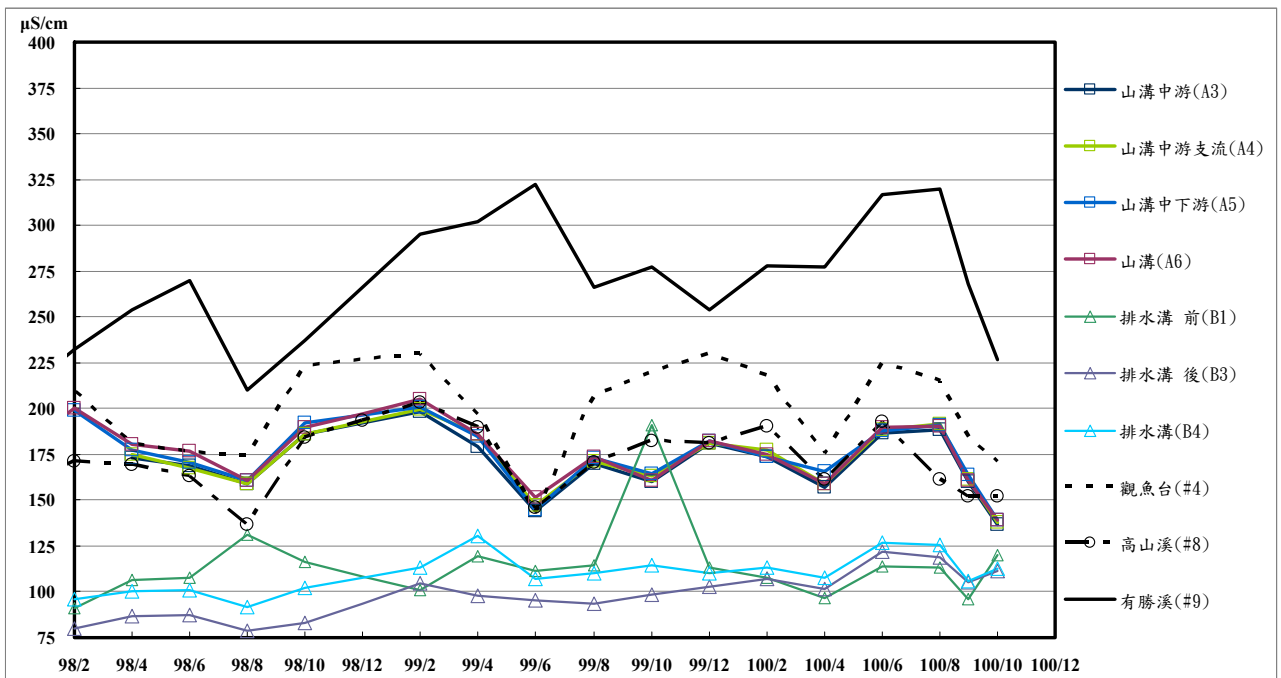


圖4-32 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

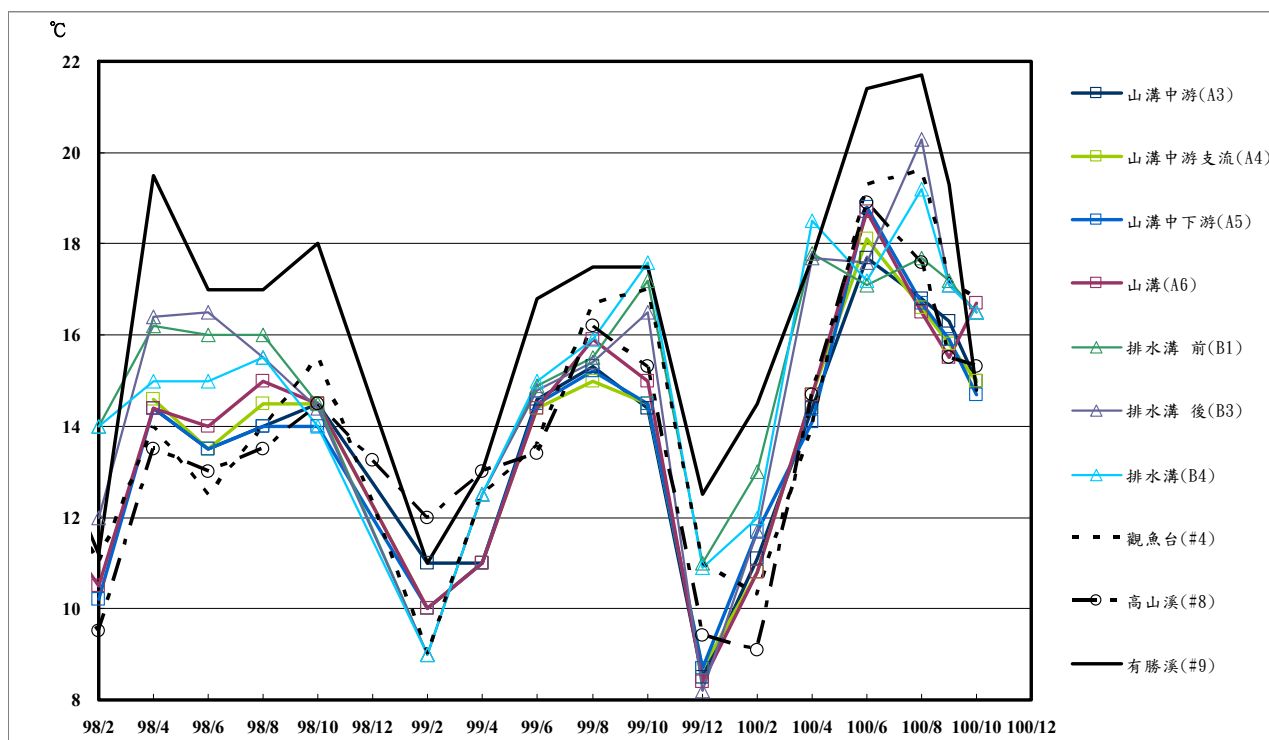


圖4-33 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

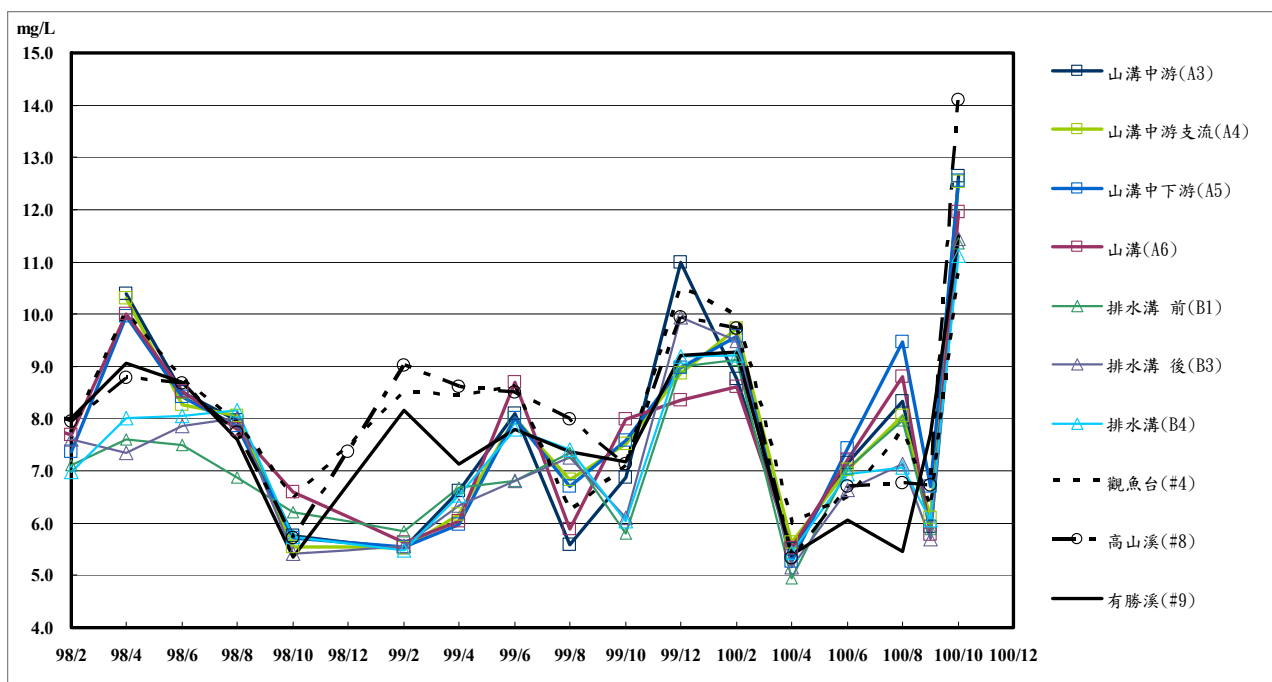


圖4-34 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較
(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

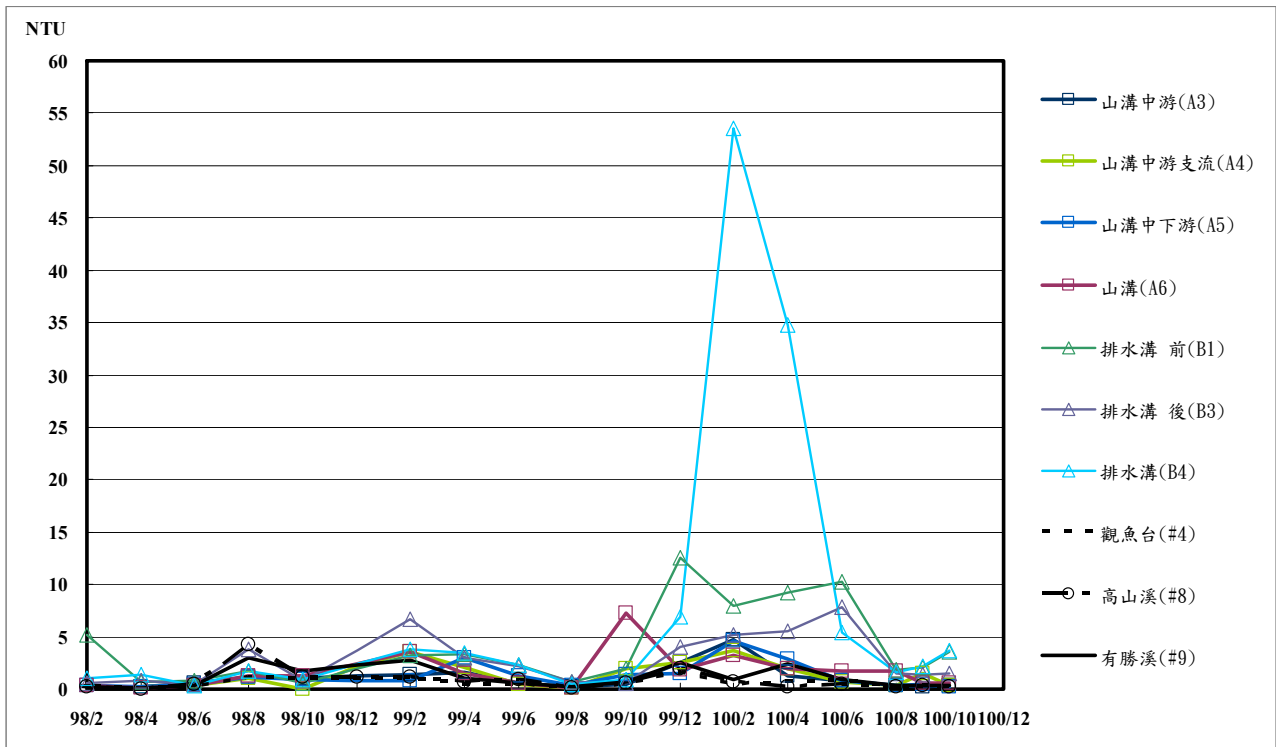


圖4-35 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較
(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

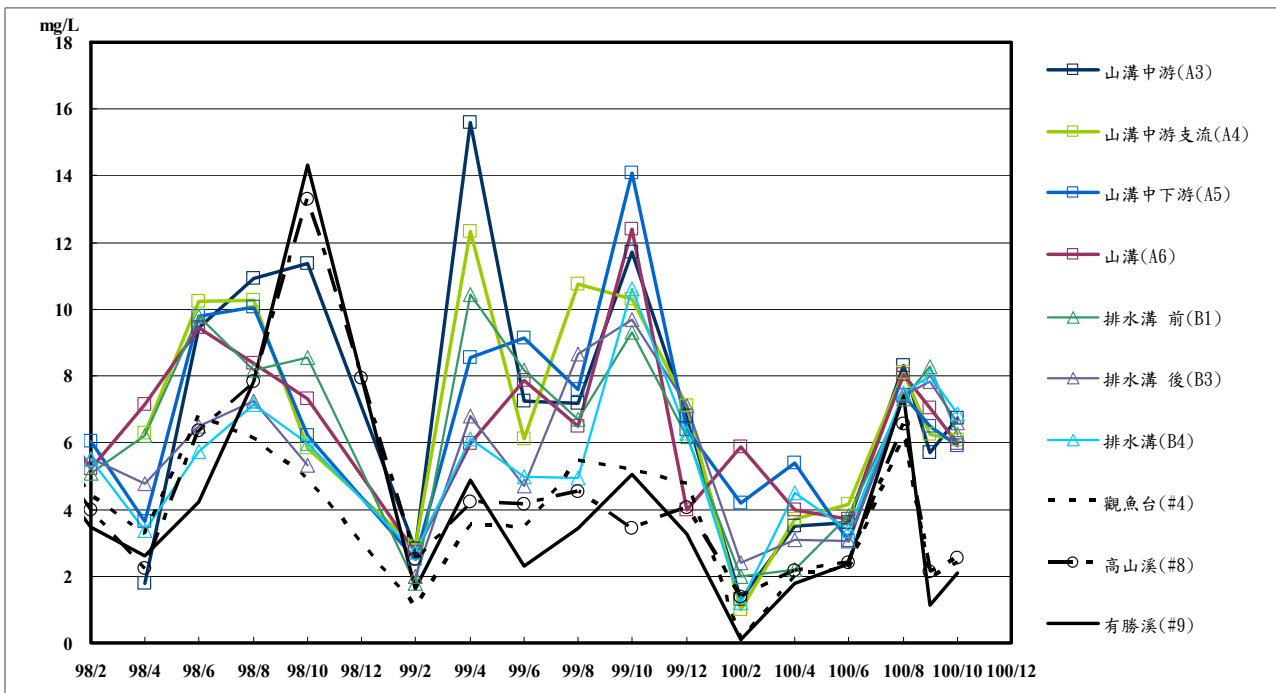


圖4-36 山溝與七家灣溪測站之SiO₂值比較
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

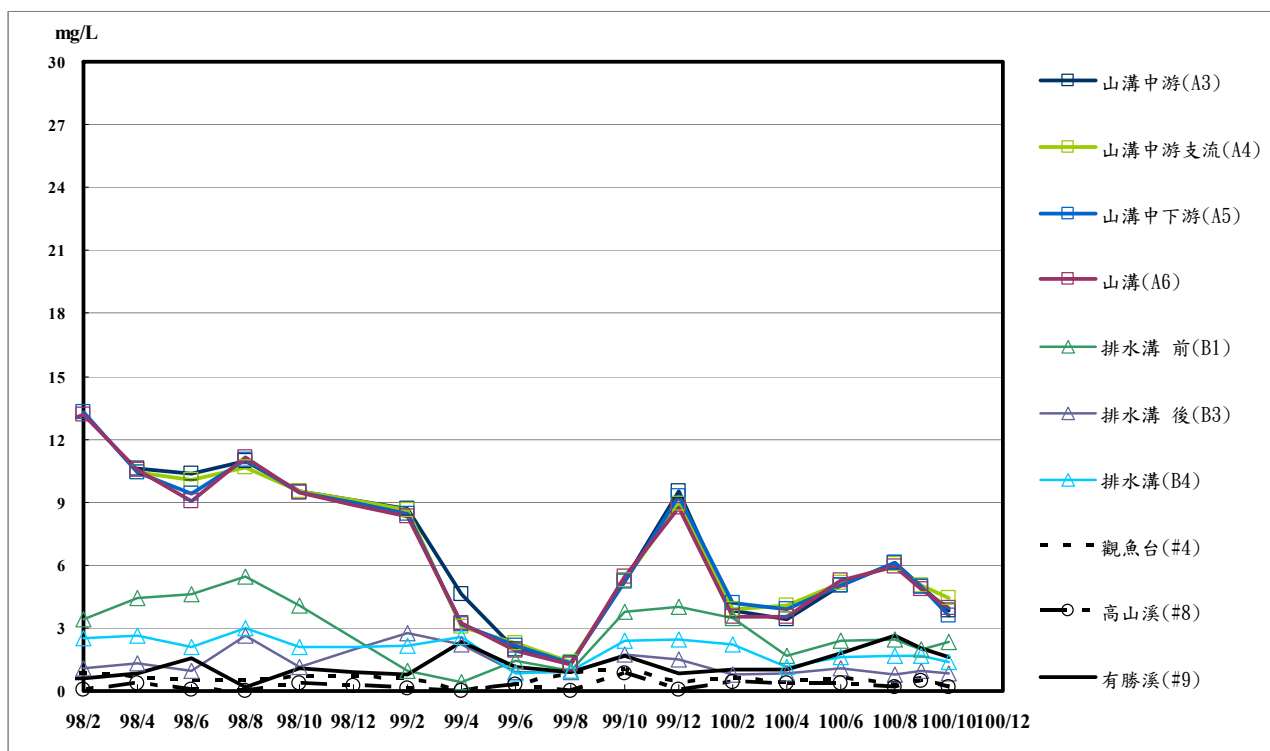


圖4-37 山溝與七家灣溪測站之NO₃⁻-N值比較
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

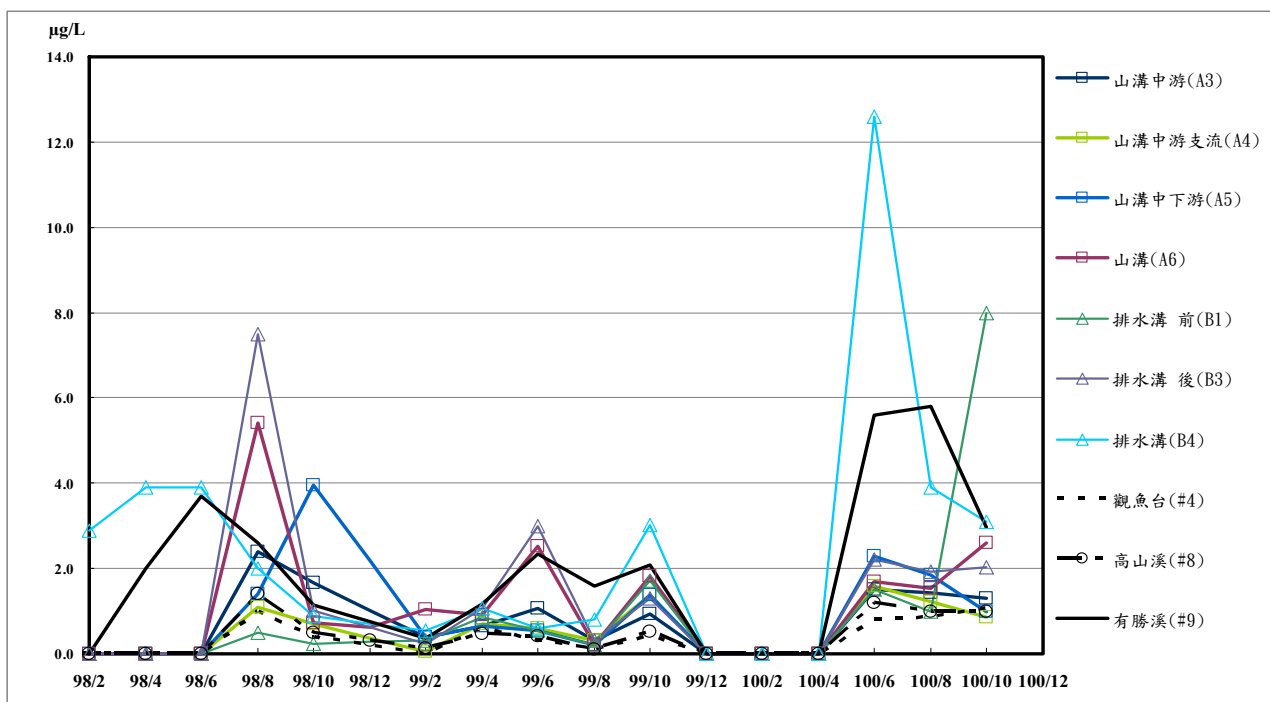


圖4-38 山溝與七家灣溪測站之NO₂⁻-N值比較
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻ (單位：mg/L)

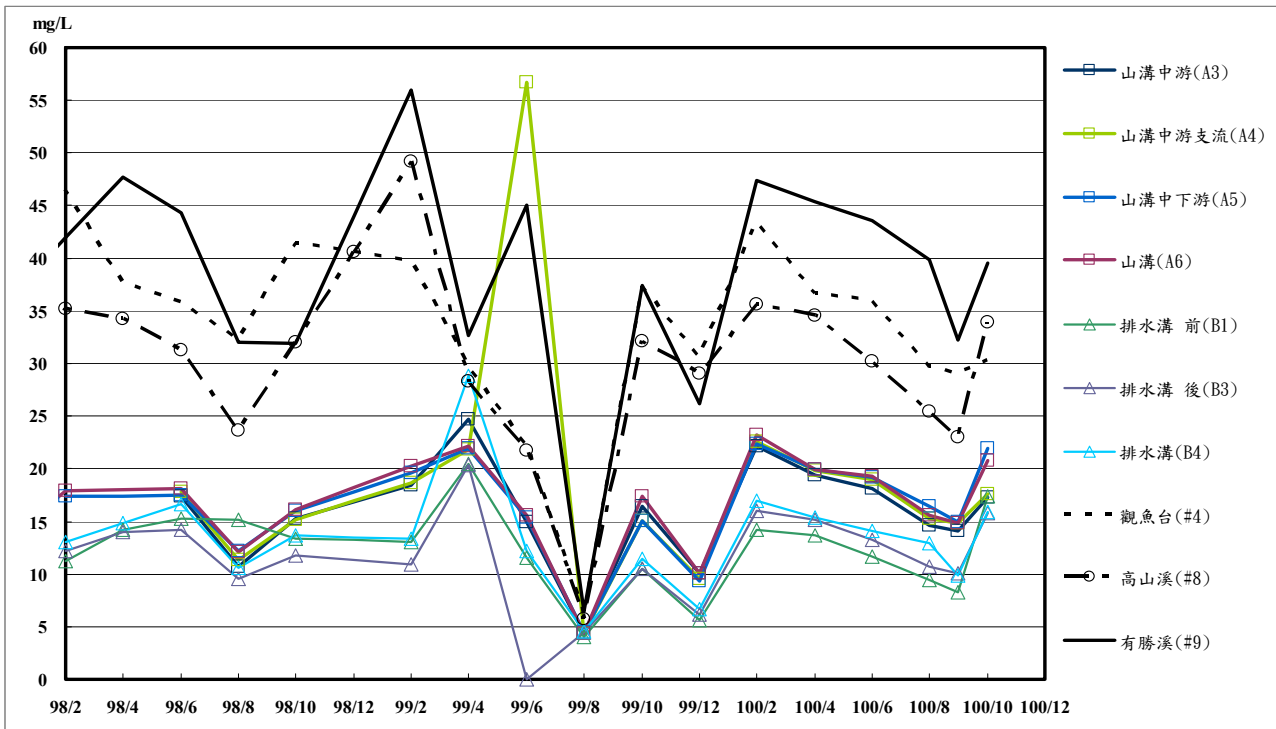


圖4-39 山溝與七家灣溪測站之SO₄²⁻值比較
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

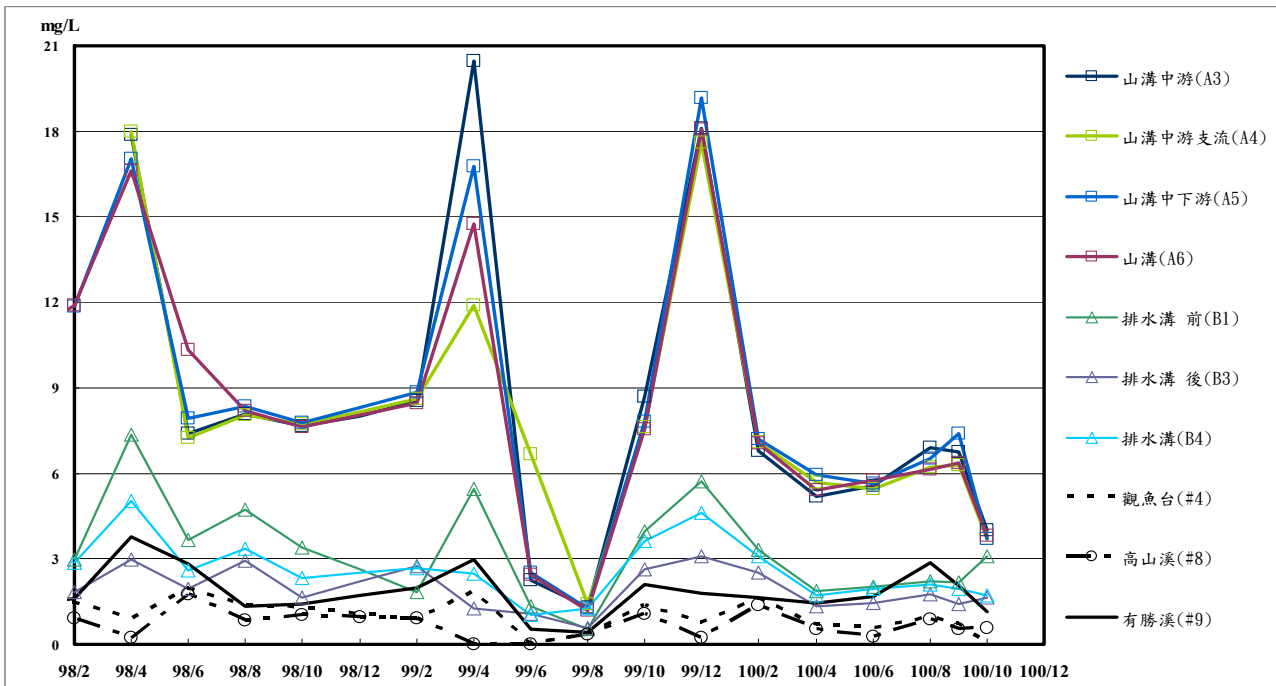


圖4-40 山溝與七家灣溪測站之Cl⁻值比較
(資料來源：本研究資料)

PO_4^{3-} (單位：mg/L)

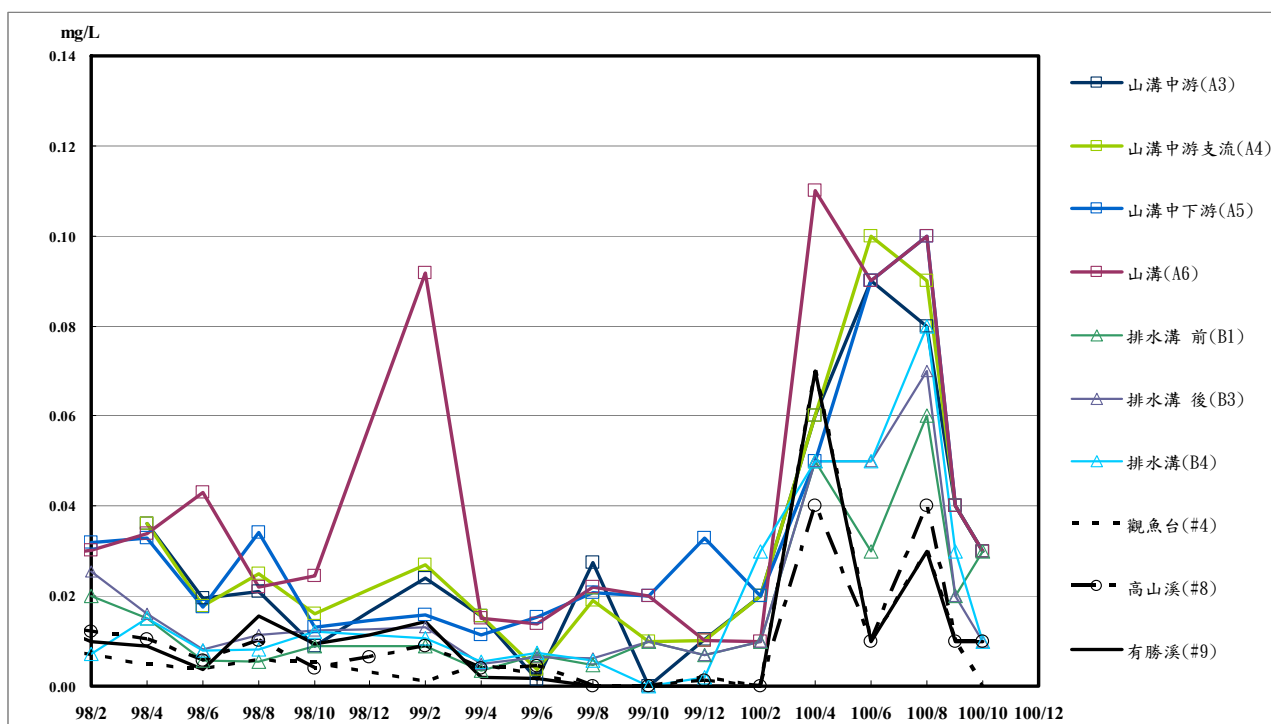


圖4-41 山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較
(資料來源：本研究資料)

NH_4^+-N (單位：mg N/L)

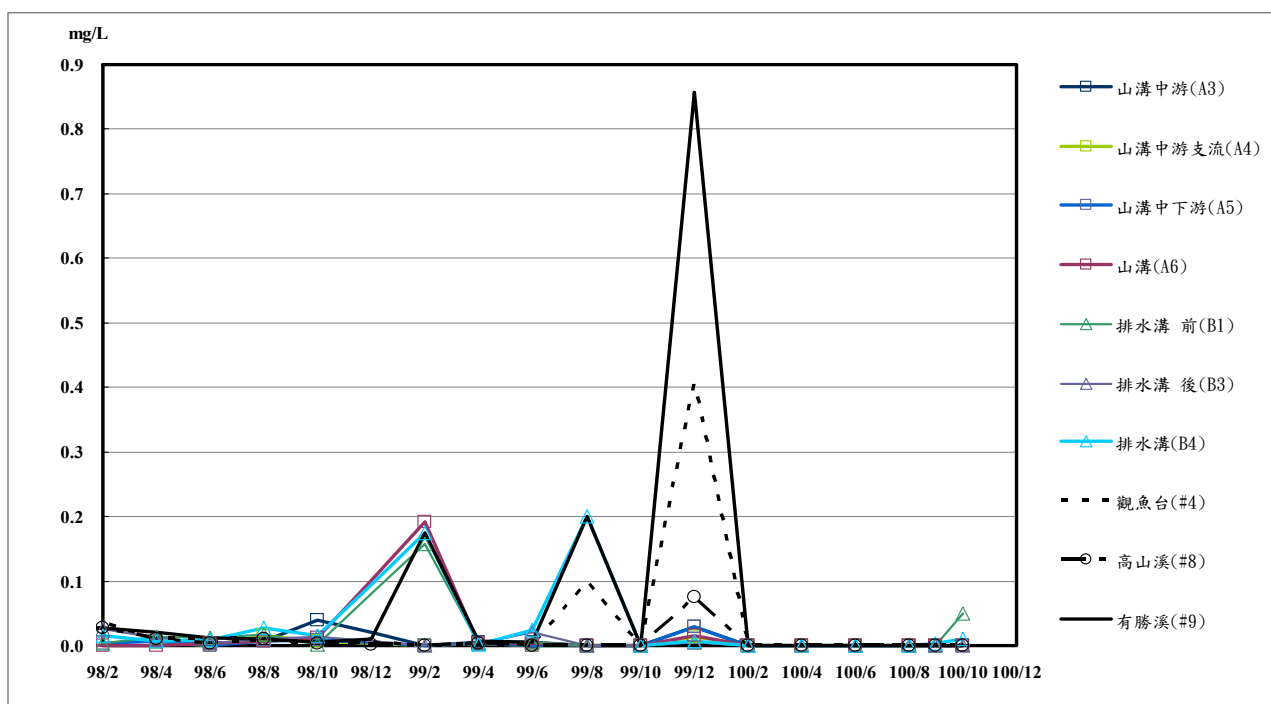


圖4-42 山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+-N 值比較
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

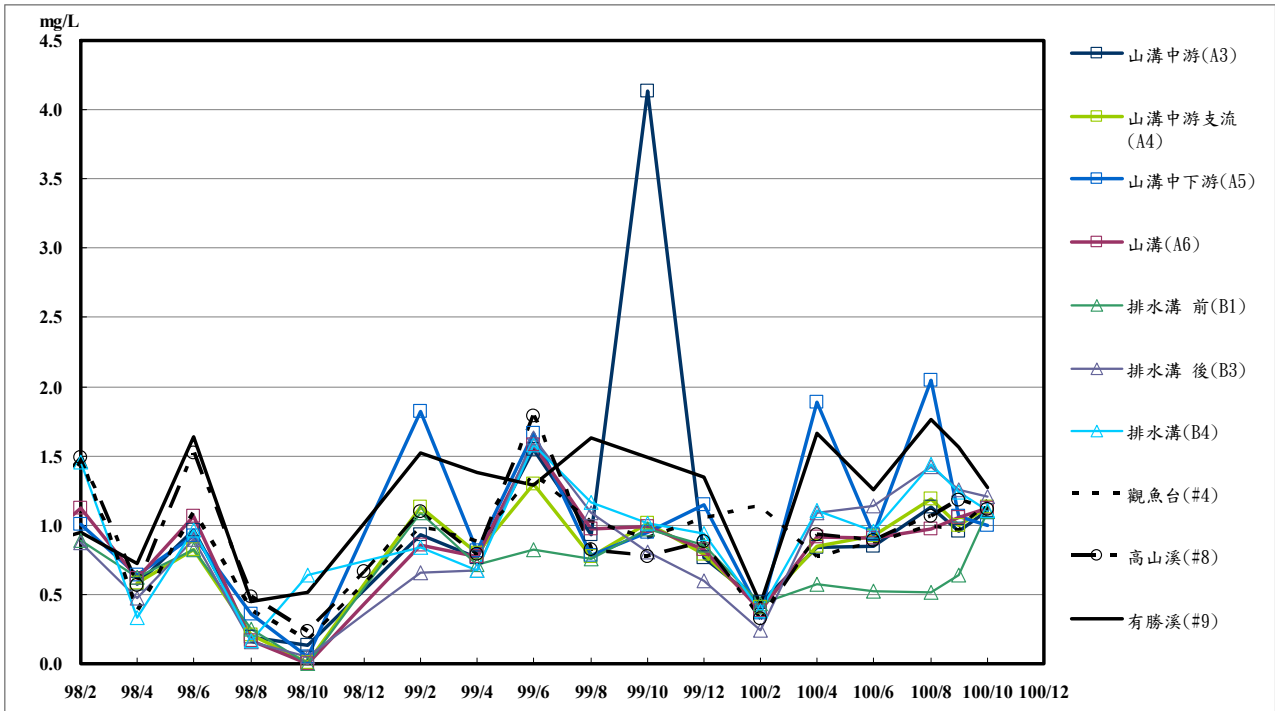


圖4-43 山溝與七家灣溪測站之TOC值比較

(資料來源：本研究資料)

pH值

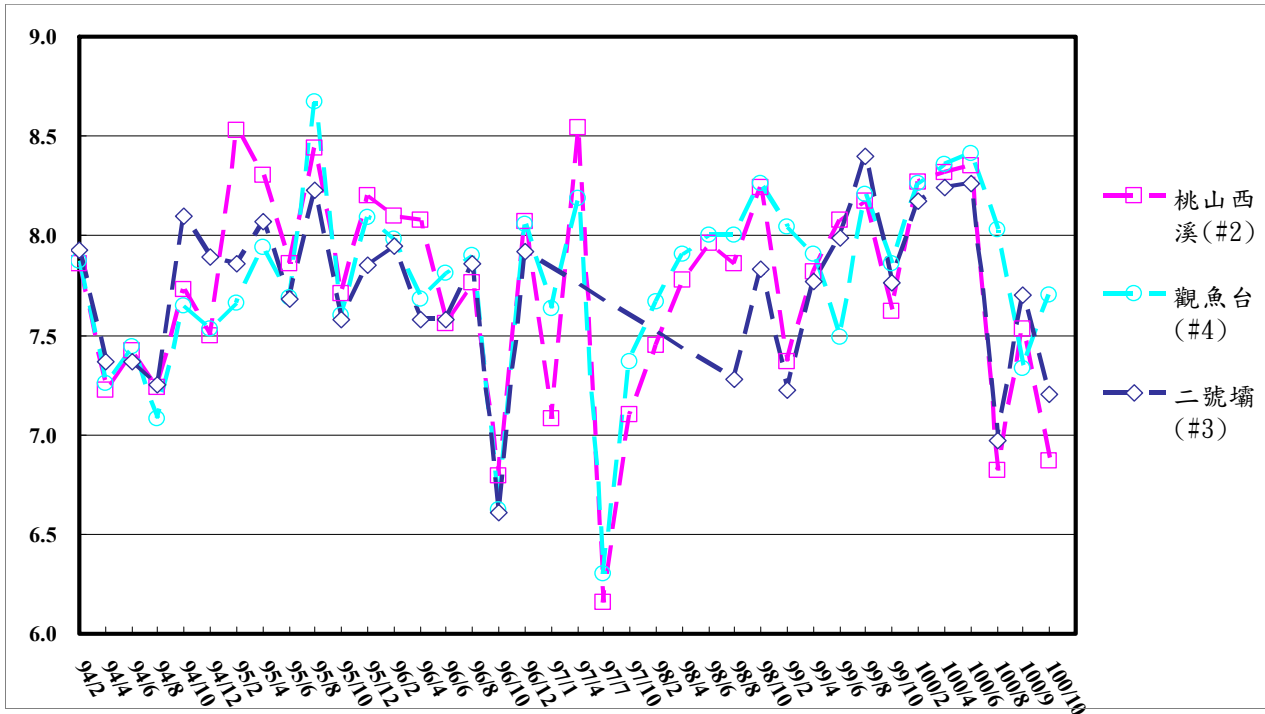


圖4-44 8.1ha回收農用地pH值變化

(資料來源：本研究資料)

導電度(單位：μs/cm)

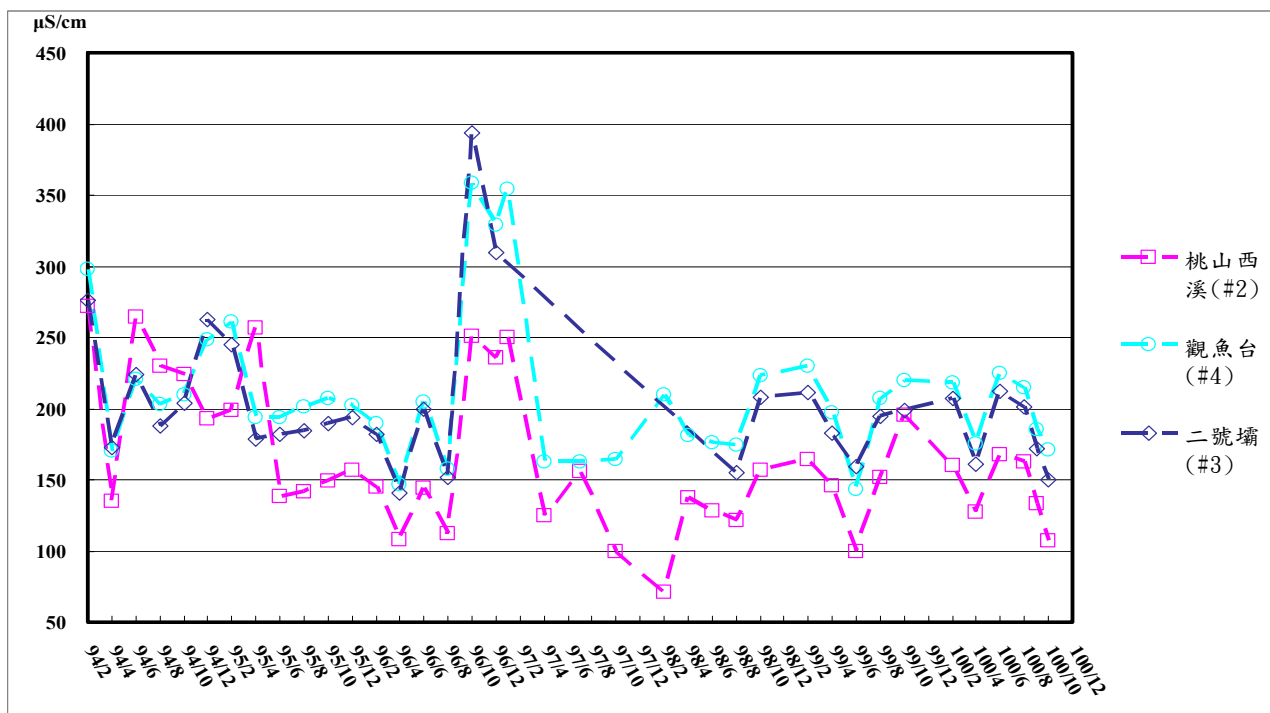


圖4-45 8.1ha回收農用地導電度值變化
(資料來源：本研究資料)

溫度(單位：°C)

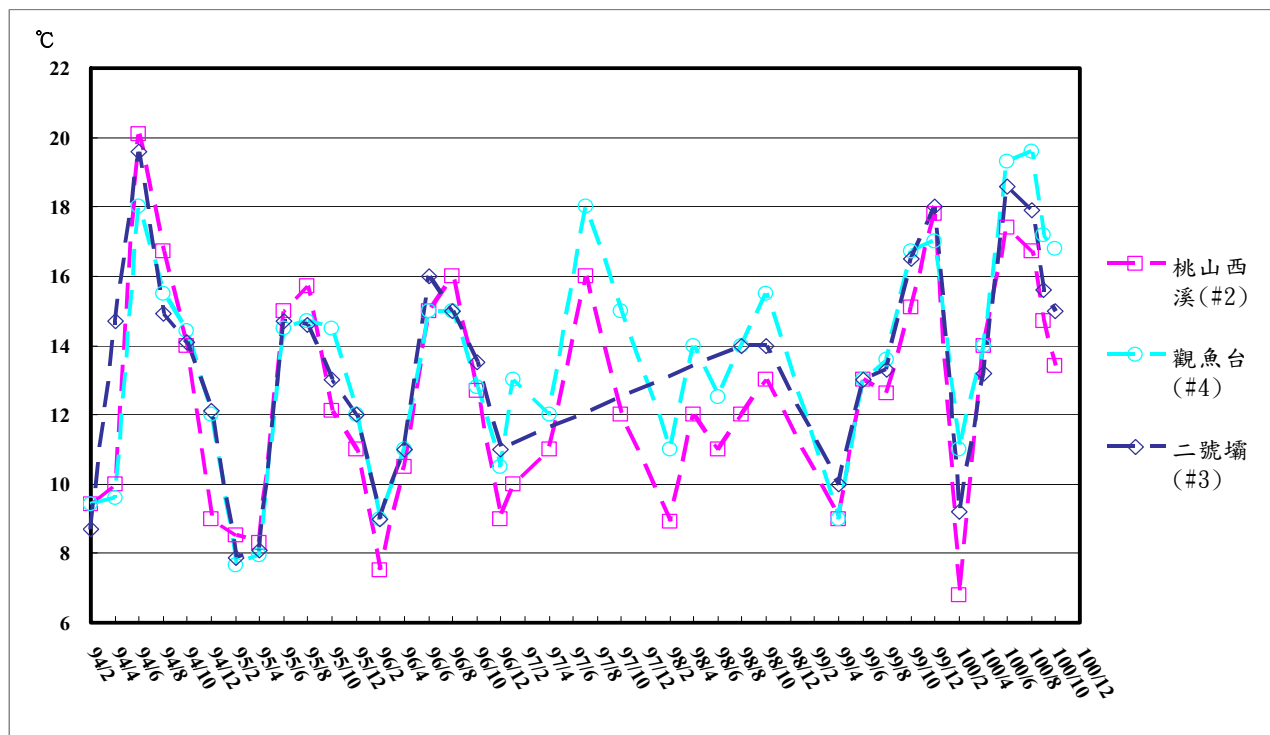


圖4-46 8.1ha回收農用地溫度值變化
(資料來源：本研究資料)

溶氧(單位：mg/L)

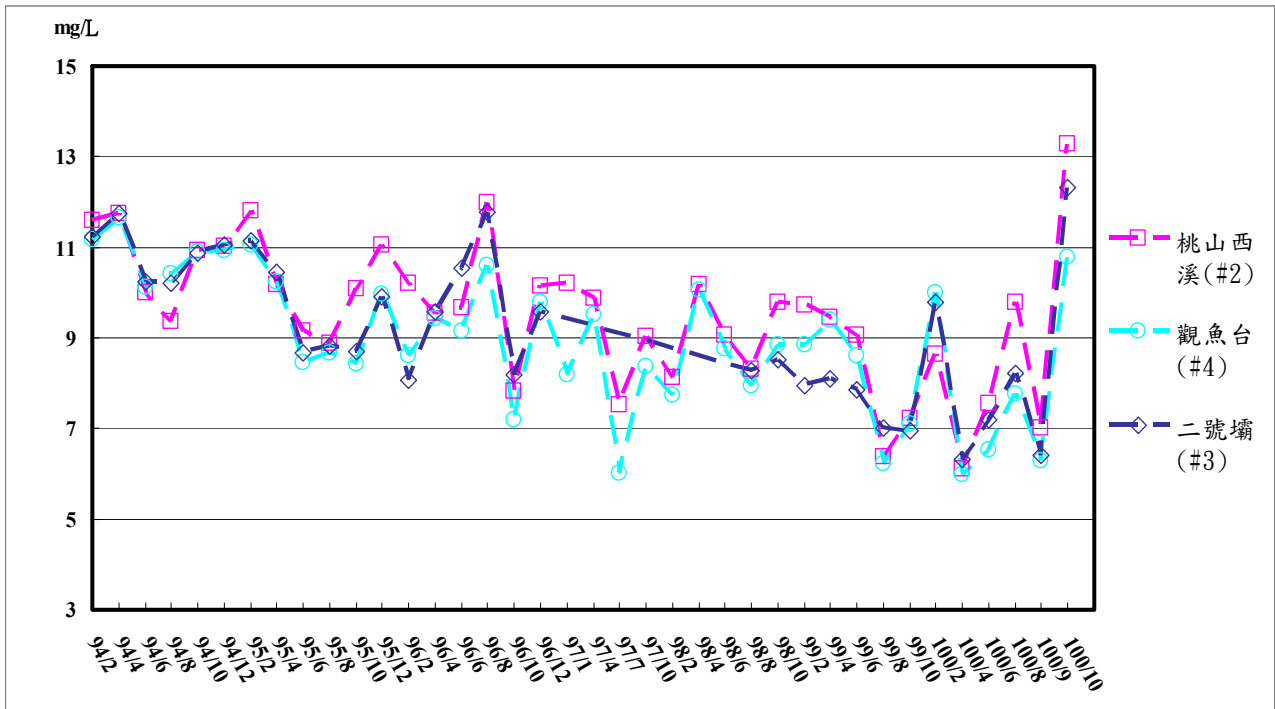


圖4-47 8.1ha回收農用地溶氧值變化

(資料來源：本研究資料)

濁度(單位：NTU)

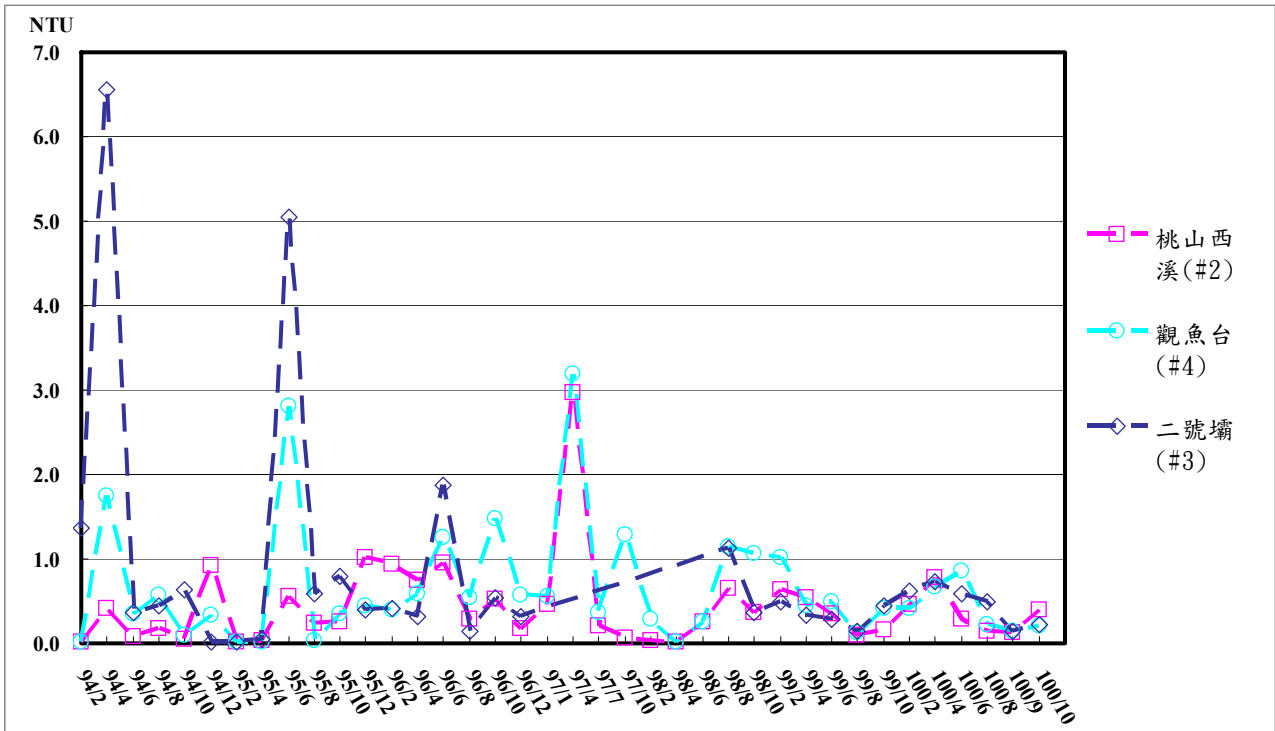


圖4-48 8.1ha回收農用地濁度值變化

(資料來源：本研究資料)

SiO₂(單位：mg/L)

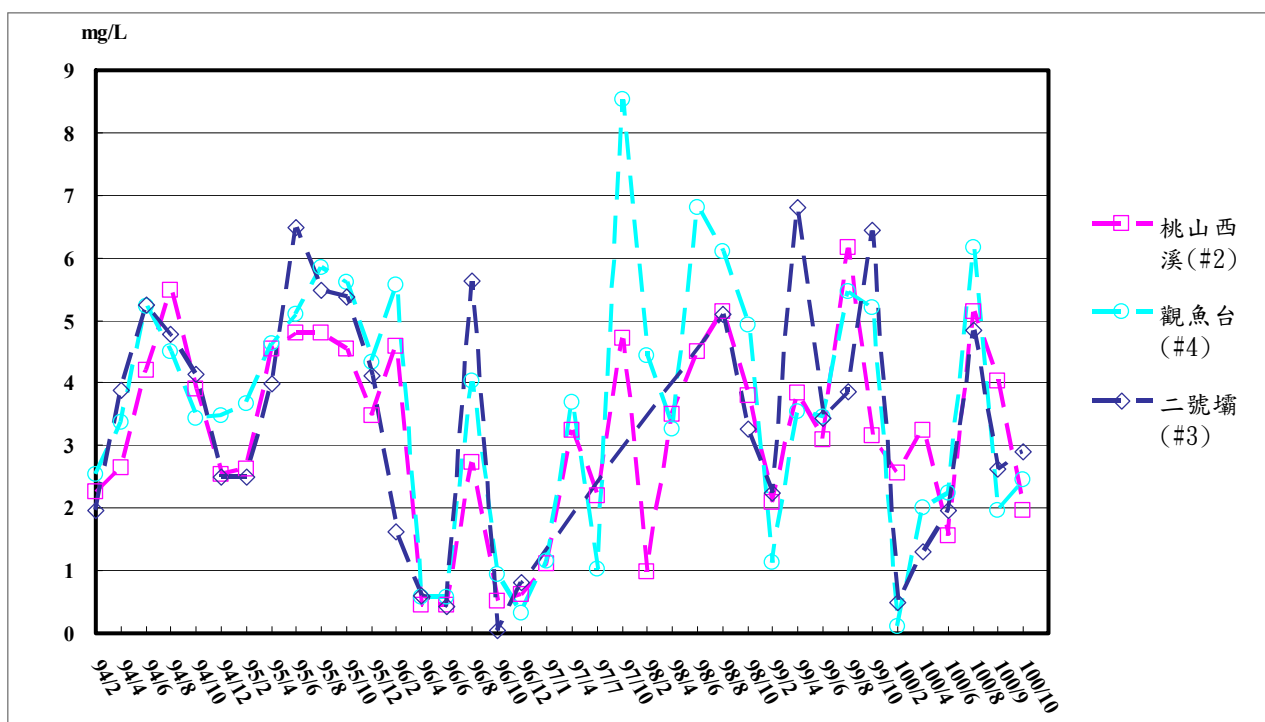


圖4-49 8.1ha回收農用地SiO₂值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₃⁻-N (單位：mg N/L)

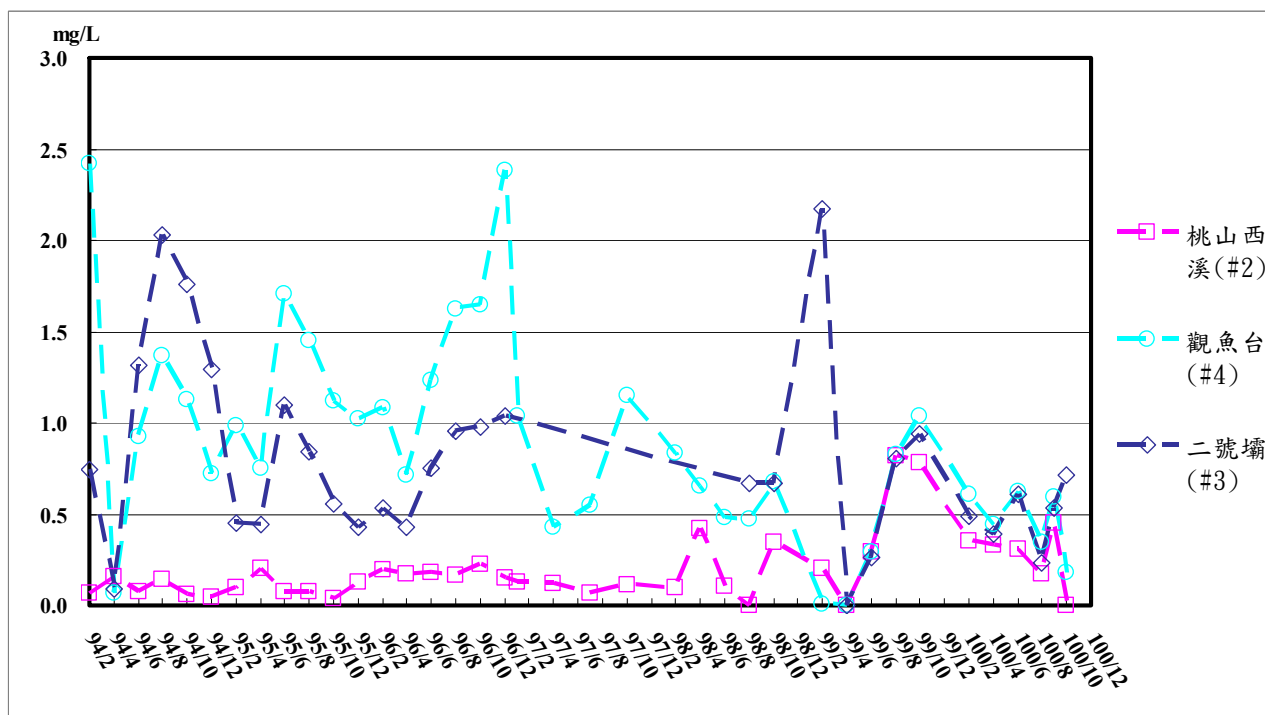


圖4-50 8.1ha回收農用地NO₃⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

NO₂⁻-N(單位：μg N/L)

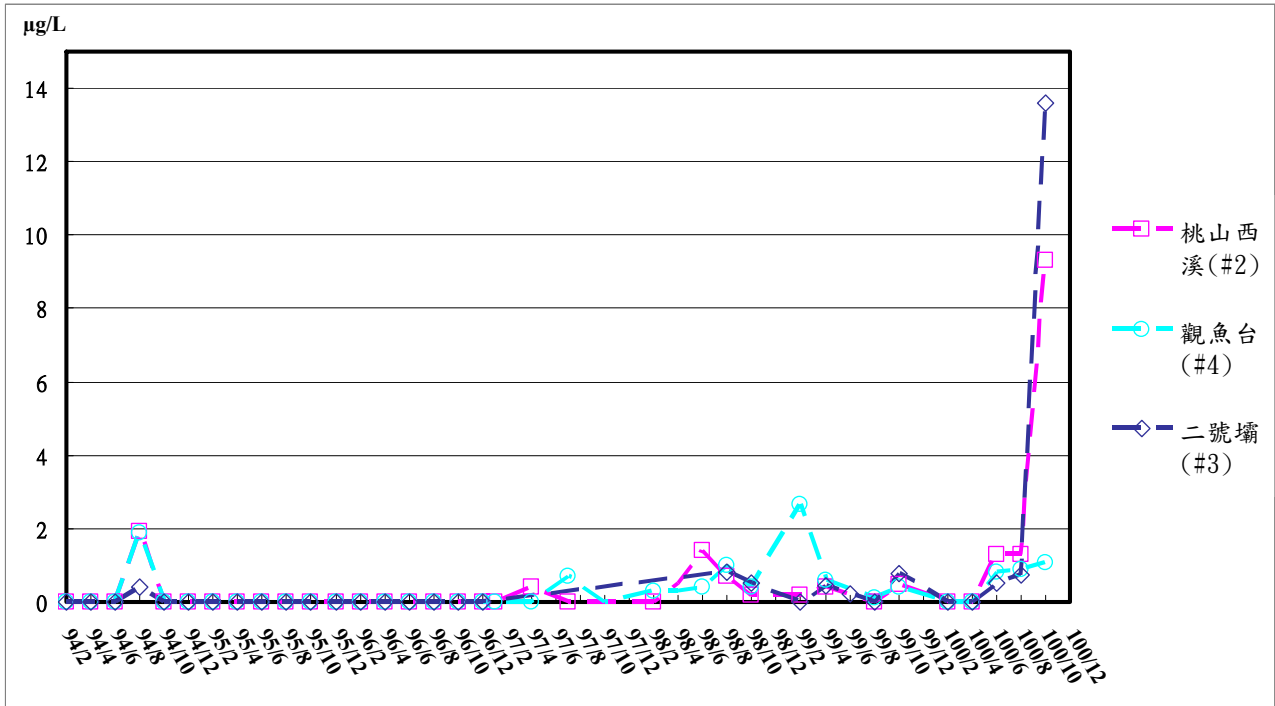


圖4-51 8.1ha回收農用地NO₂⁻-N值變化
(資料來源：本研究資料)

SO₄²⁻(單位：mg/L)

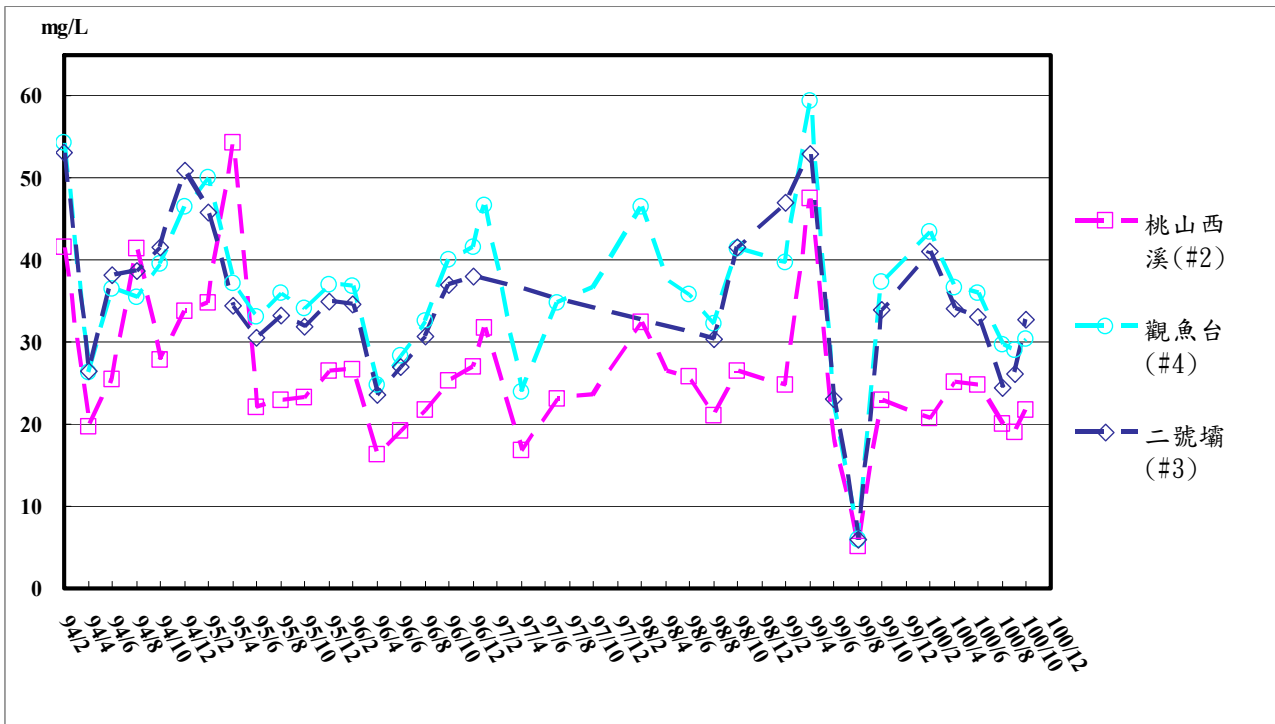


圖4-52 8.1ha回收農用地SO₄²⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

Cl⁻ (單位：mg/L)

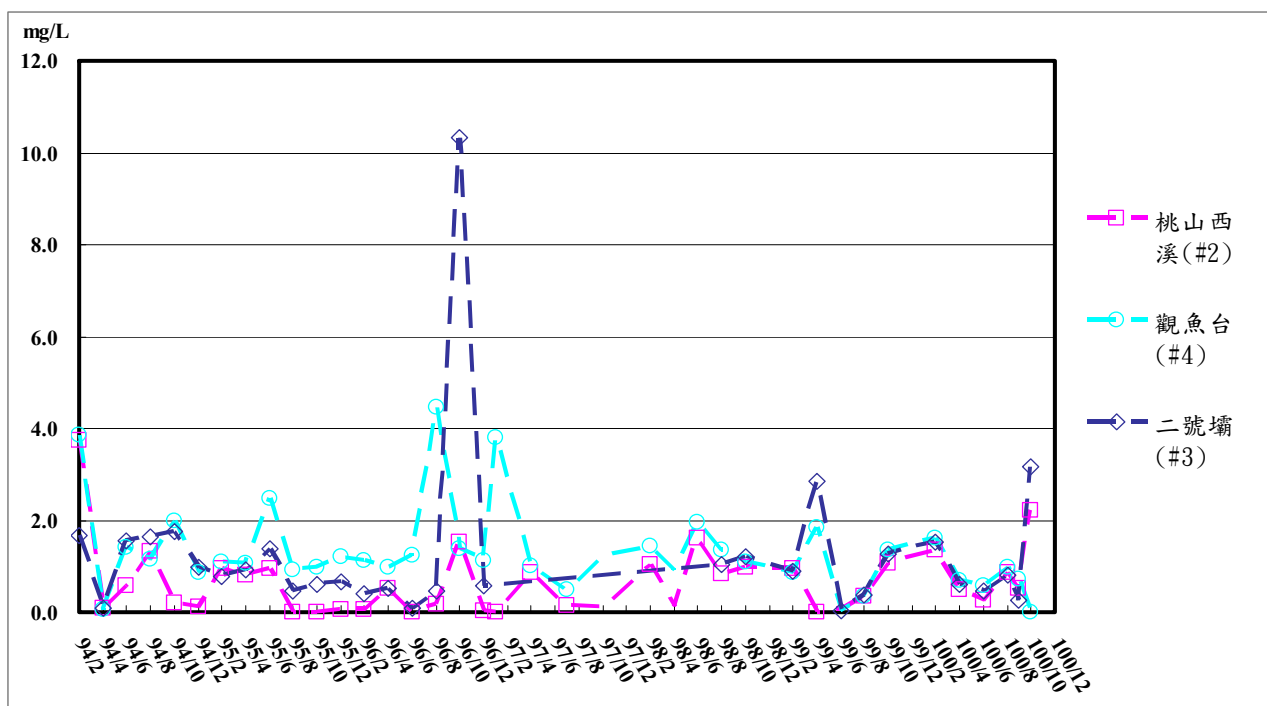


圖4-53 8.1ha回收農用地Cl⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

PO₄³⁻ (單位：mg/L)

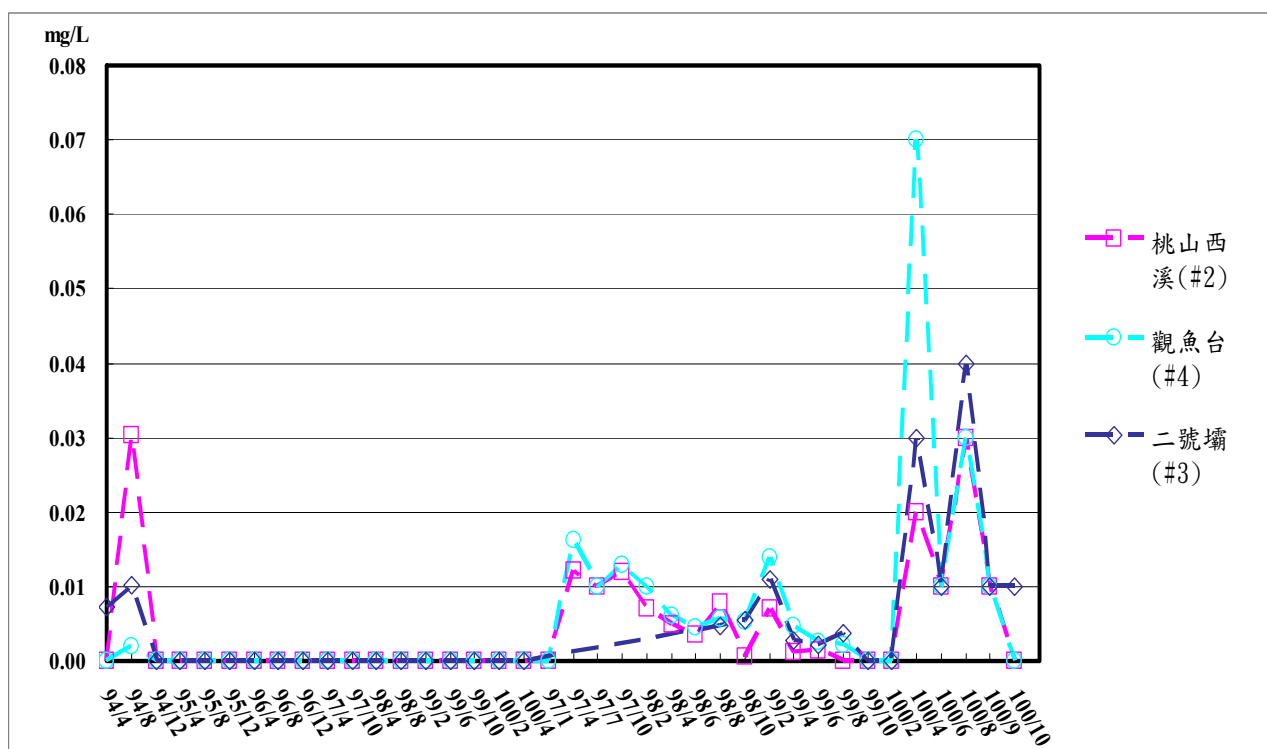


圖4-54 8.1ha回收農用地PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

NH₄⁺-N (單位：mg N/L)

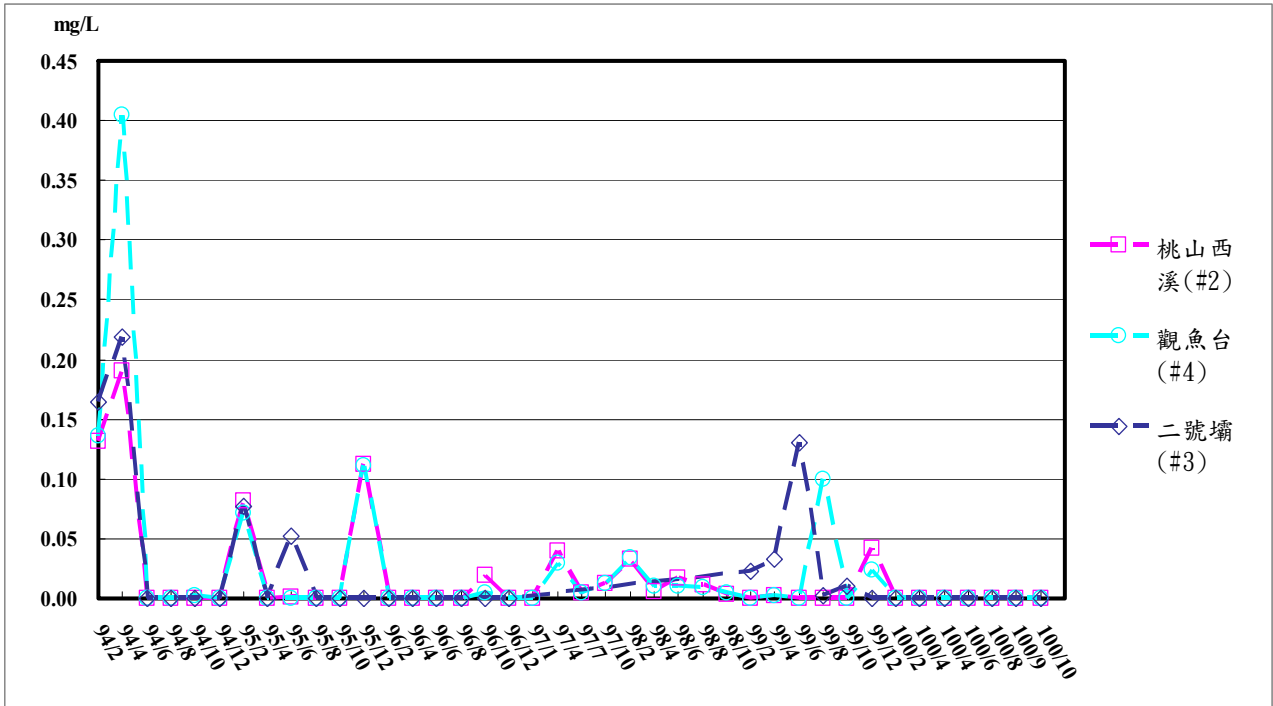


圖4-55 8.1ha回收農用地NH₄⁺-N值變化
(資料來源：本研究資料)

TOC(單位：mg/L)

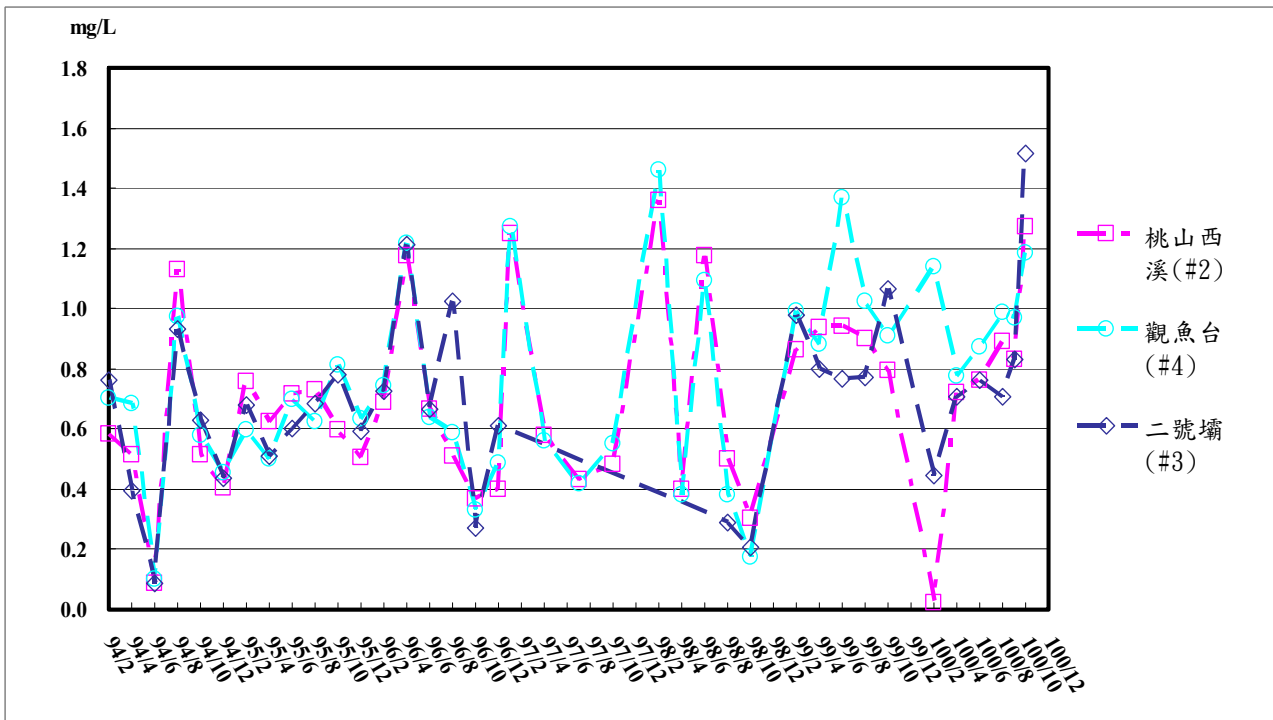


圖4-56 8.1ha回收農用地TOC值變化
(資料來源：本研究資料)

第五章 濱岸植群監測

蔡尚惠、廖冠茵、王志強、劉建慧、黃柔境、戴嘉慧、廖泓懿

、張志誠、林信州、陳泰安、洪美嘉、曾喜育、鄭朝正

環球科技大學環境資源管理系

摘要

關鍵詞：七家灣溪、濱岸植群、動態、種豐富度、演替

一、研究緣起

七家灣溪是臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)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(transect plot)。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(sub-plot)，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。

為配合武陵地區長期生態研究，另於整合計畫中之桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、高山溪(#8)等測站，沿溪床設置編號 121-126、129-131 等 9 個臨時樣區。又為監測 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 5x5 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(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，記錄種類與覆蓋度(coverage)，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。

三、重要發現

(一)桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)及高山溪(#8)等測站之周邊土地利用，以植群覆蓋佔主要之比例(>80%)。此外，一號壩上游(#13)測站之土地利用除植群覆蓋外，其裸露地佔 35.18%，遠較其他測站(<10%)為高，

(二)線截樣區內共記錄維管束植物 40 科 61 屬 76 種；而其中以菊科植物為調查中種數為最多者。此外，以相似性指數 65%為臨界值，則 2010 年春季將地被層分為五節芒型、艾型(*Artemisia indica* type)、加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)、臺灣澤蘭及臺灣赤楊型等 5 型；2010 年秋季將地被層分為五節芒型、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 7 型；2011 年春季則將地被層分為五節芒型、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；2011 年秋季將地被層分為五節芒型、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，其中以五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型及臺灣赤楊型為主要濱岸地被層植群優勢型。

(三)線截樣區之喬木層多樣性以 2010 年春季調查最高。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、測站間均具顯著差異，而不同時期

及測站間則無交感差異；即 2010 年秋季、2011 年春季之地被層多樣性較高，而一號壩上游(#12)、觀魚臺(#4)測站之地被層多樣性較高。

(四)臨時樣區內共記錄維管束植物 48 科 95 屬 123 種；亦以菊科(Compositae)植物為調查中種數為最多者。此外，以相似性指數 40%為臨界值，可將地被層分為臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)及頂芽狗脊蕨型(*Woodwardia unigemmata* type)。

(五)8.1 公頃回收農用地之植群監測中，發現所有樣區之土壤 pH 值屬中性。喬木層植物主要為山櫻花、楓香、桃等植栽樹種，而地被層植物以禾本科(Poaceae)種數為最多者，其次為菊科(Compositae)，比較三季調查皆以此二科為主要優勢。此外，三季以相似性指數 65%為臨界值，皆可將地被層分為大扁雀麥型(*Bromus catharticus* type)、加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)，而秋季另含棒頭草型(*Polypogon fugax* type)。

四、主要建議事項

(一)壩體改善後之濱岸植群監測：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、退輔會、臺中市政府

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；然濱岸植群較其他生物相復原的時間長。此外，線截樣區四期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。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，雖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，未來監測重點除濱岸植群之微環境影響，亦需關注於外來歸化種植物入侵潛力的監控。

(二)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、退輔會、臺中市政府

8.1 ha農地回收仍有四區存在植栽之山櫻花、楓香，且D區之苗木較為矮小，然其大扁雀麥、加拿大蓬等豐富度極高，應加強撫育以利生長。此外，8.1 ha回收農地之地被層植群多樣性分析結果得知；不同季節、區集間、季節及區集間均具顯著差異。然因未完成一年以上之監測，故建議仍須持續調查農地回收後之植群演替變化！另區集A、F、G地被層多樣性較區集D、E為高；又此區集A、F、G亦是造林成效相對較佳者，職是之故，針對未來回收農地之經營管理，建議可進行刈草植林試驗，植栽物種可先以生長快速之物種為主，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原生木本植栽種植於下，地被植物可大量撒播臺灣百合，除了維護地被優勢並可兼具觀賞價值，並可營造持複層林及生態多樣性。

ABSTRACT

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

In order to realize the change of composition, structure, and characteristic of riparian vegetation, 8 transect plots and 9 temporary plots (10×25 m²) were set near by the riparian surveying stations in the major segment of Cijiawan Stream, Taoshang North Stream, and Yousheng Stream in 2011. The results revealed that the most of dominant species in overstory were *Alnus formosana* and *Pinus taiwanensis*. In the ground cover, the most dominant species was *Miscanthus floridulus*. The disturbance was more near the stream, so the vegetation built hardly. As the effect was less away from the stream, the covering area of pioneer plants increased in a great deal. However, the covering area decreased on the dense stand because there were less sun-living plants. The riparian zone with destructive disturbance produced gaps for other species. Thus it enhanced species abundance. It corresponded to Intermediate Disturbance Hypothesis. We realized that the species number would decrease with the flood disturbance frequency, both too high and too low. The classic distribution of vegetation sequence was annuals, biennials to perennials, shrubs to trees in order from the highly frequent flood area to lowly one. The hydrology brings up the specialty of riparian vegetation. We found that the riparian vegetation of Cijiawan stream was close to the hydrology. The vegetations were different with the changes and characteristics of micro-landforms. They were also different from adjacent vegetations.

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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

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* Jordan & Oshima)。臺灣櫻花鉤吻鮭是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)，由於其具有重要的學術價值，而族群數量稀少到瀕臨絕種的程度，且分布範圍侷限於七家灣溪、高山溪與桃山北溪(曾晴賢，2001)，因此，1984年7月依「文化資產保存法」第49條及施行細則第72條之規定，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，將其列為重要文化資產之一；又其現存棲息地的七家灣河流域，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) (表 5-1)，並指出水文條件影響濱岸植群的主要因素，且規律與穩定的洪氾有助於物種多樣性的維持與林分更新，也提高林分對環境的敏感性(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多樣性。此外，因為洪氾定期干擾，使濱岸植群的物種多半具有抵抗(resistance)或逃避(refuge)干擾之能力(Bendix and Hupp, 2000; Jansson *et al.*, 2000; Corenblit *et al.*, 2007)。由此可見，洪氾干擾對濱岸植群具有舉足輕重的影響力。

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

壞平衡的事件，其時間與空間尺度則視觀察對象有所變化。

干擾可分為人為干擾(human disturbance)與自然干擾(natural disturbance)兩類。自然干擾包含洪氾、颱風、龍捲風、火、閃電、火山爆發、地震、病蟲害、山崩、溫度劇烈變化及乾旱等，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、抵抗性及彈性而定，在大部分無人為干擾之情況下，生態系並不需給予額外特別的復育工作，便能依賴其自體的彈性逐漸恢復系統水準(顧玉蓉，2007)。因此，干擾不盡然只是破壞植群結構與擾亂生長，有時是更新(regeneration)及復育(restoration)的媒介。

干擾頻率(frequency)、強度(intensity)及規模(extent)可影響物種歧異度(species diversity)。干擾強度愈增加，愈容易消除更多的個體、物種或再拓殖所需的食物資源；若干擾頻率大於競爭率，則歧異度可能會保持在高水準；干擾規模愈大，則愈容易消除更多的個體，導致潛在拓殖者降低(Huston, 1979)。中度干擾假說(intermediate disturbance hypothesis)首由 Connell (1978)提出；如圖 5-1 所示，此假說指出頻繁的干擾、強度極高或規模極大之干擾可能摧毀大部分生物群落中的物種，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多樣性最低，此種干擾頻率及強度都低，此水量控制類型對生態影響最為嚴重；而在水庫更下游處，有支流注入變動流量之樣區的生物多樣性為中等，此種干擾

頻率及強度都高，干擾程度屬於中等；而水庫上游，流量為較自然變動之樣區，其種歧異度最高。Jansson *et al.* (2000)針對瑞典鄰近的溪流進行沿線調查，以其中三條溪相互比較，其中 Torne River 與 Kalix River 溪流沒有人工堤壩，水量流動較為自然，而 Lule River 的水流受堤壩限制，水流流量變動較大；結果顯示流量未受限制的 Torne River 與 Kalix River，豐多度皆高於 Lule River，且具有顯著差異。Jansson *et al.* (2000)認為，此一現象是因為在水壩控制下，水流流量變動太大，濱岸環境呈現不穩定狀態，物種難以適應，因此豐多度較低。顯示濱岸植群因為適度的洪氾干擾而具有較高的種歧異度，當干擾程度太大或消失時，物種歧異度隨之下降，此一現象與中度干擾假說相符。

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

隨著洪氾強度與頻度的差異，濱岸植群沿著濱岸帶的截面呈現梯度變化，在洪氾干擾相似的梯度上，具有相同或相似的組成與結構，並且隨著洪氾的定期干擾，濱岸植群的演替維持在一動態平衡的狀態。Corenblit *et al.* (2007)將溪流洪氾對植群演替之影響提出一簡單的模式(圖 5-2)，鄰近溪邊的植群受水文(洪氾)干擾的影響最大，有時土壤基質會隨著洪氾流失，使植群覆蓋率降低，空隙增加，因而反覆地處在植群拓植的階段，種類以草本植物與木本小苗為主；在水文干擾程度中等的區域，由於洪氾強度較低，一些較能夠耐受洪氾，生長快速的先驅樹種得以建立生長，處於植群建立的階段；在水文干擾程度低的區域，植群受干擾影響小，因此植群能夠順利演替，先驅樹種逐漸被取代。Hooke *et al.* (2005)認

為洪氾對濱岸植群演替最重要的影響有兩個層面，一是洪氾干擾會改變河道地形，進而破壞已經建立的濱岸植群，使濱岸帶出現裸露地，進而引發次級演替；其次是洪氾的沖刷與沈積作用，會幫助一些物種的種子傳播，也會淘汰掉一些無法適應洪氾環境的物種，使一些物種保持其優勢度。Bendix and Hupp (2000) 針對亞利桑那州(Arizona State)的 Agua Fria River，進行洪氾對濱岸植群影響之研究，其研究指出濱岸植群的優勢種隨著水流功率與距地下水位高度而有所變化；在接近溪流，河川功率(stream power)大的區域，僅樹幹柔軟具有彈性的樹種如加州赤楊(*Alnus rhombifolia*)與紅柳(*Salix laevigata*)或生長快速的樹種如棉白楊(*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。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。因此，定期的洪氾干擾使濱岸植群持續地重複拓殖、建立與干擾 3 個步驟，呈現以先驅樹種為主的亞極盛相(sub-climax)。

七家灣溪濱岸植群中，2007-2008年的地被層植物組成並無明顯變化；且生物多樣性頗高，特別是有勝溪(#9)、高山溪(#8)、桃山西溪(#2)測站。另由線截樣區之調查結果得知；七家灣溪濱岸之喬木層植物，以臺灣赤楊最為優勢，其次為臺灣二葉松，且地被層植物中，亦不乏此二樹種之小苗，顯示其能適應濱岸環境，且更新良好；另地被層植物中以五節芒(*Miscanthus floridulus*)為各線截樣區共同的優勢植物。

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 5-3)。此外，武陵地區平均海拔為 1,734 m，年均溫為 13.8°C，年降雨量為 1,700 mm。全年雨量豐沛，4-10 月為極溼潤期，其餘月份皆為相對濕潤期。月均溫以 1 月最低(8.25°C)，最高則發生於 8 月(17.75°C)。

四、研究方法

本研究蒐集雪霸國家公園武陵地區七家灣流域過去之空間與屬性資料，包括地理環境、氣候、地質土壤、林班圖、2003-2005 年航空照片，以及像片基本圖(1:5,000, 1:25,000)等資料，以瞭解研究區之環境概況。另外對相關研究文獻亦加以蒐集、整理。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(共 6 次左右)。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)；其研究中將五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三尾野生鮭魚，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、溪面(河道)、裸露地及建地之面積及百分比，將航照圖加以數化，研究中取樣係以各測站為中心，其東西南北等四向各 100 m 之範圍。

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 5-3 所示共設置 211-218 等 8 條線截樣區(transect plot)。線截樣區的設置方法參考自 Hibbs and Bower (2001)於 Oregon Coast 進行之濱岸植群研究。而如圖 5-4 所示；線截樣區的長軸與河道垂直，延伸至左右岸河階或邊坡上，寬度為 25 m，長度則視河階寬度而異，約為 20-130 m 之間；又各線截樣區內再劃分 5×25 m² 的次樣區(sub-plot)，進行喬木層之每木調查，再於各樣區內之靠上游處劃分出 5×10 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

本研究於桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、高山溪(#8)等測站，沿溪床設置編號 121-126、129-131 等 9 個臨時樣區(圖 5-3)，於 2011 年 6 月進行植群調查，與濱岸植群做對照。此外，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，分別設置 3 個臨時樣區，共計編號為 151-165 之 15 個樣區(圖 5-3)，自 2011 年 5 月(春季)起，每季調查乙次。上述各臨時樣區皆由 10 個 5×5 m² 之小區組成，且各樣區皆以全球衛星定位系統(global position system, GPS)加以定位。

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，通常以北半球而言，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(圖5-5) (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) (圖5-6)。

(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)。研究中之土壤pH值的測定，係以土壤和水之等比例(1: 1；體積比)混和均勻，待靜置澄清後，以pH計(pH meter)測定之。

(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、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；研究中採用 Motika *et al.* (1950)之相似性指數(index of similarity, IS)，首先計算兩兩樣區間之相似性指數，將相似性最高之二樣區合併為一合成樣區，再計算合併後之合成樣區與其他樣區間之相似性指數，如此依次合併，直至所有樣區合併至一合成樣區為止，各連結相似性指數繪製樹形圖(dendrogram)，以對濱岸植群加以分類。

2. 種豐富度分析

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)的套裝軟體運算之，茲將各指數之求算方法臚列如下：

(A) 訊息統計指數

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)。

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

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逢機樣本，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.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(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

蔡尚惠(2008)層利用馬可夫模式(Markov chain models)分析七家灣溪濱岸之地景變遷;將 2008 年七家灣溪濱岸之土地利用共分為 23 型;而由 1995、2008 年之濱岸地景變遷分析中得知,土地利用之維持率依序為臺灣二葉松型、紅檜-鐵杉型、臺灣黃杉型(PW)、臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*)型(JC)、果菜園型、臺灣赤楊型(AF);其中維持率最高之臺灣二葉松型達 78.99%,又最低之臺灣赤楊型為 0.00%,而果菜園型亦僅 5.17%。本研究即基於上述之土地利用型。分類利用航照圖層配合 Arcgis 9.2 軟體進行土地利用判釋,主要針對測站周邊 40,000 m² 為判識範圍,將土地利用區分為植群、溪面(河道)、裸露地及建地等四種類別(表 5-2);結果顯示觀魚臺(#4)、一號壩下游(#13)及繁殖場(#5)等測站之周邊土地利用,以植群覆蓋佔主要之比例,皆達 80%以上,此與桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及高山溪(#8)等測站之土地利用比率相似。此外,一號壩上游(#12)測站之土地利用除植群覆蓋外,裸露地佔 35.18%,遠較其他測站(<10%)為高,此係因一號壩上游(#12)測站位處較寬之流域(約 130 m 之溪寬),故溪床上石礫裸露較其他測站為高。

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。於 2010 年 2 月開始,每 2 個月進行定點照相監測,共設立 14 個樣點,目前已由 2010 年 2 月觀測至 2011 年 10 月(圖 5-7-圖 5-20)。其中 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,青牛膽與北五味子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、青楓與尖葉槭等變葉植物開始變色轉黃轉紅,栓皮櫟與臺灣胡桃則可見

到尚未成熟的果實；12月大雪，青楓(*A. serrulatum*)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、加拿大蓬及大扁雀麥等一年生植物已結實，然後變得乾枯。

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。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及五節芒等。樣點 7 為一號壩，樣點 8 為七家灣溪一號壩下游(FCU)，其主要優勢植物皆為臺灣赤楊、阿里山榆、川上氏鵝耳櫪、臺灣胡桃及山枇杷等落葉性樹種，地被層以五節芒及藤胡頹子(*Elaeagnus glabra*)為主，落葉樹在季節轉換時也會換上新妝。樣點 9 為溪一號壩下游(#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，地被層以圓果冷水麻(*Pilea rotundinucula*)、棒頭草、艾、豆瓣菜及頂芽狗脊蕨(*Woodwardia unigemmata*)等為優勢。樣點 10 為兆豐橋下游，主要的喬木層優勢植物為臺灣赤楊、鵲不踏、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。

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，地被層植物以臺灣赤楊小苗、臺灣二葉松小苗、臺灣澤蘭及茵陳蒿(*Artemisia capillaris*)等為優勢。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，可由 12 月的監測照片發現阿里山榆與川上氏鵝耳櫪的葉子已經轉為黃色至紅色。

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。為期二年之地景監測顯示；二年度同月份之同樣點間，植物組成並無明顯差異！然如高山溪(#8)測站-1 及高山溪(#8)測站-2 之二樣點而言，可發現溪床上之植群覆蓋較 2010 年明顯增加；樣點 6 之一號壩上游(#12)測站的溪床上植物覆蓋亦甚為明顯，因植物覆蓋增加而減少溪床裸露，此可有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，未來仍將以此 14 處樣點持續照相監測，以更瞭解七家灣溪濱岸之地景變化。

(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

2011 年線截樣區調查中，共記錄維管束植物 40 科 61 屬 76 種(含種以下分類群)；包括蕨類植物 8 科 9 屬 9 種，裸子植物 1 科 1 屬 2 種，被子植物之雙子葉植物 29 科 46 屬 59 種，及單子葉植物 2 科 5 屬 6 種(附錄一)。2011 年秋季與 2011 年春季調查物種數上相同並無變化；另比較 2010 年春季時記錄 91 種，而 2010 年秋季則記錄 119 種。2011 年調查之物種減少原因，推測係初期溪床裸露地較為空曠，多數植物具良好的生長空間，而無須透過競爭而生存，隨著於溪床上生長快速之臺灣赤楊、五節芒或臺灣澤蘭等，因種子量多隨風飄散拓殖速度快，部份物種為無法與生長旺盛之五節芒與臺灣澤蘭等強勢植物競爭，而導致適應情況不良。此外，二年度之調查結果仍以菊科(*Compositae*)植物為調查中種數

為最多者，其因適應力強，耐受性高，種子結實量多，為孔隙中常見風力傳播或授粉之先驅植物種類，有較佳之散布能力(江政人，2004)。且菊科植物亦為臺灣歸化植物中種類最多之前三科(張芷熒，2007)。

(1) 植群型

為瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，將線截樣區地被層植物以 $5 \times 10 \text{ m}^2$ 的小區為單位進行矩陣群團分析 (圖 5-21 至 5-24)。比較 2010、2011 年春、秋季等四次調查結果，以相似性指數 30% 為臨界值，皆可將地被層分為五節芒型 (*Miscanthus floridulus* type)、臺灣赤楊小苗 (Seedlings of *Alnus formosana* type) 型，以及臺灣澤蘭型 (*Eupatorium formosanum* type)。此等顯示從溪床裸露地開始臺灣赤楊小苗、五節芒與臺灣澤蘭就以生長及拓殖快速等優點，且此二年亦無較大水量或雨勢產生，故能穩定生長於七家灣溪濱岸處。

再以相似性指數 65% 為臨界值發現；2010 年春季可將地被層分為五節芒型、艾型 (*Artemisia indica* type)、加拿大蓬型 (*Conyza canadensis* type)、臺灣澤蘭及臺灣赤楊型等 5 型；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 7 型；另 2011 年春季區分為五節芒型、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 年秋季可分五節芒型、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。綜上顯示，五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型及臺灣赤楊型為 4 期調查之共同植群型。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。由於五節芒生長可達 2-3 m 高，在區內可密集叢生而遮蔽光源，使其他物種在五節芒下難以生存，故本型的優勢物種除

五節芒外，其他多以具攀緣能力的梨山小蓑衣藤(*Clematis gouriana* subsp. *lishanensis*)、臺灣何首烏等藤本植物，或大葉溲疏、虎杖(*Polygonum yunnanense*)及秋鼠麴草(*G. hypoleucum*)等為優勢。

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(*Woodwardia unigemmata*)、臺灣赤楊、加拿大蓬、褐毛柳(*S. fulvopubescens*)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(*Conyza canadensis*)、臺灣何首烏(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum*)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 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(*Woodwardia unigemmata*)、南五味子(*Kadsura japonica*)、褐毛柳(*S. fulvopubescens*)及臺灣馬桑(*Coriaria japonica* subsp. *intermedia*)等。

e. 加拿大蓬型

此型亦分布各線截樣區內向陽開闊地，本型優勢物種廣分布於溪床上，是一年生草本植物，於 2010 年春季及秋季群團分析為一優勢型。除了其優勢物種為加拿大蓬外，尚有臺灣何首烏、虎杖(*Polygonum yunnanense*)及秋鼠麴草(*G.*

hypoleucum)、臺灣澤蘭、臺灣赤楊小苗及等為優勢。

f. 臺灣何首烏型

此型僅出現於 2010 年秋季群團分型，本型優勢分布於溪床裸露地，本優勢物種臺灣何首烏亦廣分布於各線截樣區內為其他優勢型伴生物種，在裸露地生長初期可快速拓殖，但由於為藤本植物，於溪床開闊地內只能匍匐生長，與直立草本競爭陽光較為困難，故後期多為伴生植物。

g. 頂芽狗脊蕨型

此型僅出現於 2011 年春季群團分型，本型主要分布於較為潮濕之溪床地或溪岸邊上，本優勢物種頂芽狗脊蕨為較大型蕨類，故可大面積覆蓋形成地被優勢，其拓殖速度仍較其餘優勢草本植物遜色，但可在適合之環境穩定生長。此型伴生植物有水麻、圓果冷水麻、艾及臺灣澤蘭等。

h. 秋鼠麴草型

此型僅出現於 2011 年春季群團分型，本型位於溪床裸露地上，為洪氾過後，隨即可建立具有一定規模的主要植群型。本優勢物種秋鼠麴草，生長快速且拓殖能力強，廣分布於線截樣區之向陽開闊地，亦為其他優勢型之伴生物種。

i. 臺灣蘆竹型

此型僅出現於 2011 年秋季群團分型，本型位於線截樣區內較為潮濕溪床裸露地上。本優勢物種臺灣蘆竹，生長快速且拓殖能力強，廣分布於線截樣區之向陽或略為潮濕之溪床上，亦為其他優勢型之伴生物種。此型伴生物種有臺灣澤蘭、艾、臺灣赤楊小苗及臺灣何首烏等。

j. 棒頭草型

此型僅出現於 2011 年秋季群團分型，本型位於線截樣區內潮濕溪床上。本優勢物種棒頭草，可形成優勢覆蓋於鄰近溪邊上，此型伴生物種有臺灣澤蘭、艾、

臺灣赤楊小苗及臺灣何首烏等。

(2) 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 5-4)，線截樣區的基本資料如表 5-3 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 4 個次樣區，右岸寬度 13.0 m，左岸為 0.3 m；同測站之樣區 212 設立 4 個次樣區，右岸寬度 11.0 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 90.2 m，左岸寬度為 28.0 m；另樣區 214 設立 26 個次樣區，右岸寬度 81.7 m，左岸寬度 35.2 m。七家灣溪一號壩下游(#13)測站之樣區 215 右岸寬度為 8.7 m，左岸寬度 4.1 m；樣區 216 右濱岸寬度 6.4 m，左濱岸寬度為 1.1 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 1.2 m，左岸寬度 13.2 m；樣區 218 右濱岸寬度 0.8 m，左濱岸寬度為 23.0 m，二樣區各設立 8 個次樣區。由此可知，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，而在 05 月 17 日起架設施工便道(一號壩上游 100 m 處理設涵管)，05 月 23 日下午開挖回填工程所需土石，05 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，而於 05 月 30 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，發現一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)測站之溪寬有明顯差異，其中線截樣區 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)，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)，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)，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)。綜上得知，2011 年壩體改善前後溪寬之差異，以繁殖場(#5)測站之線截樣區 218 相差最多(10.3 m)；另 2010、2011 年同季於壩體改善前後相較，

則以繁殖場(#5)測站之線截樣區 217 相差最多(6.9 m)。

2010、2011 年之春秋季共 4 次調查，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 5-4 至 5-7)，地被層植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢種植物(表 5-8 至 5-11)；茲依各測站分述如下：

a. 觀魚臺(#4)測站

本測站之線截樣區 211、212 之左岸全天光空域為 $46.2 \pm 2.9\%$ ，右岸則是 $39.2 \pm 4.2\%$ 。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。2011 年秋季調查中，線截樣區左岸之喬木層優勢種—臺灣赤楊，此係為春季調查時佔據地被層優勢之臺灣赤楊，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，與 2011 年春季調查時並無明顯差別。此外，2010 年喬木層植物組成較 2011 年豐富。

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，二樣區皆屬優勢之草本植物為臺灣何首烏、棒頭草(*Polypogon fugax*)、梨山小蓑衣藤、臺灣澤蘭等；另樣區 211 的五節芒，以及樣區 212 的羊蹄(*Rumex crispus* var. *japonicus*)、艾及尖葉槭(*Acer kawakamii*)等。

b. 一號壩上游(#12)測站

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 $51.9 \pm 0.5\%$ 。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。2011 年秋季左、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。二樣區的地被層植物以五節芒、臺灣澤蘭、臺灣赤楊及艾為主要優勢，其中臺灣赤楊小苗更新情況良好。比較前三期調查結果得知；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、加拿大蓬及艾為優勢。

c. 一號壩下游(#13)測站

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 $51.9\pm 0.8\%$ 。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，2010 年春、秋季所調查之水麻、阿里山榆、朴樹(*Celtis sinensis*)、褐毛柳、臺灣赤楊及海州常山(*Clerodendrum trichotomum*)等下種更新且具有胸高直徑之苗木已無發現；原因可能為苗木初期需與草本植物競爭，或其生長環境條件較差而導致無法存活。

2011 年秋季地被層優勢種，二樣區皆以棒頭草、艾為主，另樣區 215 為臺灣澤蘭、火炭母草、木賊(*Equisetum ramosissimum*)、頂芽狗脊蕨、木芋麻(*Boehmeria densiflora*)、臺灣蘆竹，而樣區 216 是臺灣何首烏、水麻、臺灣款冬(*Petasites formosanus*)。與 2011 年春季調查地被層植物以頂芽狗脊蕨、臺灣蘆竹、臺灣澤蘭、艾、太魯閣薔薇(*R. pricei*)及木賊為優勢差異不大，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

線截樣區 217、218 之左岸全天光空域為 $51.6\pm 2.3\%$ ，右岸則是 $49.6\pm 1.6\%$ 。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；兩區皆為優勢之地被層植物為臺灣赤楊、棒頭草、臺灣澤蘭，另樣區 217 以臺灣何首烏，而樣區 218 的木賊、芒(*M. sinensis*)為主要優勢。綜合前三季調查結果得知；喬木層植物皆以臺灣赤楊為優勢，地被層則以臺灣赤楊、臺灣澤蘭、艾、五節芒、棒頭草、芒及木賊為優勢。

觀魚臺(#4)測站中 2010、2011 年之喬木層優勢樹種皆為臺灣赤楊；另地被層優勢則為臺灣赤楊小苗及臺灣澤蘭等，而地被層主要由臺灣赤楊小苗、臺灣澤蘭、五節芒及臺灣何首烏等所覆蓋，在連續 2 年之監測中並無明顯之差別。此外，繁殖場(#5)測站於二年的地被層植物主要皆以五節芒及臺灣赤楊小苗為優勢，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)，其水分輸導能力高，且具根瘤，能固定空氣中游離之氮素，並具有高光合速率，高葉片導度與廣溫性之特性(廖天賜，1998)，此等可能是臺灣赤楊在高光度，水分含量差異大的濱岸環境，具有優勢的因素。

調查結果顯示臺灣赤楊與濱岸環境具有某種程度的依賴性，或可作為濱岸帶的指標物種；其次為大葉溲疏及水麻。地被層植物以五節芒為主，在高光量的環境下，五節芒以耐旱且植株生長快速的特性使其佔有優勢；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(*Bromus catharticus*)，其次是野苘蒿(*Conyza 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*)。而四期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。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，未來植群監測重點之一，即是密切監控外來歸化種入侵的可能性。

(3) 多樣性變化

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；而 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，又可區分為種豐富度指數 (species richness index) 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)。而 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。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 5-12 之喬木層植物於 2010、2011 年共四次調查之多樣性分析結果得知；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 2011 年秋季之繁殖場(#5)測站(10.3 ± 2.6)。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 2010 年春季之觀魚臺(#4)測站為最低(0.345 ± 0.012)。此外，Simpson 豐富度指數(D_{SM}) 為 0.0-0.8；亦以 2010 年春季之觀魚臺(#4)測站最高(0.787 ± 0.031)。整體而言，2010 年春季調查之喬木層多樣性最高！

為瞭解 2010 年春、秋季，2011 年春、秋季，等 4 個時期地被層之多樣性變化，茲將各時期的種豐富度指數分析結果列於表 5-13 加以比較之；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($P=0.002$)、測站間($P<0.001$)均具顯著差異，而不同時期及測站間則無交感差異($P=0.240$)。

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，2010 年秋季之總種數 ($P=0.001$)、Shannon 訊息統計指數($P=0.014$)高於 2010 年春季，而 2010 年秋季之 Berger 豐富度指數($P<0.001$)低於 2010 年春季；Berger 豐富度指數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。此外，2011 年春季之 Shannon 訊息統計指數($P=0.041$)則高於 2010 年春季。整體而言，2010 年秋季、2011 年春季之地被層多樣性較高！

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($P=0.007$)、Shannon 均勻度指數($P<0.001$)、Berger 豐富度指數($P<0.001$)、Simpson 豐富度指數($P<0.001$)高於一號壩下游(#13)測站。且一號壩上游(#12)之 Berger 豐富度指數($P=0.047$)高於觀魚臺(#4)測站。此外，一號壩上游(#12)測站之 Shannon 均勻度指數($P<0.001$)、Berger 豐富度指數($P<0.001$)、Simpson 豐富度指數($P=0.002$)高於繁殖場(#5)測站。整以而言，一號壩上游(#12)、觀魚

臺(#4)測站之地被層多樣性較高！

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，具有有效的繁殖散佈機制，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)。綜上植群多樣性之分析結果顯示；壩體改善前後對濱岸植群多樣性無明顯影響，是故仍待未來長期的有效監測方能與相關文獻加以驗證或比較。

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多樣性，且有助於林分更新，然強度太大的洪氾則無助於植群的建立，研究中發現雖然濱岸植群雖具有護岸能力，但是有一定的極限。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 2010-2011 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*)、小椴葉懸鈎子與裡白懸鈎子(*Rubus mesogaeus*)等蔓性灌木較能保有優勢。

(5)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 2011 年秋季及前三季所調查之線截樣區，即以 76 個 $5 \times 10 \text{ m}^2$ 地被層線截次樣區進行降趨對應分析(DCA)，分析結果顯示；第 1 軸的特徵值(eigenvalue)為 0.665，第 2 軸為 0.457，第 3 軸為 0.373，3 軸共解釋 7.8% 的總變異量。2010 年春季七家灣溪濱岸初期顯示各樣區散布(圖 5-25)，並參照此季群團分型結果，部份集中於左邊優勢型為臺灣赤楊、五節芒及艾，右邊則以臺灣澤蘭型為主，上部則以加拿大蓬為優勢分布；而 2010 年春季典型對應分析，顯示樣區離溪岸越遠越往右分布，而樣區越接近溪面高度則越往中間向上分布(圖 5-26)。圖 5-27 為 2010 年秋季降趨對應分析第 1 軸的特徵值(eigenvalue)為 0.564，第 2 軸為 0.394，第 3 軸為 0.278，3 軸共解釋 6.1% 的總變異量，可見至 2010 年秋季，樣區較上季分布更為集中，顯示主要優勢植物生長趨向穩定狀態，與 2010 年秋季群團分型相參照，可發現集中於中央偏左以艾、加拿大蓬及臺灣赤楊為優勢之地被層樣區，右下則以臺灣何首烏、臺灣澤蘭與五節芒為優勢樣區，由上仍以五節芒與臺灣赤楊為樣區之優勢植物；2010 年秋季線截樣區典型對應分析，顯示距離七家灣溪越遠則越往左上角，而當距離溪越近且離溪面越近，則往越往右邊(圖 5-28)。

2011 年春季之第 1 軸的特徵值(eigenvalue)為 0.626，第 2 軸為 0.396，第 3 軸為 0.260，3 軸共解釋 6.3% 的總變異量(圖 5-29)，參照此季群團分型結果，五節芒型分布於圖之左方，中間分布以臺灣赤楊、臺灣澤蘭、秋鼠麴草等優勢，位於較為潮濕之處以頂芽狗脊蕨、豆瓣菜為優勢分布在圖下方，而分布在圖右邊

為棒頭草優勢之樣區，環境亦較為潮濕之處；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 5-30 之左上或左下方，而距離溪岸越近則位於圖之右方。

2011 年秋季之第 1 軸的特徵值(eigenvalue)為 0.676，第 2 軸為 0.302，第 3 軸為 0.236，3 軸共解釋 6.2%的總變異量(圖 5-31)。參照此季之群團分型，可知以五節芒為優勢之線截樣區，大部分集中於左邊，中間分布以臺灣澤蘭、艾、臺灣赤楊及臺灣澤蘭為主，以頂芽狗脊蕨、豆瓣菜(*Nasturtium officinale*)為優勢之樣區則位於右上處，棒頭草為優勢之樣區位於右下處，其環境較為潮濕之處，故與五節芒優勢之樣區距離較遠。

圖 5-32 顯示樣區離溪岸越遠越往上分布，而樣區越接近溪面高度則越往中間分布。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。郭礎嘉(2009)為進一步瞭解各線截樣區內的地被層植物組成，將各季的線截樣區地被層植物以 5x5 m² 的小區為單位進行群團分析；其中，冬季時許多物種尚未萌芽生長，而夏、秋季時，洪氾影響使部分樣區植群改變，致使四季的分析結果略有不同。在植群分型上為求完整，應以物種數最多的季節為主；而植物種類數量最多者為夏季，其次為春季，然而夏季時，許多鄰近溪流的樣區受洪氾影響，樣區內植被流失，是故以春季的資料進行植群分型；而於相似性指數 1%可將所有小區區分成兩群，一群是較遠離溪水，地被層植物較完整的小區；另一群則位於河床裸露地，係地被層多以小苗為主的小區；由於以小苗為主的小區變異量太大，覆蓋度面積不多，在地被植群分型上不宜與其它小區共同討論，故將其獨立討論；其他 134 個小區以相似性指數 17%為臨界值，可將地被層分成五節芒型(*Miscanthus floridulus* type)、臺灣蘆竹型(*Arundo formosana* type)、臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)、小椏葉懸鈎子型 (*Rubus parviaraliifolius* type)、臺灣何首烏型(*Polygonum multiflorum* var. *hypoleucum* type)、小金櫻型(*Rosa taiwanensis* type)，以及小苗型(Seedlings type)等 7 型。

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 5-33);2010 年春季至 2011 年秋季調查所得之歸群結果，其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 3 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。

2. 臨時樣區之植群型及優勢種

臨時樣區內共記錄維管束植物 48 科 95 屬 123 種(含種以下分類群);其中蕨類植物 8 科 11 屬 11 種，裸子植物 1 科 1 屬 1 種，被子植物中雙子葉植物 36 科 74 屬 100 種，而單子葉植物 3 科 10 屬 11 種(附錄二);亦以菊科(Compositae)植物為調查中種數為最多者。

(1) 植群型

各臨時樣區內的地被層植物組成，將臨時樣區地被層植物以 $25 \times 10 \text{ m}^2$ 的樣區為單位進行矩陣群團分析(圖 5-34)。以相似性指數 40%為臨界值，可將地被層分為臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)及頂芽狗脊蕨型(*Woodwardia unigemmata* type)。另比較線截樣區之調查結果得知，地被層組成及結構差異不

大。

a. 臺灣澤蘭型

本型亦位於河床裸露地上，為洪氾過後，隨即可建立具有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，為臨時樣區調查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、加拿大蓬及臺灣何首烏等。此型與線截樣區調查之地被層分型相同，顯示七家灣溪其他濱岸主要亦以此優勢物種為地被植物。

b. 頂芽狗脊蕨型

本型之樣區 129、130 位於較為潮濕之環境，頂芽狗脊蕨屬於較為大型之蕨類植物，故常於此環境中形成優勢，其他優勢植物如青楓小苗、臺灣蘆竹及串鼻龍等，同樣亦有透莖冷水麻(*Pilea pumila*)等適合濕性之植物生長於此。

(2) 優勢種

a. 桃山西溪(#2)測站

本研究之臨時樣區 121、122、129 的地形為溪岸沖積扇，容易受洪氾侵襲，是故喬木、地被層植物鮮少，區內大半為石礫沈積。2011 年調查中，線截樣區之喬木層優勢樹種為銳葉高山櫟(*Quercus tatakaensis*)、臺灣赤楊、大葉溲疏、通條木(*Stachyurus himalaicus*)及蓮草(*Tetrapanax papyriferus*)。此測站地被層優勢為樣區 121 的木本植物臺灣赤楊之小苗、樣區 122 的臺灣二葉松，及於三樣區皆優勢的大葉溲疏小苗之更新生長情況皆良好，草本植物以藤胡頹子、五節芒、臺灣何首烏、臺灣澤蘭、虎婆刺及秋鼠麴草為優勢。

b. 二號壩(#3)測站

臨時樣區 123、124 及 130 位於此測站之溪岸沖積扇，區內多為石礫沈積，此區易受洪氾侵襲，2011 年調查中左、右岸喬木層優勢樹種，二樣區皆以臺灣

赤楊為主。地被層植物以三樣區皆優勢的加拿大蓬、臺灣赤楊及臺灣澤蘭，樣區 123、124 以艾為優勢，樣區 124、130 的臺灣何首烏為優勢，其中木本植物臺灣赤楊小苗更新情況良好。

c. 高山溪(#8)測站

臨時樣區 125、126 及 131 位於此測站之溪岸沖積扇，右岸喬木層樹種皆生長於溪岸沖積扇上，2011 年所調查之臺灣赤楊、銳葉高山櫟、大葉溲疏、水麻及鵲不踏(*Aralia decaisneana*)為喬木層優勢物種。地被層植物主要以艾於三區皆為優勢，樣區 125、126 之地被優勢為五節芒、臺灣赤楊小苗及臺灣澤蘭，樣區 131 則以小椋葉懸鈎子、虎杖、黑麥草(*Lolium perenne*)、臺灣鵝觀草(*Agropyron formosanum*)，與外來歸化植物—毛地黃(*Digitalis purpurea*)及加拿大蓬為優勢地被植物。

(3) 多樣性變化

為瞭解七家灣溪濱岸臨時樣區植群多樣性，計算各臨時樣區之地被層多樣性。由表 5-17 之地被層植物於種豐富度指數的分析結果得知；各測站的 Shannon 訊息統計指數(H_{SW})為 1.4-3.8；Shannon 訊息統計指數最高者為二號壩(#3)測站之樣區 123(3.846)，而以桃山西溪(#3)測站的樣區 129 最低(1.357)。另 Shannon 均勻度指數(E_{SW})為 0.4-0.9；Shannon 均勻度指數以二號壩(#3)測站的樣區 123 最高(0.915)，而桃山西溪(#2)測站之樣區 129 為低(0.422)。

Berger 豐富度指數(D_{BP})為 0.0-0.7；Berger 豐富度指數最低者為二號壩(#3)測站之樣區 123(0.048)，而桃山西溪(#2)測站之樣區 129 最高(0.736)。此外，Simpson 豐富度指數(D_{SM})為 0.5-1.0；以二號壩(#3)測站的樣區 123 最高(0.973)，而桃山西溪(#2)測站之樣區 129 為低(0.454)。

(三) 8.1 公頃回收農地植群監測

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，雪霸處遂於 2004 年 06 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 09 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 06 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 06 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、楓香種子 2 L、木荷種子 3 L，以及楓香苗木 1,000 株；並於 2009 年 04 月 03 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 公頃回收農地之植群監測，於 2011 年 5(春)、8(夏)、11(秋)月，共設置樣區 151-165 等 15 個 10x25 m² 樣區(表 5-18)；且發現所有樣區之土壤 pH 值屬中性。研究中共記錄維管束植物 21 科 39 屬 51 種(含種以下分類群)；包含蕨類植物 1 科 1 屬 1 種，被子植物中雙子葉植物 19 科 30 屬 41 種，單子葉植物 1 科 8 屬 9 種(附錄三)。調查結果發現喬木層植物主要為山櫻花(*Prunus campanulata*)、楓香、桃等植栽樹種，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(Compositae)；比較 2011 年三季調查，地被層皆以此二科為主要優勢。

春季調查時記錄 49 種植物，夏季調查記錄 20 種植物，秋季調查則記錄 27 種植物，物種數量具明顯波動，其原因係春季調查時適逢剛實行除草作業，故植物得到生長空間，至夏季調查時大扁雀麥與加拿大蓬生長旺盛，致使些許種類消失。此外，臨西側邊坡推移帶之優勢植物，則以臺灣二葉松、臺灣赤楊、化香樹(*Platycarya strobilacea*)、臺灣胡桃(*Juglans cathayensis*)、山枇杷(*Eriobotrya deflexa*)、鵲不踏及短尾葉石櫟(*Lithocarpus harlandii*)為主。

(1) 植群型

為瞭解各樣區內的地被層植物組成，將樣區地被層植物進行矩陣群團分析，圖 5-35 至圖 5-37 為 2011 年三季調查之地被層群團分析，三季以相似性指數 65% 為臨界值，皆可將地被層分為大扁雀麥型(*Bromus catharticus* type)、加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)，而秋季另含棒頭草型(*Polypogon fugax* type)。茲將各型分述如下：

a. 大扁雀麥型

本型主要優勢植物除外來歸化植物—大扁雀麥(*Bromus catharticus*)，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等。

b. 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，其於春、夏季調查時並無發現，可能因雨季而使其環境較為夏季前潮濕，故可使適合較為濕性環境之蕨類植物進入。

c. 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

各樣區之優勢種植物依喬木層植物的重要值指數(IVI)大於 30%者(表 5-19)，地被層植物的重要值指數大於 10%者遴選為優勢種植物(表 5-20 至表 5-22)。原栽植樹種僅存山櫻花、楓香，並未發現青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*

var. *glauca*)。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；特別是觀魚臺(#4)中為優勢物種。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；此目前於七家灣溪濱岸植群尚未形成優勢。棒頭草為武陵地區常見原生禾本科植物，可適應如較為乾燥的回收農地 8.1 ha 樣區環境，其亦可適應七家灣溪濱岸較為潮濕處，已於七家灣溪濱岸植群形成優勢，特別於一號壩下游(#13)測站中之優勢物種。

(3) 多樣性變化

8.1 公頃回收農地之地被層植群多樣性如表 5-23 所示；其中 Shannon 訊息統計指數最高者為春季時區集 E(2.437 ± 0.234)，最低是秋季時區集 E(0.275 ± 0.388)。又 Shannon 均勻度指數最高者亦為春季時區集 E(0.891 ± 0.040)，最低則是秋季時區集 D(0.438 ± 0.053)。此外，Berger 豐富度指數以春季時區集 E 最低(0.186 ± 0.022)；另 Simpson 指數最高者亦是春季時區集 E(0.892 ± 0.022)。8.1 公頃回收農地中因物種數甚低，且被大量外來歸化植物之大扁雀麥及加拿大蓬所佔據，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 8.1 ha 回收農地植群多樣性變化，茲進行多變量變異數分析(MANOVA)，以瞭解不同季節及區集有無差異。而由多變量顯著性結果得知；不同季節($P < 0.001$)、區集間($P < 0.001$)、季節及區集間(< 0.001)均具顯著差異。

以 Scheffe's 法進行事後檢定。以不同季節而言，春季之總種數($P < 0.001$)、Shannon 訊息統計指數($P < 0.001$)、Shannon 均勻度指數($P = 0.014$, $P = 0.001$)、Simpson 豐富度指數($P < 0.001$)高於夏、秋季；而春季之 Berger 豐富度指數($P < 0.001$)則低於夏、秋季。此外，夏季之 Shannon 訊息統計指數($P = 0.008$)、Simpson 豐富度指數($P < 0.001$)高於秋季；而夏季之 Berger 豐富度指數($P < 0.001$)則低於秋季。綜上得知，地被層植物之多樣性，以春季最高，而夏季最低；此顯

示於春季調查時，適逢除草過後，多數物種進入生長，然至夏、秋季調查，部份物種因無法與生長快速且拓殖能力強競爭，而遭受淘汰。然因未完成一年以上之演替監測，故建議仍須持續調查！

由不同區集之檢定結果得知；區集 F 之 Shannon 訊息統計指數高於區集 D($P=0.023$)、區集 E($P=0.007$)。又區集 A 之 Simpson 豐富度指數高於區集 D($P=0.022$)、區集 E($P<0.001$)，而區集 F 之 Simpson 豐富度指數高於區集 E($P=0.001$)，區集 G 之 Simpson 豐富度指數則高於區集 E($P=0.001$)。此外，區集 A 之 Berger 豐富度指數低於區集 D($P<0.001$)、區集 E($P<0.001$)，而區集 F 之 Berger 豐富度指數低於區集 E($P=0.002$)，區集 G 之 Berger 豐富度指數則低於區集 D($P=0.004$)、區集 E($P<0.001$)。綜上而言，區集 A、F、G 地被層多樣性較區集 D、E 為高；又此區集 A、F、G 亦是造林成效相對較佳者，職是之故，針對未來回收農地之經營管理，建議可進行刈草植林試驗；而場區植栽方式，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、臺灣紅榨楓、蘭嵌鵝耳櫪、楓香、欖木、巒大花楸等。
- b. 觀果植物：臺灣胡桃、玉山假沙梨、山桐子、巒大花楸、石楠、山枇杷、刻脈冬青、源一木等。
- c. 觀花植物：臺灣蘋果、霧社櫻、西施花、紅毛杜鵑、金毛杜鵑、細葉(志佳陽)杜鵑、烏心石、大頭茶等。
- d. 草本植物：臺灣百合等。

六、結論與建議

(一)桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)及高山溪(#8)等測站之周邊土地利用，以植群覆蓋佔主要之比例(>80%)。此外，一號壩上游(#13)測站之土地利用除植群覆蓋外，其裸露地佔 35.18%，遠較其他測站(<10%)為高，

(二)線截樣區內共記錄維管束植物 40 科 61 屬 76 種(含種以下分類群)；蕨類植物 8 科 9 屬 9 種，裸子植物 1 科 1 屬 2 種，被子植物中雙子葉植物 29 科 46 屬 59 種，而單子葉植物 2 科 5 屬 6 種；而其中以菊科植物為調查中種數為最多者。此外，以相似性指數 65%為臨界值發現；2010 年春季可將地被層分為五節芒型、艾型(*Artemisia indica* type)、加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)、臺灣澤蘭及臺灣赤楊型等 5 型；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 7 型；另 2011 年春季區分為五節芒型、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 年秋季可分五節芒型、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。綜上顯示，五節芒型、艾型、臺灣澤蘭型及臺灣赤楊型為四期調查之共同植群型。

(三)線截樣區四期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。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，雖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，未來植群監測重點之一，即是密切監控外來歸化種入侵的可能性。

(四)線截樣區之喬木層多樣性以 2010 年春季調查最高。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($P=0.002$)、測站間($P<0.001$)均具顯著差異，而不同時期及測站間則無交感差異($P=0.240$)；即 2010 年秋季、2011 年春季之地被層多樣性較高，而一號壩上游(#12)、觀魚臺(#4)測站之地被層多樣性較高。

(五)臨時樣區內共記錄維管束植物 48 科 95 屬 123 種(含種以下分類群)；蕨類植物 8 科 11 屬 11 種，裸子植物 1 科 1 屬 1 種，被子植物中雙子葉植物 36 科 74 屬 100 種，而單子葉植物 3 科 10 屬 11 種；亦以菊科(Compositae)植物為調查中種數為最多者。此外，以相似性指數 40%為臨界值，可將地被層分為臺灣澤蘭型(*Eupatorium formosanum* type)及頂芽狗脊蕨型(*Woodwardia unigemmata* type)。

(六)8.1 公頃回收農用地之植群監測中，發現所有樣區之土壤 pH 值屬中性。研究中主要共記錄維管束植物 21 科 39 屬 51 種(含種以下分類群)；蕨類植物 1 科 1 屬 1 種，被子植物中雙子葉植物 19 科 30 屬 41 種，單子葉植物 1 科 8 屬 9 種。

(七)8.1 公頃回收農用地之調查結果發現；喬木層植物主要為山櫻花、楓香、桃等植栽樹種，而地被層植物以禾本科(Poaceae)種數為最多者，其次為菊科(Compositae)，比較三季調查皆以此二科為主要優勢。此外，三季以相似性指數 65%為臨界值，皆可將地被層分為大扁雀麥型(*Bromus catharticus* type)、加拿大蓬型(*Conyza canadensis* type)，而秋季另含棒頭草型(*Polypogon fugax* type)。

(八)8.1 ha 回收農地之地被層植群多樣性分析結果得知；不同季節($P<0.001$)、區集間($P<0.001$)、季節及區集間(<0.001)均具顯著差異。即以春季最高，而夏季最低；然因未完成一年以上之演替監測，故建議仍須持續調查！此

外，區集 A、F、G 地被層多樣性較區集 D、E 為高；又此區集 A、F、G 亦是造林成效相對較佳者，職是之故，針對未來回收農地之經營管理，建議可進行刈草植林試驗，植栽物種可先以生長快速之當地原生物種為主，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原生木本植栽種植於下；地被層植物可大量撒播臺灣百合，除能改變地被優勢並兼具觀賞價值，並可營造持複層林及生態多樣性。

七、參考文獻

- 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.
- 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.
- Fujiwara, A., Saito, K. 2005. Making and utilizing sequential video archives recorded with long term fixed video cameras. XXII IUFRO World Congress in Brisbane, Queensland, Australia; Poster board No. 817.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparain zones: focus on links between land and water. *Bioscience* 41(8), 540-551.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82(3), 649-659.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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. Wstępne badania nad lakami południowoschodniej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows

- in the southeast of the province Lublin. Summary in English). *Annals of the University Marie Curie-Sklodowska, Section E 5* (13), 367-447.
- 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., 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.
- 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.
- 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.
- Welsh, H.H.Jr., Hodgson, G.R., Karraker, N.E., 2005. Influences of the vegetation mosaic on riparian and stream environments in a mixed forest-grassland landscape in “Mediterranean” northwestern California. *Ecography* 28, 537-551.
- Yang, K.C., Lin, J.K., Hsieh, C.F., Huang, C.L., Chang, Y.M., Kuan, L.H., Su, J.F., Chiu, S.T., 2008. Vegetation pattern and woody species composition of a broad-leaved forest at the upstream basin of Nantzuhsienhsi in mid-southern Taiwan. *Taiwania* 53(4), 325-337.
- 田永柔、鄧書麟、呂福原、何坤益、張坤城，2005。嘉義縣低海拔地區崩塌地先驅植群之調查研究。中華林學季刊 38(1), 49-65。
- 江明喜、鄧紅兵、唐濤、蔡慶華，2002。香溪河流域河岸帶植物群落物種豐富度格局。生態學報 22(5), 629-635。
- 江政人，2004。臺灣中部地區崩塌地植被恢復之研究。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，61 pp.。
- 汪靜明，1994。子遺的國寶—臺灣櫻花鉤吻鮭專集。雪霸國家公園解說教育叢書。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，185 pp.。

- 林昭遠，2009。雪山地區高山生態系整合研究—集水區環境資料建置及應用，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。
- 張芷莢，2007。臺灣地區歸化植物侵略性評估系統之建立。國立中興大學森林學系碩士論文，臺中市，94 pp.。
- 郭城孟，1995。七家灣溪潛在植被之研究，雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 郭魁士，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。
- 黃婷璟，2004。濱溪植物在推移帶分布狀態及其耐受性適生之研究。中華大學土木工程學系碩士班論文，新竹市。

- 雷祖強，2006。雪霸國家公園生態評估模式之建立—以災害崩塌潛勢與地景干擾為例。雪霸國家公園管理處，苗栗縣，110 pp.。
- 廖天賜，1998。臺灣赤楊生態生理之基礎研究。國立中興大學植物學研究所博士論文，臺中市。
- 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。
- 蔡尚惠、徐憲生、呂金誠。2010。七家灣溪濱岸植群之組成與結構。林業研究季刊 32(1), 19-38。
- 謝長富、謝宗欣、林淑梅，1989。德基水庫溫暖帶雨林之結構及演替，臺灣省立博物館半年刊 42(2), 77-90。
- 蘇鴻傑，1987。植群生態多變數分析法之研究 III. 降趨對應分析及相關分布序列法。中華林學季刊 20(3), 45-68。
- 顧玉蓉，2007。溪流結構物對生態影響之定量評估。國立成功大學水利及海洋工程研究所博士論文，臺南市。

表 5-1. 影響濱岸植群變化之機制與其生態反應

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

(Nilsson and Svedmark, 2002)

表 5-2. 七家灣溪濱岸各測站之土地利用比率(%)

測站及所屬樣區	土地利用類別			
	植群	溪面	裸露地	建地
線截樣區				
觀魚臺(#4)	80.02	7.25	9.29	3.44
一號壩上游(#12)	56.69	5.44	35.18	2.70
一號壩下游(#13)	83.45	6.29	1.68	8.59
繁殖場(#5)	81.31	7.92	6.61	4.17
臨時樣區				
桃山西溪(#2)	82.60	5.05	3.61	8.75
二號壩(#3)	83.82	7.14	7.01	2.04
高山溪(#8)	89.52	5.15	4.58	0.08

(資料來源：本研究資料)

表 5-3. 七家灣溪濱岸植群之線截樣區屬性表

測站	樣區	TWD97 座標		海拔高 (m)	濱岸寬度 (L+R, m)	溪寬 (m)	距溪面高 (m)	全天光空域 (%)
		X	Y					
觀魚臺(#4)	211	281566	2696307	1,780	0.3+13.0	11.0	1.1	R: 46.2±2.9
觀魚臺(#4)	212	281549	2696296	1,780	0.0+11.0	14.0	0.9	L: 39.2±4.2
一號壩上游(#12)	213	281535	2695437	1,719	28.0+90.2	8.8	1.5	R: 52.8±0.4
一號壩上游(#12)	214	281529	2695406	1,750	35.2+81.7	7.5	1.5	L: 51.9±0.5
一號壩下游(#13)	215	281698	2694720	1,740	4.1+ 8.7	11.6	1.0	R: 49.2±0.4
一號壩下游(#13)	216	281721	2694707	1,738	1.1+ 4.4	18.5	1.1	L: 51.9±0.8
繁殖場(#5)	217	281815	2694194	1,711	13.2+1.2	22.6	1.8	R: 51.6±2.3
繁殖場(#5)	218	281756	2694200	1,748	15.0+ 0.4	24.3	0.5	L: 49.6±1.6

(資料來源：本研究資料)

表 5-4. 2010 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

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	0.0	0.0	0.0	126.8	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	43.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
川上氏鵝耳櫪	70.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	135.8	158.5	198.9	300.0	43.2	0.0	300.0	268.9
褐毛柳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	71.0	0.0	0.0
朴樹	0.0	0.0	0.0	0.0	37.1	41.4	0.0	0.0
水麻	39.6	0.0	0.0	0.0	202.5	30.6	0.0	0.0
海州常山	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30.3	0.0	0.0
大葉溲疏	33.3	0.0	0.0	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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-5. 2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺		一號壩上游		一號壩下游		繁殖場	
	(#4)		(#12)		(#13)		(#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
大葉溲疏	33.3	0.0	18.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
川上氏鵝耳櫪	70.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
水麻	39.6	0.0	0.0	0.0	202.5	30.6	0.0	13.6
朴樹	0.0	0.0	0.0	0.0	37.1	41.4	0.0	0.0
阿里山榆	0.0	0.0	9.9	0.0	0.0	126.8	0.0	0.0
青苧麻	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
海州常山	0.0	25.3	0.0	0.0	0.0	30.3	0.0	0.0
疏果海桐	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
賊仔樹	0.0	22.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	43.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	135.8	158.5	198.9	300.0	43.2	0.0	300.0	268.9
臺灣胡桃	20.8	21.9	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣馬桑	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣紫珠	0.0	23.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	10.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	14.9	0.0	17.1	71.0	0.0	17.5

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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-6. 2011 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

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	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	30.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	0.0	0.0	207.2	300.0	0.0	0.0	300.0	300.0
臺灣胡桃	0.0	0.0	12.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣溲疏	0.0	0.0	13.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	7.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	19.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鵲不踏	0.0	0.0	3.7	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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-7. 2011 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區喬木層之優勢種

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	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣二葉松	0.0	0.0	30.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣赤楊	300.0	0.0	207.2	300.0	0.0	0.0	300.0	300.0
臺灣胡桃	0.0	0.0	12.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣溲疏	0.0	0.0	13.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
褐毛柳	0.0	0.0	19.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
蓮草	0.0	0.0	7.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鵲不踏	0.0	0.0	3.7	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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-8. 2010 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺		一號壩上游		一號壩下游		繁殖場	
	(#4)		(#12)		(#13)		(#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
小果薔薇	0.0	0.0	10.5	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0
五節芒	91.6	90.3	23.5	10.3	23.7	37.9	91.6	90.3
木賊	0.0	0.0	0.0	28.9	15.7	0.0	0.0	0.0
串鼻龍	0.0	0.0	13.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
透莖冷水麻	0.0	0.0	0.0	17.1	0.0	0.0	0.0	0.0
臺灣何首烏	0.0	0.0	22.7	17.0	32.3	11.2	0.0	0.0
臺灣赤楊	0.0	0.0	0.0	0.0	20.7	26.4	0.0	0.0
臺灣澤蘭	11.0	16.9	0.0	0.0	13.1	20.7	11.0	16.9
臺灣蘆竹	0.0	0.0	0.0	19.5	0.0	14.3	0.0	0.0
大扁雀麥	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9
加拿大蓬	10.4	14.5	0.0	0.0	16.4	0.0	10.4	14.5
艾	11.0	18.6	24.1	12.0	13.5	16.9	11.0	18.6
鵝仔草	0.0	0.0	2.1	1.8	2.1	0.0	0.0	1.6
羊蹄	0.0	0.0	0.4	1.8	2.0	0.0	1.7	1.6
熱帶鱗蓋蕨	0.0	0.0	11.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-9. 2010 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺		一號壩上游		一號壩下游		繁殖場	
	(#4)		(#12)		(#13)		(#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
五節芒	0.0	0.0	45.5	24.3	0.0	4.1	10.0	5.5
火炭母草	0.0	0.0	2.9	5.8	0.0	13.8	0.8	0.0
芒	31.0	0.0	2.5	8.8	0.0	0.0	9.3	14.2
波葉山螞蝗	3.8	0.0	3.2	4.1	0.0	0.0	5.9	10.5
秋鼠麴草	10.8	2.5	5.2	10.0	0.0	0.0	2.6	1.8
梨山小蓼衣藤	15.3	26.3	6.3	1.2	7.1	2.9	6.4	3.4
頂芽狗脊蕨	0.0	0.0	0.5	0.0	17.5	2.9	8.5	5.8
圓果冷水麻	0.0	0.0	1.7	0.0	26.0	68.5	0.0	1.9
臺灣何首烏	29.3	24.5	7.8	3.0	5.3	9.0	10.0	12.7
臺灣赤楊	33.2	0.0	14.7	24.1	1.7	2.8	28.2	23.4
臺灣澤蘭	11.9	10.5	16.2	30.2	14.6	10.7	14.6	17.1
臺灣蘆竹	0.0	0.0	3.2	0.4	14.8	0.0	13.9	14.0
褐毛柳	13.0	6.0	0.0	0.0	6.6	3.3	0.7	3.7
加拿大蓬	14.3	28.5	12.1	14.8	5.7	8.8	8.9	5.2
豆瓣菜	0.0	0.0	0.0	0.7	1.6	0.0	0.7	0.0
艾	4.2	9.6	13.6	27.1	13.7	9.7	13.6	16.5
小欉葉懸鈎子	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	0.0	6.8	0.0
羊蹄	0.0	14.8	0.2	1.5	2.3	0.0	2.4	1.7
薄葉牛皮消	0.0	12.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-10. 2011 年春季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種

植物種類	測站及樣區							
	觀魚臺		一號壩上游		一號壩下游		繁殖場	
	(#4)		(#12)		(#13)		(#5)	
	211	212	213	214	215	216	217	218
五節芒	15.4	0.0	55.2	48.9	0.0	5.7	0.0	6.2
木芋麻	0.0	0.0	1.7	0.0	13.3	4.7	5.7	1.4
木賊	0.0	4.2	2.8	5.1	13.9	0.0	9.3	14.9
水麻	2.2	0.0	0.0	0.0	2.2	13.9	1.5	0.0
火炭母草	0.0	0.0	2.1	2.6	3.8	19.0	1.1	2.8
玉山筷子芥	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0
尖葉槭	3.8	11.4	0.4	0.0	0.0	0.0	1.9	1.3
梨山小叢衣藤	16.8	11.6	5.2	3.4	2.0	0.0	4.6	5.4
芒	0.0	0.0	6.3	7.3	1.9	0.0	9.0	12.8
頂芽狗脊蕨	3.9	0.0	0.4	1.2	13.4	0.0	9.4	7.4
棒頭草	10.9	45.7	1.0	3.1	23.4	29.5	19.0	18.2
臺灣何首烏	30.7	11.9	6.4	8.4	7.2	25.1	10.3	7.6
臺灣赤楊	37.3	2.8	20.7	24.4	1.9	3.8	53.0	55.4
臺灣款冬	5.7	0.0	0.0	0.4	0.0	10.2	2.6	0.0
臺灣澤蘭	16.7	12.4	13.1	27.2	19.9	6.2	12.6	14.9
臺灣蘆竹	0.0	0.0	8.0	1.0	12.4	0.0	2.8	7.7
加拿大蓬	7.6	17.3	8.9	8.4	4.2	4.5	7.2	2.6
大扁雀麥	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
豆瓣菜	0.0	2.9	0.0	0.0	6.8	4.7	2.6	0.0
艾	9.6	14.7	13.9	25.9	16.5	23.5	9.9	7.2
小椋葉懸鈎子	0.0	0.0	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
鵝仔草	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	6.2	0.0	1.3
羊蹄	0.0	20.2	0.0	0.4	4.6	0.0	2.8	0.0
褐毛柳	19.1	3.2	1.1	1.4	7.7	0.0	0.0	1.6

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-11. 2011 年秋季七家灣溪濱岸植群線截樣區地被層之優勢種

植物種類	測站及樣區								
	觀魚臺		一號壩上游		一號壩下游		繁殖場		
	(#4)		(#12)		(#13)		(#5)		
	211	212	213	214	215	216	217	218	
五節芒	18.8	0.0	39.6	29.7	0.0	6.3	0.0	6.8	
木芋麻	0.0	0.0	1.8	0.0	16.0	5.0	3.1	1.3	
木賊	0.0	4.6	3.0	5.3	15.3	0.0	8.6	13.4	
水麻	3.0	0.0	0.0	0.0	2.2	15.8	1.3	0.0	
火炭母草	0.0	0.0	2.2	2.4	4.5	19.8	1.2	3.0	
玉山筷子芥	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.4	0.0	0.0	
尖葉槭	4.5	13.0	0.4	0.0	0.0	0.0	1.9	1.4	
羊蹄	0.0	14.7	0.0	0.4	5.4	0.0	2.5	0.0	
芒	0.0	0.0	5.1	6.6	2.2	0.0	7.3	10.1	
秋鼠麴草	9.1	4.4	6.4	10.2	2.2	0.0	6.6	6.7	
琉球野薔薇	0.0	8.2	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	
梨山小蓼衣藤	13.7	14.8	12.4	3.4	2.2	0.0	4.5	5.2	
頂芽狗脊蕨	0.0	0.0	0.3	1.0	15.8	0.0	9.3	7.1	
棒頭草	7.5	15.1	0.7	2.7	0.0	22.3	12.4	12.8	
臺灣何首烏	23.7	20.4	6.9	8.4	7.3	26.1	9.6	8.0	
臺灣赤楊	37.2	6.7	22.6	29.2	2.1	3.9	59.9	60.5	
臺灣澤蘭	23.1	14.8	18.6	33.5	22.3	7.0	16.8	16.7	
臺灣蘆竹	0.0	0.0	7.1	1.1	10.0	0.0	2.5	7.7	
加拿大蓬	10.7	24.4	10.3	19.9	2.3	4.3	7.5	3.2	
大扁雀麥	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
豆瓣菜	0.0	9.0	0.0	0.0	8.3	5.0	2.5	0.0	
艾	14.4	20.4	13.6	22.0	23.0	26.5	11.5	8.2	
小椋葉懸鈎子	0.0	0.0	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
鵝仔草	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	4.2	0.0	1.4	
褐毛柳	21.2	5.8	1.2	1.4	9.1	0.0	0.0	1.5	

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-12. 七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010、2011 年春、秋季之喬木層

多樣性指數

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	#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	#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	#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	#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	0.000±0.000	0.000±0.000

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

(資料來源：本研究資料)

表 5-13. 七家灣溪濱岸植群線截樣區 2010、2011 年春、秋季之地被層

多樣性指數

調查 時間	測站	總種數	種豐富度指數			
			H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}
2010	#4	6.1±4.4	1.383±0.889	0.674±0.418	0.233±0.165	0.603±0.375
春季	#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
	#5	6.7±7.9	1.159±1.176	0.493±0.457	0.150±0.201	0.451±0.436
2010	#4	8.9±7.9	1.458±1.223	0.557±0.461	0.124±0.111	0.550±0.456
秋季	#12	10.7±7.0	1.989±0.782	0.840±0.278	0.202±0.108	0.777±0.263
	#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
2011	#4	8.9±5.0	1.769±0.791	0.796±0.324	0.234±0.106	0.730±0.299
春季	#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
2011	#4	7.8±6.0	1.525±1.100	0.702±0.434	0.185±0.186	0.614±0.404
秋季	#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
	#5	8.3±6.8	1.513±1.140	0.617±0.450	0.143±0.109	0.581±0.424

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

(資料來源：本研究資料)

表 5-14. 七家灣溪濱岸植群之臨時樣區屬性表

測站	樣區編號	TWD97 座標		海拔高(m)	全天光空域 (%)
		X	Y		
桃山西溪(#2)	121	281156	2699162	1,881	51
	122	281187	2699157	1,896	53
	129	281139	2699172	1,899	46
二號壩(#3)	123	281434	2697436	1,815	48
	124	281443	2697421	1,815	46
	130	281425	2697413	1,816	49
高山溪(#8)	125	281345	2694719	1,785	44
	126	281364	2694700	1,773	45
	131	281333	2694695	1,787	45

(資料來源：本研究資料)

表 5-15. 七家灣溪濱岸植群臨時樣區喬木層之優勢種

植物種類	測站及樣區									
	桃山西溪(#2)			二號壩(#3)			高山溪(#8)			
	121	122	129	123	124	130	125	126	131	
大葉溲疏	0.0	0.0	105.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	122.1	
山枇杷	0.0	0.0	42.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
山櫻花	0.0	23.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
川上氏鵝耳櫪	0.0	0.0	42.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
水麻	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	76.4	
通條木	0.0	0.0	58.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
臺灣八角金盤	0.0	0.0	51.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
臺灣赤楊	116.8	172.1	0.0	300.0	300.0	0.0	300.0	254.9	40.5	
蓮草	0.0	56.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
褐毛柳	0.0	23.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
銳葉高山櫟	183.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.1	0.0	
鵝不踏	0.0	23.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.0	

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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-16. 七家灣溪濱岸植群臨時樣區地被層之優勢種

植物種類	測站及樣區								
	桃山西溪(#2)			二號壩(#3)			高山溪(#8)		
	121	122	129	123	124	130	125	126	131
大葉溲疏	11.5	20.0	6.4	1.6	0.0	1.3	1.9	0.0	5.0
艾	0.0	2.7	0.0	19.8	34.5	8.3	36.6	12.0	16.1
小柞葉懸鈎子	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	24.1
大扁雀麥	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	3.6
毛地黃	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.7
加拿大蓬	3.4	3.6	5.6	16.8	14.8	10.5	3.1	7.2	12.3
黑麥草	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	12.7
五節芒	16.2	29.2	0.0	6.7	18.5	0.0	20.6	59.5	9.4
木賊	0.0	4.5	0.0	3.1	10.3	6.1	0.0	0.0	0.0
虎杖	0.0	0.0	1.1	0.0	2.0	0.0	0.0	1.9	13.9
虎婆刺	13.1	0.0	1.7	0.0	2.0	0.0	5.1	0.0	1.1
秋鼠麴草	13.5	0.0	0.0	7.3	2.9	0.0	7.7	1.9	0.0
茵陳蒿	0.0	0.0	0.0	8.5	0.0	3.3	9.6	24.5	0.0
梨山小蓑衣藤	8.5	7.0	4.8	1.6	0.0	10.6	4.0	0.0	9.8
頂芽狗脊蕨	1.1	4.4	9.0	4.4	0.0	1.2	14.2	0.0	0.0
裂葉蔓黃菀	1.5	2.9	10.1	6.5	15.0	2.7	0.0	0.0	0.0
漢紅魚腥草	0.0	3.7	7.1	3.5	10.6	1.2	0.0	0.0	1.3
臺灣二葉松	5.2	23.7	0.6	0.0	0.0	4.6	1.3	15.2	0.0
臺灣何首烏	15.9	8.7	11.4	8.9	13.4	15.9	10.1	4.4	4.5
臺灣赤楊	14.0	6.6	7.0	21.0	14.1	19.0	11.3	22.3	1.1
臺灣澤蘭	18.8	5.5	10.0	43.9	37.3	54.8	35.0	30.9	9.5
臺灣鵝觀草	0.0	2.6	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.5
臺灣蘆竹	7.2	17.1	8.5	5.0	2.0	10.5	0.0	6.5	0.0
藤胡頹子	20.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-17. 七家灣溪濱岸植群臨時樣區之地被層多樣性指數

測站	樣區	總種數	種豐富度指數			
			H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}
#2	121	38	3.017	0.829	0.159	0.922
	122	34	3.151	0.894	0.117	0.944
	129	25	1.357	0.422	0.736	0.454
#3	123	67	3.846	0.915	0.048	0.973
	124	25	2.388	0.742	0.246	0.860
	125	53	2.894	0.729	0.348	0.857
#8	126	19	2.159	0.733	0.381	0.808
	127	33	2.862	0.818	0.241	0.905
	131	30	2.993	0.880	0.109	0.936

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

(資料來源：本研究資料)

表 5-18. 8.1 ha 回收農地植群樣區屬性表

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

(資料來源：本研究資料)

表 5-19. 2011 年春、夏、秋季 8.1 ha 回收農地植群樣區喬木層之優勢種

調查 時間	植物種類	區集及樣區								
		A			G			F		
		151	152	153	157	158	159	163	164	165
春	山櫻花	300.0	300.0	66.5	300.0	300.0	300.0	0.0	0.0	0.0
	桃	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.6
	楓香	0.0	0.0	233.5	0.0	0.0	0.0	300.0	300.0	264.4
夏	山櫻花	300.0	300.0	300.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
秋	山櫻花	300.0	300.0	300.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-20. 2011 年春季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種

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	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	176	177	178	179	180
大扁雀麥	102.9	80.6	68.7	22.1	28.1	40.5	80.6	85.6	77.9	25.0	15.0	10.6	66.8	63.8	43.8															
加拿大蓬	30.0	25.9	43.8	108.7	102.6	79.8	39.4	25.4	27.0	86.3	95.1	104.2	33.7	28.9	23.1															
圓葉錦葵	0.0	3.1	0.0	17.8	9.6	8.7	15.3	18.8	13.0	11.5	10.4	16.7	7.3	5.0	3.6															
羊蹄	24.2	32.4	6.1	0.0	0.0	0.0	16.1	0.0	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0															
大畫眉草	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.7	15.6	34.6															
五節芒	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.2	12.4	7.8	0.0	0.0	3.4															
疏花繁縷	0.0	0.0	0.0	12.2	16.6	5.8	3.5	4.3	9.4	1.7	3.5	10.0	0.0	0.0	0.0															
棒頭草	24.1	31.4	50.6	0.0	8.3	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.0	20.7	23.1															
楓香	0.0	0.0	6.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.9	22.0	16.0	17.7	13.3	14.2															
臺北水苦蕒	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	22.5	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6															
臺灣鵝觀草	0.0	13.8	10.8	0.0	8.4	4.4	4.4	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	19.5	26.9	34.8															

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-21. 2011 年夏季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種

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
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	30.1	26.3	99.5	96.1	88.3	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	129.6	119.5	65.5	69.6	76.0	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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	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	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5	4.0	16.6	24.0	27.0	23.5
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	6.2	19.7	3.5	3.6	0.0	6.2	19.7	3.5	3.6	0.0
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	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0
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
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	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	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
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	31.9	28.1	3.6	0.0	8.4	31.9	28.1	3.6	0.0	8.4
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
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

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-22. 2011 年秋季 8.1 ha 回收農地植群樣區地被層之優勢種

植物種類	區集及樣區																		
	A				D				E				F				G		
	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165				
大扁雀麥	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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				
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				

註：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。

(資料來源：本研究資料)

表 5-23. 2011 年春、夏、秋季 8.1 ha 回收農地樣區地被層之多樣性指數

區集	調查時間	總種數	種豐富度指數			
			H _{SW}	E _{SW}	D _{BP}	D _{SM}
A	春	8.0±0.8	1.669±0.147	0.804±0.043	0.332±0.079	0.773±0.042
	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
D	春	11.0±2.8	1.920±0.180	0.813±0.006	0.249±0.017	0.826±0.023
	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
E	春	16.0±4.1	2.437±0.234	0.891±0.040	0.186±0.022	0.892±0.022
	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
F	春	12.3±0.5	2.091±0.049	0.833±0.026	0.258±0.036	0.846±0.013
	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
G	春	11.3±0.5	2.086±0.025	0.860±0.018	0.201±0.006	0.859±0.003
	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

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

(資料來源：本研究資料)

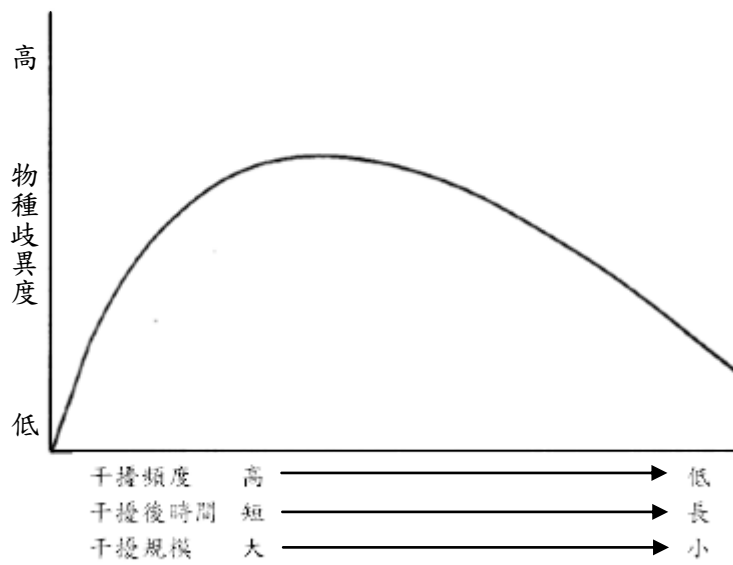


圖 5-1. 中度干擾假說(intermediate disturbance hypothesis)示意圖(Connell, 1978)

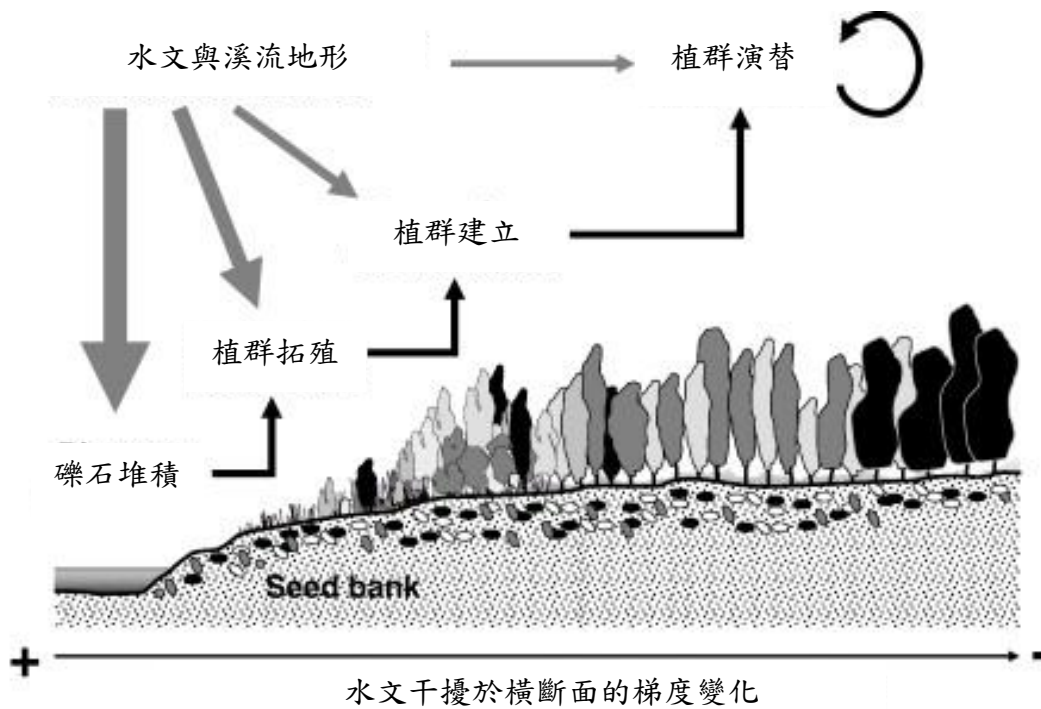


圖 5-2. 濱岸植群演替模式與空間結構示意圖(Corenblit et al., 2007)

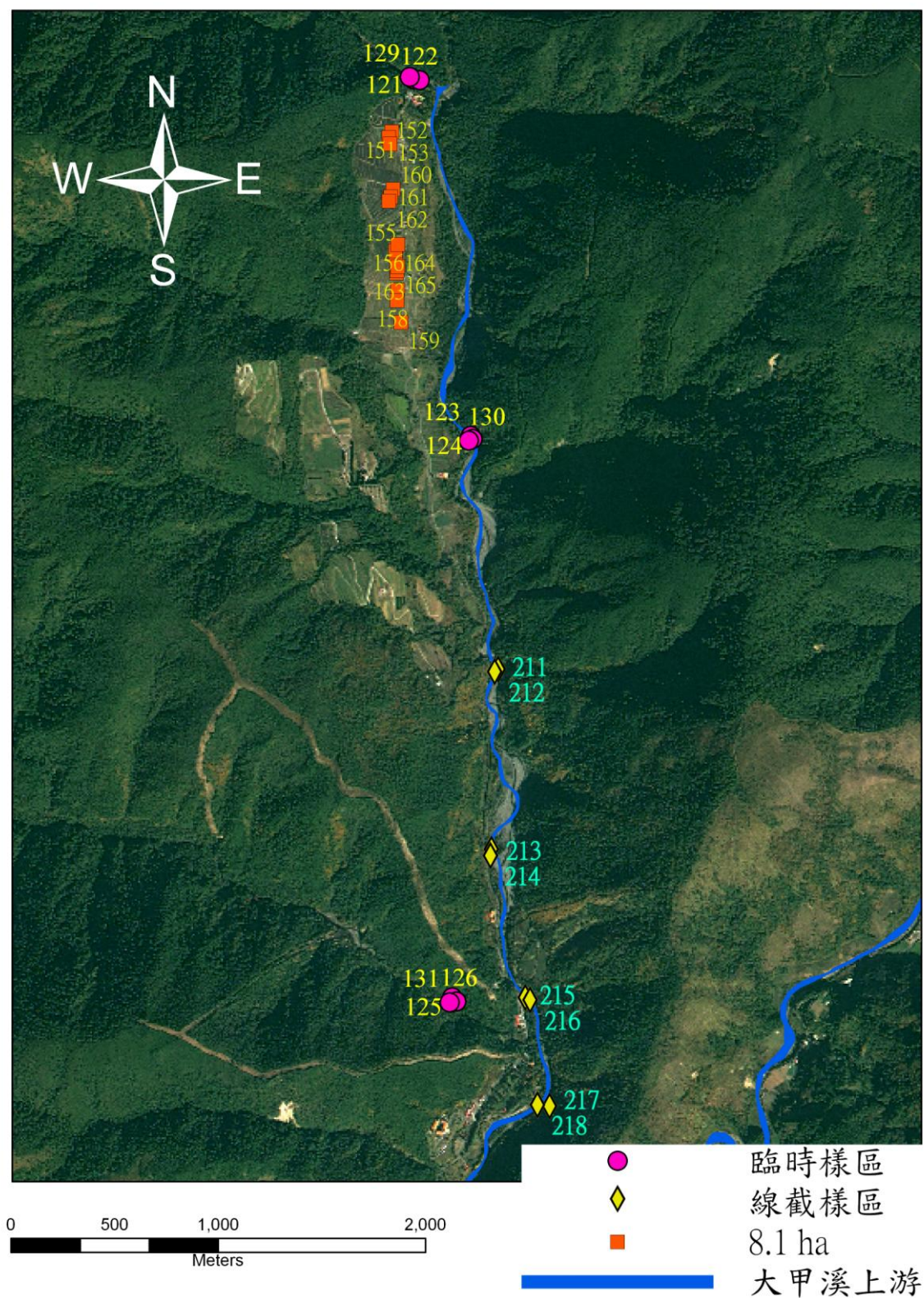


圖 5-3. 七家灣溪濱岸植群監測研究區及其樣區位置圖

(資料來源：本研究資料)

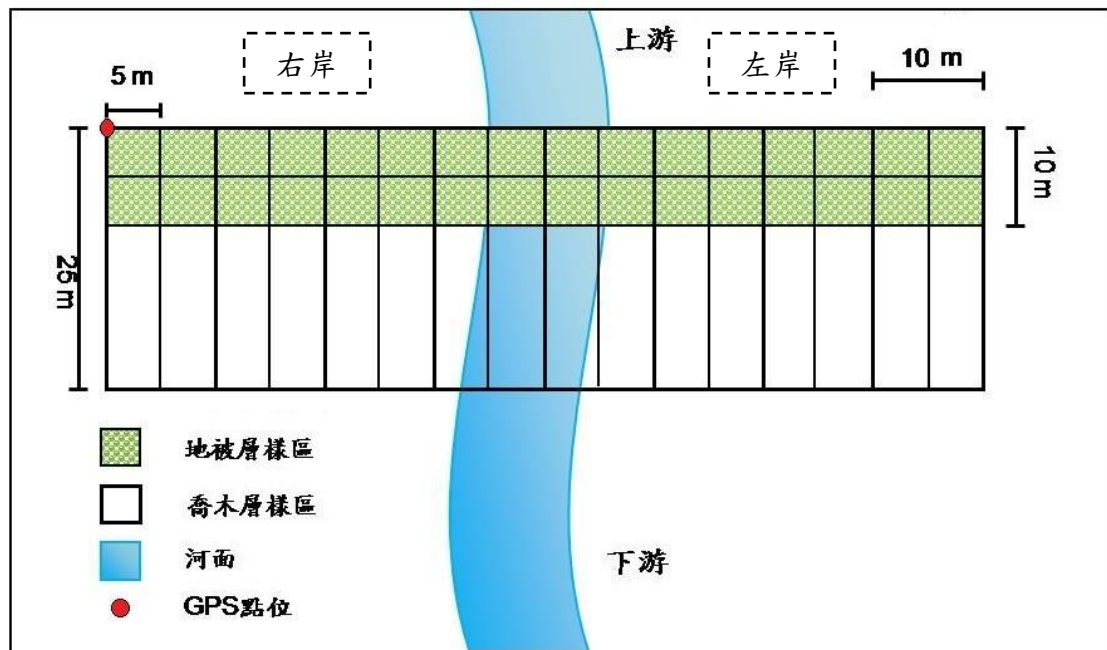


圖 5-4. 濱岸植群之線截樣區設置示意圖(資料來源：本研究資料)

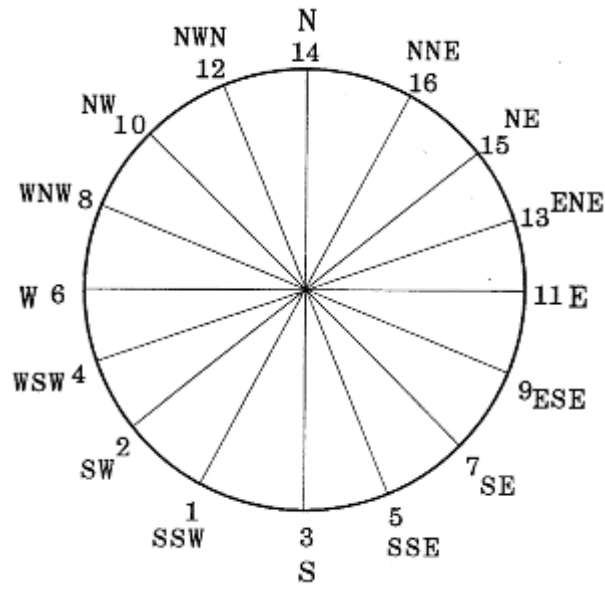


圖 5-5.以方位表示之水分梯度級(Day and Monk, 1974)

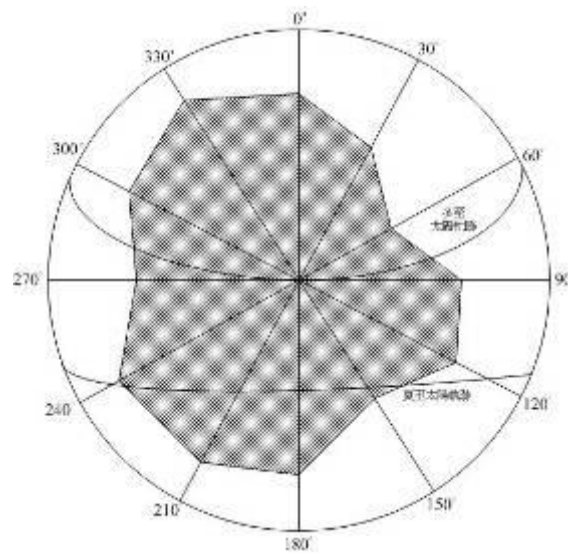


圖 5-6. 林分樣區之全天光空域示意圖(改自夏禹九、王文賢, 1985)



2010/02



2010/08



2011/02



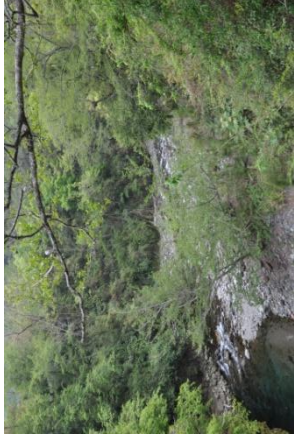
2011/08



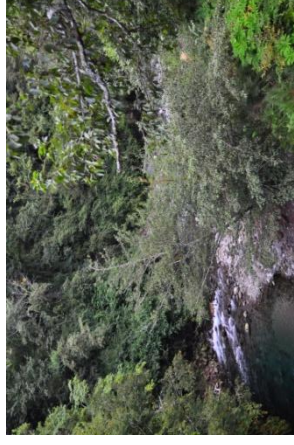
2010/04



2010/10



2011/04



2011/10



2010/06



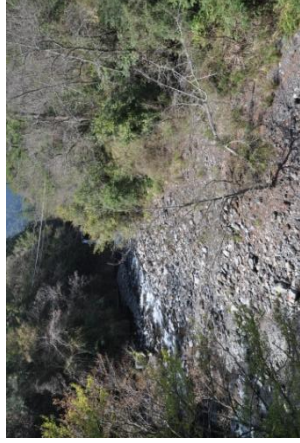
2010/12



2011/06

圖 5-7. 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)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究



2010/02



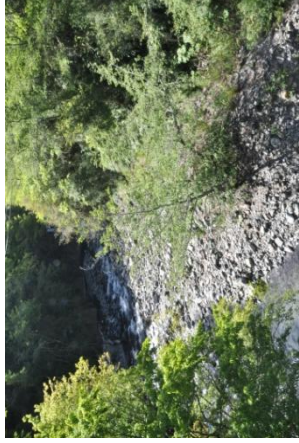
2010/08



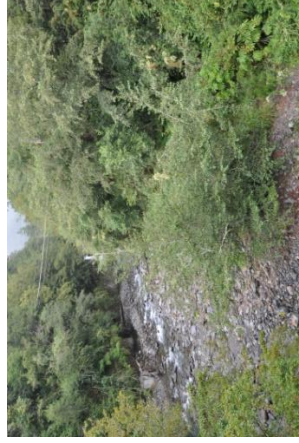
2011/02



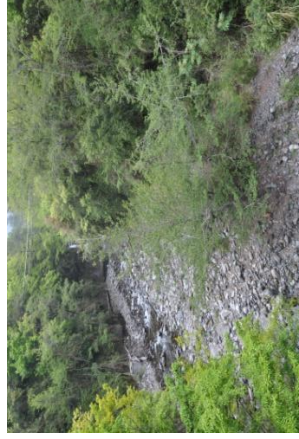
2011/08



2010/04



2010/10



2011/04



2011/10



2010/06



2010/12



2011/06

圖 5-8. 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)



2010/02



2010/08



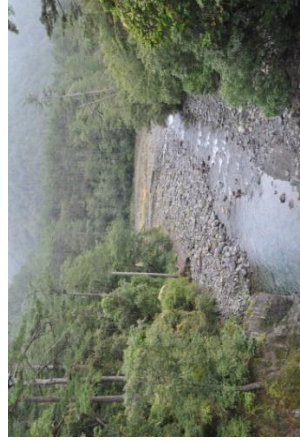
2011/02



2011/08



2010/04



2010/10



2011/04



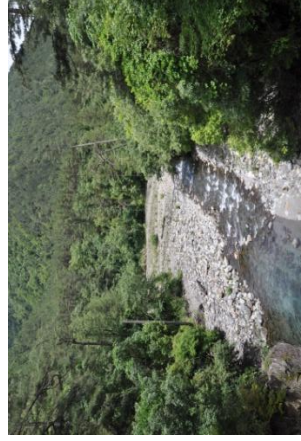
2011/10



2010/06



2010/12



2011/06

圖 5-9. 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)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

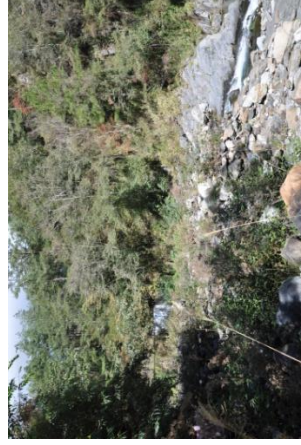
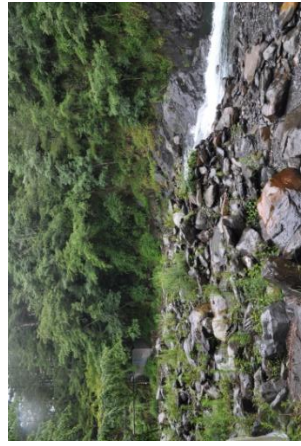


圖 5-10. 二號壩(#3)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

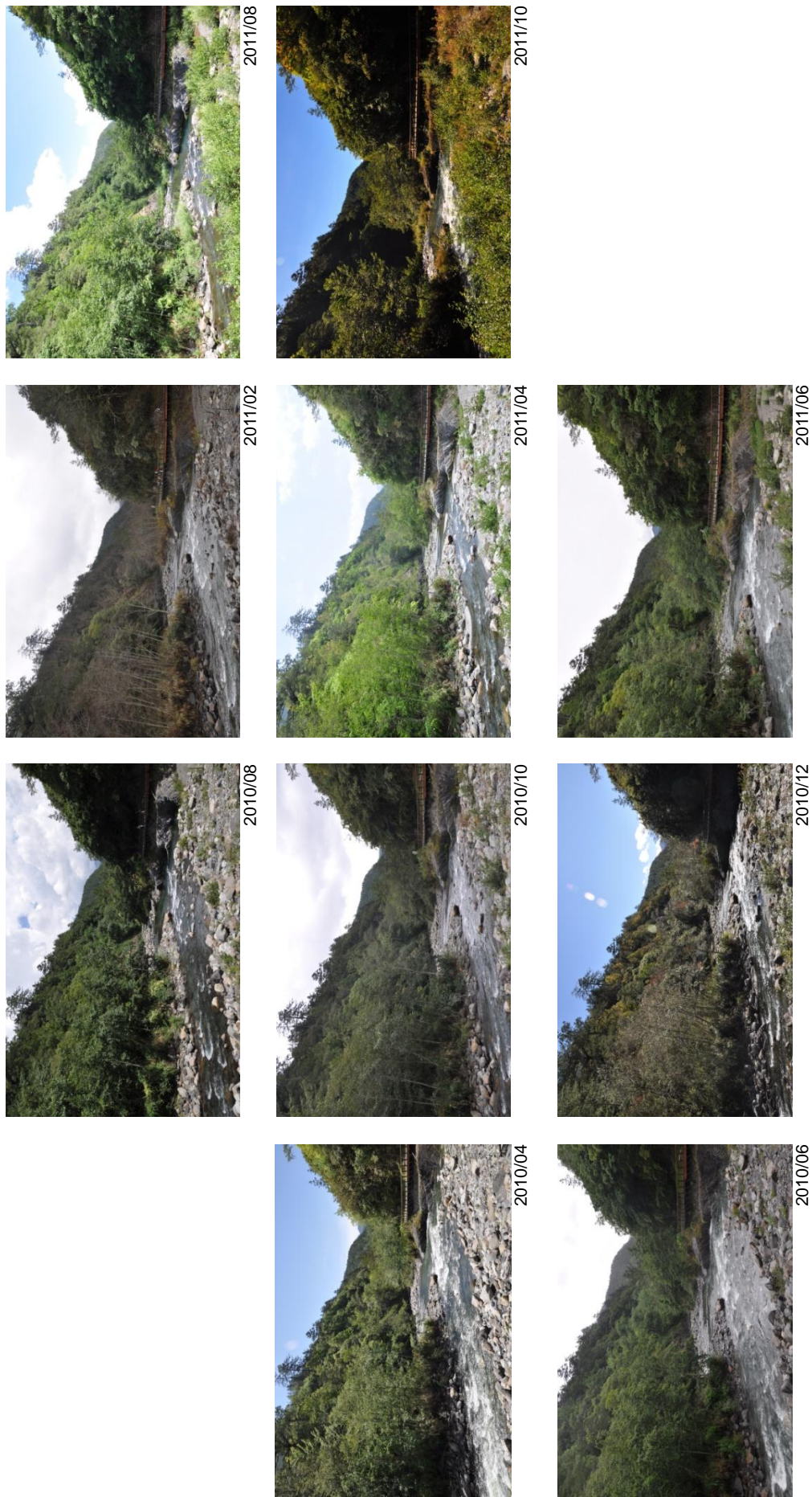


圖 5-11. 觀魚臺(#4)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究



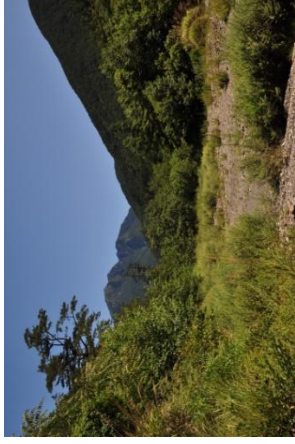
2010/02



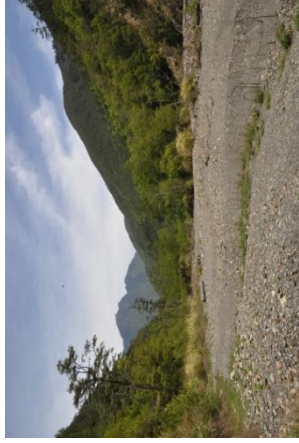
2010/08



2011/02



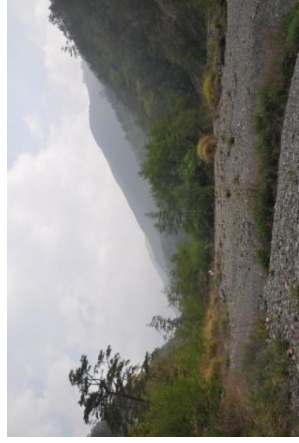
2011/08



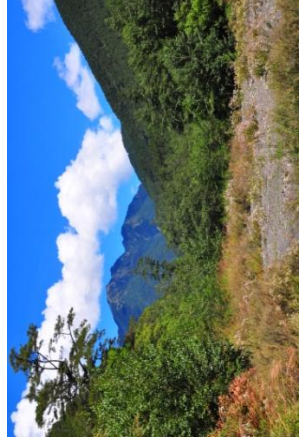
2010/04



2010/10



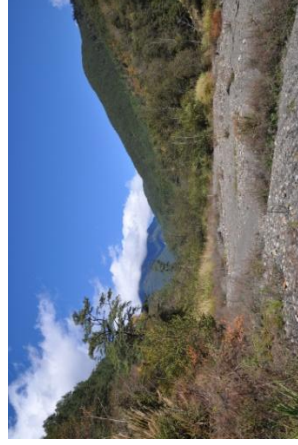
2011/04



2011/10



2010/06



2010/12



2011/06

圖 5-12. 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)



2010/02



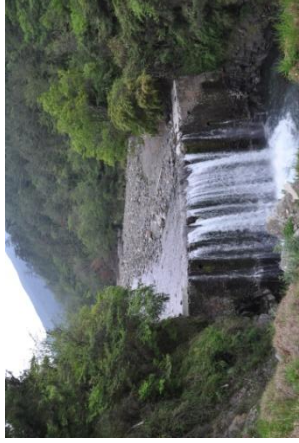
2010/08



2011/02



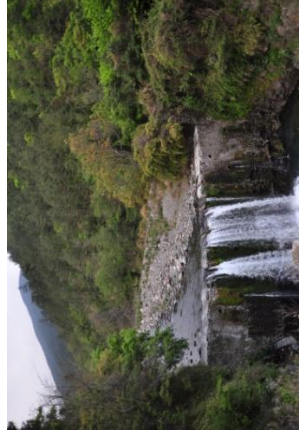
2011/08



2010/04



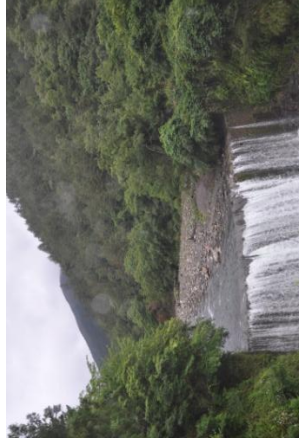
2010/10



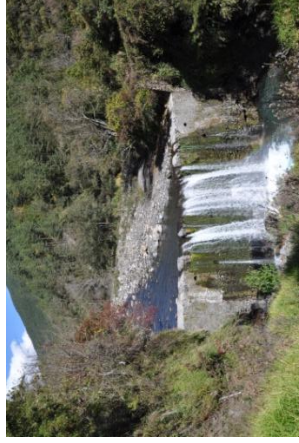
2011/04



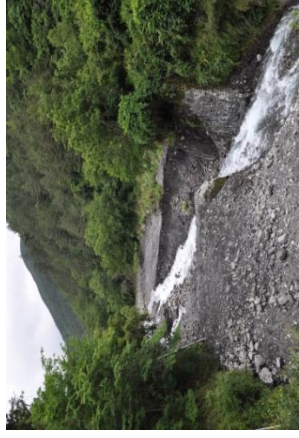
2011/10



2010/06



2010/12



2011/06

圖 5-13. 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)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

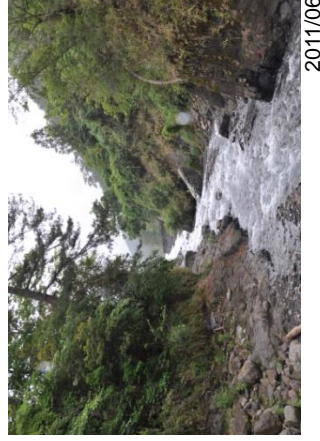
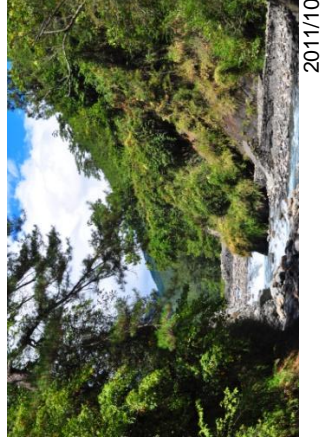


圖 5-14. 一號壩下游(#13)測站(FCU)之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

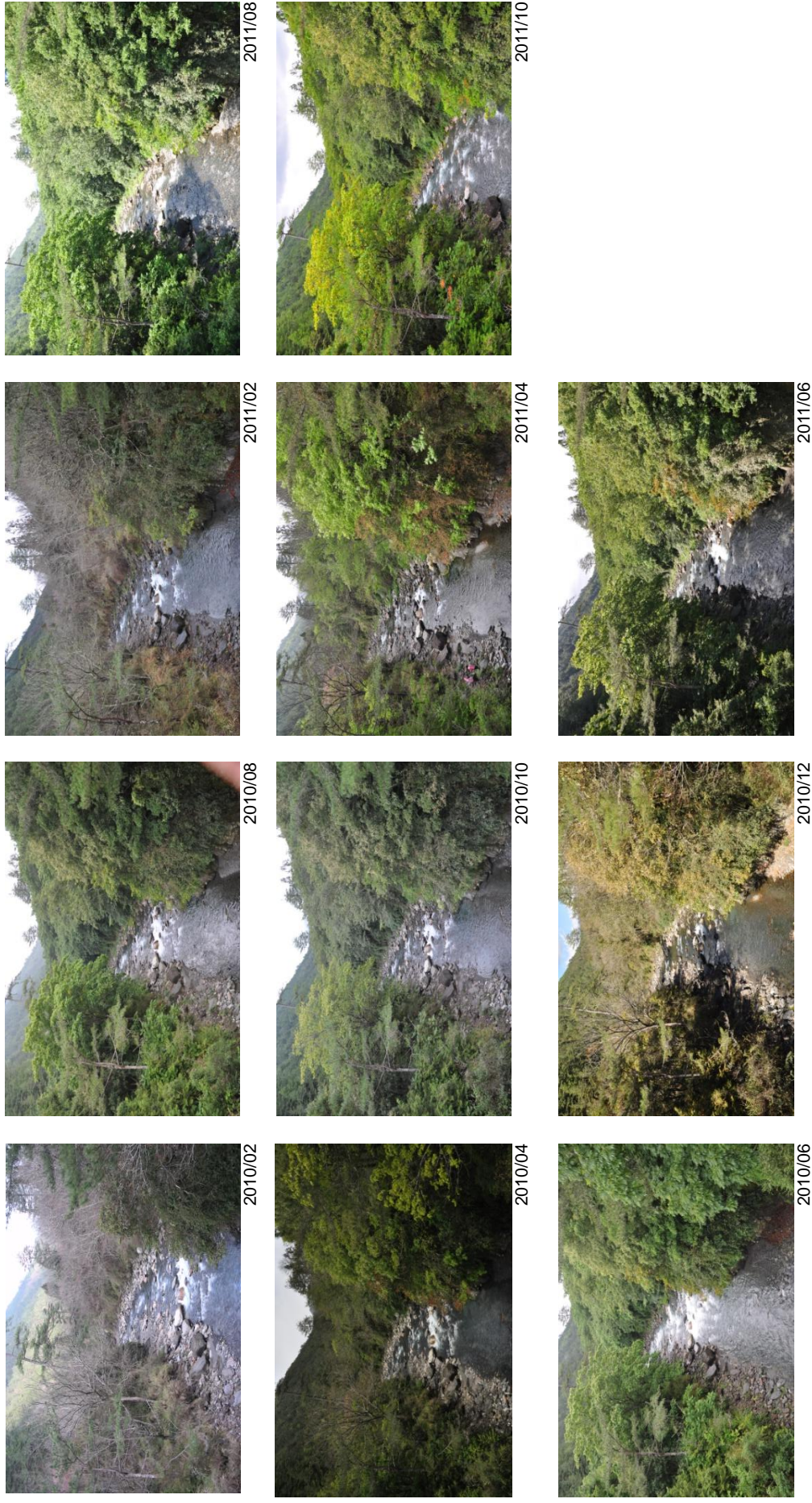


圖 5-15. 一號壩下游(#13)測站北豐橋上游之濱岸地景照監測(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

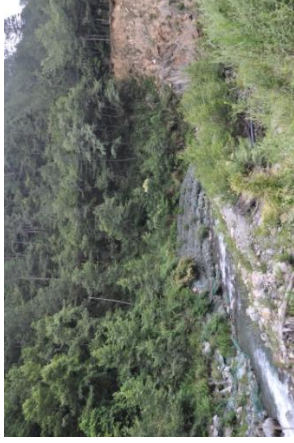


圖 5-16. 一號壩下游(#13)測站兆豐橋下游之濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

第五章 濱岸植群監測



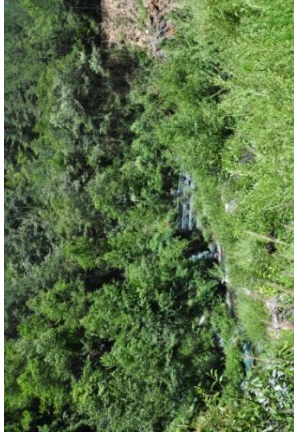
2010/02



2010/08



2011/02



2011/08



2010/04



2010/10



2011/04



2011/10



2010/06



2010/12



2011/06

圖 5-17. 高山溪(#8)測站-1 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

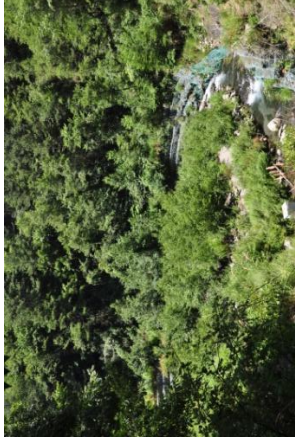
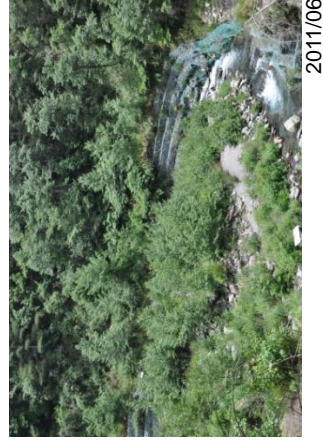


圖 5-18. 高山溪(#8)測站-2 濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

第五章 濱岸植群監測

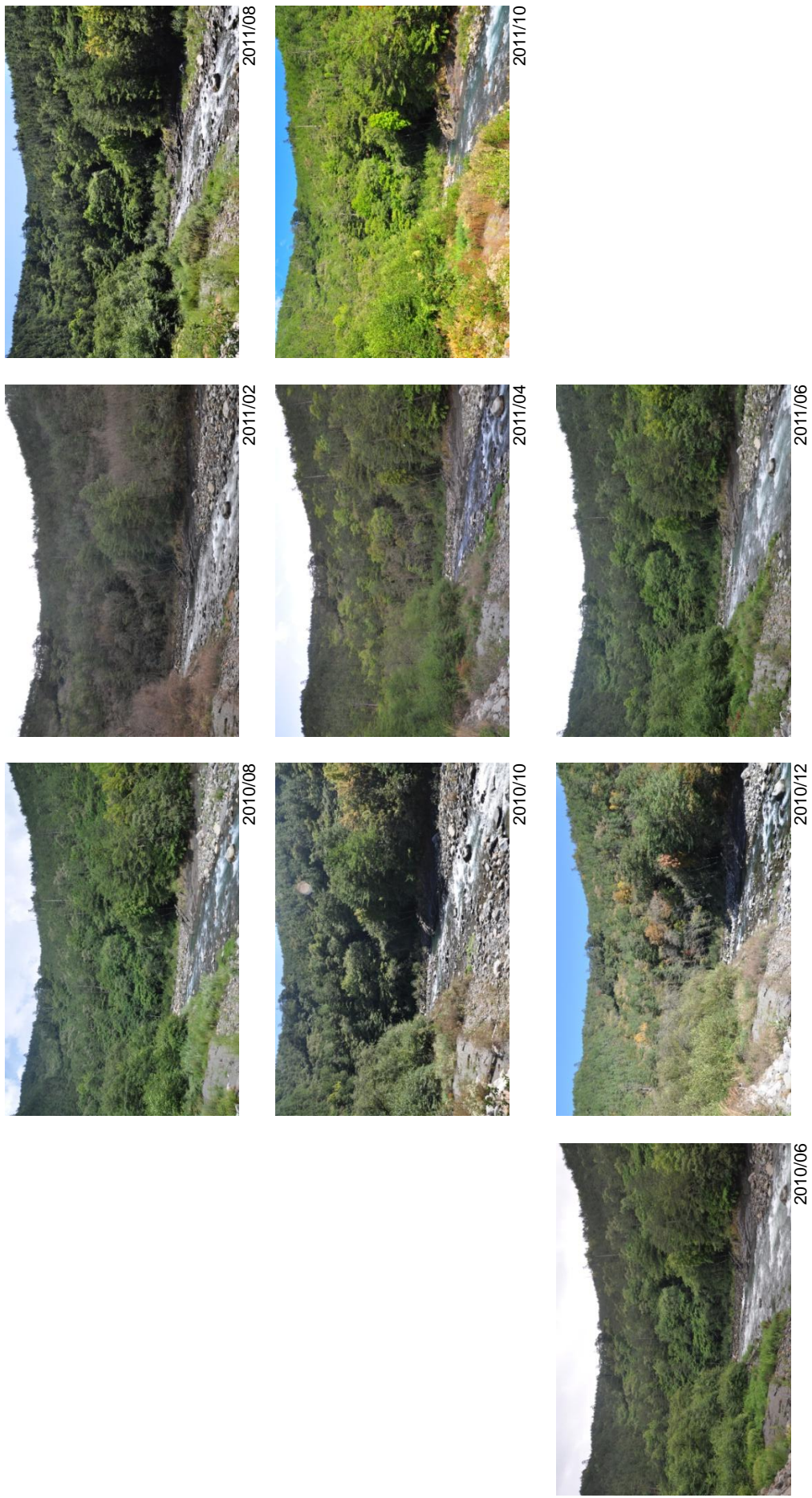


圖 5-19. 繁殖場(#5)測站濱岸地景照相監測(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

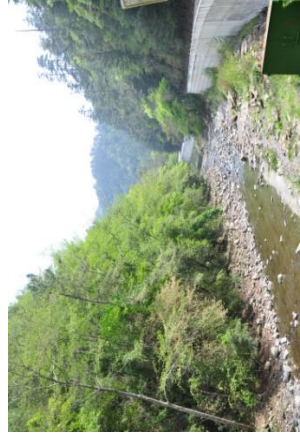
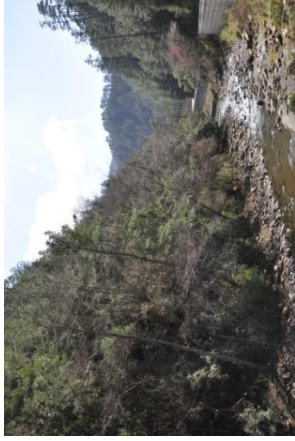


圖 5-20. 有勝溪收費口(#9)測站濱岸地景相監測(資料來源：本研究資料)

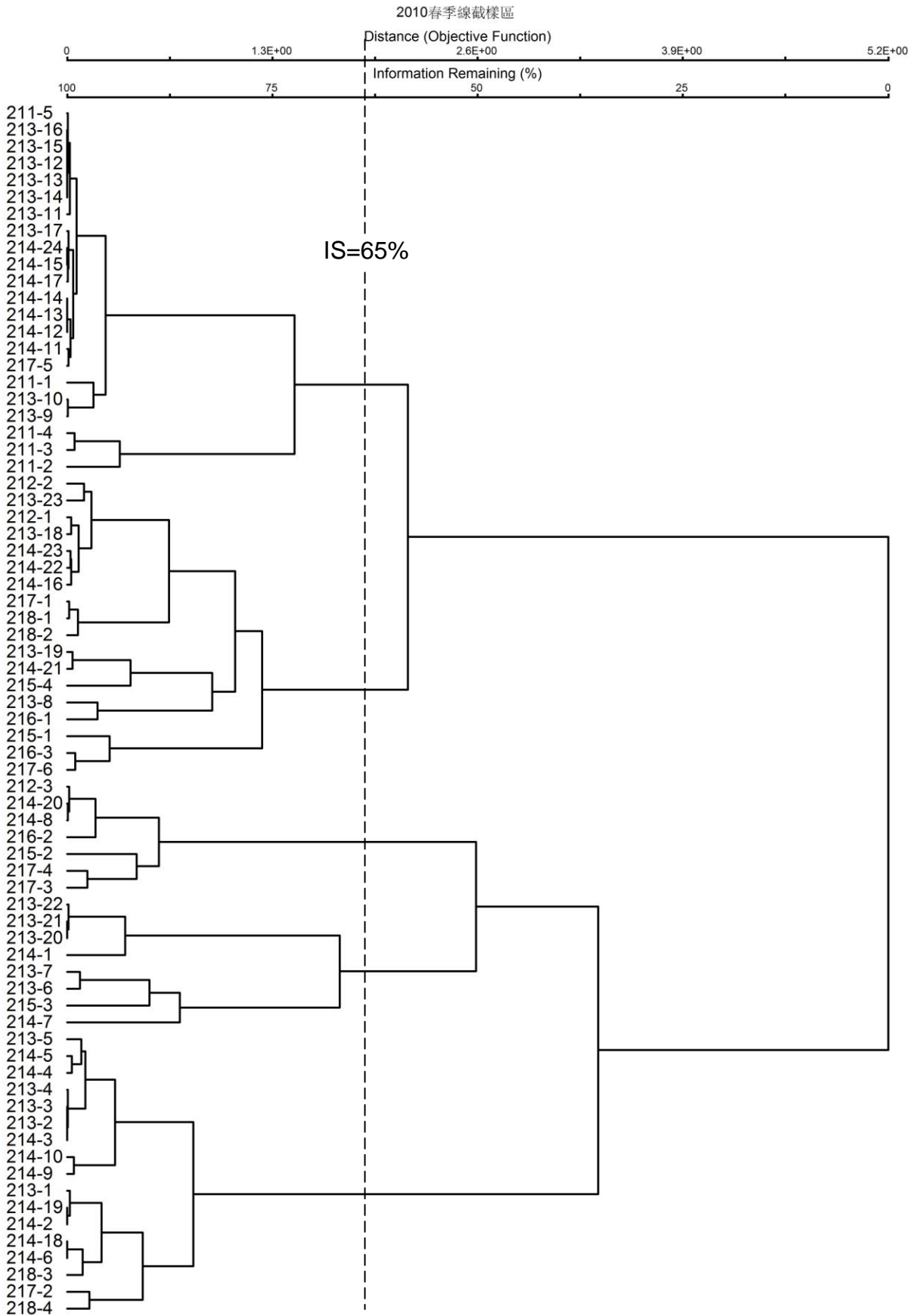


圖 5-21. 2010 年春季線截樣區之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

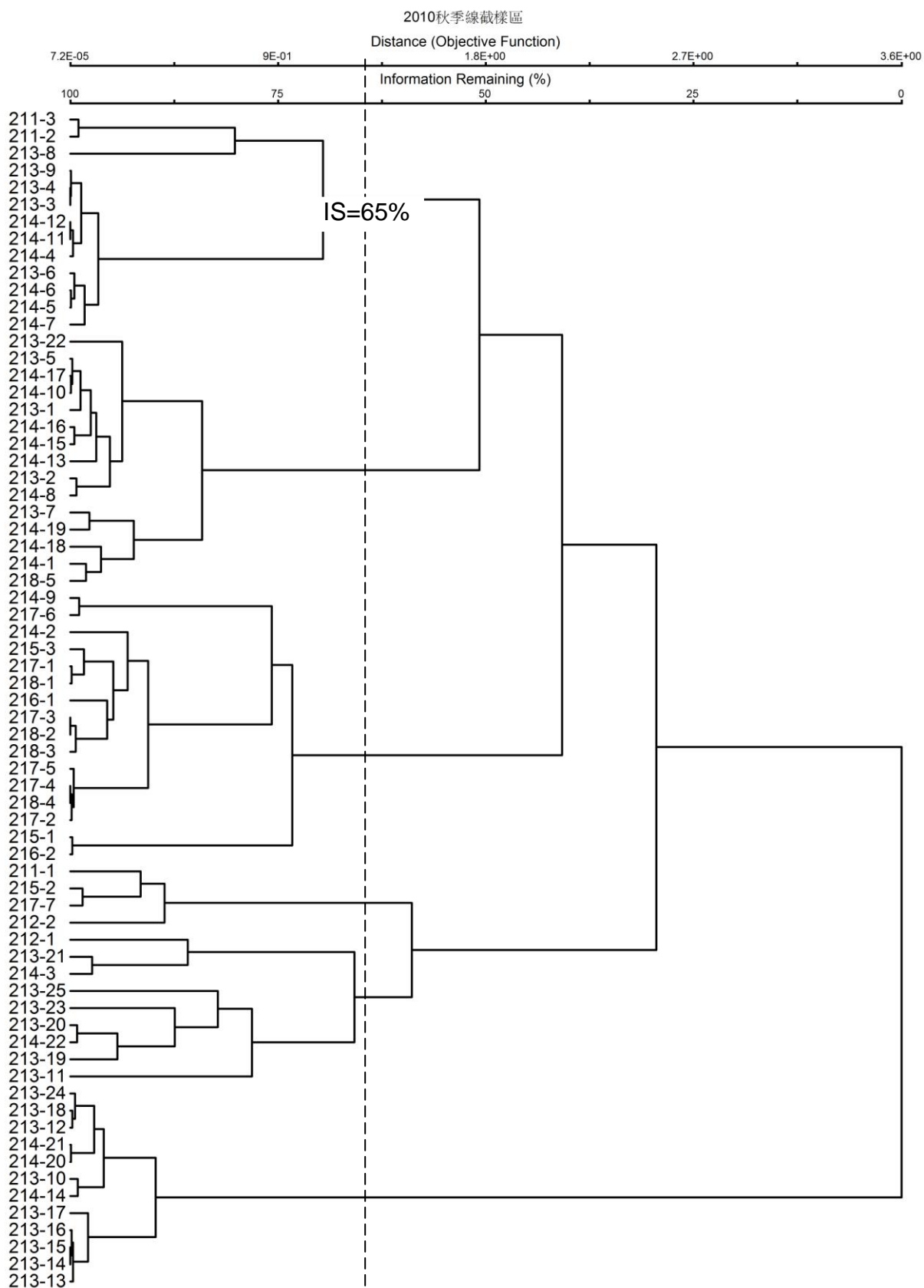


圖 5-22. 2010 年秋季線截樣區之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

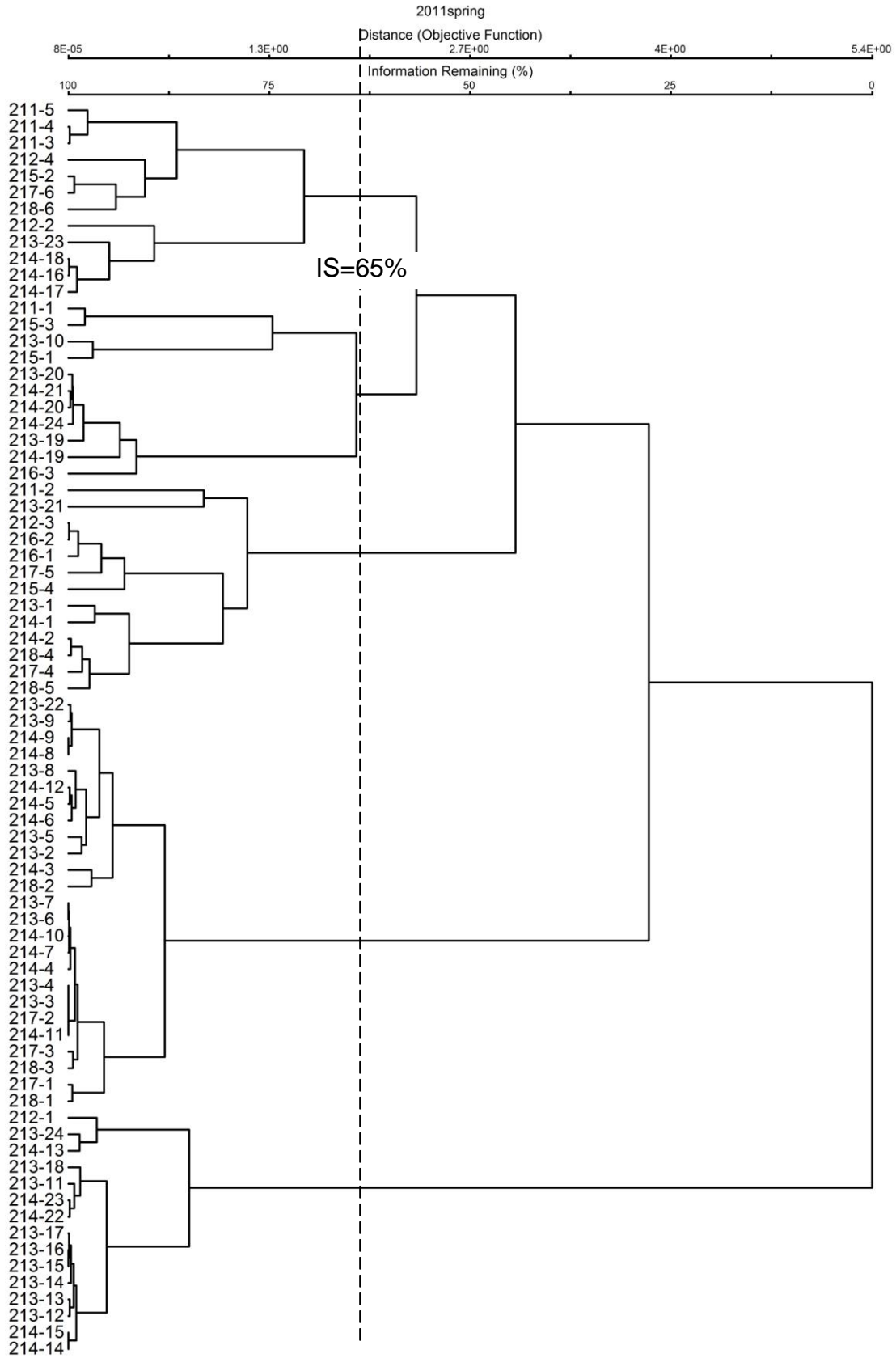


圖 5-23. 2011 年春季線截樣區之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

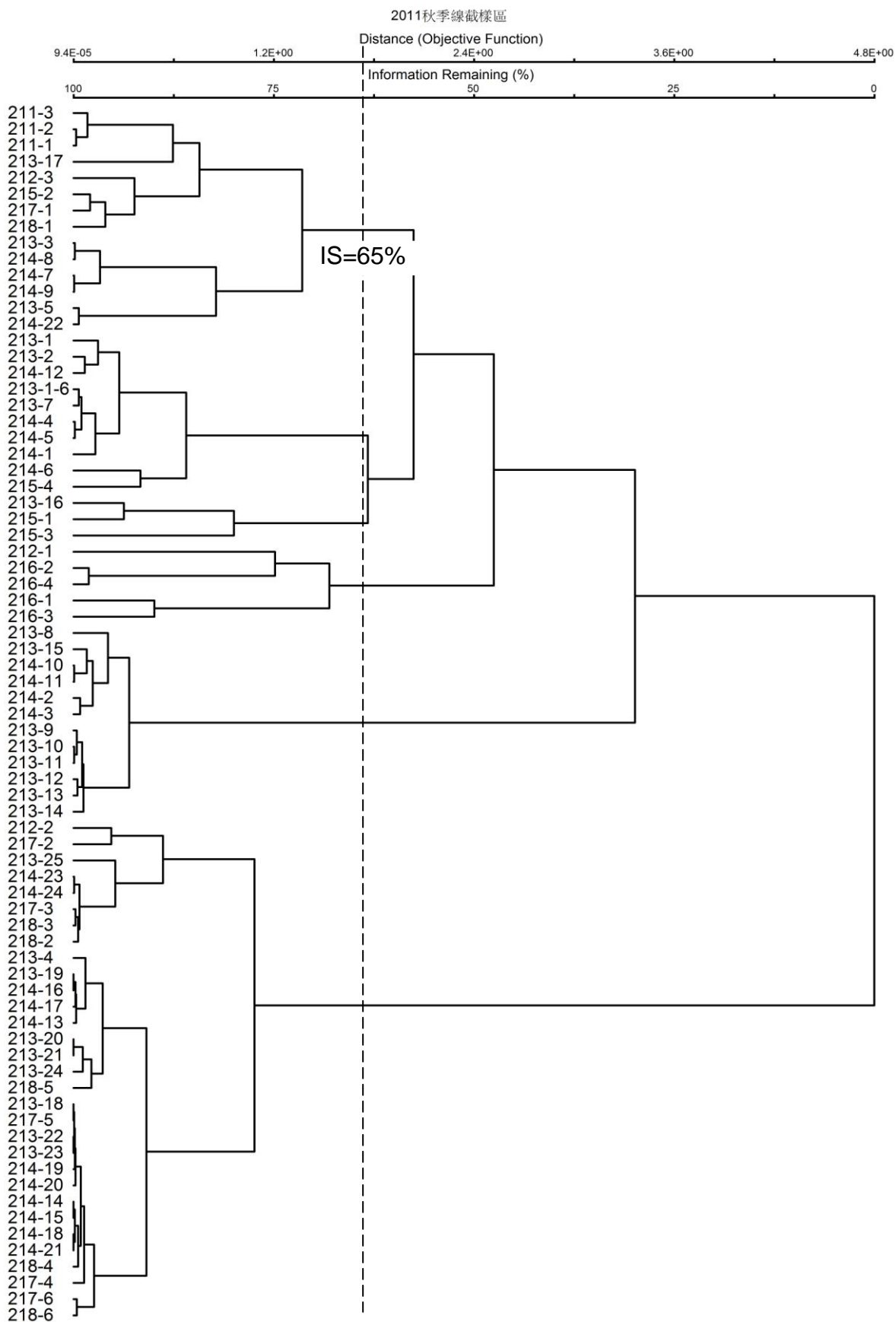


圖 5-24. 2011 年秋季線截樣區之矩陣群團分析(資料來源：本研究資料)

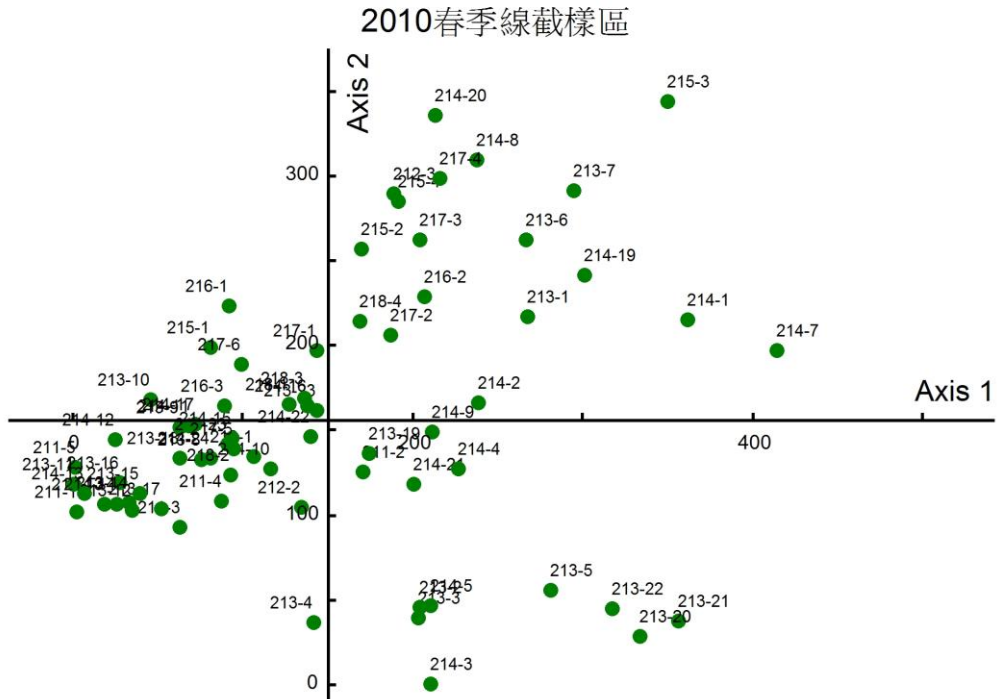


圖 5-25. 2010 年春季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

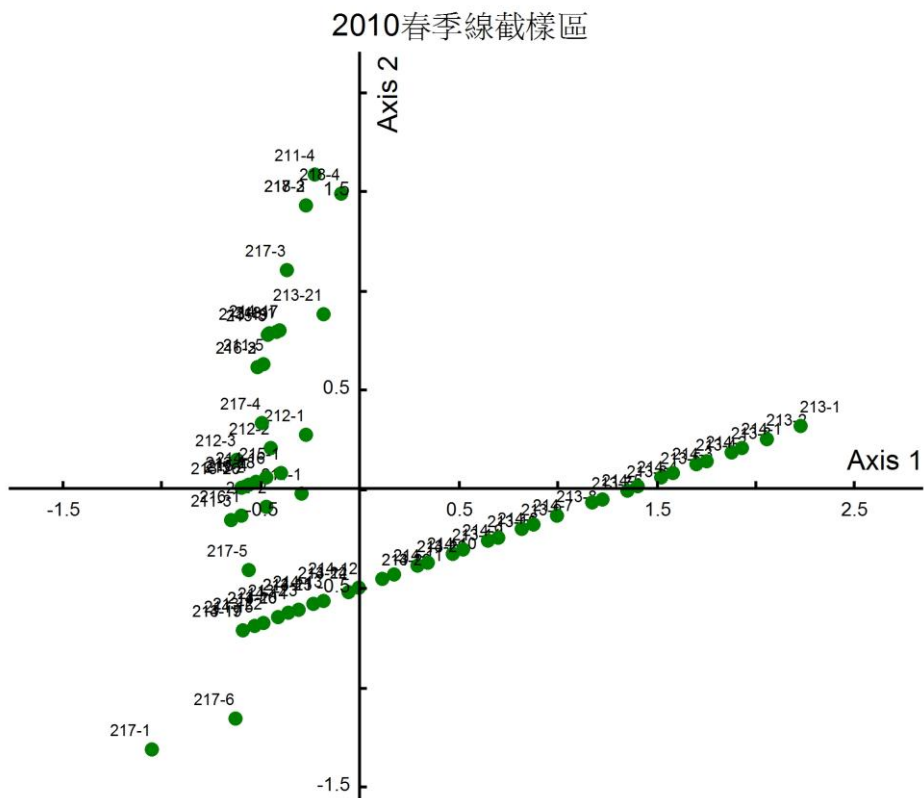


圖 5-26. 2010 年春季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

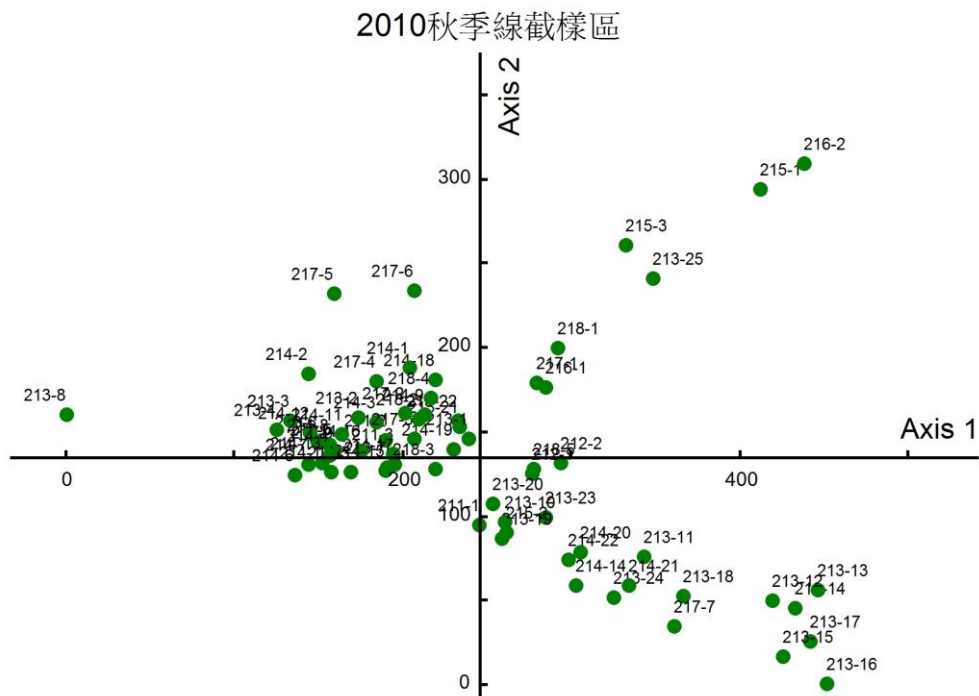


圖 5-27. 2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

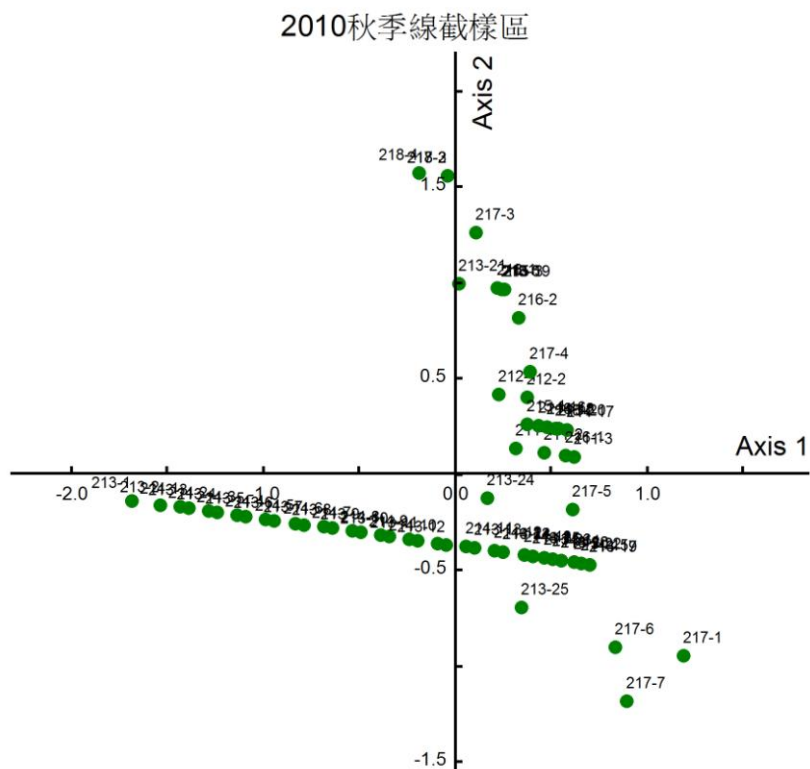


圖 5-28. 2010 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

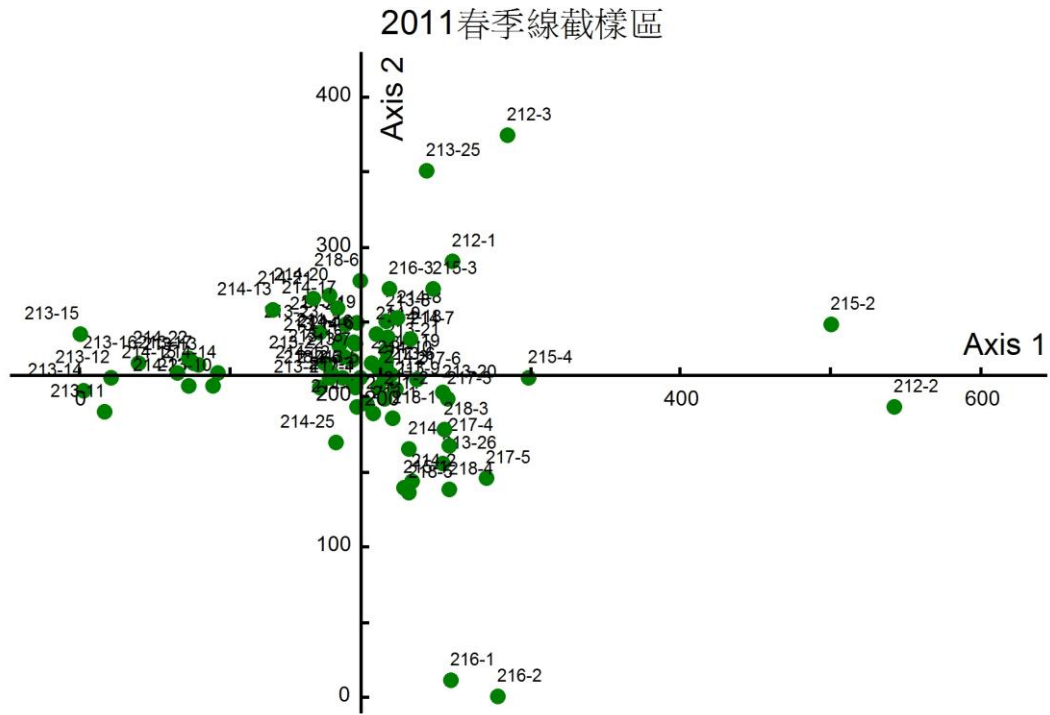


圖 5-29. 2011 年春季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

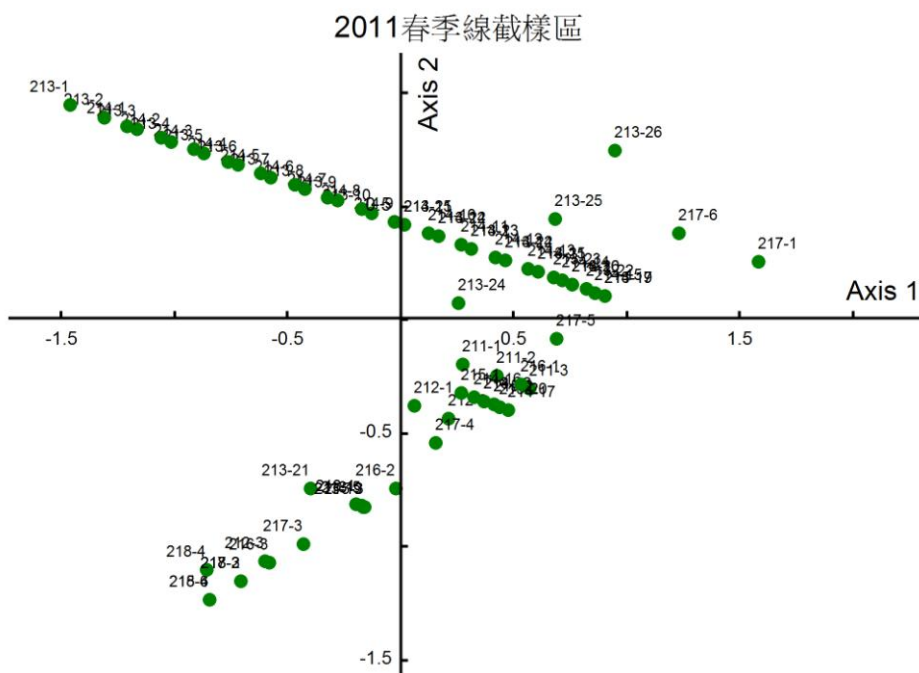


圖 5-30. 2011 年春季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

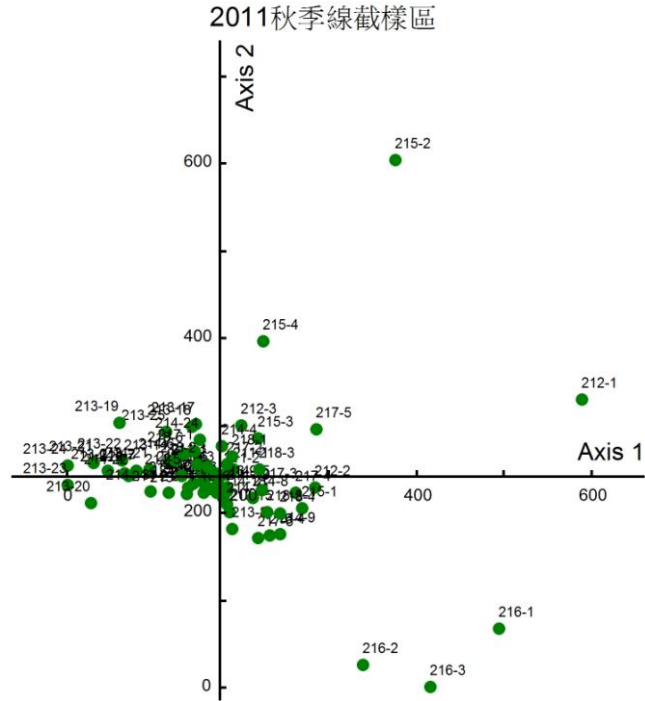


圖 5-31. 2011 年秋季七家灣溪線截樣區地被層降趨對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

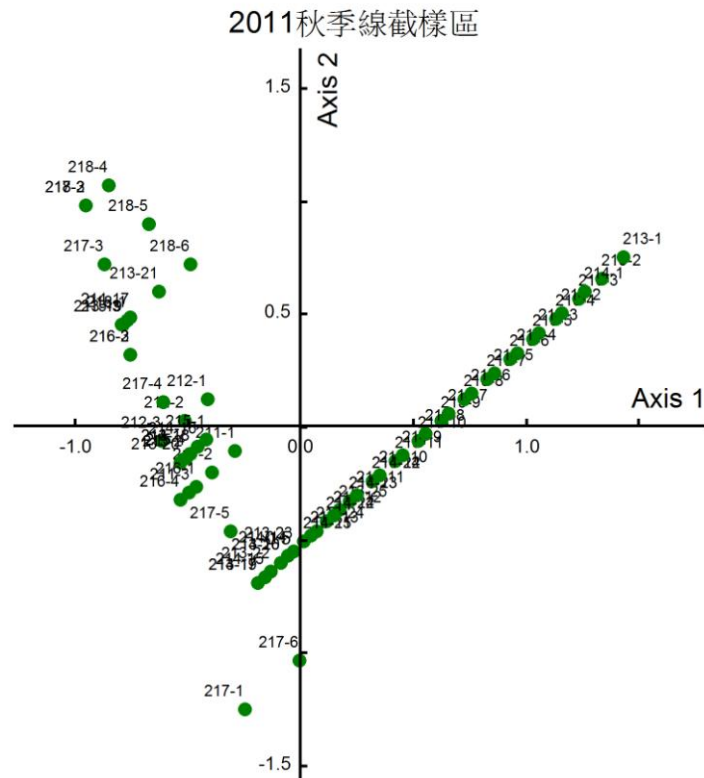


圖 5-32. 2011 年秋季七家灣溪線截樣區地被層典型對應分析圖
(資料來源：本研究資料)

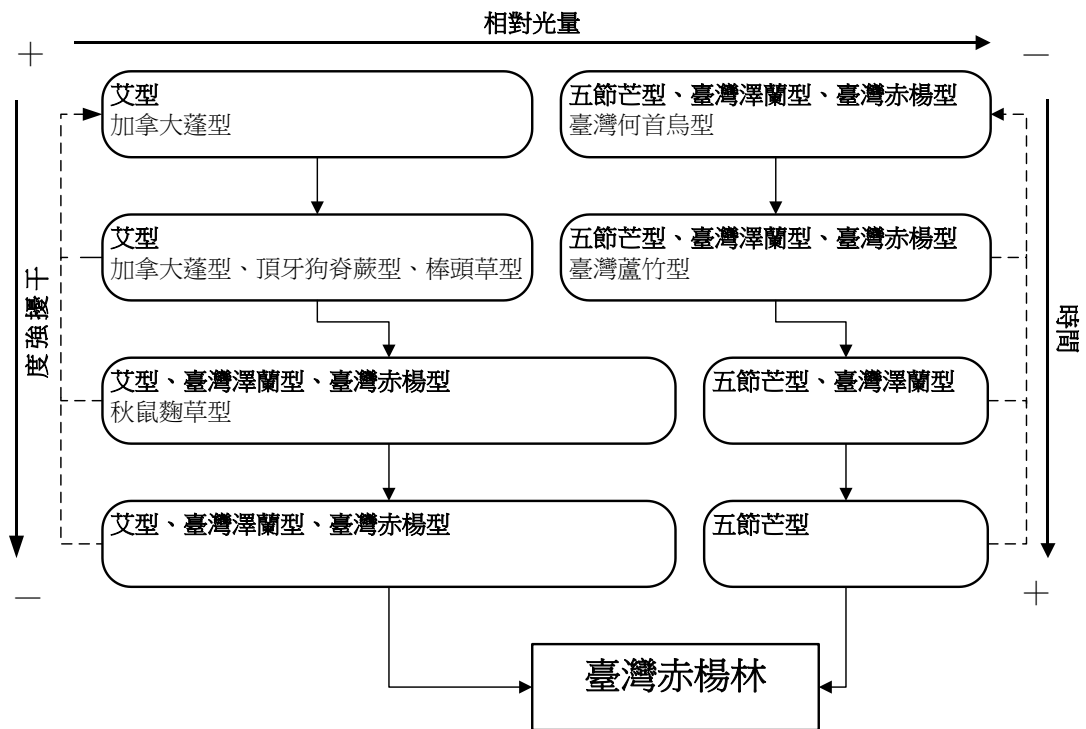


圖 5-33. 2011 年七家灣溪濱岸植群演替推估圖(資料來源：本研究資料)

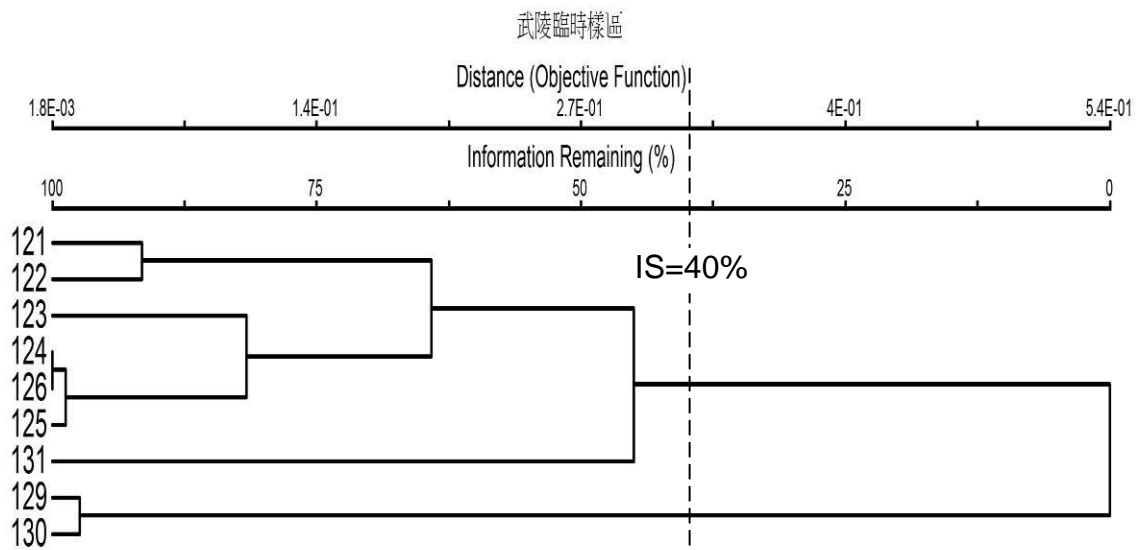


圖 5-34. 武陵七家灣溪濱岸植群臨時樣區群團分析(資料來源：本研究資料)

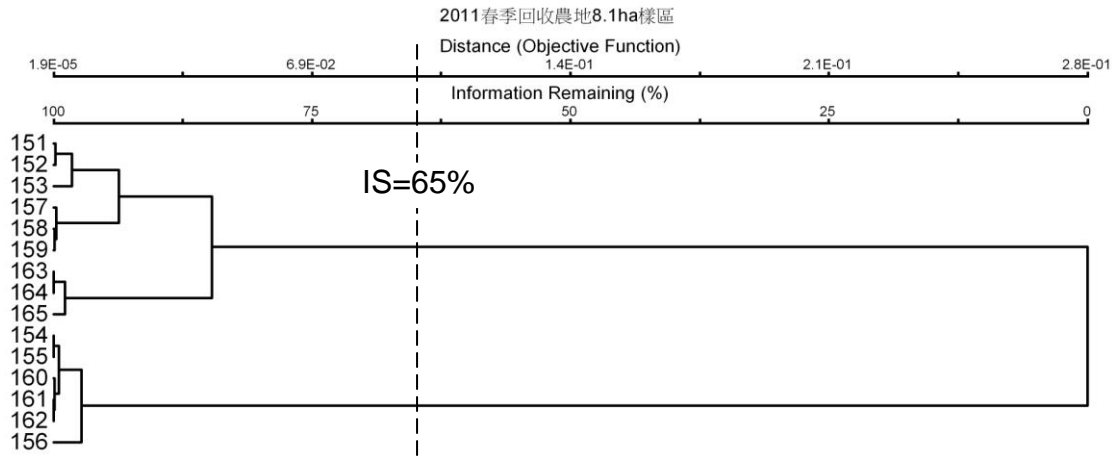


圖 5-35. 2011 年春季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析(資料來源:本研究資料)

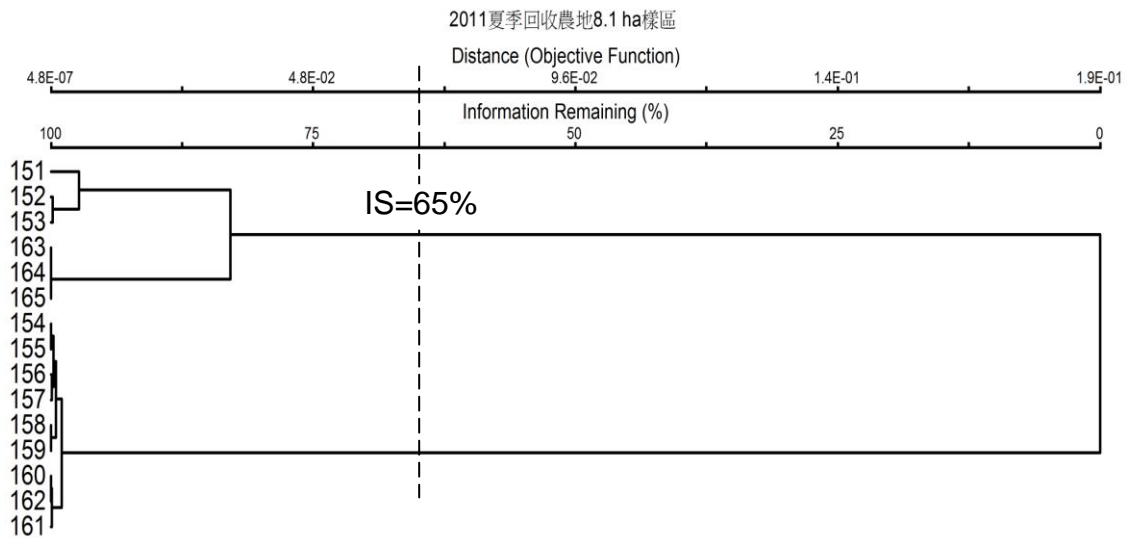


圖 5-36. 2011 年夏季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析(資料來源:本研究資料)

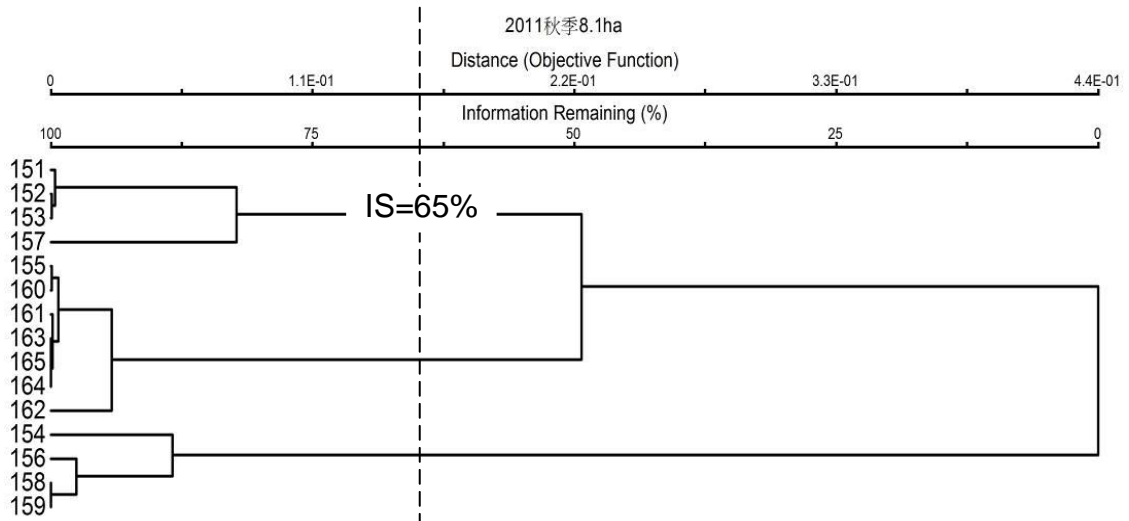


圖 5-37. 2011 年秋季 8.1 ha 回收農地樣區植群群團分析(資料來源:本研究資料)

附錄一、武陵地區七家灣溪濱岸植群線截樣區調查之植物名錄

一、蕨類植物

1. EQUISETACEAE 木賊科
 - (1) *Equisetum ramosissimum* Desf. 木賊
2. DENNSTAEDTIACEAE 碗蕨科
 - (2) *Microlepia speluncae* (L.) Moore 熱帶鱗蓋蕨
3. DAVALLIACEAE 骨碎補科
 - (3) *Davallia mariesii* Moore ex Bak. 海州骨碎補
4. PTERIDACEAE 鳳尾蕨科
 - (4) *Pteris vittata* L. 鱗蓋鳳尾蕨
5. ADIANTACEAE 鐵線蕨科
 - (5) *Coniogramme intermedia* Heiron. 華鳳了蕨
6. BLECHNACEAE 烏毛蕨科
 - (6) *Woodwardia unigemmata* (Makino) Nakai 頂芽狗脊蕨
7. DRYOPTERIDACEAE 鱗毛蕨科
 - (7) *Arachniodes rhomboides* (Wall. ex Mett.) Ching 斜方複葉耳蕨
 - (8) *Cyrtomium falcatum* (L. f.) C. Presl 全緣貫眾蕨
8. ATHYRIACEAE 蹄蓋蕨科
 - (9) *Athyrium pycnosorum* H. Christ 深山蹄蓋蕨

二、裸子植物

9. PINACEAE 松科
 - (10) *Pinus morrisonicola* Hayata 臺灣五葉松
 - (11) *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松

三、被子植物

(一)雙子葉植物

10. JUGLANDACEAE 胡桃科
 - (12) *Juglans cathayensis* Dode 臺灣胡桃
11. SALICACEAE 楊柳科
 - (13) *Salix fulvopubescens* Hayata 褐毛柳
12. BETULACEAE 樺木科

- (14) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino 臺灣赤楊
13. ULMACEAE 榆科
- (15) *Celtis sinensis* Pers. 朴樹
- (16) *Ulmus uyematsui* Hayata 阿里山榆
14. URTICACEAE 蕁麻科
- (17) *Boehmeria densiflora* Hook. & Arn. 木苧麻
- (18) *Debregeasia orientalis* C. J. Chen 水麻
- (19) *Urtica thunbergiana* Sieb. & Zucc. 咬人貓
15. POLYGONACEAE 蓼科
- (20) *Polygonum chinense* L. 火炭母草
- (21) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum* (Ohwi)
Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏
- (22) *Polygonum persicaria* L. 春蓼
- (23) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖
- (24) *Rumex crispus* L. var. *japonicus* (Houtt.) Makino 羊蹄
16. CARYOPHYLLACEAE 石竹科
- (25) *Stellaria saxatilis* Buch.-Ham. 疏花繁縷
17. LAURACEAE 樟科
- (26) *Litsea elongata* (Wall. ex Nees) Benth. & Hook. f. var. *mushaensis*
(Hayata) J. C. Liao 霧社木薑子
18. RANUNCULACEAE 毛茛科
- (27) *Clematis gouriana* Roxb. ex DC. subsp. *lishanensis* Yang & Huang
梨山小蓼衣藤
- (28) *Clematis grata* Wall. 串鼻龍
19. LARDIZABALACEAE 木通科
- (29) *Stauntonia obovatifoliola* Hayata 石月
20. CRUCIFERAE=BRASSICACEAE 十字花科
- (30) *Arabis lyrata* L. subsp. *kamtschatica* (Fisch. ex DC.) Hulten
玉山筷子芥
- (31) *Nasturtium officinale* R. Brown 豆瓣菜
21. SAXIFRAGACEAE 虎耳草科
- (32) *Deutzia pulchra* Vidal 大葉溲疏

- (33) *Deutzia taiwanensis* (Maxim.) Schneider 臺灣溲疏
22. PITTOSPORACEAE 海桐科
- (34) *Pittosporum illicioides* Makino 疏果海桐
23. ROSACEAE 薔薇科
- (35) *Rosa bracteata* Wendl. var. *bracteata*. 琉球野薔薇
- (36) *Rosa sambucina* Koidz. 山薔薇
- (37) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *croceacanthus* 虎婆刺
- (38) *Rubus formosensis* Ktze. 臺灣懸鈎子
- (39) *Rubus parviaraliifolius* Hayata 小椈葉懸鈎子
- (40) *Spiraea prunifolia* Sieb. & Zucc. var. *pseudoprunifolia* (Hayata) Li
笑靨花
24. LEGUMINOSAE=FABACEAE 豆科
- (41) *Desmodium sequax* Wall. 波葉山螞蝗
25. GERANIACEAE 牻牛兒苗科
- (42) *Geranium robertianum* L. 漢紅魚腥草
26. CORIARIACEAE 馬桑科
- (43) *Coriaria japonica* A. Gray subsp. *intermedia* (Matsum.) Huang &
Huang 臺灣馬桑
27. ANACARDIACEAE 漆樹科
- (44) *Rhus javanica* L. var. *roxburghiana* (DC.) Rehd. & Willson
羅氏鹽膚木
28. ACERACEAE 槭樹科
- (45) *Acer kawakamii* Koidzumii 尖葉槭
- (46) *Acer serrulatum* Hayata 青楓
29. RHAMNACEAE 鼠李科
- (47) *Sageretia randaiensis* Hayata 巒大雀梅藤
30. VIOLACEAE 堇菜科
- (48) *Viola diffusa* Ging. 茶匙黃
31. ARALIACEAE 五加科
- (49) *Aralia decaisneana* Hance 鵲不踏
- (50) *Tetrapanax papyriferus* (Hook.) K. Koch 蓮草

32. RUBIACEAE 茜草科
(51) *Paederia foetida* L. 雞屎藤
33. BORAGINACEAE 紫草科
(52) *Cynoglossum alpestre* Ohwi 高山倒提壺
(53) *Cynoglossum furcatum* Wallich 琉璃草
34. VERBENACEAE 馬鞭草科
(54) *Callicarpa randaiensis* Hayata 巒大紫珠
(55) *Clerodendrum trichotomum* Thunb. 海州常山
35. LABIATAE =LAMIACEAE 唇形科
(56) *Comanthosphace formosana* Ohwi 臺灣白木草
36. SOLANACEAE 茄科
(57) *Solanum americanum* Miller 光果龍葵
37. CAPRIFOLIACEAE 忍冬科
(58) *Sambucus chinensis* Lindl. 冇骨消
(59) *Viburnum betulifolium* Batal. 樺葉莢蒾
38. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科
(60) *Artemisia capillaris* Thunb. 茵陳蒿
(61) *Artemisia indica* Willd. 艾
(62) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬
(63) *Conyza sumatrensis* (Retz.) Walker 野苧蒿
(64) *Eupatorium formosanum* Hayata 臺灣澤蘭
(65) *Farfugium japonicum* (L.) Kitam. 山菊
(66) *Gnaphalium hypoleucum* DC. 秋鼠麴草
(67) *Gnaphalium luteoalbum* L. subsp. *affine* (D. Don) Koster 鼠麴草
(68) *Ixeridium laevigatum* (Blume) J. H. Pak & Kawano 刀傷草
(69) *Paraprenanthes sororia* (Miq.) C. Shih 山苦蕒
(70) *Pterocypsela indica* (L.) C. Shih 鵝仔草

(二)單子葉植物

39. CYPERACEAE 莎草科
(71) *Carex baccans* Nees 紅果薹
40. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

(72) *Arundo formosana* Hack. 臺灣蘆竹

(73) *Bromus catharticus* Vahl 大扁雀麥

(74) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.

五節芒

(75) *Miscanthus sinensis* Andersson 芒

(76) *Polypogon fugax* Nees ex Steud. 棒頭草

附表 1. 武陵地區七家灣溪濱岸植群線截樣區調查植物名錄之各分類群統計表

(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	8	9	9
裸子植物	1	1	2
被子植物			
雙子葉植物	29	46	59
單子葉植物	6	15	6
總 計	40	61	76

附錄二、武陵地區七家灣溪濱岸植群臨時樣區調查之植物名錄

一、蕨類植物

1. EQUISETACEAE 木賊科
 - (1) *Equisetum ramosissimum* Desf. 木賊
2. DENNSTAEDTIACEAE 碗蕨科
 - (2) *Microlepia strigosa* (Thunb.) Presl 粗毛鱗蓋蕨
3. PTERIDACEAE 鳳尾蕨科
 - (3) *Pteris cretica* L. 大葉鳳尾蕨
 - (4) *Pteris setuloso-costulata* Hayata 有刺鳳尾蕨
4. ADIANTACEAE 鐵線蕨科
 - (5) *Coniogramme intermedia* Heiron. 華鳳了蕨
5. BLECHNACEAE 烏毛蕨科
 - (6) *Woodwardia unigemmata* (Makino) Nakai 頂芽狗脊蕨
6. DRYOPTERIDACEAE 鱗毛蕨科
 - (7) *Arachniodes rhomboides* (Wall. ex Mett.) Ching 斜方複葉耳蕨
 - (8) *Polystichum parvipinnulum* Tagawa 尖葉耳蕨
7. ATHYRIACEAE 蹄蓋蕨科
 - (9) *Diplazium dilatatum* Blume 廣葉鋸齒雙蓋蕨
8. POLYPODIACEAE 水龍骨科
 - (10) *Lepisorus monilisorus* (Hayata) Tagawa 擬葎瓦韋
 - (11) *Pyrrosia polydactyla* (Hance) Ching 槭葉石韋

二、裸子植物

9. PINACEAE 松科
 - (12) *Pinus taiwanensis* Hayata 臺灣二葉松

三、被子植物

(一)雙子葉植物

10. SALICACEAE 楊柳科
 - (13) *Salix fulvopubescens* Hayata 褐毛柳
11. BETULACEAE 樺木科
 - (14) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino 臺灣赤楊

- (15) *Carpinus kawakamii* Hayata 川上氏鵝耳櫪
12. FAGACEAE 殼斗科
- (16) *Cyclobalanopsis pachyloma* (O. Seem.) Schottky 捲斗櫪
- (17) *Quercus variabilis* Bl. 栓皮櫪
13. ULMACEAE 榆科
- (18) *Ulmus uyematsui* Hayata 阿里山榆
14. URTICACEAE 蕁麻科
- (19) *Boehmeria densiflora* Hook. & Arn. 木芋麻
- (20) *Boehmeria wattersii* (Hance) Shih & Yang 長葉芋麻
- (21) *Debregeasia orientalis* C. J. Chen 水麻
- (22) *Pilea pumila* (L.) A. Gray 透莖冷水麻
- (23) *Pilea rotundinucula* Hayata 圓果冷水麻
- (24) *Urtica thunbergiana* Sieb. & Zucc. 咬人貓
15. POLYGONACEAE 蓼科
- (25) *Polygonum chinense* L. 火炭母草
- (26) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum* (Ohwi)
Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏
- (27) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖
- (28) *Rumex crispus* L. var. *japonicus* (Houtt.) Makino 羊蹄
16. CARYOPHYLLACEAE 石竹科
- (29) *Cucubalus baccifer* L. 狗筋蔓
- (30) *Stellaria aquatica* (L.) Scop. 鵝兒腸
- (31) *Stellaria media* (L.) Vill. 繁縷
- (32) *Stellaria saxatilis* Buch.-Ham. 疏花繁縷
17. SCHISANDRACEAE 五味子科
- (33) *Kadsura japonica* (L.) Dunal 南五味子
18. RANUNCULACEAE 毛茛科
- (34) *Anemone vitifolia* Buch.-Ham. ex DC. 小白頭翁
- (35) *Clematis gouriana* Roxb. ex DC. subsp. *lishanensis* Yang & Huang
梨山小蓼衣藤
- (36) *Clematis grata* Wall. 串鼻龍
19. LARDIZABALACEAE 木通科
- (37) *Stauntonia obovatifoliola* Hayata 石月

20. ACTINIDIACEAE 獼猴桃科
(38) *Actinidia rubricaulis* Dunn 紅莖獼猴桃
21. FUMARIACEAE 紫堇科
(39) *Corydalis ophiocarpa* Hook. f. & Thoms. 彎果黃堇
(40) *Corydalis tashiroi* Makino 臺灣黃堇
22. CRUCIFERAE=BRASSICACEAE 十字花科
(41) *Cardamine impatiens* L. 水花菜
(42) *Cardamine hirsuta* L. var. *formosana* Hayata 臺灣碎米薺
(43) *Rorippa cantoniensis* (Lour.) Ohwi 廣東葶藶
23. SAXIFRAGACEAE 虎耳草科
(44) *Astilbe macroflora* Hayata 大花落新婦
(45) *Deutzia pulchra* Vidal 大葉溲疏
(46) *Hydrangea aspera* D. Don 高山藤繡球
(47) *Hydrangea integrifolia* Hayata ex Matsum. & Hayata 大枝掛繡球
24. PITTOSPORACEAE 海桐科
(48) *Pittosporum illicioides* Makino 疏果海桐
25. ROSACEAE 薔薇科
(49) *Prunus campanulata* Maxim. 山櫻花
(50) *Rosa sambucina* Koidz. 山薔薇
(51) *Rosa taiwanensis* Nakai 小金櫻
(52) *Rubus corchorifolius* L. f. 變葉懸鈎子
(53) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *croceacanthus* 虎婆刺
(54) *Rubus formosensis* Ktze. 臺灣懸鈎子
(55) *Rubus mesogaeus* Focke 裡白懸鈎子
(56) *Rubus parviaraliifolius* Hayata 小椏葉懸鈎子
(57) *Spiraea prunifolia* Sieb. & Zucc. var. *pseudoprunifolia* (Hayata) Li
笑靨花
26. LEGUMINOSAE=FABACEAE 豆科
(58) *Desmodium sequax* Wall. 波葉山螞蝗
(59) *Lespedeza cuneata* (Dumont d. Cours.) G. Don. 鐵掃帚
(60) *Trifolium repens* L. 白花三葉草
27. OXALIDACEAE 酢漿草科

- (61) *Oxalis corniculata* L. 酢醬草
28. GERANIACEAE 牻牛兒苗科
- (62) *Geranium robertianum* L. 漢紅魚腥草
29. CORIARIACEAE 馬桑科
- (63) *Coriaria japonica* A. Gray subsp. *intermedia* (Matsum.) Huang & Huang 臺灣馬桑
30. ACERACEAE 槭樹科
- (64) *Acer albopurpurascens* Hayata 樟葉槭
- (65) *Acer kawakamii* Koidzumi 尖葉槭
- (66) *Acer serrulatum* Hayata 青楓
31. CELASTRACEAE 衛矛科
- (67) *Celastrus kusanoi* Hayata 大葉南蛇藤
- (68) *Celastrus punctatus* Thunb. 光果南蛇藤
- (69) *Euonymus carnosus* Hemsl. 源一木
32. VITACEAE 葡萄科
- (70) *Tetrastigma umbellatum* (Hemsl.) Nakai 臺灣崖爬藤
33. ELAEAGNACEAE 胡頹子科
- (71) *Elaeagnus glabra* Thunb. 藤胡頹子
34. STACHYURACEAE 旌節花科
- (72) *Stachyurus himalaicus* Hook. f. & Thomson ex Benth. 通條木
35. CUCURBITACEAE 葫蘆科
- (73) *Thladiantha nudiflora* Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽
36. ARALIACEAE 五加科
- (74) *Aralia decaisneana* Hance 鵲不踏
- (75) *Fatsia polycarpa* Hayata 臺灣八角金盤
- (76) *Tetrapanax papyriferus* (Hook.) K. Koch 蓮草
37. OLEACEAE 木犀科
- (77) *Ligustrum morrisonense* Kanehira & Sasaki 玉山女貞
- (78) *Ligustrum sinense* Lour. ex Dence 小實女貞
38. ASCLEPIADACEAE 蘿藦科
- (79) *Cynanchum boudieri* H. Lev. & Vaniot 薄葉牛皮消
39. RUBIACEAE 茜草科

- (80) *Galium formosense* Ohwi 圓葉豬殃殃
- (81) *Paederia cavaleriei* H. Lev. 毛雞屎藤
- (82) *Paederia foetida* L. 雞屎藤
- (83) *Rubia lanceolata* Hayata 金劍草
40. BORAGINACEAE 紫草科
- (84) *Cynoglossum alpestre* Ohwi 高山倒提壺
- (85) *Cynoglossum furcatum* Wallich 琉璃草
41. VERBENACEAE 馬鞭草科
- (86) *Callicarpa formosana* Rolfe 臺灣紫珠
- (87) *Clerodendrum trichotomum* Thunb. 海州常山
42. SOLANACEAE 茄科
- (88) *Solanum nigrum* L. 龍葵
- (89) *Solanum pseudocapsicum* L. 玉珊瑚
- (90) *Solanum americanum* Miller 光果龍葵
- (91) *Lycianthes biflora* (Lour.) Bitter 雙花龍葵
43. SCROPHULARIACEAE 玄參科
- (92) *Digitalis purpurea* L. 毛地黃
- (93) *Ellisiophyllum pinnatum* (Wall. ex Benth.) Makino 海螺菊
44. CAPRIFOLIACEAE 忍冬科
- (94) *Sambucus chinensis* Lindl. 有骨消
- (95) *Viburnum urceolatum* Sieb. et Zucc. 臺灣高山莢蒾
45. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科
- (96) *Anaphalis morrisonicola* Hayata 白花香青
- (97) *Artemisia capillaris* Thunb. 茵陳蒿
- (98) *Artemisia indica* Willd. 艾
- (99) *Blumea riparia* (Blume) DC. var. *megacephala* Randeria
大頭艾納香
- (100) *Cirsium arisanense* Kitam. 阿里山薊
- (101) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬
- (102) *Crassocephalum rubens* (Juss. ex Jacq.) S. Moore 昭和草
- (103) *Eupatorium formosanum* Hayata 臺灣澤蘭
- (104) *Farfugium japonicum* (L.) Kitam. 山菊

- (105) *Gnaphalium hypoleucum* DC. 秋鼠麴草
(106) *Gnaphalium luteoalbum* L. 絲綿草
(107) *Gnaphalium luteoalbum* L. subsp. *affine* (D. Don) Koster 鼠麴草
(108) *Petasites formosanus* Kitam. 臺灣款冬
(109) *Senecio scandens* Buch.-Ham. ex D. Don. var. *incisus* Franch.
裂葉蔓黃菀
(110) *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers 西洋蒲公英
(111) *Youngia japonica* (L.) DC. 黃鶴菜
(112) *Pterocypsela indica* (L.) C. Shih 山萵苣

(二)單子葉植物

46. LILIACEAE 百合科

- (113) *Asparagus cochinchinensis* (Lour.) Merr. 天門冬
(114) *Liriope spicata* (Thunb.) Lour. 麥門冬

47. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

- (115) *Agropyron formosanum* Honda 臺灣鵝觀草
(116) *Arundo formosana* Hack. 臺灣蘆竹
(117) *Bromus catharticus* Vahl 大扁雀麥
(118) *Eleusine coracana* (L.) Gaertn. 稈子
(119) *Lolium perenne* L. 黑麥草
(120) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. & Lauterb.
五節芒
(121) *Polypogon fugax* Nees ex Steud. 棒頭草

48. ARACEAE 天南星科

- (122) *Arisaema consanguineum* Schott 長行天南星
(123) *Arisaema formosanum* (Hayata) Hayata 臺灣天南星

附表 2. 武陵地區七家灣溪濱岸臨時樣區調查植物名錄之各分類群統計表

(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	8	11	11
裸子植物	1	1	1
被子植物			
雙子葉植物	36	74	100
單子葉植物	3	10	11
總計	48	95	123

附錄三、2011 年 8.1 公頃回收農地植物名錄

一、蕨類植物

1. EQUISETACEAE 木賊科

(1) *Equisetum ramosissimum* Desf. 木賊

二、被子植物

(一) 雙子葉植物

2. JUGLANDACEAE 胡桃科

(2) *Juglans cathayensis* Dode 臺灣胡桃

3. BETULACEAE 樺木科

(3) *Alnus formosana* (Burkill ex Forbes & Hemsl.) Makino

臺灣赤楊

4. URTICACEAE 蕁麻科

(4) *Debregeasia orientalis* C. J. Chen 水麻

5. POLYGONACEAE 蓼科

(5) *Polygonum chinense* L. 火炭母草

(6) *Polygonum multiflorum* Thunb. ex Murray var. *hypoleucum*

(Ohwi) Liu, Ying & Lai 臺灣何首烏

(7) *Polygonum yunnanense* Leveille 虎杖

(8) *Rumex crispus* L. var. *japonicus* (Houtt.) Makino 羊蹄

6. CARYOPHYLLACEAE 石竹科

(9) *Stellaria aquatica* (L.) Scop. 鵝兒腸

(10) *Stellaria saxatilis* Buch.-Ham. 疏花繁縷

7. CRUCIFERAE=BRASSICACEAE 十字花科

(11) *Lepidium virginicum* L. 獨行菜

8. HAMAMELIDACEAE 金縷梅科

(12) *Liquidambar formosana* Hance 楓香

9. ROSACEAE 薔薇科

(13) *Prunus campanulata* Maxim. 山櫻花

(14) *Prunus persica* Stokes 桃

- (15) *Rubus croceacanthus* Levl. 薄瓣懸鈎子
(16) *Rubus croceacanthus* Levl. var. *croceacanthus* 虎婆刺
(17) *Rubus parviaraliifolius* Hayata 小椏葉懸鈎子
10. OXALIDACEAE 酢漿草科
(18) *Oxalis corniculata* L. 酢醬草
11. MALVACEAE 錦葵科
(19) *Malva neglecta* Wall. 圓葉錦葵
(20) *Malva verticillata* L. 輪葉蜀葵
12. CUCURBITACEAE 葫蘆科
(21) *Thladiantha nudiflora* Hemsl. ex Forbes & Hemsl. 青牛膽
13. ONAGRACEAE 柳葉菜科
(22) *Epilobium brevifolium* D. Don subsp. *trichoneurum*
(Hauskn) Raven 短葉柳葉菜
(23) *Epilobium platystigmatosum* C. B. Robinson 闊柱柳葉菜
14. ASCLEPIADACEAE 蘿藦科
(24) *Cynanchum boudieri* H. Lev. & Vaniot 薄葉牛皮消
15. RUBIACEAE 茜草科
(25) *Galium echinocarpum* Hayata 刺果豬殃殃
16. LABIATAE =LAMIACEAE 唇形科
(26) *Clinopodium chinense* (Benth.) Kuntze 風輪菜
17. SOLANACEAE 茄科
(27) *Solanum pseudocapsicum* L. 玉珊瑚
(28) *Solanum americanum* Miller 光果龍葵
18. SCROPHULARIACEAE 玄參科
(29) *Veronica persica* Poir. 阿拉伯婆婆納
19. CAPRIFOLIACEAE 忍冬科
(30) *Sambucus chinensis* Lindl. 有骨消
20. COMPOSITAE=ASTERACEAE 菊科
(31) *Artemisia capillaris* Thunb. 茵陳蒿
(32) *Artemisia indica* Willd. 艾
(33) *Aster hispidus* Thunb. 狗娃花
(34) *Bidens bipinnata* L. 鬼針

- (35) *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 加拿大蓬
 (36) *Erigeron annuus* (L.) Pers. 白頂飛蓬
 (37) *Eupatorium formosanum* Hayata 臺灣澤蘭
 (38) *Gnaphalium luteoalbum* L. subsp. *affine* (D. Don) Koster
 鼠麴草
 (39) *Gnaphalium pensylvanicum* Willd. 匙葉鼠麴草
 (40) *Sonchus oleraceus* L. 苦蕒菜
 (41) *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers 西洋蒲公英
 (42) *Ixeridium laevigatum* (Blume) J. H. Pak & Kawano 刀傷草

(二) 單子葉植物

21. GRAMINEAE=POACEAE 禾本科

- (43) *Agropyron formosanum* Honda 臺灣鵝觀草
 (44) *Bromus catharticus* Vahl 大扁雀麥
 (45) *Eragrostis cilianensis* (All.) Lutati 大畫眉草
 (46) *Eremochloa ophiuroides* (Munro) Hack. 假儉草
 (47) *Lolium perenne* L. 黑麥草
 (48) *Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb. ex K. Schum. &
 Lauterb. 五節芒
 (49) *Miscanthus sinensis* Andersson 高山芒
 (50) *Polypogon fugax* Nees ex Steud. 棒頭草
 (51) *Aniselytron agrostoides* Merr. 小穎溝稈草

附表 3. 8.1 公頃回收農用地植物名錄之各分類群統計表

(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
被子植物			
雙子葉植物	19	30	41
單子葉植物	1	8	9
總計	21	39	51

第六章 水棲昆蟲研究

郭美華、丘明智
國立中興大學昆蟲系

關鍵詞：水棲昆蟲，快速生物評估法 II，多樣性指數。

摘要

一、研究緣起

櫻花鈎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櫻花鈎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，目的在於調查櫻花鈎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，瞭解水棲昆蟲在櫻花鈎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(8 個測站及 5 個採集月份，並包含一號壩上下游四測站之壩體改善

前後密集採樣)採樣調查水棲昆蟲共計有 6 目 37 科 67 物種(Taxa)。由連續 9 年數據(2003 至 2011 年)看出，水棲昆蟲豐度以每年年初為高峰。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 2009~2011 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。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。

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。

長期性建議：

主辦機關：雪霸國家公園

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 9 年數據可看出，當流量為常態發生而非暴增時，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 2010~2011 年初，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量為主，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，而得以維持櫻花鉤吻鮭的食物來源。

ABSTRACT

This study reports the survey of aquatic insects and water quality monitoring at 8 sampling sites in the Wuling area in year 2011. During the research period, we have collected 67 taxa of aquatic insects belong to 37 families in 6 orders. According to the data from 2003 to 2011, we found that abundance peak of aquatic insects were present in January or February 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 2011, 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 decreasing 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 long-term strategies:

1. To consider the land use types with declining the flooding magnitudes.

【 Keywords 】 aquatic insects, rapid bio-assessment protocol II (RBPII), diversity index.

一、前言(文獻回顧及目的)

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)。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 8 年(2003 年至 2010 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，2010)。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)。

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 um) 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。參考櫻花鈎吻鮭的食性分析(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、襉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。統計分析各站各採集時間水棲昆蟲數量及 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(8 個測站及 5 個採集月份，並包含一號壩上下游四測站之壩體改善前後密集採樣)採樣調查水棲昆蟲共計有 6 目 37 科 67 物種(Taxa)(表 6-1)。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，2011 年 2 月各站之水棲昆蟲數量有 2400~9300 昆蟲(個體數/平方公尺)，較以往的紀錄為高，以及 2011 年 10 月降至 300-3300 昆蟲(個體數/平方公尺)(圖 6-2)。2010 年 2 月以有勝溪測站及 2010 年 4 月以觀魚台測站之水棲昆蟲數量為歷史新高，約 7500~8000 昆蟲(個體數/平方公尺)，隨後則呈現下降之趨勢至 10 月為全年最低數量，但 2011 年 2 月觀魚台及有勝溪測站再創新高，達 9300 昆蟲(個體數/平方公尺)，且觀魚台測站的水棲昆蟲數量在今年(2011)的 2 月、4 月、8 月皆為個測站之最高者。

圖 6-3 為各站所採獲中大型水棲昆蟲數量(櫻花鈎吻鮭之可能食餌)以時間動態呈現其變化，圖中可看出和圖 6-2 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，除了 2005 年、2006 年及 2009 年各樣站所採獲中大型食餌數量較少外，2010 年繁殖場測站及觀魚台測站達到歷史最高峰，約為 2200 及 1600 昆蟲(個體數/平方公尺)，今年(2011)觀魚台測站再創新高，達 3500 (個體數/平方公尺)；其他各測站每年的 1 或 2 月可達約 1300~1400 昆蟲(個體數/平方公尺)。歷年 1 或 2 月達高峰者計有：2003 年為繁殖場測站、2004 年為高山溪測站、2005 年為二號壩測站、2006 年為繁殖場測站、2007 年為有勝溪測站、2008 年為觀魚台測站、2009 年為觀魚台測站、2010 年為觀魚台測站、2011 年為觀魚台測站。值得一提的是有勝溪測站於 2005 年及 2007 年颱風季節後，隔年水棲昆蟲食餌數量變化並沒有明顯下降之趨勢(圖 6-3)，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 年初始上升且上升到較其他各測站為高，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 6-3)。

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，而一號壩下游測站之中大型水棲昆蟲數量於 2011 年 2 月達 2700 昆蟲(個體數/平方公尺)，位居 2011 年第二(圖 6-3)。

(二) 多樣性

由 2003 年到 2011 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，但已有優化之趨勢，尤其是有勝溪測站(圖 6-4)。各測站呈現和過去相似多樣性水準，不過今年(2011) 8 月時桃山西溪測站及今年 10 月一號壩下游測站呈現較各測站為低數值(1.5~1.6)。

2003 到 2005 年二號壩測站之指數水準大部分時間點較下游觀魚台測站為高，於 2006 年及 2007 年則不相上下，無上游優於下游之現象。2010 年回復監測之二號壩測站(於 2006 年回收之農業區旁，且為山溝水輸入源上游)達 1.8~2.8，2011 年年初則維持在 2.3~2.5，較過往數據範圍(0.9~2.5)為高，其下游之觀魚台測站(露營區之廢水輸入源下游)於 2006 年後，其 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 年則維持在 2.0~2.4。2010 年 2 月及 4 月二號壩測站較觀魚台測站為高，不過 2010 年 6 月、8 月及 10 月則呈現相反結果，2011 年各月份也不相上下，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 6-5)。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，並且於 2006 年後，其相對分數波動中心點較過去為高，並且二號壩測站與觀魚台測站於時間上之優劣消長，相似於 Shannon-Wiener's index 之結果，一號壩上游測站及一號壩下游測站棲地評比為中度損害程度的月份數較其他優質測站為多，僅較有勝溪測站為優。2011 年時，一號壩上下游測站棲地評比仍維持在無損害程度及中度損害程度，水準同於其他優質測站，有勝溪測站於 2011 年年初仍為最低評比，但於下半年有回升之現象(圖 6-5)。

(四) 群聚結構

2003~2011 年各測站之 MDS 分析顯示於圖 6-6。其 Stress 值為 0.17，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 9 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 2011 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，到了 2008 年、2009 年及 2010 年仍有此律動，2010 年及 2011 年結構不僅已回移至 2003 年的狀態，並且超越而成為此轉移方向的新極值。總括而言，每年上半年都會回移，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 6-6)。

(五) 司界蘭溪

司界蘭溪上游及下游於 2011 年 2 月共計調查水棲昆蟲有 5 目 20 科 38 種

(Taxa) (表 6-2)。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，今年(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(圖 6-7)。

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(圖 6-8)。

(六) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

由圖 6-9 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 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 6 月下旬之洪水，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)，10 月上旬之洪水使得壩體上下游的四測站皆明顯受到負面衝擊，再一次大幅下降，壩體下游的兩測站下降至 300~800 昆蟲(個體數/平方公尺)，一號壩下游測站下降較大(圖 6-10)。

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 6-4)。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 6-11)。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 6-12)，10 月上旬之洪水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(圖 6-12)。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，必須長期監測及注意。

壩體改善工程後，一號壩下游測站昆蟲組成變化較大，趨向 MDS 軸一正值向，但經過 2.5 個月，順著 MDS 軸一反向歸回，回至相似結構；不過繁殖場測站卻朝向 MDS 軸一正值向且不返歸(圖 6-13)。由圖 6-14 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。

四、討論

(一) 物種數及個體數

2011 年調查水棲昆蟲有 6 目 37 科 67 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。

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 9 年(2003 年至 2011 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 6-2 及圖 6-3 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 9 年數據可看出，流量為常態發生而非暴增時，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 2010~2011 年初。

(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, 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~2011 年相近時期的數值變化。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 2011 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, 此結果說明了 RBPII 或許可用來偵測到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 2011 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，且水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較其他測站為高(圖 6-1 及圖 6-2)，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，可能與今年較不受颱風洪水影響有關。

(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 6-9)，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)。

今年洪水事件屬於中小型，目前壩體改善與今年洪水事件可從兩方面的比較來釐清兩者對水棲昆蟲的影響，第一、一號壩上游測站水棲昆蟲的變化，可能主要是受洪水事件，藉由比較上下游監測資料，可區分洪水或拆壩影響效應；第二、與去年同期背景資料比較蟲數、種類組成，可得知今年拆壩影響。

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(圖 6-10)，但壩體下游的兩測站除了季節性變化的影響外，相較去年同期背景資料可知還有壩體改善工程短期衝擊(圖 6-9 及圖 6-11)。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 6-9 及圖 6-11)，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)。

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。壩體改善工程前，2009 及 2010 的下半年洪水事件造成壩體上下游之水棲昆蟲個體數下降幅度一致(圖 6-9 及圖 6-11)，而於壩體改善工程後而 2011 年 10 月上旬洪水的影響，使得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(圖 6-12)，有關隨著下游距離之影響力探討，目前尚未找到相似研究。目前壩體改善與今年洪水事件的影響效益差不多。未來會結合流量數據，探討颱風對水蟲之影響與壩體改善影響之比較。

(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 多樣性會增加，但 β 多樣性會下降(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，需要長期的研究始得了解其對生態系的影響。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，雖然極端氣候對生態系之衝擊較輕易察覺，並且季節性颱風所帶來洪流對武陵地區而言最近幾年出現非常態之現象，但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。不過目前的極端氣候仍然是提供研究生態系之反應的絕佳機會，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

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 年年及 2011 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。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 2009~2011 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 年與 2010 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 2010~2011 年及 2003 年群聚結構相近之現象。

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，應長期追蹤及全面監測。

六、研究成果與建議

(一)研究成果

1. 物種數逐年微量增加，由 2003 年 6 目 27 科 46 物種(Taxa) 增加至 2010 年之 6 目 37 科 64 物種(Taxa)，而 2011 年達 6 目 37 科 67 物種(Taxa)。
2. 復見毛翅目之長鬚石蛾 Stenopsychidae 且數量增加，2008~2009 年沒採獲之黑管石蛾 Uenoidae 於 2010 年及 2011 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。
3. 以快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) 進行棲地評價，各測站介於無損害到中度損害之間。
4. 各站所採獲水棲昆蟲數量於每年的 1 或 2 月可達高峰，並呈現較低水平於後續溼季，各站所採獲中大型水棲昆蟲數量(櫻花鈎吻鮭之可能食餌)以時間動態呈現其變化，兩者有相似之季節性豐度變化。
5. 農業區下游之觀魚台測站今年水棲昆蟲數量及中大型食餌比例明顯持續上升並較其他測站為高，證實 2006 年農地回收政策已具有成效。
6. 2003 年到 2011 年各測站之 MDS 分析顯示有勝溪測站連續 9 年來為一類群，而其他測站為另一類群，有兩類群於 2009 年~2011 年時有交集，顯示有勝溪測站開始與其他測站有相近結構之趨勢，並且武陵地區於 2003 年及 2010~2011 年的群聚結構相近。
7. 司界蘭溪棲地評比及多樣性指數，天然林之上游優於有農業活動的下游。
8. 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。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。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。

(二)建議

1. 減緩暴增流量之土地利用類型：中長期建議

主辦機關：雪霸國家公園

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 9 年數據可看出，流量為常態發生而非暴增時，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 2010~2011 年初，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量為主，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，而得以維持櫻花鉤吻鮭的食物來源。

七、參考文獻

- Bednarek, A. T. (2001) Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, **27**, 803-814.
- Bonada, N., Dolédec, S. & Statzner, 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.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001) *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E, Plymouth, U.K.
- 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.
- 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.
- 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。武陵地區洪流及河鳥與溪流昆蟲之關係。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、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。櫻花鈎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。櫻花鈎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。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。

表 6-1、武陵地區於 2011 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.	3.6								7.2
		<i>Oreodytes</i> sp.	1.8			3.6				1.8	
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	136.2	78.8	876.1	1533.6	1288.2	284.9	1012.3	349.4	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	5.4	3.6	310.0	68.1	77.0	34.0	55.5	14.3	
Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	1155.6	652.2	530.3	288.5	218.6	1.8	118.2	146.9		
Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.			5.4	12.5	1.8		3.6		
		<i>Atherix</i> sp.			1.8		1.8				
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	14.3		1.8	5.4	14.3		3.6	12.5	
		<i>Bibiocephala</i> sp.	173.8	16.1	10.7	23.3	21.5	3.6	12.5	5.4	
	Ceratopogonidae	<i>Atrichopogon</i>		1.8	1.8	1.8					
		<i>Bezzia</i> sp.	73.5	55.5	295.6	184.5	175.6	241.9	232.9	138.0	
		<i>Culicoides</i>							3.6		
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	1664.4	3081.6	4753.2	2201.9	2307.6	4547.2	4618.8	1553.3	
		Chironomidae sp.C	422.8	1384.9	5896.3	2990.2	1465.6	3490.1	1854.3	1892.0	
		Chironomidae sp.D	5.4	9.0	14.3	19.7	35.8	204.2	43.0	19.7	
		Chironomidae sp.E	9.0	3.6	23.3	25.1	41.2	73.5	5.4	5.4	
		Chironomidae spp.	311.7	301.0	2144.6	645.0	827.7	2599.7	863.6	1048.1	
		Tanypodinae spp.	143.3	197.1	723.8	34.0	186.3	1393.9	186.3	173.8	
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.		1.8	30.5	3.6	3.6	5.4	1.8	3.6	
		<i>Clinocera</i> sp.A								1.8	
		<i>Clinocera</i> sp.B	1.8	1.8	3.6		5.4	3.6		1.8	
		<i>Dolichocephala</i> sp.							1.8	1.8	
	Ephydriidae	<i>Setacera</i> sp.								1.8	
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>			3.6				1.8		
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	696.9	52.0	100.3	302.8	381.6	100.3	238.3	550.0	
Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.			1.8							
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	44.8	87.8	396.0	48.4	179.2	1490.6	458.7	222.2		
	<i>Dicranota</i> sp.				1.8			1.8	3.6		
	<i>Eriocera</i> sp.A	306.4	315.3	2825.4	245.5	481.9	150.5	261.6	652.2		
	<i>Eriocera</i> sp.B	114.7	166.6	772.2	234.7	478.4	216.8	666.5	396.0		
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	136.2	25.1	17.9	37.6	39.4	1.8	19.7	12.5	
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	661.1	1024.8	965.7	614.5	1352.7	363.7	2959.8	1161.0	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	204.2	154.1	216.8	589.4	603.8	26.9	1057.1	847.4	
		<i>Baetis</i> spp.	4074.2	3174.8	8897.2	1750.4	2805.7	5297.9	4056.3	2773.4	

(資料來源：本研究資料)

表 6-1、武陵地區於 2011 年之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter) (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
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.			1.8	10.7	1.8		7.2	12.5	3.6
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	39.4	12.5	34.0	35.8	46.6	19.7		35.8	25.1
		<i>Cincticostella fusca</i>	16.1	3.6	19.7	7.2	10.7			10.7	1.8
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>	1.8	3.6	168.4	43.0	32.2	1653.7		121.8	25.1
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	59.1	37.6	57.3	19.7	37.6	134.4		80.6	35.8
		<i>Afronurus nanhuensis</i>							5.4		
		<i>Epeorus erratus</i>	28.7			1.8	26.9	1.8		39.4	17.9
		<i>Nixe</i> sp.				5.4	1.8	1.8	202.5		
		<i>Rhithrogena ampla</i>	3506.2	4550.7	13139.8	4572.2	5668.7	288.5		7030.4	6204.4
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	313.5	14.3	17.9	9.0	1.8	1.8		1.8	3.6
Odonata	Gomphidae	<i>Sinogomphus formosanus</i>							1.8		
Plecoptera	Capniidae	<i>Capnia</i> sp.									1.8
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	134.4	481.9	861.8	370.9	234.7	507.0		222.2	406.7
		<i>Protonemura</i> spp.	17.9	7.2	21.5	44.8	7.2			7.2	37.6
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	9.0	14.3	71.7	28.7	9.0			5.4	3.6
		<i>Neoperla</i> spp.	485.5	1582.0	5328.3	1268.5	757.9	14.3		1404.6	944.2
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	125.4	19.7	48.4	23.3	23.3	659.3		12.5	7.2
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.	9.0	9.0	5.4	9.0	1.8			3.6	
	Beraeidae	<i>Nippoberaea</i>							3.6	1.8	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	37.6	224.0	186.3	433.6	849.2			657.5	353.0
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	5.4	3.6	7.2	7.2	1.8	9.0			1.8
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.			3.6	21.5	5.4				3.6
		<i>Hydropsyche</i> spp.	62.7	91.4	281.3	173.8	218.6	28.7		800.9	555.4
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	3.6	3.6	10.7	1.8	1.8	32.2		5.4	
		<i>Stactobia</i>					1.8				
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	69.9	35.8	39.4	39.4	23.3	91.4		68.1	16.1
	Leptoceridae	Leptoceridae sp.		1.8		3.6	1.8			9.0	1.8
	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemia</i> sp.	5.4		1.8	1.8	9.0	1.8		3.6	
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.	3.6	5.4		5.4	5.4			7.2	5.4
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	197.1	390.6	933.4	302.8	415.7	336.8		510.6	297.4
		<i>Rhyacophila</i> spp.	48.4	37.6	35.8	71.7	52.0	14.3		95.0	43.0
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	146.9	111.1	146.9	53.7	220.4	50.2		301.0	157.7
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	1671.6	261.6	19.7		21.5			539.3	21.5

8 個測站及 5 個採集月份，並且包含一號壩上下游四個測站之壩體改善前後密集採樣。

表 6-2、司界蘭溪於 2011 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	5.4	134.4
		<i>Zaitzevia</i> sp.B		1.8
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.		1.8
Diptera	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	3.6	
		<i>Bibiocephala</i> sp.	17.9	26.9
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	5.4	16.1
		<i>Pericoma</i>	1.8	
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	428.2	1245.2
		Chironomidae sp.C	345.8	1198.6
		Chironomidae spp.	28.7	78.8
		Tanypodinae spp.	46.6	16.1
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.	5.4	7.2
		<i>Clinocera</i> sp.B	1.8	
		<i>Trichoclinocera</i>		1.8
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	143.3	136.2
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	14.3	44.8
		<i>Dicranota</i> sp.	1.8	
		<i>Eriocera</i> sp.A	7.2	111.1
<i>Eriocera</i> sp.B		14.3	55.5	
<i>Baetiella bispinosa</i>		53.7	66.3	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> spp.	100.3	507.0
		<i>Pseudocloeon latum</i>	333.2	987.2
		<i>Acerella montana</i>		1.8
	Ephemerellidae	<i>Ephemerella sauteri</i>		1.8
	Heptageniidae	<i>Epoerus erratus</i>	1.8	25.1
		<i>Rhithrogena ampla</i>	1506.8	2958.0
	Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	82.4
<i>Protonemura</i> spp.			1.8	30.5
Perlidae		<i>Neoperla</i> spp.	26.9	164.8

(資料來源：本研究資料)

表 6-2、司界蘭溪於 2011 年 2 月之水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)(續)

Order	Family	Taxa	司界蘭溪下游	司界蘭溪上游
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	50.2	52.0
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	1.8	10.7
	Hydropsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	3.6	1.8
		<i>Hydropsyche</i> spp.	125.4	77.0
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	3.6	3.6
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.	3.6	5.4
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	39.4	125.4
		<i>Rhyacophila</i> spp.	5.4	21.5
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	3.6	1.8

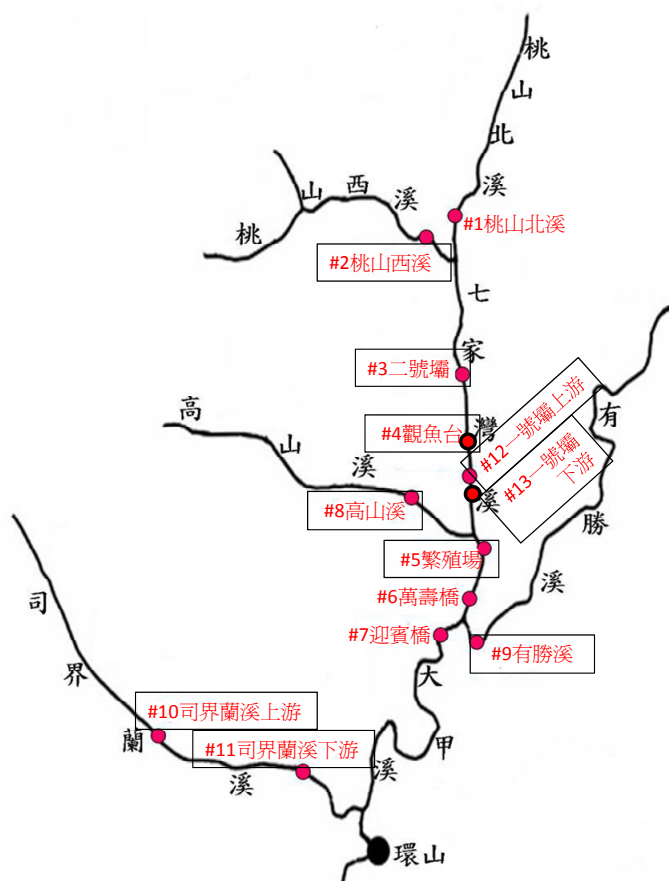


圖 6-1、武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖。(資料來源：本研究資料)

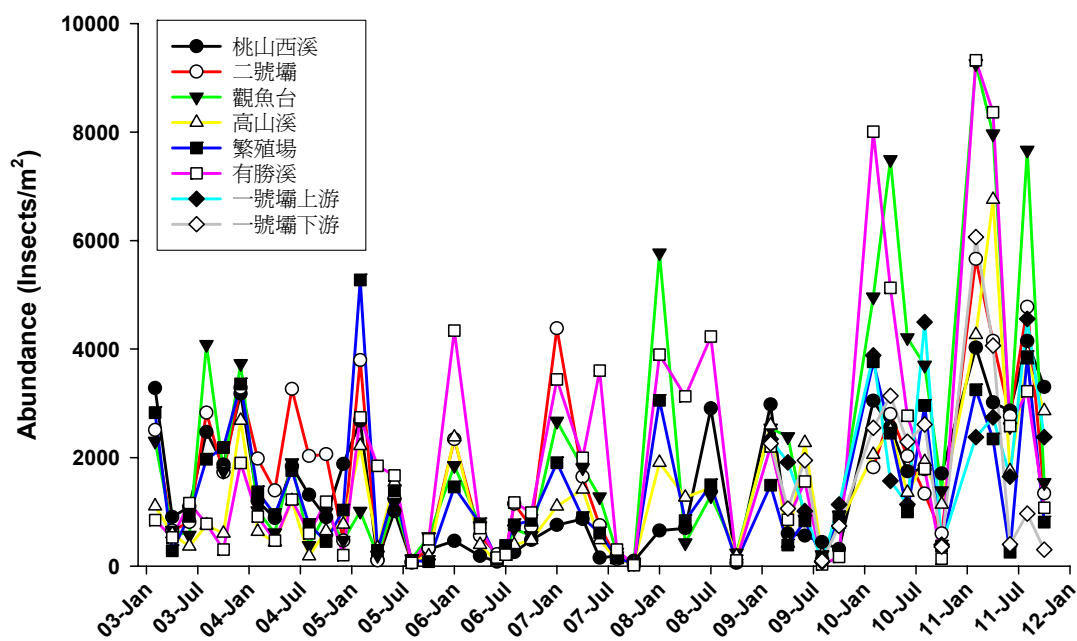


圖 6-2、武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。(資料來源：本研究資料)

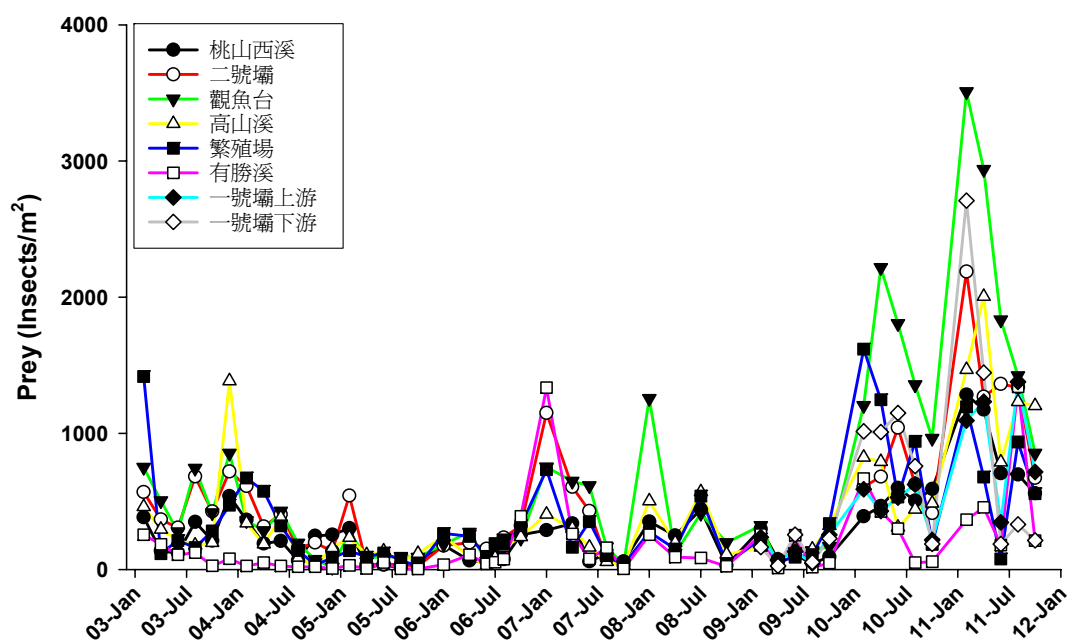


圖 6-3、武陵地區溪流測站之櫻花鉤吻鮭中大體型昆蟲食餌數量變化圖。
(資料來源：本研究資料)

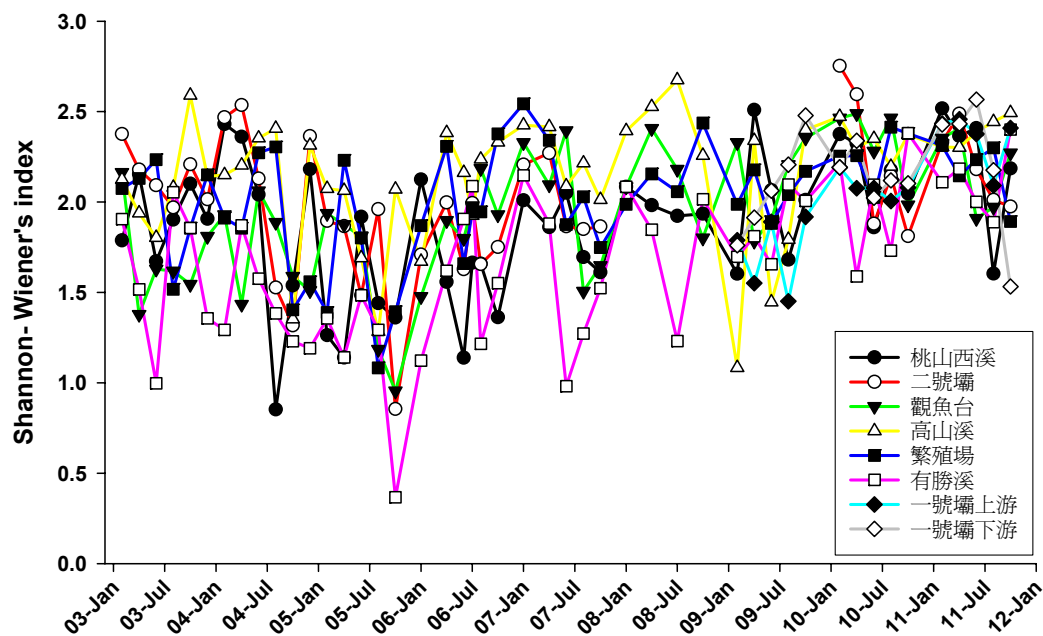


圖 6-4、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。
(資料來源：本研究資料)

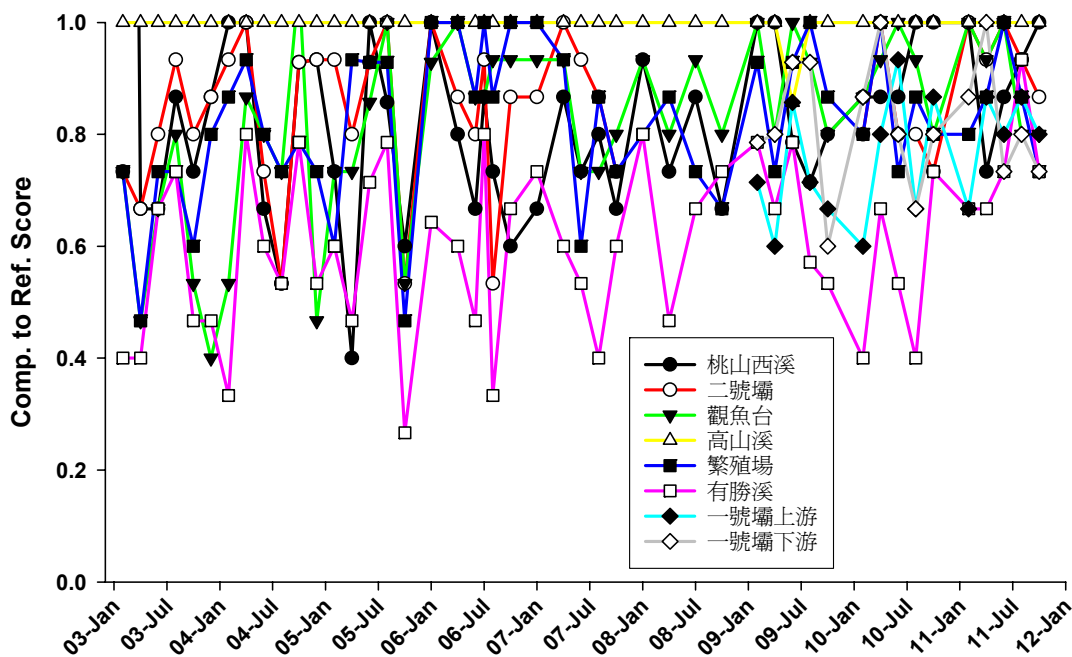


圖 6-5、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數。
(資料來源：本研究資料)

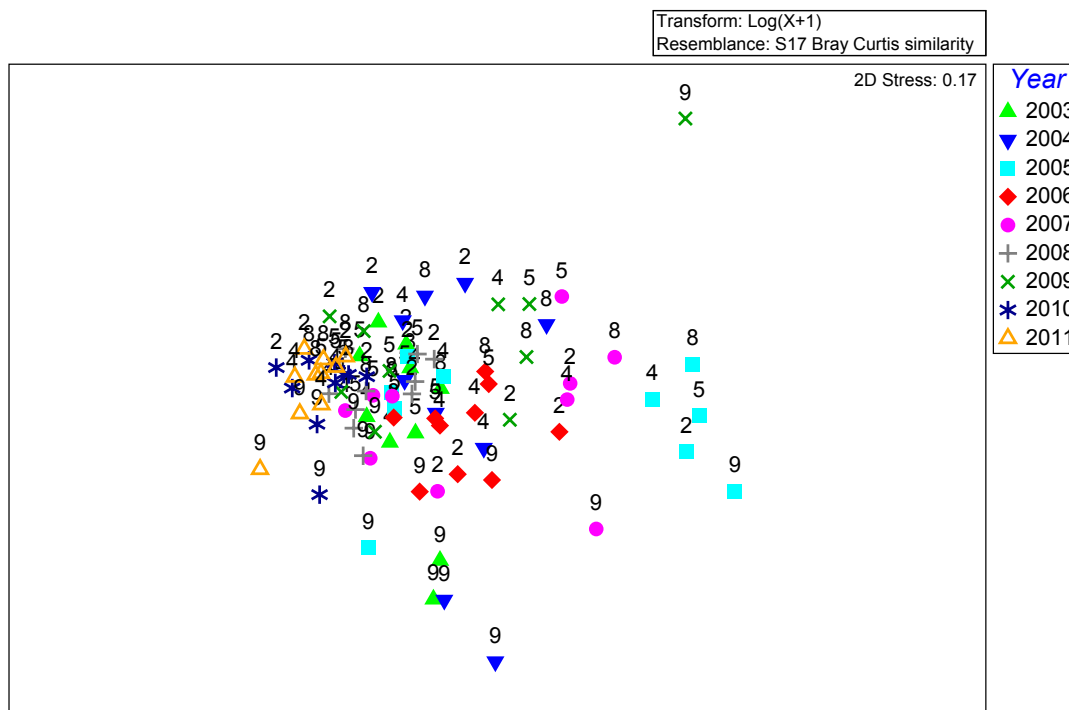


圖 6-6、武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 MDS 分析。圖標數字表示樣站編號。
(資料來源：本研究資料)

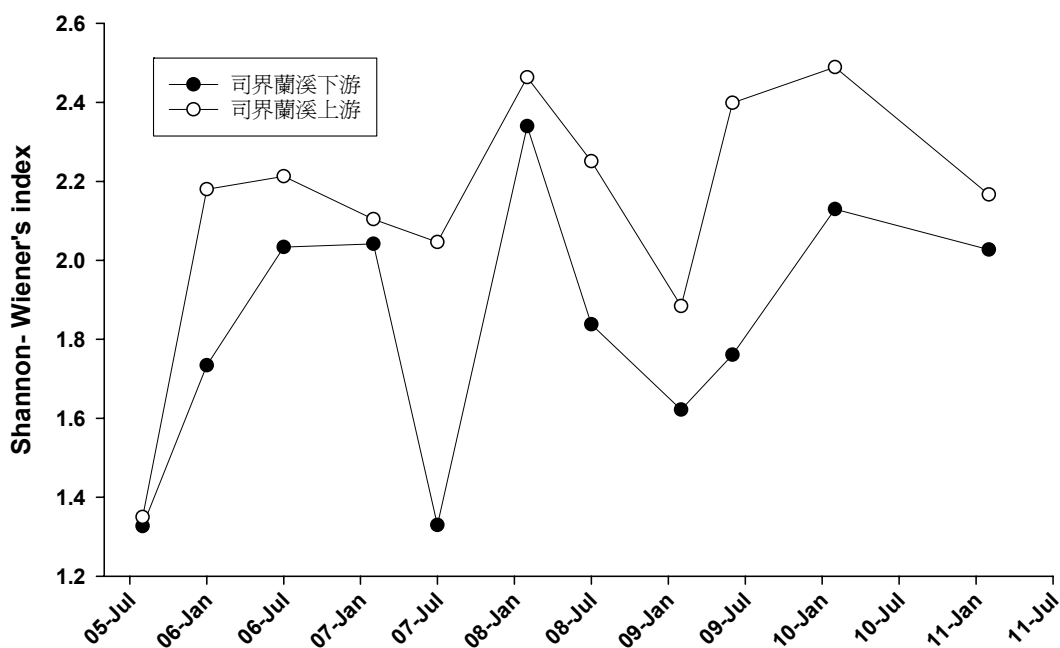


圖 6-7、司界蘭溪測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index。

(資料來源：本研究資料)

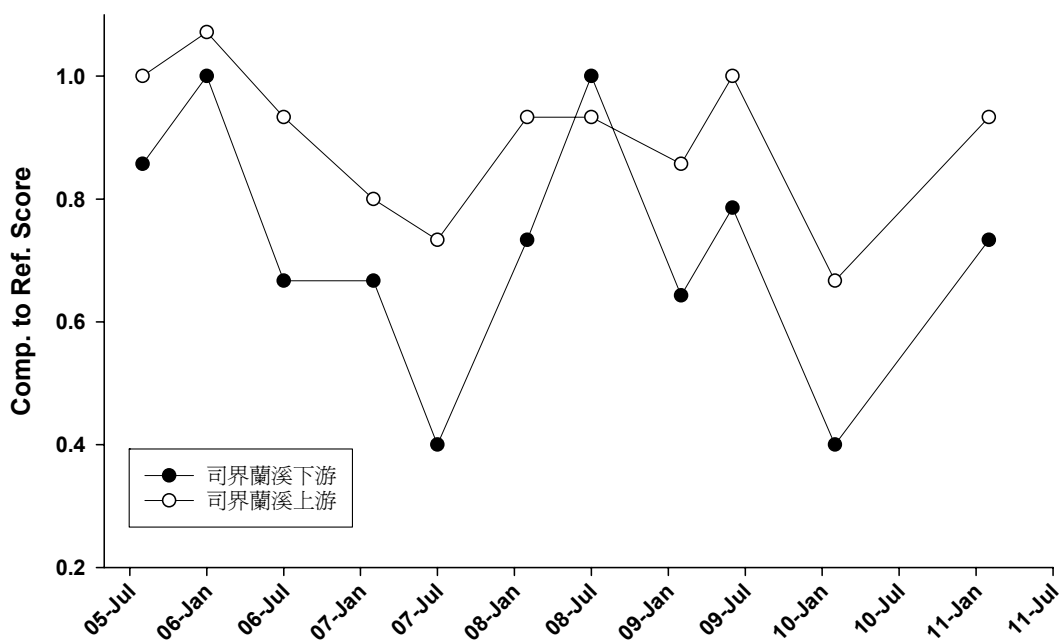


圖 6-8、司界蘭溪測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數。

(資料來源：本研究資料)

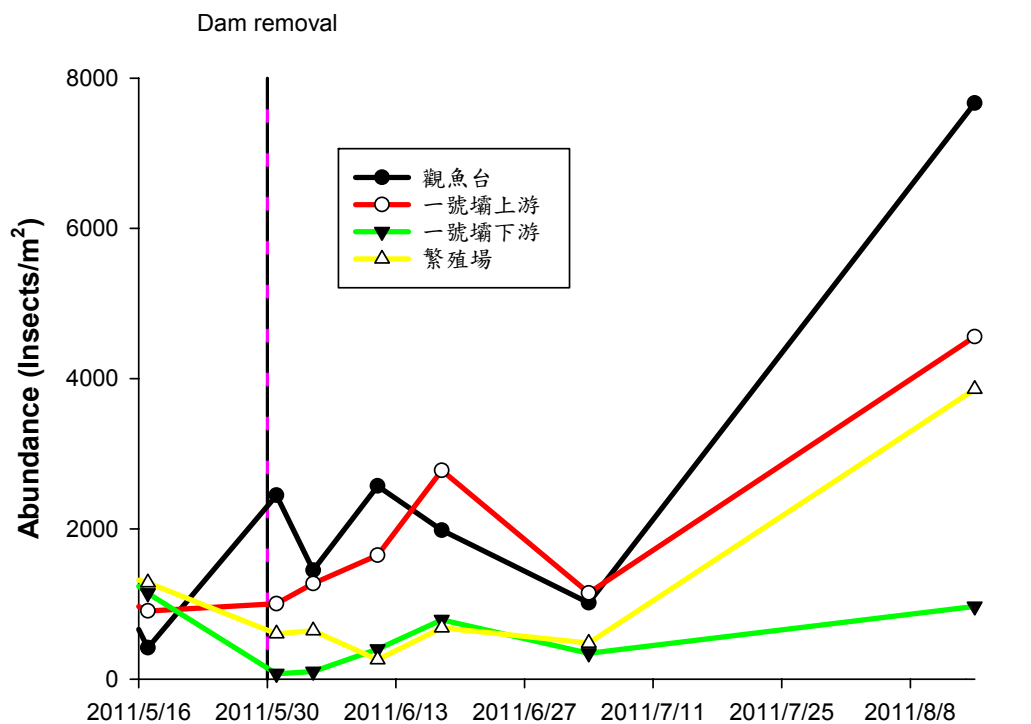


圖 6-9、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量(2011.5.17~2011.8.17)。
(資料來源：本研究資料)

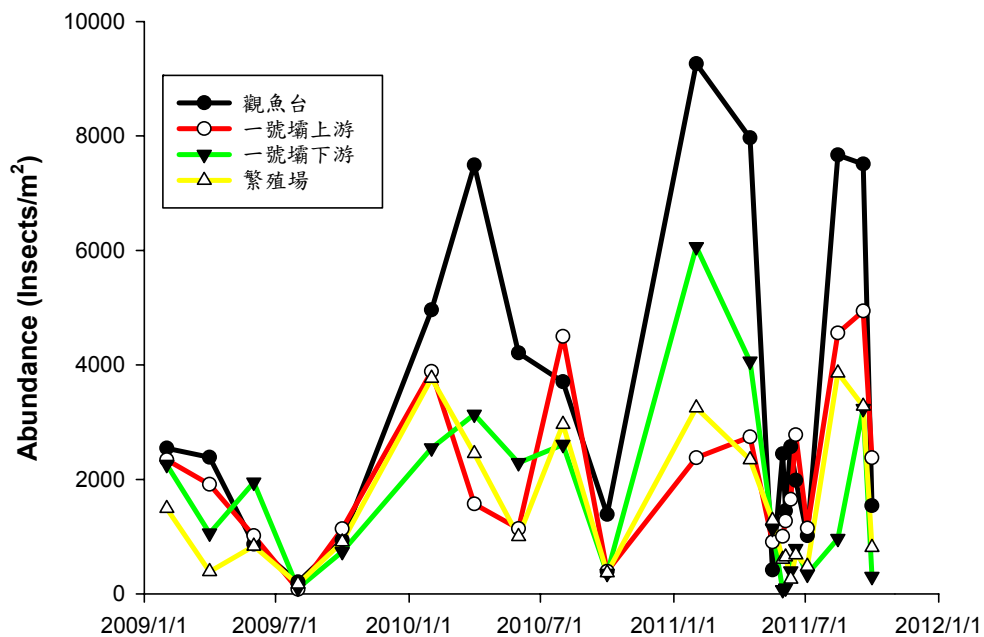


圖 6-10、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲數量(2009.2~2011.10)。
(資料來源：本研究資料)

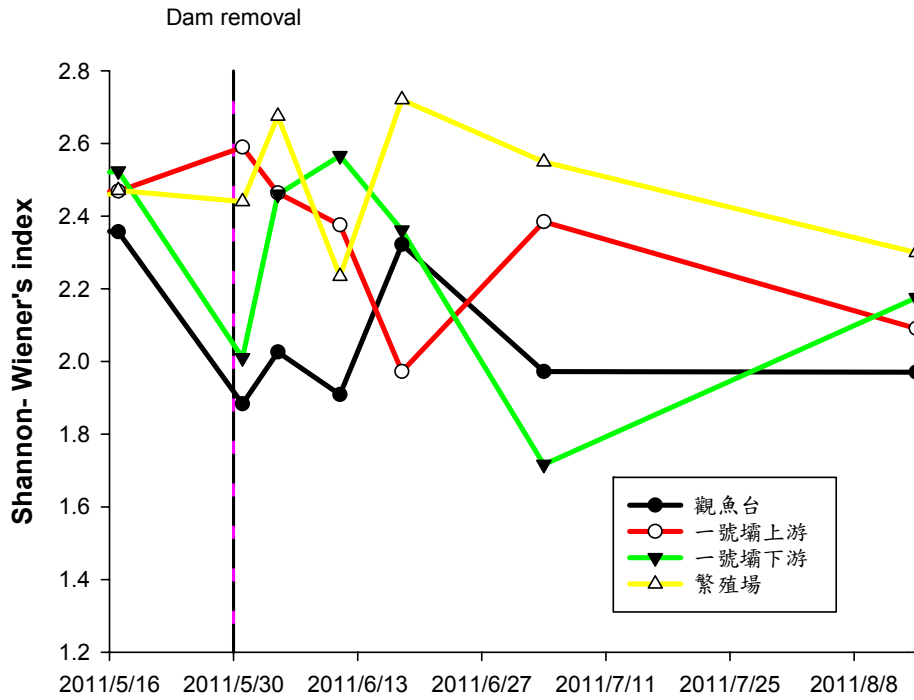


圖 6-11、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index (2011.5.17~2011.8.17)。(資料來源：本研究資料)

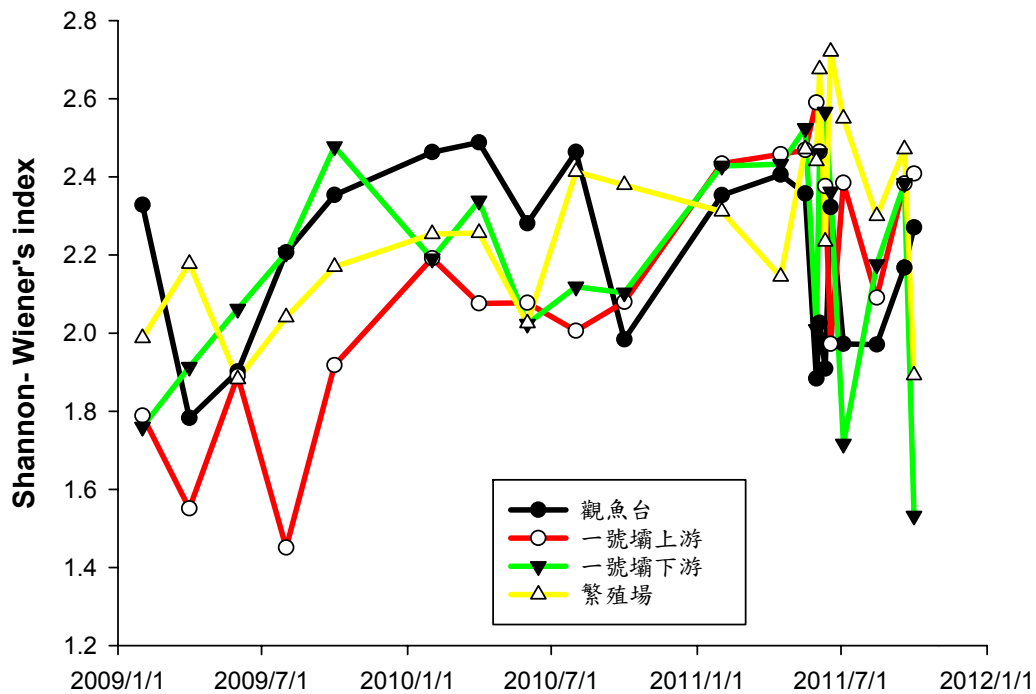


圖 6-12、一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index (2009.1.2~2011.12)。(資料來源：本研究資料)

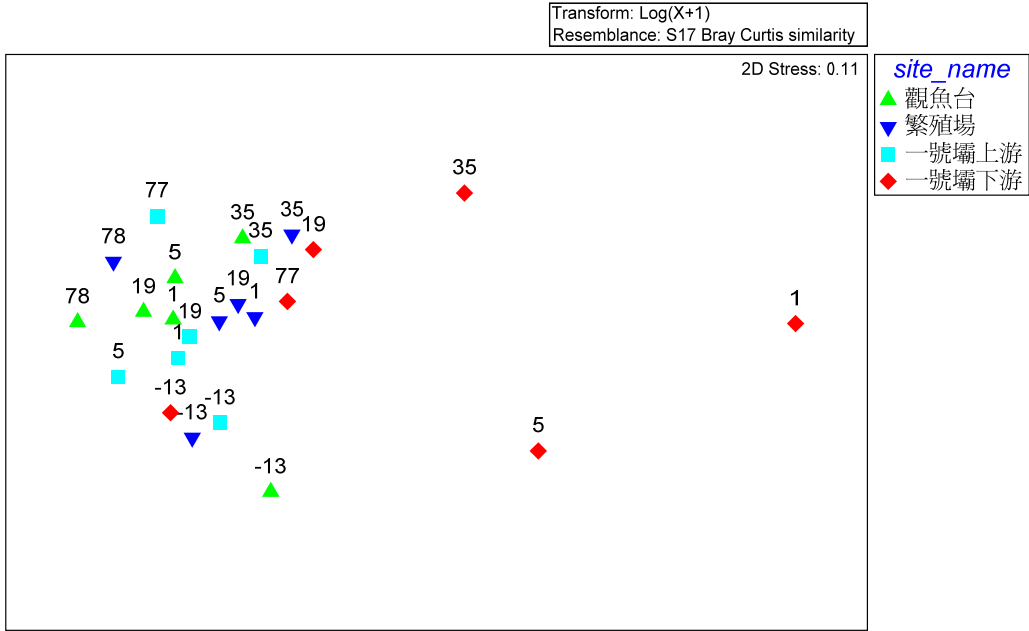


圖 6-13、一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之 MDS 分析。圖標數字表示改善當天 2011 年 5/30 日之相對天數。(資料來源：本研究資料)

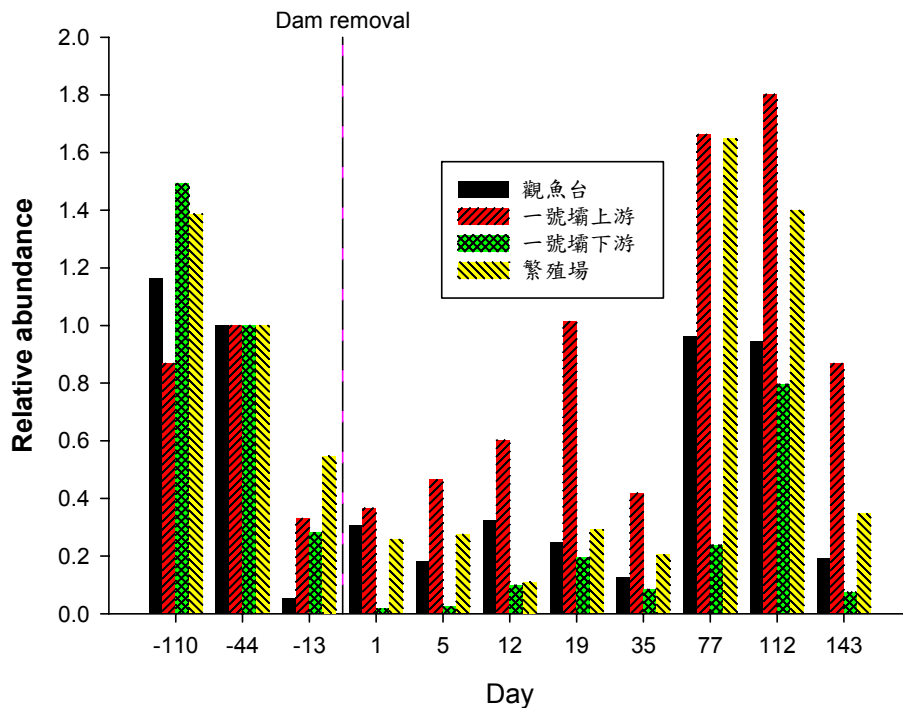


圖 6-14、一號壩壩體改善工程後水棲昆蟲之相對變化(以 2011 年 4 月 16 日為基準)。X 軸為改善當天 2011 年 5/30 日之相對天數。(資料來源：本研究資料)

第七章 陸棲昆蟲研究

楊正澤、陳采如、林鶯熹、郭雅惠、林嘉勇

國立中興大學昆蟲學系

摘 要

關鍵字：臺灣櫻花鉤吻鮭棲地、七家灣溪一號壩、濱水帶昆蟲，生物群聚、特殊
監測。

一、研究緣起

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

二、研究方法及過程

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

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

2. 非設定採集法 (non-installed)

A. 捕網 (aerial nets, AN)

B. 掃網 (sweeping net, SWP)

C. 枯落物收集 (litters, LIT)

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。

3. 存證標本編號保存及蒐藏

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

4. 昆蟲資源調查室內工作流程

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

三、重要發現

武陵地區濱水帶樣區昆蟲群聚結構，2010 年四月至八月調查結果，目級前四名優勢的昆蟲排序為 CmDCpHy，經 2004~2011 年調查分析結果，2004 年 4 月至 2011 年 3 月止，以吊網、陷阱杯、掃網及枯落物收集等調查結果累計 177,887 隻，共分為 24 目，已鑑定 190 科。濱水帶昆蟲指標群經 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)、彈尾目 (Collembola)、鞘翅目 (Coleoptera)、膜翅目 (Hymenoptera)，特將此簡稱為 DCmCpHy，2004 年其排的資料則指標群是 CmDCpHy。楊正澤等(2007)之報告得知，由濱水帶各測站之指標群昆蟲組成百分比可見，優勢各目昆蟲指標群在測站 #1、#2 及 #5，七家灣溪各站之變化較大，而測站 #8(高山溪)及測站 #9(有勝溪)則較小。總和累積 2004 到 2008 年的結果，為 DCmCpHy 則是一個基準，2010 年的結果的變化，加上 10 月及 12 月結果，彈尾目 (Cm) 和雙翅目 (D) 的順序差異，膜翅目 (Hy) 與鞘翅目 (Cp) 順序有異，前四名依然相同，這四個優勢目加上同翅目 (Ho) 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。

評選調查方法初步結果發現掃網採集，代表各樣區之組成共通性高，進一步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，濱水帶之暫時性水域昆蟲組成經初步調查發現樣區內常見之昆蟲的幼期出現，並有些未出現成蟲紀錄之幼蟲，因此為了昆蟲群聚組成完整性，將去年調查所得鑑定整理列於此期中報告。

四、主要建議事項

立即可行建議：建議下階段針對雙翅目優勢目之棲所深入探討。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

中長期建議：建議因每 3 年或 5 年進行 1 年期至 3 年期的監測計畫。

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. According to the result of 2010, the top-4 dominant orders of insects in this area are, Collembola, Diptera, Coleoptera and Hymenoptera, code as CmDHyCp. Although in 2004, top-4 are Collembola, Diptera, Coleoptera, and Hymenopter, CpDCmHo. The report of 2007 shown that the dominant insect indicator groups various and changed eventually in the sampling sites of Cijiawan stream, i. e., #1, #2, and #5. And the top-4 orders are DCMCpHy based upon the accumulated data from 2004 to 2011. 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.

【Keywords】 riparian insect community, indicator group, dam removal, impact

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究
area, temporal waters.

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鮭魚為中心的研究設計 (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一直到 Chiu et al, (2009) 之鳥類及水生昆蟲的交互作用，並開始探討颱風洪水對於棲地與水生生物的衝擊 (林幸助等, 2007)。該計畫估算出武陵地區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

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

間的沖淤變化後，十一月份調查顯示壩體前後已無明顯高差，河道較寬廣，故大水過後流心變動大，且河道與地貌的變化頗為劇烈。上述研究結果可以當作本計劃研究時比較攔砂壩及自然的殘材壩影響溪流及濱岸生物影響程度之參考基準。

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

這些研究更能確保後續監測之資料庫達到長期與共享的目的，由中央研究院生物多樣性研究中心邵廣昭研究員建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫，已收集 15 綱 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>)。

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

溪流底棲藻類為武陵溪流最主要基礎生產者。微小附生藻類以最適合本身生存的方式選擇適當的環境生長，它們有些能夠在急流中緊貼石頭表面生長，有些則偏好最適流速 (optimum current velocity) 的緩流處，又因為溪流底質如

Cattaneo et al. (1997) 在加拿大渥太華研究底質大小對藻類分布及豐度的影響，使得微藻群聚在溪流中呈現特定的分布模式。這個結果影響水生昆蟲的分布，兩生類之蝌蚪分布，也將影響溪流鳥類的覓食活動，藻類在溪流中附著的基礎。在洪泛期間，底質的體積大小決定對抗水流的能力，也間接左右了附生藻類賴以生長環境的穩定度，而最後可能決定了生物量及物種的組成。

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

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

(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)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

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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

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)。

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. 誘蚊產卵器 (Ovitrap, OT)

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

2. 非設定採集法 (non-installed)

A. 捕網 (aerial nets, AN)

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

B. 掃網 (sweeping net, SWP)

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

C. 枯落物收集 (litters, LIT)

以柏氏漏斗分離植物分解者及土棲昆蟲。

D. 柏氏漏斗分離法 (Berlese funnel method)

柏氏漏斗製作，以現成碾米或碾豆漿用不銹鋼漏斗。

- 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。

3. 存證標本編號保存及蒐藏

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

4. 昆蟲資源調查室內工作流程

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

三、 結果

(一) 昆蟲群聚組成

密集監測影響溪流生態系統包括拆霸前後管理經營與人為與颱風等自然環境干擾因子對於各生物影響之特殊監測；除了持續武陵生態資料庫之累積以便藉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年為止之優勢目如表 7-1。2004 年 4 月至 2011 年 3 月鑑定結果以雙翅目 (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%，特將此簡稱為 DCmCpHy (圖 7-1)。

武陵地區濱水帶樣區昆蟲群聚結構，2010 年四月至八月調查結果，目級前四名優勢的昆蟲排序為 CmDCpHy，經 2004~2011 年調查分析結果，2004 年 4 月至 2011 年 3 月止，以吊網、陷阱杯、掃網及枯落物收集等調查結果累計 177,887 隻，23,275 筆資料，共分為 24 目，已鑑定 190 科，尚有 19,454 筆資料鑑定至目 (表 7-2；表 7-3)。

2011 年 3 月至 6 月之樣區採集結果樣本約 1,000 件，尚待處理鑑定及分析。為配合霸體及棲地改善，特殊監測之需要密集監測增設最可能衝擊之樣區，以掃網採集，在霸上增設 #12 可能衝及樣區，因為工程組評估結果發現霸體上游 100 公尺內才是最可能衝擊區，故由原 #12 向下游延伸，配合便道所經之部份，於便道施工前 (利用掃網採集) 在河岸濱水帶及河中沖積的沙島上的植群，共設定 11 個掃網用的帶狀樣區，順向以掃網法採集，每區採 1 筆樣本，施工前 (4 月份)、施工後及霸體拆除後 24 小時 (因颱風警報提前一天) 採集，共計 55 件。

(二) 掃網方法評估

因為特殊監測的密集採集，必須快速取得可能受衝擊有變異的樣本，因此採用掃網最適合。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

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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，一併配合共有 5 種方法，經分析其採集效率，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較其他各方法能代表樣區內的昆蟲組成。

根據表 7-4，總計 6 種調查方法在 2005 年 4 月份採到 7,952 隻昆蟲，含部分無法鑑定以 unknown 記之，1,151 隻。鑑定結果共計 118 科。以調查方法 (collecting method) 區分採得昆蟲個體數 (individuals) 依序為，PF 採得 5,003 隻、MOT 採得 1287 隻、LIT 採得 927 隻、PA 採得 335 隻、PBT 採得 272 隻與 SWP 採得 128 隻。

以科級分類群 (family group) 而言，各採集方法所佔之百分比 (118 科為 100%)，依序 MOT 為 44.92% (53 科)、PF 與 LIT 皆為 38.98% (46 科)、SWP 為 37.29% (44 科)、PBT 為 27.97% (33 科) 與 PA 為 16.95% (20 科)。以設定採集與非設定採集區分採得昆蟲數 (individual number) 分別為 6,897 隻與 1,055 隻。以科級分類群 (family group) 而言，設定採集與非設定採集所佔之百分比 (118 科為 100%) 為 76.27% 與 63.56%，分別為 90 科與 75 科。

根據表 7-5，總計 6 種調查方法在 2010 年 4 月份採到 6,380 隻昆蟲，含部分無法鑑定以 unknown 記之，481 隻。鑑定結果共計 82 科。以調查方法 (collecting method) 區分採得昆蟲數 (individual number) 依序為，PF 採得 2,902 隻、LIT 採得 1,477 隻、MOT 採得 1,381 隻、PA 採得 269 隻、SWP 採得 208 隻與 PBT 採得 143 隻。

以科級分類群 (family group) 而言，各採集方法所佔之百分比 (82 科為 100%)，依序 MOT 為 56.10% (46 科)、SWP 為 54.88% (45 科)、PF 為 48.78% (40 科)、LIT 為 42.68% (35 科)、PBT 為 23.17% (19 科) 與 PA 為 7.32% (6 科)。以設定採集與非設定採集區分採得昆蟲數 (individual number) 分別為 4695 隻與 1685 隻。以科級分類群 (family group) 而言，設定採集與非設定採集所佔之百分比 (82 科為 100%) 為 78.05% 與 75.61%，分別為 64 科與 62

科。

(三) 積水水域昆蟲群聚 (temporal water bodies)

2010年6月5日至七家灣溪調查結果：

1. 鮭魚繁殖場(#5): 在樹林斜坡下一廢棄水泥攪拌鐵桶積水中，發現蚊子幼蟲。於6月12日羽化出蚊成蟲，身上和足上並無白斑(圖7-2)。
2. 二號壩(舊繁殖場): 在岸邊石頭凹窪積水中，發現蚊幼蟲，且當場我們被一些庫蠓攻擊，時值黃昏，一般庫蠓叮咬牛羊等家畜。於6月13日羽化出身上和足上有白斑的蚊科成蟲(圖7-3)。
3. 一號壩下(兆豐橋): 在溪邊大石凹陷積水中發現待鑑定白色幼蟲、雙翅目幼蟲，及一隻蚊科幼蟲。6月15日於實驗室羽化出一隻蠓科成蟲(非庫蠓)(圖7-4)。
4. 觀魚台於行人步道旁石頭上的凹陷積水處發現蚊科幼蟲，於實驗室羽化蚊科成蟲(圖7-5)。
5. 一號壩上於6月14日由3個誘卵桶中各收到1隻蚊科幼蟲。只有#12-R-3收到2隻蚊幼蟲，其中一隻是瘧蚊幼蟲。已將產卵紙裝在封口袋帶回鏡檢，並應以更細的濾網過濾，或將桶內水搖晃後，全部倒入盆中，以吸取幼蟲。

(四) 濱水帶陸生昆蟲：

七家灣溪一號壩下濱水帶台灣澤蘭上有大眼長椿象棲息在各級頂芽上聚集，調查約4平方公尺內之植株，共有三群，各群分別有11棵、12棵、6棵，其空間分佈，紀錄如表7-6。

(1) 在兩叢台灣澤蘭上看到椿象聚集：

- i. 一叢有11棵：其中4棵上分別有9、2、7、1隻椿象。
- ii. 另一叢有12棵：其中4棵上分別有1、1、3、3隻椿象。

(2) 旁邊還有一叢澤蘭有6棵，只有一棵有2隻椿象。

由上可見大眼長椿是棲息於下層植被群，除了在濱水帶之外，小蔥葉懸鉤子上也有出現（表 7-7），其他測站也有發現。僅由此一測站發生情形，在小範圍內之空間分佈調查，雖然沒有詳細統計分析，也可得知，其分佈屬集中型，而非規則型，可能是隨機但聚集，其中一頂芽可以高達 7 隻到 9 隻。在株 11 或 12 株或 6 株均有 50% 的植株出現椿象。至於這些椿象的性比，尚待詳細檢查標本，再分析。在此先提出假說，以便解釋聚集分佈之理由，如果雌/雄性比近於 1，則可能此聚集與求偶配對有關，但是，當然可能是因為此椿象是捕食性，聚集在植株上，尤其是在頂芽上搜尋食餌，或許是蚜蟲之類。

（五）陸域與水域昆蟲相

武陵地區 2004 年水中植物分解袋昆蟲調查結果，累積 567 隻，共分為 16 目，已鑑定 78 科（表 7-8）。比較陸域和水域不同月份之昆蟲個體數，2004 年水中植物分解袋不同月份之昆蟲個體數比較，以 12 月份 361 隻最多，其次是 10 月份 200 隻。最少是在 5 月 22 隻（圖 7-6）。以 2005 年陸域昆蟲相比較不同月份之昆蟲個體數，以 6 月份 73,937 隻最多，其次是 4 月份 8,427 隻。以 2 月 1,114 隻最少，其次是 12 月 4,283 隻（圖 7-7）。

2004 年分別於 1、5、10、12 月取得水中植物分解袋分析水域昆蟲相組成，其水域的昆蟲優勢目排序為禿翅目 (Plecoptera, 27.16%)、蜉蝣目 (Ephemeroptera, 15.87%)、毛翅目 (Trichoptera, 13.93%)、雙翅目 (Diptera, 11.64%)（圖 7-8）。選擇 2005 年昆蟲相調查，分析陸域昆蟲相組成，其昆蟲優勢目排序為雙翅目 (Diptera, 64.46%)、彈尾目 (Collembola, 22.50%)、鞘翅目 (Coleoptera, 5.91%)、膜翅目 (Hymenoptera, 3.33%)（圖 7-9）。水域以水生昆蟲 Ephemeroptera、Plecoptera、Trichoptera 為主合理，拆壩後，對水生昆蟲有直接影響，由另一主題水生昆蟲調查應該可以反應。

另分析 2004 年水中植物分解袋昆蟲各科之生活習性，2004 年以水中植物分解袋的昆蟲鑑定結果，比較因為昆蟲的活動習性包括水生 (Aquatic)、空中飛行

(Flight in the air)、植食性(Phytophagous)、陸生性(Terrestrial)。水生功能群(A)分比最多，占 39%，其次是具飛行能力習性者(F)稍微低，占 32%，最少的則是完全水生者，或幼蟲以之為陸生者(T)，只占 12% (圖 7-10B)。因為有許多昆蟲是水生，羽化後具飛行能力，但是有些飛行者是陸生性，經常在群飛求偶，或在水面飛行，或在植群間活動時以爬行為主，偶有飛行，這些均會掉落水中，經過漂流而陳降水中，漂流時被蒐集到的情形。因而在功能群中加了上述的活動習性的跨功能群考慮，比較習性 A、F、P、T 加入 (F+P) 及 (F+T) 之後，習性(F+P)最多占 25%，其次則是有飛行的習性(F+T)，23%，最少的是陸生昆蟲(T)，6% (圖 7-10D)。因此再度利用科級昆蟲群聚，轉為生態功能群，探討生態學的可行性。

(六) 壩上壩下的變化

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 7-11)，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。

2011 年九月底十月初颱風不強，帶了些雨水，雖宜蘭蘇花公路傳災情，七家灣溪有些水流的影響，首先「觀魚台」附近的樣區，水流彎曲處，水芹葉被沖走，留下的部分已是潰爛，有些水位下降後日曬變乾枯，雙翅目開始來產卵，分解剛剛開始；但水芹菜在水中偶有蜉蝣及石蠅攀附的情形。2004-2005 年復育中心的雙翅目蚋科(Simuliidae)幼蟲爬滿其泡水的芹菜葉的情景，一直未再出現，可能 2007 年颱風清洗的作用一直無法恢復，而當時二號壩舊繁殖場蚋幼蟲吸附

在蜚蠊身上的情形也少見了。

(七) 細葉山萵苣的綴化(cristatus)異形

拆壩前在 5 月調查時，整理便道跨過七家灣溪壩上樣區水面，上游右岸的岸邊交接處，有一棵細葉山萵苣，而山萵苣最多的地方是在有勝溪的樣區更上游左岸，也就是沿著公路的駁坎下。植株細而高大，因為前有溪水淹過，有些仍是倒伏。而壩上的一棵是唯一附近單獨一棵，五、六月時根據照片，仍然不起眼，而十月初調查時已是高大又扁平，遠觀似仙人掌，靠近一看，實為二分枝，細的一株修直細長，一切正常，而另一株則基部加粗約為另一株的 4 倍直徑，而漸往上漸寬而且粗厚，完全扁平如板，而上面的花序依舊密生，頭狀花也開得正常的大小（圖 7-12）。

經請教植物分類專家，中興大學生科系劉思謙博士，加以旁徵博引，找了許多專家請教，目前得到的答案最可能是綴化(cristatus)。綴化即是植株生長點不斷分生、加倍而形成許多生長點，並橫向發展為帶狀體，如同雞冠狀突起，最典型如雞冠花。另許多植物有扁化(faceate)現象，而且有些兩枝條或構造兩兩合併，而這一棵細葉山萵苣是那一類型，需要繼續努力，查明真相。

(八) 植物癭

目前在武陵地區七家灣溪濱水帶調查昆蟲群聚，常發現癭蚋及癭蜂，但是未曾針對植物癭調查，在進行隨機調查時，經常發現，採集到的植物癭種類，列出如下：

一、台灣二葉松（圖 7-13E）

台灣二葉松松針柄部膨大，疑似癭蚋致使松針柄部增生肥大，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，樹高在二公尺以下肢台灣二葉松，十月初是第一次發現，感染的植株位於日照強烈處。

國外寄生於松針，蟲癭形狀類似者為松針癭蚊 *Pine niddle gall midge* (*Thecodiplosis japonensis* Uchida and Inouye)，分布於韓國及日本，為森林害蟲，待查文獻深入探討。膨大之癭部紡錘狀(spindle like)，加上沒有白色蠟狀物，又是黃色到黃綠色，顯然與武陵之彎曲狀不同，有待進一步追蹤調查研究。

武陵採獲的蟲癭未解剖，造癭者可能為癭蚋科昆蟲。雖有先前 1998.11.18 於大雪山有採獲 (檢視 楊曼妙老師實驗室採集紀錄)，該紀錄之造癭者為癭蚋科，然而此次紀錄是否相同正在進一步確認中。

二、台灣胡桃 (圖 7-13 A-C)

癭發生於葉肉，癭體黃綠色，外觀皺褶狀，開放式植物癭，葉片正面突出，葉下表皮之癭內壁密生白色纖毛。造癭者為節蟬，身體白色，經檢查凹陷的每個癭約有 10 隻以上節蟬。

三、栓皮櫟 (圖 7-13 F-G)

著生蟲癭的植株位於日照強烈處。寄主為膜翅目癭蜂科 (Cynipidae) 昆蟲，大部分蟲癭已掉落地面，其中一些蟲癭有開裂孔(寄生蜂)，將蟲癭於實驗室飼育，羽化者皆為寄生蜂。本種蟲癭於「台灣的植物癭」已有記載 (楊淑燕等，2000)。寄生於葉片支脈，葉面及葉背皆有，每片葉片著生 1~4 顆蟲癭。封閉式蟲癭，外觀球狀，黃綠色，部分蟲癭紅褐色，表皮稍微皺褶，疏生紅褐色斑點(類似皮膚的丘疹)。

四、艾草 (圖 7-13 D)

葉片膨大，邊緣呈不規則囊狀腫大變形，其中有蚜蟲造癭。根據照片四月底的照片顯示，造癭的位置，在植株基部較多。

五、台灣朴樹 (圖 7-14A)

癭發生於葉片，於葉面突出，呈指狀，與沙朴上發現的記錄的由木蝨造成的針狀癭不同，造癭者尚待鑑定確認。

六、台灣赤楊 (圖 7-14B)

葉表面粗糙突起，色澤紅綠相間，造癭者可能為節蟬，尚待鑑定。

雖然許多種類未定，但是未來值得繼續調查。至於上述的植物癭部分，造癭昆蟲可以確定者將加強其形態描述及比對。本文提供台灣植物癭的調查名錄（楊淑燕等，2000）於附錄 2 供日後研究參考。

（九）本計畫相關的參考資料

本計畫累積多年收集相關之參考資料，全部 129 篇列在本年度報告的參考文獻，以便未來發文章之參考。

四、討論

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（梭德氏赤蛙，34.2%）獲第二位，盤古蟾蜍，20.3%或斯文豪氏赤蛙 10.7%；鞘翅目在盤古在盤古蟾蜍的相對重要值佔 22.1%，居第一；而在梭德氏赤蛙佔 9.1%，居第三；然而，由其掉落式然而，由其掉落式陷阱採集之無脊椎動物中之無脊椎動物中，彈尾目居，彈尾目居冠（56.7%）相對重要性遠高於其他如雙翅目的 9.3%（第二位），鞘翅目（6.5%）和蜘蛛目（6.4%）相似佔第三位，而第四位則是膜翅目（5.7%）。和濱水帶昆蟲群聚之各年優勢目之排序有相似之處，但彈尾目之個體數多，生物量可能較低，蛙類雖為地面及水中活動，其及水中活動，其食餌之分布食餌之分布卻與陷阱採集結果趨勢及分布不同，而且和所有昆蟲群聚組成的指標群之重要群也不同步，所以調查群聚的背景資訊有利於瞭解生態的物質循環和物種重要性。更由此瞭解，生物量的調查可能遠比分類群，甚至物種（群）的變化更重要。

以長期監測方式，並用以了解瞭解武陵地區流域的長期生態過程與跨界之交互作用機制，藉以評估拆霸後干擾之可能影響。

1. 建立陸域及濱水帶昆蟲的目級群聚結構指標系統供快速監測分析。
2. 以覆蓋度為簡易生物量估算之參考。
3. 以歷年科級群聚組成之季節變化，評估可能受干擾衝擊的敏感季節，生態功能群及食物塔。
4. 評選調查方法初步結果發現掃網採集，代表各樣區之組成共通性高，針對 2005 年已鑑定之昆蟲個體數 6801 隻，分析結果共 118 科，設定採集佔 76.27%，非設定採集佔 63.56%，而非設定之掃網採集，佔所有採集法之 2%，若以分類群多樣性而言，掃網採集有 37.29 科，多樣性和吊網(44.92)相近。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

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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，應用在武陵地區櫻花鉤吻鮭保育經營管理策略之參考。

五、結論與建議

(一)結論

2010年的結果的變化，加上10月及12月結果，彈尾目（Cm）和雙翅目（D）的順序差異，膜翅目（Hy）與鞘翅目（Cp）順序有異，前四名依然相同，這四個優勢目加上同翅目（Ho）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。

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，應用在武陵地區櫻花鉤吻鮭保育經營管理策略之參考。

根據期末報告各子計畫的成果，以及總計畫的分析，拆壩選擇在五月底，時間正好在颱風季之前，因此六月的結果在時間上與八月及十月的結果相近，而壩上壩下分別為兩群。而拆壩後的水生昆蟲毛翅目、雙翅目、蜉蝣目、襉翅目等的歸群似乎並無壩上壩下分別歸群的情形。在昆蟲學的觀點，昆蟲的生活史時間短，對環境的反應能力強，受衝擊後回復時間短，況且拆壩的衝擊並未直接影響，並不會對所有生物產生衝擊或對族群變動造成影響，所以陸生昆蟲在濱水帶未有河岸改變，又未發現枯落物搬移，所以拆壩的影響，在目前並未見發生，必須長時間再監測，但可預測的是並不一定直接對陸域昆蟲造成影響。

根據水生昆蟲調查，觀魚台、有勝溪水棲昆蟲量變多，代表環境變好，農地回收有成效；水棲昆蟲量變多也出現在有勝溪，因此，應該以災難性衝擊的回復趨勢來解釋此水生昆蟲量上升現象，可能是比較好的解釋。至於群聚結構分析結果的分群應該是昆蟲組成，群聚結構特性應該可以進一步分析，例如食性、取食方式、棲所層次，棲地石塊粒徑比等等，也許更能和拆壩的棲地改善效果，反應前面觀魚台及有勝溪的昆蟲數量上升現況，明年需要後續追蹤觀察。

(二)建議

1.建議一

立即可行建議：鑑於濱水帶昆蟲群聚長年研究結果，以雙翅目為優勢目，但對於其長角類（例如：蚊類）的棲所瞭解有限，建議下階段針對此一議題深入探討。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：無

2.建議二

中長期建議：根據濱水帶昆蟲群聚長期調查，建議因每 3 年或 5 年進行 1 年期至 3 年期的監測計畫。

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：無

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。

- 武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究
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、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、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。
- 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。

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

曾晴賢。1998。櫻花鈎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。櫻花鈎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。

櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集。151-177 頁。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。

楊正澤 2000 瑞岩溪野生動物重要棲息環境昆蟲相調查—森林下層永久樣區昆蟲調查及林道樣段。行政院農業委員會林務局保育研究系列-89-04 號。62 頁。

楊正澤 2003a 森林昆蟲群聚生態功能多樣性分析—以科級分類群為基礎。35-58 頁。「第四次野生動物研究與調查方法」研討會論文集。2003 年 11 月 07 日。台北。野生動物保護基金會編。104 頁。

楊正澤 2003b 香港大嶼山昆蟲相調查初報。61-79 頁。「第三次香港野生動植物現況與保育研討會—大嶼山離島的資料更新與生態保育」論文集。2003 年 12 月 19 日。香港。野生動物保護基金會編。127 頁。

楊正澤、陳明義 2005 森林服務業—生態系、功能與昆蟲。農業世界雜誌 263: 74-82。

楊正澤、管力慶 2005 花花世界—顯花植物嗜花者與昆蟲。農業世界雜誌 259: 72-84。

楊正澤、陳明義、陳瑩娟、羅華娟 2005 老樹共和國—老樹、著生植物與昆蟲。農業世界雜誌 257: 74-86。

楊淑燕、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。

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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.
- Jordán, F., Takács-Sánta, A., Molnár, I., 1999. A reliability theoretical quest for keystones. Oikos 86, 453-462.
- Kempton, R.A., Taylor, L.R., 1976. Models and statistics for species diversity. Nature 262, 818-820.
- Krebs, C.J., 1989. Ecological Methodology, 1st ed. Harper Collins Publishers, New York.
- Kubeš, J., 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. Landscape and Urban Planning 35(4), 231-240.
- Lamb, E.G., Mallik, A. U. and Mackereth, R. W.. 2003. The early impact of adjacent clearcutting and forest fire on riparian zone vegetation in northwestern Ontario. For. Ecol. Manage. 210: 443-454.
- Löw, J., 1988. 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, Ü., 2005. Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. Ecological Engineering 24(5), 531-537.
- Mezquida, J.A.A., Fernandez, J.V.D., 2005. A framework for designing ecological monitoring programs for protected areas: a case study of the Galachos del Ebro nature reserve (Spain). Environmental Management 35, 20-33.
- Miller, J. C. 1995 Caterpillars of Pacific Northwest Forest and Woodlands. 80pp.
- Miller, J. C. and Hammond, P. C. 2000. Macromoths of Northwest Forest and Woodlands. 133pp.
- Molnár, I., 1994. Developmental reliability and evolution. In: Beysens, D., Forga'cs, G., Gaill, F. (Eds.), Interplay of Genetic and Physical Processes in the Development of Biological Form. World Scientific, Singapore, pp. 161-167.
- Motyka, J., Dobrzanski, B., Zawadski, S., 1950. Wstepne badania nad lakami poludniowoschodnej 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 poludniowoschodnej Lubelszczyzny (Preliminary studies on meadows in the southeast of the province Lublin. Summary in English). Sci. Env. 5: 367-347.
- Nilsson, C., Svedmark, M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. Environ. Manage. 30 (4): 468-480.
- Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested

- framework and indicators. *For. Ecol. Manage.* 115(2-3), 135-146.
- Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 123-129.
- Petranka, J. W. and Smith. C. K. 2005. A functional analysis of streamside habitat use by southern Appalachian salamanders: Implications for riparian forest management. *For. Ecol. Manage.* 210: 443-454.
- Rood, S.B., Samuelson, G.M., Braatne, J.H., Gourley, C.R., Hughes, F.M.R., Mahoney, J.M., 2005. Managing river flows to restore floodplain forests. *Front. Ecol. Environ.* 3(4): 193-201.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*, 1st ed. University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Soulé, M.E., 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* 253, 744-750.
- SPSS Inc., 2002. *SPSS for Windows*, 11.5.0. SPSS Inc., USA.
- Su, H.J., 1985. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (III). A scheme of geographical climatic regions. *Quart. J. China. For.* 18(3), 33-44.
- Su, H.J., 1994. Species diversity of forest plants in Taiwan, *Bot. Ins. Academic Sinica Monograph Series* 14, 87-98.
- Su, Y.-Z., Zhao, W.-Z., Su, P.- X., Zhang, Z.-H., Wang, T., Ram, R., 2007. Ecological effects of desertification control and desertified land reclamation in an oasis–desert ecotone in an arid region: A case study in Hexi Corridor, northwest China *Ecological Engineering* 29(2), 117-124.
- Teder, T., Moora, M., 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 Companys, 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 7-1. 武陵地區昆蟲調查 2004 年至 2011 年優勢指標分類群

年份	優勢指標分類群
2004 年—2011 年	DCmCpHy*
2004 年	CpDCmHo
2005 年	DCmCpHy
2006 年	DCmCpHy
2007 年	DCmCpHy
2008 年	CpDHyCm
2010 年	CmDHyCp

*D: Diptera; Cm:Collembola; Cp:Coleoptera; Ho: Homoptera;
Hy:Hymenoptera。

(資料來源：本研究資料。)

表 7-2. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果

Order	中文目名	筆數	個體數
Blattaria	蜚蠊目	87	112
Coleoptera	鞘翅目	3,421	13,027
Collembola	彈尾目	2,768	45,439
Dermaptera	革翅目	153	224
Diplura	雙尾目	1	2
Diptera	雙翅目	9,044	100,018
Ephemeroptera	蜉蝣目	4	7
Hemiptera	半翅目	629	1,452
Homoptera	同翅目	1,321	2,934
Hymenoptera	膜翅目	3,354	7,269
Isoptera	等翅目	5	5
Lepidoptera	鱗翅目	1,176	2,220
Mantodea	螳螂目	2	2
Mecoptera	長翅目	3	4
Neuroptera	脈翅目	87	124
Orthoptera	直翅目	180	249
Phasmida	竹節蟲目	2	2
Planipennia	脈翅目	9	9
Plecoptera	襜翅目	36	50
Psocoptera	啮蟲目	436	2,064
Siphonaptera	蚤目	6	12
Thysanoptera	櫻翅目	453	2,536
Thysanura	櫻尾目	13	17
Trichoptera	毛翅目	67	109
Total		23,275	177,887

(資料來源：本研究資料。)

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數
Blattaria	蜚蠊目	Epilampridae	光蠊科	1
		Blattellidae	姬蠊科	9
		Blattidae	蜚蠊科	7
		unknown	unknown	70
Coleoptera	鞘翅目	Endomychidae	擬瓢蟲科	1
		Eucinetidae	偽圓花蚤科	2
		Sphindidae	偽圓萐蟲科	2
		Discolomidae	偽瑣微蟲科	1
		Scaphidiidae	出尾萐蟲科	3
		Nitidulidae	出尾蟲科	143
		Elateridae	叩頭蟲科	7
		Cryptophagidae	吸木蟲科	2
		Erotylidae	大萐蟲科	1
		Cerambycidae	天牛科	3
		Phalacridae	姬花螢科	2
		Lathridiidae	姬薪蟲科	7
		Mycetophagidae	小萐蟲科	7
		Scolytidae	小蠹蟲科	15
		Cucujidae	扁甲科	1
		Oedemeridae	擬天牛科	2
		Tenebrionidae	擬步行蟲科	24
		Anobiidae	標本甲科	1
		Ptiliidae	櫻毛萐蟲科	16
		Carabidae	步行蟲科	15
		Biphyllidae	毛萐蟲科	2
		Leiodidae	球萐甲科	3
		Corylophidae	瑣微蟲科	12
		Coccinellidae	瓢蟲科	5
		Ciidae	筒萐蟲科	3
		Lymexylidae	筒蠹蟲科	1
		Lyctidae	粉蠹科	11
		Silvanidae	細扁甲科	1
		Melyridae	耀夜螢科	2
		Dascillidae	花甲科	1
		Mordellidae	花蚤科	2
		Cantharidae	菊虎科	26

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果(續)

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數		
Coleoptera	鞘翅目	Pselaphidae	蟻塚蟲科	18		
		Bruchidae	豆象科	1		
		Curculionidae	象鼻蟲科	12		
		Cleridae	郭公蟲科	6		
		Chrysomelidae	金花蟲科	49		
		Bostrichidae	長蠹蟲科	3		
		Staphylinidae	隱翅蟲科	225		
		Dermostidae	經節蟲科	1		
		unknown	unknown	2782		
		Collembola	彈尾目	Sminthuridae	圓跳蟲科	101
Tomoceridae	鱗跳蟲科			28		
Brachystomellidae				2		
Pseudachorutidae	擬亞跳科			2		
Onychiuridae	棘跳蟲科			72		
Isotomidae	異跳蟲科			58		
Neelidae	短腳圓跳蟲科			5		
Hypogastruridae	紫跳蟲科			53		
Poduridae	跳蟲科			60		
Entomobryidae	長角跳蟲科			405		
unknown	unknown			1982		
Dermaptera	革翅目			Labiduridae	球蠖蝮科	3
				Forficulidae	蠖蝮科	32
				unknown	unknown	118
Diplura	雙尾目	unknown	unknown	1		
Diptera	雙翅目	Anisopodidae	偽大蚊科	9		
		Pipunculidae	頭蠅科	4		
		Scatopsidae	偽毛蚋科	3		
		Trichoceridae	冬大蚊科	1		
		Coleopidae	十鞘翅科	2		
		Tipulidae	大蚊科	10		
		Cryptochetidae	大角小蠅科	1		
		Sphaeroceridae	大附蠅科	6		
		Muscidae	家蠅科	82		
		Tachinidae	寄生蠅科	10		
		Diastatidae	小果蠅科	1		
		Fanniidae	廁蠅科	42		

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果(續)

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數
Diptera	雙翅目	Platystomatidae	廣口蠅科	6
		Platypezidae	扁腳蠅科	1
		Psilidae	折翅蠅科	1
		Chironomidae	搖蚊科	42
		Deuterophlebiidae	擬網蚊科	2
		Tephritidae	果實蠅科	7
		Drosophilidae	果蠅科	285
		Lonchopteridae	槍蠅科	1
		Bibionidae	毛蚋科	3
		Stratiomyidae	水虻科	5
		Ephydriidae	水蠅科	30
		Sciomyzidae	沼蠅科	2
		Agromyzidae	潛蠅科	9
		Clusiidae	澳蠅科	1
		Cecidomyiidae	癭蚋科	65
		Cynipidae	癭蜂科	1
		Chloropidae	稈蠅科	19
		Milichiidae	稈稈蠅科	4
		Dixidae	細蚊科	1
		Lauxaniidae	縞蠅科	41
		Empididae	舞虻科	26
		Anthomyiidae	花蠅科	46
		Mycetophilidae	蕈蚋科	131
		Culicidae	蚊科	4
		Simuliidae	蚋科	5
		Chamaemyiidae	蚋小蠅科	17
		Phoridae	蚤蠅科	106
		Psychodidae	蛾蚋科	11
		Ceratopogonidae	蠓科	18
		Dolichopodidae	長足虻科	6
		Heleomyzidae	陽蠅科	16
		Cryptochaetidae	隱毛蠅科	8
		Xylophagidae	食木虻科	1
		Syrphidae	食蚜蠅科	37
Asilidae	食蟲虻科	1		
Dryomyzidae	驚蠅科	1		

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果(續)

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數		
Diptera	雙翅目	Calliphoridae	麗蠅科	8		
		Sciaridae	黑翅蕈蚋科	134		
		Lonchaeidae	黑艷蠅科	3		
		unknown	Unknown	7768		
Ephemeroptera	蜉蝣目	unknown	unknown	4		
Hemiptera	半翅目	Acanthosomatidae	角蝽科	1		
		Isometopidae	樹椿象科	2		
		Rhyparochromidae	地長蝽科	1		
		Pentatomidae	蝽科	2		
		Cydnidae	土蝽科	1		
		Nabidae	姬蝽科	1		
		Reduviidae	獵蝽科	5		
		Miridae	盲蝽科	17		
		Tingidae	網蝽科	4		
		Coreidae	緣蝽科	1		
		Hebridae	膜蝽科	2		
		Anthocoridae	花蝽科	11		
		Schizopteridae	裂蝽科	1		
		Berytidae	錘角蝽科	1		
		Geocoridae	大眼長蝽科	1		
		Lygaeidae	長蝽科	21		
		unknown	unknwon	557		
		Homoptera	同翅目	Coccidae	介殼蟲科	2
				Issidae	圓飛蝨科	1
				Aphididae	蚜蟲科	48
Psyllidae	木蝨科			16		
Cercopidae	沫蟬科			10		
Diaspididae	盾介殼蟲科			1		
Delphacidae	稻蝨科			11		
Aleyrodidae	粉蝨科			1		
Pemphigidae	綿癭蚜科			2		
Cixiidae	菱飛蝨科			3		
Cicadellidae	葉蟬科			120		
Fulgoridae	蠟蟬科			5		
Membracidae	角蟬科			1		
unknown	unknown			1100		

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果(續)

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數		
Hymenoptera	膜翅目	Ceraphronidae	分盾細蜂科	1		
		Ichneumonidae	姬蜂科	62		
		Tiphiidae	小土蜂科	2		
Hymenoptera	膜翅目	Braconidae	小繭蜂科	29		
		Chalcididae	小蜂科	255		
		Xylocopidae	木蜂科	1		
		Diprionidae	松葉蜂科	1		
		Bombidae	熊蜂科	2		
		Evaniidae	瘦蜂科	1		
		Cynipidae	癭蜂科	11		
		Proctotrupoidea	細蜂總科	6		
		Mymaridae	纓小蜂科	5		
		Vespidae	胡蜂科	25		
		Apidae	蜜蜂科	11		
		Formicidae	蟻科	161		
		Trichogrammatidae	赤眼蜂科	1		
		Chalcididea	金小蜂科	2		
		Diapriidae	錘角細蜂科	1		
		Sciaridae	黑翅蕈蚋科	1		
		unknown	unknown	2776		
		Isoptera		unknown	unknown	85
		Lepidoptera	鱗翅目	Satyrinae	蛇目蝶科	1
				Noctuidae	夜蛾科	35
Geometridae	尺蛾科			7		
Tortricidae	捲蛾科			15		
Lasiocampidae	枯葉蛾科			1		
Lymantriidae	毒蛾科			1		
Thyatiridae	波紋蛾科			1		
Arctiidae	燈蛾科			1		
Psychidae	蓑蛾科			1		
Nymphalidae	蛺蝶科			1		
Pyalidae	螟蛾科			14		
Gelechioidea	麥蛾總科			4		
unknown	unknown			1094		
Mantodea	螳螂目			unknown	unknown	2
Mecoptera	長翅目			unknown	unknown	3

表 7-3. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月至 2011 年 3 月昆蟲個體數調查結果(續)

Order	中文目名	Family	中文科名	筆數
Neuroptera	脈翅目	unknown	unknown	87
Orthoptera	直翅目	Catantopidae	斑腿蝗科	1
		Rhaphidophoridae	穴蟲科	16
		Conocephalidae	草蟲科	6
Orthoptera	直翅目	Tetrigidae	菱蝗科	4
		Acrididae	蝗科	3
		Tettigonidae	蝻蜚科	1
		Gryllacridae	蟋蟲科	3
		unknown	unknown	146
Phasmida	竹節蟲目	unknown	unknown	2
Planipennia	脈翅目	Coniopterygidae	粉蛉科	4
		Chrysopidae	草蛉科	3
		Corydalidae	魚蛉科	2
Plecoptera	襉翅目	Peltoperlidae	扁石蠅科	1
		Styloperlidae	刺石蠅科	2
		Capniidae	短尾石蠅科	1
		unknown	unknown	32
Psocoptera	嚙蟲目	Pseudocaeciliidae	擬毛嚙科	3
		Ectopsocidae	外嚙蟲科	16
		Elipsocidae	徑嚙蟲科	1
		Psyllipsocidae	裸嚙蟲科	3
		Amphipsocidae	雙嚙蟲科	1
		unknown	unknown	412
Siphonaptera	蚤目	unknown	unknown	6
Thysanoptera	纓翅目	Heterothripidae	異薊馬科	1
		Phlaeothripidae	管薊馬科	55
		Thripidae	薊馬科	12
		Terebrantia	錐尾亞目	2
		unknown	unknown	383
Thysanura	纓尾目	Machilidae	石蛎科	5
		unknown	unknown	8
Trichoptera	毛翅目	Sericostomatidae	毛石蛾科	31
		unknown	unknown	36
Total				23,257

(資料來源：本研究資料。)

表 7-4. 武陵地區 2005 年 4 月全樣區不同調查方法採得昆蟲科級分類群之比較

目/編碼	科/編碼	MOT	PA	PBT	PF	LIT	SWP	Total
02	001	1	-	13	154	37	-	205
02	002	-	-	2	10	3	-	15
02	003	-	2	-	105	9	-	116
02	004	-	-	2	-	1	-	3
02	005	-	-	50	3914	31	-	3995
02	007	-	-	-	281	20	-	301
02	008	1	-	-	41	-	-	42
02	unkn	-	-	11	243	3	1	258
09	004	1	-	-	-	-	-	1
09	007	-	-	1	2	-	1	4
09	unkn	1	-	-	-	-	-	1
11	002	1	-	-	2	1	-	4
13	001	18	-	2	-	-	1	21
13	02	4	-	-	-	-	-	4
13	unkn	-	-	1	-	-	-	1
17	01	-	-	-	-	-	1	1
17	03	-	-	1	1	65	-	67
17	04	-	-	-	-	1	-	1
17	07	-	1	-	-	1	1	3
17	09	-	-	-	-	3	-	3
17	unkn	1	-	-	7	474	2	484
20	02	1	-	-	-	6	1	8
20	09	-	-	-	1	-	-	1
20	10	-	-	-	-	11	-	11
20	11	-	-	-	-	6	-	6
20	12	-	-	2	-	3	1	6
20	13	-	-	-	-	1	-	1
20	14	1	-	-	-	1	-	2
20	17	-	-	-	-	1	-	1
20	18	-	-	-	-	1	-	1
20	unknown	-	-	-	5	8	1	14
21	02	1	-	-	4	2	1	8
21	03	-	-	-	-	-	3	3
21	04	7	1	-	4	3	4	19
21	06	-	-	-	9	-	-	9
21	07	-	-	-	1	-	-	1
21	08	-	-	-	-	-	1	1

21	11	-	-	-	2	-	2	4
21	unknown	2	-	-	14	7	1	24
22	01	-	-	-	4	83	-	87
22	02	-	-	-	-	1	-	1
22	unknown	-	-	1	2	20	-	23
23	01	-	-	-	-	-	1	1
23	02	-	-	-	-	-	1	1
24	01	-	-	-	1	-	-	1
24	02	-	-	-	1	-	-	1
24	04	-	-	-	-	-	2	2
24	05	1	-	-	3	2	1	7
24	06	-	-	-	5	-	-	5
24	08	-	-	6	4	11	2	23
24	09	-	5	-	-	-	-	5
24	11	1	-	-	-	-	-	1
24	13	-	-	-	-	11	-	11
24	16	1	-	-	-	-	2	3
24	20	1	1	-	-	-	-	2
24	21	-	2	-	-	-	-	2
24	22	2	-	-	-	-	-	2
24	24	-	-	-	-	2	-	2
24	25	-	-	-	1	-	-	1
24	26	-	1	-	5	-	4	10
24	27	-	1	-	-	-	-	1
24	28	-	-	-	-	-	3	3
24	29	-	-	1	-	-	-	1
24	30	1	-	-	-	-	-	1
24	31	5	41	-	-	1	-	47
24	32	-	-	-	-	-	1	1
24	34	-	-	-	6	4	-	10
24	36	-	-	1	3	8	-	12
24	37	1	1	-	-	-	1	3
24	38	-	-	-	1	1	-	2
24	42	-	-	-	2	-	-	2
24	43	9	195	5	19	10	-	238
24	44	-	-	4	-	5	3	12
24	unknown	6	1	10	13	18	4	52
28	01	-	1	2	-	-	2	5
28	02	5	-	-	-	-	-	5

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

28	03	22	-	2	-	-	1	25
28	05	2	-	-	1	-	-	3
28	06	8	-	-	-	-	-	8
28	07	7	-	3	8	-	-	18
28	08	-	-	-	-	-	1	1
28	10	1	-	-	8	3	1	13
28	11	-	-	-	-	-	1	1
28	13	2	-	-	-	-	-	2
28	14	15	1	-	-	-	-	16
28	15	-	-	2	1	-	-	3
28	20	674	68	50	2	1	7	802
28	21	2	-	-	-	-	-	2
28	22	1	-	-	14	1	1	17
28	24	-	-	-	-	-	2	2
28	25	5	-	6	-	-	-	11
28	26	17	-	6	-	-	1	24
28	29	2	-	-	-	-	-	2
28	30	50	1	14	1	-	-	66
28	31	58	2	7	12	2	3	84
28	32	1	-	17	10	-	3	31
28	33	1	-	-	1	-	-	2
28	34	-	-	-	-	-	1	1
28	35	5	2	-	-	-	-	7
28	37	1	-	-	-	-	-	1
28	38	2	-	1	-	1	1	5
28	40	-	-	-	1	1	-	2
28	41	18	-	1	11	-	9	39
28	43	-	-	1	2	-	-	3
28	45	-	-	-	-	2	-	2
28	46	25	1	-	-	-	-	26
28	47	-	-	2	1	-	-	3
28	48	7	-	-	-	-	-	7
28	49	1	-	1	-	4	-	6
28	50	-	-	-	-	-	1	1
28	unknown	215	3	8	8	6	10	250
29	unknown	1	-	-	-	-	-	1
30	01	-	-	1	-	-	-	1
30	02	-	-	-	-	3	-	3
30	03	4	-	-	-	1	-	5

30	06	25	-	-	-	-	-	25
30	09	4	-	-	-	1	-	5
30	11	1	-	-	-	-	-	1
30	unknown	14	1	-	1	6	2	24
31	02	1	-	7	-	-	7	15
31	03	-	-	-	-	-	1	1
31	04	1	-	19	23	6	9	58
31	05	1	-	-	3	-	2	6
31	06	-	-	-	1	-	-	1
31	07	-	-	-	-	-	1	1
31	08	1	-	6	18	12	5	42
31	09	-	-	-	-	-	1	1
31	12	-	1	1	-	-	-	2
31	13	17	2	-	-	-	-	19
31	unknown	2	-	2	6	1	8	19
Total / Individual no.		1287	335	272	5003	927	128	7952
Total / Family no.		53	20	33	46	46	44	\118
		_____ 設定採集 _____				_____ 非設定採集 _____		
Total / Individual no.		6897				1055		7952
Total / Family no.		90				75		\118

(資料來源：本研究資料。)

表 7-5. 武陵地區 2010 年 4 月全樣區科級分類群一覽表

目/編碼	科/編碼	MOT	PA	PBT	PF	LIT	SWP	Total
02	01	12	-	4	91	78	-	185
02	02	-	-	18	2409	3	-	2430
02	03	-	-	-	29	86	1	116
02	05	-	-	8	32	50	-	90
02	07	-	-	-	26	32	-	58
02	08	-	-	-	-	2	-	2
04	01	1	-	-	2	-	-	3
09	01	-	-	2	8	-	-	10
09	02	-	-	-	1	-	-	1
09	04	2	-	-	-	-	-	2
09	07	-	-	-	-	-	1	1
09	08	1	-	-	-	-	7	8
09	unknown	-	-	-	2	-	-	2
11	01	-	-	2	1	-	-	3
13	01	16	-	1	-	-	1	18
15	01	-	-	-	-	-	1	1
15	02	-	-	-	2	-	-	2
17	unknown	3	-	1	9	445	4	462
20	02	-	-	1	1	-	-	2
20	03	-	-	-	-	-	1	1
20	05	-	-	-	-	1	-	1
20	08	-	-	-	1	-	-	1
20	11	1	-	-	2	18	7	28
20	12	-	-	-	-	-	1	1
20	15	-	-	-	-	1	-	1
20	unknown	-	-	-	1	-	-	1
21	02	1	-	1	27	1	11	41
21	03	2	-	-	-	-	3	5
21	04	21	2	-	8	-	14	45
21	05	-	-	-	-	-	2	2
21	07	1	-	-	-	8	1	10
21	08	-	-	-	-	-	1	1
21	11	1	1	-	1	-	3	6
21	unknown	-	-	-	2	-	-	2
22	01	-	-	-	3	557	1	561
22	02	-	-	-	3	40	-	43
22	unknown	-	-	-	1	-	-	1

24	02	-	-	-	-	-	1	1
24	03	-	-	-	-	-	1	1
24	05	1	-	1	-	8	3	13
24	06	1	-	1	-	9	-	11
24	08	3	-	-	13	4	8	28
24	10	1	-	-	-	6	-	7
24	16	1	1	-	1	1	2	6
24	19	-	-	-	-	1	-	1
24	20	-	-	-	8	-	-	8
24	23	-	-	-	-	-	1	1
24	24	-	-	-	2	-	3	5
24	25	-	-	-	3	-	-	3
24	31	6	89	-	46	9	-	150
24	32	1	-	-	-	-	-	1
24	34	-	-	-	3	-	1	4
24	43	27	110	6	8	21	4	176
24	44	1	-	1	-	3	-	5
24	unknown	-	-	-	3	-	-	3
28	01	-	-	-	-	-	2	2
28	03	66	-	2	1	1	4	74
28	07	6	-	-	1	3	3	13
28	08	1	-	-	-	1	6	8
28	10	6	-	-	4	9	5	24
28	14	-	-	-	-	-	1	1
28	16	1	-	-	-	-	1	2
28	17	1	-	-	-	-	-	1
28	19	1	-	-	-	-	-	1
28	20	847	66	15	5	-	1	934
28	22	1	-	-	-	-	6	7
28	23	145	-	1	2	-	5	153
28	25	2	-	-	-	-	-	2
28	26	23	-	-	-	-	7	30
28	30	60	-	9	-	-	4	73
28	31	22	-	3	1	1	3	30
28	32	8	-	11	3	3	6	31
28	33	3	-	-	-	-	-	3
28	41	17	-	-	6	-	26	49
28	42	2	-	-	-	-	-	2
28	44	-	-	-	-	-	1	1

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

28	45	1	-	-	1	2	-	4
28	46	5	-	-	-	-	-	5
28	49	-	-	-	-	-	1	1
28	unknown	-	-	-	5	-	-	5
29	unknown	-	-	-	-	1	1	2
30	06	27	-	-	-	1	-	28
30	08	-	-	-	1	-	-	1
30	09	-	-	-	1	9	-	10
30	12	-	-	-	-	46	-	46
31	01	2	-	-	2	-	-	4
31	02	3	-	-	-	2	14	19
31	04	4	-	-	6	8	20	38
31	08	17	-	55	111	6	7	196
31	13	6	-	-	-	-	-	6
31	unknown	-	-	-	3	-	-	3
Total / Individual no.		1381	269	143	2902	1477	208	6380
Total / Family no.		46	6	19	40	35	45	\ 82
		設定採集				非設定採集		
Total / Individual no.		4695				1685		6380
Total / Family no.		64				62		\ 82

(資料來源：本研究資料。)

表 7-6. 七家灣溪一號壩下濱水帶台灣澤蘭上大眼長椿象之分佈

植 群 編 號	植 株 總 數	昆 蟲 出 現 率	各 株 出 現 頻 度	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	蟲 數 總 計	平 均 數 X	變 方 差 sd
1	11	4/11		7	1	1	0	0	0	0	1	0	1	19		
2	12	4/12		8	2	0	2	0	0	0	0	0	0	8		
3	6	1/6		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2		

(資料來源：本研究資料。)

表 7-7. 高山溪薔薇科植物小蘗葉懸鈎子 (*Rubus parviaraliifolius* Hayata) 灌叢昆蟲活動情形調查表。

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

(資料來源：本研究資料。)

表 7-8. 武陵地區昆蟲調查 2004 年水中植物分解袋昆蟲個體數調查結果

	目名	筆數	個體數
Blattodea	蜚蠊目	1	1
Coleoptera	鞘翅目	48	52
Dermaptera	革翅目	1	2
Diptera	雙翅目	54	66
Ephemeroptera	蜉蝣目	44	90
Hemiptera	半翅目	18	34
Homoptera	同翅目	26	31
Hymenoptera	膜翅目	31	34
Lepidoptera	鱗翅目	4	5
Mecoptera	長翅目	1	1
Neuroptera	脈翅目	4	4
Odonata	蜻蛉目	5	6
Orthoptera	直翅目	3	3
Plecoptera	襍翅目	84	154
Psocoptera	啮蟲目	5	5
Trichoptera	毛翅目	46	79
unknown		35	-
TOTAL		410	567

(資料來源：本研究資料。)

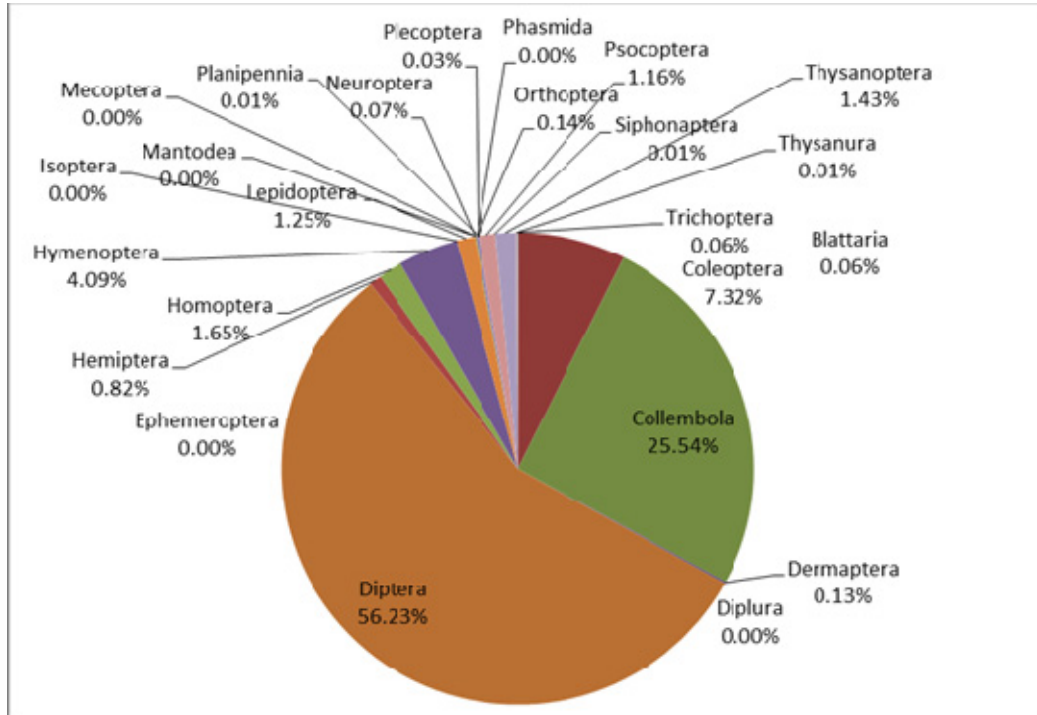


圖 7-1. 武陵地區昆蟲調查 2004 年 4 月-2011 年 3 月昆蟲個體數組成百分比。
(資料來源：本研究資料。)



圖 7-2. A：鮭魚繁殖場樹林中廢棄水泥攪拌鐵桶積水；B：鮭魚繁殖場樹林中廢棄水泥攪拌鐵桶積水的蚊科幼蟲；C：鮭魚繁殖場樹林中廢棄水泥攪拌鐵桶積水的不知名蟲；D：鮭魚繁殖場樹林中廢棄水泥攪拌鐵桶積水中帶回室內羽化的蚊科成蟲。(資料來源：本研究資料。)



圖 7-3. A：二號壩岸邊石頭凹窪積水；B：二號壩岸邊石頭凹窪積水中的蚊科幼蟲；C；二號壩岸邊石頭凹窪積水帶回室內羽化的蚊科成蟲；D：二號壩黃昏叮咬人的庫蠓成蟲。(資料來源：本研究資料。)

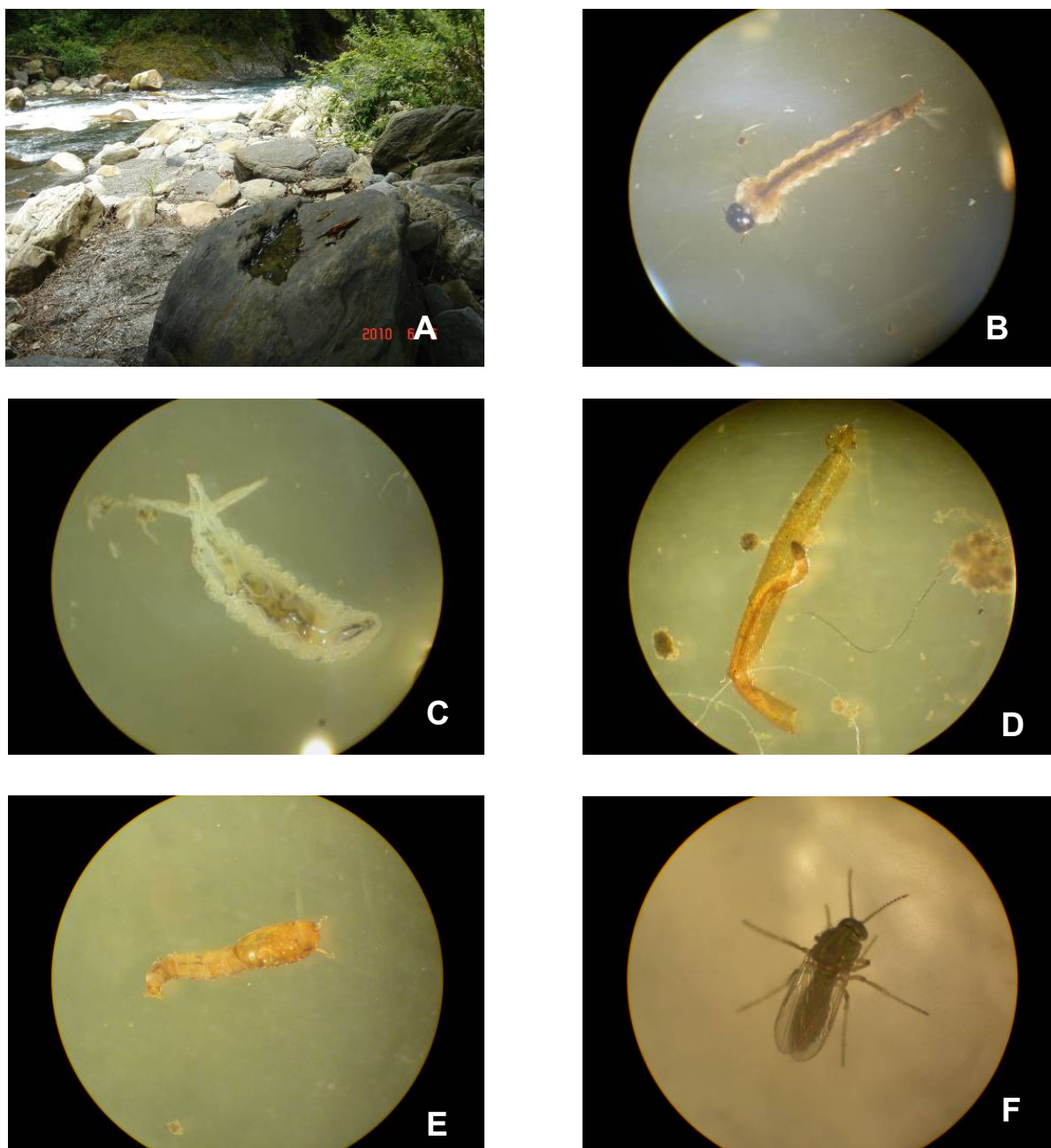


圖 7-4. A：一號壩下岸邊石頭凹澗積水；B：一號壩下溪邊石頭凹陷積水中的蚊科幼蟲；C：一號壩下溪邊石頭凹陷積水中的不知名蟲；D：一號壩下溪邊石頭凹陷積水中的待鑑定雙翅目搖蚊科幼蟲；E：一號壩下溪邊石頭凹陷積水中的蠓科蛹；F：一號壩下溪邊石頭凹陷積水中採回於室內羽化的蠓科成蟲。

(資料來源：本研究資料。)



圖 7-5. A：觀魚台行人步道旁石頭凹陷積水。
B：觀魚台人行步道旁石頭凹陷積水中的蚊科幼蟲。
C：觀魚台人行步道旁石頭凹陷積水帶回室內羽化的蚊科成蟲。(資料來源：本研究資料。)

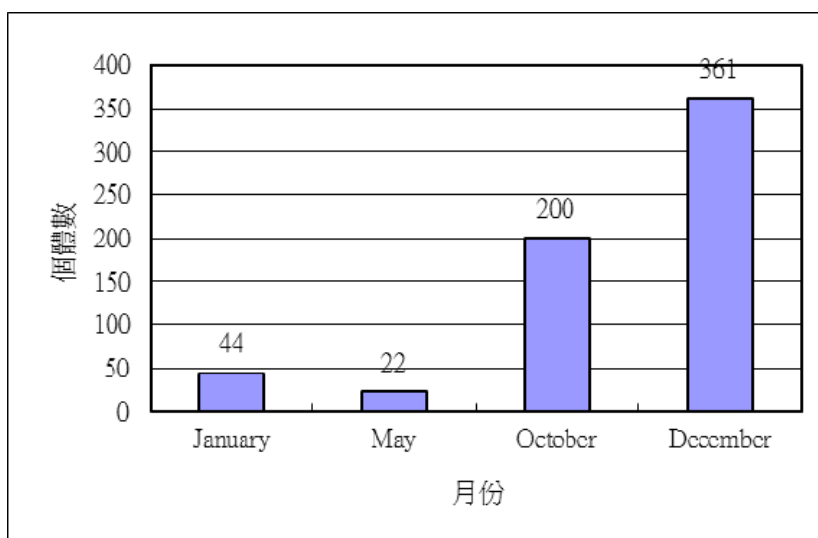


圖 7-6. 武陵地區 2004 年水中植物分解袋不同月份之昆蟲個體數
(資料來源：本研究資料。)

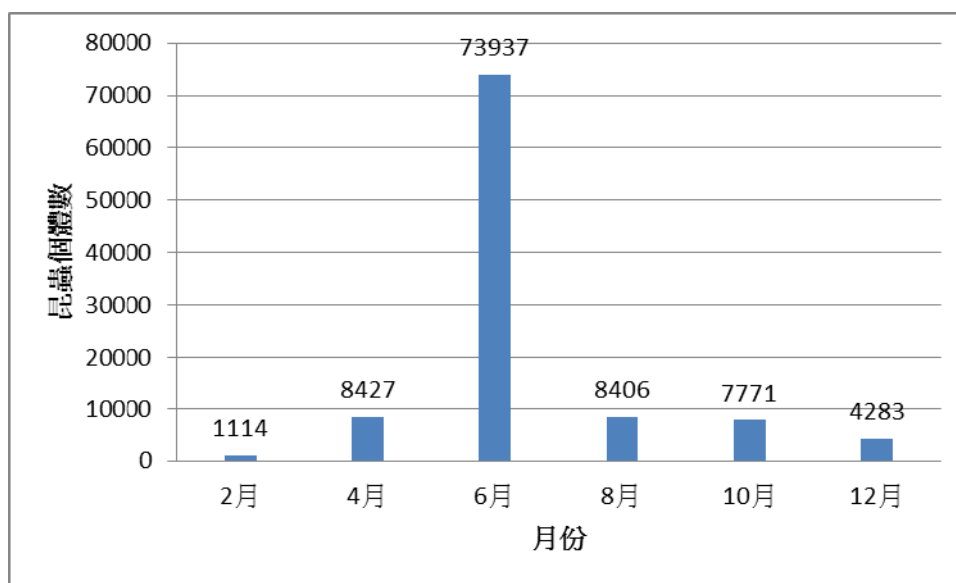


圖 7-7. 武陵地區 2005 年濱水帶不同月份之昆蟲個體數
(資料來源：本研究資料。)

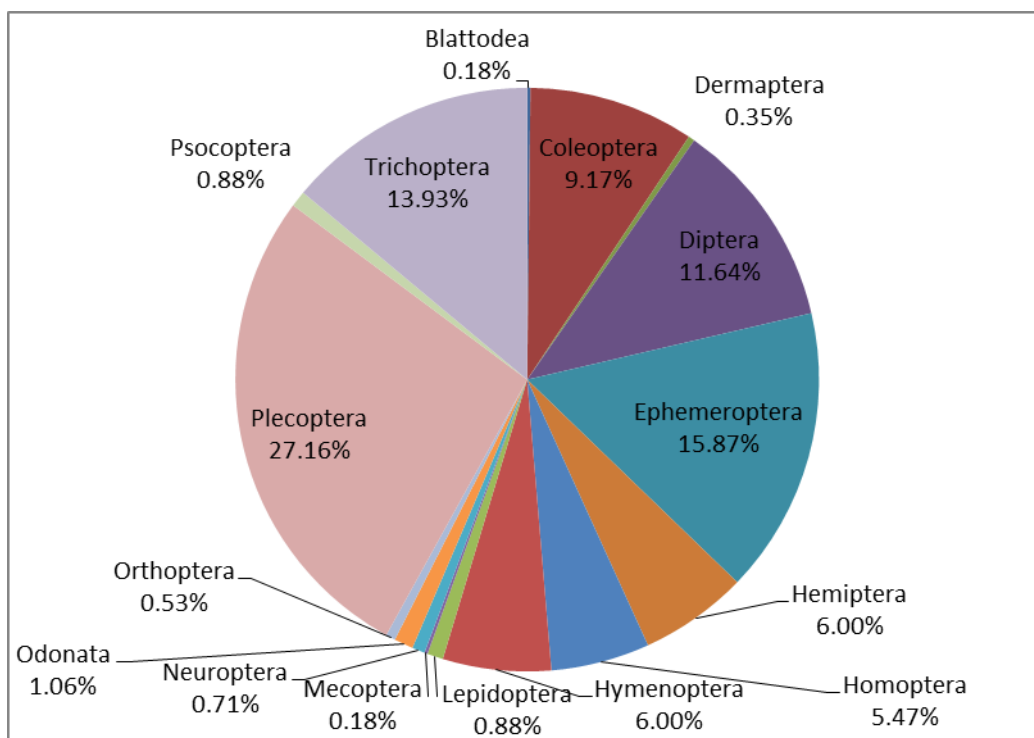


圖 7-8. 武陵地區昆蟲調查 2004 年水中植物分解袋各目之昆蟲個體數組成百分比 (資料來源：本研究資料。)

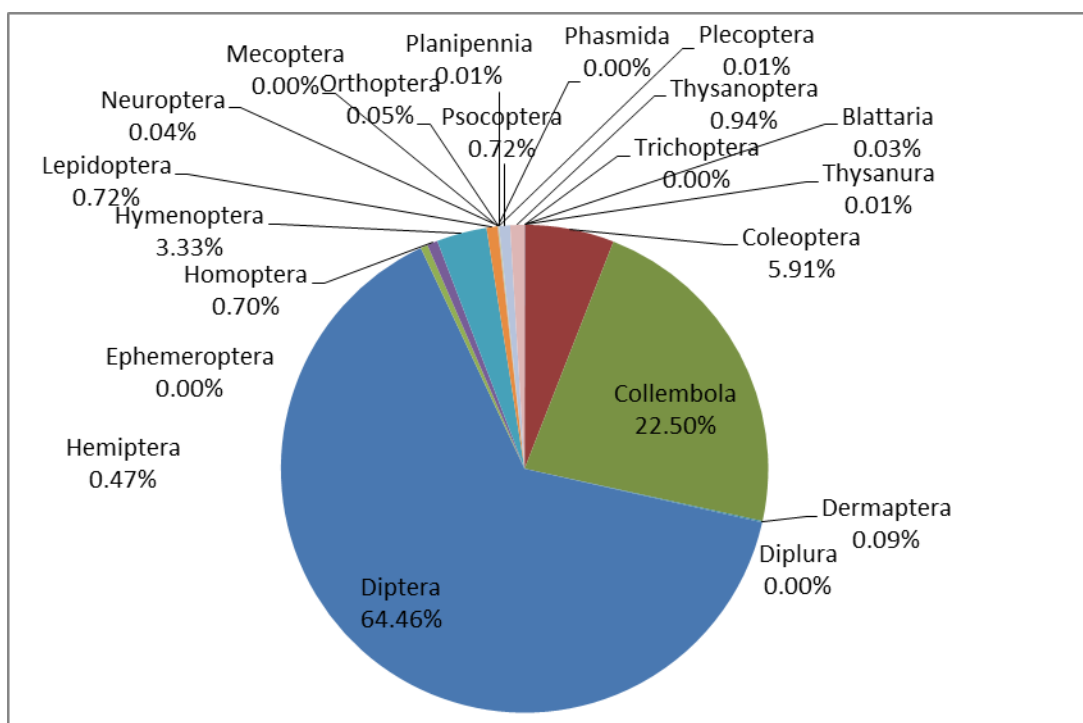
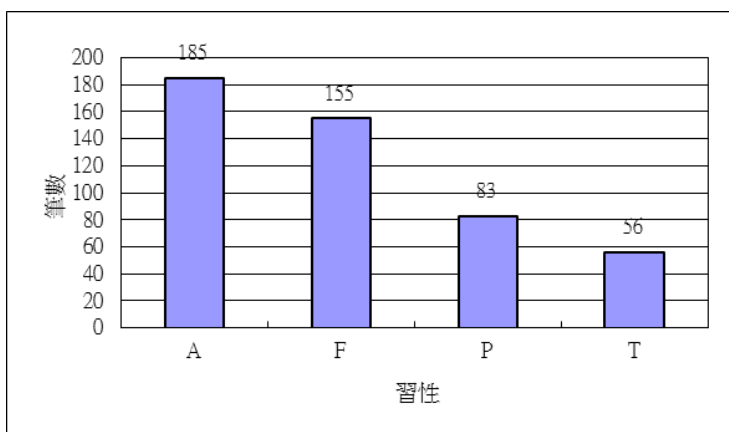
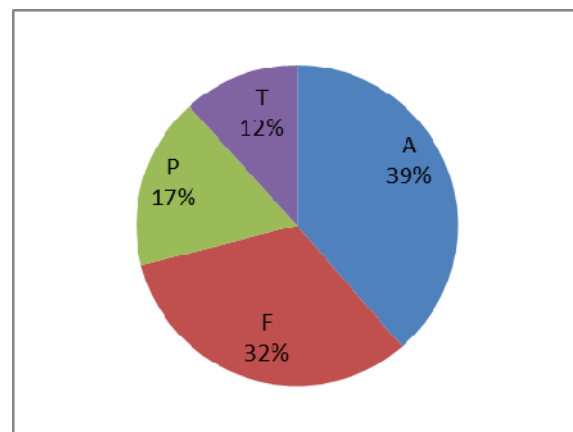


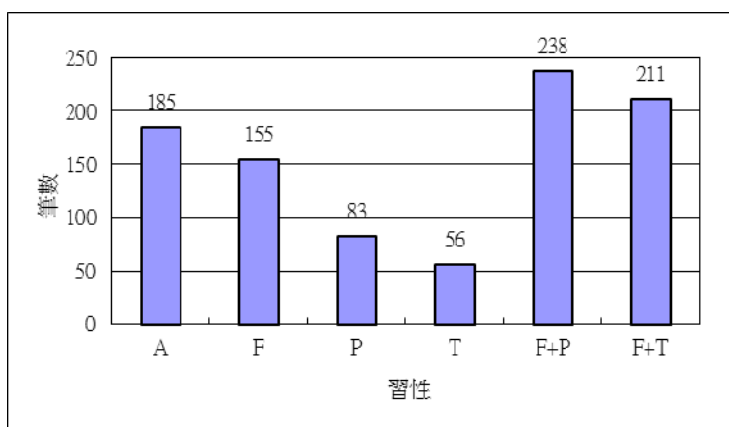
圖 7-9. 武陵地區昆蟲調查 2005 年各目之昆蟲個體數組成百分比 (資料來源：本研究資料。)



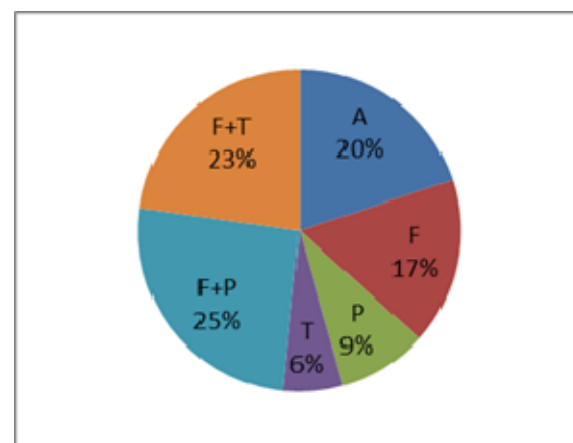
A



B



C



D

圖 7-10. 2004 水生植物分解袋各習性之比較。A：水生(Aquatic)；F：空中飛行 (Flight in the air)；P：植食性(Phytophagous)；T：陸生性(Terrestrial)。
(資料來源：本研究資料。)



圖 7-11. 一號壩拆後，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 7-12. 細葉山萵苣的綴化

(資料來源：本研究資料。)

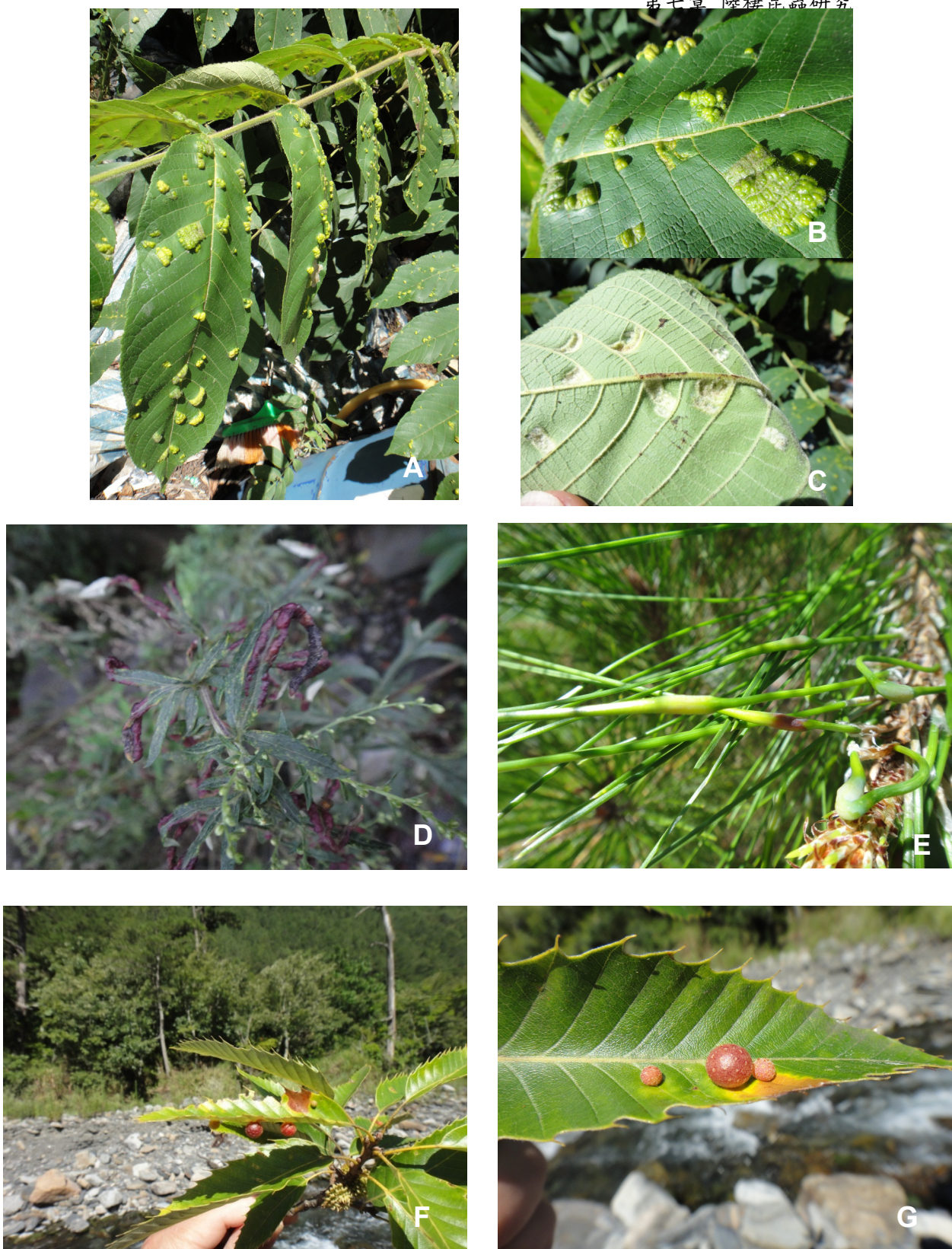


圖 7-13. 武陵地區植物瘿之調查。A-C：台灣胡桃之節蟬造瘿；D：艾草葉片膨大為蚜蟲造瘿；E：台灣二葉松松針折曲膨大如膝為瘿蚧 (*Ceccidomyiidae*) 造瘿；F-G：栓皮櫟之球狀蟲瘿。(資料來源：本研究資料。)



圖 7-14. A：台灣朴樹尚未鑑定之植物癭；B：台灣赤楊之癭

(資料來源：本研究資料。)

附錄 1. 武陵地區昆蟲科級分類群與編碼對照一覽表

目\中名	目\學名	目/編碼	科\中名	科\學名	科/編碼
原尾目	Protura	01			
彈尾目	Collembola	02	長角跳蟲科	Entomobryidae	0201
			球角跳蟲科	Hypogastruridae	0202
			等節跳蟲科	Isotomidae	0203
			短角跳蟲科	Neelidae	0204
			棘跳蟲科	Onychiuridae	0205
			擬亞跳蟲科	Pseudachorutidae	0206
			圓跳蟲科	Sminthridae	0207
			鱗跳蟲科	Tomoceridae	0208
雙尾目	Diplura	03	雙尾蟲科	Campodeidae	0301
總尾目	Thysanura	04	石蛎科	Machilidae	0401
蜉蝣目	Ephemeroptera	05			
蜻蜓目	Odonata	06			
蜚蠊目	Grylloblattaria	07			
竹節蟲目	Phasmida	08			
直翅目	Orthoptera	09	穴螽科	Rhaphidophoridae	0901
			斑腿蝗科	Catantopidae	0902
			蝗科	Acrididae	0903
			蟋螽科	Gryllacridae	0904
			蟋蟀科	Gryllidae	0905
			鉦蟋科	Mogophistidae	0906
			菱蝗科	Tetrigidae	0907
			草螽科	Conocephalidae	0908
			螞蟥科	Tettigonidae	0909
螳螂目	Mantodea	10			
蜚蠊目	Blattaria	11	姬蠊科	Blattellidae	1101
			蜚蠊科	Blattidae	1102
			光蜚蠊科	Epilampridae	1103
等翅目	Isoptera	12			
革翅目	Dermaptera	13	蠼螋科	Forficulidae	1301
			球蠼螋科	Labiduridae	1302
紡足目	Embiidina	14			
禿翅目	Plecoptera	15	黑石蠅科	Capniidae	1501
			刺石蠅科	Styloperlidae	1502
缺翅目	Zoraptera	16			
嚙蟲目	Psocoptera	17	雙嚙科	Amphipsocidae	1701
			毛嚙科	Caeciliidae	1702

			外嚙科	Ectopsocidae	1703
			徑嚙科	Elipsocidae	1704
			一嚙蟲科	Epipsocidae	1705
			書蟲科	Liposcelidae	1706
			擬毛嚙科	Pseudocaecilidae	1707
			嚙科	Psocidae	1708
			裸嚙科	Psyllipsocidae	1709
食毛目	Mallophaga	18			
蟲目	Anoplura	19			
半翅目	Hemiptera	20	角椿科	Acanthosomatidae	2001
			花椿科	Anthocoridae	2002
			絲椿科	Berytidae	2003
			緣椿科	Coreidae	2004
			土椿科	Cydnidae	2005
			鞭椿科	Dipsocoridae	2006
			長頭椿科	Enicocephalidae	2007
			大眼長椿科	Geocoridae	2008
			微水黽科	Hebridae	2009
			擬盲蝽科	Isometopidae	2010
			長椿科	Lygaeidae	2011
			盲椿科	Miridae	2012
			擬刺椿科	Nabidae	2013
			椿象科	Pentatomidae	2014
			刺椿象科	Reduviidae	2015
			姬緣椿科	Rhopalidae	2016
			地長椿科	Rhyparochromidae	2017
			姬跳椿科	Schizopteridae	2018
			軍配蟲科	Tingidae	2019
同翅目	Homoptera	21	粉蝨科	Aleyrodidae	2101
			蚜科	Aphididae	2102
			沫蟬科	Cercopidae	2103
			葉蟬科	Cicadellidae	2104
			菱飛蝨科	Cixiidae	2105
			介殼蟲科	Coccidae	2106
			飛蝨科	Delphacidae	2107
			臘蟬科	Fulgoridae	2108
			圓飛蝨科	Issidae	2109
			角蟬科	Membracidae	2110
			木蝨科	Psyllidae	2111

纓翅目	Thysanoptera	22	管蓴馬科	Phlaeothripidae	2201
			蓴馬科	Thripidae	2202
			異蓴馬科	Heterothripidae	2203
脈翅目	Neuroptera	23	粉蛉科	Coniopterygidae	2301
			草蛉科	Chrysopidae	2302
			魚蛉科	Corydalidae	2303
鞘翅目	Coleoptera	24	竊蠹科	Anobiidae	2401
			毛蕈蟲科	Biphyllidae	2402
			豆象科	Bruchidae	2403
			長蠹蟲科	Bostrichidae	2404
			菊虎科	Cantharidae	2405
			步行蟲科	Carabidae	2406
			天牛科	Cerambycidae	2407
			金花蟲科	Chrysomelidae	2408
			圓蕈科	Ciidae	2409
			郭公蟲科	Cleridae	2410
			瓢蟲科	Coccinellidae	2411
			細堅蟲科	Colydiidae	2412
			瑣微蟲科	Corylophidae	2413
			木吸蟲科	Cryptophagidae	2414
			扁蟲科	Cucujidae	2415
			象鼻蟲科	Curculionidae	2416
			長花蚤科	Dascillidae	2417
			經節蟲科	Dermostidae	2418
			偽瑣微蟲科	Discolomidae	2419
			叩頭蟲科	Elateridae	2420
			偽瓢蟲科	Endomychidae	2421
			大蕈蟲科	Erotylidae	2422
			偽圓花蚤科	Eucinetidae	2423
			姬薪甲科	Lathridiidae	2424
			球蕈甲科	Leiodidae	2425
			粉蠹科	Lyctidae	2426
			筒蠹科	Lymexylidae	2427
			擬花螢科	Melyridae	2428
花蚤科	Mordellidae	2429			
小蕈蟲科	Mycetophagidae	2430			
出尾蟲科	Nitidulidae	2431			
擬天牛科	Oedemeridae	2432			
姬花蟲科	Phalacridae	2433			

			蟻塚蟲科	Pselaphidae	2434
			扁泥蟲科	Psephenidae	2435
			纓毛葦甲科	Ptillidae	2436
			出尾葦蟲科	Scaphidiidae	2437
			小蠹蟲科	Scolytidae	2438
			蘚苔蟲科	Scyolmaenidae	2439
			埋葬蟲科	Silphidae	2440
			細扁蟲科	Silvanidae	2441
			偽圓葦蟲科	Sphinidae	2442
			隱翅蟲科	Staphylinidae	2443
			擬步行蟲科	Tenebrionidae	2444
撚翅目	Strepsiptera	25			
長翅目	Mecoptera	26			
蚤目	Siphonaptera	27			
雙翅目	Diptera	28	潛蠅科	Agromyzidae	2801
			蚊蚋科	Anisopodidae	2802
			花蠅科	Anthomyiidae	2803
			食蟲虻科	Asilidae	2804
			毛蚋科	Bibionidae	2805
			麗蠅科	Calliphoridae	2806
			瘿蚋科	Cecidomyiidae	2807
			蠓科	Ceratopogonidae	2808
			斑腹蠅科	Chamaemyiidae	2809
			搖蚊科	Chironomidae	2810
			稈蠅科	Chloropidae	2811
			腐木蠅科	Clusiidae	2812
			扁蠅科	Coleopidae	2813
			大角小蠅科	Cryptochaetidae	2814
			蚊科	Culicidae	2815
			擬網蚊科	Deuterophlebiidae	2816
			細果蠅科	Diastatidae	2817
			細蚊科	Dixidae	2818
			長腳蠅科	Dolichopodidae	2819
			果蠅科	Drosophilidae	2820
			玳瑁蠅科	Dryomyzidae	2821
			舞蠅科	Empididae	2822
			水蠅科	Ephydriidae	2823
			廁蠅科	Fanniidae	2824
			日蠅科	Heleomyzidae	2825

			縞蠅科	Lauxaniidae	2826
			黑豔蠅科	Lonchaeidae	2827
			槍蠅科	Lonchopteridae	2828
			葉蠅科	Milichidae	2829
			家蠅科	Muscidae	2830
			蕈蚋科	Mycetophilidae	2831
			蚤蠅科	Phoridae	2832
			大頭蠅科	Pipunculidae	2833
			扁足蠅科	Platypezidae	2834
			扁口蠅科	Platystomatidae	2835
			樹脂蠅科	Ropalomeridae	2836
			折翅蠅科	Psilidae	2837
			蛾蚋科	Psychodidae	2838
			糞蠅科	Scatophagidae	2839
			偽毛蚋科	Scatopsidae	2840
			黑翅蕈蚋科	Sciaridae	2841
			沼蠅科	Sciomyzidae	2842
			蚋科	Simuliidae	2843
			大跗蠅科	Sphaeroceridae	2844
			水虻科	Stratiomyidae	2845
			食蚜蠅科	Syrphidae	2846
			寄蠅科	Tachinidae	2847
			果實蠅科	Tephritidae	2848
			大蚊科	Tipulidae	2849
			冬大蚊科	Trichoceridae	2850
			木虻科	Xylophagidae	2851
毛翅目	Trichoptera	29			
鱗翅目	Lepidoptera	30	燈蛾科	Arctiidae	3001
			麥蛾科	Gelechiidae	3002
			尺蠖蛾科	Geometridae	3003
			枯葉蛾科	Lasiocampidae	3004
			毒蛾科	Lymantriidae	3005
			夜蛾科	Noctuidae	3006
			蛺蝶科	Nymphalidae	3007
			避債蛾科	Psychidae	3008
			螟蛾科	Pyralidae	3009
			蛇目蝶科	Satyrinae	3010
			波紋蛾科	Thyatiridae	3011
			捲葉蛾科	Tortricidae	3012

膜翅目	Hymenoptera	31	蜜蜂科	Apidae	3101
			姬蜂總科	Ichneumonoidea	3102
			分盾細蜂總科	Ceraphronoidea	3103
			小蜂總科	Chalcidoidea	3104
			瘦蜂總科	Cynipoidea	3105
			松葉蜂科	Diprionidae	3106
			瘦蜂總科	Evanioidea	3107
			蟻科	Formicidae	3108
			細蜂總科	Proctotrupoidea	3109
			冠蜂總科	Stephanoidea	3110
			葉蜂科	Tenthredinidae	3111
			小土蜂科	Tiphiidae	3112
			胡蜂科	Vespidae	3113
螳目	Mantophasmatodea	32			

(資料來源：本研究資料。)

註：

1. 本研究所使用之分類架構科級單位以中華昆蟲(現改名為台灣昆蟲)「昆蟲綱科以上學名中名對照表」(1994)為藍本，並新增一螳(虫脩)目。以下情形除外：
2. 同翅目蚜總科(蚜科；短痣蚜科；鑷管蚜科；毛管蚜科；扁蚜科；大蚜科；續蚜科；癭綿蚜科；平翅綿蚜科；群蚜科)與根瘤蚜總科(球蚜科；根瘤蚜科)以蚜科為單位計算；
3. 膜翅目寄生類(分盾細蜂總科；小蜂總科；瘦蜂總科；瘦蜂總科；姬蜂總科；長尾姬蜂總科；異卵蜂總科；廣腹細蜂總科；細蜂總科；冠蜂總科；鈎腹蜂總科)以總科為單位計算。

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
瘤足蕨科 Plagiogyriaceae	倒葉瘤足蕨 <i>Plagiogyria dunnii</i>	角錐狀	葉	雙翅目瘿蚋科
碗蕨科 Dennstaedtiaceae	巒大蕨 <i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>wightianum</i>	反捲狀	葉	—
蓀蕨科 Oleandraceae	腎蕨 <i>Nephrolepis auriculata</i>	不規則	葉	蟎蟬類
松科 Pinaceae	臺灣雲杉 <i>Picea morrisonicola</i>	鳳梨狀 隆突狀	枝條	同翅目蚜總科 雙翅目
松科 Pinaceae	臺灣鐵杉 <i>Tsuga chinensis</i> var. <i>formosana</i>	球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
楊梅科 Myricaceae	楊梅 <i>Myrica rubra</i>	隆突狀	枝條	—
楊柳科 Salicaceae	垂柳 <i>Salix babylonica</i>	疙瘩狀	葉	蟎蟬類
樺木科 Betulaceae	赤楊 <i>Alnus japonica</i>	隆突狀 鹿角狀	枝條 果	— —
殼斗科 Fagaceae	板栗 <i>Castanea mollissima</i>	圓球狀	葉腋	—
殼斗科 Fagaceae	卡氏槲 <i>Castanopsis carlesii</i>	角錐狀 不規則	葉	— —
殼斗科 Fagaceae	反刺槲 <i>Castanopsis eyrei</i>	圓球狀	葉腋	膜翅目
殼斗科 Fagaceae	火燒柯 <i>Castanopsis fargesii</i>	圓球狀(I) 扁盤狀 圓球狀(II)	葉	— — —

產瘿植物之排列順序依 Flora of Taiwan 1st. & 2nd. ed.

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
殼斗科	川上氏櫟	圓球狀	葉腋	—
Fagaceae	<i>Castanopsis kawakamii</i>			
殼斗科	單刺櫟	不規則	莖	—
Fagaceae	<i>Castanopsis stipitata</i>			
殼斗科	赤皮	絨毛狀	葉	—
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis gilva</i>			
殼斗科	青剛櫟	長條狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	菱角狀	葉	—
		酒杯狀	葉	膜翅目
		球狀(I)	葉	膜翅目
		舌狀	葉	雙翅目
		長針狀	葉	—
		塊狀	葉	膜翅目
		粒狀	葉	—
		不規則	葉、枝	膜翅目
		球狀(II)	枝條	膜翅目
		隆突狀	枝條	—
殼斗科	圓果青剛櫟	長條狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis globosa</i>	角錐狀	葉	—
		隆突狀	枝條	—
殼斗科	錐果櫟	長條狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis longinux</i>			
殼斗科	捲斗櫟	長條狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis pachyloma</i>	菱角狀	葉	—
		球狀	葉	膜翅目
		絨毛狀	葉	膜翅目
		橢圓狀	枝條	—

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
殼斗科	狹葉高山櫟	長條狀	葉	雙翅目瘿蚧科
Fagaceae	<i>Cyclobalanopsis stenophylloides</i>	尖舌狀	葉	—
		隆突狀	枝條	—
殼斗科	臺灣山毛櫟	小桃狀	葉	雙翅目瘿蚧科
Fagaceae	<i>Fagus hayatae</i>	陀螺狀	葉	雙翅目瘿蚧科
		子彈形	葉	雙翅目瘿蚧科
		針狀	葉	雙翅目瘿蚧科
		穴狀	葉	—
		隆突狀	葉	—
殼斗科	槲葉石櫟	長條狀	葉	—
Fagaceae	<i>Lithocarpus castanopsisifolius</i>			
殼斗科	石櫟	近球狀	葉腋	膜翅目
Fagaceae	<i>Pasania glabra</i>			
殼斗科	三斗石櫟	近球狀	葉腋	膜翅目
Fagaceae	<i>Pasania hancei</i>			
殼斗科	小西氏石櫟	釋迦狀	葉	—
Fagaceae	<i>Pasania konishii</i>	刺果狀	枝條	—
		不規則	枝條	—
殼斗科	稜果石櫟	近球狀	葉腋	膜翅目
Fagaceae	<i>Pasania synbalanos</i>			
殼斗科	栓皮櫟	球狀(I)	葉	膜翅目
Fagaceae	<i>Quercus variabilis</i>	麻糰狀	葉	膜翅目
		塔狀	葉	—
		球狀(II)	枝條	膜翅目
榆科	臺灣朴樹	釘狀	葉	雙翅目瘿蚧科
Ulmaceae	<i>Celtis formosana</i>			
榆科	朴樹	釘狀	葉	雙翅目瘿蚧科
Ulmaceae	<i>Celtis sinensis</i>			

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
榆科 Ulmaceae	山黃麻 <i>Trema orientalis</i>	反捲狀	葉	蝻蟬類
桑科 Moraceae	構樹 <i>Broussonetia papyrifera</i>	毛球狀	葉	雙翅目瘿蚧科
桑科 Moraceae	榕屬 <i>Ficus</i> spp.	圓球狀	果	膜翅目榕小蜂科
桑科 Moraceae	克明榕 <i>Ficus cumingii</i>	隆突狀	葉	蝻蟬類
桑科 Moraceae	牛奶榕 <i>Ficus erecta</i> var. <i>beeheyana</i>	圓盤狀	葉	—
桑科 Moraceae	澀葉榕 <i>Ficus irisana</i>	山峰狀	葉	同翅目木蝨科
桑科 Moraceae	九丁榕 <i>Ficus nervosa</i>	蚌殼狀	葉	同翅目木蝨科
桑科 Moraceae	葎草 <i>Humulus scandens</i>	豆莢狀 不規則	葉 莖	雙翅目瘿蚧科 —
山龍眼科 Proteaceae	山龍眼 <i>Helicia formosana</i>	圓柱狀 佛手狀	枝條 葉腋	鱗翅目潛蛾科 同翅目木蝨科
山龍眼科 Proteaceae	倒卵葉山龍眼 <i>Helicia rengetiensis</i>	圓柱狀 佛手狀	枝條 葉腋	鱗翅目潛蛾科 同翅目木蝨科
蓼科 Polygonaceae	火炭母草 <i>Polygonum chinense</i>	萼狀	莖	真菌類
蓼科 Polygonaceae	臺灣何首烏 <i>Polygonum multiflorum</i> var. <i>hypoleucum</i>	反捲狀	葉	—
莧科 Amaranthaceae	印度牛膝 <i>Achyranthes aspera</i> var. <i>indica</i>	紡錘狀	莖	—
莧科 Amaranthaceae	牛膝 <i>Achyranthes bidentata</i>	紡錘狀 隆突狀	莖 果	— —
莧科 Amaranthaceae	漿果莧 <i>Deeringia amaranthoides</i>	穴狀	葉	蝻蟬類

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
木蘭科 Magnoliaceae	烏心石 <i>Michelia compressa</i>	圓錐狀	芽	雙翅目瘿蚋科
五味子科 Schisandraceae	阿里山北五味子 <i>Schisandra arisanensis</i>	包子狀	枝條	—
八角茴香科 Illiciaceae	紅花八角 <i>Illicium arborescens</i>	腫瘤狀	枝條	—
樟科 Lauraceae	瓊楠 <i>Beilschmiedia erythrophloia</i>	長柱狀	莖	—
樟科 Lauraceae	樟樹 <i>Cinnamomum camphora</i>	念珠狀	莖	同翅目木蝨科
樟科 Lauraceae	山肉桂 <i>Cinnamomum insularimontanum</i>	隆突狀	葉	同翅目介殼蟲總科
樟科 Lauraceae	土肉桂 <i>Cinnamomum osmophloeum</i>	不規則	莖	—
樟科 Lauraceae	土肉桂 <i>Cinnamomum osmophloeum</i>	卵形	花序	同翅目木蝨科
樟科 Lauraceae	菲律賓樟 <i>Cinnamomum philippinense</i>	稜棒狀	葉	雙翅目瘿蚋科
樟科 Lauraceae	土樟 <i>Cinnamomum reticulatum</i>	長針狀	葉腋	雙翅目瘿蚋科
樟科 Lauraceae	土樟 <i>Cinnamomum reticulatum</i>	隆突狀	葉	同翅目介殼蟲總科
樟科 Lauraceae	香桂 <i>Cinnamomum subavenium</i>	角錐狀	葉	—
樟科 Lauraceae	香桂 <i>Cinnamomum subavenium</i>	半圓球狀	葉	—
樟科 Lauraceae	香桂 <i>Cinnamomum subavenium</i>	圓球狀	枝條	—
樟科 Lauraceae	香桂 <i>Cinnamomum subavenium</i>	不規則	枝條	—
樟科 Lauraceae	香桂 <i>Cinnamomum subavenium</i>	長尾狀	側芽	—
樟科 Lauraceae	厚殼桂 <i>Cryptocarya chinensis</i>	隆突狀	葉	蝸蟬類
樟科 Lauraceae	天臺烏藥 <i>Lindera aggregata</i>	隆突狀	葉	—
樟科 Lauraceae	香葉樹 <i>Lindera communis</i>	反捲狀	葉	同翅目木蝨科

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
樟科	長葉木薑子	傘狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Litsea acuminata</i>	球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
樟科	小梗木薑子	球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Litsea kostermansii</i>	反捲狀	葉	—
		隆突狀	葉	蝸蟬類
樟科	日本楨楠	倒卵形	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus japonica</i>	棒狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		鼠狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		圓錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		紡錘狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		桃狀	芽	雙翅目瘿蚋科
樟科	大葉楠	壺狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus kusanoi</i>	倒卵形	葉	雙翅目瘿蚋科
		棒狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		鼠狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		球狀	葉	同翅目木蝨科
		圓錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		桃狀	芽	雙翅目瘿蚋科
樟科	倒卵葉楠	棒狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus obovatifolia</i>	角錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
樟科	豬腳楠	壺狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus thunbergii</i>	天鵝狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		棒狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		鼠狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		紡錘狀(I)	枝條	雙翅目瘿蚋科
		圓錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		紡錘狀(II)	枝條	雙翅目瘿蚋科
		桃狀	芽	雙翅目瘿蚋科

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
樟科	霧社楨楠	壺狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus zuihoensis</i> var. <i>mushaensis</i>	骰子狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		小壺狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		倒卵形	葉	雙翅目瘿蚋科
		鼠狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		針狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		圓錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		紡錘狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		桃狀	芽	雙翅目瘿蚋科
樟科	香楠	壺狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Machilus zuihoensis</i> var. <i>zuihoensis</i>	倒卵形	葉	雙翅目瘿蚋科
		鼠狀	葉	雙翅目瘿蚋科
		針狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		圓錐狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		紡錘狀	枝條	雙翅目瘿蚋科
		桃狀	芽	雙翅目瘿蚋科
樟科	小芽新木薑子	球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Neolitsea parvigemma</i>			
樟科	變葉新木薑子	球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Neolitsea variabilissima</i>			
樟科	臺灣雅楠	毛球狀	葉、枝	雙翅目瘿蚋科
Lauraceae	<i>Phoebe formosana</i>	凹盤狀	葉	雙翅目瘿蚋科
木通科	五葉長穗木通	半圓形	葉	—
Lardizabalaceae	<i>Akebia longeracemosa</i>	不規則	莖	雙翅目瘿蚋科
木通科	六葉野木瓜	不規則	莖	雙翅目瘿蚋科
Lardizabalaceae	<i>Stauntonia hexaphylla</i>			
茶科	蓮華池柃木	花膨大	花	雙翅目瘿蚋科
Theaceae	<i>Eurya reugechiensis</i>			
茶科	木荷	反捲狀	葉	—
Theaceae	<i>Schima superba</i> var. <i>superba</i>			

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
茶科 Theaceae	厚皮香 <i>Ternstroemia gymnanthera</i>	腫瘤狀	枝條	—
金縷梅科 Hamamelidaceae	蚊母樹 <i>Distylium racemosum</i>	蘋果狀	葉腋	—
金縷梅科 Hamamelidaceae	楓香 <i>Liquidambar formosana</i>	隆突狀	葉	—
虎耳草科 Saxifragaceae	落新婦 <i>Astilbe longicarpa</i>	隆突狀 穴狀	花序 葉	真菌類(?) 真菌類(?)
虎耳草科 Saxifragaceae	大葉溲疏 <i>Deutzia pulchra</i>	紡錘狀	莖	雙翅目瘿蚋科
薔薇科 Rosaceae	桃(水蜜桃) <i>Prunus persica</i>	穴狀	葉	蝨蟬類
薔薇科 Rosaceae	墨點櫻桃 <i>Prunus phaeosticta</i> var. <i>phaeosticta</i>	隆突狀	枝條	—
薔薇科 Rosaceae	琉球野薔薇 <i>Rosa bracteata</i> var. <i>bracteata</i>	刺果狀	葉	膜翅目
薔薇科 Rosaceae	臺灣懸鈎子 <i>Rubus formosensis</i>	海星狀(I) 海星狀(II)	葉 果	— —
薔薇科 Rosaceae	薄瓣懸鈎子 <i>Rubus piptopetalus</i>	疙瘩狀	葉	蝨蟬類
薔薇科 Rosaceae	斯氏懸鈎子 <i>Rubus swinhoei</i>	針狀	葉	—
薔薇科 Rosaceae	玉山假沙梨 <i>Stranvaesia niitakayamensis</i>	袋狀	葉	蝨蟬類
豆科 Leguminosae	老荊藤 <i>Millettia reticulata</i>	反捲狀	葉	—
		袋狀	葉	蝨蟬類
		球狀	莖	—
豆科 Leguminosae	血藤 <i>Mucuna macrocarpa</i>	火山狀	葉	雙翅目
		隆突狀	果	—

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
豆科 Leguminosae	領穗豆 <i>Pithecellobium lucidum</i>	不規則	枝條	—
豆科 Leguminosae	水黃皮 <i>Pongamia pinnata</i>	袋狀	葉	蟎蟬類
豆科 Leguminosae	臺灣葛藤 <i>Pueraria montana</i>	毛球狀 光球狀 疙瘩狀	葉 葉 葉	雙翅目瘿蚋科 雙翅目瘿蚋科 蟎蟬類
大戟科 Euphorbiaceae	茄苳 <i>Bischofia javanica</i>	不規則	葉、枝	雙翅目瘿蚋科
大戟科 Euphorbiaceae	裡白饅頭果 <i>Glochidion acuminatum</i>	長條狀 穴狀	葉 葉	鱗翅目 —
大戟科 Euphorbiaceae	血桐 <i>Macaranga tanarius</i>	疙瘩狀	葉	蟎蟬類
大戟科 Euphorbiaceae	野桐 <i>Mallotus japonicus</i>	隆突狀	枝條	—
大戟科 Euphorbiaceae	粗糠柴 <i>Mallotus philippensis</i>	毛球狀 不規則	葉 枝條	— —
大戟科 Euphorbiaceae	白飯樹 <i>Securinega virosa</i>	疙瘩狀	葉	蟎蟬類
虎皮楠科 Daphniphyllaceae	五蕊虎皮楠 <i>Daphniphyllum pentandrum</i> var. <i>pentandrum</i>	穴狀	葉	同翅目木蝨科
虎皮楠科 Daphniphyllaceae	臺灣虎皮楠 <i>Daphniphyllum membranaceum</i>	穴狀	葉	同翅目木蝨科
芸香科 Rutaceae	三叉虎 <i>Evodia lepta</i>	穴狀	葉	蟎蟬類

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
黃耨花科	猿尾藤	小桃狀	葉、花	—
Malpigiaceae	<i>Hiptage benghalensis</i>			
漆樹科	黃連木	山峰狀	葉	同翅目蚜總科
Anacardiaceae	<i>Pistacia chinensis</i>			
漆樹科	羅氏鹽膚木	角倍類	葉	同翅目綿瘿蚜科
Anacardiaceae	<i>Rhus chinensis</i> var. <i>roxburghii</i>	倍花類	葉、莖	同翅目綿瘿蚜科
		疙瘩狀	葉	蝸蟬類
無患子科	荔枝	穴狀	葉	蝸蟬類
Sapindaceae	<i>Litchi chinensis</i>			
無患子科	無患子	不規則	果梗	—
Sapindaceae	<i>Sapindus mukorossii</i>			
清風藤科	綠樟	長橢圓形	果	—
Sabiaceae	<i>Meliosma squamulata</i>			
冬青科	忍冬葉冬青	柱狀	枝條	—
Aquifoliaceae	<i>Ilex lonicerifolia</i> var. <i>lonicerifolia</i>			
葡萄科	廣東山葡萄	不規則	莖	雙翅目瘿蚧科
Vitaceae	<i>Ampelopsis cantoniensis</i>			
葡萄科	烏斂莓	不規則	莖	雙翅目瘿蚧科
Vitaceae	<i>Cayratia japonica</i>			
葡萄科	三葉崖爬藤	不規則	莖	雙翅目瘿蚧科
Vitaceae	<i>Tetrastigma formosanum</i>			
杜英科	杜英	穴狀	葉	同翅目介殼蟲科
Elaeocarpaceae	<i>Elaeocarpus decipiens</i>			
杜英科	薯豆	穴狀	葉	同翅目介殼蟲科
Elaeocarpaceae	<i>Elaeocarpus japonicus</i>			
錦葵科	木芙蓉	疙瘩狀	葉	蝸蟬類
Malvaceae	<i>Hibiscus mutabilis</i>			

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
錦葵科 Malvaceae	黃槿 <i>Hibiscus tiliaceus</i>	疙瘩狀	葉	蚜蟬類
旌節花科 Stachyuraceae	通條木 <i>Stachyurus himalaicus</i>	球狀	果	雙翅目瘿蚧科
葫蘆科 Cucurbitaceae	黑果馬 ^瘿 兒 <i>Melothria mucronata</i>	不規則	莖	雙翅目
葫蘆科 Cucurbitaceae	青牛膽 <i>Thladiantha nudiflora</i>	球狀	果	雙翅目瘿蚧科
葫蘆科 Cucurbitaceae	青牛膽 <i>Thladiantha nudiflora</i>	不規則	莖	雙翅目瘿蚧科
桃金娘科 Myrtaceae	小葉赤楠 <i>Syzygium buxifolium</i>	圓球狀	枝條	鞘翅目象鼻蟲科
桃金娘科 Myrtaceae	臺灣赤楠 <i>Syzygium formosanum</i>	圓球狀	枝條	—
桃金娘科 Myrtaceae	蒲桃 <i>Syzygium jambos</i>	穴狀	葉	同翅目介殼蟲科
五加科 Araliaceae	鵝掌藤 <i>Schefflera arboricola</i>	袋狀	葉	蚜蟬類
五加科 Araliaceae	鴨腳木(江某) <i>Schefflera octophylla</i>	不規則	葉柄	—
		隆突狀	枝條	—
		穴狀	葉	蚜蟬類
杜鵑花科 Ericaceae	烏來杜鵑 <i>Rhododendron kanehirai</i>	菌餅狀	葉	真菌類
杜鵑花科 Ericaceae	森氏杜鵑 <i>Rhododendron morii</i>	菌餅狀	葉	真菌類
杜鵑花科 Ericaceae	金毛杜鵑 <i>Rhododendron oldhamii</i>	菌餅狀	葉	真菌類
杜鵑花科 Ericaceae	玉山杜鵑 <i>Rhododendron pseudochrysanthum</i>	菌餅狀	葉	真菌類

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者	
科名	種名				
杜鵑花科 Ericaceae	紅毛杜鵑 <i>Rhododendron rubropilosum</i>	菌餅狀	葉	真菌類	
紫金牛科 Myrsinaceae	樹杞 <i>Ardisia sieboldii</i>	隆突狀	枝條	—	
紫金牛科 Myrsinaceae	賽山椒 <i>Embelia oblongifolia</i>	葡萄狀	莖	—	
紫金牛科 Myrsinaceae	臺灣山桂花 <i>Maesa tenera</i>	不規則	莖	雙翅目瘿蚋科	
安息香科 Styracaceae	烏皮九芎 <i>Styrax formosana</i> var. <i>formosana</i>	鹿角狀	枝條	同翅目扁蚜科	
安息香科 Styracaceae	紅皮 <i>Styrax suberifolia</i>	不規則	枝條	同翅目蚜總科	
灰木科 Symplocaceae	小西氏灰木 <i>Symplocos konishii</i>	反捲狀	葉	—	
灰木科 Symplocaceae	月桂葉山礬 <i>Symplocos laurina</i>	不規則	芽	雙翅目瘿蚋科	
茜草科 Rubiaceae	蛇根草 <i>Ophiorrhiza japonica</i>	長橢圓形	花	雙翅目瘿蚋科	
紫草科 Boraginaceae	破布子 <i>Cordia dichotoma</i>	疙瘩狀	葉	蝨蟬類	
馬鞭草科 Verbenaceae	杜虹花 <i>Callicarpa formosana</i>	不規則	葉	—	
			芽狀	葉腋	—
			隆突狀	枝條	—
馬鞭草科 Verbenaceae	大青 <i>Clerodendrum cyrtophyllum</i>	盤狀	葉	—	
		皺縮狀	葉	蝨蟬類	

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發 生 部 位	造瘿者
科名	種名			
馬鞭草科 Verbenaceae	薄姜木 <i>Vitex quinata</i>	穴狀 不規則	葉 莖	蝻蟬類 —
馬鞭草科 Verbenaceae	蔓荊 <i>Vitex trifolia</i> var. <i>simplicifolia</i>	穴狀	葉	蝻蟬類
茄科 Solanaceae	雙花龍葵 <i>Solanum biflorum</i>	毛球狀 紡錘狀	葉 莖	雙翅目瘿蚋科 —
玄參科 Scrophulariaceae	倒地蜈蚣 <i>Torenia concolor</i> var. <i>formosana</i>	圓球狀	莖	雙翅目瘿蚋科
菊科 Compositae	細葉山艾 <i>Artemisia campestris</i>	棉球狀	葉	雙翅目瘿蚋科
菊科 Compositae	茵陳蒿 <i>Artemisia capillaris</i>	紅龍果狀	莖	膜翅目
菊科 Compositae	阿里山油菊 <i>Chrysanthemum arisanense</i>	棉球狀(I) 棉球狀花 (II)	葉 柄	雙翅目瘿蚋科 雙翅目瘿蚋科
菊科 Compositae	蔓澤蘭 <i>Mikania cordata</i>	疙瘩狀	葉	蝻蟬類
菊科 Compositae	冬青菊 <i>Pluchea indica</i>	隆突狀	花	—
菝契科 Smilacaceae	菝契 <i>Smilax</i> sp.	不規則	莖	—
禾本科 Gramineae	五節芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	紡錘狀	莖	—

—：造瘿者待鑑定

附錄 2. 臺灣植物瘿之記錄(續)

產瘿植物		瘿類型	發生部位	造瘿者
科名	種名			
禾本科 Gramineae	天竺草 (大黍) <i>Panicum maximum</i>	球狀	果	真菌類 (?)
禾本科 Gramineae	桂竹 <i>Phyllostachys makinoi</i>	隆突狀	莖	病毒
禾本科 Gramineae	颱風草 <i>Setaria palmifolia</i>	球狀	果	真菌類 (?)
禾本科 Gramineae	茭白筍 <i>Zizania latifolia</i>	隆突狀	莖	細菌

—：造瘿者待鑑定

(資料來源：楊淑燕、陳明義、楊正澤。2000。台灣的植物瘿。

<http://subject.forest.gov.tw/species/gall/index.htm>)

第八章 兩生、爬蟲、水域非昆蟲無脊椎動物與哺乳類研究

吳聲海、張文宏、蔡慧珊、郭家旻、林奕甫、蔡俊興、陳帝溶、楊茵洳、

盧宜岑、蘇珊慧、洪敏瑜、王怡蓁、蔡學承、柯伶樺

國立中興大學生命科學系

摘要

一、研究緣起

本年度研究目的有二，一為了解一號壩壩體改善工程對溪流兩生類和非昆蟲無脊椎動物群聚組成的影響，並了解長期兩生類數量和非水昆無脊椎動物多樣性的改變。二為了解武陵地區回收農地棲地改善狀況，收集目前陸地脊椎動物（兩生類、爬蟲類、及小型哺乳類）的資料，為未來監測提供基本資料。

二、研究方法

溪流兩生類和非水昆無脊椎動物，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）。農地調查，以 Sherman 捕鼠籠在樣區中捕捉小型哺乳動物。

三、重要發現

七家灣溪濱岸的兩生類有盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙與梭德氏赤蛙三種。今年度調查結果與往年相似，濱岸兩生類數量隨著各物種的生殖季而有月份間的波動。針對壩體改善工程的密集監測顯示，施工過程對兩生類沒有造成太大的影響。不論成蛙或蝌蚪，各次調查的數量波動都與往年相似，不因施工而有顯著下降。

水生非昆蟲無脊椎動物共記錄節肢動物門、扁形動物門與軟體動物門等三個類群，以節肢動物門中的水螞最為優勢，數量佔總數量約 94%。今年所有樣站的水螞密度皆高於去年。壩體改善工程對水螞密度有顯著影響，位於壩體下

游的樣站在施工後水螞密度顯著下降，且在密集監測期間都未回升。

回收農地小型哺乳類監測共完成三次調查，總計 4420 籠次的努力量中，共記錄了短尾鼯、長尾麝鼯、煙尖鼠、臺灣森鼠、黑腹絨鼠、巢鼠、鼯鼠等 7 種 1571 隻個體，以臺灣森鼠為最優勢種。其他捕捉到的動物有盤古蟾蜍和麗紋石龍子。

四、建議事項

立即可行建議事項

1. 四月起武陵路從雪山登山口至武陵山莊路段的盤古蟾蜍路死個體極多，希望可規劃路下方野生動物通道，以減少每年春秋季的動物遷移時的路死數量。

主辦單位：雪霸國家公園

關鍵詞：七家灣溪、兩生類、爬蟲類、哺乳類、水螞

ABSTRACT

1. Introduction

This year's project has two objectives: the first is to understand the short-term effects of dam modification on stream amphibians and non-insect invertebrates, and to monitor the long-term changes of these two animal groups. The second objective is to investigate the composition of terrestrial vertebrate communities in the re-claimed agricultural land.

2. Methods

Amphibians and non-insect invertebrates in the stream were collected in predetermined stations with D-framed nets and by hand. Water parameters were measured (current speed, depth, dissolved oxygen, substrate size, canopy cover) concurrently. Sherman traps were used in agricultural land to sample small mammals.

3. Results

Three species of frogs (*Bufo bankorensis*, *Odorrana swinhoana*, *Rana sauteri*) were found in the Chijawan Stream. Similar to previous years, abundance of frogs is related to individual species' breeding season. Dam modification has little effects on amphibians. Fluctuation in the number of frogs and tadpoles before and after the dam demolition was similar to patterns in previous years.

Non-insect invertebrates in the stream includes three phyla: Arthropoda, Platyhelminthes, and Mollusca. Over 94% of the animals was water mites whose density was significantly higher than 2010. Dam modification has significant effect on water mite abundance. Stations below the dam had much fewer water mites after the dam demolition and the number did not recover after the one month.

Small mammals were sampled in three occasions in the re-claimed agricultural land. Seven species and 1571 individuals were collected from a total of 4420 trap-night efforts. *Apodemus semotus* was the dominant species. Other animals collected included toads and skinks.

4. Suggestions

- a. Many toads were killed while crossing the roads in spring. We suggest building underpass for animals during their annual movements between the forest and the stream.

一、前言

本研究的目的是有二：第一為配合武陵地區長期生態研究，了解七家灣溪一號防砂壩壩體改善與棲地改善工程對溪流兩生類、爬蟲類、水域非昆蟲無脊椎動物的影響。其次是對七家灣溪回收地做兩生類、爬蟲類、及小型哺乳類的調查及監測，以了解回收後棲地復育之成效。

(一) 兩生類

七家灣溪流域的蛙類有梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙等三種，均為典型溪流生殖物種。2004-2010 的調查中，十月梭德氏赤蛙最多，盤古蟾蜍與斯文豪氏赤蛙則較常出現於四月及七月。梭德氏赤蛙蝌蚪在一月為渡冬後正待成長的蝌蚪，四月起在七家灣溪各站都出現即將變態個體。四月及七月在溪流有大量盤古蟾蜍蝌蚪；四月多為剛孵化個體，七月則為發育期數較後期的大型個體。一、二月溪流中的盤古蟾蜍蝌蚪期數也較後期，應為渡冬後的蝌蚪。斯文豪氏赤蛙蝌蚪數量稀少，在 7 年的調查中僅撈獲 2 隻蝌蚪。

2006-2008 年兩生類的數量及密度都顯著比 2004-2005 年低。此外，梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍五年雄性體型有顯著差異，且後三年的體長平均值逐漸增加。一個可能是這兩種雄性個體進入生殖族群的數量變少，使生殖個體都是年齡較大且體型較大的。另一可能是所有個體的生長速度增加造成體型較大（可能因為溫度變暖）。

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

(二) 爬蟲類

自 2004-2010 年，七年來在武陵地區共發現爬蟲類十四種（蛇類 12 種、蜥蜴 2 種），爬蟲類主要出現在四月至十月之間。蛇類之多樣性明顯較蜥蜴類高，數量也明顯多於蜥蜴類；其中紅斑蛇為主要蛇種，佔所有蛇類總數 74.29%，喜好出沒於溪岸，為七家灣溪濱岸地區最常發現之爬蟲類。

(三) 水域非昆蟲無脊椎動物

溪流中的非昆蟲無脊椎動物，有節肢動物、軟體動物、扁形動物、環節動物。在武陵地區，以水螅類的數量最多，在有些國家其種類數目和數量甚至可與水生昆蟲相當。水螅有寄生的幼體期，完全變態。但寄生在水生昆蟲身上時，並不吸血，而是等昆蟲羽化後才吸血。其生活史因為要回到水裡完成，故其寄主為會回到水中產卵的種類。水螅和水生昆蟲一樣，適於作為溪流環境監測的指標。

2004 年在七家灣溪和有勝溪共發現濱水帶非昆蟲無脊椎動物共四門 (phylum) 26 種，包括：扁形動物 1 種、軟體動物 3 種、環節動物 4 種與節肢動物 18 種。節肢動物門共六類，等腳目(Isopoda)、端腳目(Amphipoda)、介形亞綱(Ostracoda)、橈足亞綱(Copepoda)、十足目(Decapoda)、及蛛形綱(Arachnida)；前五類各只有 1 種，蛛形綱 13 種（有 11 種為水螅）。各棲地的種類數以四月有勝溪及六月一號壩最高。

除了有勝溪外，非昆蟲無脊椎動物在六月份最多，在九月份最少。六月前以渦蟲、蚯蚓、水螅為主，九月後則為水螅。有勝溪與其他樣點的生物組成，六月前以腹足綱動物（椎實螺與扁蝸）為主，六月後則以蚯蚓為主。

2010 年共採集三門 8 種非昆蟲無脊椎動物，分屬於節肢動物門中的蛛形綱（水螅與水蜘蛛 2 種）、甲殼綱（端腳目與等腳目 2 種）、扁形動物門 1 種與軟體動物門 3 種等，記錄類群數與採集數量明顯較 2004 年減少。

(四) 哺乳類

前人研究指出，棲地品質之優劣，可藉由該棲地中小型哺乳類的族群特性來評估。武陵地區大致有果園、草生地與森林等三種棲地類型。三種棲地類型中，干擾程度由大至小依序為果園、草生地、森林。目前 8.1 公頃回收農地已

無農業活動，並已種植多種林木，但因各種林木多為小苗，目前主要棲地類型仍為草生地。武陵地區常見小型哺乳類約有 6 種，數量多，以此類群做為回收農地之環境監測指標物種，觀察其族群密度、性別比例等族群結構，應可顯示出環境復原狀況。

武陵地區的小型哺乳類在森林以森鼠數量最多，其它高山白腹鼠和刺鼠均少。森林中的鼯形目以煙尖鼠數量最多，短尾鼯和長尾麝鼯少。在果園和草原，黑腹絨鼠和巢鼠較多；鼯形目則以短尾鼯較多。武陵地區湧泉池森林的小型哺乳類，密度較其它調查過的森林都高，可能不是典型的動物組成，可能與長期農業活動有關。

二、材料與方法

(一) 溪流兩生類、非昆蟲無脊椎動物

本年度計畫於二月、四月、六月、十月、十二月及夏天颱風侵襲後共調查六次，另針對七家灣溪一號壩體改善，增加部分樣站之採樣頻度：在施工前的三月到五月每月採樣一次，五月三十一日施工後六月每周採樣一次（共四次），七月採樣一次。總共設置八個測站，從上游到下游依序為：桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)、高山溪(#8)、及有勝溪(#9)。其中一號壩上下游（#12、#13）為針對壩體改善工程而於 2010 年所增設。

(A) 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)。

(B) 非昆蟲無脊椎動物

每一測站於 50 m 內設 3 條測線；於每條測線各設兩個採集點，分別為左岸離岸一公尺處與測線正中央處。每一採集點固定採集 $0.5 \times 0.5 \text{ m}^2$ 之底面積，使用 D 型水生採集網 (BioQuip DR7412D；網框寬 32 cm，網目 $20 \times 24 \text{ mesh}(150 \text{ mm})$)，攪動底層一趟，採集所有的生物。採集後測量每一點的流速、水深、水溫、酸鹼度、導電度、溶氧、底石分布 ($1 \times 1 \text{ m}^2$ ，每隔 50 cm 一數值，共九個數值) 等共七個數值為該點之環境因子，並定義棲地類型。渦蟲挑出以 Steinmann's fluid (一份水、一份濃硝酸、一份溶於飽和氯化汞水溶液之 5% 氯化鈉) 殺死後固定於加入甘油的 80% 酒精 (Ball and Sluys, 1990)；蚯蚓以福馬林固定；非渦蟲與蚯蚓的其他生物，將其過濾後放入 70% 酒精保存。回實驗室後將樣本挑出，分成水生昆蟲與非昆蟲兩大類，再鑑定種類與計數。

(二) 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。

(三) 小型哺乳類

回收農地西臨森林，東至武陵路，南北向狹長坡地。北邊和南邊約以武陵山莊大型車停車場和湧泉池為界。以 Sherman 捕鼠籠，地瓜、花生醬、及麵包蟲為餌，捕捉小型哺乳動物。預計今年度要完成三次調查。第一次調查時在七個農地的分區，共設置 21 個捕捉穿越線，每個穿越線設置 10 個捕鼠籠，約為 $40 \times 5 \text{ m}$ 的長條形範圍。七個分區各設置三條穿越線，一條鄰近山麓的森林，一條接近武陵路，另一條在前兩條穿越線之間。所有樣區都捕捉兩籠日。第二次與第三次調查時間，因師範大學生命科學系在相同地點從事小型哺乳類研究，在互不干擾實驗的考量下，使用該單位提供的調查資料。調查設計與第一次調查不同。在回收地選定兩個 70 m^2 的大樣區，在每個大樣區中的四個角落各設

置一個 10m^2 的小樣區，每個小樣區再細分成 5×5 的網格，網格中的 25 個籠位各設置 2 個 Sherman 捕鼠籠，每次調查 5 籠日。所有動物均記錄種類、性別、成熟度後釋放。若死於陷阱中，則攜回保存並製成標本。

三、結果

(一) 兩生類

2011 年全年採樣各測站之各項環境因子敘述性統計資料見表 8-1。

七家灣河流域蛙類有盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙與斯文豪氏赤蛙，均為典型溪流生殖物種。本年度八個測站蛙類總共捕捉 877 隻，捕獲量由多至少分別為盤古蟾蜍 536 隻、梭德氏赤蛙 298 隻與斯文豪氏赤蛙 43 隻。梭德氏赤蛙密度由二月的 0.01 隻/m² 逐月緩升至六月的 0.04 隻/m²，七、八月降低，九月大量成蛙遷至溪邊求偶、生殖（九月雌雄比為 1：20）（表 8-2），甚至白天亦可見抱對的個體，使九月梭德氏赤蛙密度增至全年最高的 0.15 隻/m²（圖 8-1）。盤古蟾蜍全年可見，二至八月的密度變化與梭德氏赤蛙相似（圖 8-1）；三至五月以性成熟的成蛙為主，四月在溪邊可見抱對個體（四月雌雄比為 1：5.1）；五至六月幼蛙比例明顯增加，岸上出現許多幼蛙（表 8-2）。在四月至十月皆捕獲斯文豪氏赤蛙，今年月平均密度為 0.0045 隻/m²。儘管如此，八月的捕獲數量仍為歷年單次採樣中最多的一次（共 11 隻）。

本年度各站的蛙生物量以四月和九月較高（圖 8-2、表 8-3），分別是盤古蟾蜍與梭德氏赤蛙生殖的時間，不僅數量增加，個體也多為成蛙。此結果在觀魚台測站(#12)四月與繁殖場測站(#5)九月的採樣最明顯：觀魚台測站(#12)在四月採到 41 隻盤古蟾蜍成蛙；繁殖場測站(#5)九月採到 81 隻梭德氏赤蛙成體（圖 8-2、表 8-2、8-3）。今年各月蛙生物量均大於去年（圖 8-2）。

本年度共撈到 697 隻蝌蚪，梭德氏赤蛙蝌蚪 425 隻、盤古蟾蜍蝌蚪 268 隻、斯文豪氏赤蛙蝌蚪 4 隻。梭德氏赤蛙蝌蚪全年皆可捕獲，密度由二月的 1.57 隻/m² 降至八月的 0.06 隻/m²，至十月稍微回升（圖 8-3）。二月捕獲的蝌蚪平均期數低、體型小（平均期數 27、體長 26.4mm），為渡冬後待成長的蝌蚪。至八月平均期數為 38 期，平均體長為 31.5mm（圖 8-4、8-5），十月密度回升，且捕獲的個體平均期數和體長極低（平均期數 25、體長 14.1mm）（圖 8-4、8-5），為剛孵化蝌蚪。盤古蟾蜍蝌蚪在四到十月出現，密度最高為四月和六月第三次採樣（四月，119 隻、2.22 隻/m²；六月第三次，64 隻密度、1.59 隻/m²）（圖 8-3）。這兩次盤古蟾蜍蝌蚪平均期數分別為 26 與 24 期（圖 8-6）。今年八月在繁殖場測站(#5)和九月於觀魚台測站分別採到斯文豪氏蝌蚪 1 隻和 3

隻(表 8-4)。

各站蝌蚪生物量在月份上有明顯差異，以六月為界，上半年各站的生物量普遍高於下半年，二至四月生物量增加，四月後同時下降，至六月第一次採樣達最低(圖 8-7)。

(二) 爬蟲類

本年度共記錄了 1 隻短肢攀蜥、7 隻紅斑蛇與 1 隻赤煉蛇。二月到四月的三次調查未發現任何爬蟲類；五月，在武陵路 4.5km 處發現一隻路斃的紅斑蛇；六月，分別於繁殖場測站(#5)與一號壩下測站(#13)發現母紅斑蛇各 4 隻與 2 隻，並且在繁殖場測站(#5)的鮭魚復育中心外捕捉到 1 隻懷孕的短肢攀蜥。十月，於桃山西溪測站(#2)河岸邊發現 1 隻幼體赤煉蛇。

(三) 壩體改善工程對兩生爬蟲類的影響

鄰近壩體的四樣站—觀魚台(#4)、一號壩上(#12)、一號壩下(#13)、繁殖場(#5)四月(改善前)至六月(改善後)蛙密度逐漸上升(圖 8-8)，顯示壩體改善工程實施後，並未造成鄰近測站蛙密度下降。

蝌蚪密度，由於歷年四測站所捕獲的盤古蟾蜍蝌蚪數量過少，因此以量多的梭德氏赤蛙蝌蚪作為探討的依據。今年各測站四月(改善前)至六月第一次(改善後)的梭德氏赤蛙蝌蚪密度皆下降，但與去年資料相比，去年同時期蝌蚪密度亦下降(圖 8-9)，而此時期的蝌蚪多已漸次變態、離開水域，因此，蝌蚪密度普遍下降，主要原因並非壩體改善工程造成溪流擾動。

(四) 水域非昆蟲無脊椎動物

今年共計完成八次採樣。包括二至四月每月一次的例行調查與針對壩體改善工程監測的五次密集調查。四月時針對長期監測計畫做八樣站採樣(#2、#3、#4、#5、#8、#9、#12、#13)，其餘時間則著重於一號壩附近的四個樣站(#4、#5、#12、#13)。

調查到的類群有節肢動物門的蛛形綱(水蠅)與甲殼綱(端腳類)、扁形動物門的渦蟲綱(渦蟲)及軟體動物門的腹足綱(椎實螺與扁蝸)等 3 門 4 綱水生非昆蟲無脊椎動物。水蠅在各月份的各樣站採樣皆採得最多，且總數約佔

所有非水昆無脊椎動物的 93.6%，其他類群都僅零星出現(表 8-5、圖 8-10)。

所有測站中，有勝溪(#9)樣站發現最多類群的水生非昆蟲無脊椎動物，單次採樣已記錄 3 個類群。其餘樣站大多僅發現 1-2 個類群；有勝溪樣站亦為發現動物數量最多的樣站，水螅單次採樣數量 (864 隻) 遠高於其它樣站，椎實螺 (152 隻) 亦為各樣站單次採樣中最多(表 8-5)。

水螅 (未辨認種類，僅記數合計數量) 為七家灣溪流域優勢的非昆蟲水生無脊椎動物，比較去年與今年，鄰近一號壩四樣站今年所有樣站的水螅密度皆較去年大幅增加。去年各測站水螅密度皆不超過 40 隻/m²，今年的調查結果中，密度最高的觀魚台(#4)樣站可超過 150 隻/m²(圖 8-11)。

各測站之環境因子的敘述性統計資料見表 8-6。以 Spearman rank correlation 將水生無脊椎動物最優勢的水螅數量與各項環境因子分別做相關性分析(加入 2010 年資料)。各項環境因子中，水螅數量與 pH 值($R = 0.214, p < 0.01$)、導電度有低度正相關($R = 0.140, p < 0.01$)，而與流速($R = -0.241, p < 0.01$)、水深($R = -0.242, p < 0.01$)、水溫($R = -0.191, p < 0.01$)有低度負相關，其餘環境因子與水螅數量無顯著相關。

一號壩壩體改善工程前 (五月採樣) 後 (六月第 1 次密集監測) 的水螅密度，在一號壩上游的觀魚台(#4)樣站水螅密度沒有顯著改變(Mann-Whitney U test, $U = 14, NS$)；一號壩上游(#12)水螅密度稍升高($U = 4.5, p < 0.05$)；而在一號壩下游的一號壩下游(#13)與繁殖場(#5)兩樣站在改善工程後的水螅密度顯著比改善工程前低(Mann-Whitney U test, 一號壩下游： $U = 4, p < 0.05$ ；繁殖場： $U = 0, p < 0.05$)。在改善工程結束後的六月 4 次監測中，這兩個樣站的水螅密度都沒有回復 (ANOVA, 一號壩下游： $F = 5.990, p < 0.05$ ；繁殖場： $F = 5.285, p < 0.05$ ，圖 8-12)，顯示壩體改善工程之擾動對下游之水螅密度有明顯的影響。

(五) 小型哺乳類

第一次採樣於 6 月 8 日至 10 日完成，努力量共 420 籠日。小型哺乳動物捕獲率高(24.8%)，物種組成包括兩種鼩型目 (短尾鼩、煙尖鼠) 及四種齧齒目 (森鼠、黑腹絨鼠、巢鼠、及田鼯鼠 (尚未確認種類)) 等六種 104 隻次(表 8-7)。其他捕捉到的動物有盤古蟾蜍和麗紋石龍子。周圍近山處有台灣獼猴和

盤古蟾蜍排遺。近山邊水池有莫氏樹蛙；夜間山羌活動（叫聲），未發現排遺，但農地內有巢穴。

第二次調查時間為 8 月 24 日至 31 日，在 2000 籠日的努力量中，捕獲長尾麝鼯、短尾鼯與煙尖鼠三種鼯型目以及巢鼠、黑腹絨鼠及森鼠三種齧齒目動物，共計六種 901 隻次。捕獲率高達 45.1%（表 8-7）。

第三次調查時間是 11 月 6 日至 16 日，努力量共 2000 籠日。物種組成與第二次調查相同，共計六種 566 隻次，捕獲率為 28.3%（表 8-7）。

四、討論

(一) 兩生爬蟲類長期監測

在過去七年的兩生類長期監測研究中，往年有勝溪的蛙與蝌蚪平均密度皆高於七家灣溪(圖 8-13、8-14)。其原因與有勝溪獨特的環境因子有關。當地環境提供青蛙優越的生殖場所及蝌蚪食物來源，因此每年生殖季都可在濱岸發現大量盤古蟾蜍。今年的結果大致與往年符合。但以往有勝溪在四月及十月的蛙密度會大幅高於七家灣溪，今年十月的差距卻明顯減少，四月的密度甚至低於七家灣溪(圖 8-13)。有勝溪的環境是否產生轉變？值得持續監測與關注。

歷年蛙密度以 2009 年最高，2007-2008 年最低（推測與 2005-2006 年颱風頻繁有關）。今年蛙密度僅略低於 2004-2005 年。蝌蚪密度在 2004-2005 年最高，自 2005 年四月起密度下降，至今仍未回升。歷年密度高點有逐年下降的趨勢(圖 8-15)。

將有勝溪與七家灣溪分開，有勝溪歷年蛙密度在 2004-2005 年最高，2007-2008 年最低，2009 年蛙密度回升。今年的兩次調查中，十月蛙密度明顯較以往低。蝌蚪密度以 2004 年最高，其後大幅減少至今未曾回升(圖 8-16)。今年七家灣溪蛙密度為歷年最高，推測與 2009-2010 年少颱風及春季少雨有關；蝌蚪密度在 2004-2005 年最高，2005 年四月以後至今年蝌蚪密度皆低(圖 8-17)。

本年度爬蟲類調查方式延續 2008 與 2009 年方式，只在進行蛙類與蝌蚪調查時沿路目視搜尋，努力量及搜尋範圍低於 2007 年，所以調查到的爬蟲類數量較少。此外，今年氣溫與 2010 年相似，二月到四月氣溫偏低，未達爬蟲類活動季節，故未發現任何個體；五月、六月溫度回暖後即出現 7 隻武陵地區最常見的紅斑蛇。

(二) 壩體改善工程對兩生爬蟲類的影響

為何鄰近一號壩的四個測站在壩體施工後，蛙密度不減反增？比較捕獲個體的年齡結構，此時蛙密度增長，應為蝌蚪變態成幼蛙所致(表 8-2)。整個改善工程最可能衝擊水域環境，對陸域的影響相對較少，變態後的蛙對水域的依賴性降低，所以壩體改善工程對蛙類族群密度較無影響。四測站的蝌蚪密度雖然在工程實施後，密度普遍下降，但因壩體改善工程期與梭德氏赤蛙蝌蚪變態期

重疊，密度降低原因應非壩體改善工程造成，而是蝌蚪變態離開水域所致。

壩體改善工程對於當地兩生類族群的擾動，之所以可以降至最低，是由於施工時間與生殖週期正好錯開，包括成蛙及蝌蚪，工程期皆非大量出現於溪流的時間。對照歷年兩生類密度變遷，壩體改善工程所造成的波動，顯然不及颱風的影響。但因兩生類幼體棲息於水域中，相較於陸域活動的成體，應有受到稍大程度的干擾，壩體移除後之生態可能復原途徑(Doyle et al, 2005)如圖 8-18。

(三) 水域非昆蟲無脊椎動物

七家灣河流域分別於 2004 年與 2006 年做過水生非昆蟲無脊椎動物的調查。與前兩次的調查相較，2010 年至今採集到的種類與數量皆變少。如 2004 年與 2006 年大量出現的蚯蚓，及 2004 年的渦蟲與螺類，此次調查都變得很少甚至沒有出現，最可能的原因為劇烈天氣（近年來數個颱風侵襲台灣）造成棲地破壞，使生物數量減少。由這次壩體改善工程的監測結果，在工程結束後一個月，水螅數量仍無回升，顯示某些種類的水生非昆蟲無脊椎動物族群數量可能需較長的時間才能恢復舊有族群量。

鄰近一號壩上游的"一號壩上游"樣站沒有因改善工程而影響水螅密度，下游的"一號壩下游"樣站水螅密度則是銳減。由於在工程後的密集監測中，下游樣站水螅數量都沒有回升，因此其壩體移除後之生態可能復原途徑如圖 8-19。

水螅歷年來一直是本地區優勢且穩定出現的非昆蟲水生無脊椎動物。其多樣性及數量在台灣溪流豐富，單在七家灣河流域就有 11 種尚未被鑑定的新種(盧等，2004)，值得進行持續、深入且具系統性的分類與生態研究。

(四) 回收農地小型哺乳類

武陵路沿線發現許多遷徙中遭路斃的盤古蟾蜍，但附近農地並非盤古蟾蜍的棲息環境，在回收地中的 Sherman 陷阱捕捉到零星的個體應是因繁殖季到來，準備遷徙至七家灣溪生殖而路過回收農地與武陵路。這些個體在遷徙的過程中必須由森林地經過回收地、武陵路直至七家灣溪溪畔，因此回收地的棲地品質並非盤古蟾蜍重要的生態因素，反而是武陵路頻繁的交通往來造成盤古蟾蜍極高的生存壓力（蛇類與哺乳類亦有相同的問題）。武陵路極有可能成為各

類棲地環境之間的屏障，阻礙各種生物的遷徙活動。

回收農地中捕獲多種小型哺乳類，而且數量很多，平均捕獲率可達32.7%，顯示農地回收後已漸演替成適於小型哺乳類動物之環境。在回收農地中，最優勢的小型哺乳類動物是森鼠。據柯(2011)的研究，森鼠是可利用多種棲地類型的廣泛利用者，對棲地條件要求較寬，因此我們在回收地捕獲多數森鼠並不意外。而柯(2011)的研究亦說明各種小型哺乳類仍各有棲地偏好。譬如在濕季時，森鼠喜棲息於森林，巢鼠則較常在草地活動。對照我們的調查結果，同為濕季，回收地中以森鼠最優勢，非預期中草地該出現最多的巢鼠，因此推測回收農地已非典型的草地，漸轉變為以森林型態為主的環境。

五、結論與建議

結論

- (一)、壩體改善工程並未對各測站兩生類密度造成顯著影響。
- (二)、武陵地區歷年蝌蚪密度有逐年下降的趨勢。
- (三)、今年七家灣溪蛙密度為歷年最高，推測與 2009-2010 年少颱風及春季少雨有關。
- (四)、壩體改善工程後，其下游樣站的水蝨密度大幅降低。
- (五)、回收農地小型哺乳類調查捕獲率很高。

建議

立即可行建議事項

- (一)、四月起武陵路從雪山登山口至武陵山莊路段的盤古蟾蜍路死個體極多，希望可規劃路下方野生動物通道，以減少每年春秋季的動物遷移時的路死數量。

主辦單位：雪霸國家公園

六、參考文獻

- Ball, I. R. and Sluys, R., 1990. Turbellaria: Tricladida: Terricola. pp. 137-145 in Dindal, D. L. (ed.), Soil Biology Guide. chap. 7. John Wiley & Sons, New York.
- Doyle, M. W., E. H. Stanley, C. H. Orr, A. R. Selle, S. A. Sethi, and J. M. Harbor. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology* 71:227-244.
- Gosner, K. L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16:183-190.
- 盧重成、黃秋平、柯伶樺 2004 七家灣溪非昆蟲底棲無脊椎動物群聚組成。雪霸國家公園管理處九十三年研究報告。51 頁。
- 柯伶樺 2011 武陵地區不同土地利用對地棲性小型哺乳類群聚結構與棲地利用之影響。國立中興大學碩士論文。98 頁。

表 8-1、2011 年各測站棲地因子數值 (平均值 ± 標準差)。(資料來源：本研究資料)

區樣	寬水(m)	深水(m)	流速(m/s)	度蓋覆(%)	溫水(°C)	石底寬水 均平	石底寬水 差標準
月二							
4	15.00 ± 4.40	0.24 ± 0.09	0.45 ± 0.04	48.18 ± 7.42	10.23 ± 1.67	3.30 ± 0.56	0.96 ± 0.43
12	9.03 ± 0.65	0.26 ± 0.03	0.37 ± 0.16	12.21 ± 3.66	14.81 ± 0.82	3.87 ± 0.59	0.91 ± 0.44
13	11.48 ± 4.40	0.38 ± 0.13	0.38 ± 0.14	52.37 ± 5.42	11.57 ± 0.32	3.67 ± 1.05	1.11 ± 0.09
5	21.00 ± 7.56	0.38 ± 0.12	0.45 ± 0.21	24.31 ± 14.53	11.86 ± 0.41	4.54 ± 0.51	1.49 ± 0.11
月三							
4	14.07 ± 5.15	0.22 ± 0.10	0.28 ± 0.06	63.48 ± 3.97	14.00 ± 0.40	3.67 ± 0.70	0.97 ± 0.53
12	8.60 ± 0.36	1.92 ± 2.91	0.53 ± 0.05	22.95 ± 11.60	14.82 ± 0.37	4.36 ± 0.13	1.44 ± 0.10
13	10.60 ± 2.81	0.36 ± 0.08	0.42 ± 0.14	57.26 ± 3.66	11.10 ± 0.41	4.07 ± 1.27	1.14 ± 0.22
5	19.30 ± 10.57	0.40 ± 0.19	0.28 ± 0.05	54.80 ± 9.57	17.47 ± 0.53	4.42 ± 0.79	1.67 ± 0.45
月四							
2	9.12 ± 1.07	0.33 ± 0.09	0.22 ± 0.04	23.73 ± 10.88	11.47 ± 1.93	4.45 ± 0.48	1.03 ± 0.22
3	15.39 ± 8.79	0.47 ± 0.20	0.44 ± 0.17	38.08 ± 14.96	14.80 ± 0.59	4.10 ± 1.08	1.06 ± 0.25
4	14.51 ± 6.64	0.25 ± 0.05	0.28 ± 0.03	46.35 ± 34.70	13.92 ± 1.34	3.50 ± 0.50	0.69 ± 0.66
12	8.83 ± 0.35	0.29 ± 0.04	0.37 ± 0.06	11.95 ± 10.27	12.58 ± 0.28	4.20 ± 0.15	0.96 ± 0.28
13	10.02 ± 2.36	0.36 ± 0.13	0.33 ± 0.07	35.16 ± 5.97	12.79 ± 0.44	4.30 ± 1.24	1.05 ± 0.53
5	19.67 ± 9.25	0.39 ± 0.18	0.30 ± 0.13	35.30 ± 18.69	14.29 ± 0.33	4.42 ± 0.33	1.33 ± 0.19
8	6.67 ± 2.08	0.22 ± 0.04	0.34 ± 0.09	70.63 ± 25.71	12.72 ± 0.27	3.69 ± 0.22	1.06 ± 0.22
9	6.70 ± 2.10	0.22 ± 0.05	0.28 ± 0.12	46.06 ± 15.69	17.10 ± 0.25	3.51 ± 0.43	1.28 ± 0.15

表8-1 (續)

區樣	寬水(m)	深水(m)	速流(m/s)	度蓋覆(%)	溫水(°C)	石底寬水 均平	石底寬水 差標準
月五							
4	14.73 ± 6.05	0.25 ± 0.02	0.48 ± 0.16	46.38 ± 8.15	13.33 ± 1.30	3.18 ± 0.88	0.85 ± 0.77
12	8.89 ± 0.49	0.30 ± 0.01	0.35 ± 0.04	12.09 ± 0.71	14.91 ± 0.39	4.15 ± 0.91	1.07 ± 0.38
13	10.13 ± 2.66	0.30 ± 0.08	0.20 ± 0.11	38.86 ± 1.53	16.26 ± 0.18	4.13 ± 0.91	1.10 ± 0.35
5	21.20 ± 8.46	0.38 ± 0.23	0.36 ± 0.16	34.06 ± 14.70	15.84 ± 0.20	4.30 ± 0.42	1.50 ± 0.36
次一第月六							
4	14.50 ± 5.65	0.36 ± 0.13	0.41 ± 0.04	43.40 ± 22.09	15.90 ± 0.15	3.25 ± 0.74	0.95 ± 0.20
12	10.33 ± 1.11	0.44 ± 0.08	0.39 ± 0.19	6.60 ± 5.87	15.94 ± 0.45	4.46 ± 0.76	1.18 ± 0.10
13	10.29 ± 2.13	0.41 ± 0.04	0.63 ± 0.33	50.12 ± 11.29	16.22 ± 0.85	3.59 ± 1.18	1.59 ± 0.66
5	21.23 ± 8.52	0.40 ± 0.14	0.51 ± 0.09	30.76 ± 13.17	14.10 ± 1.89	4.33 ± 0.16	1.75 ± 0.19
次二第月六							
4	13.53 ± 4.80	0.26 ± 0.10	0.33 ± 0.05	42.13 ± 10.65	15.96 ± 0.24	3.32 ± 0.67	0.99 ± 0.29
12	10.63 ± 1.42	0.31 ± 0.12	0.26 ± 0.19	9.81 ± 12.88	15.86 ± 2.18	4.08 ± 0.32	1.30 ± 0.37
13	10.50 ± 1.92	0.35 ± 0.14	0.68 ± 0.33	41.46 ± 15.28	14.38 ± 1.35	3.89 ± 0.67	1.39 ± 0.55
5	20.10 ± 8.41	0.48 ± 0.14	0.65 ± 0.06	25.81 ± 7.28	18.33 ± 1.94	4.06 ± 0.93	1.53 ± 0.52
次三第月六							
4	13.87 ± 4.95	0.28 ± 0.09	0.30 ± 0.02	45.34 ± 5.83	16.27 ± 0.12	3.57 ± 0.89	0.90 ± 0.36
12	9.97 ± 0.99	0.36 ± 0.11	0.27 ± 0.13	12.96 ± 10.55	17.84 ± 0.28	4.06 ± 0.25	1.04 ± 0.11
13	10.18 ± 1.69	0.32 ± 0.09	0.39 ± 0.07	57.32 ± 5.01	17.38 ± 1.00	3.41 ± 0.40	1.29 ± 0.57
5	19.25 ± 9.98	0.48 ± 0.24	0.56 ± 0.21	28.91 ± 5.86	15.56 ± 0.79	4.15 ± 0.30	1.68 ± 0.43

表8-1 (續)

區樣	寬水(m)	深水(m)	流速(m/s)	度蓋覆(%)	溫水(°C)	石底寬水 均平	石底寬水 差標準
月七							
4	16.47 ± 5.60	0.36 ± 0.10	0.43 ± 0.12	38.92 ± 8.12	18.54 ± 0.57	3.33 ± 0.22	1.10 ± 0.35
12	10.63 ± 0.58	0.37 ± 0.01	0.51 ± 0.30	11.23 ± 9.84	17.62 ± 0.90	4.60 ± 0.70	0.88 ± 0.16
13	10.57 ± 3.37	0.38 ± 0.17	0.58 ± 0.27	47.40 ± 11.33	16.08 ± 0.32	4.27 ± 0.52	1.05 ± 0.66
5	19.93 ± 9.60	0.44 ± 0.21	0.64 ± 0.12	28.30 ± 4.49	15.40 ± 0.46	4.06 ± 0.62	1.44 ± 0.34
月八							
4	13.27 ± 5.52	0.24 ± 0.06	0.36 ± 0.05	52.84 ± 25.41	16.34 ± 1.91	3.50 ± 1.06	0.95 ± 0.41
12	9.05 ± 0.65	0.26 ± 0.02	0.41 ± 0.05	9.14 ± 5.12	17.94 ± 0.55	3.78 ± 0.40	0.97 ± 0.44
13	10.44 ± 4.45	0.37 ± 0.19	0.63 ± 0.17	54.48 ± 3.13	16.50 ± 0.40	4.24 ± 0.62	1.22 ± 0.13
5	19.38 ± 9.53	0.32 ± 0.13	0.41 ± 0.22	30.50 ± 4.86	17.17 ± 0.72	3.69 ± 0.48	1.61 ± 0.54
月九							
4	13.50 ± 6.07	0.23 ± 0.07	0.31 ± 0.01	55.12 ± 14.22	17.48 ± 0.77	3.99 ± 0.83	0.74 ± 0.38
12	8.87 ± 0.50	0.27 ± 0.02	0.40 ± 0.03	21.35 ± 12.05	18.35 ± 0.13	4.29 ± 0.47	0.90 ± 0.18
13	10.07 ± 3.56	0.28 ± 0.06	0.53 ± 0.24	57.35 ± 7.66	16.44 ± 1.31	3.81 ± 0.16	0.76 ± 0.32
5	19.27 ± 10.21	0.43 ± 0.26	0.64 ± 0.13	45.05 ± 3.57	18.01 ± 0.37	4.21 ± 0.45	1.27 ± 0.28
月十							
2	11.70 ± 2.95	0.33 ± 0.10	0.22 ± 0.04	56.86 ± 12.72	12.08 ± 0.02	4.66 ± 0.78	0.89 ± 0.21
3	18.09 ± 4.69	0.42 ± 0.13	0.65 ± 0.23	49.05 ± 12.19	14.93 ± 1.05	4.32 ± 0.55	0.98 ± 0.06
4	15.23 ± 6.59	0.40 ± 0.18	0.36 ± 0.03	49.77 ± 11.29	13.86 ± 0.07	3.65 ± 0.65	0.57 ± 0.26
12	10.00 ± 0.61	0.38 ± 0.06	0.56 ± 0.09	18.23 ± 14.93	13.98 ± 0.04	4.11 ± 0.32	0.75 ± 0.13

表8-1 (續)

區樣	寬水(m)	深水(m)	流速(m/s)	度蓋覆(%)	溫水(°C)	石底寬水 均平	石底寬水 差標準
13	12.10 ± 3.87	0.33 ± 0.12	0.52 ± 0.17	53.13 ± 5.49	14.31 ± 0.02	4.41 ± 0.18	0.70 ± 0.37
5	19.50 ± 10.59	0.38 ± 0.08	0.72 ± 0.14	27.81 ± 5.59	14.80 ± 0.15	4.18 ± 0.64	1.07 ± 0.17
8	6.77 ± 1.36	0.27 ± 0.02	0.34 ± 0.04	83.71 ± 13.04	13.41 ± 0.02	3.82 ± 0.33	1.34 ± 0.27
9	9.70 ± 1.18	0.28 ± 0.07	0.29 ± 0.10	51.59 ± 13.26	15.09 ± 0.22	4.25 ± 0.15	1.27 ± 0.40

表 8-2、2011 年各測站蛙類數目與密度 (隻/m²)。(資料來源：本研究資料)

月二

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0.004
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.008
5	5	1	1	7	2	0	1	3	0	0	0	0	10	0.04
計小	7	1	1	9	3	0	1	4	0	0	0	0	13	0.052
均平	1.75	0.25	0.25	2.25	0.75	0	0.25	1	0	0	0	0	3.25	0.013

月三

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	2	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	3	0.012
12	1	0	0	1	15	0	1	16	0	0	0	0	17	0.068
13	0	0	0	0	3	2	1	6	0	0	0	0	6	0.024
5	10	2	2	14	11	4	4	19	0	0	0	0	33	0.132
計小	13	2	2	17	30	6	6	42	0	0	0	0	59	0.236
均平	3.25	0.5	0.5	4.25	7.5	1.5	1.5	10.5	0	0	0	0	14.75	0.059

月四

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
2	0	0	0	0	6	0	0	6	0	0	0	0	6	0.024
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	1	0	2	7	0	2	9	0	0	0	0	11	0.044
12	2	0	1	3	37	4	0	41	0	0	0	0	44	0.176
13	0	1	0	1	8	1	0	9	2	0	0	2	12	0.048
5	6	2	0	8	12	10	0	22	1	0	0	1	31	0.124
8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.004
9	1	2	1	4	7	0	1	8	0	0	0	0	12	0.048
計小	11	6	2	19	77	15	3	95	3	0	0	3	117	0.468
均平	1.38	0.75	0.25	2.38	9.63	1.88	0.38	11.88	0.38	0	0	0.38	14.63	0.06

表8-2 (續)

月五

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	0	1	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	3	0.012
12	0	0	0	0	9	6	0	15	0	0	0	0	15	0.06
13	0	0	0	0	2	0	1	3	1	0	0	1	4	0.016
5	9	3	3	15	10	6	7	23	0	1	2	3	41	0.164
計小	9	4	4	17	22	12	8	42	1	1	2	4	63	0.252
均平	2.25	1	1	4.25	5.5	3	2	10.5	0.25	0.25	0.5	1	15.75	0.063

次一第月六

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	0	0	0	0	3	2	1	6	0	0	0	0	6	0.024
12	0	0	0	0	21	2	8	31	0	0	0	0	31	0.124
13	0	0	0	0	2	0	6	8	5	0	0	5	13	0.052
5	2	0	0	2	9	3	5	17	0	0	0	0	19	0.076
計小	2	0	0	2	35	7	20	62	5	0	0	5	69	0.276
均平	0.5	0	0	0.5	8.75	1.75	5	15.5	1.25	0	0	1.25	17.25	0.069

次二第月六

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	1	1	0	2	4	2	1	7	0	0	0	0	9	0.036
12	1	0	9	10	17	2	19	38	0	0	0	0	48	0.192
13	0	0	2	2	0	0	15	15	2	1	1	4	21	0.084
5	9	0	3	12	11	6	5	22	0	1	0	1	35	0.14
計小	11	1	14	26	32	10	40	82	2	2	1	5	113	0.452
均平	2.75	0.25	3.5	6.5	8	2.5	10	20.5	0.5	0.5	0.25	1.25	28.25	0.113

表8-2 (續)

次三第月六

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	1	1	1	3	3	1	1	5	1	0	0	1	9	0.036
12	0	0	24	24	2	1	17	20	0	0	0	0	44	0.176
13	1	0	0	1	4	6	20	30	4	1	0	5	36	0.144
5	3	3	1	7	3	3	7	13	0	0	0	0	20	0.08
計小	5	4	26	35	12	11	45	68	5	1	0	6	109	0.436
均平	1.25	1	6.5	8.75	3	2.75	11.25	17	1.25	0.25	0	1.5	27.25	0.109

月七

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	1	0	0	1	0	1	1	2	0	1	0	1	4	0.016
12	0	0	0	0	5	4	2	11	0	0	0	0	11	0.044
13	0	0	0	0	3	5	11	19	1	1	0	2	21	0.084
5	0	0	0	0	3	5	2	10	0	0	0	0	10	0.04
計小	1	0	0	1	11	15	16	42	1	2	0	3	46	0.184
均平	0.25	0	0	0.25	2.75	3.75	4	10.5	0.25	0.5	0	0.75	11.5	0.046

月八

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	0	1	0	1	0	4	0	4	1	0	0	1	6	0.024
12	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0.004
13	0	0	2	2	1	0	16	17	0	2	2	4	23	0.092
5	2	1	1	4	2	5	20	27	4	2	0	6	37	0.148
計小	2	2	3	7	3	9	37	49	5	4	2	11	67	0.268
均平	0.5	0.5	0.75	1.75	0.75	2.25	9.25	12.25	1.25	1	0.5	2.75	16.75	0.067

表8-2 (續)

月九

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
4	17	3	0	20	0	2	0	2	0	0	0	0	22	0.088
12	22	2	0	24	0	1	2	3	0	0	0	0	27	0.108
13	22	0	1	23	0	0	3	3	0	0	0	0	26	0.104
5	79	2	0	81	4	6	9	19	2	2	0	4	104	0.416
計小	140	7	1	148	4	9	14	27	2	2	0	4	179	0.716
均平	35	1.75	0.25	37	1	2.25	3.5	6.75	0.5	0.5	0	1	44.75	0.179

月十

站測	蛙赤氏德梭				蝾蟾古盤				蛙赤氏豪文斯				數總	度密
	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小	雄	雌	幼	計小		
2	1	0	0	1	2	0	0	2	0	0	0	0	3	0.012
3	2	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	3	0.012
4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.004
12	2	0	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0.012
13	3	0	0	3	0	1	0	1	0	1	0	1	5	0.02
5	0	0	0	0	3	2	5	10	1	0	0	1	11	0.044
8	0	0	0	0	3	3	0	6	0	0	0	0	6	0.024
9	8	0	0	8	2	0	0	2	0	0	0	0	10	0.04
計小	17	0	0	17	11	7	5	23	1	1	0	2	42	0.128
均平	2.13	0	0	2.13	1.38	0.88	0.63	2.88	0.13	0.13	0	0.25	5.25	0.02

表 8-3、2011 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)。(資料來源：本研究資料)

站測	類種	數總	長肛吻均平	重體均平	量物生	量物生站測
月二						
4	蝾螈古盤	1	57.90	20.75	0.083	0.083
12	-	0	0	0	0	0
13	蛙赤氏德梭	2	32.85 ± 0.78	3.13 ± 0.20	0.025	0.025
5	蛙赤氏德梭	7	32.24 ± 6.90	3.22 ± 1.43	0.090	0.304
5	蝾螈古盤	3	49.30 ± 22.38	17.79 ± 15.56	0.213	
月三						
4	蛙赤氏德梭	2	31.90 ± 1.63	2.90 ± 0.40	0.023	0.135
4	蝾螈古盤	1	63.80	27.91	0.112	
12	蛙赤氏德梭	1	35.80	3.93	0.016	0.931
12	蝾螈古盤	16	49.18 ± 11.14	14.31 ± 6.98	0.916	
13	蝾螈古盤	6	52.41 ± 7.46	16.11 ± 6.83	0.387	0.387
5	蛙赤氏德梭	14	32.41 ± 6.97	3.30 ± 1.83	0.185	1.557
5	蝾螈古盤	19	51.93 ± 14.11	18.05 ± 13.09	1.372	
月四						
2	蝾螈古盤	6	60.24 ± 3.31	23.60 ± 3.90	0.567	0.567
3	-	0	0	0	0	0
4	蛙赤氏德梭	2	37.20 ± 6.65	4.52 ± 2.10	0.036	0.526
4	蝾螈古盤	9	47.45 ± 13.57	13.61 ± 8.06	0.490	
12	蛙赤氏德梭	3	29.62 ± 2.58	2.39 ± 0.55	0.029	2.582
12	蝾螈古盤	41	52.12 ± 5.50	15.57 ± 5.49	2.554	
13	蛙赤氏德梭	1	39.10	4.99	0.020	0.988
13	蝾螈古盤	9	53.86 ± 3.91	16.88 ± 3.76	0.608	
13	蛙赤氏豪文斯	2	78.08 ± 6.75	45.02 ± 11.58	0.360	
5	蛙赤氏德梭	8	34.69 ± 4.72	3.75 ± 1.50	0.120	2.212
5	蝾螈古盤	22	58.01	22.12	1.946	
5	蛙赤氏豪文斯	1	72.95	36.30	0.145	
8	蛙赤氏德梭	1	36.10	4.02	0.016	0.016
9	蛙赤氏德梭	4	35.05 ± 7.22	3.98 ± 2.08	0.064	0.608
9	蝾螈古盤	8	52.01 ± 12.61	17.02 ± 7.65	0.545	
月五						
4	蛙赤氏德梭	2	31.53 ± 17.15	3.73 ± 4.20	0.030	0.080
4	蝾螈古盤	1	49.00	12.46	0.050	
12	蝾螈古盤	15	56.77 ± 10.26	21.49 ± 12.70	1.289	1.289
13	蝾螈古盤	3	44.78 ± 16.27	11.89 ± 8.74	0.143	0.314

表8-3 (續)

站測	類種	數總	長肛吻均平	重體均平	量物生	量物生站測
月五						
13	蛙赤氏豪文斯	1	77.15	42.95	0.172	
5	蛙赤氏德梭	15	32.08 ± 7.44	3.27 ± 2.14	0.196	2.010
5	蝾蟾古盤	23	47.65 ± 16.73	15.55 ± 13.03	1.431	
5	蛙赤氏豪文斯	3	51.17 ± 41.77	31.88 ± 52.03	0.383	
次一第月六						
4	蝾蟾古盤	6	51.29 ± 13.66	16.87 ± 10.77	0.405	0.405
12	蝾蟾古盤	31	47.57 ± 12.13	13.52 ± 8.74	1.676	1.676
13	蝾蟾古盤	8	33.52 ± 13.90	6.03 ± 7.92	0.193	1.218
13	蛙赤氏豪文斯	5	81.07 ± 8.62	51.25 ± 17.86	1.025	
5	蛙赤氏德梭	2	34.23 ± 1.24	3.49 ± 0.34	0.028	1.387
5	蝾蟾古盤	17	54.18 ± 13.60	19.98 ± 12.93	1.359	
次二第月六						
4	蛙赤氏德梭	2	41.23 ± 9.44	6.09 ± 3.55	0.049	0.540
4	蝾蟾古盤	7	53.44 ± 9.34	17.54 ± 8.38	0.491	
12	蛙赤氏德梭	10	16.34 ± 6.20	0.65 ± 0.96	0.026	1.477
12	蝾蟾古盤	38	41.53 ± 12.25	9.55 ± 7.59	1.451	
13	蛙赤氏德梭	2	19.75 ± 5.16	0.86 ± 0.57	0.007	0.828
13	蝾蟾古盤	15	26.73 ± 4.89	2.15 ± 1.32	0.129	
13	蛙赤氏豪文斯	4	69.68 ± 30.20	43.25 ± 29.60	0.692	
5	蛙赤氏德梭	12	30.05 ± 7.61	2.76 ± 1.28	0.133	1.754
5	蝾蟾古盤	22	48.51 ± 14.36	15.28 ± 12.62	1.345	
5	蛙赤氏豪文斯	1	90.45	69.26	0.277	
次三第月六						
4	蛙赤氏德梭	3	32.67 ± 17.57	4.34 ± 3.98	0.052	0.621
4	蝾蟾古盤	5	52.34 ± 13.27	17.62 ± 11.17	0.352	
4	蛙赤氏豪文斯	1	83.35	54.18	0.217	
12	蛙赤氏德梭	24	13.54 ± 0.93	0.29 ± 0.06	0.028	0.442
12	蝾蟾古盤	20	31.71 ± 12.29	5.17 ± 8.25	0.414	
13	蛙赤氏德梭	1	32.20	2.96	0.012	1.776
13	蝾蟾古盤	30	36.12 ± 11.69	6.56 ± 6.10	0.787	
13	蛙赤氏豪文斯	5	80.16 ± 6.09	48.85 ± 11.24	0.977	
5	蛙赤氏德梭	7	35.76 ± 11.83	4.72 ± 3.48	0.132	0.832
5	蝾蟾古盤	13	44.60 ± 17.12	13.45 ± 13.69	0.700	

表8-3 (續)

站測	類種	數總	長肛吻均平	重體均平	量物生	量物生站測
月七						
4	蛙赤氏德梭	1	33.30	3.24	0.013	0.186
4	蝾蟾古盤	2	47.55 ± 13.93	12.90 ± 10.34	0.103	
4	蛙赤氏豪文斯	1	57.10	17.39	0.070	
12	蝾蟾古盤	11	47.48 ± 10.31	12.82 ± 7.81	0.564	0.564
13	蝾蟾古盤	19	38.18 ± 11.89	7.56 ± 6.69	0.574	1.008
13	蛙赤氏豪文斯	2	82.30 ± 13.29	54.20 ± 25.43	0.434	
5	蝾蟾古盤	10	54.68 ± 15.51	21.33 ± 16.06	0.853	0.853
月八						
4	蛙赤氏德梭	1	35.55	3.86	0.015	0.394
4	蝾蟾古盤	4	49.98 ± 11.87	15.02 ± 10.29	0.240	
4	蛙赤氏豪文斯	1	71.80	34.61	0.138	
12	蝾蟾古盤	1	25.90	1.78	0.007	0.007
13	蛙赤氏德梭	2	16.63 ± 3.57	0.53 ± 0.29	0.004	0.310
13	蝾蟾古盤	17	30.56 ± 9.02	3.89 ± 5.56	0.265	
13	蛙赤氏豪文斯	4	26.36 ± 12.35	2.55 ± 2.55	0.041	
5	蛙赤氏德梭	4	28.86 ± 11.04	2.71 ± 1.72	0.043	1.220
5	蝾蟾古盤	27	28.49 ± 13.20	4.11 ± 5.55	0.444	
5	蛙赤氏豪文斯	6	66.91 ± 13.25	30.53 ± 13.48	0.733	
月九						
4	蛙赤氏德梭	20	35.68 ± 5.64	4.12 ± 2.04	0.330	0.406
4	蝾蟾古盤	2	44.90 ± 0.99	9.55 ± 0.64	0.076	
12	蛙赤氏德梭	24	34.73 ± 3.75	3.72 ± 1.32	0.358	0.491
12	蝾蟾古盤	3	40.87 ± 20.03	11.12 ± 14.77	0.133	
13	蛙赤氏德梭	23	33.13 ± 3.67	3.27 ± 0.69	0.301	0.380
13	蝾蟾古盤	3	36.03 ± 14.98	6.54 ± 5.74	0.079	
5	蛙赤氏德梭	81	33.81 ± 3.01	3.44 ± 1.01	1.114	2.463
5	蝾蟾古盤	19	40.98 ± 18.63	11.80 ± 13.50	0.897	
5	蛙赤氏豪文斯	4	66.85 ± 4.98	28.27 ± 6.42	0.452	
月十						
2	蛙赤氏德梭	1	31.80	2.86	0.011	0.162
2	蝾蟾古盤	2	55.75 ± 5.59	18.77 ± 5.67	0.150	
3	蛙赤氏德梭	2	33.73 ± 3.43	3.39 ± 0.92	0.027	0.101
3	蝾蟾古盤	1	55.80	18.53	0.074	
4	蛙赤氏德梭	1	32.40	3.01	0.012	0.012

表8-3 (續)

站測	類種	數總	長肛吻均平	重體均平	量物生	量物生站測
月十						
12	蛙赤氏德梭	2	30.25 ± 0.34	2.51 ± 0.08	0.020	0.245
12	蝾蟾古盤	1	80.28	56.33	0.225	
13	蛙赤氏德梭	3	33.00 ± 2.43	3.19 ± 0.65	0.038	0.426
13	蝾蟾古盤	1	44.80	9.47	0.038	
13	蛙赤氏豪文斯	1	97.80	87.59	0.350	
5	蝾蟾古盤	10	34.41 ± 18.39	7.77 ± 8.92	0.311	0.500
5	蛙赤氏豪文斯	1	79.65	47.27	0.189	
8	蝾蟾古盤	6	57.67 ± 7.14	21.35 ± 8.86	0.512	0.512
9	蛙赤氏德梭	8	33.04 ± 1.39	3.18 ± 0.37	0.102	0.299
9	蝾蟾古盤	2	61.20 ± 2.26	24.63 ± 2.77	0.197	

表 8-4、2011 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)。(資料來源：本研究資料)

站測	類種	數總	長全均平	重濕均平	數期均平	量物生	度密均平
月二							
4	蛙赤氏德梭	13	26.12 ± 6.51(9)	0.26 ± 0.21(9)	26.5 ± 1.8(12)	0.158	0.253
12	蛙赤氏德梭	32	26.74 ± 5.97	0.28 ± 0.19	26.9 ± 2.3	0.978	1.150
13	蛙赤氏德梭	11	25.76 ± 6.22(9)	0.25 ± 0.18(9)	26.9 ± 2.3	0.193	0.259
5	蛙赤氏德梭	19	26.32 ± 6.46(14)	0.27 ± 0.23(14)	27.6 ± 3.1	0.181	0.284
月三							
4	蛙赤氏德梭	17	24.28 ± 3.72	0.18 ± 0.11	26.5 ± 1.5	0.223	0.396
12	蛙赤氏德梭	5	24.14 ± 5.86	0.20 ± 0.14	26.8 ± 1.6	0.114	0.190
13	蛙赤氏德梭	35	26.72 ± 5.09(34)	0.26 ± 0.16(34)	28.1 ± 3.0	0.848	1.338
5	蛙赤氏德梭	8	28.93 ± 4.07(7)	0.32 ± 0.14(7)	27.8 ± 1.7	0.117	0.110
月四							
2	蛙赤氏德梭	1	20.00	0.09	26.0	0.010	0.038
3	蛙赤氏德梭	12	30.47 ± 6.35(10)	0.41 ± 0.24(10)	29.8 ± 3.9	0.267	0.216
4	蛙赤氏德梭	35	25.18 ± 5.36(32)	0.22 ± 0.17(32)	27.7 ± 2.8	0.496	1.065
12	蛙赤氏德梭	41	29.09 ± 5.96(30)	0.36 ± 0.25(30)	29.1 ± 3.8(39)	1.212	1.513
13	蛙赤氏德梭	17	28.62 ± 6.57(16)	0.34 ± 0.22(16)	29.9 ± 3.4	0.550	0.506
5	蛙赤氏德梭	3	29.15 ± 5.70	0.34 ± 0.18	29.3 ± 3.2	0.052	0.088
8	蛙赤氏德梭	2	23.40(1)	0.15(1)	26.5 ± 0.7	0.023	0.104
9	蝾蟾古盤	119	13.02 ± 1.87	0.02 ± 0.01	26.5 ± 0.8(115)	0.364	5.836
月五							
4	蝾蟾古盤	5	11.67 ± 1.00	0.02 ± 0.00	26.2 ± 0.4	0.005	0.163
4	蛙赤氏德梭	21	26.98 ± 5.05	0.27 ± 0.17	28.8 ± 3.0	0.387	0.560
12	蛙赤氏德梭	15	32.08 ± 5.10(13)	0.46 ± 0.22(13)	33.7 ± 5.1	0.675	0.554
13	蝾蟾古盤	13	13.00 ± 1.07(12)	0.02 ± 0.01(12)	26.0	0.025	0.401
13	蛙赤氏德梭	8	33.79 ± 7.47(7)	0.58 ± 0.31(7)	34.0 ± 5.7	0.400	0.312
5	蝾蟾古盤	2	13.70 ± 0.64	0.03	27.0	0.002	0.057
5	蛙赤氏德梭	6	31.48 ± 4.36	0.42 ± 0.19	31.5 ± 4.4	0.120	0.096
次一第月六							
4	蝾蟾古盤	1	16.95	0.05	26.0	0.003	0.016
4	蛙赤氏德梭	8	30.18 ± 4.85	0.38 ± 0.19	32.1 ± 3.7	0.208	0.140
12	蛙赤氏德梭	8	33.74 ± 3.61(5)	0.52 ± 0.16(5)	35.8 ± 4.9	0.251	0.277
13	蝾蟾古盤	1	21.75	0.11	29.0	0.011	0.027
13	蛙赤氏德梭	1	20.40	0.10	26.0	0.009	0.031
5	蝾蟾古盤	9	18.76 ± 2.92	0.07 ± 0.05	28.1 ± 3.4	0.032	0.126

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究
表8-4 (續)

站測	類種	數總	長全均平	重濕均平	數期均平	量物生	度密均平
次二第月六							
4	蝾蟾古盤	1	16.85	0.05	27.0	0.004	0.018
4	蛙赤氏德梭	4	32.54 ± 5.16	0.48 ± 0.24	34.0 ± 6.7	0.141	0.124
12	蝾蟾古盤	1	16.10	0.04	26.0	0.004	0.029
12	蛙赤氏德梭	5	34.66 ± 1.57(4)	0.55 ± 0.09(4)	37.8 ± 5.6	0.208	0.145
13	蛙赤氏德梭	2	34.68 ± 1.17	0.55 ± 0.06	39.0 ± 4.2	0.105	0.095
5	蝾蟾古盤	7	19.57 ± 6.26(6)	0.10 ± 0.08(6)	29.7 ± 3.5	0.031	0.095
次三第月六							
4	蝾蟾古盤	2	5.10	0.001	21.0	0.000	0.065
4	蛙赤氏德梭	6	31.64 ± 3.57(5)	0.42 ± 0.15(5)	31.2 ± 4.0	0.152	0.134
12	蝾蟾古盤	62	7.68 ± 1.28(54)	0.00 ± 0.00(54)	23.8 ± 1.3(61)	0.023	2.176
12	蛙赤氏德梭	13	32.53 ± 4.08(12)	0.47 ± 0.18(12)	37.3 ± 5.1	0.565	0.451
13	蛙赤氏德梭	1	34.10	0.52	38.0	0.051	0.040
5	蛙赤氏德梭	1	32.80	0.46	30.0	0.024	0.014
月七							
12	蝾蟾古盤	1	10.90	0.01	27.0	0.001	0.029
12	蛙赤氏德梭	1	32.60	0.45	34.0	0.042	0.032
13	蛙赤氏德梭	1	29.90	0.34	34.0	0.032	0.024
5	蛙赤氏德梭	1	35.75	0.61	38.0	0.030	0.014
月八							
4	蝾蟾古盤	6	20.66 ± 3.67	0.10 ± 0.06	27.8 ± 1.0	0.047	0.192
4	蛙赤氏德梭	3	31.05 ± 2.28	0.39 ± 0.09	38.0 ± 5.3	0.087	0.051
12	蝾蟾古盤	8	16.70 ± 1.85(6)	0.05 ± 0.02(6)	27.2 ± 0.4(6)	0.033	0.282
5	蛙赤氏豪文斯	1	32.80	0.233	28.0	0.012	0.013
月九							
4	蝾蟾古盤	17	19.28 ± 3.24(16)	0.08 ± 0.05(16)	29.8 ± 3.3	0.099	0.584
4	蛙赤氏德梭	4	19.81 ± 1.12	0.09 ± 0.02	26.5 ± 0.6	0.026	0.131
4	蛙赤氏豪文斯	3	27.13 ± 7.85	0.16 ± 0.12	26.7 ± 1.2	0.035	0.085
12	蝾蟾古盤	8	23.16 ± 3.70	0.15 ± 0.05	33.6 ± 2.9	0.133	0.293
13	蛙赤氏德梭	1	32.60	0.45	28.0	0.045	0.052
月十							
2	蝾蟾古盤	4	22.00 ± 3.10	0.12 ± 0.05	27.3 ± 1.0	0.042	0.120
2	蛙赤氏德梭	11	14.27 ± 1.98(9)	0.03 ± 0.02(9)	25.3 ± 0.6	0.024	0.313
3	蛙赤氏德梭	25	13.48 ± 1.06(13)	0.03 ± 0.01(13)	25.0(15)	0.018	0.459
4	蛙赤氏德梭	22	14.49 ± 3.40(19)	0.04 ± 0.05(19)	25.1 ± 0.4(21)	0.049	0.406

表8-4 (續)

站測	類種	數總	長全均平	重濕均平	數期均平	量物生	度密均平
12	蝾螈古盤	1	17.20	0.05	40.0	0.005	0.032
12	蛙赤氏德梭	2	14.33 ± 1.45	0.03 ± 0.01	25.0	0.006	0.068
5	蛙赤氏德梭	2	13.20 ± 0.28	0.02	25.0	0.002	0.091
8	蛙赤氏德梭	1	17.30	0.06	26.0	0.008	0.040
9	蛙赤氏德梭	1	14.00	0.03	25.0	0.003	0.031

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

表 8-5、2011 年七家灣溪各測站水生非昆蟲無脊椎動物類群與數量。(資料來源：本研究資料)

時間	樣站	端足目	扁蝨	椎實螺	渦蟲	水蝨	種類數	總個體數
壩體改善工程前								
二月	觀魚台(#4)	0	0	0	2	245	2	247
	一號壩上游(#12)	0	0	0	2	28	2	30
	一號壩下游(#13)	0	0	0	12	120	2	132
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	102	1	102
三月	觀魚台(#4)	0	0	0	0	111	1	111
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	56	1	56
	一號壩下游(#13)	0	0	0	3	55	2	58
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	35	1	35
四月	桃山西溪(#2)	0	0	0	0	34	1	34
	二號壩(#3)	0	0	0	9	170	2	179
	觀魚台(#4)	0	0	0	1	98	2	99
	一號壩上游(#12)	0	0	1	0	111	2	112
	一號壩下游(#13)	0	0	0	0	76	1	76
	繁殖場(#5)	0	0	0	1	50	2	51
	高山溪(#8)	0	0	5	0	32	2	37
	有勝溪(#9)	0	1	152	6	864	4	1023
五月	觀魚台(#4)	0	0	0	0	130	1	130
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	12	1	12
	一號壩下游(#13)	0	0	0	3	70	2	73
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	144	1	144
壩體改善工程後								
六月-1	觀魚台(#4)	0	0	0	1	33	2	34
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	31	1	31
	一號壩下游(#13)	0	0	0	1	4	2	5
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	2	1	2
六月-2	觀魚台(#4)	0	0	0	1	49	2	50
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	17	1	17
	一號壩下游(#13)	0	0	0	0	6	1	6
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	7	1	7
六月-3	觀魚台(#4)	1	0	0	0	161	2	162
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	56	1	56
	一號壩下游(#13)	0	0	0	0	2	1	2
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	6	1	6
六月-4	觀魚台(#4)	1	0	0	0	68	2	69
	一號壩上游(#12)	0	0	0	0	17	1	17
	一號壩下游(#13)	0	0	0	2	0	1	2
	繁殖場(#5)	0	0	0	0	0	0	0
總計		2	1	158	44	3002	5	3207

表 8-6、2011 年水生非昆蟲無脊椎動物調查各月份各測站環境因子之統計資料 (平均值 ± 標準差)。(資料來源：本研究資料)

間時	站樣	速流 (m/s)	深水 (m)	溫水(°C)	pH	度電導(µs/cm)	氧溶(mg/l)	均平石底	底石平均標準差
壩體改善工程前									
二月	觀魚台(#4)	0.21 ± 0.11	0.26 ± 0.26	9.92 ± 0.12	8.36 ± 0.15	222.17 ± 0.41	9.45 ± 0.53	2.83 ± 1.05	0.59 ± 0.42
	一號壩上游(#12)	0.38 ± 0.27	0.30 ± 0.11	11.95 ± 0.34	8.30 ± 0.14	226.17 ± 0.98	10.14 ± 1.06	3.44 ± 0.86	0.81 ± 0.60
	一號壩下游(#13)	0.17 ± 0.19	0.35 ± 0.18	10.73 ± 0.12	8.14 ± 0.32	235.33 ± 0.82	10.43 ± 1.09	3.22 ± 1.14	0.84 ± 0.53
	繁殖場(#5)	0.43 ± 0.30	0.44 ± 0.21	10.60 ± 0.06	8.18 ± 0.13	228.50 ± 0.55	10.47 ± 0.67	4.44 ± 0.92	0.88 ± 0.66
三月	觀魚台(#4)	0.18 ± 0.14	0.19 ± 0.23	11.83 ± 0.28	8.36 ± 0.14	231.83 ± 0.41	-	2.80 ± 0.22	0.99 ± 0.73
	一號壩上游(#12)	0.39 ± 0.07	0.33 ± 0.20	12.90 ± 0.30	8.73 ± 0.26	233.50 ± 0.84	-	3.63 ± 0.33	0.95 ± 0.34
	一號壩下游(#13)	0.10 ± 0.10	0.29 ± 0.16	11.12 ± 0.44	8.40 ± 0.20	240.00 ± 0.00	-	3.19 ± 1.01	0.73 ± 0.47
	繁殖場(#5)	0.15 ± 0.12	0.36 ± 0.25	13.72 ± 0.29	8.84 ± 0.24	235.00 ± 0.00	-	3.43 ± 1.10	0.84 ± 0.34
四月	桃山西溪(#2)	0.13 ± 0.11	0.43 ± 0.27	10.17 ± 0.19	8.40 ± 0.60	158.75 ± 0.14	-	3.50 ± 1.09	0.97 ± 0.51
	二號壩(#3)	0.33 ± 0.22	0.40 ± 0.28	12.13 ± 0.32	8.14 ± 0.16	-	7.02 ± 0.78	2.93 ± 0.69	0.59 ± 0.36
	觀魚台(#4)	0.40 ± 0.26	0.25 ± 0.17	12.30 ± 0.32	8.29 ± 0.09	-	6.32 ± 1.15	3.20 ± 0.36	0.33 ± 0.37
	一號壩上游(#12)	0.29 ± 0.26	0.30 ± 0.08	11.93 ± 0.24	8.16 ± 0.08	-	6.66 ± 1.43	3.57 ± 0.39	0.38 ± 0.20
	一號壩下游(#13)	0.20 ± 0.14	0.46 ± 0.18	12.08 ± 0.79	8.35 ± 0.17	-	7.19 ± 1.62	3.54 ± 1.38	0.41 ± 0.48
	繁殖場(#5)	0.25 ± 0.30	0.25 ± 0.08	14.28 ± 0.35	8.35 ± 0.09	-	7.75 ± 0.61	3.35 ± 0.79	0.81 ± 0.45
	高山溪(#8)	0.30 ± 0.16	0.21 ± 0.07	12.07 ± 0.05	8.66 ± 0.11	-	7.71 ± 0.93	3.15 ± 1.05	0.44 ± 0.25
	有勝溪(#9)	0.22 ± 0.10	0.19 ± 0.04	16.53 ± 0.19	-	-	7.69 ± 0.12	3.37 ± 1.02	0.69 ± 0.37
五月	觀魚台(#4)	0.30 ± 0.18	0.30 ± 0.18	14.07 ± 0.44	8.22 ± 0.22	230.00 ± 0.00	1.79 ± 0.49	3.17 ± 0.31	0.54 ± 0.94
	一號壩上游(#12)	0.19 ± 0.10	0.27 ± 0.09	14.67 ± 0.54	8.31 ± 0.07	232.50 ± 2.35	4.66 ± 0.77	3.70 ± 1.08	0.97 ± 0.51
	一號壩下游(#13)	0.15 ± 0.09	0.41 ± 0.15	15.98 ± 0.10	8.33 ± 0.05	239.67 ± 0.82	3.43 ± 0.31	3.56 ± 1.49	0.74 ± 0.76
	繁殖場(#5)	0.20 ± 0.17	0.35 ± 0.22	15.78 ± 0.33	8.31 ± 0.12	235.33 ± 0.52	4.60 ± 1.14	3.85 ± 1.17	0.84 ± 0.69

表 8-6 (續)

間時	站樣	流速 (m/s)	深水 (m)	溫水(°C)	pH	度電導(µs/cm)	氧溶(mg/l)	均平石底	底石平均標準差
壩體改善工程後									
六月-1	觀魚台(#4)	0.53 ± 0.15	0.29 ± 0.12	14.62 ± 0.17	8.39 ± 0.21	206.67 ± 0.52	10.44 ± 1.55	2.83 ± 0.67	0.23 ± 0.26
	一號壩上游(#12)	0.59 ± 0.70	0.44 ± 0.11	14.60 ± 0.11	8.49 ± 0.31	208.50 ± 1.87	10.48 ± 0.67	3.52 ± 0.56	0.74 ± 0.48
	一號壩下游(#13)	0.62 ± 0.49	0.40 ± 0.14	14.82 ± 0.12	8.98 ± 0.55	212.50 ± 2.81	9.00 ± 0.52	3.91 ± 0.88	0.80 ± 0.27
六月-2	繁殖場(#5)	0.64 ± 0.52	0.33 ± 0.17	13.92 ± 0.26	8.20 ± 0.17	208.83 ± 1.17	9.29 ± 0.97	3.69 ± 0.97	0.90 ± 0.87
	觀魚台(#4)	0.33 ± 0.15	0.28 ± 0.17	15.52 ± 0.31	8.31 ± 0.29	217.00 ± 0.00	8.25 ± 1.02	3.00 ± 0.52	0.28 ± 0.23
	一號壩上游(#12)	0.25 ± 0.19	0.39 ± 0.16	16.97 ± 0.37	8.40 ± 0.18	220.50 ± 0.84	8.64 ± 0.45	3.69 ± 0.37	0.83 ± 0.50
六月-3	一號壩下游(#13)	0.56 ± 0.48	0.31 ± 0.09	14.87 ± 0.40	8.25 ± 0.23	223.83 ± 0.41	9.08 ± 0.78	3.78 ± 1.18	0.56 ± 0.42
	繁殖場(#5)	0.35 ± 0.20	0.43 ± 0.21	17.10 ± 0.47	8.27 ± 0.05	216.83 ± 0.41	8.57 ± 0.20	3.06 ± 1.35	0.78 ± 0.85
	觀魚台(#4)	0.19 ± 0.10	0.23 ± 0.18	16.27 ± 0.26	8.68 ± 0.41	227.50 ± 0.55	10.08 ± 0.47	2.80 ± 0.93	0.23 ± 0.38
六月-4	一號壩上游(#12)	0.17 ± 0.21	0.36 ± 0.14	18.20 ± 0.40	8.18 ± 0.46	229.33 ± 0.52	11.20 ± 1.65	3.70 ± 0.87	0.72 ± 0.50
	一號壩下游(#13)	0.21 ± 0.19	0.30 ± 0.23	16.75 ± 0.05	8.42 ± 0.08	234.83 ± 0.41	9.70 ± 0.70	3.26 ± 1.69	0.14 ± 0.23
	繁殖場(#5)	0.22 ± 0.16	0.27 ± 0.12	15.70 ± 0.23	8.22 ± 0.06	226.00 ± 0.89	10.75 ± 0.71	2.65 ± 1.52	0.73 ± 0.79
六月-4	觀魚台(#4)	0.44 ± 0.22	0.31 ± 0.16	17.08 ± 0.54	8.10 ± 0.13	190.48 ± 2.44	10.70 ± 0.54	3.67 ± 0.61	0.47 ± 0.26
	一號壩上游(#12)	0.44 ± 0.17	0.39 ± 0.11	17.10 ± 0.98	8.10 ± 0.09	193.25 ± 0.18	10.92 ± 0.87	4.74 ± 0.67	0.74 ± 0.39
	一號壩下游(#13)	0.31 ± 0.23	0.31 ± 0.23	16.53 ± 0.67	7.99 ± 0.04	201.33 ± 0.52	11.45 ± 0.73	4.04 ± 1.26	0.28 ± 0.23
	繁殖場(#5)	0.38 ± 0.33	0.34 ± 0.10	15.03 ± 0.23	8.08 ± 0.10	198.85 ± 0.36	11.05 ± 1.35	2.87 ± 0.41	0.71 ± 0.33

表 8-7、回收農地小型哺乳類調查各月份捕獲種類及數目（隻次）。

物種	六月	九月	十一月	總計
短尾鼯	9	72	40	121
長尾麝鼯	0	45	22	67
煙尖鼠	3	9	2	14
臺灣森鼠	64	523	110	697
黑腹絨鼠	21	130	182	333
巢鼠	4	122	210	336
鼯鼠	3	0	0	3
種數	6	6	6	7
總計	104	901	566	1571
捕獲率	24.8%	45.1%	28.3%	32.7%

(資料來源：本研究資料)

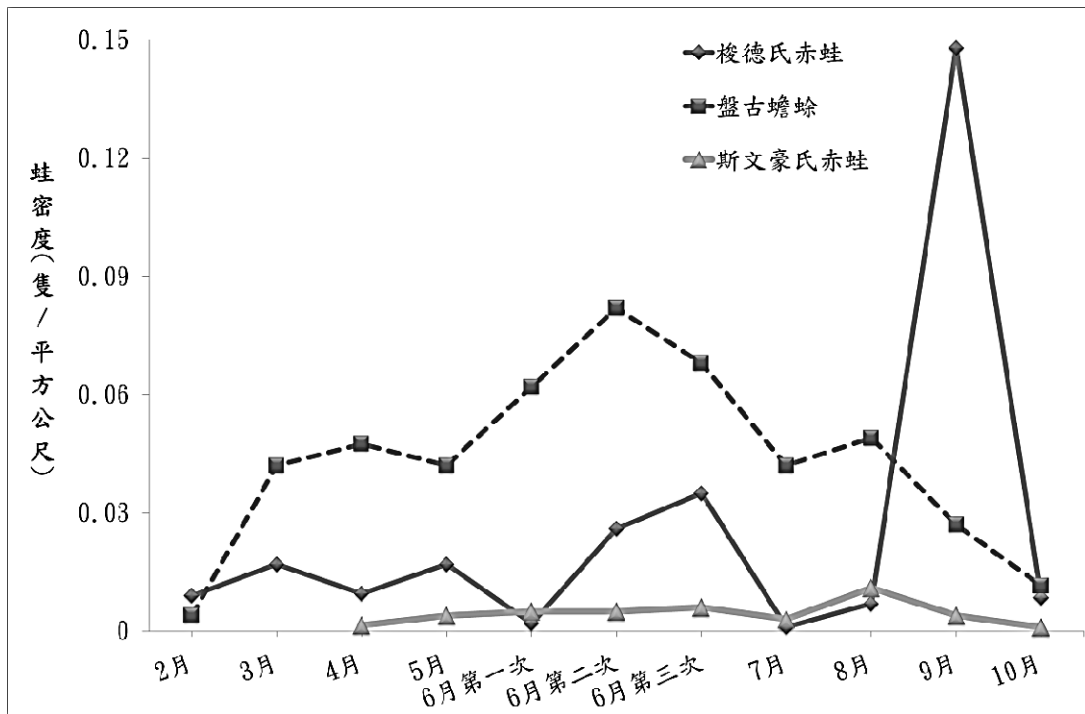


圖 8-1、2011 年各月份蛙類平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

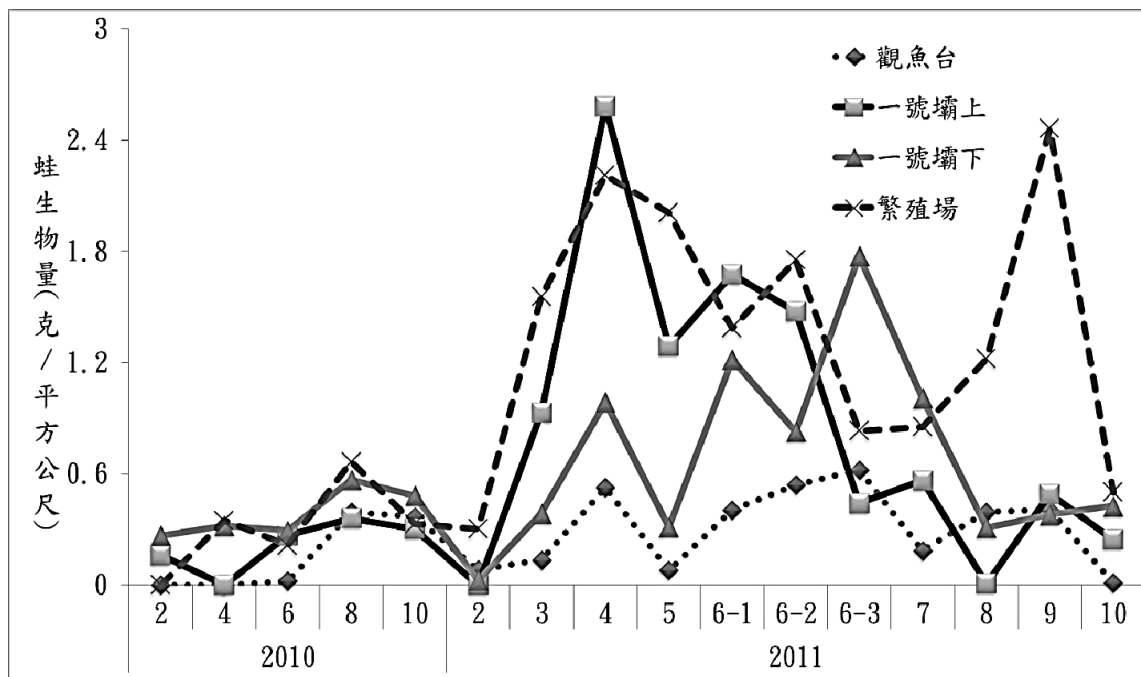


圖 8-2、2010 年至 2011 年觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)蛙生物量(g/m²)。(資料來源：本研究資料)

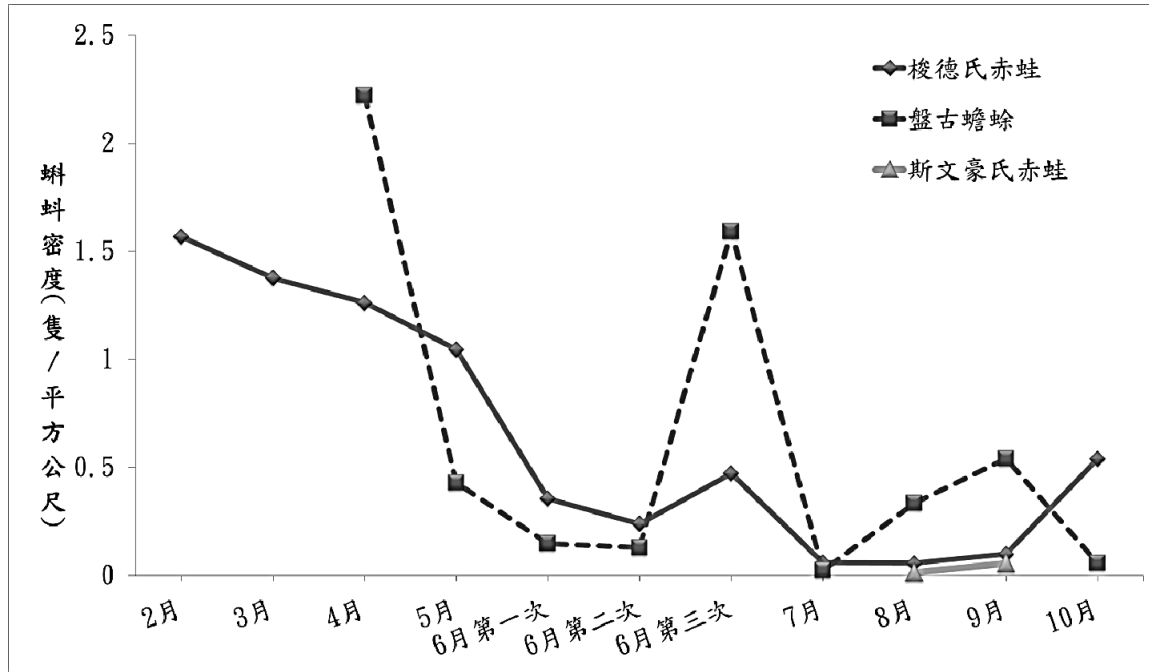


圖 8-3、2011 年各月份蝌蚪平均密度(隻/m²)。(資料來源：本研究資料)

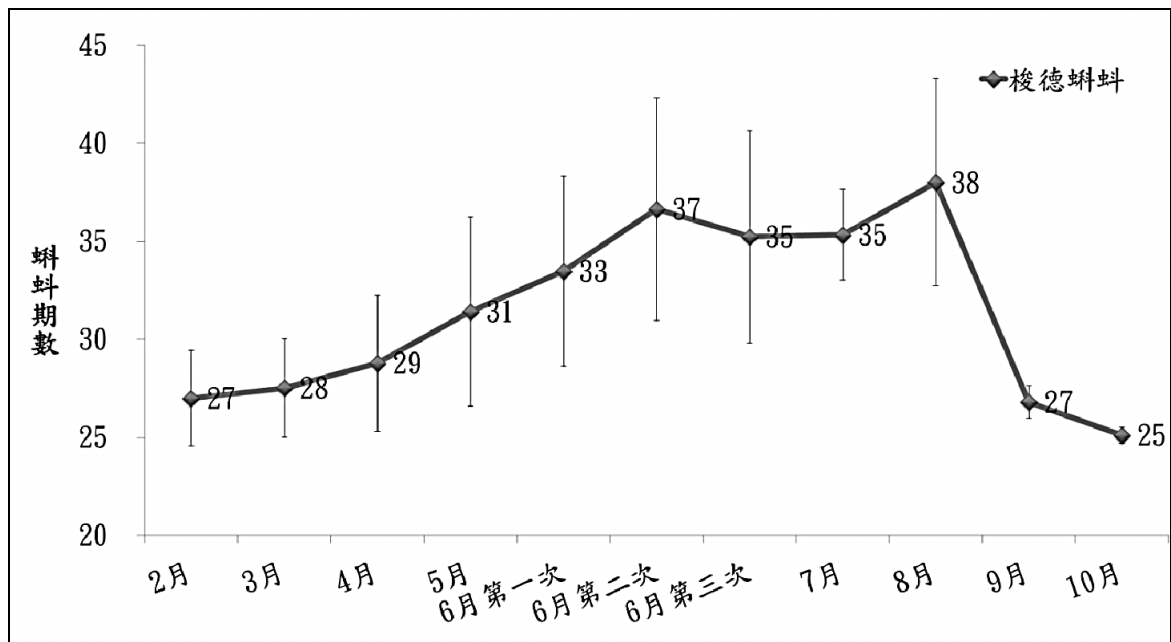


圖 8-4、2011 年各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均期數。(資料來源：本研究資料)

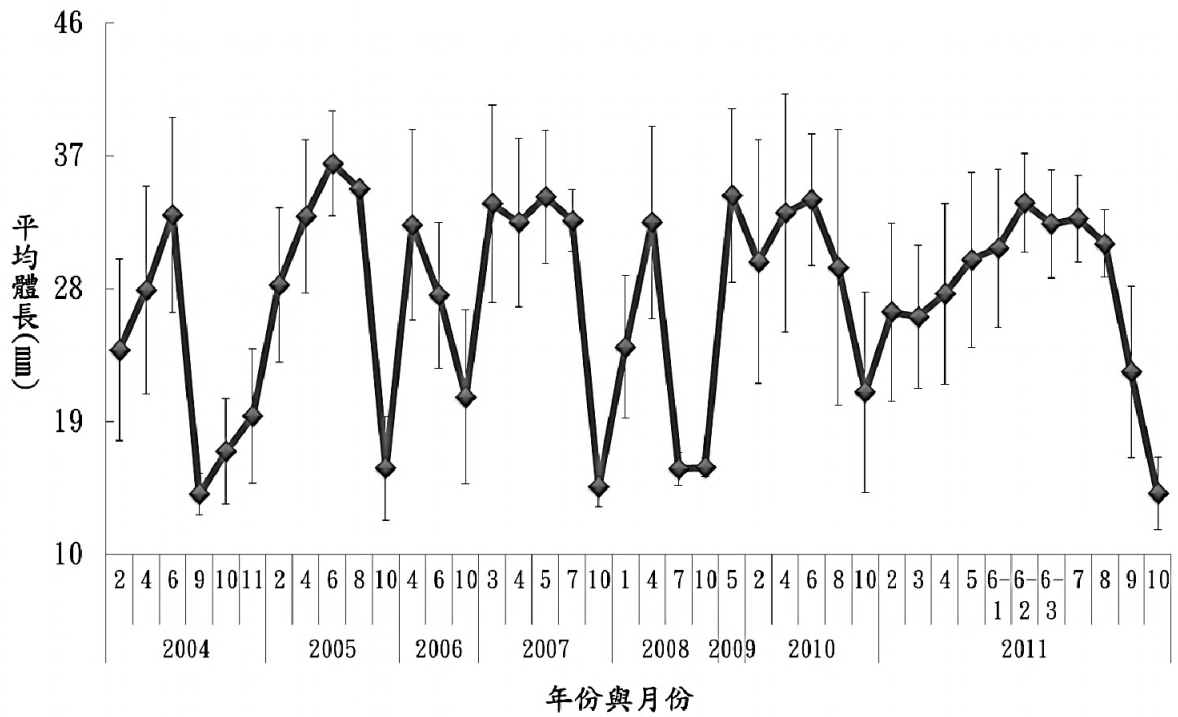


圖 8-5、2004 年至 2011 年，各月份梭德氏赤蛙蝌蚪平均體長(mm)。(資料來源：本研究資料)

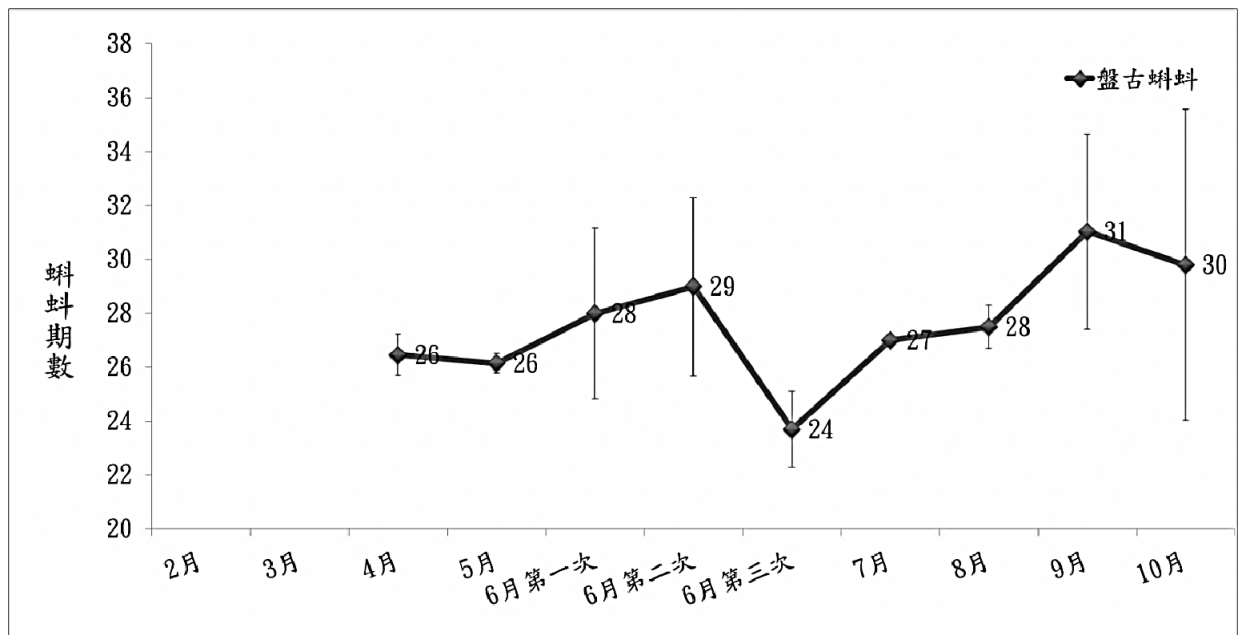


圖 8-6、2011 年各月份盤古蟾蜍蝌蚪平均期數。(資料來源：本研究資料)

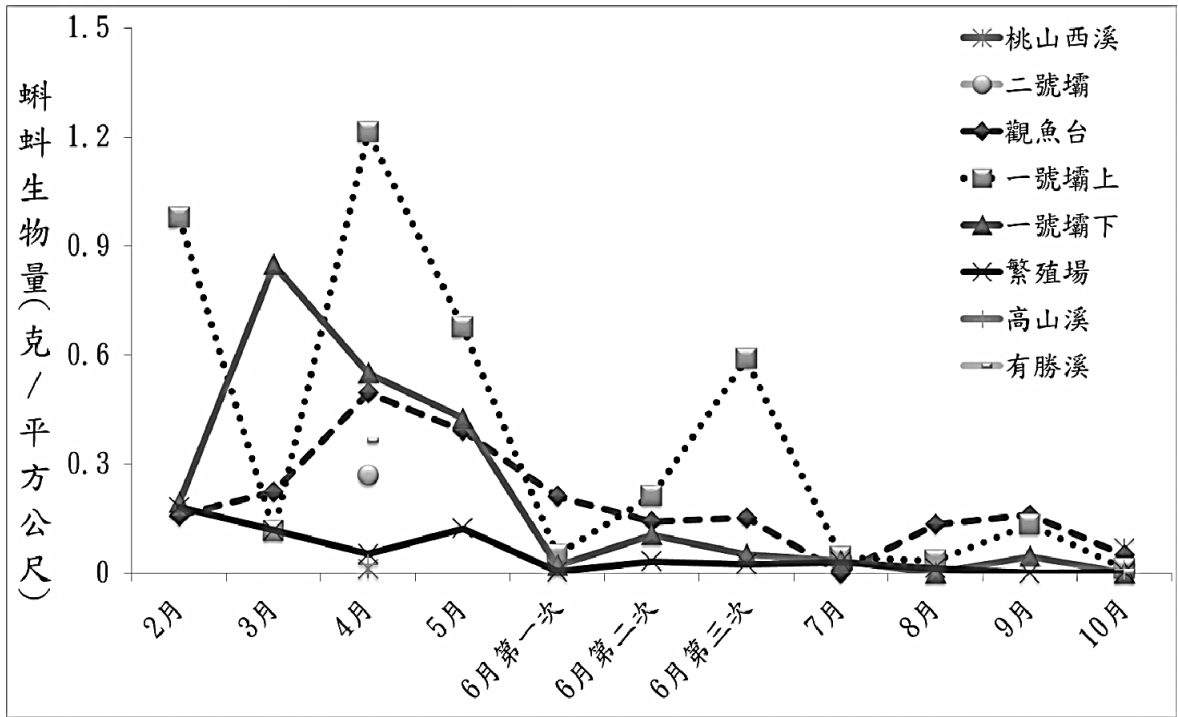


圖 8-7、2011 年各測站蝌蚪生物量(g/m²)。(資料來源：本研究資料)

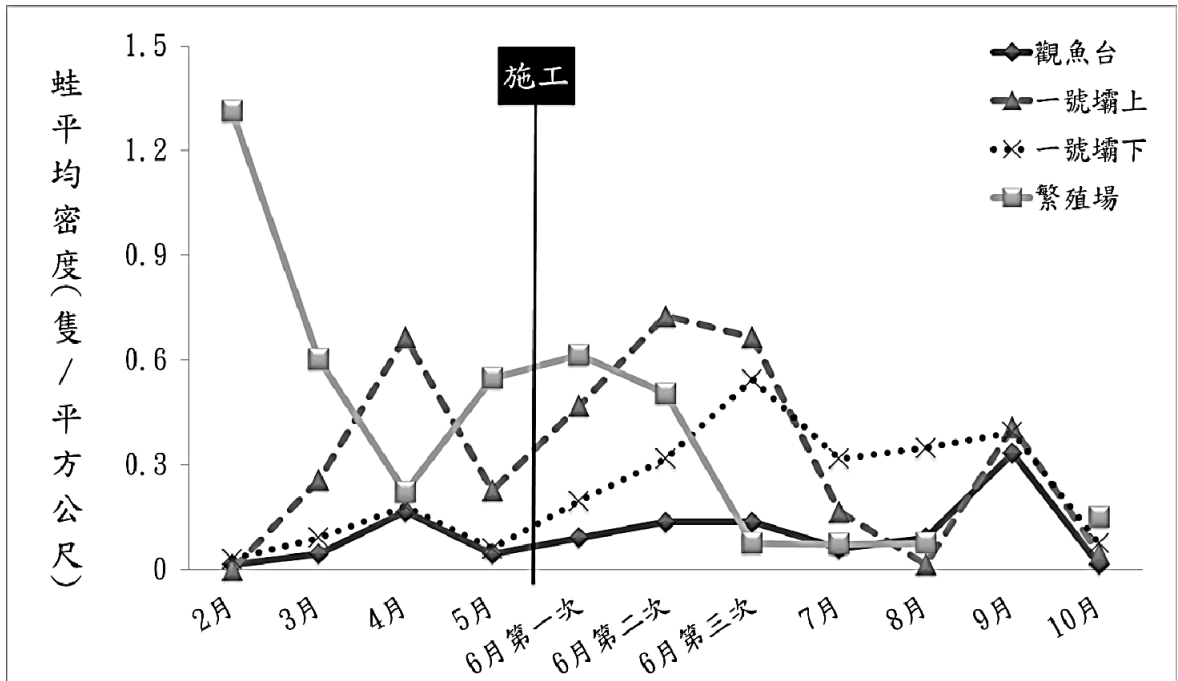


圖 8-8、2011 年觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5) 蛙平均密度(隻/m²)。(資料來源：本研究資料)

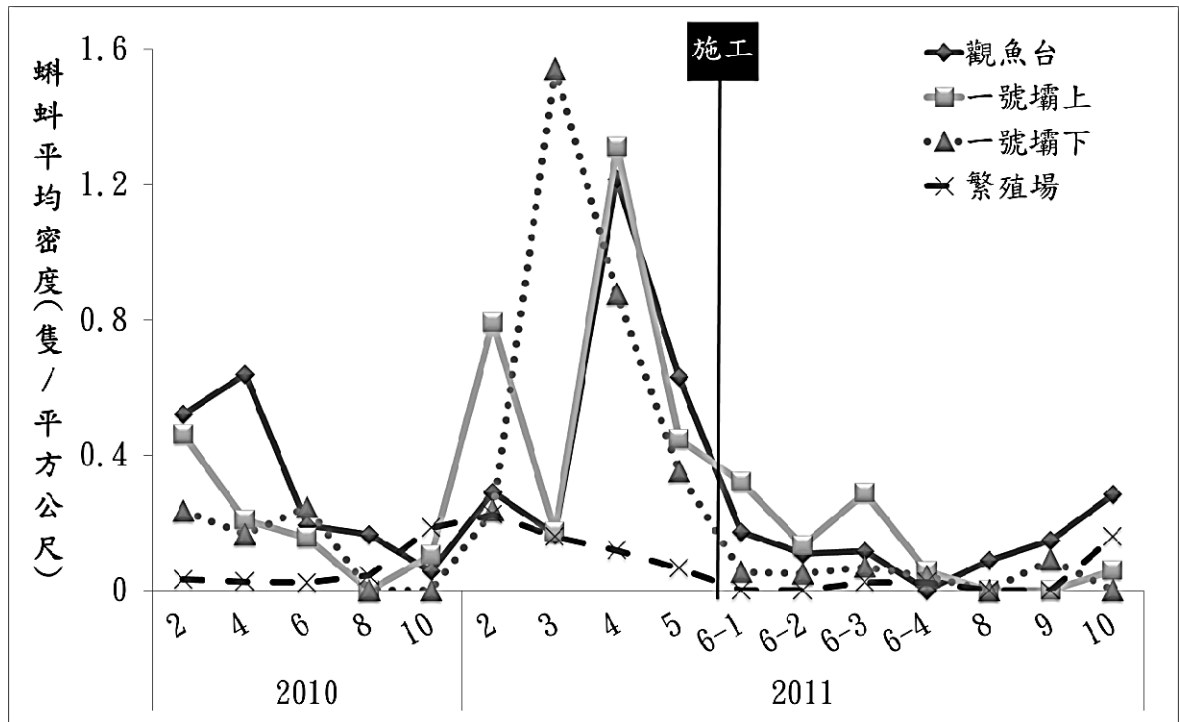


圖 8-9、2010 年至 2011 年觀魚台(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)蝌蚪平均密度(隻/m²)。(資料來源：本研究資料)

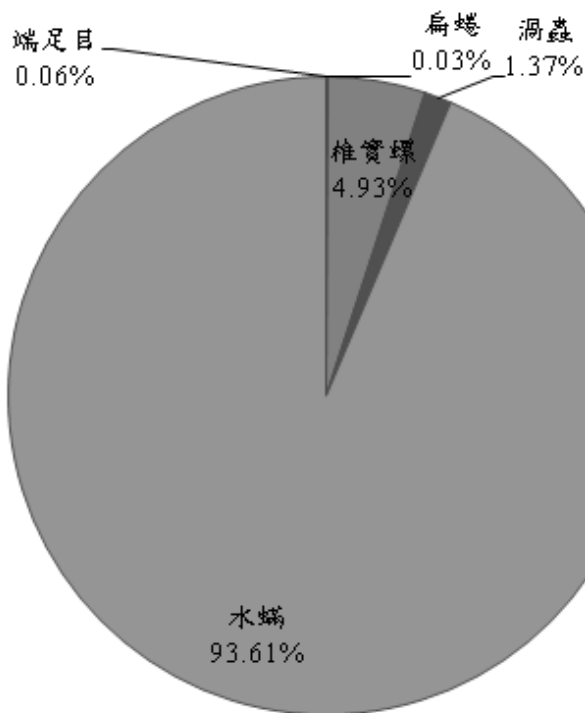


圖 8-10、2011 年七家灣溪地區水生非昆蟲無脊椎動物數量百分比。(資料來源：本研究資料)

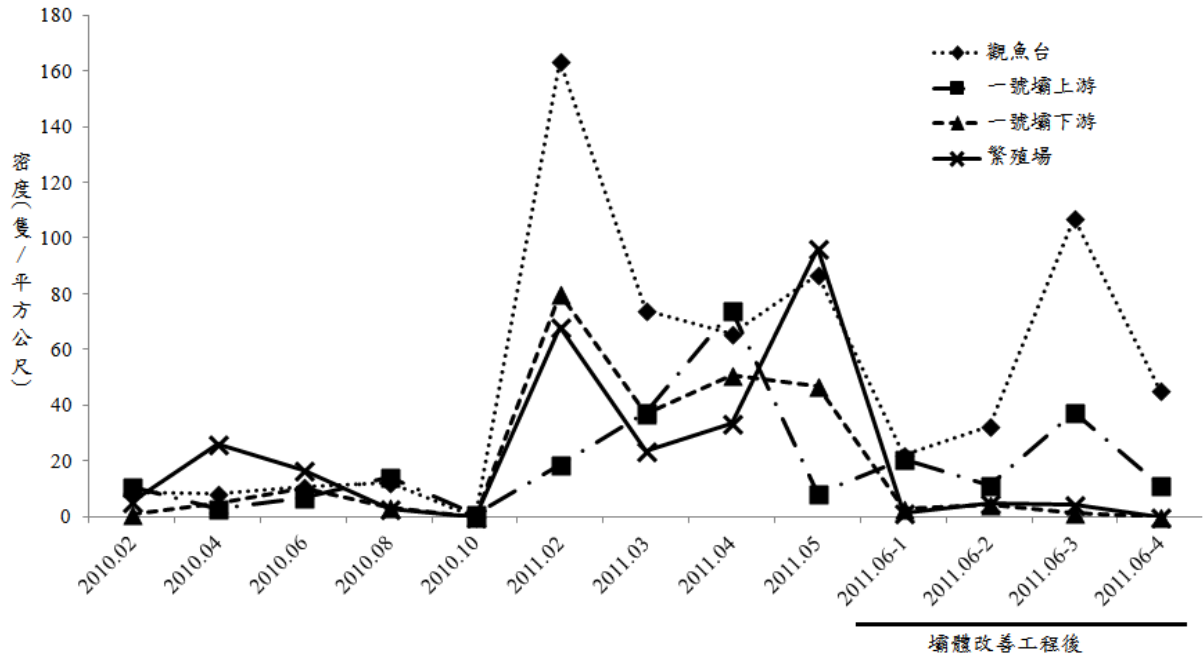


圖 8-11、2010 年至 2011 年六月一號攔砂壩上下游四測站各月份水蝨平均密度。(資料來源：本研究資料)

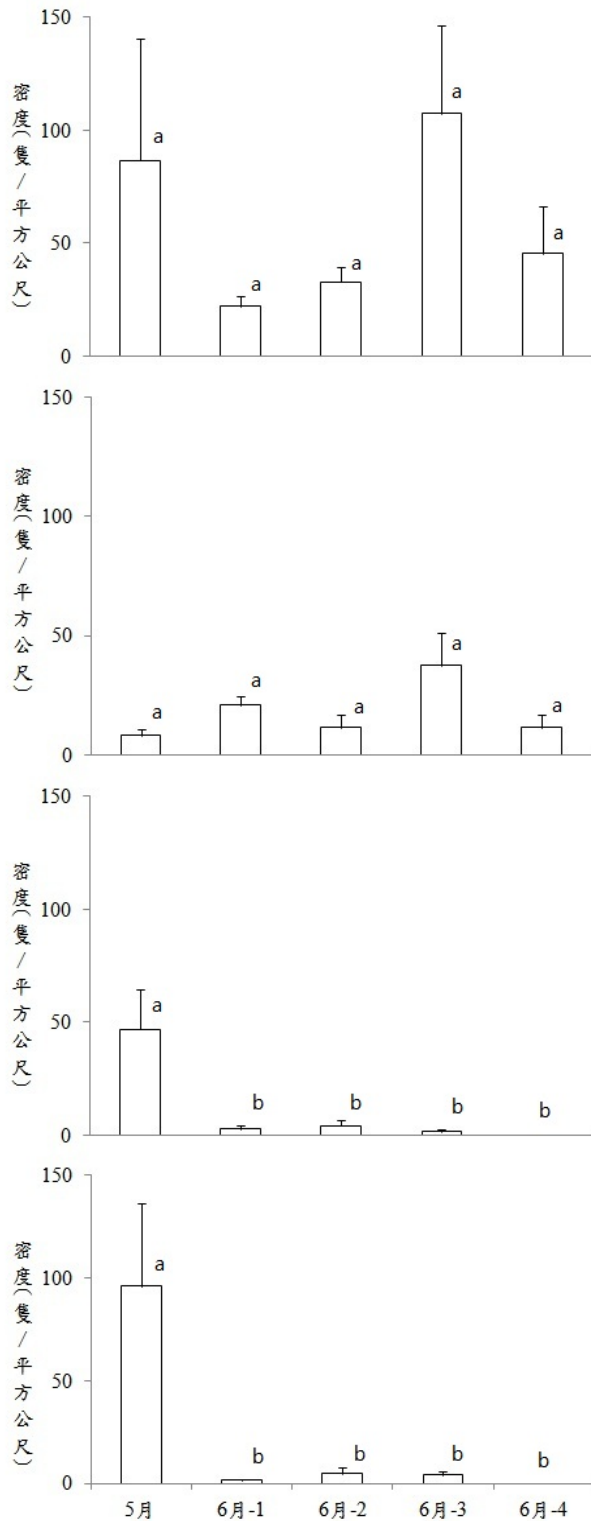


圖 8-12、壩體改善工程前（五月採樣）、後（六月 4 次密集監測）各測站水蝨密度單因子多變異分析比較圖（密度 ± SE）。由上而下分別為觀魚台 ($F = 1.371$, NS)、一號壩上游 ($F = 2.659$, NS)、一號壩下游 ($F = 5.990$, $p < 0.05$)、繁殖場 ($F = 5.285$, $p < 0.05$) 樣站。（各測站圖中相同英文字為 Tukey's HSD 檢定無顯著差異者）
（資料來源：本研究資料）

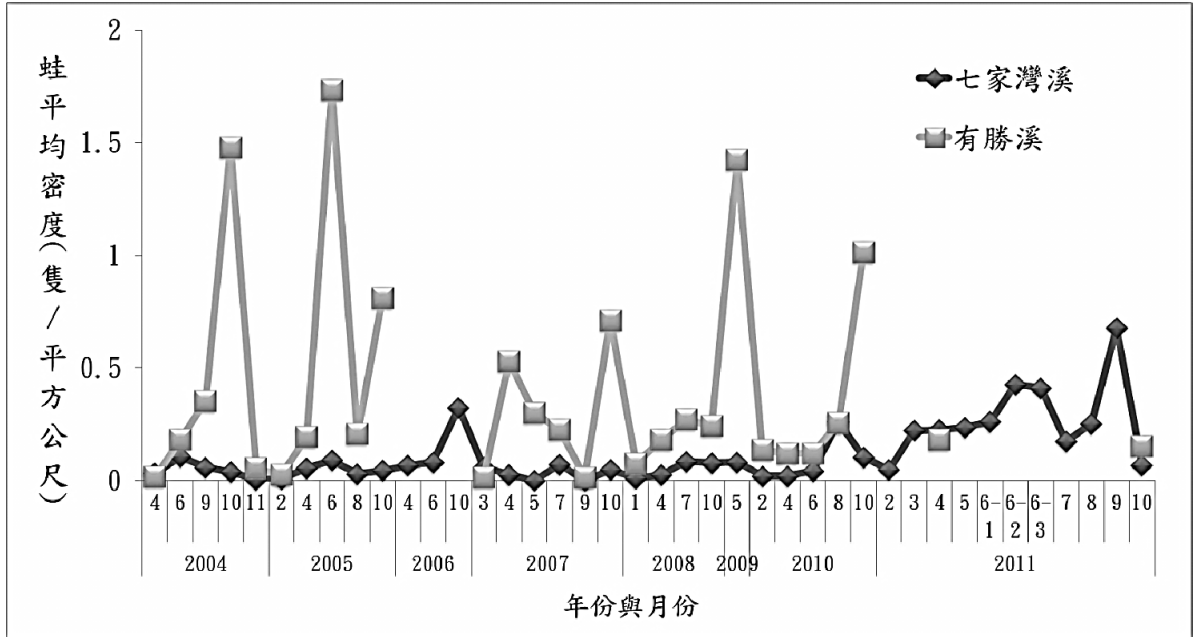


圖 8-13、2004 年至 2011 年有勝溪與七家灣溪蛙類平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

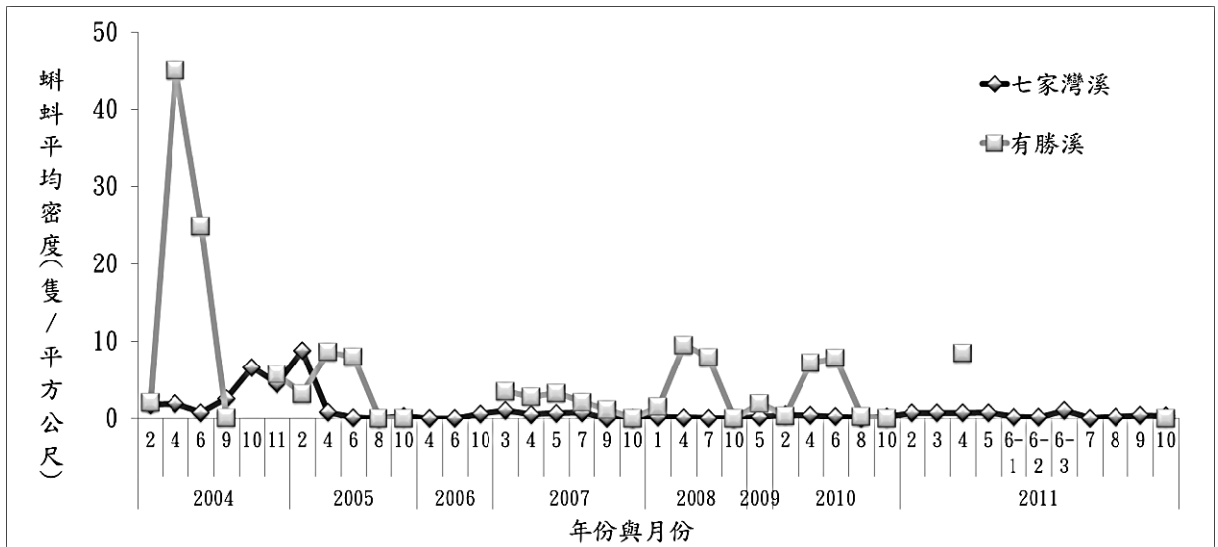


圖 8-14、2004 年至 2011 年有勝溪與七家灣溪蝌蚪平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

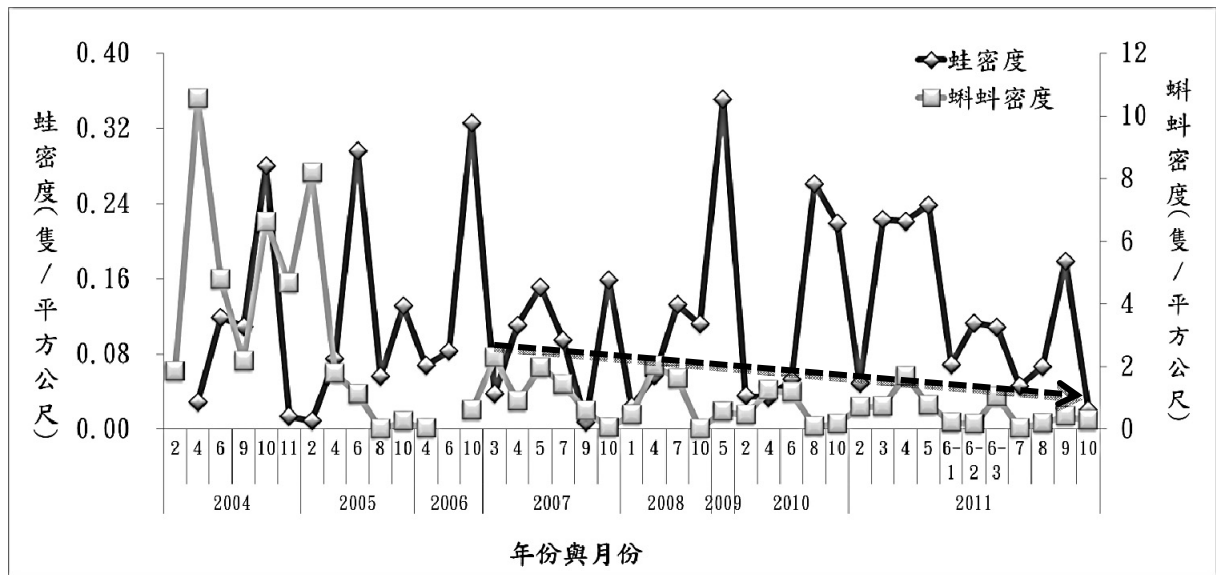


圖 8-15、2004 年至 2011 年所有蛙類平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

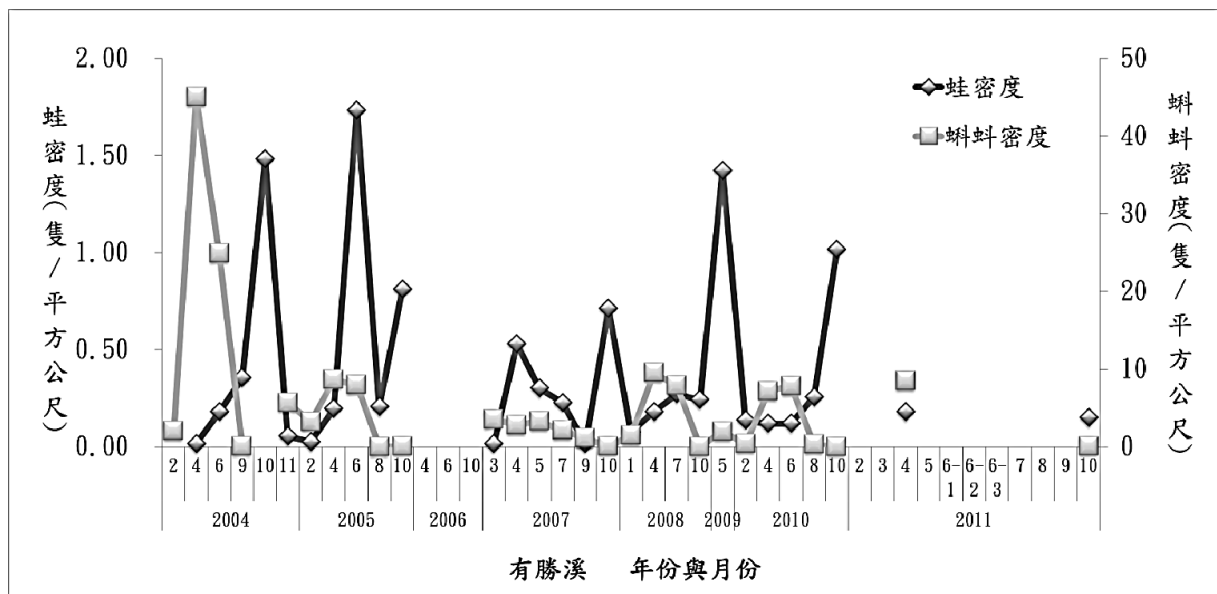


圖 8-16、2004 年至 2011 年有勝溪蛙與蝌蚪平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

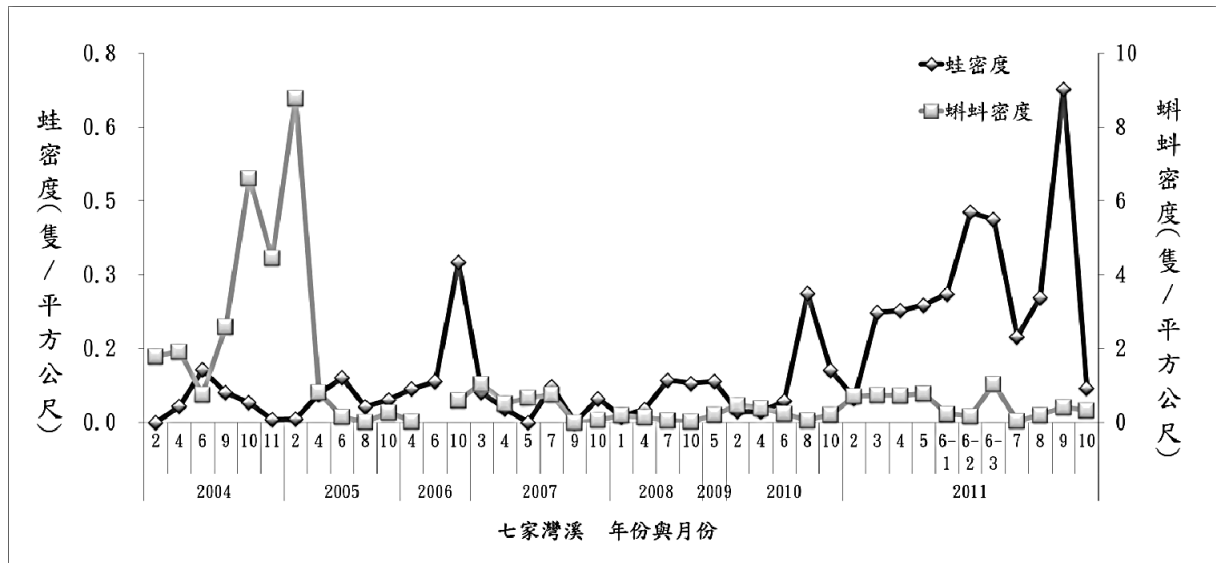


圖 8-17、2004 年至 2011 年七家灣溪蛙與蝌蚪平均密度(隻/m²)。
(資料來源：本研究資料)

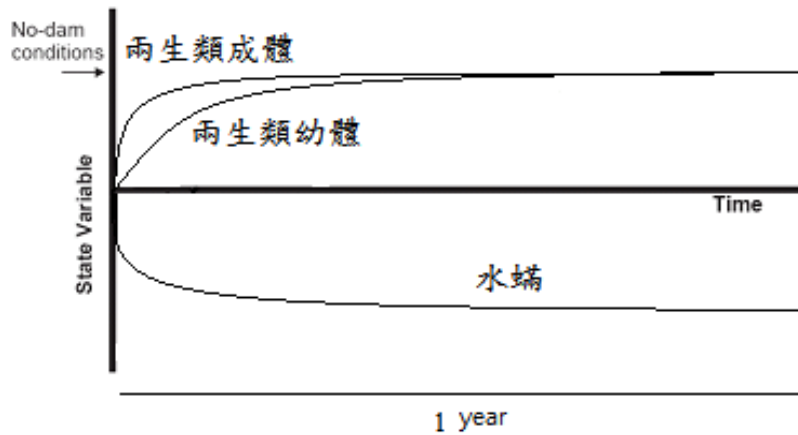


圖 8-18、壩體移除後，兩生類與水螅之生態可能復原途徑圖。
(資料來源：本研究資料)

第九章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

曾晴賢、胡景程、陳彥谷

清華大學生物資訊與結構生物研究所

摘要

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，也是臺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，並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 2011 年六月與十月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 2010 年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及 2011 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。同時為了配合今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、2011 年針對共同樣站的定期調查已經完成六次，監測資料結果顯示與歷年資料差異不大，但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也發現臺灣鏟頰魚的紀錄。

2、今（2011）年六月普查結果顯示，六月份武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 4,294 尾，其中一齡小魚有 1,823 尾，二齡中型鮭魚有 1,806 尾，三齡大型成魚則有 665 尾，族群結構呈現以小型鮭魚較多，中型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的金字塔型的族群結構。十月份的調查結果則共計有 5,478 尾，為歷年來新高記錄，其中一齡小魚有 2,087 尾，二齡中型鮭魚有 2,391 尾，三齡大型成魚則有 1,000 尾，族群結構呈現以中型鮭魚較多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的中胖型的族群結構，顯示今年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好。

4、與去（2010）年普查的族群數量比較，今年六月（4,294 尾）與十月（5,478 尾）較去年十月(4,149)分別增加了 145 尾與 1,329 尾，顯示今年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭受到天然災害的影響應該不大且族群更新狀況良好。

5、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集監測與十月鮭魚普查結果顯示出，已有部分上標誌的櫻花鉤吻鮭可通過一號壩上溯至上游河段或三號壩前，而在二號壩以上的河段所發現的臺灣鏟頰魚與一號壩上游樣站所發現的臺灣鏟頰魚幼魚群，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則為魚群在施工期間與完工後的庇護所之一。

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之後續監測

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

目前高山溪殘材壩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。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群監測

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監測魚類與其他環境與生物因子的變化，其監測記錄亦可提供往後壩體改善時之重要依據。

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

Abstract

Taiwan masu salmon (*Oncorhynchus masou 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 June and October of 2011 in order to know the population and the distribution of new born juveniles attending to the salmon group after the 2010 breeding season and the distribution and the amount of the adults before 2011 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 first 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 six times in 2011 and the result revealed that only a few difference with the data over the years. 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*.

2. The investigation showed that the total amount of the salmon was 4,294 in June of 2011. The amount of the one-aged juvenile was 1,823, the two-aged adult was 1,806, and the three-aged adult was 665. The result showed that the type of population pyramid of the salmon was expansive pyramid. In October of 2011, the total amount of the salmon was 5,478. The amount of the one-aged juvenile was 2,087, the two-aged adult was 2,391, and the three-aged adult was 1,000. 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 this year.
3. Compare with the result of the last year (2010) revealed that the amount of salmon in June (4,294) and October (5,478) were 145 and 1,329 more than the amount in October 2010 (4,149). It showed that the population of Taiwan masu salmon was less affected by nature disasters and the population of salmon was well renewed.
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 it found that some marked salmons could swim through the first dam to the third dam. Beside, 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 the Gao-shan creek was the shelter for fish during and after the construction.

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.

【Keywords】 *Oncorhynchus masu formosanus*, Chichiawan creek, population size, ecological survey, dam improving

一、前言

臺灣的臺灣櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima) 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，在亞熱帶地區的臺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臺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它的棲息地。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臺灣採集調查時，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，農委會委託臺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），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臺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，因此去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，不過最近一次調查結果顯示，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。

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」的子計畫，配合各相關計畫的共同樣點（圖 9-1）進行定期監測工作，依照總計畫之預定進度，今年度監測地點共有 5 個主要測站，此 5 個主要測站分別為「桃山西溪」測站、「觀魚臺」（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，去年度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，並針對觀魚臺、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 9-1），每二個月（2、4、6、8、10、12 月）進行一次監測工作。此外，今年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 9-1 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）與湧泉池等支流。

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)，包含臺灣鏟頰魚 (*Onychostoma barbatulus*)、臺灣纓口鰍 (*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臺灣鏟頰魚，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」總計畫的需要，在總計畫選擇的十個共同樣點（圖 9-1）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 7 次（2 月、4 月、6 月、8 月、9 月、10 月、12 月）的各樣點調查結果如表 9-1 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 9-1），以中型與小型的鮭魚數量較多大型成鮭較少，但是今年十月的調查結果中，大型成鮭的數量有增加的情形，達 18 尾，且從歷次的紀錄來看，進入六月份之後，無論何種體型的鮭魚數量皆有增加的趨勢，但此樣站仍沒有臺灣鏟頰魚的紀錄（表 9-2）。

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 9-1），三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現，且進入六月份之後，無論何種體型的鮭魚數量皆有增加的趨勢，其中以中型小型的鮭魚數量較多。在臺灣鏟頰魚的紀錄上，2005 年至今此樣站皆未曾有過臺灣鏟頰魚的紀錄，但在今年十月份與十二月份的調查上即有台灣鏟頰魚的紀錄，應該與七家灣溪一號壩改善工程完成後所產生的效益有關。

Site4：觀魚臺

本河段的調查點位於觀魚臺下游約 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。此處通常開始記錄到較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，而臺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甚至沒有紀錄，此測站可以視為是臺灣鏟頰魚的過渡地帶，歷年調查都可以發現零星記錄。在鮭魚的紀錄方面，各月份的紀錄都較為零星（表 9-1），但是在六月份後開始有臺灣鏟頰魚的紀錄，且各種體型的皆有記錄到（表 9-2）。

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臺灣鏟頰魚。在鮭魚與臺灣鏟頰魚調查的結果部分（表 9-1、9-2），四月份之前的紀錄相當零星，但是進入六月份之後，櫻花鉤吻鮭的紀錄有增加的趨勢，而臺灣鏟頰魚的繁殖季節之後，六月份則有較多臺灣鏟頰魚的紀錄，其中以小型的幼魚較多，其中以九月份的數量較多。

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，不過以往有時可以記錄到零星的臺灣鏟頰魚個體，不過近三年的歷次調查都只記錄到臺灣櫻花鉤吻鮭，而沒有發現到臺灣鏟頰魚。今年歷次的調查中（表 9-1），四月份之前的紀錄較為零星，但是在進入六月份之後，鮭魚的數量也是呈現增加的趨勢，而臺灣鏟頰魚則仍沒有發現的紀錄（表 9-2）。

Site9：有勝溪

有勝溪的調查點位於收費站旁防砂壩上游河段，該河段通常都是以臺灣鏟頰魚為主，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（表

9-1)。二月份分別只有記錄了 2 尾中型與 2 尾小型的臺灣鏟頰魚（表 9-2），但進入四月繁殖季節後臺灣鏟頰魚的數量開始增加，並於八月份與九月份時達到高峰，分別有 2,118 尾與 1,241 尾，皆以小型的仔稚魚為主。此現象與過往的紀錄都類似。

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，後來於前（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，這或許是幼魚已經由原本放流的水潭擴散至其他河段。而今年司界蘭溪上游樣站皆沒有任何鮭魚紀錄，僅有 2 尾臺灣鏟頰魚的紀錄（表 9-2）。

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臺灣鏟頰魚個體，有時則沒有發現任何魚群。今年度二月調查發現 1 尾中型與 21 尾小型的臺灣鏟頰魚（表 9-2），其中小型的臺灣鏟頰魚較去年的紀錄有明顯增加。

以上是共同樣區範圍的調查狀況，不過由於無論是臺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，對櫻花鉤吻鮭與臺灣鏟頰魚族群的影響，本研究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 公里的觀魚臺(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，以了解櫻花鉤吻鮭與臺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。

從表 9-3 與表 9-4 中可以看出，距離一號壩較遠的上游樣站(觀魚臺)中，鮭魚的數量幾乎沒有明顯的改變，且自 2009 年 2 月至今，觀魚臺樣站鮭魚的數量變化較為不穩定(表 9-5)，甚至有下降的趨勢，故無法由此樣站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 9-7)，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的效益。而臺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，其中以八月與九月增加較多，若與前二年的資料比對(表 9-6)，則可看出 2009 年 2 月至今，觀魚臺樣站中的臺灣鏟頰魚數量在一號壩壩體改善後，相較與過往記錄，其族群數量雖然只有小幅增加，但卻是相當明顯的變化。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 9-3)，而從 2009 年 2 月的紀錄至今來看(表 9-5)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 9-1)，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。在臺灣鏟頰魚部分，也呈現增加的趨勢(表 9-4, 9-6)，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，臺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 9-1)，由於受到的干擾程度較大，其棲地也有明顯的改變(圖 9-2, 圖 9-3)。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，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。在魚類的監測部分，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，且無論是櫻花鉤吻鮭或是臺灣鏟頰魚，都較壩體施工前有較多的數量紀錄(表 9-3, 9-4)，其中又以臺灣鏟頰魚增加的趨勢更為明顯，甚至在 9 月 15 日的監測記錄上，發現 171 尾臺灣鏟頰魚的幼魚群，也包含 7 尾大型和 16 尾中型的臺灣鏟頰魚，且從 2009 年至今的紀錄來看(表 9-6)，一號壩上游監測樣站的臺灣鏟頰魚增加的趨勢更為明顯，顯示一號壩壩體改善後，確實有益於臺灣鏟頰魚的自由移動。在下游樣站部分，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。也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 9-3)，且從 2009 年 2 月至今的紀錄來看(表 9-5, 9-6)，一號壩下游樣站的鮭魚與臺灣鏟頰魚數量有小幅減少的趨勢。

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，無論是櫻花鉤吻鮭或是臺灣鏟頰魚都有增加的趨勢(表 9-5, 9-6)。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進行迴避。而臺灣鏟頰魚也有相同的現象發生，也就是在一號壩壩體施工後，此河段的臺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，當然，增加的部份原因或許也是因為進入繁殖季節所致。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重要的庇護河段。在監測工作的同時，本研究發現高山溪一號壩前的殘材壩目前仍然存在，其落差仍維持約 2~3 公尺左右的高度，此高度仍舊無法讓鮭魚與臺灣鏟頰魚自由移動，後續仍需要相關單位加以處理。

若我們再從 2002 年至 2011 年七家灣溪中下游河段(迎賓橋至三號壩)的臺灣鏟頰魚族群的數量變化來看(表 9-7)，下游河段(迎賓橋至一號壩)的臺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臺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 9-16

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，使中游河段的臺灣鏟頷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臺灣鏟頷魚族群的衝擊放大，導致 2006 年至 2011 夏季這段期間，中游河段的臺灣鏟頷魚數量都相當零星，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臺灣鏟頷魚的紀錄。但是在 2011 年 5 月底一號壩改善工程結束後，在十月份的秋季普查中中游河段開始有臺灣鏟頷魚的紀錄 (表 9-7)，雖然數量不多，但卻是相當明顯的變化 (圖 9-6)，此現象應該也是一號壩改善工程施工後所產生的效應，亦即可以讓一號壩以下的臺灣鏟頷魚個體能自由上溯至上游河段棲息利用。

(三) 臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布

今 (2011) 年於六月與十月的普查結果顯示 (表 9-8)，分別記錄到 4,294 尾與 5,478 尾臺灣櫻花鉤吻鮭。在六月的結果上，一齡幼魚有 1,823 尾，佔全部數量的 42%，二齡中型成魚有 1,806 尾，佔全部數量的 42%，三齡以上的大型成魚計有 558 尾，佔全部數量的 16%。十月的調查結果上，一齡幼魚有 2,087 尾，佔全部數量的 38%，二齡中型成魚有 2,391 尾，佔全部數量的 44%，三齡以上的大型成魚計有 1,000 尾，佔全部數量的 18%。今年十月普查的結果 (5,478 尾) 為歷年鮭魚族群普查結果的新高，其次為 2008 年夏季普查的 5,321 尾與 2009 年秋季普查的 4,545 尾 (圖 9-4)。今年夏季的普查結果顯示，七家灣流域的臺灣櫻花鉤吻鮭族群結構呈現以小型鮭魚居多、中型亞成鮭次之而大型成鮭較少的金字塔型結構 (圖 9-5)，但是小型鮭魚與中型亞成鮭的族群數量相近。十月份的普查結果則為中型亞成鮭魚較多、小型幼鮭次之而大型成鮭較少的中胖型結構 (圖 9-5)。

去 (2010) 年秋季的普查結果顯示，其族群結構則呈現以中型亞成鮭居多

的中胖型結構（圖 9-5），從二者之間的比較可以看出，今年夏季大型成鮭的數量有略為增加的趨勢，但增加的數量不明顯，而小型幼鮭的數量呈現增加的趨勢，中型亞成鮭變化則不大，顯示從去年（2010）至今年的鮭魚族群更新應屬良好，且數量也屬穩定。且從去年秋季至今年的六月，武陵地區並沒有任何較嚴重的天災發生，雖然在今年五月中後旬有梅雨鋒面經過且有帶來較大的雨勢，但其影響時間較短，應未對七家灣溪的臺灣櫻花鉤吻鮭族群造成損害。

今年七家灣溪流域各個河段的鮭魚數量上（表 9-8），可以看出無論是去年或今年，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。在今年六月與十月二次的的普查結果上，中游河段（一號壩至三號壩）所佔的比例較高，為 35%~44%（圖 9-8B），其次為上游河段（三號壩以上，含桃山西溪與桃山北溪）的 38%~40%（圖 9-8C）；而下游河段（迎賓橋至一號壩）與高山溪所佔的比例分別為 2%~6%（圖 9-8A）與 15%~19%（圖 9-8D）。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 9-4; 圖 9-5), 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 9-4)。今年十月普查的結果(5,478 尾)為歷年鮭魚族群普查結果的新高, 其次為 2008 年夏季普查的 5,321 尾與 2009 年秋季普查的 4,545 尾, 且今年夏季普查結果也有 4,294 尾, 顯示 2008 年至今臺灣櫻花鉤吻鮭族群量處於一穩定的狀態, 此結果亦顯示去年與今年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。而本年度十月份的秋季普查結果的 5,478 尾, 已經相當接近於武陵地區七家灣溪櫻花鉤吻鮭保護區的最大承載量之 5,807 尾(林, 2010), 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, 七家灣河流域中的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 9-5), 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中胖型結構, 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 9-5 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臺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，2007)。而今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監測工作。

根據已經完成的監測資料顯示(表 9-3、表 9-4、表 9-5、表 9-6)，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，有幾個記錄可以顯示一號壩壩體改善後對於魚類的助益：(1) 在九月份時於一號壩上游樣站調查到的臺灣鏟頰魚幼魚魚群(171 尾)，這是近年來的第一次紀錄，顯示臺灣鏟頰魚已經開始在一號壩上游建立族群；(2) 從 2002 年至 2011 年七家灣溪中下游河段(迎賓橋至三號壩)的臺灣鏟頰魚族群的數量變化來看(表 9-7、圖 9-6)，也可以推測在一號壩壩體改善後，拓展了臺灣鏟頰魚在七家灣溪中的棲息利用空間；(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櫻花鉤吻鮭(圖 9-7)，如：三號壩下深潭、觀魚臺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，無論是櫻花鉤吻鮭或臺灣鏟頰魚都會利用此河段進行迴避，以避開壩體改善時所產生的濁度或河中滾動之砂石(表 9-3、表 9-4、表 9-5、表 9-6)，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，將導致臺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，臺灣本島不同區域魚種豐度受到的衝擊各有不同，魚種最豐富的低海拔地區 (<500m)

豐度呈現大幅度下滑；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，臺灣魚種豐富度呈現「低海拔劇減，中海拔微幅增加，高海拔變化不顯著」的形態（白等，2004）。

依據白梅玲等人（2004）針對氣候變遷對臺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：臺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，將嚴重影響臺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），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，並強化我們對於拆除一號壩的建議理論基礎。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，雪霸國家公園已於今（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，對七家灣溪中的櫻花鉤吻鮭與臺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監測魚類與其他環境與生物因子的變化，其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

結論

總結今（2011）年臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查結果整理分述如下：

一、今年度定期針對共同樣站的監測結果與歷年資料差異不大，但高山溪樣站略有增加。在族群數量方面，六月的普查結果顯示，六月份武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 4,294 尾，十月份為 5,478 尾，為歷年新高。

二、在族群結構上，六月與十月族群結構分別為中胖型與金字塔型的族群結構，顯示今年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況尚屬良好。

三、七家灣溪一號壩體改善對魚類族群影響的結果上，無論是對櫻花鉤吻鮭或是臺灣鏟頰魚，都產生明顯的正面效應，從記錄上可得知二種魚類都已經可以通過一號壩而上溯至上游河段，並增加其棲地利用空間。七家灣溪與高山溪匯流處至高山溪殘材壩約 50 公尺河段中，無論是鮭魚或臺灣鏟頰魚，都呈現增加的趨勢，顯示該河段應為七家灣溪一號壩以下魚群躲避的空間之一。

建議

建議一

1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作之後續監測

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櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現二號破壩堆積之殘材壩與其上游大型倒木皆有做切割分段之處理，建議國家公園仍須針對這些殘材物之後續情況進行監測，以瞭解大型倒木之殘材在經處理後能否被大水的自然力量給予帶往下游，而不致形成高落差之殘材壩影響鮭魚的自由移動。

2、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群監測

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監測魚類與其他環境與生物因子的變化，其監測記錄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，以及志工全興、其蓁、雅筠、詩涵、鴻圖、丕耀、小賴、明浩、阿傻、法明、彥儒、湘蓉、士鈞、宇志、珮珍、久集、文謙、廖竣、柏崴、凱強、瑞宗、柏毅、柏翰、郁尊、怡萱、丞崴、采萱、郁潔、俊毅、淑芳、小歐、興傑、世華、湯包、金龍與見毅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陳彥谷與學妹嚴鈺婷二位，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。氣候變遷對臺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。臺灣臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*) 人工繁殖與放流。臺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。臺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。臺北。
- 林曜松、張崑雄。1990。臺灣七家灣溪臺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。臺北。
- 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。
- 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-臺灣櫻花鉤吻鮭魚的故鄉。臺灣林業 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。

武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究

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。臺灣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。121 頁。臺北。

曾晴賢。1994。臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查及觀魚臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。七家灣溪臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。臺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。
- 鐘豐昌。2007。壩體改善對臺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。臺中。
- 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。水溫對臺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。防砂壩對臺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。臺北。
- 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

表 9-1、2011 年武陵地區長期生態監測固定樣點櫻花鉤吻鮭調查結果

調查日期	2011.2			2011.4			2011.6			2011.8			2011.9			2011.10			2011.12		
	櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭		
魚種	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小
樣站 / 體型																					
桃山西溪	0	12	4	2	10	4	3	20	44	6	15	30	1	9	40	18	59	6	4	16	4
二號破壩	6	12	8	21	17	0	8	20	24	6	15	70	2	15	35	9	15	47	3	16	18
觀魚台	1	1	0	5	6	0	1	4	4	7	5	3	4	2	0	1	4	0	1	6	0
一號壩上游	5	2	1	1	0	0	4	9	4	2	2	3	4	3	0	1	10	3	4	4	2
一號壩下游	4	3	0	3	0	0	0	1	4	0	3	5	0	0	4	4	7	7	0	2	0
繁殖場	0	0	1	1	4	0	2	2	8	4	10	33	1	1	4	11	13	21	4	8	0
高山溪	0	3	1	6	5	0	6	13	13	7	3	25	5	5	13	4	8	24	1	12	0
有勝溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
司界蘭溪下游	0	0	0																		
司界蘭溪上游	0	0	0																		

(資料來源：本研究資料)

表 9-2、2011 年武陵地區長期生態監測固定樣點台灣鏟頰魚調查結果

調查日期	2011.2			2011.4			2011.6			2011.8			2011.9			2011.10			2011.12			
	台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			台灣鏟頰魚			
魚種	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	
樣站																						
桃山西溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
二號破壩	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
觀魚台	0	0	0	0	0	0	1	3	1	4	10	2	1	5	3	0	0	0	0	0	0	0
一號壩上游	0	0	5	0	0	0	2	1	9	9	8	1	7	16	171	0	2	0	0	2	0	2
一號壩下游	0	8	12	2	9	7	0	3	2	0	11	0	0	8	8	0	1	2	0	0	0	0
繁殖場	0	2	1	0	3	0	0	8	15	1	1	7	2	18	48	0	4	17	0	8	5	5
高山溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
有勝溪	0	2	2	9	48	240	3	47	485	6	27	2085	5	19	1217	21	117	467	0	14	19	19
司界蘭溪下游	0	1	21																			
司界蘭溪上游	0	2	0																			

(資料來源：本研究資料)

表 9-3、2011 年七家灣溪一號壩工程改善櫻花鉤吻鮭密集監測樣點調查結果

調查日期	2011.02.21			2011.03.18			2011.04.07			2011.06.04			2011.06.11			2011.06.17			2011.07.07			2011.08.10			2011.09.15			2011.10.11			2011.12.20				
	魚種	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				
樣站 / 體型	櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭			櫻花鉤吻鮭				
繁殖場	0	0	1	2	1	0	1	4	0	0	0	0	0	2	2	8	2	1	5	1	3	4	4	10	33	1	4	1	4	11	13	21	0	8	4
一號壩下游	4	3	0	5	6	0	3	0	0	2	1	1	0	1	4	1	1	0	4	0	7	0	3	5	0	4	0	4	7	7	0	2	0	0	0
一號壩上游	5	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	4	4	9	4	4	6	2	5	5	3	2	2	3	4	3	0	1	10	3	4	4	2	2	
觀魚台	1	1	0	0	3	0	5	6	0	1	4	4	0	3	2	6	3	4	5	5	4	7	5	3	4	4	2	0	1	4	0	1	6	0	0
高山溪殘壩				5	14	12	7	21	4	6	24	15	21	18	30	15	22	23	13	17	21	18	35	31	10	19	8	32	31	9	31	21	21	21	21

註、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。

(資料來源：本研究資料)

表 9-4、2011 年七家灣溪一號壩工程改善臺灣鏢頷魚密集監測樣點調查結果

調查日期	2011.2.21		2011.3.18		2011.4.7		2011.6.4		2011.6.11		2011.6.17		2011.7.7		2011.8.10		2011.9.15		2011.10.11		2011.12.20	
	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	
魚種	臺灣鏢頷魚																					
樣站/體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	
繁殖場	0	2	1	0	0	1	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	1	7	2	18	48	5
一號壩下游	0	8	12	0	12	10	2	9	7	0	1	1	0	1	0	3	2	2	2	3	0	0
一號壩上游	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	9	1	6	1	0	3	2	16	171
觀魚台	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	0	0	2	0	5	3
高山溪殘材壩				0	3	9	0	0	3	0	20	45	5	31	52	2	23	40	5	28	58	37

註、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。

(資料來源：本研究資料)

表 9-5、2009 年 2 月至 2011 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善櫻花鉤吻鮭（鮭魚）密集監測樣點調查結果

日期	2009.2	2009.4	2009.6	2009.8	2009.10	2010.2	2010.4	2010.6	2010.8	2010.10	2010.12	2011.02	2011.03	2011.04	2011.06.11	2011.06.17	2011.07	2011.08	2011.09	2011.10	2011.12
樣站/魚種	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚	鮭魚
繁殖場	12	3	12	0	6	2	34	5	13	22	7	1	3	5	0	12	8	47	6	45	12
一號壩下游	5	19	5	1	37	11	32	19	15	4	7	7	11	3	4	5	11	8	4	18	2
一號壩上游	3	1	7	2	12	0	0	15	1	4	3	8	0	1	0	17	13	7	7	14	10
觀魚台	30	8	13	4	5	4	6	28	37	24	5	2	3	11	9	5	14	15	6	5	7
高山溪殘材壩													31	32	45	69	51	84	46	71	61

註、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。(資料來源：本研究資料)

表 9-6、2009 年 2 月至 2011 年 10 月七家灣溪一號壩工程改善臺灣鏝頭魚（苦花）密集監測樣點調查結果

日期	2009.2	2009.4	2009.6	2009.8	2009.10	2010.2	2010.4	2010.6	2010.8	2010.10	2010.12	2011.02	2011.03	2011.04	2011.06.11	2011.06.17	2011.07	2011.08	2011.09	2011.10	2011.12
樣站/魚種	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花	苦花
繁殖場	7	0	5	6	20	1	11	1	22	20	0	3	1	3	4	23	26	9	68	21	13
一號壩下游	9	1	1	2	32	2	1	1	7	34	36	20	22	18	2	5	3	11	16	3	0
一號壩上游	0	0	3	0	1	0	0	0	0	4	1	5	0	0	0	12	5	18	194	2	4
觀魚台	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	2	16	9	0	1
高山溪殘材壩													12	3	65	88	91	63	62	99	19

註、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。(資料來源：本研究資料)

表 9-7、2002 年至 2011 年七家灣溪中游河段（一號壩～三號壩）臺灣鏝領魚族群數量變化表

年份	2002			2003			2004			2005			2006			2007														
	秋季			夏季			秋季			夏季			秋季			夏季														
	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小												
河段 / 苦花體型																														
迎賓橋～一號壩				362	3030	5180	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	17	68	112	7	42	55	1	4	49	1	21	21	3	10	69	0	1	31	0	0	38	0	9	0
二號壩～三號壩	86	166	471	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

(資料來源：本研究資料)

表 9-7 (續)、2002 年至 2011 年七家灣溪中游河段（一號壩～三號壩）臺灣鏝領魚族群數量變化表

年份	2008			2009			2010			2011																					
	夏季			秋季			夏季			秋季																					
	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小																			
河段 / 苦花體型																															
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	87	88	56	343	987				
一號壩～二號壩	3	12	40	0	7	12	1	0	5	1	2	0	0	4	11	6	10	18	11	22	21	15	22	21	15	24	100				
二號壩～三號壩	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	22	11	3			

表 9-8、武陵地區 2010 年秋季與 2011 年夏秋二季櫻花鉤吻鮭普查結果

調查時間	2010 年秋			2011 年夏			2011 年秋		
	大型	中型	小型	大型	中型	小型	大型	中型	小型
分類小計	784	1922	1443	665	1806	1823	1000	2391	2087
總計	4149			4294			5478		
下游									
迎賓橋～高匯	21	11	1				4	8	3
高匯～一號壩	30	52	14	24	25	40	43	100	165
中游									
一～二號壩	348	277	149	229	246	323	200	351	288
二～三號壩	205	624	245	191	377	529	154	401	523
上游									
三～四號壩	11	59	73	3	126	267	67	141	88
桃山北溪	77	338	239	40	329	192	191	399	240

四～五號壩	5	99	181	37	224	80	72	182	120
五～六號壩	50	304	339	42	277	32	119	413	172
高山溪									
一號壩以下	13	42	41	27	91	130	22	88	151
一～二號壩	6	46	26	17	42	87	24	78	109
二～三號壩	9	50	60	45	41	126	37	129	127
三～四號壩	9	20	75	10	28	17	67	101	101

(資料來源：本研究資料)

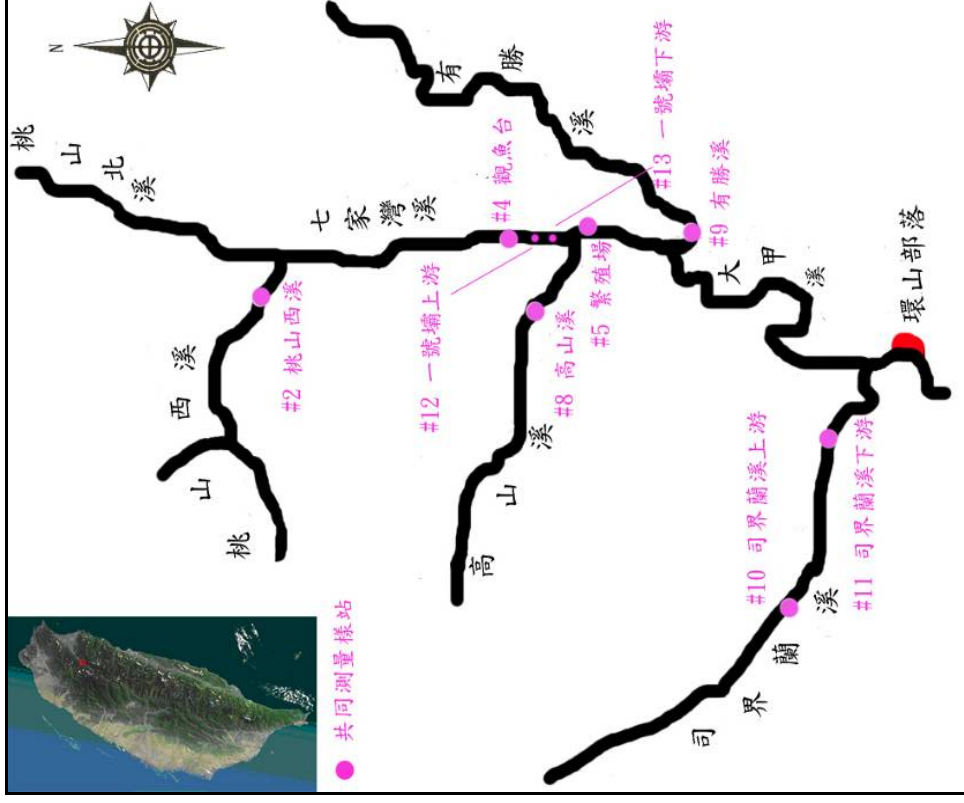


圖 9-1：武陵地區長期生態監測暨生態模式建立之調查樣站位置圖(資料來源：本研究資料)



圖 9-2:七家灣溪一號壩壩體改善後之環景圖(1)(資料來源：本研究資料)



圖 9-3: 七家灣溪一號壩壩體改善後之環景圖(2) (資料來源：本研究資料)

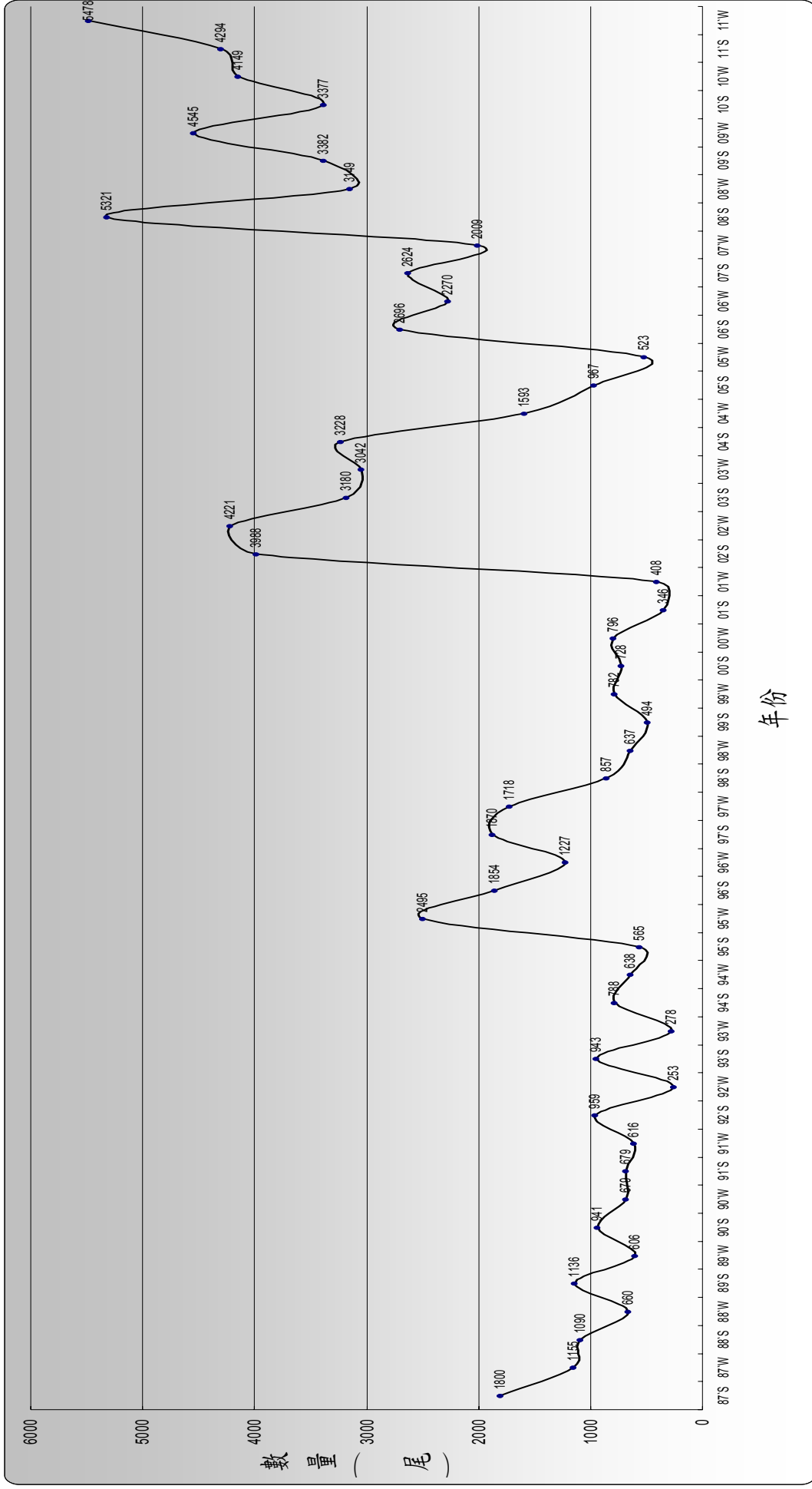


圖 9-4、1987 年至 2011 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化圖(資料來源：本研究資料)

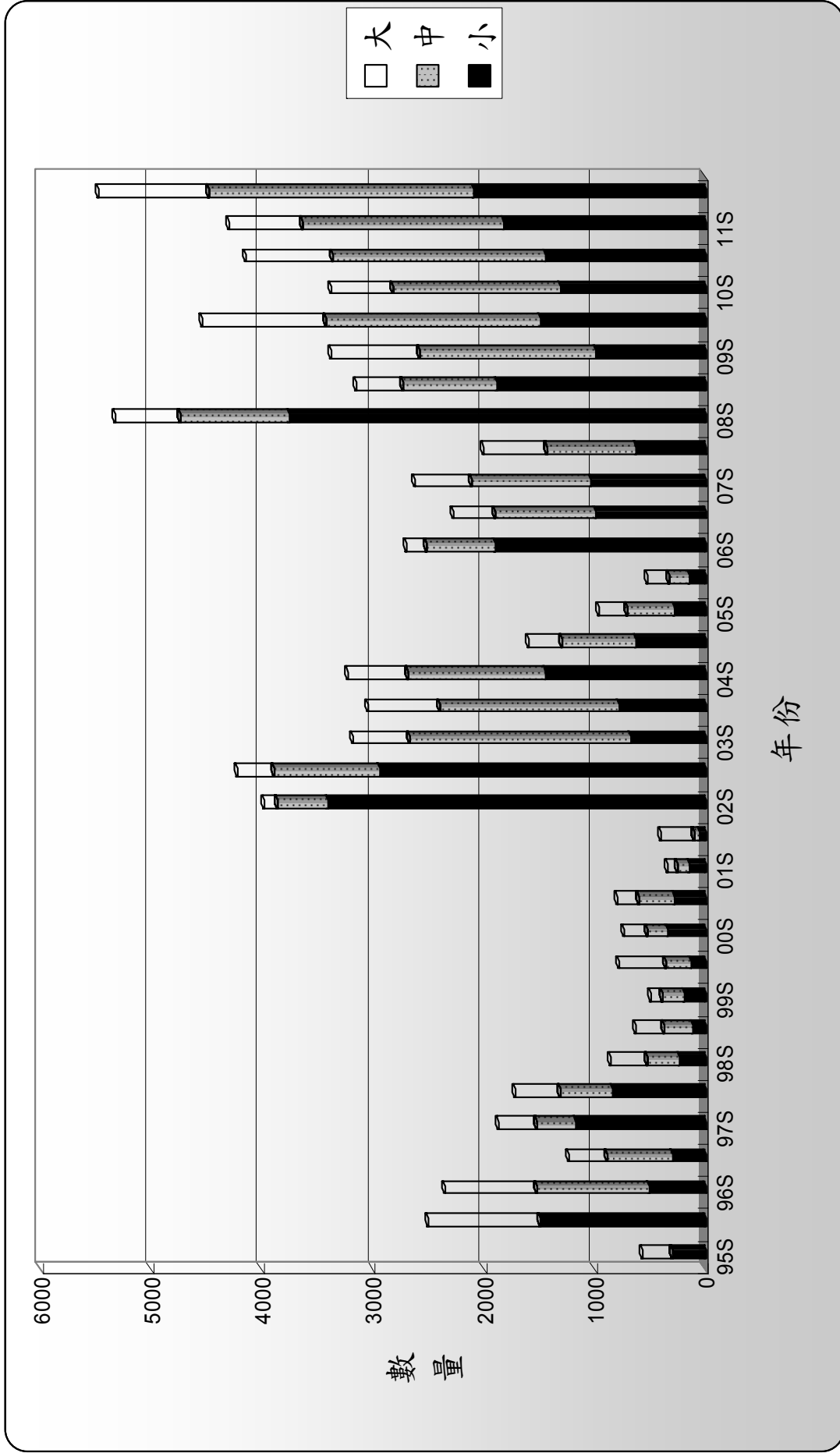


圖 9-5、1995 年至 2011 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭各齡族群結構變化趨勢圖(資料來源：本研究資料)

2002年至2011年七家灣溪中游河段（一號壩至三號壩）台灣鏟頰魚族群數量波動圖

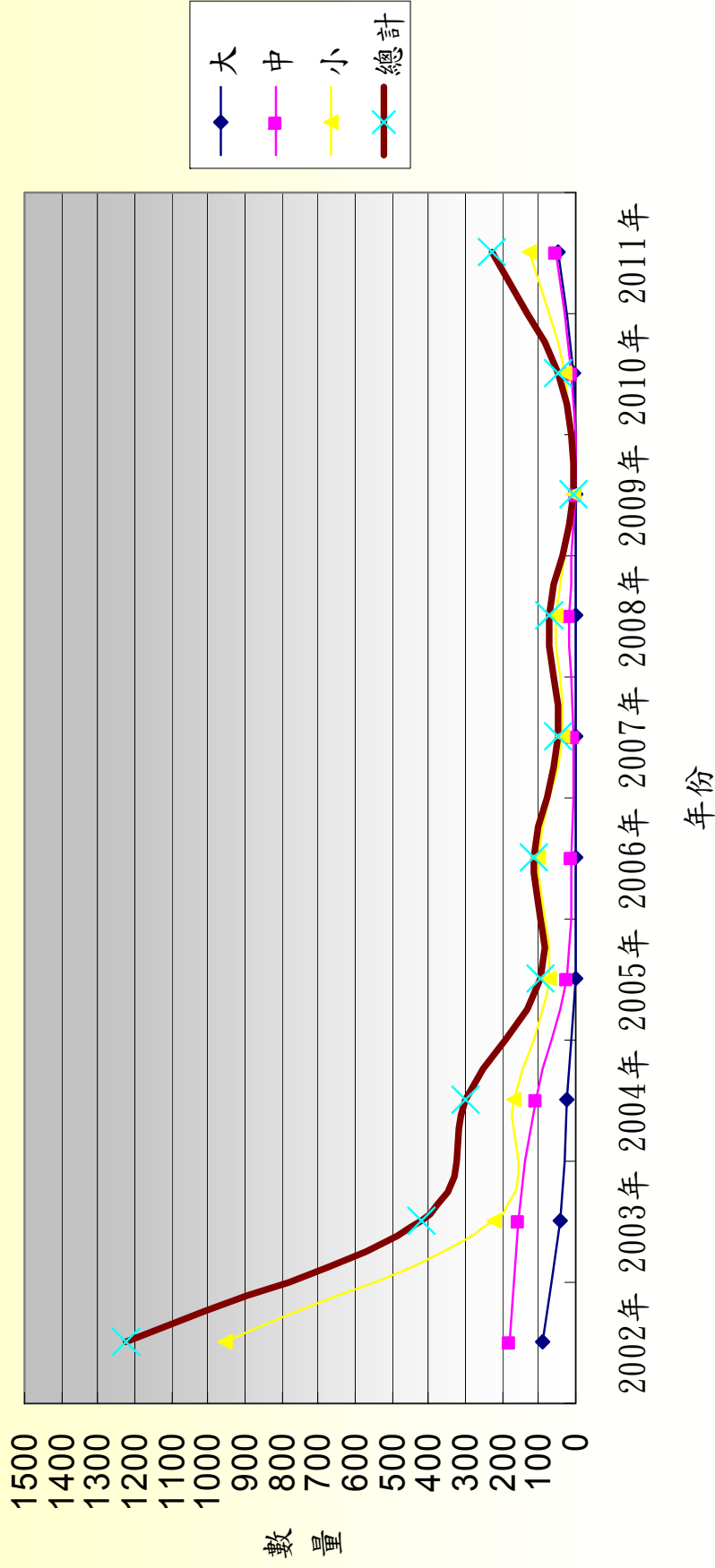


圖 9-6、2002 年至 2011 年武陵地區七家灣溪中游河段（一號壩至三號壩）臺灣鏟頰魚族群數量波動圖(資料來源：本研究資料)



圖 9-7 A、2011 年 6 月 17 日於一號壩下游樣站所拍攝到標放的鮭魚

(資料來源：本研究資料)



圖 9-7 B、2011 年 8 月 10 日於觀魚臺樣站所拍攝到標放的鮭魚 (圖 9-7 A 與圖 9-7 B

無法確定是否為同一隻個體) (資料來源：本研究資料)

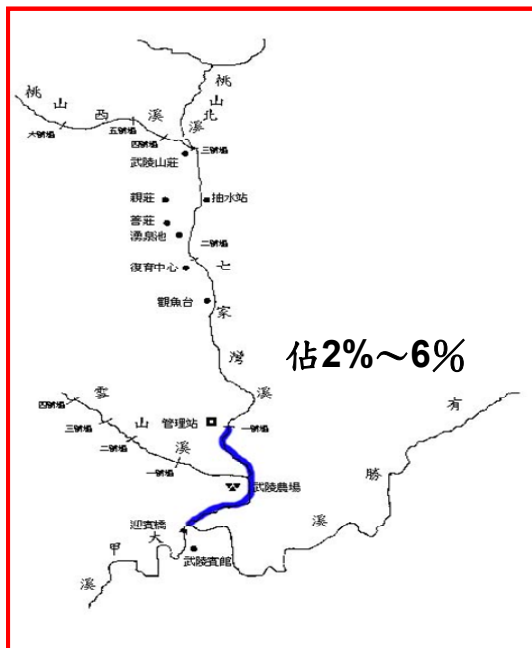


圖 9-8A、下游河段

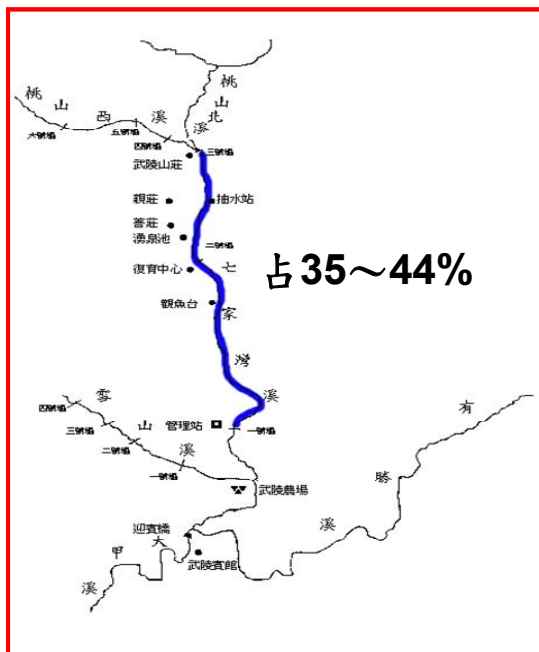


圖 9-8B、中游河段

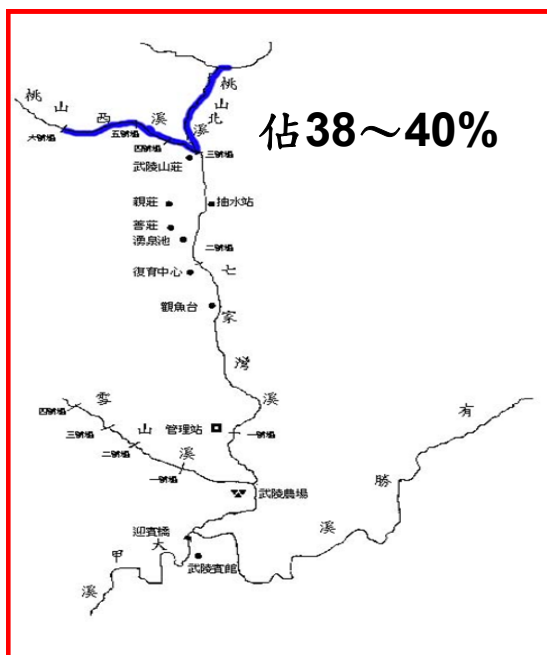


圖 9-8C、上游河段

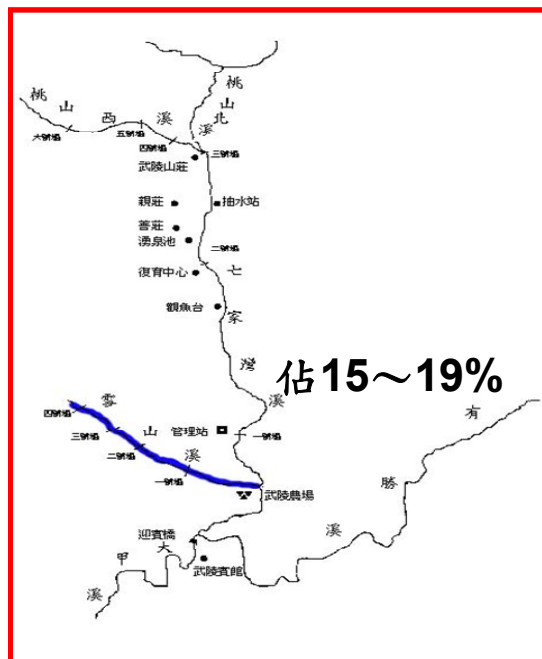


圖 9-8D、高山溪

圖 9-8A~D、2011 年六月與十月武陵地區七家灣流域各河段櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分比(資料來源：本研究資料)

第十章 鳥類研究

孫元勳、曾建偉、陳宏昌、汪辰寧

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

雪霸管理處於 5 月 31 日拆除七家灣溪一號壩，目的去除影響國寶魚櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)族群流動的障礙，本研究則探討此一作業對對溪流鳥類數量、棲地利用和繁殖表現的影響。

二、研究方法及過程

溪鳥族群監測樣線位在七家灣溪迎賓橋至桃山西溪六號壩，已及高山溪一至三號壩。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

今年 3-5 月河烏(*Cinclus pallasii*)數量達到 2004 年以來的高峰，反應出近兩年無明顯夏季洪峰、水生昆蟲數量回升的現象。鉛色水鶇(*Rhyacornis fuliginosus*)數量在今年夏季又達到歷年新高。今年共找到 8 個河烏巢、16 個鉛色水鶇巢次，其中鉛色水鶇有 8 巢構築在岩壁上，另外 8 巢構築在人工結構物上。目前共計繫放了 19 隻河烏(含 1 隻成鳥)和 25 隻鉛色水鶇(含 5 隻成鳥)。七家灣溪一號壩改善後，下游段河烏數量較上游段有較大幅度下降現象，然以陸生昆蟲為主食的鉛色水鶇則無此現象，可能是下游水生昆蟲受到細沙覆蓋衝擊所致。

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：南投林區管理處

鉛色水鶉利用人工建物築巢的比例不低，因有些建物的安全條件不佳，建議可在適合地點掛設不同設計的巢台，測試其偏好。

(二)長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

協辦機關：南投林區管理處

持續監測氣候變遷對溪流鳥類影響，如洪水對溪流鳥類族群量造成的變動，以及全球暖化後溪流鳥類的繁殖時程是否有所變化。

ABSTRACT

To improve the obstacle on population connection of land-locked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), the Shepa Naitonla Park Headquarter remove the Chichiawan Stream Dam 1 in the Stream, main population located at, on May 31, 2011. This study aimed at determining the effect of the dam-improving practice on the number, habitat use and breeding performance of stream birds in this stream. Populations of stream birds were surveyed along the stream from the confluence with Yosheng Stream upstream to the Dam 6 of Chichiawan Stream monthly. The March number of Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) reached its highest since 2004, a possible response to increased aquatic insect numbers due to insignificant flooding for the past two years. However the number of Plumberous Water Redstart (*Rhyacornis fuliginosus*) declined slightly as compared with that of 2007-2008 when the bird's number peaked. Which means the population of the Plumberous Water Redstart may reach its carrying capacity level. In terms of breeding, we located eight dipper nests and 12 redstart ones, and only three of the latter were built on the cliff ledges. So far we have banded 19 (1 adult) dippers and 22 (5 adults) redstarts. Since redstarts nested on artificial structures, it is suggested that various nest boxes be mounted along the streams to determine their preference. Moreover, this monitoring project should be continued so that the effect of climate change can be verified in the future. After the dam-improving practice, dipper abundance declined at downstream section more than upstream one, probably due to slowly-recovered aquatic insect population in response to sand sediment, but it did affect the redstart, the land-insect eater.

Keywords: breeding, dam- improving, population trend, stream birds

一、前言

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

台灣溪流構建許多攔砂壩，目的在降低溪流泥砂沖刷量，以延長水庫壽命，七家灣溪也不例外，整條七家灣溪就有 6 座攔砂壩。然而，攔砂壩不僅對魚類的洄游遷移構成層層障礙，也讓櫻花鉤吻鮭族群只能單向往下游擴散，無法上溯到上游河段(曾晴賢、楊正雄 2008)。因為此一因素，管理處在 1999 年 4 月-2000 年 6 月間陸續將高山溪的 4 座攔砂壩拆除(葉昭憲等 2002)；他們發現，拆壩上游 200 m 的河道有明顯沖刷情形，初期下游河道變化較為明顯。

過去，有關高山溪拆壩對溪流生態影響之研究，主要是針對櫻花鉤吻鮭族群進行探討，原因是櫻花鉤吻鮭的族群監測作業在拆壩前即已啟動(曾晴賢 1998)。研究顯示，高山溪櫻花鉤吻鮭族群數量變化和拆壩關係不甚顯著，但拆壩可改善櫻花鉤吻鮭族群的空間分布窄化現象(曾晴賢、楊正雄 2008)。至於拆壩前後櫻花鉤吻鮭的天敵與非天敵鳥類族群數量和空間分布的影響，並無研究，也無法重新來過。

雪霸國家管理處規劃 2011 年颱風季前進行七家灣溪一號壩的改善工作。這條溪自 2003 年起即有長期生態整合計畫在該處進行，在櫻花鉤吻鮭與生物與非生物因子間的關聯性研究已經有初步結論(林幸助等 2009)。該計畫之物種調查部份除魚類外，還包括水棲昆蟲、兩棲類、昆蟲和鳥類。本整合計畫不僅可以再度研究拆壩改善工程對櫻花鉤吻鮭的影響，另可同時得知其他物種所受之影響，並探討生物與非生物各因子間的交互作用，是一個難得的機會。

氣候變遷對於生態的影響近年來逐漸受到大家重視，國內近年來也開始探究與模擬氣候變遷可能對台灣生態所造成的衝擊(李培芬等 2005；李培芬等 2006a；李培芬等 2006b；王慈憶等 2007)，但關於氣候變遷對於溪流生態影響的研究仍不多(白梅玲 2006)，而武陵地區長期生態監測已持續多年，過往資料可供分析，而未來資料仍可持續收集，這樣的條件下非常適合作為長期觀測氣候變遷對溪流生態影響的案例，因此本篇報告也將討論氣候變遷可能對溪流鳥類造成影響的案例。

二、材料與方法

(一)研究地區

位於雪霸國家公園境內的大甲溪上游七家灣溪，調查範圍由七家灣溪與有勝溪的匯流口至上游約 7 km 處的桃山西溪的六號壩(圖 10-1)。此外，調查範圍另外涵蓋七家灣溪支流高山溪，由匯流口至上游 1.4 km 處的三號壩。調查溪段的海拔範圍介於 1,700-2,000 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.溪鳥數量調查

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。5 月以及 11 月份調查時程適逢豪雨因此缺乏全溪段調查。另本調查也配合整合計畫進行一號壩改善工程密集監測，於拆壩前 5 月 15 日以及拆壩後 6 月 4 日、6 月 11 日、6 月 18 日以及 7 月 2 號進行鄰近一號壩 4 個測站調查溪鳥數量變化，採定點記數法，參考許富雄(2001)鳥類資源調查方法，記錄 6 分鐘內樣點上下 100 公尺溪段內出現鳥種以及數量。

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)及小型蓋網(Flip net)。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。

3.巢位特徵和繁殖行為

這部份乃針對鉛色水鶇、河鳥的繁殖行為進行研究，調查期間在 1-7 月間。

調查者由親鳥啣巢材的行為來指引搜尋巢位。找到巢後以 GPS 定位、拍照、測量巢位的棲地特徵，包括座標、海拔、離地面高、離水距離、巢位基質、溪流型態。其他記錄內容包括築巢日期和地點、每窩蛋數、雛鳥數和離巢幼鳥數以及生殖結果等。再者，幼鳥離巢前也會設法繫放。

三、調查結果

(一)、溪鳥族群監測

1.河鳥

本研究於 2003 年初開始進行調查，當年河鳥數量也是歷年數量最多的一年，最多的時候數量接近 60 隻；但 2004 年 8 月艾莉颱風為七家灣溪帶來豐沛水量，之後七家灣溪地區河鳥數量逐年下滑 2005 年春夏之際的數量甚至降至 30 隻之譜，之後幾年河鳥數量多在 30-40 隻間波動，一直無法回到 2003 年水準。今年 3 月份河鳥數量再度攀升到 53 隻，是 2003 年來數量最多的一次，其中就有 22 隻幼鳥，雖然 4 月份調查略降為 43 隻，但幼鳥數量仍有維持在 26 隻，6-10 月份河鳥數量保持在 28-38 隻，界定歷年數量分布值之內(圖 10-2；表 10-1)。

2.鉛色水鵝

2006 年開始七家灣溪地區鉛色水鵝數量逐年遞增，2006 年 1 月至 5 月份鉛色水鵝數量介於 65-127 隻，2007 年 1 月至 5 月份鉛色水鵝數量介於 95-142 隻，2008 年 1 月至 5 月份鉛色水鵝數量同樣介於 95-142 隻，2010 年上半年度調查範圍不含桃山西溪以及高山溪兩地，該年 5 月份仍有 111 隻的紀錄，4 月份開始有少量幼鳥離巢，因此數量比 3 月份略增 10 隻，本年度鉛色水鵝 1-4 月數量較高峰年(2007-2008 年)略減，但 6 月份記錄到歷年調查最多的 158 隻，7 月份仍有次多的 153 隻記錄，8 月過後數量遞減，10 月份回復到跟往年數量差不多的 97 隻(圖 10-4；表 10-1)。

3.紫嘯鵝

歷年紫嘯鵝在 2005 年 6 月份達到數量最高峰 8 隻，之後數量多在 0-2 隻間波動；本年度在 3 月及 4 月僅各記錄到 1 隻紫嘯鵝，但在 6 月份則記錄到 7 隻，且多集中在七家灣溪 3-6 號壩間，爾後到 10 月份為止數量則在 0-4 隻間變動(圖 10-6；表 10-1)；5 月份相繼在萬壽橋、鮭魚館、高山溪匯流口上以及高山溪一號壩及二號壩之間各有記錄到紫嘯鵝新築的巢位，另外一號壩也有至少一隻紫嘯

鵝穩定於附近活動，推測一號壩可能也有紫嘯鵝築巢，不過鮭魚館的巢卻因不明原因消失，但仍有紫嘯鵝於附近活動，可能另築新巢；7月份則在兆豐橋上游窄谷口記錄到正在坐巢的紫嘯鵝，8月份則發現萬壽橋下又有一窩紫嘯鵝繁殖，且巢中有3隻雛鳥，很有可能是今年的第二窩繁殖；今年紫嘯鵝巢數共計6巢次，實際上可能更多，已超過2004年的4巢記錄，不過今年並未把紫嘯鵝繁殖列入重點觀察，因此明年度可持續注意紫嘯鵝繁殖狀況，並加重觀察記錄比例，以更加瞭解可能為櫻花鉤吻鮭潛在天敵的紫嘯鵝在七家灣溪生息狀況。

4. 小剪尾

在往年紀錄中小剪尾的數量在秋冬季會達到高峰，在2003年12月及2004年1月有過18隻的最高紀錄，但2005年開始數量有下降趨勢，在該年數量最多的11月也僅有9隻的紀錄，不過2007年小剪尾數量逐漸攀升，在該年12月以及2008年1月各記錄到16隻；本年度1月份的調查也有14隻小剪尾的紀錄，而3月以及4月記錄到的小剪尾均在高山溪二號壩，推測小剪尾在該區有進行繁殖的可能，而6月份開始有記錄到小剪尾幼鳥的出現，在8月份記錄到12隻小剪尾中，幼鳥即佔了9隻，而後9月及10月小剪尾數量又下降到5隻及4隻(圖10-7；表10-1)。

5. 鴛鴦

歷年紀錄中，鴛鴦在七家灣溪流域幾乎都在15隻以下，僅2007年7月記錄到25隻(最大量)；本年度調查中以9月份調查到14隻最多，皆在七家灣溪二號壩以下溪段記錄到，其中最大的一群為9隻，而最少的則是6月及8月，僅有1隻紀錄(圖10-8；表10-1)；5月2日研究人員於武陵路雪霸國家公園界碑旁發現一隻母鴨帶著12隻剛離巢的小鴛鴦出現於受困於路旁水溝集水槽，研判巢洞可能位在道路邊坡上，欲沿著山溝往下因而受困，而後研究人員將小鴛鴦帶至馬路另一邊，使小鴛鴦得以順利沿山溝往下至有勝溪邊；另5月21日則在望溪亭下方溪段目擊母鴛鴦帶著4隻小鴛鴦於溪邊休息，當時小鴛鴦體型大小已約

有母鴛鴦的一半。

6. 白鵲鴿

2008 年後白鵲鴿幾乎每個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；本年度調查中，白鵲鴿數量介於 0-6 隻之間(圖 10-9；表 10-1)，而 5 月份則開始於七家灣溪一號壩上游以及武陵山莊停車場記錄到白鵲鴿幼鳥出現，而 8 月及 10 月雖然在溪流調查並未記錄到白鵲鴿，但研究人員在武陵農場道路上、管理站、農耕區等地仍有目擊到白鵲鴿出現，顯示白鵲鴿並非所有時間皆在溪流旁活動，後續白鵲鴿族群在武陵地區狀況值得持續觀察。

7. 綠蓑鷺

綠蓑鷺在七家灣溪流域主要為度冬或春秋過境的個體，在 2003 年 2 月份有過 7 隻的紀錄，而後調查中數量皆在 5 隻以下；今年僅在 2 月及 4 月份各調查到 1 隻個體於七家灣溪流域活動，10 月份在武陵賓館以及有勝溪亦有觀察到綠蓑鷺活動，但七家灣溪流域尚未記錄到(圖 10-10；表 10-1)。

(二) 繫放成果

1-5 月總計繫放了 48 隻次鳥類(附錄 10-1)。其中架設於七家灣溪兆豐橋以及一號壩上游等位置的霧網，捕獲到 14 隻次鳥類，其中 1 隻河烏成鳥曾二度重複捕捉，因此實際捕捉量為 12 隻，捕獲率為每小時 0.35 隻次；另探巢捕捉共計繫放了 33 隻雛鳥；小型蓋網則僅捕捉到 1 隻鉛色水鵝母鳥。

1. 河烏

共計繫放了 19 隻，包括 1 隻成鳥、5 隻離巢幼鳥以及 13 隻仍在巢中的雛鳥。其中霧網捕捉了 1 隻成鳥及 5 隻幼鳥；而 13 隻雛鳥是繫放編號一、三、五以及六號巢的總計(表 10-4；表 10-5)。

2. 鉛色水鵝

共計繫放了 25 隻個體，包括 5 隻成鳥(2♂3♀)以及 20 隻雛鳥。其中僅一隻成年母鳥是小型蓋網所捕獲，其餘 4 隻成鳥皆使用霧網繫放；而 20 隻雛鳥則分別

來自編號二、三、五、八、十一以及十二號巢(表 10-4、表 10-5)。

3.其他鳥種

霧網架設過程中，另有 1 隻麻雀(*Passer montanus*)以及 1 隻鴛鴦雄鳥中網(附錄 10-1)，其中鴛鴦為保育類第二級珍貴稀有保育類野生動物(行政院農委會，2008)，本研究未申請採集利用，因此捕捉後馬上原地放飛。

4.目擊回收狀況

3 月到 10 月共計有 39 筆繫放個體目擊回收記錄，其中河烏佔 20 筆，鉛色水鶉則有 19 筆，河烏除了 8 月及 10 月外其他各月均有 1-7 筆目擊回收記錄，其中記錄到移動較遠的個體是色環編號 YG 的個體，YG 是 3 月 24 日於七家灣溪兆豐橋下游水文測站中網捕獲，6 月 16 日於七家灣溪二號壩上游約 120 公尺處目擊回收，距離當初繫放地點約有 3.62 公里，而有較多目擊記錄的個體則是色環編號 WW，該河烏 2 月 22 日於編號二號巢繫放，而後在 3 月、4 月、6 月、7 月以及 9 月調查中均有記錄到 WW，其最遠活動範圍達七家灣溪觀魚台附近，距離當初繫放地點有 2.4 公里；另外透過色環以及換羽程度差異，也發現不同巢的河烏幼鳥會有一起覓食的現象，關於河烏離巢後的行為資料不多，仍有待後續持續累積。

鉛色水鶉自 6 月份起每個月均有 1-8 筆目擊回收記錄，繫放 5 隻鉛色水鶉成鳥中僅有 1 隻有目擊回收記錄，色環編號 GgG 母鳥於 2 月 24 日在武陵管理站後方繫放，而後 6 月 16 日又在觀魚台測站旁目擊回收，該位置距離管理站約 1 公里遠，並與一公鳥有配對繁殖情形，之後到 10 月份調查中每個月均可在觀魚台測站旁目擊回收 GgG 個體；色環編號 GaP 與 GIP 為在編號四號巢繫放的雛鳥，其中 GaP 為雄鳥，自 6 月份開始到 10 月份間記錄到該鳥於原巢位下游約 50 公尺處活動，僅有 7 月份沒有記錄到該鳥，GIP 為雌鳥，8 月份時在觀魚台下游約 50 處記錄到，當時一旁的鉛色水鶉公鳥對 GIP 個體有追趕行為，但在 9 月以及 10 月調查中則發現該公鳥不再對 GIP 有追逐行為，此位置與原來繫放巢

位距離約為 1.86 公里；色環編號 G 為 5 月 19 日在五號巢所繫放的雛鳥，6 月 16 日離巢約 10 天後仍可見到 G 與其他同巢雛鳥仍在巢位周邊活動，但往後 7 月份之後的調查即不見 G 以及其他幼雛身影，直到 10 月 23 日才又在原巢位下游約 50 公尺處記錄到 G，是否 G 會在此處建立領域，仍待後續持續觀察。

(三)河鳥及鉛色水鶉繁殖狀況

1.河鳥

在 2003 年以及 2004 年分別有 10 窩次以及 11 窩次的河鳥紀錄，往後就在 3-8 窩次間波動；本年度調查中共計找到 8 窩，各溪段均有河鳥巢位分布，而以迎賓橋至一號壩間較為密集，共找到 3 個巢位(圖 10-12)；其中海拔分布由迎賓橋 1707 公尺至桃山西溪五號壩 1983 公尺，除了二號巢位構築在水管中外，其餘巢位皆位於岩壁上，巢位下方溪流形態大多為深潭，僅有編號一及三號巢下方為淺瀨(表 10-4)；由溪流鳥類調查紀錄來看，在未發現巢位地區仍有幼鳥活動，因此七家灣流域河鳥巢位數量應該是有所低估。

編號四、七、八號巢因水位過深無法探視，另二號巢位發現時幼鳥已離巢，而發現三號巢時其內 4 隻幼雛已約 10 日齡，其餘編號一、五、六號巢幼雛或窩卵數分別為 4、4、3 顆，以幼鳥日齡推估最早離巢的是編號三號巢，位於高山溪匯流口附近，約在 3 月上旬離巢，而最晚離巢的則是編號一號位於迎賓橋下方的巢，離巢時間約在 4 月上旬(表 10-4)。

2.鉛色水鶉

本年度因 4 月份鉛色水鶉繁殖季調查時間適逢豪雨，因此鉛色水鶉巢位搜尋的溪段主要集中於七家灣溪迎賓橋至二號壩以及高山溪等溪段；搜尋結果包含第二窩繁殖確定有巢內有卵或雛鳥共計 16 巢次(圖 10-16)；平均巢位高度為 2.3 ± 1 公尺 ($n=13$)；13 個巢位中，有 4 個築在岩壁縫隙，2 個築在枯木縫隙，其餘 7 個皆構築於人工構造物上，包括屋簷縫隙、涼亭樑柱間隙、燈罩內側、步道下方縫隙以及甚至電表箱等；巢位大多在溪流環境或週邊，但其中位於武陵車站的二

號巢以及武陵管理站後方的六號巢，個別距離溪流達到 150 公尺以及 85 公尺(表 10-6)，後續觀察中，並無發現二號巢這對鉛色水鷀至溪邊活動，幾乎都在巢位周邊活動覓食，而六號巢這對鉛色水鷀則會到溪邊活動，僅部分時間在巢位周邊逗留覓食。

觀察結果中，平均窩卵數為 3.3 ± 0.5 顆 ($n=10$)，平均幼鳥數為 2.9 ± 0.9 隻 ($n=9$)，平均離巢數為 2.5 ± 1.3 隻 ($n=6$)；其中五號巢有較完整繁殖期的記錄，該巢於 3 月 29 日發現，直到 4 月 24 日才發現有下蛋情形，在未下蛋期間可觀察到親鳥有持續添補巢材的現象，接下來進入為期 16 天的孵卵期，5 月 10 日雛鳥孵出，而直到 5 月 26 日雛鳥全數離巢，育雛期共 16 天。而位於兆豐橋下的三號巢則是今年七家灣溪流域觀察到最早繁殖的巢位，3 月 30 號發現時巢內雛鳥大約已屆 10 日齡(表 10-7)。

繁殖結果方面，至少有一隻幼鳥成功離巢的有 8 巢，繁殖失敗的有 8 巢 (表 10-7)，有進行繁殖的巢位中，築巢於天然結構巢位有 8 巢，而築巢於人工巢位則有 8 巢，天然結構巢位成功離巢的有 3 巢，人工結構巢位成功離巢的有 5 巢；繁殖失敗的巢位分別為一、六、七、九、十二、十三號巢以及四號巢的第二窩繁殖；一號巢位於武陵場本部望溪亭樑柱結構內，5 月 21 日發現時巢內有 3 卵，而巢位附近仍有剛離巢的幼鳥徘徊，因此推測本巢可能是第二窩繁殖，6 月 9 日再探巢時，卻發現蛋已不在，推測可能遭掠食者捕食；六號巢位於武陵管理站後方的屋簷縫隙，巢位本身由新巢堆疊在數個舊巢上，巢體頗大，5 月 20 日當天發現時新巢內無卵，反而是舊巢內有 3 個蛋，在之後的觀察中發現母鳥無孵卵情形，推測此巢可能為第一窩繁殖失敗，但後續並無觀察到有進行第二窩繁殖情形；而在觀魚台測站旁枯木的七號巢於 5 月 7 日發現時巢內並無卵或雛鳥，直到 5 月 15 日時發現母鳥已在孵蛋，內有 3 個蛋，且此母鳥為先前於武陵管理站繫放的個體(色環編號 GgG)，不料 5 月 25 日發現巢內無蛋或雛鳥，巢下僅剩一半的蛋殼，可能為掠食者攻擊所致；九號巢位於觀魚台木棧道下方間隙，5 月 8

日初次發現時巢內已有 4 個蛋，在 5 月 19 號探巢時發現雛鳥已孵出，全身無毛未開眼，推測應剛孵出 1 到 2 天，而 5 月 23 一早再探視時卻發現巢內已無雛鳥，且巢下疑似有人活動的痕跡，因這個巢可由木棧道直接目視，推測雛鳥可能被人取走；十二號巢位於高山溪二號壩下游約 150 公尺處的右岸岩壁，5 月 9 日發現時巢中有 3 個蛋，5 月 20 日探巢時雛鳥已孵出，由尚未長毛的特徵來看應為 5 日齡內，一週後欲前往繫放雛鳥時卻發現巢中沒有雛鳥，推測可能已被天敵捕食，6 月 17 日發現該巢內有 3 卵，應是該巢親鳥進行第二窩繁殖所為，不料 6 月 23 日前往探視時巢內已無蛋，且巢體有被破壞痕跡，可能被天敵捕食，十二號巢第二窩繁殖又失敗；位於觀魚台測站下游窄谷左岸岩壁的第十三號巢，6 月 16 日發現時巢內有 3 個蛋，但 6 月 20 日探巢時蛋已不見，應是天敵捕食所為；而兆豐橋下編號四號巢於 6 月 10 日發現時，原巢位旁 3 公尺處岩壁有一新巢，且巢內有 3 個蛋，應是該巢親鳥進行第二窩繁殖，6 月 19 日探巢雛鳥已孵出，由外觀判斷應為二日齡內雛鳥，但 7 月 1 日再探雛鳥已消失，推測被天敵捕食可能性很高，綜合以上繁殖失敗案例，除編號九號巢疑似遭人為破壞外，其餘巢位很可能都因天敵捕食而導致繁殖失敗；另外編號二號以及六號巢都未有蛋未孵出，可能是未受精之故。

幼鳥型值測量方面，結果發現體重以及跗蹠長度在 11 日齡時就已接近離巢時結果，而全頭長、自然翼長以及尾長至離巢前都逐日增加，嘴長可能因嘴喙基部毛長短程度影響，使得測量出來的數值較不準確(圖 10-17)。

在幼鳥發現日期與海拔分布方面，海拔越高溪段的鉛色水鷄幼鳥離巢時間有較晚趨勢。例如，3 月 30 日在武陵賓館下游的大甲溪河段最早記錄到幼鳥離巢，該地海拔 1715 公尺，之後 4 月 5 日出現於七家灣溪在兆豐橋下(海拔 1748 公尺)，再來是迎賓橋至觀魚台地區相繼記錄到離巢幼鳥，而海拔 1892 公尺的七家灣溪三號壩直到 5 月 25 才記錄到離巢幼鳥(圖 10-18)。

離巢幼鳥散布方面，四號巢色環編號 GaP 的雄鳥離巢後在距離巢位不到

100 公尺處穩定出現，但同巢母鳥 GIP 則擴散至距離巢位約 1.86 公里處活動，另五號巢色環編號 G 的雄鳥在離巢後 5 個月也於原巢位附近活動。

(四) 壩體改善對兩種常見溪鳥數量之影響

河鳥數量部分，因其活動範圍較大，以 500 公尺分段為來看一號壩上下游 1 公里內數量的變化，1-2 月兩段隻數在 0-4 隻次，而 3-4 月則在 0-15 隻次，5 月份完成拆壩後，6-10 月各段隻數在 0-4 隻次(圖 10-3)，比較各段拆壩前後四個月數量總和發現，拆壩後各段數量均較拆壩前小，不過減少比例以下游段較上游段較大，例如下游 0-500 公尺減少 50%(14 隻次→7 隻次)，上游 0-500 公尺沒有變化(都是 15 隻次)，至於下游 0-500 公尺則減少 63.6%(22 隻次→8 隻次)，上游 0-500 公尺僅減少 36.3%(11 隻次→7 隻次)。

拆壩效應方面，以 100 公尺一段來看上下游 1 公里內鉛色水鶉數量的變化，拆壩前 1-4 月各段隻數在 0-3 隻次間，拆壩後 6-10 月各段隻數在 0-6 隻次間(圖 10-5)，若以 500 公尺分段比較拆壩前後四個月一號壩上下游 1 公里鉛色水鶉數量，發現拆壩前後上下游段鉛色水鶉的數量均較拆壩前增加，但以下游段增加比例較少一些。例如，下游 0-500 公尺增加 42.3%(26 隻次→37 隻次)，上游 0-500 公尺增加 50% (24 隻次→36 隻次)，至於下游 0-500 公尺則無變化(均為 34 隻次)，上游 0-500 公尺則增加 29.2%(24 隻次→31 隻次)。

此外，一號壩壩體改善後，下游地區開始有泥沙堆積，使得部分深潭變淺或消失，其中在一號壩下游約 600 公尺處的四號巢位下方原為深潭，但轉變為一處淺瀨(圖 10-13、圖 10-14)，另一號壩露出大面積岩壁，且壩下逐漸淘空形成深潭(圖 10-15)，因此拆壩後溪流地景轉變是否會影響到往後河鳥築巢的選擇，將是明年度觀察河鳥繁殖的重點之一。

四、討論

(一)河鳥

今年3月份河鳥數量達到2004年以來的高峰，Chiu *et al.*(2008)指出，河鳥豐富度與水生昆蟲豐富度以及生物量呈正相關，而水生昆蟲豐富度與生物量會因為洪水水量增加而受到衝擊，進而影響河鳥數量，近兩年七家灣流域較無較大颱風帶來豐沛水量，而本年度水生昆蟲調查團隊發現水生昆蟲數量亦為歷年新高，或許此一結果與今年河鳥數量成長可相呼應。

編號2號巢構築於一廢棄水管中，該水管直徑約30公分長，發現該巢時幼鳥已離巢，且有一半巢體掉落於水中，可能是幼鳥離巢時所造成，此為七家灣流域第一筆河鳥利用人工結構物築巢的案例，在國內其他研究中，陳炤杰(1989)也曾經在坪林發現河鳥築巢於橋墩的案例；在國外的研究中也有發現河鳥使用人工結構物，在美洲河鳥(*Cinclus mexicanus*)的案例中，也有利用水管築巢的情形(Everett and Marti 1979)，且該水管直徑僅12公分寬，甚至也有發現於屋頂上築巢的情形(Sullivan 1965)，而Hawthorne(1979)則成功利用巢箱吸引美洲河鳥築巢，達到復育目的。此外，在歐洲河鳥(*Cinclus cinclus*)研究中則有利用廢棄牛棚築巢的例子，且該巢位距離溪床約30公尺遠；河鳥於人工建物築巢，是否有可能因天然巢位不足所致，以及人工建物巢與天然巢位的繁殖成功率是否不同，都值得後續持續探討。

(二)鉛色水鶇

歷年來洪水對七家灣流域河鳥族群量有所衝擊(Chiu *et al.* 2008)，但同樣為溪流鳥類的鉛色水鶇族群卻無沒受到衝擊，反而逐年遞增加，郭美華(2005)指出，大水後七家灣溪裏的水生昆蟲群聚的大型毛翅目(Trichoptera)比重下降，雙翅目(Diptera)搖蚊科(Chironomidae)占的比重增加，對以小型飛蟲為主食的鉛色水鶇(王穎 1986)的族群成長而言，可能是正面的；另外七家灣溪颱風過後部分河道加寬，可容納更多鉛色水鶇數量進入，也是原因之一(孫元勳 2008)。

今年 6 月份鉛色水鶉數量達到歷年新高 158 隻，7 月份亦為歷年次高的 153 隻，推測今年夏季鉛色水鶉數量可能已達環境承載上限，使得 8 月份後數量又逐漸下降至往年平均數量。

鉛色水鶉繫放個體目擊回收紀錄方面，總共繫放了 25 隻鉛色水鶉個體，僅有 4 隻個體有 2 次以上目擊回收紀錄，其中包括 1 隻雌成鳥，3 隻為巢中繫放的雛鳥，成鳥繫放後目擊回收率為 20%(n=5)，雛鳥繫放後目擊回收率為 15%(n=20)，目擊回收率皆不高，但因繫放個體仍不多，需要再持續繫放，並且有系統的調查目擊回收率，才能較有效推估武陵地區鉛色水鶉的存活率。在北美同屬於小型燕雀目的白腹燈草鶉(*Junco Phaenotus*)研究中，發現其雛鳥第一年死亡率明顯高於成鳥(Sullivan 1989)，而造成幼鳥死亡原因主要為天敵捕食，其次為飢餓，該研究認為幼鳥飛行能力較差，因此遭天敵捕食機會較高，武陵地區鉛色水鶉天敵除了包括原生的猛禽、蛇類等等外，研究人員亦觀察過野貓捕食鉛色水鶉剛離巢幼鳥的記錄(孫元勳等 2008)，尤其是靠近野貓活動較頻繁區域的鉛色水鶉巢位可能有較高的被捕食風險，本年度於場本部地區鉛色水鶉離巢後尚無目擊回收紀錄，可能是此區野貓活動頻繁有關，但並無觀察到離巢幼鳥後續動態，因此仍須累積更多資料來得知。

鉛色水鶉調查中有不少築巢於人工結構上，王穎(1986)研究中也有發現鉛色水鶉使用橋墩以及木屋橫樑縫隙築巢的案例。本次調查中利用人工結構築巢的 8 巢中，有 5 巢成功離巢，而築巢於天然結構的 8 巢中則有 3 巢成功離巢，比例上築巢於天然結構巢位離巢成功率略高，但因樣本數較少，仍需持續累積樣本數才足以來說明是否有生態上的意義。Purcell *et al.*(1997)針對西方知更鳥(*Sialia mexicana*)、素色山雀(*Parus inornatus*)、家鷓鴣(*Troglodytes aedon*)以及灰喉蠅霸鶉(*Myiarchus cinerascens*)等四種燕雀目(Passeriformes)鳥類利用天然巢位以及人工巢箱繁殖情形的比較中發現，使用人工巢箱的西方知更鳥、素色山雀以及家鷓鴣都有較佳的繁殖表現，且被掠食者捕食的風險也較低，但兩種巢位類

型對灰喉蠅霸鶉的繁殖表現無顯著上的差異，因此 Purcell *et al.*(1997)認為，在各別鳥種使用人工巢箱的利益上可能有所差異，應審慎的評估；鉛色水鶉利用人工結構物以及天然結構築巢對其生殖表現的影響也是值得探究的題目，編號八號巢即位於電表箱中，電表箱外型類似鳥巢箱，因此若設置針對鉛色水鶉應用的人工巢箱，應該有很高的進駐機率。

編號五號巢內發現有大量的櫻花果果核，且在該巢雛鳥糞便中幾乎都帶有櫻花果色素，另外也曾觀察到編號2號巢的雄鳥啄食掉落在地面的櫻花果實，這些果核可能是吐出來的食繭，分類上鉛色水鶉屬於鶉科，而鶉科鳥類會吐食繭 (Terres 1980)。王穎(1986)研究發現，鉛色水鶉以昆蟲為主食(比例達99.9%)，但也曾記錄過其食用懸鉤子(*Rubus sp.*)。

鉛色水鶉雛鳥離巢後雌鳥擴散似乎較遠，惟目前樣本數較少，有待後續累積。雌性幼鳥擴散較遠的現象在大山雀(*Parus Major*) (Greenwood *et al.* 1979)和烏鶉(Greenwood and Harvey 1976)也是如此。Greenwood 認為，這種行為是與雄鳥傾向就近建立領域求偶有關，另也認為幼鳥擴散距離會受到該族群密度的影響，。

(三)、壩體改善對兩種常見溪鳥數量之影響

拆壩前後4個月份內一號壩下游段的河鳥數量減少比例高於上游，鉛色水鶉增加比例也以下游段較低。發現拆壩後各段河鳥數量均有降低，而下游段整體下降趨勢較上游段來得明顯，而且下游樣站水生昆蟲的數量回復較上游樣站慢(郭美華，個人聯絡)。事實上，國外研究也有此發現，例如 Thomson *et al.*(2005)表示，攔砂壩拆除後下游泥沙沈積狀況明顯，若再遭遇洪水事件河床沈積物變動更大，水生昆蟲族群回復需較長時間。王筱雯(2011)發現，一號壩拆壩後下游段500公尺泥沙堆積仍有十餘公分。今年一號壩體拆除後，在六月底的米雷颱風以及十月初的東北季風都給七家灣溪帶來豐沛的水量，因此可能使得一號壩下游地區水生昆蟲族群回復狀況受到干擾，使得該溪段水生昆蟲較一號壩上游地區豐富

度相對較低，間接影響到河鳥出現於一號壩下游地區的數量。這個效應會持續多久，端視上游沉積物多寡、河川本身流速以及坡度等因素影響(Bednarek 2001)，是後續值得探討之議題。

(四)、氣候變遷對溪流鳥類的影響

1.洪水對溪鳥的影響

氣候變暖之影響下，洪水的頻度以及強度可能持續增加(Liu *et al.* 2009)。Hunter *et al.*(1987)研究發現洪水會改變河岸植群，進而使得鳥類棲地利用以及群聚現象產生改變。預期武陵地區濱岸因強降雨增加造成邊坡崩塌面積擴大，森林邊際鳥類(edged birds)的數量可能會因而增加；這些鳥類包括：竹雞(*Bambusicola thoracica*)、台灣小鶯(*Cettia fortipes*)、藪鳥(*Liocichla steerii*)、粉紅鸚嘴(*Paradoxornis webbianus*)等。此外，Chiu *et al.*(2008)則指出：七家灣溪的洪水會對當地水生昆蟲族群量造成負面響，進而使得其捕食者河鳥的數量減少且延長回復的週期。

2.全球暖化對溪鳥繁殖時間和分布的影響

Dunn and Winkler (1999)研究發現，北美洲樹燕(*Tachycineta bicolor*)繁殖時間受到全球暖化影響，因春季溫度逐年變暖，自1959-1991年間其平均繁殖時間提早了9天。我們發現，在短短幾公里的七家灣溪海拔落差兩百公尺內的溪段的鉛色水鶉的繁殖時間就不一樣，呈現海拔越高幼鳥越晚離巢的趨勢；兩百公尺海拔的溫度落差應該有1-2°C之多，因此在全球暖化影響下，預期日後鉛色水鶉繁殖時間可能逐漸提前。又分布上限在七家灣溪下游的翠鳥，可能會因全球暖化往中上游逐漸擴展上去。

五、結論與建議

(一)結論

1.本年度上半年河鳥數量較過去幾年有回升趨勢，其反應出該物種的主要獵物-水生昆蟲-族群的回升，此和去年研究地並無颱風帶來的明顯降與有關；一號壩拆除後其下游地區河鳥數量較拆壩前減少，可能與下游溪段水生昆蟲數量回復較慢有關。

2.本年度夏季鉛色水鵝數量達到歷年新高，由2004年艾莉颱風後逐漸擴增的族群似乎已達到該地的承載量。溪床拓寬可能是2004年後鉛色水鵝族群擴增的主因。

(二)建議

1.立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

協辦機關：南投林區管理處

鉛色水鵝利用人工建物築巢的比例很高，因有些建物的安全條件不佳，建議可在適合地點掛設不同設計的巢台，測試其偏好。

2. 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

協辦機關：南投林區管理處

持續監測氣候變遷對溪流鳥類影響，如洪水對溪流鳥類族群量造成的變動，以及全球暖化後溪流鳥類的繁殖時程是否有所變化。

六、參考文獻

- 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.
- 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.
- Dunn, P. O. and D. W. Winkler. 1999. Climate change has affected the breeding date of Tree Swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 266: 2487-2490.
- Hawthorne, V. M. 1979. Use of nest boxes by dippers on Sagehen creek, California. *Western Birds* 10: 215-216.
- Hunter, W.C., B. W. Anderson, and R. D. Ohmart. 1987. R. D. Avian community structure changes in a mature floodplain forest after extensive flooding. *J. Wildlife Management* 51:495-502.
- Everett, S. W. and C. D. Marti. 1979. Unusual Dipper nests found in Utah. *North American Bird Bander* 4(2): 58- 59.
- Greenwood, P. J., and P. H. Harvey. 1976. The adaptive significance of variation in breeding area fidelity of the blackbird (*Turdus merula* L.). *The Journal of Animal Ecology*:887-898.
- Greenwood, P. J., P. H. Harvey, and C. M. Perrins. 1979. The role of dispersal in the great tit (*Parus major*): the causes, consequences and heritability

- of natal dispersal. *The Journal of Animal Ecology*:123-142.
- Liu, S. C., C. Fu, C.-J. Shiu, J.-P. Chen, and F. Wu, 2009, Temperature dependence of global precipitation extremes. *Geophys. Res. Lett.* 36, L17702, doi: 10.1029/2009GL040218.
- Purcell, K. L., J. Verner, and L. W. Oring. 1997. A comparison of the breeding ecology of birds nesting in boxes and tree cavities. *The Auk* 114: 646-656.
- Sullivan, J. O. 1965. A Dipper Nest Away From Water. *Condor* 68,(1): 107.
- Sullivan, K. A. 1989. Predation and starvation: age-specific mortality in juvenile juncos (*Junco phaeotus*). *The Journal of Animal Ecology*:275-286.
- Terres, J. K. 1980. *Encyclopedia of North American*. Wings Books, New York.
- 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.
- 中央氣象局。2011。 <http://www.cwb.gov.tw/>。林務局全資訊網。
- 行政院農業委員會。2008。 <http://www.forest.gov.tw/mp.asp?mp=1>，林務局全資訊網。
- 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。
- 王慈憶、李崇誠、陳建璋、陳朝圳。2007。氣候變遷對台灣森林之衝擊影響評估。第26屆測量及空間資訊研討會。
- 王穎，1986。台灣特有亞種鉛色水鵝的生態研究。師大生物學報21:15-39。
- 白梅玲、李培芬、端木茂甯。2006。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49:23-37。
- 李培芬a、許嘉恩、許皓捷、吳姍樺，2005。氣候變遷對台灣生態之衝擊。2005年森林與環境變遷研討會。
- 李培芬b、林瑞興、白梅玲、柯智仁，2006。建立台灣氣候變遷的生態預警系統-以八色鳥為例。全球變遷通訊雜誌49:10-18。

- 李培芬、柯智仁。2006。建立氣候變遷對陸域生態衝擊衝擊預警指標與機制。95年度環保署/國科會空污防治科研合作計畫。
- 林幸助、徐崇斌、葉昭憲、官文惠、彭宗仁、高樹基、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、葉文斌、吳聲海、曾晴賢、孫元勳、邵廣昭，2009。武陵溪流生態系長期生態研究與生態模式建構。國立臺灣博物館學刊62(4):13-24。
- 林曜松、楊平世、梁世雄、曹先紹、莊鈴川，1988。櫻花鉤吻鮭生態之研究(一)：魚群分布與環境因子關係之研究。行政院農業委員會，76年生態研究第023號。66頁。
- 孫元勳、曾建偉、陳建廷，2008。溪流鳥類群聚生態監測武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，11-1-30頁。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 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。。
- 陳昭杰，1989。河鳥繁殖領域與棲地關係之研究。國立台灣師範大學生物研究所碩士論文。
- 許富雄，2001。鳥類資源的調查方法。特有生物研究3:81-90。
- 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。
- 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。

表 10-1、2011 年 1 月-4 月武陵地區溪流鳥類調查，5 月及 10 月份因豪雨無法溯溪調查。括號內數字為亞成鳥隻數。資料來源：本研究調查。

月份	鳥種	溪段					合計
		迎賓橋- 一號壩	一號壩- 二號壩	二號壩- 三號壩	三號壩- 六號壩	高山溪	
1 月	鉛色水鶇	33	34	19	13	12	111
	河鳥	6	10	3	1	1	21
	小剪尾	3	6	2	2	1	14
	鴛鴦	2	0	2	0	0	4
	白鶺鴒	-	1	-	-	-	1
	灰鶺鴒	1	2	-	-	-	3
2 月	鉛色水鶇	23	30	22	18	16	109
	河鳥	9	11	6	4	4	34
	小剪尾	2	-	-	1	2	5
	鴛鴦	2	4	2	2	-	10
	白鶺鴒	-	1	-	-	-	1
	灰鶺鴒	1	-	-	-	-	1
	綠蓑鶇	-	-	1	-	-	1
3 月	鉛色水鶇	24	31	15	20	21	111
	河鳥	22(11)	13(6)	11(5)	3	4	53(22)
	小剪尾	-	-	-	-	1	1
	紫嘯鶇	-	-	-	-	1	1
	鴛鴦	2	1	2	2	-	7
	白鶺鴒	-	5	1	-	-	6
	灰鶺鴒	1	1	-	-	-	2
	夜鶇	-	1	-	-	-	1
4 月	鉛色水鶇	35(5)	37	17	13	19	121
	河鳥	10(9)	14(8)	8(4)	2(1)	9(4)	43
	小剪尾	-	-	-	-	1	1
	紫嘯鶇	-	-	-	-	1	1
	鴛鴦	2	-	-	-	-	2
	白鶺鴒	-	4	-	-	-	4
	綠蓑鶇	-	-	-	1	-	1

續表 10-1、2011 年 1 月-4 月武陵地區溪流鳥類調查，5 月及 10 月份因豪雨無法溯溪調查。括號內數字為亞成鳥隻數。資料來源：本研究調查。

月份	鳥種	溪段					合計
		迎賓橋- 一號壩	一號壩- 二號壩	二號壩- 三號壩	三號壩- 六號壩	高山溪	
6 月	鉛色水鶉	38(10)	48(11)	17(3)	28(9)	27(5)	158(38)
	河烏	8(2)	10(3)	6(2)	6(2)	5(1)	35(10)
	小剪尾	-	-	-	5(1)	-	5(1)
	紫嘯鶉	1	-	-	5	1	7
	鴛鴦	-	-	1	-	-	1
	白鶺鴒	-	3	-	-	-	3
	夜鷺	-	1	-	-	-	1
7 月	鉛色水鶉	41(14)	40(12)	19(7)	25(10)	28(12)	153(55)
	河烏	4	10(1)	7(1)	4	6	31(1)
	小剪尾	-	-	-	1(1)	-	1(1)
	紫嘯鶉	1	-	-	1	1	3
	鴛鴦	1	2	-	-	1	4
	白鶺鴒	-	3	-	-	-	3
8 月	鉛色水鶉	15(1)	37(3)	15(3)	16(1)	30(11)	113(19)
	河烏	6	8	5	3	6	28
	小剪尾	-	5(5)	2(2)	2(1)	3(1)	12(9)
	紫嘯鶉	3(3)	-	-	-	1	4(3)
	鴛鴦	1	-	-	-	-	1
9 月	鉛色水鶉	26	27	11	17	24	105
	河烏	13	10	3	4	8	38
	小剪尾	3	-	1	-	1	5
	紫嘯鶉	-	-	-	-	1	1
	鴛鴦	5	9	-	-	-	14
	白鶺鴒	-	1	2	-	-	3
10 月	鉛色水鶉	17	38	9	12	21	97
	河烏	4	11	6	5	8	34
	小剪尾	-	-	2	-	2	4
	鴛鴦	-	2	-	-	2	4
	灰鶺鴒	1	2	-	-	-	3

表 10-2、拆壩前後 4 個月一號壩上下游 1 公里內 500 公尺分段河鳥數量比較。
資料來源：本研究調查。

	一號壩下游 500m-1000m	一號壩下游 0m-500m	一號壩上游 0m-500m	一號壩上游 500m-1000m
拆壩前	23	12	15	11
拆壩後	6	7	12	5

表 10-3、拆壩前後 4 個月一號壩上下游 1 公里內 500 公尺分段鉛色水鵝數量比較。資料來源：本研究調查。

	一號壩下游 500m-1000m	一號壩下游 0m-500m	一號壩上游 0m-500m	一號壩上游 500m-1000m
拆壩前	38	30	26	25
拆壩後	34	32	31	24

表 10-4、河鳥巢位測量紀錄。資料來源：本研究調查。

編號	地點	坐標(TWD67)	發現日期	海拔(m)	巢位基質	巢下溪流型態	幼雛/高卵數	備註
1	迎賓橋	280282, 2693766	3月2日	1707	岩縫	淺瀨	4	-
2	新復育中心下游小潭	280914, 2694373	3月2日	1715	水管	深潭	不確定	發現時已離巢,巢前半部掉落水中.
3	高山溪匯流口上游	280906, 2694687	2月21日	1730	岩壁	淺瀨	4	-
4	水文測站上 10m	280925, 2694727	2月18日	1727	岩壁	深潭	不確定	水深無法探巢
5	觀魚台上左岸 30m	280694, 2696667	2月18日	1794	岩壁	深潭	4	-
6	舊復育中心下游	280537, 2697335	2月18日	1806	岩壁	深潭	3	-
7	抽水站下游	280882, 2698255	2月19日	1824	岩壁	深潭	不確定	水深無法探巢
8	桃山西溪 5 號壩	280888, 2699732	2月21日	1983	岩壁	深潭	不確定	水深無法探巢

表 10-5、鉛色水鶉巢位特徵。資料來源：本研究調查。

編號	地點	座標(TWD67)	海拔(m)	巢位基質	巢離地高(m)	離溪距離(m)
1	望溪亭	280626, 2694246	1718	涼亭樑柱間隙	4	>10m
2	武陵車站腳踏車出租處	280639, 2694460	1737	屋簷縫隙	4	>50m
3	鮭魚復育中心門口	280909, 2694495	1732	燈罩內側	2.5	>10m
4	兆豐橋下左岸	280868, 2694872	1749	岩壁	1.5	<10m
5	一號壩上 150m 左岸	280741, 2695572	1759	枯木	1.5	<10m
6	武陵管理站後方車棚	280683, 2695350	1770	屋簷縫隙	3	>50m
7	觀魚台測站	280695, 2696333	1784	枯木	1	<10m
8	觀魚台下游 50m	280671, 2696458	1791	電表箱	1	<10m
9	觀魚台步道	281476, 2696383	1803	步道下方縫隙	3	<10m
10	高山溪工寮儲油庫	280736, 2694733	1757	屋簷縫隙	2.5	>10m
11	高山溪一號壩上 200m 左岸	280373, 2694965	1793	岩壁	1.5	<10m

12	高山溪二號壩下 150m 右岸	280179, 2695028	1794	岩壁	3	<10m
13	觀魚台測站下窄谷左岸岩壁	280729,2696212	1771	岩壁	2	<10m

表 10-6、鉛色水鶉繁殖狀況。資料來源：本研究調查。

編號	地點	發現日	窩次	高卵數	幼鳥數	離巢數	離巢或失敗日	生殖結果
1	望溪亭	5月20日	1	3	-	-	6月9日	失敗
2	腳踏車出租處屋簷	5月7日	1	4	1	1	-	成功
3	鮭魚復育中心門口燈罩內側	5月10日	1	-	3	1	5月16日	成功
4	兆豐橋下左岸岩壁	3月30日	1	-	3	3	-	成功
5	砂石下切處左岸	3月29日	1	4	4	4	5月26日	成功
6	管理站後方車棚棚架下	5月20日	2	3	-	-	-	失敗
7	窄谷上分流尾倒木	5月7日	1	-	-	-	5月25日	失敗
8	觀魚台下50m路邊電表箱內	5月19日	1	-	4	4	5月20日	成功
9	觀魚台步道下方	5月8日	1	4	-	-	5月23日	失敗
10	入口處工寮儲油庫屋簷下	5月9日	1	-	3	-	5月15日	成功
11	一號壩上殘材堆上200m左岸岩壁	5月9日	1	3	2	2	-	成功
12	二號壩下150m右岸岩壁	5月9日	1	3	-	-	6月17日	失敗
13	腳踏車出租處屋簷	6月8日	2	-	3	-	-	成功
14	兆豐橋下左岸岩壁	6月10日	2	3	3	-	7月1日	失敗
15	觀魚台測站下窄谷左岸岩壁	6月16日	1	3	-	-	6月20日	失敗
16	二號壩下150m右岸岩壁	6月17日	2	3	-	-	6月23日	失敗

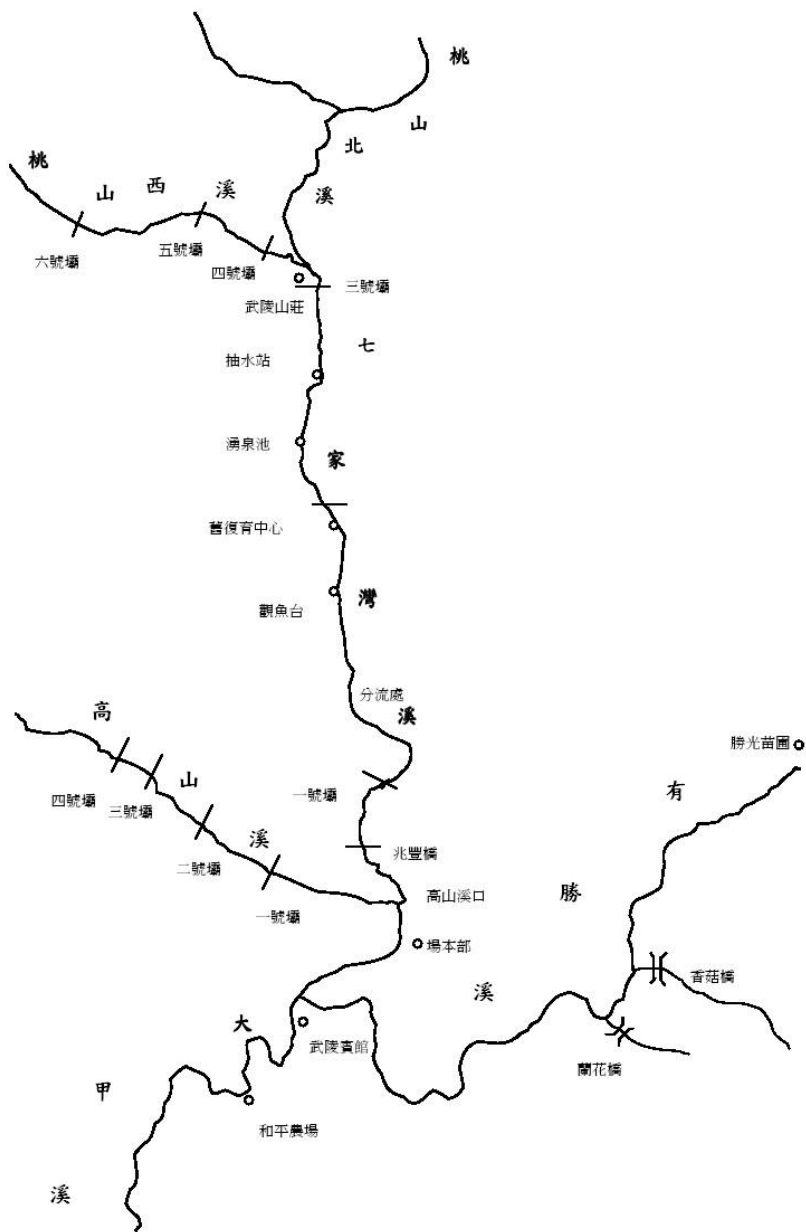


圖 10-1、研究樣區示意圖
資料來源：本研究調查

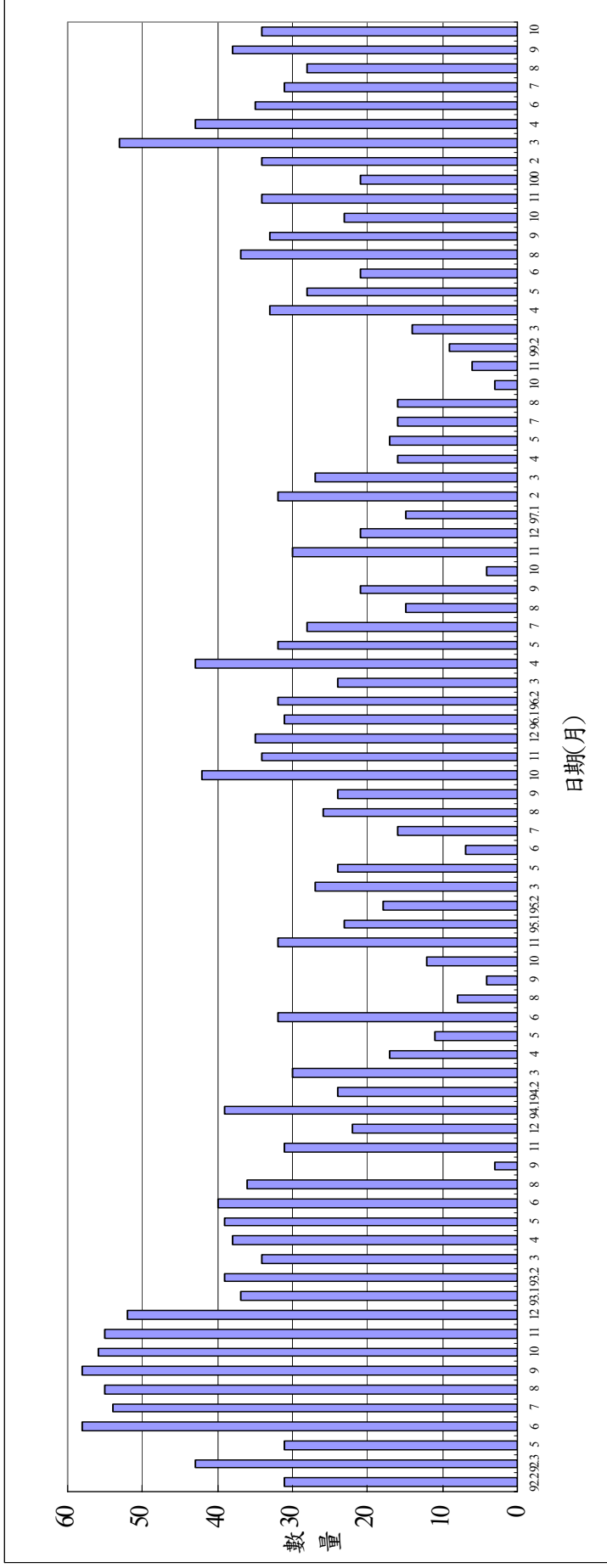


圖 10-2、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的河鳥數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

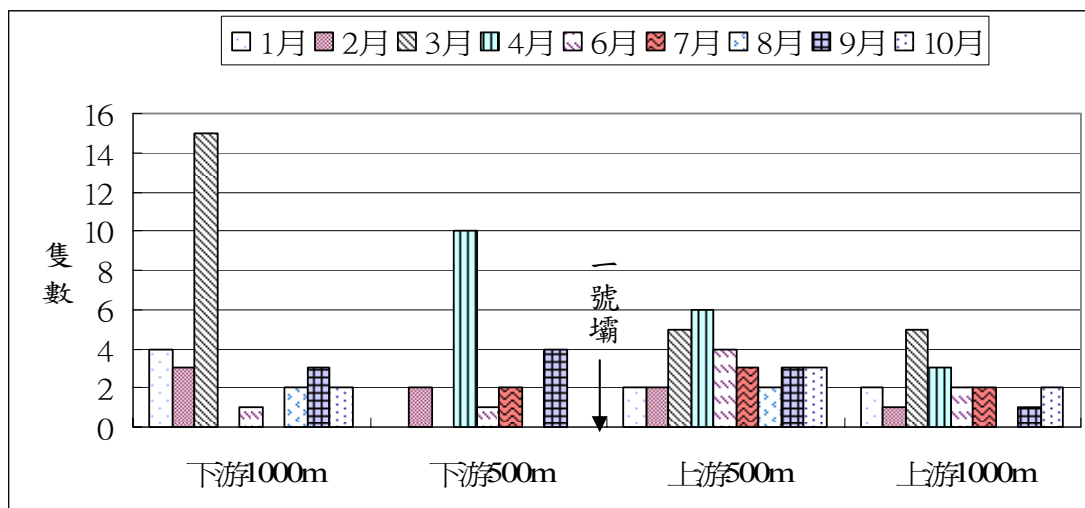


圖 10-3、2011 年 1-4 月七家灣溪一號壩上下游 1 公里每 500 公尺溪段河鳥數量月變化。資料來源：本研究調查。

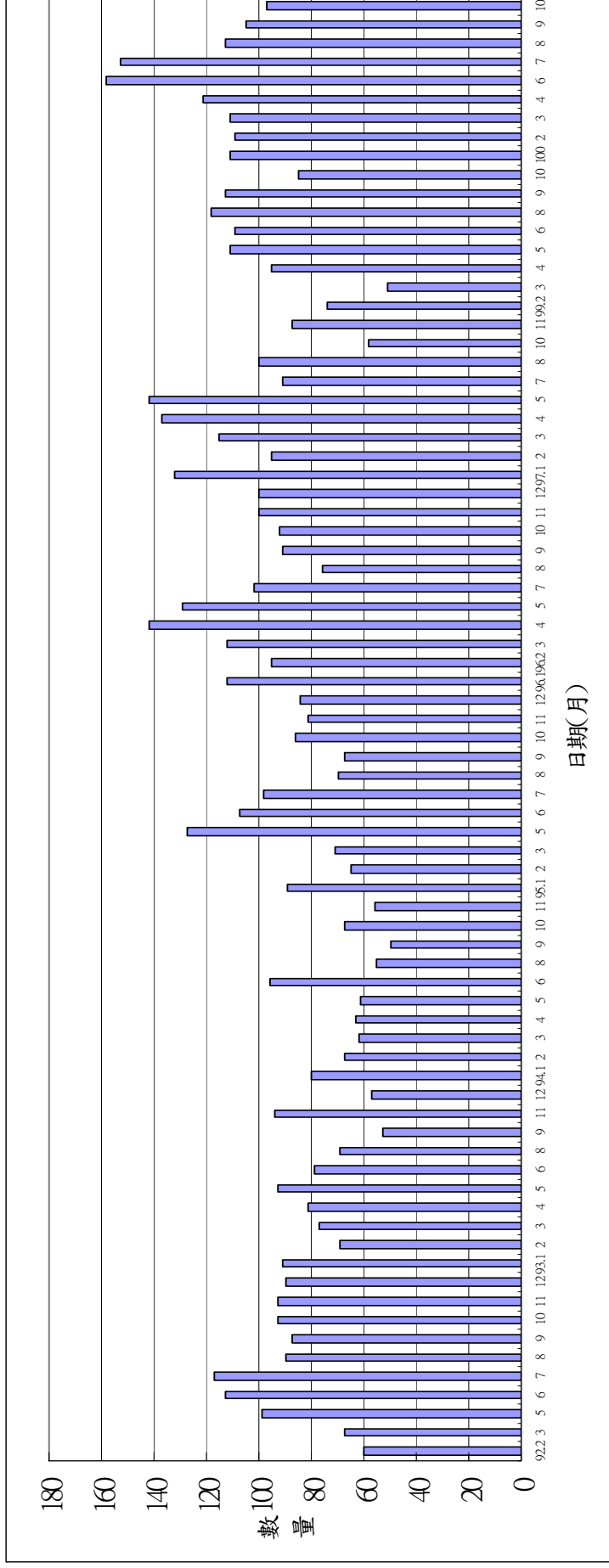


圖 10-4、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的鉛色水鶉數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

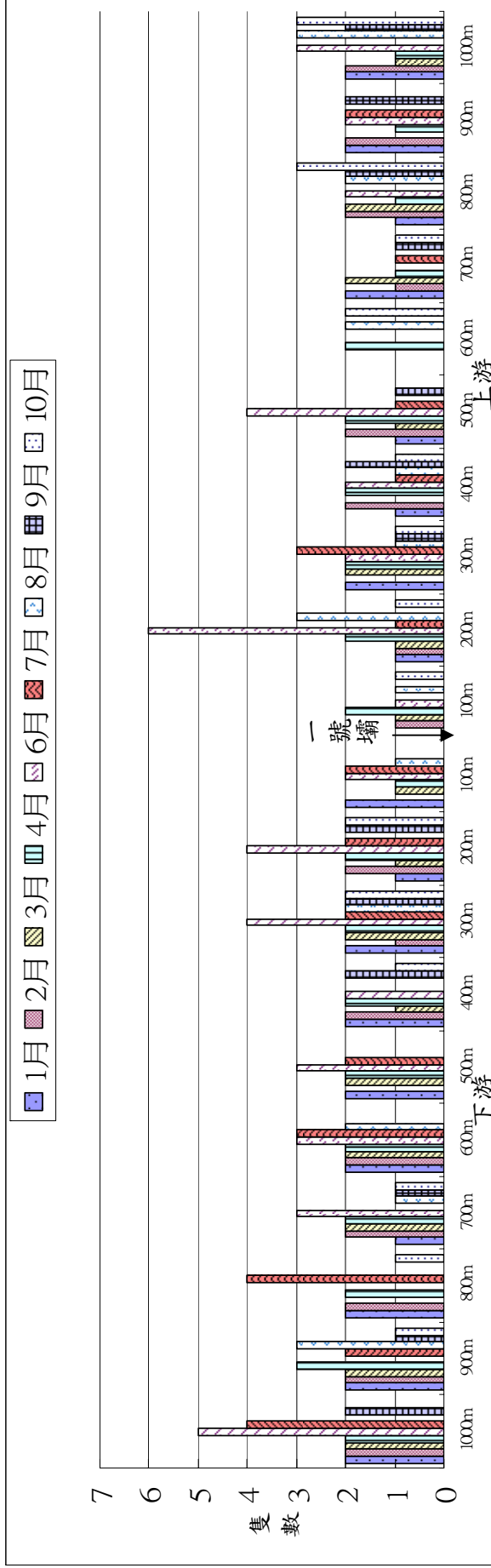


圖 10-5、2011 年 1-4 月七家灣溪一號壩上下游 1 公里每百公尺溪段鉛色水鶉數量月變化。資料來源：本研究調查。

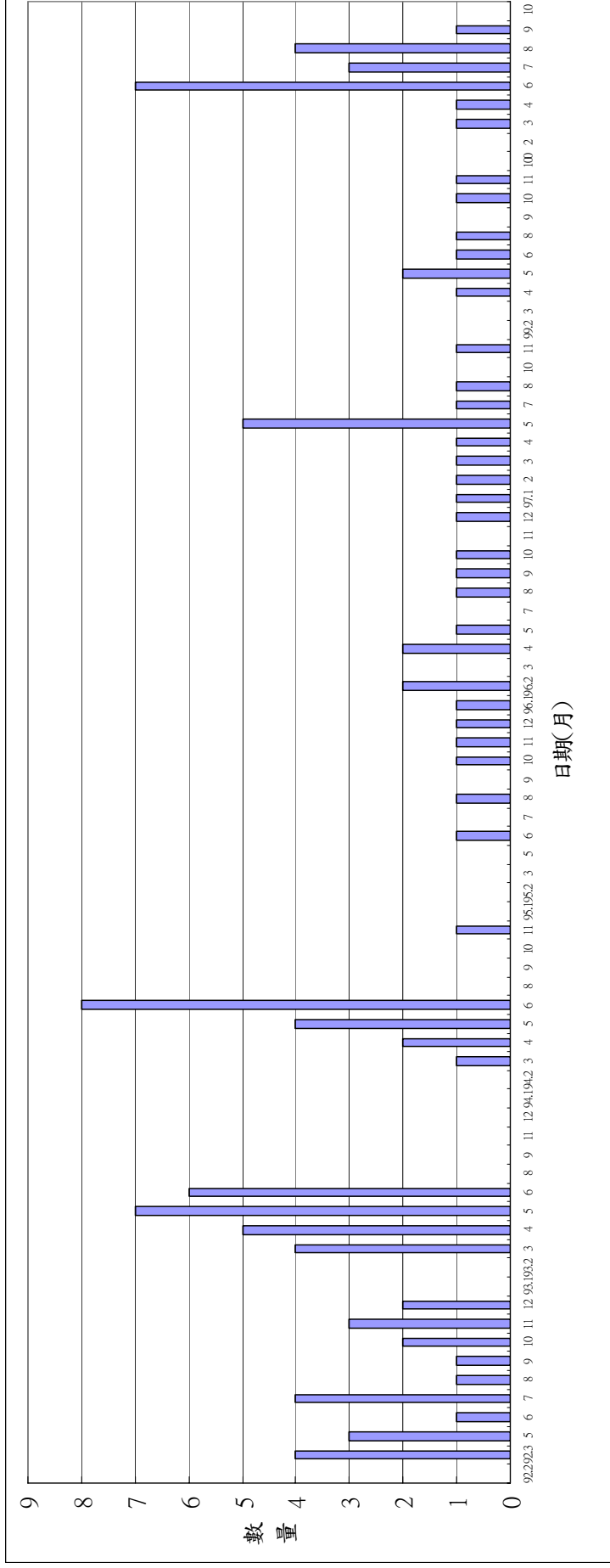


圖 10-6、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的紫嘯鶉數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

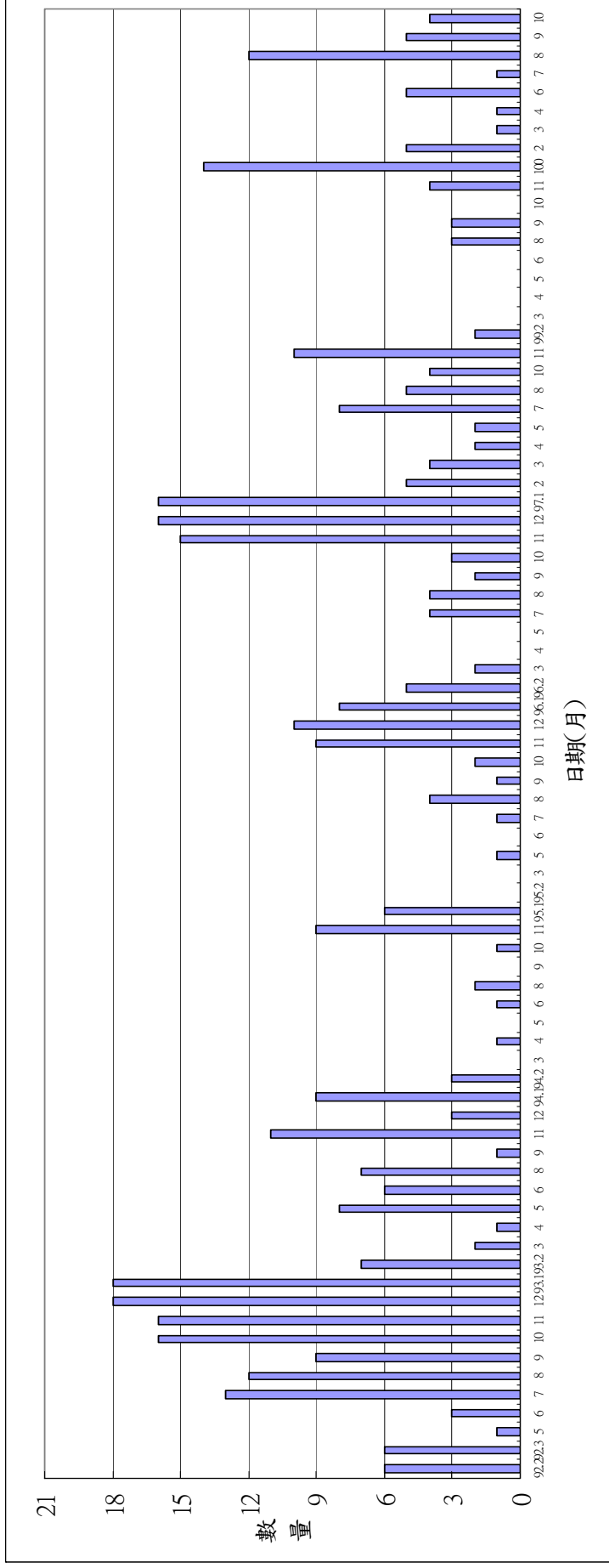


圖 10-7、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的小剪尾數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

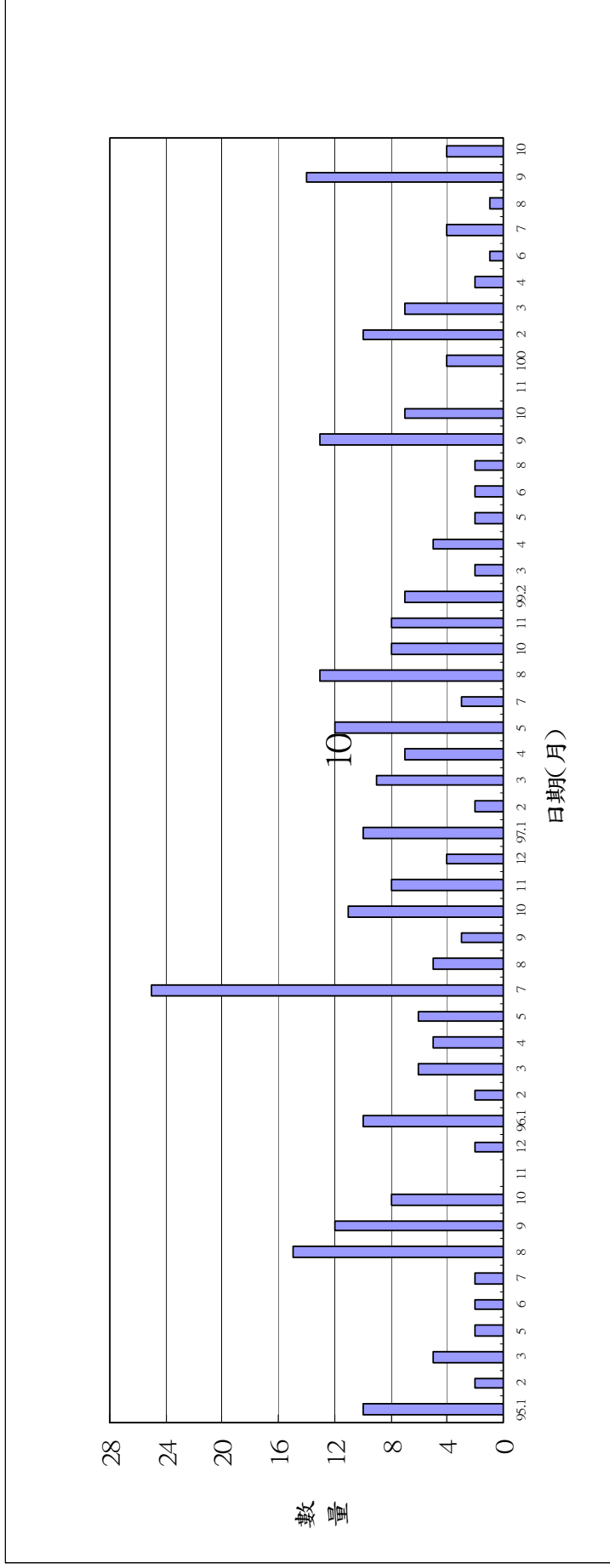


圖 10-8、2005 年 1 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的駕鸞數量月變化。2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

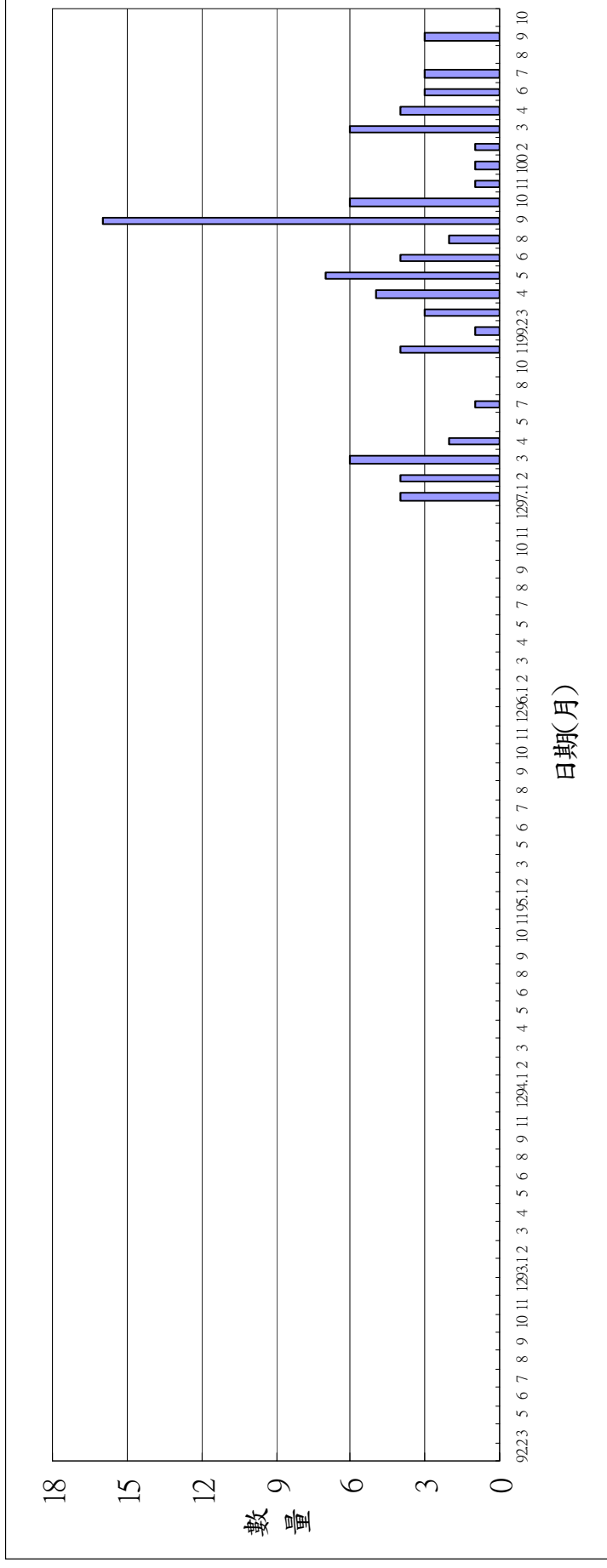


圖 10-9、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的白鵲鴿數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

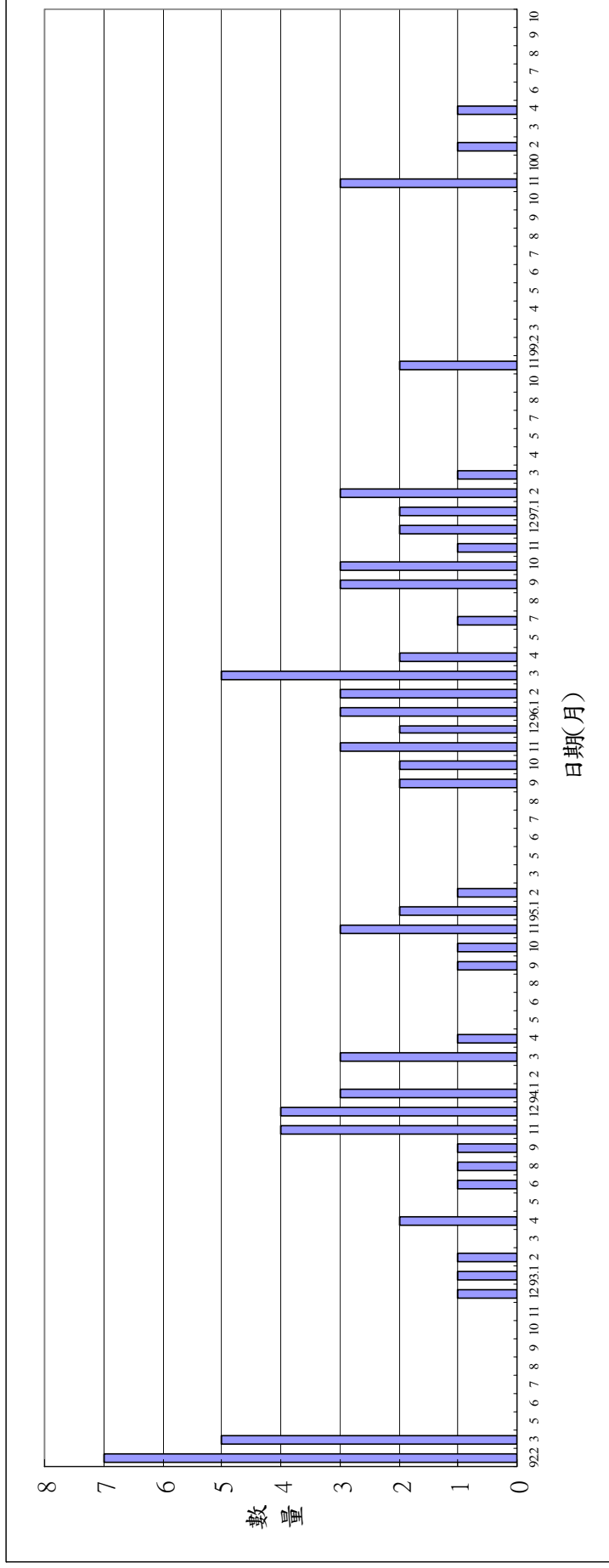


圖 10-10、2003 年 2 月-2008 年的 11 月及 2010 年 2 月-2011 年 10 月七家灣溪迎賓橋至六號壩以及高山溪的綠蓑蟹數量月變化。其中 2004 年 2 月的資料來自觀魚台至三號壩，2010 年 2-6 月無七家灣 4-6 號壩及高山溪的紀錄，2010 年 2 月只調查迎賓橋至觀魚台上游 800 公尺，3 月從迎賓橋至觀魚台。資料來源：本研究調查。

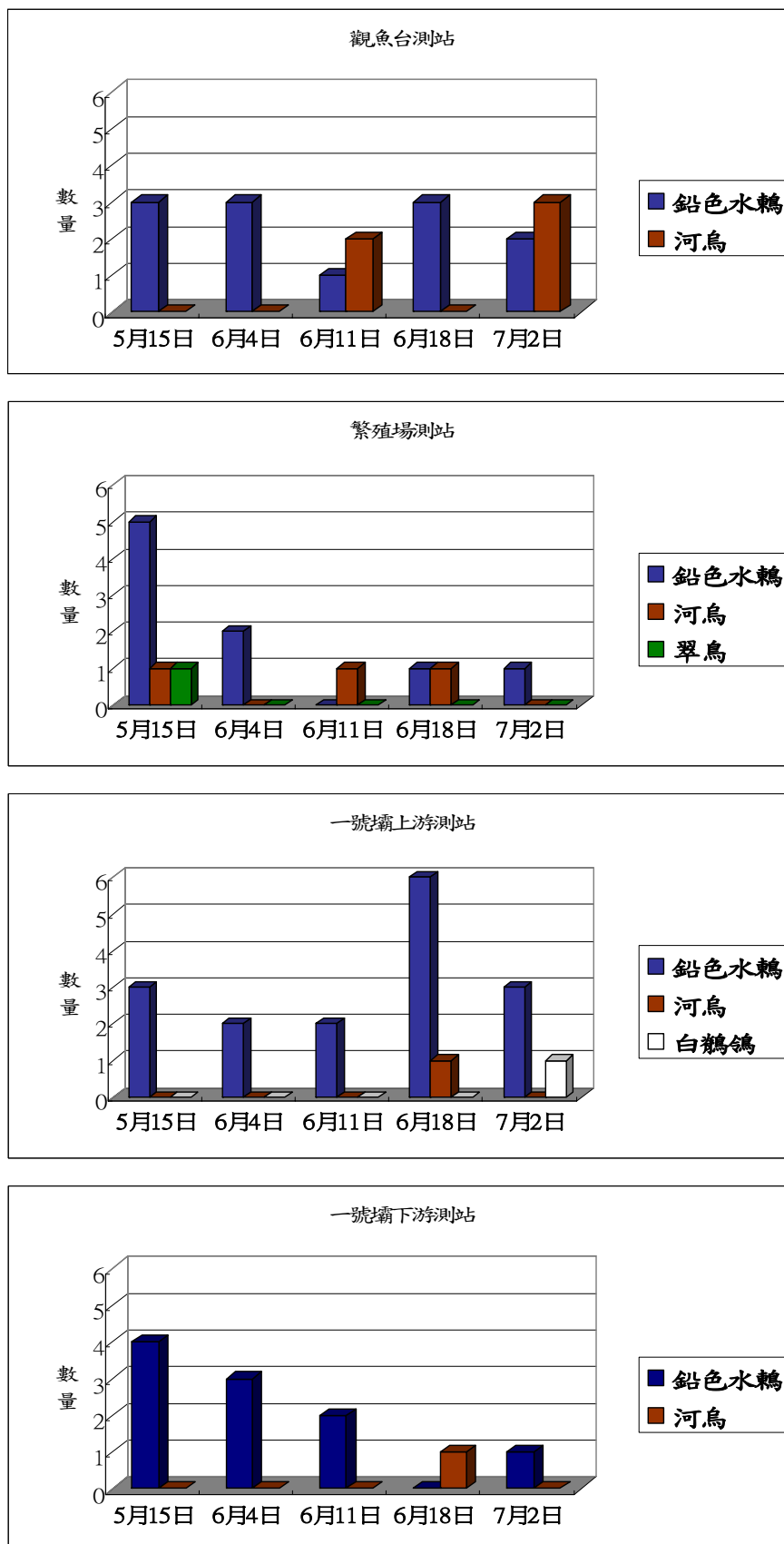


圖 10-11、拆壩密集監測 4 樣站歷次採樣溪流鳥類數量變化圖。
資料來源：本研究調查。

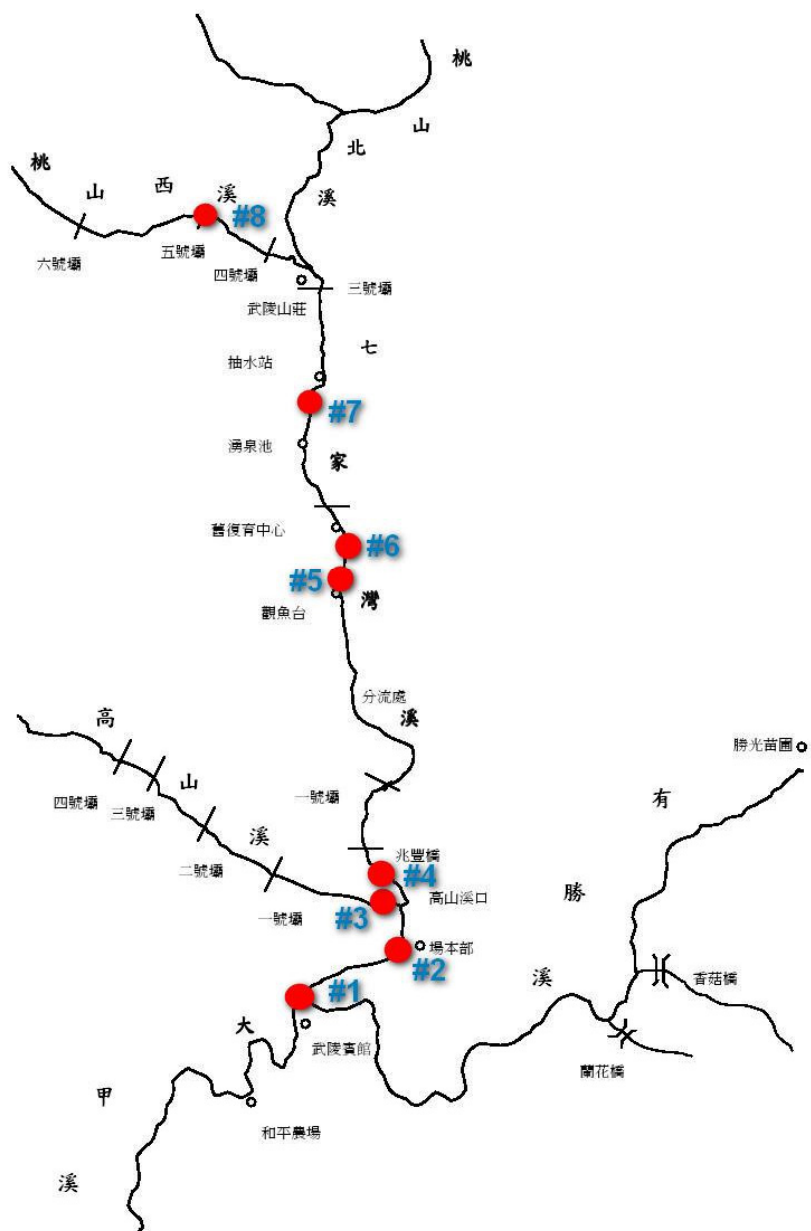


圖 10-12、2011 年七家灣溪河鳥巢位示意圖。資料來源：本研究調查。



圖 10-13、拆壩前河烏四號巢周邊為深潭地形。資料來源：本研究調查。



圖 10-14、拆壩後河烏四號巢周邊形成淺瀨地形。資料來源：本研究調查。



圖 10-15、一號壩拆除後下方沖刷形成深潭。資料來源：本研究調查。

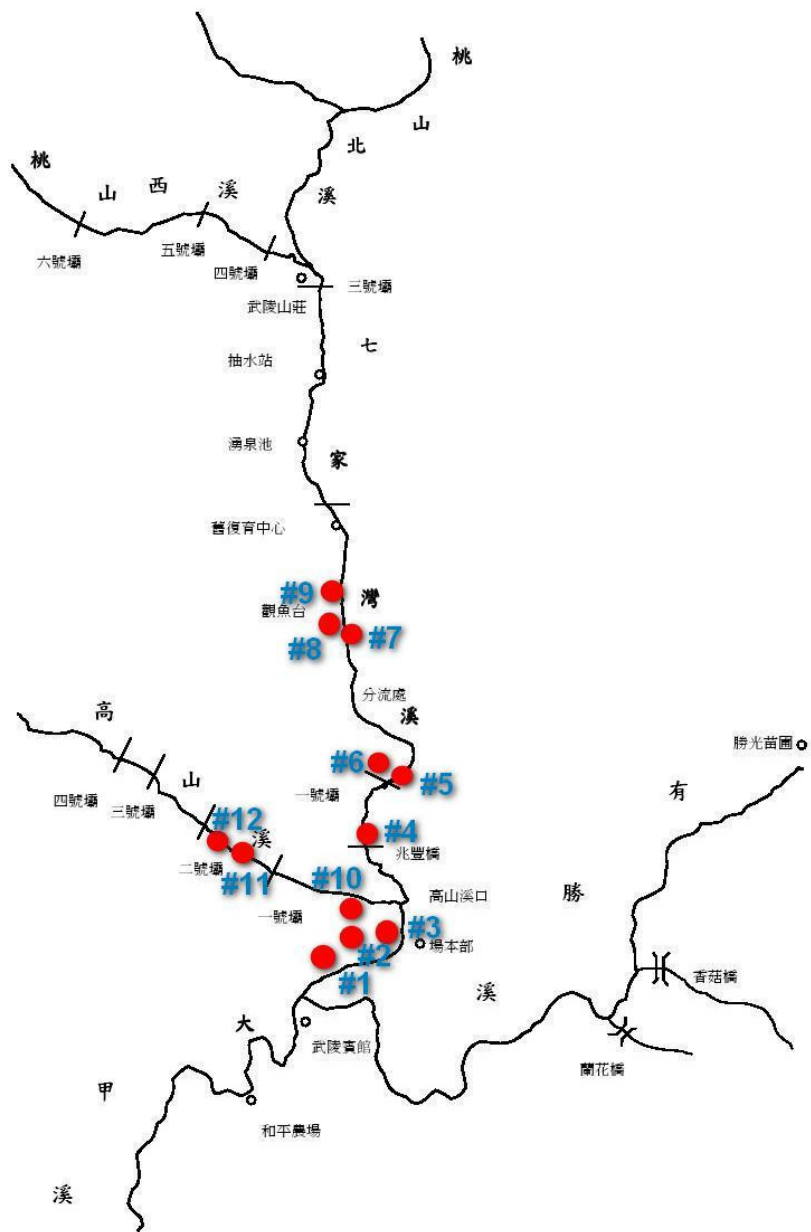


圖 10-16、2011 年七家灣溪鉛色水鵝巢位示意圖。搜尋範圍未涵蓋七家灣二號壩上游溪段。資料來源：本研究調查。

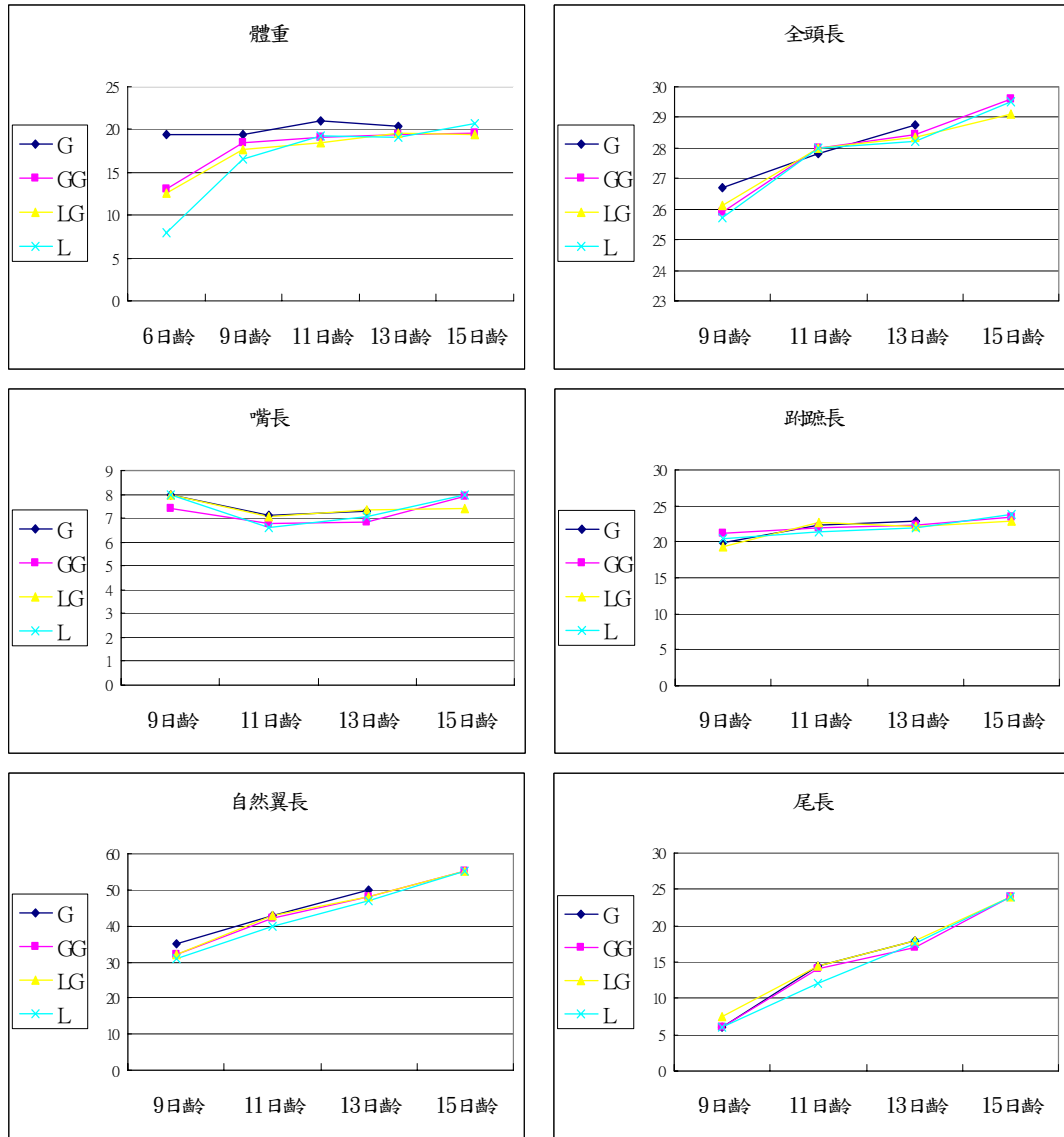


圖 10-17、七家灣溪鉛色水鵝五號巢雛鳥成長曲線。體重自 6 日齡起，其餘型質自 9 日齡後，G、GG、LG、L 為雛鳥代號，雛鳥 G 因提早離巢，故無 15 日齡之型質。資料來源：本研究調查。

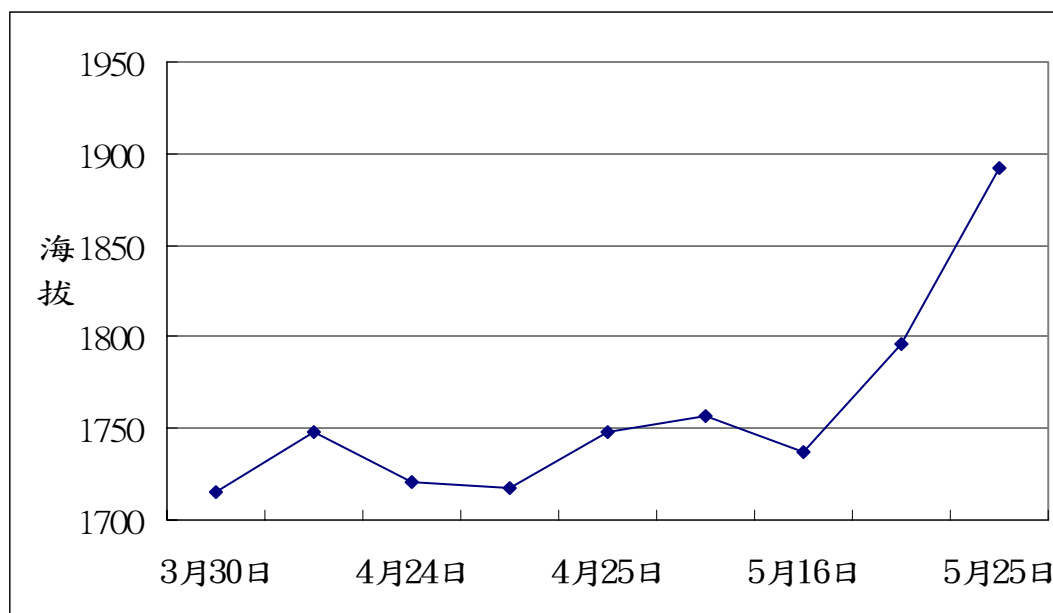


圖 10-18、七家灣溪鉛色水鵝雛鳥發現日期與發現地海拔關係圖。資料來源：本研究調查。

附錄 1. 武陵地區溪流鳥類繫放紀錄。

種類	日期	時間	捕捉方式	地點	R/N	公/母	成/幼	環號	色環左	色環右
河烏	20110222	1615	探巢	高山溪匯流口上 100m 巢	N	U	雛(約 10days)	未上環	W	W
河烏	20110222	1615	探巢	高山溪匯流口上 100m 巢	N	U	雛(約 10days)	未上環	W	G
河烏	20110222	1615	探巢	高山溪匯流口上 100m 巢	N	U	雛(約 10days)	未上環	W	R
河烏	20110222	1615	探巢	高山溪匯流口上 100m 巢	N	U	雛(約 10days)	未上環	W	Y
鉛色水鶇	20110224	1245	蚌網	管理站後方停車場	N	F	成	A52929	Gg	G
河烏	20110319	1515	探巢	舊復育中心下匯流口巢	N	U	雛(17days)	D26651	W	Black
河烏	20110319	1515	探巢	舊復育中心下匯流口巢	N	U	雛(17days)	D26652	R	R
河烏	20110319	1515	探巢	舊復育中心下匯流口巢	N	U	雛(17days)	D26653	R	Y
河烏	20110320	0722	霧網	一號壩上分流處	N	U	幼	D26654	R	G
鉛色水鶇	20110320	0810	霧網	一號壩上分流處	N	F	成	A23798	GI	L
河烏	20110320	0915	霧網	一號壩上 150m	N	U	成	D26655	R	W
河烏	20110322	0745	霧網	一號壩上分流處	N	U	幼	D26656	R	B
河烏	20110322	0755	霧網	一號壩上分流處	R	U	成	D26655	R	W
鉛色水鶇	20110322	0810	霧網	一號壩上分流處	N	M	成	A23797	GI	A
河烏	20110323	1502	探巢	觀魚台上 50m	N	U	雛	D26657	Y	Y
河烏	20110323	1502	探巢	觀魚台上 50m	N	U	雛	D26657	Y	R
鴛鴦	20110324	0736	霧網	水文測站	N	M	成	未上環	未上環	未上環
河烏	20110324	0736	霧網	水文測站	N	U	幼	D26659	Y	G
河烏	20110324	-	探巢	迎賓橋巢	N	U	雛(近 10days)	D26660	G	Y

續附錄 1. 武陵地區溪流鳥類繫放紀錄。

種類	日期	時間	陷阱種類	地點	R/N	公/母	成/幼	環號	色環左	色環右
河鳥	20110324	-	探巢	迎賓橋巢	N	U	雛(近 10days)	D26661	G	R
河鳥	20110324	-	探巢	迎賓橋巢	N	U	雛(近 10days)	D26662	G	G
河鳥	20110324	-	探巢	迎賓橋巢	N	U	雛(近 10days)	D26663	G	W
鉛色水鶇	20110402	-	探巢	兆豐橋下	N	U	雛	A23794	Ga	P
鉛色水鶇	20110402	-	探巢	兆豐橋下	N	U	雛	A23795	GI	P
鉛色水鶇	20110402	-	探巢	兆豐橋下	N	U	雛	A23796	GI	M
河鳥	20110415	0706	霧網	一號壩上砂石下切點	R	U	成	D26655	R	W
麻雀	20110415	-	霧網	一號壩上小潭	N	U	成	未上環	未上環	未上環
河鳥	20110416	-	霧網	一號壩上砂石下切點	N	U	幼	D26664	Y	W
鉛色水鶇	20110416	-	霧網	一號壩上小潭	N	M	成	A23793	Gm	L
河鳥	20110419	0800	霧網	兆豐橋上窄谷口	N	U	幼	D26665	Y	B
鉛色水鶇	20110419	0800	霧網	兆豐橋下	N	F	成	A23792	Gm	A
鉛色水鶇	20110515	0950	探巢	新復育中心門口燈罩	N	U	雛	A23791	Ga	G
鉛色水鶇	20110519	1053	探巢	一號壩上 150m 砂石下切點	N	U	雛	A23790	G	
鉛色水鶇	20110519	1103	探巢	一號壩上 150m 砂石下切點	N	U	雛	A23789	G	G
鉛色水鶇	20110519	1116	探巢	一號壩上 150m 砂石下切點	N	U	雛	A23788	L	
鉛色水鶇	20110519	1127	探巢	一號壩上 150m 砂石下切點	N	U	雛	A23787	L	G
鉛色水鶇	20110519	1612	探巢	觀魚台下 50m 路旁電表箱	N	U	雛	A23786	G	L
鉛色水鶇	20110519	1612	探巢	觀魚台下 50m 路旁電表箱	N	U	雛	A23785	L	L

續附錄 1. 武陵地區溪流鳥類繁殖紀錄。

種類	日期	時間	陷阱種類	地點	R/N	公/母	成/幼	環號	色環左	色環右
鉛色水鶇	20110519	1612	探巢	觀魚台下 50m 路旁電表箱	N	U	雛	A23784	G	A
鉛色水鶇	20110519	1612	探巢	觀魚台下 50m 路旁電表箱	N	U	雛	A23783	L	A
鉛色水鶇	20110520	0953	探巢	高山溪一號壩上 200m 左岸岩壁	N	U	雛	A23782	G	M
鉛色水鶇	20110520	0953	探巢	高山溪一號壩上 200m 左岸岩壁	N	U	雛	A23781	L	M
鉛色水鶇	20110527	1100	探巢	高山溪二號壩下 100m 右岸岩壁	N	U	雛	A23775	P	
鉛色水鶇	20110527	1100	探巢	高山溪二號壩下 100m 右岸岩壁	N	U	雛	A23776	P	G
鉛色水鶇	20110527	1100	探巢	高山溪二號壩下 100m 右岸岩壁	N	U	雛	A23777	P	L
鉛色水鶇	20110615	1616	探巢	武陵車站屋簷	N	U	雛	A23778	L	P
鉛色水鶇	20110615	1616	探巢	武陵車站屋簷	N	U	雛	A23779	P	P
鉛色水鶇	20110615	1616	探巢	武陵車站屋簷	N	U	雛	A23780	P	M

附錄 2. 武陵地區溪流鳥類繫放型質紀錄。

鳥種	環號	體重(g)	全頭長(mm)	嘴長(mm)	跗蹠長(mm)	自然翼長(mm)	尾長(mm)
河烏	未上環	68.7	43.6	14.1	30.4	53	未測量
河烏	未上環	67	42.2	14.2	27.7	49	未測量
河烏	未上環	57.3	38.8	13.2	26.7	40	未測量
河烏	未上環	56.5	41.1	14.3	29.7	52	未測量
鉛色水鶇	A52929	19	31.9	10.2	22.8	70	45
河烏	D26651	49	44.1	13.65	31.95	66	30
河烏	D26652	46.2	43.4	13.55	31.2	65	20
河烏	D26653	92.6	45.1	13.75	31.3	74	33
河烏	D26654	72.8	50.34	17.23	29.83	98	56
鉛色水鶇	A23798	19.7	33.5	9.4	23.07	50	50
河烏	D26655	87	51.64	18.63	30.15	99	61
河烏	D26656	91.1	51.56	18.6	31.85	98	56
鉛色水鶇	A23797	18	33.97	9.89	22.27	77	55
河烏	D26657	72.9	44.16	13.46	26.55	76	36
河烏	D26657	72	45.12	14.56	29.72	67	38
河烏	D26659	83.4	49.5	17.35	30.56	102	60
河烏	D26660	47.6	39.77	12.55	26.28	51	15
河烏	D26661	45.8	40.72	13.62	28.59	47	17
河烏	D26662	41.7	39.74	13.3	22.31	44	12

續附錄 2. 武陵地區溪流鳥類繫放型質紀錄。

鳥種	環號	體重(g)	全頭長(mm)	嘴長(mm)	跗蹠長(mm)	自然翼長(mm)	尾長(mm)
河鳥	D26663	59.8	39.97	13.65	27.95	43	14
鉛色水鶉	A23794	20.9	26.09	8.69	23.41	42	13.5
鉛色水鶉	A23795	18.4	24.7	8.62	22.26	42	13.5
鉛色水鶉	A23796	18.7	26.97	7.01	22.25	40	9
麻雀	-	20.6	29.8	13.6	18.1	70	51
河鳥	D26664	73.7	51.1	17.3	29.6	96	54
鉛色水鶉	A23793	20	34	10.3	22.7	74	56
河鳥	D26665	83.2	51.1	17.6	30.3	104	61
鉛色水鶉	A23792	20.4	33.1	9.3	22.5	73	51
鉛色水鶉	A23791	16.4	28.5	7.4	23.2	47	21
鉛色水鶉	A23790	19.4	26.7	8	19.9	35	6
鉛色水鶉	A23789	18.5	25.9	7.4	21.2	32	6
鉛色水鶉	A23788	16.5	25.7	8	20.4	31	6
鉛色水鶉	A23787	17.6	26.1	8	19.4	32	7.5
鉛色水鶉	A23786	21.8	29.5	9.2	23.45	55	26
鉛色水鶉	A23785	18	28.8	8	19.9	50	19.5
鉛色水鶉	A23784	17.8	28.35	7.8	20.6	52.5	20
鉛色水鶉	A23783	19	28.9	6.75	20.9	50.5	26
鉛色水鶉	A23782	18.1	27	5.5	22.45	35	6

續附錄 2. 武陵地區溪流鳥類繫放型質紀錄。

鳥種	環號	體重(g)	全頭長(mm)	嘴長(mm)	跗蹠長(mm)	自然翼長(mm)	尾長(mm)
鉛色水鶇	A23781	16.2	26.85	5.8	21.65	33	8
鉛色水鶇	A23775	16.5	22.7	8.2	21.4	36	11
鉛色水鶇	A23776	19.7	25.3	8.6	22.8	40	11
鉛色水鶇	A23777	18.7	26.2	8.7	21.7	34	9
鉛色水鶇	A23778	19.1	21.8	5.7	22	43	15
鉛色水鶇	A23779	17.1	22.45	5.9	21.2	43	15
鉛色水鶇	A23780	19.4	21.9	5.3	22.2	43	15

第十一章 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

本年度迄今收集陸生昆蟲資料 1419 筆、陸生昆蟲資料 991 筆、水質資料 49 筆、藻類資料 549 筆，魚類資料 300 筆，兩生及爬蟲資料 376 筆，鳥類資料

172 筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 74305 筆(涵蓋 15 綱 99 目 406 科 826 種生物物種)，水體環境資料共 2571 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 2183 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

1. 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。

2. 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

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, LSID is promoting by many international biodiversity institute, although it haven't been widely accepted, we should still notice its development in the future, and keep up with the international step. All collection data of this project has already been endowed with a Global Unique Identifier according to the LSID format.

Key Words: Darwin Core, raw data, Ecological Investigation Data, LSID

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

a. 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，本年度迄今收集陸生昆蟲資料 1419 筆、陸生昆蟲資料 991 筆、水質資料 49 筆、藻類資料 549 筆，魚類資料 300 筆，兩生及爬蟲資料 376 筆，鳥類資料 172 筆，累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 74305 筆(涵蓋 15 綱 99 目 406 科 826 種生物物種)，水體環境資料共 2571 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 2183 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。

b. 每筆資料均賦予全球唯一識別碼

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

1. 網站及資料庫已全部改為 PHP+MySQL+UTF-8。
2. 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

1. 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)。
2. 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。

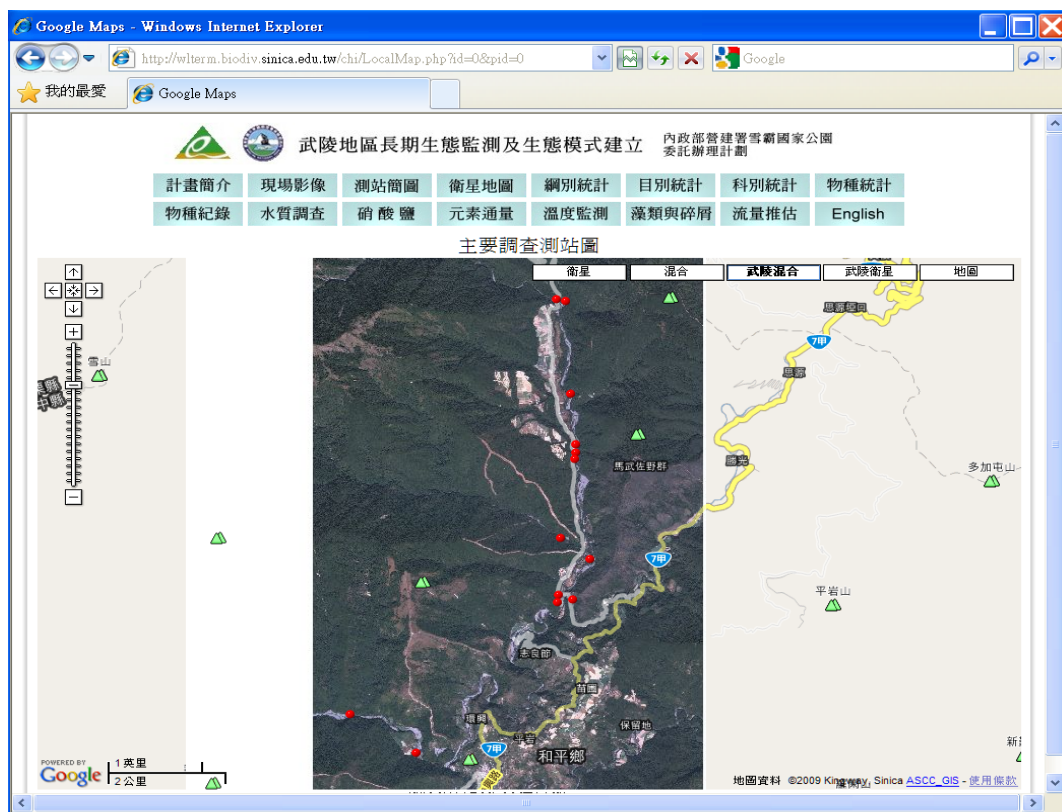


圖 11-1 武陵衛星影像全圖 (含 13 個測站) (資料來源：本研究資料)



圖 11-2 武陵衛星影像高解析影像(迎賓橋) (資料來源：本研究資料)

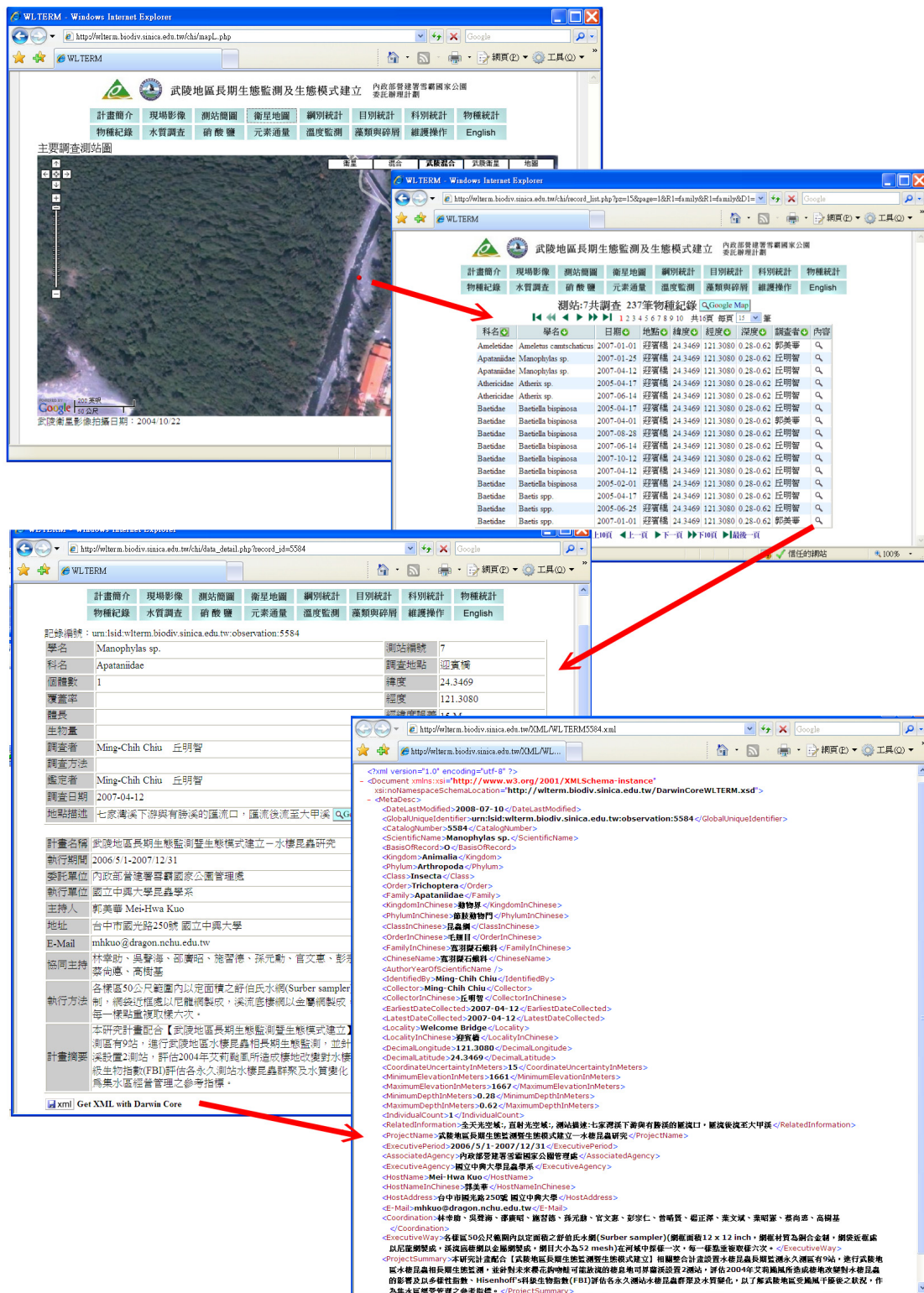


圖 11-3 由衛星影像查詢調查資料操作範例

圖片來源：http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw

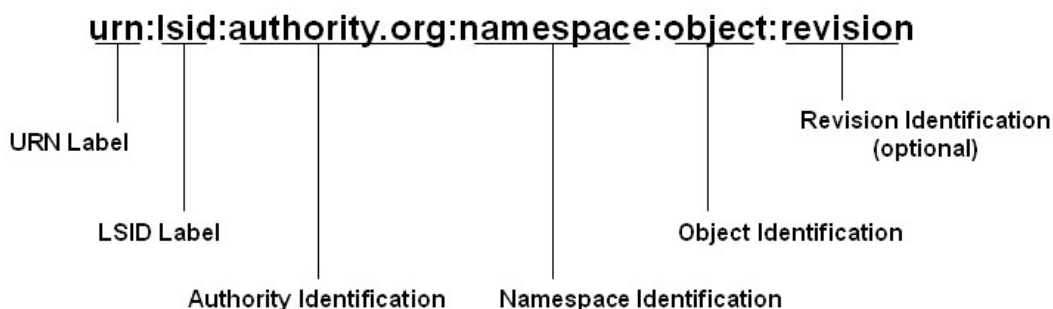


圖 11-4 LSID 格式

圖片來源：<http://www.tdwg.org/>

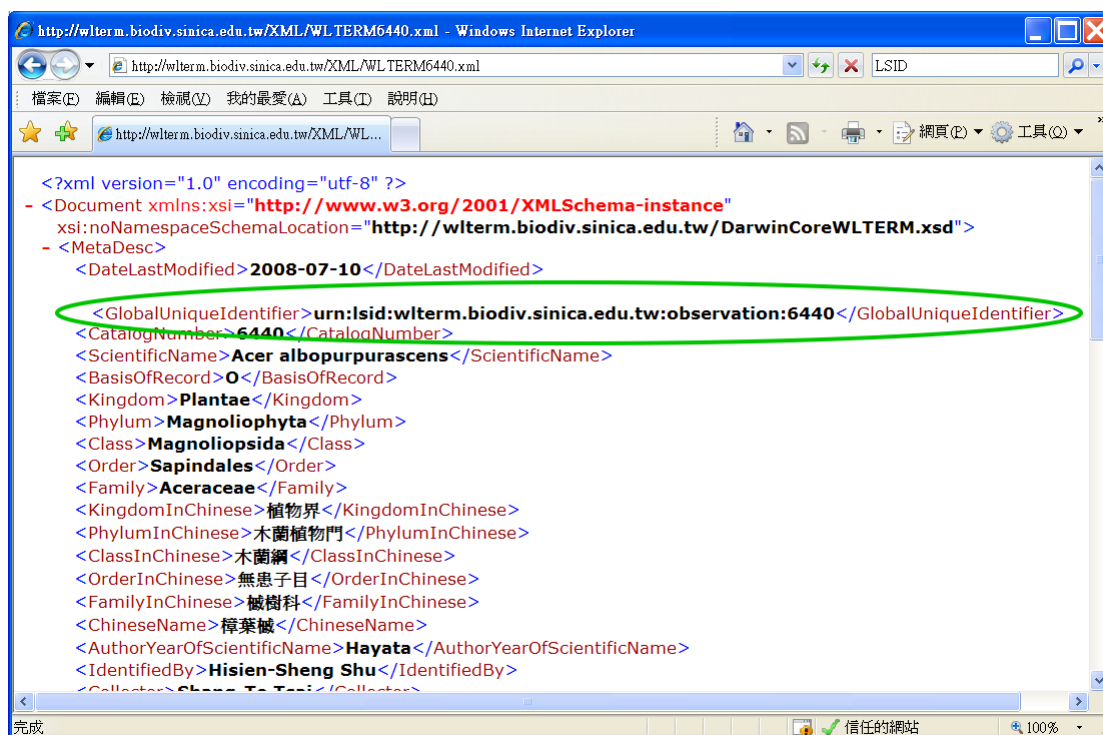


圖 11-5 武陵資料 LSID 範例

圖片來源：<http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>

第十二章、七家灣溪一號壩壩體改善工程之水文與泥砂監測

王筱雯

國立成功大學水利及海洋工程學系

關鍵詞：輸砂、水文、河相、監測、拆壩

中文摘要

一、研究緣起

為了安全的考量與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，已於今年五月底將七家灣溪一號防砂壩(高度 15 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 與 Trail 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

觀魚台所量測的濁度值代表未受到工程干擾的背景參考值，於壩體拆除期間，濁度皆低於 15 NTU。在受到降雨的影響濁度升高後，約可在 4 小時至 14 天恢復至常流量濁度值；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，於壩體拆除前，濁度約 26.64 NTU。在壩體拆除工程影響下，濁度最高達 627 NTU，濁度約在 15 至 16 天內恢復正常。由至今半年的監測結果可知拆壩工程之人為干擾與降雨之天然干擾所造成的濁度影響尺度相近。

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 日與 8 月 8 日縱斷面調查結果並沒有太大變化。此與過去以數模與物模針對泥砂衝擊之推估結果相符合。

四、主要建議事項

七家灣溪一號壩壩體結構改善後至今半年已有明顯之河道沖淤現象與泥砂粒徑改變，然目前所經歷之水文事件相對小型，未來持續監測之掌握有其必要。以監測調查資料為基礎，針對河段尺度與集水區尺度的河相變化進行深入探討，方可藉由長期的紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。

英文摘要

Due to the safety concern and habitat restoration for landlocked salmon, the Shei-Pa National Park removed the Chijiawan No. 1 Check Dam (15 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.

During the removal, the turbidity increased to 627 NTU at Zhaofeng Bridge (500 m downstream of the dam) while the turbidity was 15 NTU at the fish watching platform (1.2 km upstream of the dam). It took about two weeks for the high turbidity to decrease no matter it's due to dam removal or natural disturbance.

The long profile survey in the early June 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, the headcut further migrated up to 250 m upstream. The following surveys didn't show much difference. While headcut erosion has been propagating upstream,

more attention should be paid to understand the rate and the scale.

As significant changes in bed profiles and grain size have been found in our six-month monitoring after dam removal, continuous efforts on monitoring should be made to further discuss geomorphic evolution at reach scale and watershed scale. The study is the first one in Taiwan documenting the pre-removal information and monitoring the post-removal changes, long-term monitoring is highly suggested for informing future similar projects.

【Keywords】 Sediment Transport, Hydrology, River Morphology, Monitoring, Dam Removal

一、前言

(一) 計畫緣起及目的

台灣河川坡度陡急、降雨分布不均，為有效利用水資源，在台灣的河川上分布了大小的堰壩等水利設施，以作為防洪、攔砂、蓄水灌溉或水力發電之用。不可諱言的，堰壩提供人類社會重要的效益，但是這些結構物的建造也改變了河川的面貌、阻斷上下游棲地的聯繫、破壞河川原有生態系統或威脅到原生魚種、野生動物的生存。時至今日，已有不少水工結構物超過使用年限、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。

櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)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。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。

為了復育櫻花鉤吻鮭的棲地連續性，雪霸國家公園處於1999至2000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評估，考量其生態影響、安全性與存廢可能，亦同時進行相關的環境與河相調查等工作。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，因此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(15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，雪霸國家公園已召開多次專家會議，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，於去年度(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。雪霸國家公園隨即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，必要儀器之架設與監測與現地河床的泥砂與水文調查與評估相當重要。

(二) 文獻回顧

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 and others 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 12-1)；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 12-2)：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泥砂運移進行監測，以過去之研究成果為基礎，配合規劃壩體改善工程之內容、進一步架設水文與泥砂監測儀器進行監測、掌握壩體拆除前中後之變化，並與過去成果比對，期望藉由長期的河相演變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、泥砂運移、水位變化之歷程，於今年度於研究範圍內架設由成功大學水利及海洋工程學系王筱雯研究團隊所購置之攝影機、濁度計、水位計等定點自動監測儀器，並進行縱橫斷面、棲地繪製、穿越線等現場調查。

(二) 監測內容

本研究之監視儀器架設處與整體儀器配置如圖 12-3。

1. 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)與中低解析度的 Trail Camera (Game Spy I-65, Photo:2484 x 2136, Video:640x480)兩種：(1) IP Camera 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)；(2) Trail Camera 架設於一號壩右岸壩翼上(面向下游拍攝)與一號壩下游 300 公尺處(面向上游拍攝)。

IP Camera 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；而 Trail Camera 之監測方式為每隔一小時定時拍攝與攝影 15 秒。

b. 濁度監測

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%。

此濁度監測儀器之校正採用實驗室標準校準液進行室內初次率定，但因現場有其環境不確定性因素之可能影響，因此本研究團隊於儀器架設完成後即進行現地水樣採集，並利用 LAMOTTE 2020e 可攜式光學濁度計進行水樣之濁度分析，再行利用所測得之濁度採樣值與現地自記濁度計測值進行二次率定。可攜式光學濁度計可測範圍最高為 2000NTU，水樣濁度低於 100NTU 時，儀器最大誤差為正負 2%，水樣濁度高於 100NTU 時，儀器最大誤差為正負 3%。水樣採集方式為人工直接撈取並存放於採樣瓶中，單次兩定點採集完成後一小時內進行採樣試體之濁度分析。

c. 水文監測

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。

2. 現地監測調查

本研究為能完整掌握壩體改善前中後之泥砂運移與水位變化之歷程，除了監測儀器的架設與即時紀錄外，並另於不同階段進行現地調查，包括明坑採樣、棲地繪製、斷面調查以及穿越線水深流速。

a. 明坑採樣

為了解河道泥砂粒徑分布之改變，本研究於壩體拆除後(2011年7月10日)針對七家灣溪一號壩上下游一公里處以及下游五百公尺處等共三處進行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，並進一步與去年度(2010年7月19日)本研究採樣成果進行比對。

b. 棲地繪製

為了解河道棲地變遷情形，本研究於壩體拆除後(2011年7月10日)進行七家灣溪一號壩上下游各一公里共兩公里河段之棲地繪製，標註研究區域內不同環境特徵，並與去年度(2010年7月19日)成果進行比較。

c. 斷面調查

本研究團隊曾於去年度2010年4月11日針對37個斷面進行斷面測量，包含一號壩上游共20個斷面及一號壩下游共17個斷面，如圖12-4。本年度針對其中3個斷面進行補充測量，分別為一號壩上游S35、S31、S25三個斷面及新增一號壩下游Z、S17-1兩個斷面，補充測量調查時間如表12-1。

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。本研究於2010年4月11日(全測站)、6月9日(VRS)、6月29日(TS)、7月26日(全測站)以及8月8日(全測站)進行縱斷面調查。

d. 穿越線水深流速

本研究於2011年3月28日由兆豐橋往上游方向約100公尺之河道區間內，選取三處進行水深流速穿越線調查，並進一步於壩體拆除後針對其中兩處(Transect #1 and #2)持續追蹤調查，調查日期為2011年7月28日、8月9日、9月6日、10月6日以及10月24日。現地照片與各斷面位置12-10

及編號如圖 12-5。

水深流速的量測方法為利用全站儀將去年度斷面調查之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：

- (1) 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。
- (2) 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。
- (3) 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。
- (4) 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。
- (5) 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。
- (6) 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。

三、結果

(一) 壩體改善工程歷程記錄

1. 壩體改善工程前

雪霸國家公園管理處於壩體改善施工前先行遷移七家灣溪一號壩影響河段之櫻花鉤吻鮭上百隻並安置於種源庫，以避免壩體改善時河道內濁度過高而危及櫻花鉤吻鮭。壩體改善工程之施工便道位於一號壩上游約 250 公尺處(如圖 12-6)，使重型機具可以前進至七家灣溪一號壩址處，進行回填與壩體拆除等工程。

2. 壩體改善工程中

壩體改善工程施工階段由施工單位先對壩體上游之淤砂進行整理與篩選，以作為右側壩體下方之回填材料，待回填砂石到達壩體右岸約一半高時，將溪流導引至左岸，再繼續進行砂石回填工程(圖 12-7)。壩體結構之移除工程乃以怪手與破碎機進行壩體左側 1/3 壩體之移除，拆除壩體之石料回填於壩體下游右岸處，如圖 12-8。

3. 壩體改善工程後

圖 12-9 為壩體改善完工圖，河道較拆壩前已有明顯溯源侵蝕(圖 12-10)。由一號壩右岸壩翼上與一號壩下游 300 公尺處峽谷段之定點監測照片可知(如表 12-2)，壩體改善後第一次洪水事件米雷颱風(2011/6/24)造成流量及水位明顯上升，且壩下游河段之泥砂較米雷颱風前明顯淤積，而一號壩上游溯源侵蝕更劇且河道走向明顯改變(圖 12-11)。另由表 12-3 同樣點位監測照片可知，十月初之東北季風鋒面降雨亦造成流量及水位明顯上升，而壩下游河段因米雷颱風於左岸淤積之泥砂已有部分被帶往下游。

(二) 定點儀器監測結果

12-12

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。

記錄時間始自拆壩工程開始前之背景資料量測與現地水位全時程記錄，記錄設定於 5 月 24 日至 6 月 16 日期間為每分鐘一筆資料，於 6 月 16 日之後改設定為每五分鐘記錄一筆資料。由於儀器設置處過於空曠且避雷設施強度不足，受雷擊影響，觀魚台測站於記錄期間曾有三次中斷記錄，萬壽橋測站曾有一次中斷記錄。目前已由雪霸處配合進行補強。

三測站自 2011 年 5 月 24 日至 11 月 15 日之水位記錄如圖 12-12。拆壩後至今共經歷三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(6 月 25 日)與兩場東北季風鋒面降雨(10 月 3 日以及 11 月 10 日)，於三事件之外其他時間，亦有多次大小不一之小型降雨造成水位變化，其中包含未直接侵台之南瑪都颱風(8 月 31 日)。

由水位資料可明顯發現觀魚台與萬壽橋兩站之水位結果有顯著正相關性。在三次事件皆觀察到萬壽橋測站水位峰值出現於觀魚台測站水位峰值十分鐘之後，而在較小的降雨事件階段，萬壽橋測站水位峰值則約在觀魚台測站水位峰值後三十分鐘出現。至於兆豐橋測站的水位測值，由於拆壩後向下游釋放的泥砂在此堆積，加上米雷颱風等事件造成主深槽擺盪，因此兆豐橋測站雷達波水位計之水位讀數上下跳動；且該測站斷面為三測站間最大，在小型降雨事件中，該處水位抬升幅度小，使得水位記錄與其他兩站無明顯對應之趨勢變化；而在大雨事件中，水位的大幅抬升不受河道擺盪影響，因此測得之水位值與其他兩站結果則有一致性。

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 12-13 與圖 12-14 分別為觀魚台與萬壽橋之測站濁度水位全時監測記錄，由記錄發現，在壩體移除工程前與工程進行期間，觀魚台位置之濁度值皆低於 15 NTU，而萬壽橋濁度計所測得拆壩前之濁度背景資料平均為 26.64 NTU，隨著壩體高度因工程進行而降低，溯源侵蝕產生之細砂持續被帶往下游，造成濁度增加，拆壩期間濁度值最高達 627 NTU (5 月 29 日 16:00)，平均經過 9.5 小時後會降至該日最高濁度值之約三分之一。濁度隨著拆壩工程結束而逐漸降低，但因溯源現象持續帶來細砂，6 月 1 日及 6 月 2 日之平均濁度分別約為 214 NTU 及 180 NTU，雖未馬上降至拆壩前濁度，但已較拆壩期間有明顯下降之趨勢。整體而言，拆壩工程所造成萬壽橋站之濁度變化約在 15 至 16 天內即恢復正常。

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 (6 月 25 日 10:00)，當日即降至 18 NTU (6 月 26 日 00:00)，而一號壩上游發生溯源侵蝕以及側岸沖刷，大量土砂被帶往下游，萬壽橋站濁度最高值達 537 NTU (6 月 26 日 13:00)，經過約五天後濁度降至 13 NTU (7 月 1 日 13:00)；月初的東北季風降雨，觀魚台濁度最高 198 NTU (10 月 5 日 00:00)，四個小時後即降為 25NTU。

進一步以水位與濁度資料進行比對，觀魚台測站於 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。另於 5 月拆壩期間至今之記錄可發現，該處之濁度於常流量時有逐漸增加之趨勢；而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一致性明顯低於觀魚台測站。觀魚台測站處於降雨干擾濁

12-14

度達最高值後，濁度約在 4 小時至 14 天恢復至常流量濁度值。由此可知，拆壩工程之人為干擾與降雨之天然干擾所造成的濁度影響尺度相近。

另外，兩測站架設之初，由於考量為避免濁度計於洪泛期間受大粒徑底床載衝擊所破壞，架設地點皆以儀器安全為優先考量，觀魚台及萬壽橋兩測站濁度計架設地點分別位於巨大岩盤下游面以及岩盤縫隙中。該兩測站架設處雖於洪水期間產生保護效果，但也分別產生不同問題，可能導致濁度記錄誤差產生。就觀魚台測站而言，因岩盤下游面為深潭區，常流量時該處之水不易與河道中央之水產生交換，造成常流量時濁度偏高現象，另外濁度計保護管內，因水體流動不易，於儀器架設六個月後，濁度計表面探頭已出現一層薄青苔；而萬壽橋測站濁度計設於岩石縫隙中，此處流速極慢，如經大型降雨事件後，極易產生細顆粒淤積。本研究團隊正進一步嘗試解決兩測站所遇問題。

(三) 現地監測調查結果

1. 明坑採樣

壩體拆除前後河道內上下游一公里及下游五百公尺處泥砂粒徑分布如圖 12-15。由上游一公里處粒徑分佈可看出粒徑於拆壩後有粗化現象，但並未必然是拆壩所造成的影響。由下游 500 公尺處的粒徑分布可明顯看出粒徑細化，主因乃為原本庫區的小粒徑泥砂隨著壩體的拆除而被帶往下游。至於在下游一公里處之粒徑分布曲線幾乎完全沒有變化，可推測拆壩所帶來的泥砂尚未影響到下游一公里處。

2. 棲地繪製

壩體拆除前後河道棲地變遷情形如表 12-4。上游部分之河道表面粒徑普遍較去年為細，在壩上三百公尺以外的流況並無太大的改變，而在壩上 250 公尺內河段受到溯源侵蝕的影響，坡度增加，導致流況較拆壩前湍急。

下游部分因為拆壩後原本淤積在壩體上方的細顆粒被帶至下游淤積，故其平均粒徑較去年為細。兆豐橋(壩下游 500 公尺處)上游處為岩盤突擴口，泥砂淤積形成較平坦區域，造成下游流況較為緩慢。

3. 縱橫斷面

(一) 橫斷面

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，且壩體移除造成上游沖刷、下游淤積。一號壩上游 S25 斷面(壩上游 133 公尺)持續往下刷深，一號壩下游 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。至於在較上游的 S35(壩上游 774 公尺)及 S31(壩上游 440 公尺)尚未受到拆壩造成的影響，較下游的 S17-1(壩下游 900 公尺)斷面亦同，如表 12-5。

(二) 縱斷面

從去年到目前為止，本研究團隊進行共六次縱斷面量測，主要範圍為上游觀魚台至下游萬壽橋，如圖 12-16。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 日與 8 月 8 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。

4. 穿越線水深流速

本研究針對兆豐橋往上游方向約 100 公尺之河道區間內，選定二處進行穿越線調查，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，約介於 1.75 cms 至 4.5 cms 之間(表 12-6)。

四、泥砂運移行為解析與討論

(一) 工程階段之干擾影響

七家灣溪一號壩之壩體改善工程始於 2011 年 5 月 20 日之便道設置，於 2011 年 6 月 1 日之河道整理完成後完工。在為期約兩周的工程中，攔蓄於壩體後方的泥砂透過人為的干擾如土方回填與壩體結構移除工程以及自然運移等不同的形式帶往下游。

在水位變化上，觀魚台所量測的水位，於施工前後皆維持 1 公尺左右，並未有太大的變化。而在濁度部分，本研究於工程進行間針對七家灣溪一號壩上游下游進行水體採樣工作，以檢視七家灣溪在人為工程干擾下濁度變化。其中，一號壩上游 1.2 公里處之觀魚台所量測的濁度值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 公里的濁度值。由結果發現，在壩體移除工程期間，觀魚台位置之濁度值皆低於 15 NTU，而萬壽橋儀器測站位置所測得拆壩前之濁度背景資料平均為 26.64 NTU，隨著壩體高度降低，溯源侵蝕產生之細砂被持續帶往下游，造成濁度增加，拆壩期間濁度值最高達 627 NTU (5 月 29 日 16:00)，平均經過 9.5 小時後會降至該日最高濁度值之約三分之一。萬壽橋測站於 6 月 2 日 10:00 至 6 月 16 日 20:00 間因現場因素造成紀錄中斷，雖無法推測實際數據佐證現場濁度下降情形，但由僅有的濁度資料可發現，於拆壩工程結束後約 15 至 16 天內，七家灣溪下游萬壽橋處之濁度已降至拆壩前濁度，整體拆壩工程對濁度造成之影響約在 23 至 25 天之間。

(二) 泥砂運移行為與河相變化解析

根據 Stewart(2005)，於壩體拆除後上游河道會發生之溯源侵蝕現象約略可分拋物面狀侵蝕(rotating knickpoint erosion)及階梯狀侵蝕(stepped knickpoint erosion)兩類；而側向侵蝕方面又包含水力侵蝕及幾何重力侵

蝕。根據現場記錄與攝影系統所拍攝之影像可知，七家灣溪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。一號壩壩後原本所攔蓄的泥砂是屬於粒徑較大的砂礫石(D50 = 45 公厘)組成，由 Pizzuto (2002)研究中指出，此類型河道需要較大的流量事件才有可能驅動並發生侵蝕。由壩體改善後於 2011 年 6 月 9 日之第一次縱斷面調查結果發現溯源侵蝕約至壩上游 150 公尺處；而六月底之縱斷面調查已可觀察到洪水事件(米雷颱風)後明顯之河道侵蝕與泥砂粒徑改變。如表 12-2 與圖 12-12 之現場拍攝照片與儀器記錄之水位值，本研究於現場觀察發現洪水引起側岸沖刷，並造成壩體上游左岸鬆軟土層逐漸崩落，根據 6 月 29 日縱斷面結果可發現溯源侵蝕頂點已往上遊延伸至 250 公尺處，而由 7 月 26 日與 8 月 8 日縱斷面可發現溯源侵蝕速度已減緩，與 6 月 29 日調查結果並沒有太大差異。由於拆壩至今所經歷之水文事件相對較小，推估未來經歷較大型之水文事件後之上游縱向侵蝕與側向侵蝕仍會持續。至於壩下游河段，壩體改善後泥砂的堆積點由七家灣溪一號壩壩下沖刷坑開始堆積，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，推估未來堆積範圍將繼續往下游延伸。

另就河流走向而言，壩體拆除前後壩上游河道除一號壩上游 100 公尺內河段由原本的順直轉為辮狀外，其餘河段並沒有明顯太大的改變，在流況方面，壩上三百公尺以外的流況並無太大的改變，而在壩上游三百公尺內受到溯源侵蝕的影響，坡度增加，導致流況較之前湍急。就下游來看，兆豐橋(壩下游五百公尺處)上游處為岩盤突擴口，泥砂淤積形成較平坦區域，造成下游流況較為緩慢，且主深槽擺盪明顯，現已偏向右岸。粒徑方面，上游部分之河道表面粒徑普遍較去年為細，在下游部分因為拆壩後原本淤積在壩體上方的細顆粒被帶至下游淤積，故其平均粒徑較去年為細。

(三) 集水區整體影響

王筱雯(2010)提出七家灣溪一號壩之壩體改善對於集水區尺度之可能衝擊可分為對上游其他系列防砂壩之可能影響與對下游人為活動與集水區終點之德基水庫庫容影響等面向作探討。

有關對上游其他系列防砂壩之影響，王筱雯(2010)指出溯源沖刷影響範圍可至一號壩上游約 400 公尺處。而壩體改善後第一場颱風對床型影響最大，此時帶下的泥砂量也最大，屬「第一階段的泥砂運移」；第二場颱風時，下刷量已趨緩，此時為「第二階段的泥砂運移」。在經過兩場大颱風後，上游床型已經呈現接近穩定狀態，河床穩定時間較快。根據壩體拆除工程結束至今約半年的河床演變監測調查中，本研究所觀察到之溯源侵蝕現象符合推估，在溯源侵蝕以外的範圍，斷面的床型變動非常小，現地測量結果顯示河道仍處於動態平衡的狀態，與過去數值模擬結果符合。

七家灣溪一號壩上游距離最近之結構物乃為約距 2.8 公里之二號壩，然其已於 2004 年歷經雷馬遜(Rammasun)與納克莉(Nakri)兩個颱風後損毀(葉昭憲，2007)；而續往上游之次一結構物乃是距一號壩約 4.3 公里之三號防砂壩，其目前壩體仍完整。由本研究所進行共六次之縱斷面量測結果可知，溯源侵蝕於五月底一號壩拆除後逐漸往壩體上游傳遞，至今溯源侵蝕終點達壩上游約 250 公尺處；而由橫斷面來看，位於壩上游約 450 公尺之上游河段斷面整體並未有明顯變化，可推測未受到拆壩造成的影響。由於七家灣溪上之系列防砂壩皆位於其淤砂調整坡度影響範圍以外，因此對距離 4 公里外的二號防砂壩等其他結構物影響不大，故本研究判斷不會因為一號壩體的改善而影響上游系列防砂壩，但仍須長期持續的現地監測資料進行佐證。

有關下游人為活動影響，一號壩於五月底拆除後，壩體下游開始淤積，即上游第一階段及第二階段泥砂運移造成下游河道持續淤積，但斷面間的淤積情形不一。由 2011 年 6 月 9 日縱斷面調查結果可知壩下沖刷坑已被泥砂

填滿，而由米雷颱風前後之照片比較，可知河床持續抬高，且進一步關係著洪水位變化。根據目前監測結果，堆積河段約至下游 630 公尺處，於兆豐橋河段抬高約 1.1 公尺，向下運移之泥砂量對下游 2 公里處武陵賓館鄰近之河床抬升影響有限，再往下游之和平農場或其他人為活動區域其影響更加輕微。

然上述乃為拆壩至目前為止之監測結果，不代表未來不會影響其他區域，且由於今年所經歷之水文事件相對較小，未來需持續監測以釐清，並有需要進一步對河岸邊坡與相關兩岸保護工的影響進行了解。

(四) 氣候變遷

位於環太平洋沿海的台灣，原本就容易受到颱風侵擾，而近年來愈來愈嚴重的全球氣候異常現象更加遽了天災的威脅。因自然環境條件劇烈變化而發之生土砂災害亦是台灣近年來所面臨之大型挑戰。就水庫上游集水區來看，台灣河川因坡度陡急、降雨分布不均，為有效利用水資源，在台灣的河川上分布了大大小小的水壩等水利設施，以作為防洪、攔砂、蓄水灌溉或水力發電之用。然而時至今日，已有不少水工結構物超過使用年限、或已嚴重淤積而逐漸喪失原有功能及經濟價值，其老舊的壩體結構在氣候變遷與極端事件愈加頻繁下，瞬間潰壞之風險提高。對於這些問題，多數的思考方向是修復使其恢復功能，殊不知到達使用年限之壩體維修費用及經濟效益遠不如預期(王筱雯、郭偉丞，2011)。

以位於石門水庫上游集水區的巴陵攔砂壩為例，其功能為攔砂及穩定水流，減少砂石下移至石門水庫。2007 年 9 月的韋帕颱風豪雨造成已淤滿的巴陵防砂壩右側壩體潰壩，洪水同時改變潰壩後的大漢溪水文流向，巴陵壩長年承受的 1047 萬立方公尺的泥砂量，也順勢沖到下游。上游淤積的大量泥砂在運移往下游造成河道淤積而提高下游洪氾可能性，已經是潛在的危險。七家灣溪一號壩在進行壩體改善工程前，其壩體高度約為 15 公尺，壩

上游已淤滿砂石形成平緩河道。溢洪口表面輕微受損，壩址下游右岸基礎及壩下，因長年受越壩射流沖刷，已形成明顯沖刷坑，深度達 3~4 公尺；再者，壩下右岸處之道路箱籠護岸，亦因長時間之邊坡基礎掏刷，而呈現崩毀懸垂之狀態(王筱雯，2010)。

一般堰壩的壽命大概是 50-100 年，而防砂壩的壽命更短，壩的結構完整性將會隨著時間日積月累的減少，加上全球氣候變遷之極端降雨更為頻仍，包括七家灣溪一號壩在內的防砂壩，已經存在數十年，面臨混凝土劣化、現有壩基掏蝕的問題。雖在工程技術上維護修復並不難，但其成本效益就長期角度並不合理，且若是如石門水庫集水區之巴陵壩於 2007 年之不預警潰壩，其所可能產生的影響衝擊應及早思考。因此，在生態與安全性之考量下，七家灣溪一號壩壩體改善工程之付諸實現，乃是台灣第一次具有審慎評估與背景環境資料建立之案例，意義重大。

七家灣溪一號壩之壩體改善，會使得淤砂坡度調整，在河段尺度之可能衝擊，包括約三公里河段內之上游之溯源侵蝕與下游河床抬升，以及時間尺度上之穩定所需時間。而因壩體改善工程之泥砂瞬間帶往下游，因此會有一段時間的泥砂濁度升高。由於生態環境的不確定性與變動，加上氣候變遷的影響，因此，任何的管理或人工施作方法皆有待進一步的研究與加以檢驗，並據以隨時修正調整管理做法。在進行壩體改善工作時，需要考慮其評估階段的不確定性且不斷追蹤監測以調整操作方式。

五、結論與建議

(一) 結論

1. 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 與 Trail Camera)、濁度計、水位計等自動監測儀器，並另於不同階段進行現地調查，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。

2. 攔蓄於一號壩壩體後方的泥砂在為期約兩周的工程中，透過人為的干擾如土方回填與壩體結構移除工程以及自然運移等不同的形式帶往下游。

3. 觀魚台所量測的濁度值於壩體拆除期間皆低於 15 NTU，在受到降雨的影響濁度升高後，約可在 4 小時至 14 天恢復至常流量濁度值；萬壽橋之濁度測值於壩體拆除前約 26.64 NTU，在壩體拆除工程影響下，濁度最高達 627 NTU，濁度約在 15 至 16 天內恢復正常。由至今的監測結果可知拆壩工程之人為干擾與降雨之天然干擾所造成的濁度影響尺度相近。

4. 七家灣溪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，溯源侵蝕的範圍亦逐漸向上游延伸，但由 2011 年 6 月 9 日縱斷面調查結果發現僅延伸至上游約 150 公尺處。米雷颱風後，根據 6 月 29 日縱斷面結果可發現溯源侵蝕頂點已往上遊延伸至 250 公尺處，而由 7 月 26 日與 8 月 8 日縱斷面可發現溯源侵蝕速度已減緩。

(二) 建議

七家灣溪一號壩壩體結構改善後至今半年已有明顯之河道沖淤現象與泥砂粒徑改變，然目前所經歷之水文事件相對小型，未來持續監測之掌握有其必要。以監測調查資料為基礎，針對河段尺度與集水區尺度的河相變化進

行深入探討，方可藉由長期的紀錄提供國內後續壩體改善之重要參考依據。

六、參考文獻

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.

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

Kondolf, G. M., and M. L. Swanson, 1993. Channel adjustments to reservoir construction and instream gravel mining, Stony Creek, California. *Environmental Geology and Water Science* 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.

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

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，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

表 12-1、斷面補充測量時間表

	2010 年	2011 年				
	4/11	5/14	5/25	5/31	6/30	9/27
S35(上游 774 公尺)	○	○			○	
S31(上游 440 公尺)	○	○			○	
S25(上游 133 公尺)	○	○			○	
Z(下游 500 公尺)				○	○	○
S17-1(下游 900 公尺)			○		○	







(資料來源：本研究資料)

表 12-2、2011/06/24-2011/06/26 現地影像監測圖

	2011/6/24	2011/6/25	2011/6/26
一號壩(朝下游拍攝)			
峽谷(朝上游拍攝)			

(資料來源：本研究資料)

表 12-3、2011/10/2-2011/10/06 現地監測圖

	2011/10/2	2011/10/3	2011/10/6
一號壩(朝下游拍攝)			
峽谷(朝上游拍攝)			

(資料來源：本研究資料)

表 12-4、七家灣溪一號壩上下游棲地測繪圖

(資料來源：本研究資料)

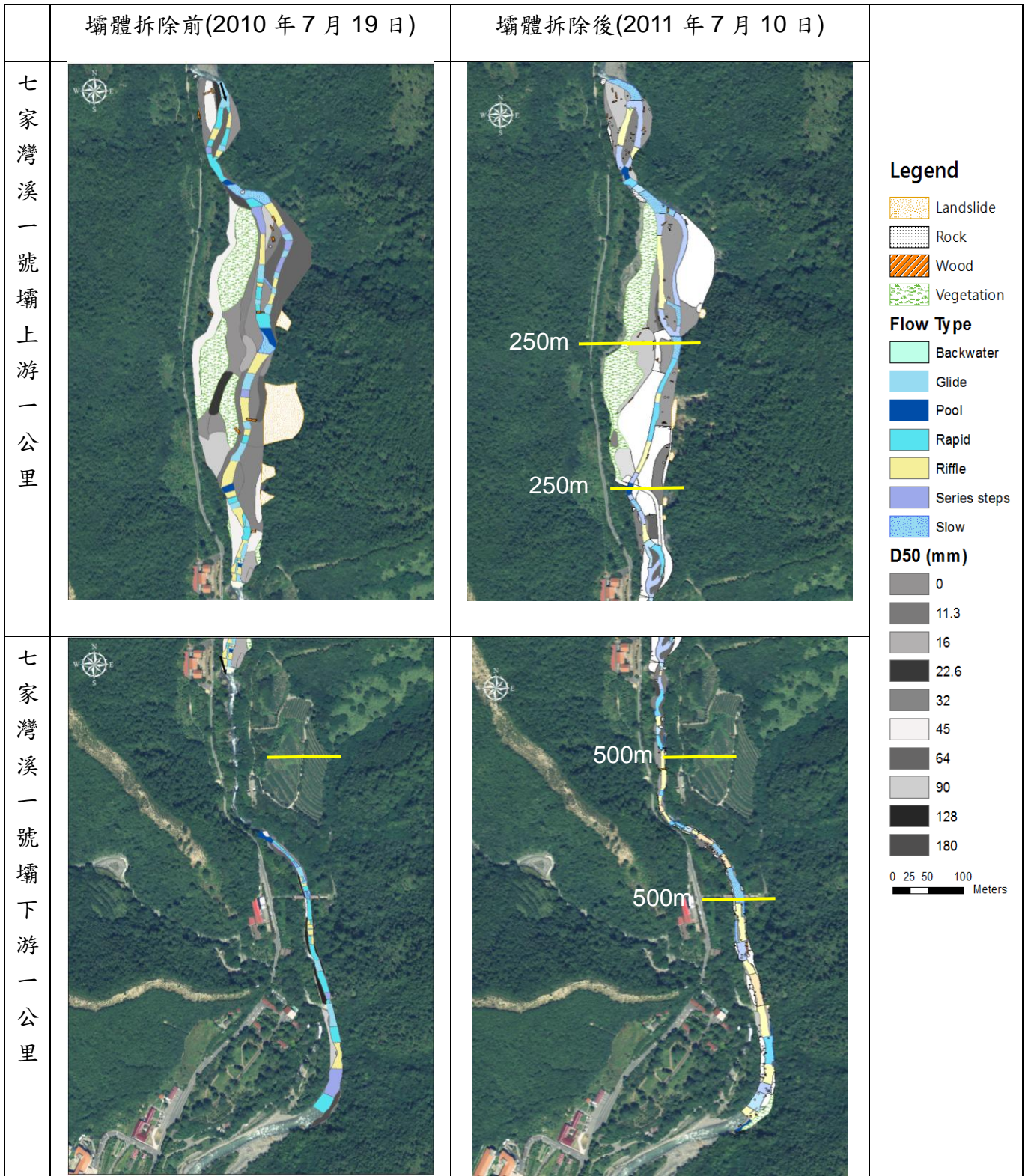
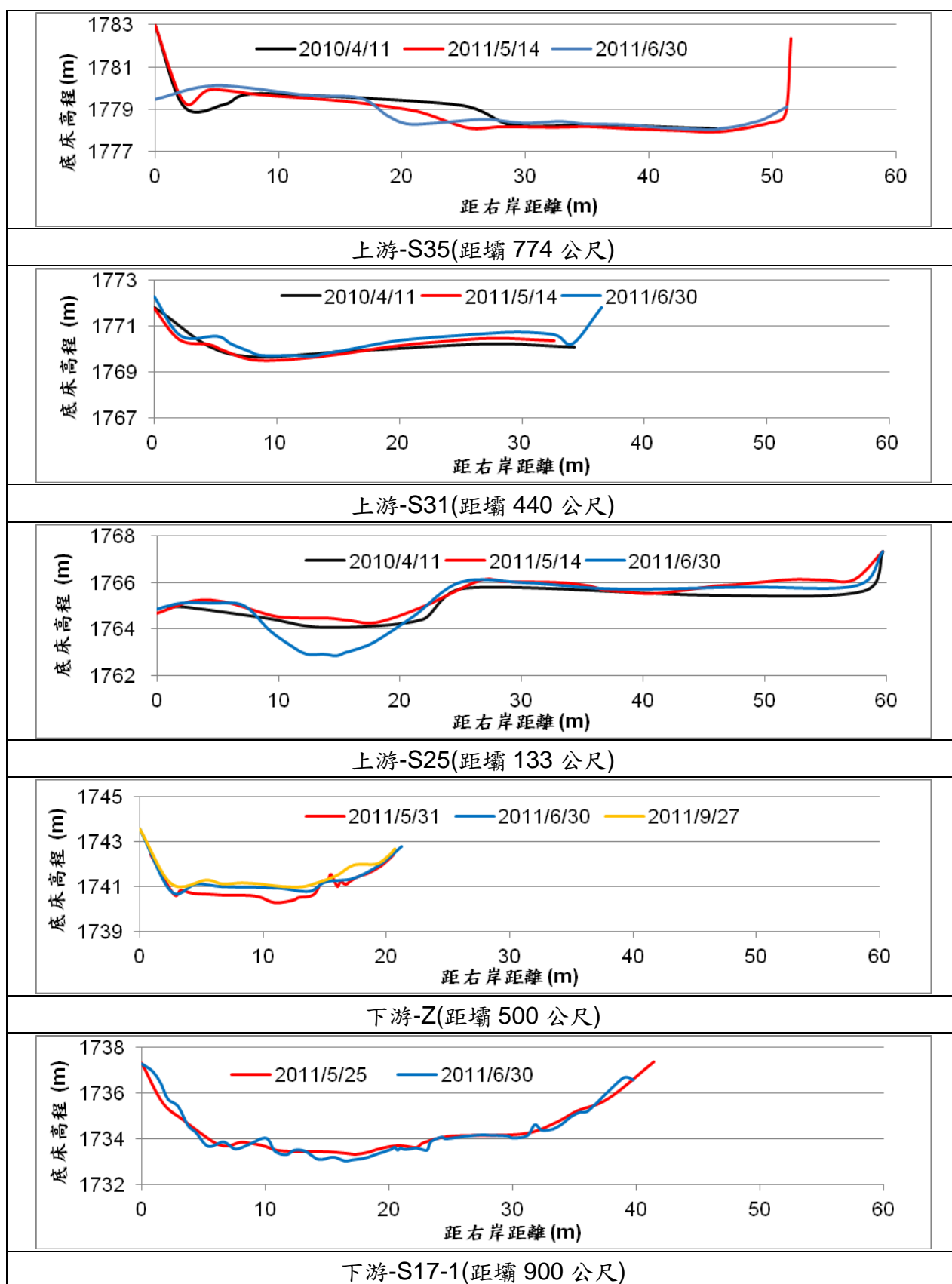


表 12-5、七家灣溪橫斷面線比較



(資料來源：本研究資料)

表 12-6、穿越線量測結果

調查日期	Transect#1			Transect#2		
	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)
7月28日	1.05	0.15	1.75	1.04	0.16	1.81
8月9日	0.92	0.2	2.02	1.00	0.18	1.97
9月6日	0.94	0.21	2.25	0.98	0.21	2.28
10月6日	1.22	0.26	3.88	1.35	0.29	4.45
10月24日	1.11	0.19	2.45	0.92	0.25	2.32

(資料來源：本研究資料)

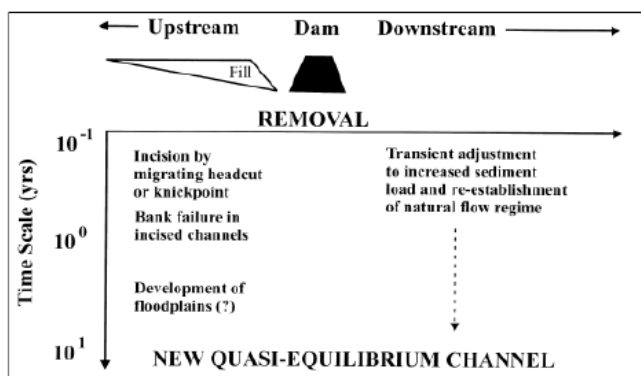


圖 12-1、壩體移除後河床演變時間尺度示意圖(Pizzuto, 2002)

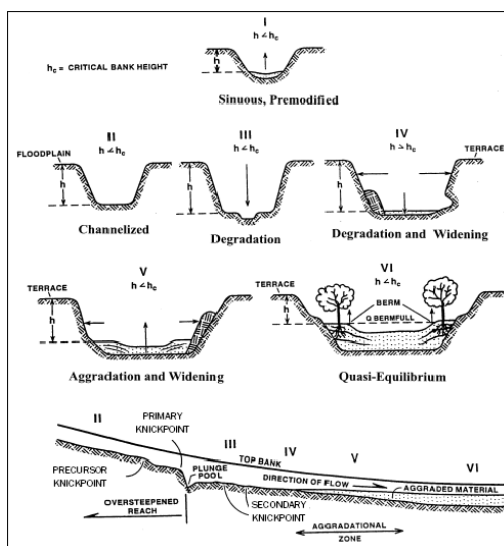


圖 12-2、壩體移除後河床變化示意圖(Pizzuto, 2002)



圖 12-3、監視儀器架設處與整體儀器配置(資料來源：本研究資料)

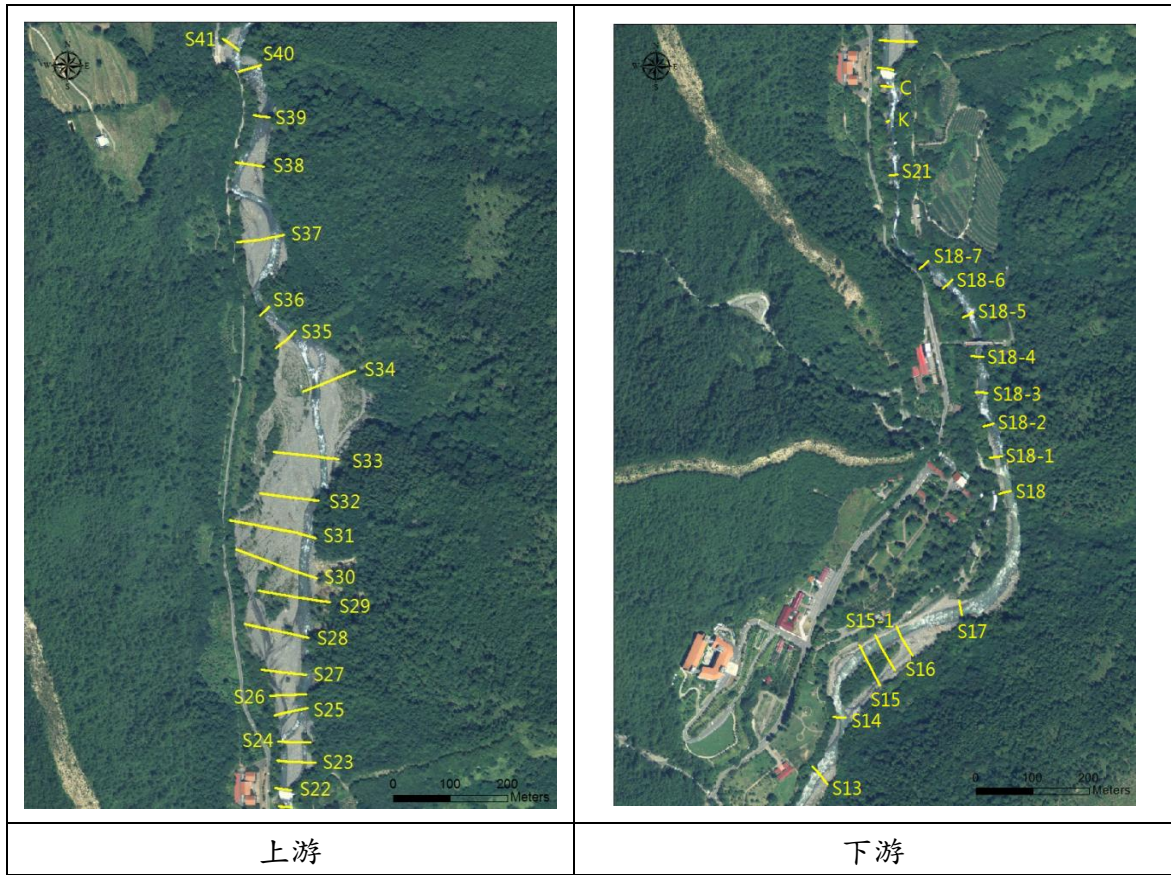


圖 12-4、七家灣溪一號壩断面位置及橫断面圖(資料來源：本研究資料)



圖 12-5、水深穿越線位置圖(資料來源：本研究資料)



圖 12-6、施工便道(2011/05/22) (資料來源：本研究資料)



(a) 2011/05/23 上午



(b) 2011/05/23 下午



(c) 2011/05/24 上午



(d) 2011/05/24 下午

圖 12-7、上游砂石回填 (a) 重型機具預備；(b)上游砂石開始回填至一號壩右岸；(c)、(d)持續進行砂石回填工程(資料來源：本研究資料)



(a) 2011/05/25 上午



(b) 2011/05/25 下午



(c) 2011/05/26 上午



(d) 2011/05/26 下午

圖 12-8、壩體改善施工圖(a) 砂石回填工程完成，開始進行壩體拆除工程；(b) 拆除寬度已達預計拆除寬度十公尺；(c)、(d) 持續向下拆除 (資料來源：本研究資料)



圖 12-9、壩體改善工程後之七家灣溪一號壩(2011/06/02) (資料來源：本研究資料)



圖 12-10、壩體改善工程後之溯源侵蝕比較圖(資料來源：本研究資料)



圖 12-11、米雷颱風前後一號壩址上游河道型態變化比較圖(資料來源：本研究資料)

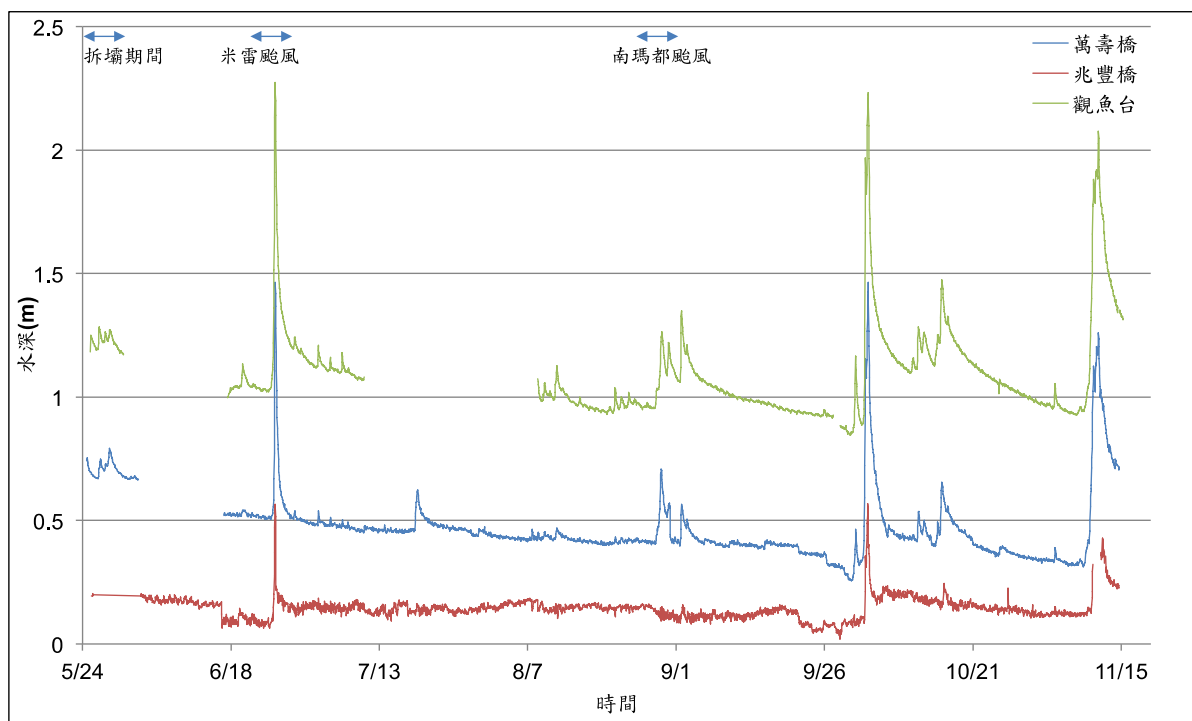


圖 12-12、萬壽橋、兆豐橋以及觀魚台水文測站之水位資料(資料來源：本研究資料)

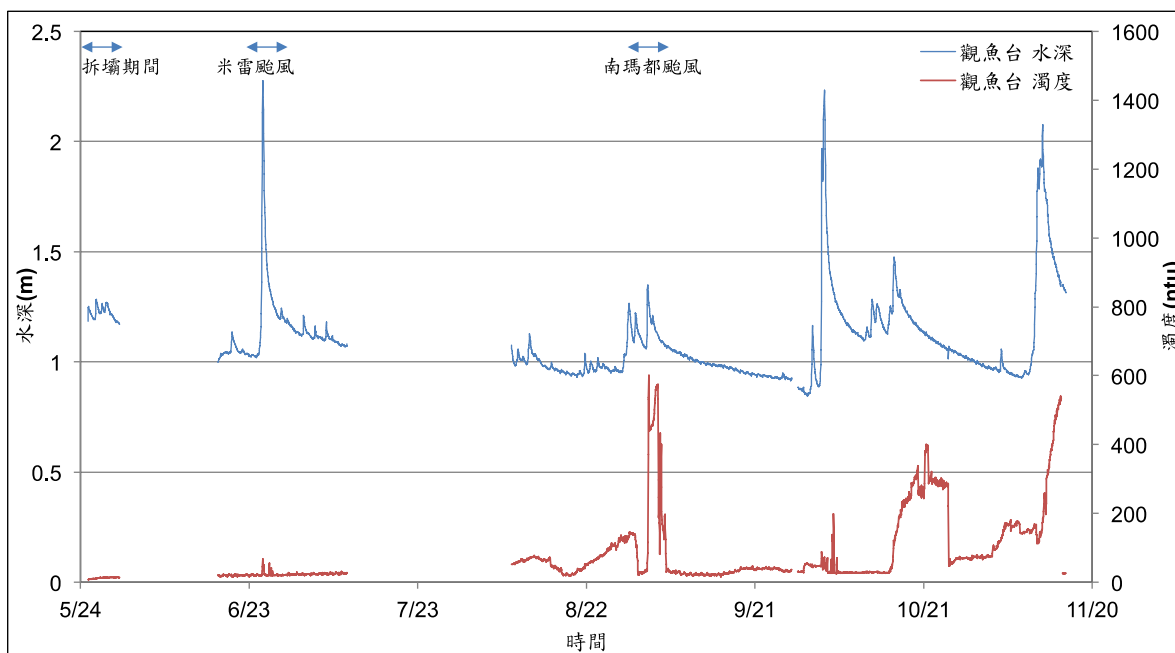


圖 12-13 觀魚台水位濁度(資料來源：本研究資料)

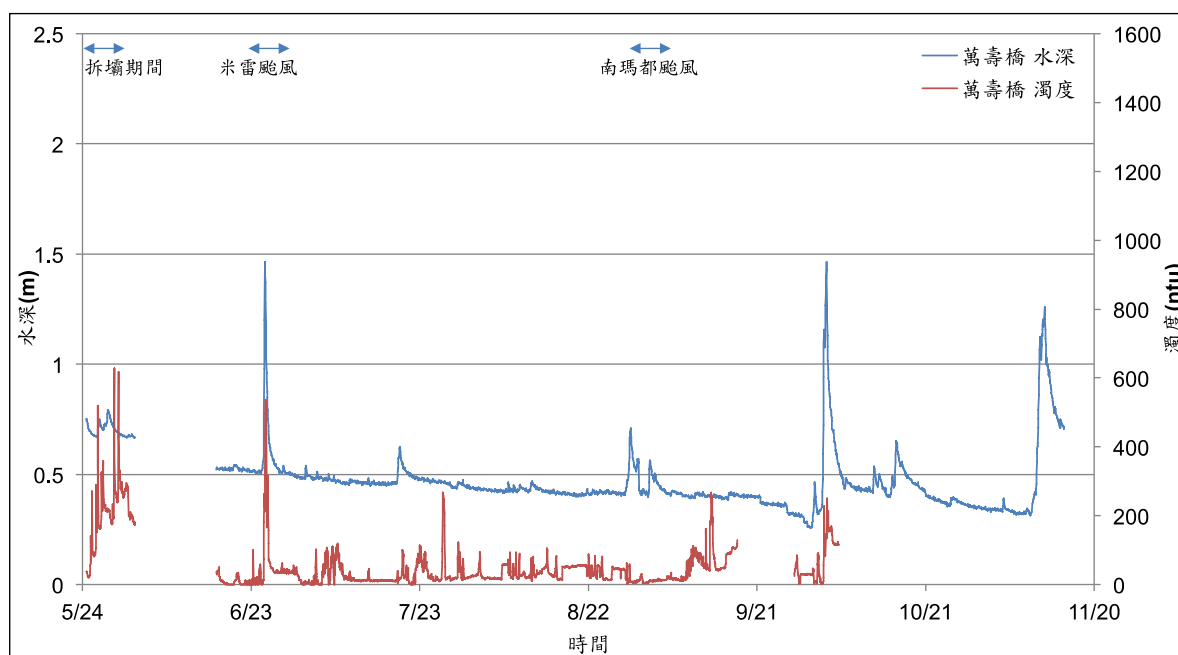


圖 12-14 萬壽橋水位濁度(資料來源：本研究資料)

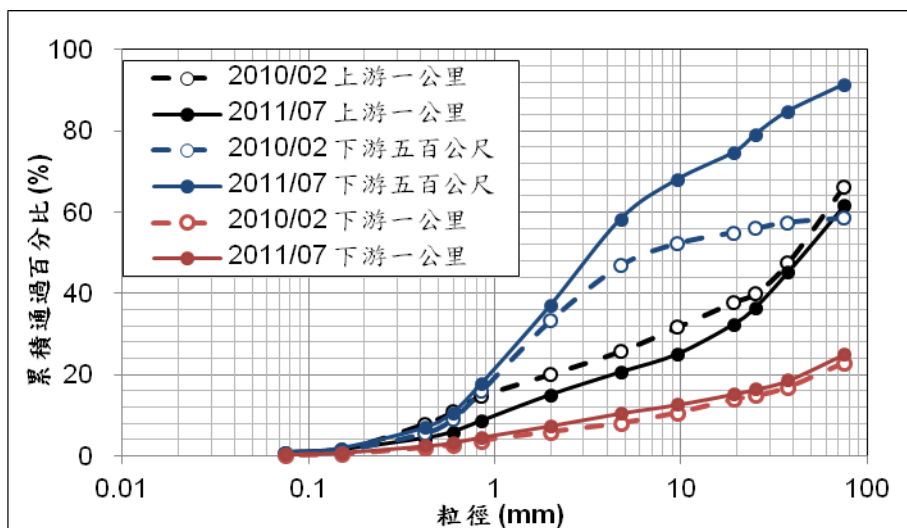


圖 12-15、明坑挖掘各區粒徑分佈比較圖(資料來源：本研究資料)

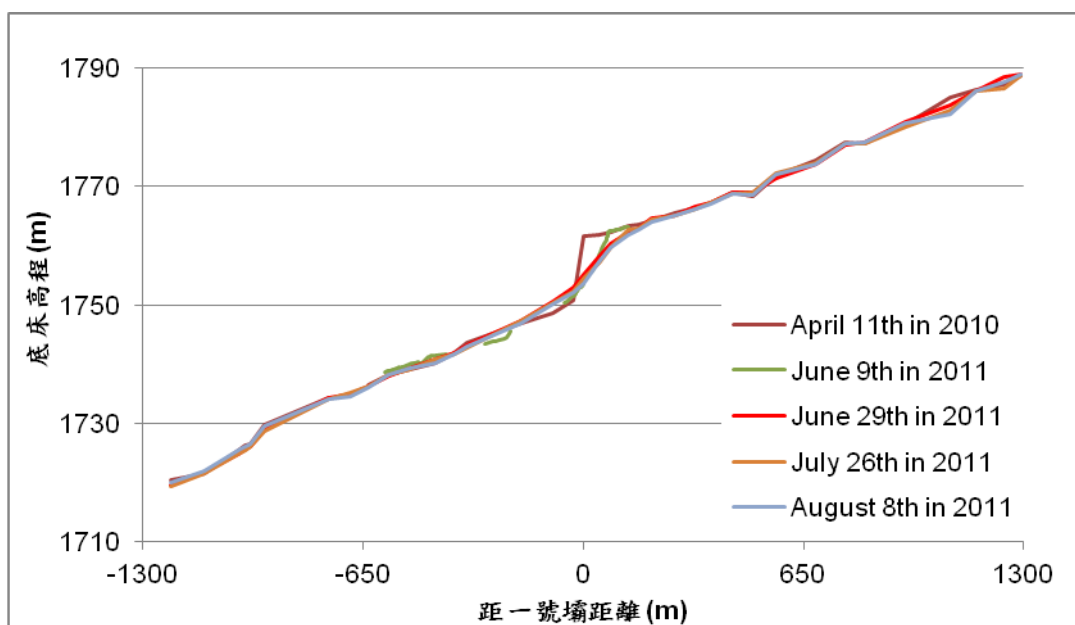


圖 12-16、七家灣溪縱斷面線比較圖(資料來源：本研究資料)

附錄一

「武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究」案期中簡報會議紀錄

壹、開會時間：100年6月21日（星期二）上午9時

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：劉偉琪、林幸助、楊正澤、郭美華、吳聲海、曾晴賢、官文惠、孫元勳、葉昭憲、林永昌、蔡尚惠、王綱川、王昭賢、鍾銘山、劉金龍、楊國華、江翠玲、鐘燕錦、張凱璫、劉惠芳、廖林彥、于淑芬、陳堃霖、范瑞賢、陳家鴻、謝銘銓、俞錚皞、鄭凱良、何瑞玉、楊凱仲、傅國銘、鍾宏昇、汪惠琪、梁秀芸、潘振彰、楊勝福、宋宜玲、王榮光、劉逸婷、詹育華、黃鴛玉、張燕玲、張滋芳、江宛樺、吳宏彬、胡景程、林良瑾、莊怡麗、林資沁、張顥嚴、陳彥谷、郭家暢、葉峻銘、丘明智、王永賢、張志豪、張文宏、洪敏瑜、蘇珊慧、張承雅、王怡蓁、林奕甫、廖冠茵

伍、討論：

（一）梁秀芸技士發言：

1. 請教葉老師，壩體在拆除前有先填土，所填的泥沙後續是否進行處理？
2. 請教官老師，報告書 p23 提到目前的水質適合櫻花鉤吻鮭存活，但水質存活標準為何？可否表列出櫻花鉤吻鮭的水質生存標準，提供未來經營管理上明確的污水排放指標。

葉昭憲副教授回應：因為法律規定挖出的土方不能離開河道，因此才將土方填至壩基，這樣可以避免泥沙直接被沖走，德委會也相對較能接受，另外先填土也可以避免壩體在施工中直接垮掉。目前堆積的土方就先放著。

官文惠副教授回應：報告書所列出的水質標準是環保署所訂定的甲級水體分

類標準，但鮭魚環境應該比甲級標準更高，目前採用的標準都是依據台大陳弘成教授所訂出的標準，這部分可在期末報告中補充。另外，是否可依據櫻花鉤吻鮭的存續，訂出各個類別的水質排放標準，這部分或許可請教林老師及其他團隊共同研擬。

(二) 葉昭憲副教授發言：

1. 請教王筱雯助理教授團隊，水位計、濁度計及水質儀所收集的水位及水質資料是何時開始收集，能否提供其他團隊使用，以摒除一些降水的影響？
2. 雖拆壩前有進行模型試驗，且模型試驗結果是拆完後泥沙就被沖走，但因實際施工的情況與原先試驗有差異，因此建議可以重新進行模擬，以預測大概幾次大水後，泥沙會被帶走！

王剛川先生回應：儀器的架設是在施工前的一星期，目前水位計、濁度計等儀器的資料可以提供出來，至於相關模擬部分則將再與王筱雯老師討論。

(三) 林幸助教授發言：

1. 請教王筱雯助理教授團隊，監測錄影所使用兩種攝影有何差異？
2. 請教官文惠副教授，水質分析目前有測量 TOC，可否多測一個 DOC？

王剛川先生回應：兩種攝影機的解析度不同，設置的空間及方便性也不同，一種可設定全時錄影，一種為每小時拍攝一張！夜間則有架設紅外線。

教官文惠副教授回應：目前所測的 TOC 相當於 DOC，若要測 TOC，因為濃度低，需要再測試看看是否可行！

(四) 于課長淑芬發言：

1. 請教官文惠副教授，報告書中未見氮氮的資料，請再補充。另外回收土地的資料及山溝水資料是否可以將數據列表，放入報告書。
2. 請教王筱雯助理教授團隊，是否進行七家灣溪一號壩以外的監測，泥沙的沖積量是否可以計算至上游(三號、四號壩)的泥沙量，再和一號壩的資料進行比較，以瞭解泥沙的沖積不是因為一號壩壩體改善的影響。
3. 請教葉昭憲副教授，高山溪壩體已經拆了 10 年，雖然壩翼仍留著，但

是否已接近自然河川？

官文惠副教授回應：資料會依建議在期末報告補上。

王剛川先生回應：目前監測樣站包括上游 100、200、500 公尺及 1 公里，下游 500 公尺及 1 公里等處，其餘的部分將與王筱雯老師討論後回覆。

葉昭憲副教授回應：由於在高山溪拆壩前沒有進行物理棲地的調查，也沒有原始未干擾棲地的資料，如果要證明是否棲地復育的狀態，可能的做法是以二號及三號壩中間沒有干擾的河段做為自然棲地來進行比較！

(五) 林幸助教授發言：請教吳聲海副教授，今年上半年是反聖嬰的一年，所以春季較冷，阿里山的蛙類生殖季延後，但武陵與觀霧的生殖季又往前？是否可再說明清楚一點。

吳聲海副教授回應：目前 6 月已開始有族群在繁殖了，但究竟是去年未繁殖完的個體今年較早開始繁殖，或者是低海拔的個體跑到高海拔繁殖？或者與食物的量是否有關？這部分需要再釐清！

(六) 胡景程助理發言：

1. 請教吳聲海副教授，在研究過程中是否有發現畸形蛙？
2. 現在武陵的植群是否達到穩定狀態？

吳聲海副教授回應：都沒有發現畸形蛙。

蔡尚惠助理教授回應：目前武陵植被歧異度指數仍低於天然的闊葉林，預期未來最多的樹種就是台灣二葉松及台灣赤楊。

(七) 葉昭憲副教授發言：過去文獻指出有些生物於拆壩後立即就回復，有些則需要較長的時間才能回復，因此建議每個研究類科找一個具代表性的指標，例如：以棲地來看可以用粗石的比例做為指標，因此，建議本研究各類別研究團隊提供資料，以畫出壩體改善前後武陵生態系反應圖！

林幸助教授回應：這是今年研究團隊的目標！也是要求有共同採樣的原因！最簡單的指標就是物種數量，或者種類組成！另外也可以作一個 SOP 出來，提供未來河川復育工程的典範！

(八) 于淑芬課長發言：

1. 請教曾晴賢教授，老師從很早就開始調查鮭魚，高山溪從 2001 年拆壩到現在已經 10 年，拆壩的目的是使鮭魚迴游，是否可請曾老師由魚的觀點來檢視高山溪拆壩 10 年後，是否已回復到原始河川的狀況。
2. 請教孫元勳教授，綠蓑鷺幾年前是出現在高山溪且數量蠻多的，今年只調查到一隻，但魚的數量今年比去年多，所以兩者似乎沒什麼關係？

曾晴賢教授回應：我覺得整個高山溪的環境若能寫一個完整的報告，是很不錯的，並可用來預測七家灣溪拆除後的走向，將與林老師及葉老師討論將資料作總整理。

孫元勳教授回應：今年出現在 2-3 號壩間，也是鮭魚數量比較多的地方，高山溪鮭魚數量可能不及過去在綠蓑鷺出現在高山溪的那年，需要再去比對一下資料。

(九) 廖林彥主任發言：研究最大價值是可以在經營管理上使用，七家灣溪改善後是否符合預期，使得大雨沖下來的魚也能迴游至上游？另外拆壩也造成了一些傷害，如何對外說明？

曾晴賢教授回應：在 5/31 拆完壩後一個星期(6/11)，已經發現有鮭魚及鯛魚上溯到一號壩上游，包括小的鯛魚，表示這個工程作得很好。雖然可能會被質疑下游深潭的消失，但一般深潭中不太有水棲昆蟲，水棲昆蟲通常在瀨區卵石上或底下，所以下游的深潭通常是給魚棲息的空間，且深潭是動態性的。我們所看到的深潭都是岩盤的底，因此洪水來後就會回復原本的深潭。原本在一號壩以下的族群，在拆壩前都是死族群，但拆壩後讓魚可以往上游。雖然對下游有些擾動，但就量來講是微不足道的。可再加強說明壩體改善使得魚能由下游往上游！

林幸助教授回應：要評估復育成就的好壞，要由各方面整體來看，由文獻回顧來看國外研究有很多不確定性，所以我們的監測更顯得重要。

(十) 劉金龍課長發言：拆壩後是否增加輸砂及對殘材的攜帶，是否會影響河床邊的生態復育中心，而最可能的砂石堆積點會從那邊開始？

曾晴賢教授回應：過去此區輸砂的情形最嚴重的一次是在賀伯颱風的時期，理論上萬壽橋處不太容易淤積，所以如果能通過一號壩，應該都能

通過萬壽橋。或許會有人擔心一號壩拆除後，泥沙沖積下去的影響，但其實應考量德基水庫的上游仍有其他的防砂壩，包括松茂等，就算真的有影響，相對於德基水庫逐年的淤積量而言，也是微不足道的。若能從定量的角度去看，可作比較精確的換算。另外，一號壩本來就已經不完全，水保局過去統計防砂壩壽命是 15 年，一號壩已經 30 年了，所以早晚會垮掉，如果沒有在安全的季節動手，對下游的危害反而會有加重的影響。

葉昭憲副教授回應：目前的情況非實驗當初的情況，如果依據去年的模擬情況，到復育中心都不會受到影響。之後將會補充呈現德基水庫的年淤沙量，相對於年淤沙量來看，壩體改善的影響是很有限的。至於多久才能把這些沙沖走，我倒覺得不會那麼快，上游河道的變動可能也不是一年就穩定。倒是上游的殘材如果堵塞，管理處這邊可能需要再處理，但清理的頻率也是半年或一年一次。

(十一) 鍾銘山副處長發言：管理上應該是動態的管理，究竟監測上要做到什麼時候？找一些問題出來！我們作調查常常順著資料作正面的解讀，但是否可以找到一些更深入的問題！這樣我們再持續作監測！

陸、結論：

- (一) 本次期中簡報審查請受託單位依據上述意見修正補充內容後，繳交修正後報告書至本處保育課，經確認無誤後方通過審查。
- (二) 本期中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長期監測暨整合研究」案期末簡報會議紀錄

壹、 開會時間：100年12月23日（星期五）上午9時

貳、 開會地點：雪霸國家公園管理處 第二視聽室

參、 主持人：林青處長

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、成功大學王筱雯助理教授、明志科技大學官文惠副教授

德基水庫集水區管理委員會：黃俊耀

雪霸國家公園管理處：林青處長、鍾銘山副處長、鄭瑞昌秘書、于淑芬課長、方少華主任、廖林彥主任、王榮光、汪惠琪、徐燕鈞、高淑貞、劉逸婷、詹育華、楊國華、林淑芬、潘振彰、宋宜玲、劉惠芳、楊勝福、

其他人員：黃生福、胡維娟、陳博璋、張志豪、陳彥谷、邱明智、倪郁涵、王俊強、張顥嚴、王綱川、王昭賢、張家豪、林金龍、許鳳育、莊怡麗、劉政欣、林良瑾、廖冠茵、張文宏、王怡蓁、洪敏瑜、洪孝宇、林鶯熹

伍、 與會討論

第一階段討論

(一)楊正澤教授提問：報告敘明壩體上面物理棲地呈碗狀，請教河道左岸的變動情況如何？未來是否呈現斜坡，並慢慢有植被出現？

葉昭憲副教授回應：未來側向侵蝕左岸比右岸明顯。

王筱雯教授回應：侵蝕方面應為水利及幾何侵蝕同時進行，今年颱風較小，所以侵蝕不明顯，未來遭遇較大的颱風仍會持續侵蝕，直到侵蝕穩定植被才開始出現。

(二)于淑芬課長提問：

1. 由報告得知一號壩下游水蟲影響較大，壩體改善對水蟲的影響與颱風對水蟲的影響程度是否相當？能否增加壩體改善對水生昆蟲的影響與颱風對水蟲影響之比較資料？

2. 由報告得知壩體改善堆積壩下河段至 630 公尺左右，然今年颱風與降雨較少，能否得知壩體改善對下游泥沙堆積量有多少？

郭美華副教授回應：今年洪水事件屬於中小型，目前壩體改善與今年洪水事件的影響效益差不多。未來會結合流量數據，探討颱風對水蟲之影響與壩體改善影響之比較。

林幸助教授回應：或許可從兩方面的比較，釐清兩者的影響效益，第一、一號壩上游測站水棲昆蟲的變化，可能主要是受洪水事件，藉由比較上下游監測資料，可區分洪水或拆壩影響效應；第二、與去年同期背景資料比較蟲數、種類組成，可得知今年拆壩影響。。

王筱雯助理教授回應：報告中的結果為調查至目前為止泥沙淤積的監測結果，但不代表未來不會持續影響。在探討泥沙淤積上，需區分粗顆粒與細顆粒，去年報告提到一號壩攔蓄 20 萬立方泥砂，但不代表拆壩後所有的泥沙都會往下帶，個人觀察推測目前帶下來約評估之 1/3 左右，但此為粗估數值，實際的淤積量需密集的調查後才能得知。然而可能造成水庫淤積的顆粒多為細顆粒的淤積，而非粗顆粒，因此需要進行濁度監測。所以，上游粗顆粒的監測變化所能代表水庫淤積效應，尚待商確。

(三)德委會黃俊耀先生提問：報告中未提及拆壩後對於兩岸保護工的改變，因過去高山溪壩體拆除後對蛇籠會有破壞，請教目前七家灣溪的情形是如何？

王筱雯助理教授回應：目前尚未觀測到一號壩改善後會對兩岸保護工造成破壞，未來會持續觀察並納入報告中。

林青處長總結：本年度研究重點著重在壩體改善的影響，但因為今年颱風較小，目前看不出颱風的影響及兩岸的衝擊，未來需持續監測來釐清，期望在明年年度研究中新增對河岸邊坡的影響觀測。至於需要雪管處協助的避雷設施及網路等問題，將與處內環境課協調如何進行。

(四)楊正澤教授提問：由蔡尚惠助理教授拍攝的植被變化，可知研究資料以年度來檢視，不同年同月的照片似乎有一些變動，可見自然界的變動未必以一年為週期。另外，有勝溪左岸生長植被的生物量以及輸入水中的過程，建議之後植被調查可以與物理棲地相結合，以變瞭解喬木層的變化。

(五)于淑芬課長提問：

1. 請教蔡尚惠助理教授，報告中提及七家灣溪植被植群不穩定，請教高山溪相對穩定河道的環境，該處植群如何？
2. 七家灣溪水蝸變化大，其代表意義如何？
3. 在拆壩後河道改變，植物相改變，那對濱溪昆蟲是否有影響？

蔡尚惠助理教授回應：近幾年才在高山溪蛇籠旁設樣區，植物的覆蓋確實比過去高，也驗證河道穩定後濱岸植群的拓增，但是否能成林仍需要觀察。

吳聲海副教授回應：蝸類在陸生水生都有，藉由寄生水生昆蟲為生，過去研究少，而在過去研究有採集過，曾有段時間減少，今年又再增加。目前無法得知其水生昆蟲的寄主為何。數量上的回復可能需要待水生昆數量回復後才會回復。

楊正澤教授回應：因為今年研究期間未有較嚴重的降雨事件，目前採到的陸生昆蟲數量並未減少，反而略微增加，採集到的昆蟲類群可能存在於兩岸森林中的環境，因此需要等待下一次較大的颱風衝擊，才能印證棲地改善後，對各類群及鮭魚的影響。

(六)林青處長提問：

1. 前一節的報告敘明拆壩前後水棲昆蟲變化不大，但剛孫元勳教授提到，拆壩後河鳥數量變化是因為水棲昆蟲的影響？兩者的影響究竟為何？
2. 有關動物廊道的部分，本處對兩生類該如何進行保護？

孫元勳教授回應：相對於上游而言，拆壩後下游水棲昆蟲的回復數量較差，而鳥類的部分也是在此段的數量有所變化。

林幸助教授回應：下午將對拆壩對各類群影響有一個整體的報告，但總體而言對水蟲是有影響的，且透過食物鏈影響到鳥類。

吳聲海副教授回應：目前路死情形多發生在武陵山莊，若路底下有灌溉的水溝或類似的通道，就能提供他們遷移的通道，但在武陵山莊的地方沒有，或許可以往這方面去思考。

(七)葉昭憲教授提問：苦花跑到高山溪是否有特殊的意義？

曾晴賢教授回應：因拆壩導致河段擾動，苦花往支流較穩定環境躲避，等棲地的擾動穩定後，魚群就會再回主流。另外能上溯的鮭魚體型與坡降有很明

顯的相關，鮭魚溯游能力高於苦花，且鮭魚喜歡水溫較低的河段，所以上溯的意願高於苦花。

(八)鍾銘山副處長提問：

1. 山溝水與排水溝的監測在這幾年都可證實此處水質影響七家灣溪，但近年濱岸植被生長良好，是否會因此減低山溝水及排水溝的影響，能否增加與過往監測資料的比較分析，可提供處內與武陵農場協調。
2. 未來面對氣候變遷的不穩定性，本年度拆壩是否會被質疑造成負面的影響？

官文惠副教授回應：透過比對航照圖及過往資料，硝酸鹽濃度的確有比過往稍低，但仍然比鄰近地區高，未來此部分將納入探討。

王筱雯助理教授回應：國外研究有針對不同物種的回復時間作探討，建議之後可以針對各物種的回應時間與目標物種的回復時間作探討。另外，在氣候變遷不穩定下，即便我們未進行拆壩也難保證棲地不會受到干擾。

(九)于淑芬課長提問：由魚類報告得知，高山溪二號壩目前有一些倒木，管理站今年已經將這些壩做一些處理，不知後續是否需要進一步處理？另外因為拆壩影響，一些鮭魚到高山溪避難，但高山溪一號壩因殘材壩的落差，不知是否有更確實的建議？例如把殘材壩鋸到什麼程度？斷木需多短？請提供更具體建議。

曾晴賢教授回應：目前高山溪殘材壩造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔。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，再由洪水攜帶而下。相關具體建議將納至報告書中。

(十)楊正澤教授建議：目前陸棲昆蟲的資料來看，拆壩前後目前的資料尚未發現明顯的影響。但未來仍須進行監測來確認可能的影響。

陸、結論：

- (一) 本次期末簡報審查原則上通過，請受託單位依據上述意見修正補充內容，繳交成果報告書至本處保育課。
- (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